

Ciencia del Suelo

Desde 1983

Desde 1983
la revista científica
de la Asociación Argentina
de la Ciencia del Suelo



Ciencia del suelo - online <https://cienciadelsuelo.suelos.org.ar/> publicada semestralmente (junio-diciembre) por la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo

COMISIÓN DIRECTIVA ASOCIACIÓN ARGENTINA DE LA CIENCIA DEL SUELO

Presidenta: Ing. Agr. (Dra.) Silvia del Carmen Imhoff

Vicepresidente: Ing. Agr. (MSc) María Rosa Landriscini

Secretario: Ing. RRNN (MSc) Raúl O. Cáceres Díaz

Prosecretaria: Ing. Agr. (Dra.) María V. Basanta

Secretaria de actas: Ing. Agr. (MSc) Patricia F. Carfagno

Tesorero: Ing. Agr. (MSc) Osvaldo A. Barbosa

Protesorero: Ing. Agr. (Dr.) Guillermo A. Studdert

Vocal Titular: Ing. Agr. (MSc) María Victoria Cremona

Vocal Titular: Ing. Agr. (Dr.) Daniel Alberto Riscosa

Vocal Titular: Ing. Agr. (Dr.) Mario Guillermo Castiglioni

Vocal Titular: Ing. Agr. (Dr.) Diego J. Cosentino

Vocal suplente: Ing. Agr. (MSc) Alicia B. Irizar

Vocal suplente: Ing. Agr. Matías Ezequiel Duval

Vocal suplente: Ing. Agr. Rafael Villarreal

Vocal suplente: Ing. Agr. (Dra.) María Marta Caffaro

Revisor de cuentas: Ing. Agr. Marcos Darío Bongiovanni

Revisor de cuentas: Ing. Agr. Claudia Marcela Giletto

Ciencia del suelo - online <https://cienciadelsuelo.suelos.org.ar/> publicada semestralmente (junio-diciembre) por la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo

EDITOR RESPONSABLE CIENTÍFICO

Ing. Agr. (Dr.) Guillermo A. Studdert
(Universidad Nacional de Mar del Plata)
Behring 2519, CABA
revista.cienciadelsuelo@gmail.com

EDITORAS TÉCNICAS

Helena Rimski-Korsakov
Andrea Herrera Tobon

DISEÑO GRÁFICO

Djasmine Deluca Alfano

COMITÉ EDITORIAL

Antonela Iturri (Universidad Nacional de La Pampa. CONICET)
Bruno J. R. Alves (EMBRAPA. Agrobiología. RJ. Brasil)
Celio Chagas (Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires)
Filipe Behrends Kraemer (Universidad de Buenos Aires – CONICET)
Germán Soracco (Universidad Nacional de La Plata. CONICET)
Juan Cruz Colazo (INTA - Universidad Nacional de San Luis)
Lucas Moretti (INTA – Cerro Azul)
Marta Alfaro Valenzuela (INIA – Remehue. Chile)
Nahuel Reussi Calvo (Universidad Nacional de Mar del Plata. CONICET)
Romina Romaniuk (INTA. Instituto de Suelos. CIRN)
Silvina Vargas Gil (INTA – IPAVE)

EQUIPO TÉCNICO

Revisora de idioma

Viviana Innocentini (Facultad de Ciencias Agrarias, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Buenos Aires. Argentina).

REVISORES DEL VOLUMEN 42 (1)

Barbieri, Pablo Andrés
Behrends Kraemer, Filipe
Beltrán, Marcelo Javier
Bouza, Mariana
Colazo, Juan Cruz
Del Pino, Amabelia
Domínguez, Germán Franco
Fernández, Patricia Lilia
Gabioud, Emmanuel Adrián
Giubergia, Juan Pablo
Imbellone, Perla Amanda
Panebianco, Juan Esteban
Rojas, Julieta Mariana
Sainz, Daiana
Steinbach, Haydée Sara
Wyngaard, Nicolás

Ciencia del suelo - online <https://cienciadelsuelo.suelos.org.ar/> publicada semestralmente (junio-diciembre) por la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo

PROPOSITO Y ALCANCE

Ciencia del Suelo es la revista científica de la Asociación Argentina de Ciencia del Suelo. Es una revista internacional que publica artículos científicos originales en las áreas de las Ciencias del Suelo, del Ambiente y la nutrición Vegetal. Promueve, de manera especial aunque no exclusiva, las investigaciones que conllevan al mayor conocimiento de los suelos de la Argentina y países de Latinoamérica.

Ciencia del Suelo considera manuscritos relacionados a: química, física y biología de suelos; manejo de tierras y aguas; génesis, clasificación, mineralogía y taxonomía de suelos: fertilidad de suelos y nutrición de plantas: contaminación de suelos y medio ambiente; y educación en ciencias del suelo.

Los artículos pueden ser:

- (1) Trabajos: resultados de investigación científica teórica, experimental o de campo que signifiquen un aporte original al conocimiento en suelos;
- (2) Notas científicas: trabajos de menor envergadura pero que representan un avance significativo en el conocimiento o en el desarrollo de una metodología;
- (3) Revisiones o actualizaciones: resumen el estado actual del conocimiento sobre un tema;
- (4) Miscelánea: en esta sección se presentan puntos de vista teóricos, avances en metodología o avances en educación, respaldados y fundamentados por elementos técnicos y bibliográficos actualizados. también trabajos realizados a pedido sobre temas especiales, realizados por invitados de relevancia científica.

Los artículos son revisados por pares, recurriéndose al menos a dos árbitros. El proceso de arbitraje es confidencial, a menos que algún arbitro prefiera lo contrario. Ciencia del Suelo se reserva el derecho de publicar, sugerir modificaciones o rechazar un artículo.

ÍNDICE VOLUMEN 42 1

TABLA DE CONTENIDOS

FÍSICA, QUÍMICA Y FÍSICO-QUÍMICA DE LOS SUELOS

USO DE LA ESPECTROSCOPIA VISIBLE E INFRARROJO CERCANO PARA ESTIMAR PROPIEDADES DE SUELO EN ARGENTINA

USE OF VISIBLE AND NEAR INFRARED REFLECTANCE SPECTROSCOPY TO ESTIMATE SOIL PROPERTIES IN ARGENTINA

Daniela Ortiz^{1,2}, *Juan Martín de Dios Herrero*^{1,2}, *Nanci Kloster*^{1,2*}

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria "Ing. Ag. Guillermo Covas", Anguil.

² Universidad Nacional de La Pampa. Argentina.

* Autor de contacto: kloster.nanci@inta.gob.ar 1

FERTILIDAD DE SUELOS Y NUTRICIÓN VEGETAL

FERTILIZANTES Y ENMIENDAS CÁLCICOS EN SOJA FORRAJERA SOBRE MOLISOLES DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA

CALCIUM FERTILIZERS AND AMENDMENTS ON FORAGE SOYBEAN IN MOLLISOLS OF BUENOS AIRES PROVINCE, ARGENTINA

Daniel Adalberto Ferro^{1*}, *Victor Hugo Merani*¹, *Guillermo Millán*¹, *Luciano Larrieu*¹, *Matilde Mur*¹, *Tatiana Cinquetti*¹, *Facundo Guilino*¹, *María Florencia Zanardi*¹, *Marcial Pablo Paradela*¹, *Esteban Ivan Pereira*¹, *Maria Clara Donadelli*¹, *Jose Augusto Imaz*²

¹ Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales Universidad Nacional de La Plata. Buenos Aires, Argentina.

² The University of Sydney. Sydney, Australia.

* Autor de contacto: daniel.ferro@agro.unlp.edu.ar 14

MANEJO Y CONSERVACIÓN DE SUELOS Y AGUAS. RIEGO Y DRENAJE

PREPARO CONVENCIONAL CONVERTIDO PARA SEMEADURA DIRETA: EFEITOS NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO E NO MILHO

CONVERSION FROM CONVENTIONAL TILLAGE TO NO-TILLAGE: EFFECTS ON SOIL CHEMICAL PROPERTIES AND CORN PRODUCTION

Ben-Hur Natal Dal Piva^{1*}, *Ildgardis Bertol*¹, *Davi Ney Santos*¹, *Venesa Pinto dos Santos*¹, *Gilmar Luiz Mumbach*¹, *Artur Kauling*¹, *Marco Frúhauf de Oliveira*¹

¹ Universidade do Estado de Santa Catarina. Brasil

* Autor de contacto: benhurpiva059@hotmail.com 29

EFFECTO DEL RIEGO SUPLEMENTARIO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS Y FÍSICAS EDÁFICAS EN EL SUDOESTE BONAERENSE

EFFECT OF SUPPLEMENTARY IRRIGATION ON THE SOIL CHEMICAL AND PHYSICAL PROPERTIES IN THE SOUTHWESTERN BUENOS AIRES PROVINCE

*Carina Rosa Alvarez*¹, *Haydée Sara Steinbach*¹, *Helena Rimski-Korsakov*^{1*}, *Esteban Ariel Ciarlo*¹

¹ Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Argentina

* Autor de contacto: rimski@agro.uba.ar 39

UN MÉTODO SIMPLE Y RÁPIDO PARA DETERMINAR LA ESTABILIDAD DE AGREGADOS EN ENTISOLES FRANCO ARENOSOS

A SIMPLE AND FAST METHOD TO DETERMINE AGGREGATE STABILITY IN SANDY LOAM ENTISOLES

Gisela Vanesa García^{1,2*}, *R.E. Ontivero*^{2,3}, *M.A. Lugo*⁴, *G.A. Studdert*¹

¹ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. Argentina

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Argentina

³ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria San Juan. Argentina

⁴ Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia, Instituto Multidisciplinario de Investigaciones Biológicas (IMIBIO-CONICET UNSL), Universidad Nacional de San Luis (UNSL). Argentina

* Autor de contacto: gisela_garcia@hotmail.com 50

ANÁLISIS ESPACIAL MULTIVARIADO PARA ZONIFICACIÓN POR RIESGO DE EROSIÓN EÓLICA EN SUR DE CÓRDOBA

MULTIVARIATE SPATIAL ANALYSIS FOR ZONING BASED ON WIND EROSION RISK IN SOUTHERN CÓRDOBA

Catalina Bozzer Marini^{1,2*}, *José M. Cisneros*^{1,2}

¹ Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba, Argentina

² Instituto de doble dependencia de Investigaciones Sociales, Territoriales y Educativas. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (ISTE-CONICET)

* Autor de contacto: cbozzer@ayv.unrc.edu.ar 63

GÉNESIS, CLASIFICACIÓN, CARTOGRAFÍA Y MINERALOGÍA DE SUELOS

LAMELAS EN HAPLUSTOLES DEL CENTRO OESTE DE CÓRDOBA (ARGENTINA): MORFOLOGÍA Y EFECTO EN LA PERMEABILIDAD

LAMELLAE IN HAPLUSTOLLS FROM CENTRAL WEST CÓRDOBA (ARGENTINA): MORPHOLOGY AND EFFECT ON PERMEABILITY

*Américo José Degioanni*¹, *María Silvana Amín*¹, *Miguel Alejandro Becerra*¹, *Yanina Chilano*¹, *Rosana Marzari*¹, *Baltazar Parra*¹, *Marcos Darío Bongiovanni*^{1*}

¹ Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina

* Autor de contacto: mbongiovanni@ayv.unrc.edu.ar 80

NOTAS

DEPÓSITO DE SEDIMENTOS EÓLICOS EN UN PARCHE FORESTAL DEL AGROECOSISTEMA DEL SEMIÁRIDO PAMPEANO

DEPOSITION OF AEOLIAN SEDIMENTS IN A FOREST PATCH IN THE SEMI-ARID PAMPAS AGROECOSYSTEM

Fernando Avecilla^{1*}, *Juan Esteban Panebianco*¹, *Rocio Noelia Comas*¹,

*Laura Antonela Iturri*¹, *Laura Andrea de Oro*¹, *Daniel Eduardo Buschiazzi*¹

¹ Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Universidad Nacional de La Pampa. Argentina.

* Autor de contacto: ferave85@hotmail.com 91

ANAEROBICALLY MINERALIZED NITROGEN WITHIN MACROAGGREGATES AS INDICATOR OF WHEAT NITROGEN NUTRITION

NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS EN MACROAGREGADOS COMO INDICADOR DE LA NUTRICIÓN NITROGENADA DE TRIGO

Vanessa García Gisela^{1,2*}, *Nahuel Ignacio Reussi-Calvo*^{1,2}, *Nicolás Wyngaard*^{1,2}, *Fernanda Covacevich*^{2,3}, *Guillermo Alberto Studdert*¹

¹ Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP, Unidad Integrada Balcarce

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

³ Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología-Fundación para las Investigaciones Biológicas Aplicadas.

* Autor de contacto: gisela_garcia@hotmail.com 103

USO DE LA ESPECTROSCOPIA VISIBLE E INFRARROJO CERCANO PARA ESTIMAR PROPIEDADES DE SUELO EN ARGENTINA

Daniela Ortiz^{1,2}, Juan Martín de Dios Herrero^{1,2}, Nanci Kloster^{1,2*}

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria "Ing. Ag. Guillermo Covas", Anguil.

² Universidad Nacional de La Pampa. Argentina.

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue desarrollar modelos de calibración por espectroscopía visible e infrarrojo cercano (Vis-NIRS) para la predicción del contenido de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (N), arcilla+limo, y pH en suelos de Argentina, aplicando diferentes técnicas de pretratamiento matemático de los datos espectrales. Se seleccionaron 154 muestras de suelo con características físico químicas contrastantes, se secaron y tamizaron a 2 mm previo al análisis de CO, N, pH y arcilla+limo mediante métodos de referencia. Luego se obtuvo el espectro Vis-NIR (400 a 2500 nm) de cada muestra en modo reflectancia. El conjunto de muestras fue dividido aleatoriamente en dos grupos: uno para obtener el modelo de calibración (80 %) y el otro para la validación del modelo (20 %). Se utilizaron ocho técnicas de pretratamiento de la información espectral y luego se seleccionó la mejor para cada parámetro, con el criterio de obtener el mínimo error estándar de la validación cruzada (EEVC), máximo coeficiente de determinación de la validación cruzada (R^2_{cv}) y máxima desviación predictiva residual (RPD). Los modelos de calibración se obtuvieron utilizando regresión de cuadrados mínimos parciales modificada (MPLS) y validación cruzada con cinco etapas. Los mejores modelos para la predicción de CO y N se obtuvieron con los espectros sin procesar (RPD=4,69 y 3,65 respectivamente); para pH se obtuvo con la técnica variación normal estándar con segunda derivada (RPD=2,27) y para arcilla+limo con corrección de dispersión múltiple y segunda derivada (RPD=2,83). El desempeño de los modelos aplicados sobre el grupo de testeo y calibración fue similar. Los resultados indican que la elección apropiada de la técnica de pretratamiento de datos espectrales puede optimizar la calibración. Vis-NIRS es una herramienta valiosa para el monitoreo de suelos en Argentina, como complemento de los métodos tradicionales de análisis.

Palabras clave: modelos de calibración local; técnicas de pretratamiento; nitrógeno; arcilla + limo; carbono orgánico; pH del suelo.

USE OF VISIBLE AND NEAR INFRARED REFLECTANCE SPECTROSCOPY TO ESTIMATE SOIL PROPERTIES IN ARGENTINA

* Autor de contacto:
kloster.nanci@inta.gob.ar

Recibido:
16-11-23

Recibido con revisiones:
16-04-23

Aceptado:
17-04-23

ABSTRACT

The aim of this study was to develop visible and near-infrared spectroscopy (Vis-NIRS) calibration models for predicting the content of organic carbon (OC), total nitrogen (N), clay + silt, and pH values in soils from Argentina, employing different mathematical preprocessing techniques for spectral data. A total of 154 soil samples with contrasting physicochemical characteristics was selected, dried, and sieved to 2 mm prior to the analysis of OC, N, pH, and clay + silt using reference methods. Subsequently, the Vis-NIR spectrum (400 to 2500 nm) of each sample was obtained in reflectance mode. The sample set was randomly divided into

two groups: one for calibration model development (80%) and the other for model validation (20%). Eight preprocessing techniques for spectral information were employed, and the best one for each parameter studied was selected based on the criteria of achieving the minimum standard error of cross-validation (EECV), maximum coefficient of determination of cross-validation (R^2_{cv}), and maximum residual predictive deviation (RPD). Calibration models were obtained using modified partial least squares regression (MPLS) and five-fold cross-validation. The best models for predicting OC and N were obtained with the raw spectra (RPD=4.69 and 3.65 respectively); for pH, the best model was obtained using the standard normal variate preprocessing technique with the second derivative (RPD=2.27), and for clay + silt, the best model was obtained with multiple scattering correction and second derivative (RPD=2.83). The performance of the models applied to the calibration and testing groups was similar. The results indicate that the appropriate choice of spectral data preprocessing technique can optimize calibration for the prediction. Vis-NIRS is a valuable tool for soil monitoring in Argentina, complementing traditional analysis methods.

Keywords: local calibration models; preprocessing techniques; nitrogen; clay + silt; organic carbon; soil pH

INTRODUCCIÓN

La espectroscopía visible e infrarrojo cercano (Vis-NIRS, por sus siglas en inglés visible and near infrared spectroscopy) se desarrolló como un método importante para el análisis de suelo en las últimas cuatro décadas (Food and Agriculture Organization [FAO], 2022). El espectro Vis-NIR de suelo provee una 'huella dactilar' de la composición molecular de la matriz del suelo (Viscarra Rosell et al., 2022). La materia orgánica, minerales de arcilla, óxidos de hierro, carbonatos y agua son los constituyentes primarios del suelo que causan la absorción en la región Vis-NIR. Debido a que estos constituyentes primarios se asocian a otras propiedades del suelo, Vis-NIRS es también una técnica aplicada para la medición de propiedades secundarias. Entre ellas la capacidad de intercambio catiónico, el pH, la salinidad (FAO, 2022) y la composición de la materia orgánica en el suelo (por ejemplo, el porcentaje de carbono de grupos carbonilo, aromáticos, y la relación de carbono alquílico a carbono aromático) (Terhoeven-Urselmans et al., 2006; Wetterlind et al., 2022). Actualmente la comunidad científica internacional está en discusión respecto de la capacidad de predicción de propiedades secundarias por Vis-NIRS (McBride, 2021; Viscarra Rossel et al., 2022) y como último recurso se recomienda que las predicciones de este tipo se realicen con calibraciones locales (McBride, 2021).

La tecnología Vis-NIRS tiene numerosas ventajas en comparación con los métodos tradicionales de análisis de suelo, tales como su rapidez, la no destrucción de la muestra y la caracterización simultánea de múltiples propiedades. Además, es una tecnología de bajo costo y amigable con el ambiente, debido a que requiere una mínima preparación de muestra y no utiliza reactivos químicos. Sin embargo, es importante destacar que Vis-NIRS no reemplaza los métodos tradicionales de análisis, sino que los complementa, debido a que su ejecución tiene un costo mucho menor que los métodos tradicionales. Es importante notar que se requiere una inversión inicial para adquirir el espectrómetro Vis-NIR y una base de datos de muestras de suelo analizadas por métodos de referencia de laboratorio (Ge et al., 2020). Aunque presenta importantes ventajas comparada con los métodos tradicionales de análisis, Vis-NIRS es una técnica analítica que frecuentemente requiere de la aplicación de pretratamiento a los datos espectrales, y siempre requiere del desarrollo de modelos matemáticos complejos para establecer una relación entre el espectro y las propiedades del suelo. La suma de un adecuado pretratamiento de los datos y elección de modelo multivariado, generan el modelo más robusto y exacto para la predicción de propiedades del suelo por Vis-NIRS (Carvalho et al., 2022).

El pretratamiento de los datos espectrales se realiza para eliminar información innecesaria y potenciar la capacidad predictiva de los modelos. Existen distintos pretratamientos entre los que destacan: detección de datos atípicos, selección de variables y pretratamientos matemáticos. Los datos atípicos no están dentro de la distribución normal del conjunto de calibración (Sørensen et al., 2021) y se detectan por supervisión de los espectros, conociendo los datos de manera integral para no eliminar datos extremos que podrían robustecer el modelo. La selección de variables se refiere a la selección de longitudes de onda ya que en los espectros Vis-NIR puede haber colinealidad y redundancia. La aplicación de los pretratamientos matemáticos, previo al modelado se considera un paso crítico para solucionar las variaciones espectrales sistemáticas no deseadas o distorsiones del espectro debidas a la distorsión de la luz. Los pretratamientos matemáticos más utilizados son los multiplicativos o de corrección de la dispersión. Uno de los más difundidos es SNV (Standard Normal Variate, por sus siglas en inglés), se utiliza para corregir variaciones de la línea base producida por la dispersión. Con este pretratamiento se centra cada espectro, restando el valor

medio de la absorbancia del espectro a los valores de absorbancia de cada longitud de onda, dividido todo ello por la desviación estándar. El método SNV suele aplicarse paralelamente al de remoción de tendencias (Detrend, D). Éste se trata de la aplicación de funciones polinómicas, usualmente de segundo grado, para eliminar tendencias curvilíneas que pueden tener los espectros, a medida que se aproximan a las longitudes de onda de las vibraciones fundamentales entre 1100 y 2500 nm (Barnes et al., 1989). Otro método, denominado MSC (Multiplicative Scatter Correction, por sus siglas en inglés), corrige los desplazamientos entre muestras aplicando a los espectros originales los parámetros de la recta, obtenida por mínimos cuadrados, representando los valores de absorbancia de un intervalo de longitudes de onda en el que no absorba el analito frente a los valores de absorbancia de un espectro de referencia (Naes et al., 2002; Sørensen et al. 2021). Finalmente, los métodos que emplean derivadas espectrales, de primer o segundo orden, tienen la capacidad de eliminar tanto los efectos aditivos como los multiplicativos en los espectros. La primera derivada se estima como la diferencia entre dos puntos de medición espectral consecutivos y elimina los desplazamientos de la línea base constantes. Mientras que la segunda derivada se estima mediante el cálculo de la diferencia entre dos puntos sucesivos del espectro de la primera derivada y elimina los desplazamientos que varían linealmente con la longitud de onda (Shenk et al., 2001). Las derivadas por el método de Savitzky-Golay (SG) incorporan un suavizado, por lo que el tamaño de ventana es un parámetro crítico. La notación de estas transformaciones se indica con cuatro dígitos que detallan: el orden de la derivada, la brecha sobre la cual se calcula la derivada, la cantidad de datos que se promedian o primer suavizado y el segundo suavizado (Naes et al., 2002; Olivieri, A. C. 2018). Las técnicas de pretratamiento más utilizadas en espectroscopía de suelo son SNV, D, MSC y SG (FAO, 2022).

En los últimos años incrementó el interés por el uso de grandes librerías de espectros Vis-NIR de suelos para el análisis rápido y otras aplicaciones en el campo de la ciencia del suelo. Sin embargo, el uso de estas librerías con bases de datos de suelos muy diversos frecuentemente resulta en discrepancias en la predicción de resultados a escala local (Chang et al., 2005; Milos et al., 2022; St. Luce et al., 2022). Esta es una de las principales desventajas de Vis-NIRS cuando se intenta hacer predicciones de suelos a partir de tales librerías. En cambio, los modelos desarrollados con muestras sitio-específicas, donde la variabilidad de suelos se reduce, tienden a ser más exactos en la predicción de propiedades de suelo. Ciertas prácticas agrícolas como la agricultura de precisión, que requieren la estimación de propiedades del suelo para determinar la fertilidad y su variación en el campo, requieren especialmente del desarrollo de modelos locales (FAO, 2022). Una de las últimas librerías espectrales a nivel mundial tiene espectros que corresponden a suelos de 92 países, que representan los siete continentes (Viscarra Rossel et al., 2016). Allí los países de Sudamérica están representados de forma muy variable. Brasil, por ejemplo, tiene un servicio online de espectros de suelo (BraSpecS), con 49.753 muestras de suelo con capacidad para la predicción de arcilla y materia orgánica a campo (Dematté et al., 2022). Chile utilizó la tecnología Vis-NIRS para estimar el contenido de isótopos estables de carbono en perfiles de suelo (Sepúlveda et al., 2021). Por su parte, Argentina, utilizó la tecnología Vis-NIRS en las últimas décadas para numerosas aplicaciones, como la estimación del valor nutritivo de granos (Diovisalvi et al., 2021; Juan, et al. 2016a), la calidad forrajera de pasturas (Juan et al., 2016b; Rabotnikof et al., 1995), el perfil lipídico de pechugas de pollo (Ortiz et al., 2020), el diámetro medio de las fibras en la industria textil (Amorena et al., 2021) entre otras. Sin embargo, esta tecnología no se utiliza para el análisis de suelo en Argentina, los avances en la aplicación al análisis de suelo son incipientes (Di Martino y García, 2022) y el país tiene tan sólo 77 espectros que lo representan en la librería mundial (Viscarra Rossel et al., 2016).

Los objetivos de este estudio fueron: 1) comparar diferentes técnicas de pretratamiento matemático de los espectros Vis-NIR, y 2) desarrollar los primeros modelos de calibración por Vis-NIRS para la predicción del contenido de carbono orgánico (CO), nitrógeno (N), arcilla + limo, y valor de pH en suelos de Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestras de suelo

Las muestras de suelo se obtuvieron a través de un trabajo colaborativo con el 'Sistema nacional para el monitoreo de la degradación de tierras' (PEi040 INTA). Se recolectaron tres submuestras de suelo del horizonte superficial (0-10 cm) y subsuperficial (10-30 cm) a partir de las cuales se obtuvo una muestra compuesta para cada profundidad en 77 sitios obteniendo un total de 154 muestras de suelo. Los suelos predominantes en el área de estudio (Figura 1) son Inceptisoles, Molisoles, Entisoles y Vertisoles (Gaitán et al., 2023).

Preparación de las muestras y análisis físico químico

Las muestras de suelo se secaron al aire y se tamizaron con malla de 2 mm, tal como lo sugiere Viscarra Rossel et al. (2016) para análisis de suelo por Vis-NIRS. Las propiedades del suelo se analizaron utilizando métodos analíticos de referencia. El CO se analizó por el método de Walkley y Black (1934), el N se analizó por el método de Kjeldahl (Bremner, 1996) y el pH se analizó en relación suelo:agua 1:2,5. Para el análisis de CO, N y pH se utilizaron procedimientos normalizados (Instituto Argentino de Normalización y Certificación, IRAM) según normas IRAM-SAGyP 29571-2:2016, 29572:2018 y 29574:2021 respectivamente. La distribución de tamaño de partículas, arcilla, limo y arena se determinó por el método del hidrómetro (Bouyoucos, 1962).



Figura 1: Área de estudio y sitios de muestreo de suelo en Argentina, América del Sur.

Figure 1: Studied area and soil sampling sites in Argentina, South America.

Obtención de espectros y pretratamiento

Los espectros se obtuvieron utilizando un espectrómetro Vis-NIR modelo DS2500 (FOSS, Hillerød, Dinamarca), en modo absorbancia como $[\log(1/R)]$, siendo R la reflectancia, utilizando una cubeta portamuestra de 7 cm de diámetro con una cantidad aproximada de 20 g de suelo para cada lectura. El espectro se registró en el rango de 400 a 2500 nm, con una resolución de 2 nm. De acuerdo con el protocolo para análisis de suelo sugerido por Viscarra Rossel et al. (2016), todas las muestras de suelo se midieron por triplicado dando origen a 3 espectros por muestra, donde cada espectro es el promedio de 49 escaneos que realiza el equipo de manera automática. El espectrómetro Vis-NIR se conectó a una computadora con el software ISISCAN NOVA™ (FOSS) para la adquisición de los espectros. Luego se utilizaron otros dos softwares para configurar la forma de trabajo del equipo y realizar la exportación de los espectros (MOSAIC), y para el pretratamiento espectral y la obtención del modelo de calibración (WinISI III). Los tres softwares mencionados son proporcionados por el fabricante del equipo y cada uno cumple funciones específicas y complementarias en el proceso de análisis y gestión de datos.

Los datos espectrales del presente estudio se trataron con diferentes técnicas para reducir el ruido aleatorio: SNV+D, MSC y derivadas por el método SG: 1,4,4,1; 2,4,4,1; 1,10,10,1 y 2,10,10,1. También se utilizaron los espectros puros $[\log(1/R)]$ para el desarrollo de las calibraciones, debido a que algunos autores hallaron que el pretratamiento no siempre mejora el desempeño del modelo (Ge et al., 2020). Para cada parámetro se seleccionó el mejor método de pretratamiento, con el criterio del mínimo error estándar de la validación cruzada (EECV) [Eq. 1], el máximo coeficiente de determinación de la validación cruzada (R^2_{cv}) [Eq. 2] y la máxima relación entre la desviación estándar del conjunto de calibración y el EECV (RPD, por sus siglas en inglés, Relative Prediction Deviation) [Eq. 3] (Seema et al., 2020).

[Eq. 1]

$$EECV = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (y_{predicho} - y_{medido})^2}$$

[Eq. 2]

$$R^2_{cv} = \frac{\sum_{i=1}^N (y_{predicho} - y_{medido})^2}{\sum_{i=1}^N (y_{observado} - y_{medio})^2}$$

[Eq. 3]

$$RPD = \frac{DS}{EECV}$$

Donde $y_{predicho}$ representa el valor predicho, y_{medido} el valor medido, N el número total de valores medidos, y_{medio} es la media de los valores medidos y DS es el desvío estándar de los valores medidos.

Modelo de calibración y validación

En la Figura 2 se representa un esquema que resume el proceso de obtención del modelo, el cual se traduce como una función matemática con dos variables: la dependiente (Y) y la independiente (X). En aplicaciones NIRS, uno o más espectros de las muestras se organiza en forma de una matriz X_{ij} , correspondiente a valor de la absorbancia $[\log(1/R)]$ de la muestra "i" en alguna longitud de onda "j" (en nm), por lo que el dato espectral X se expresa:

[Eq. 4]

$$X = [x_{11} \ x_{12} \ x_{13} \dots \ x_{1j}]$$

La nueva matriz transpuesta comprimida en variables latentes y preprocesada se combina con los datos de referencia. Ello desemboca en un análisis de regresión, donde la calibración para un parámetro se define como:

[Eq. 5]

$$y = X\beta + \tau$$

Siendo β el vector de regresión y τ el error del modelo. Mientras que para una calibración multivariada sería:

[Eq. 6]

$$y = \tau + X_1 \beta_1 + X_2 \beta_2 + \dots + X_n \beta_n$$

Siendo n el número de variables independientes (parámetros calibrados).

Para la predicción de una muestra nueva X_2 el software comprime y aplica tratamientos matemáticos sobre el espectro de la muestra incógnita y luego lo multiplica por cada vector de regresión con el fin de predecir el parámetro calibrado.

[Eq. 7]

$$Y_{predicha} = X_2\beta$$

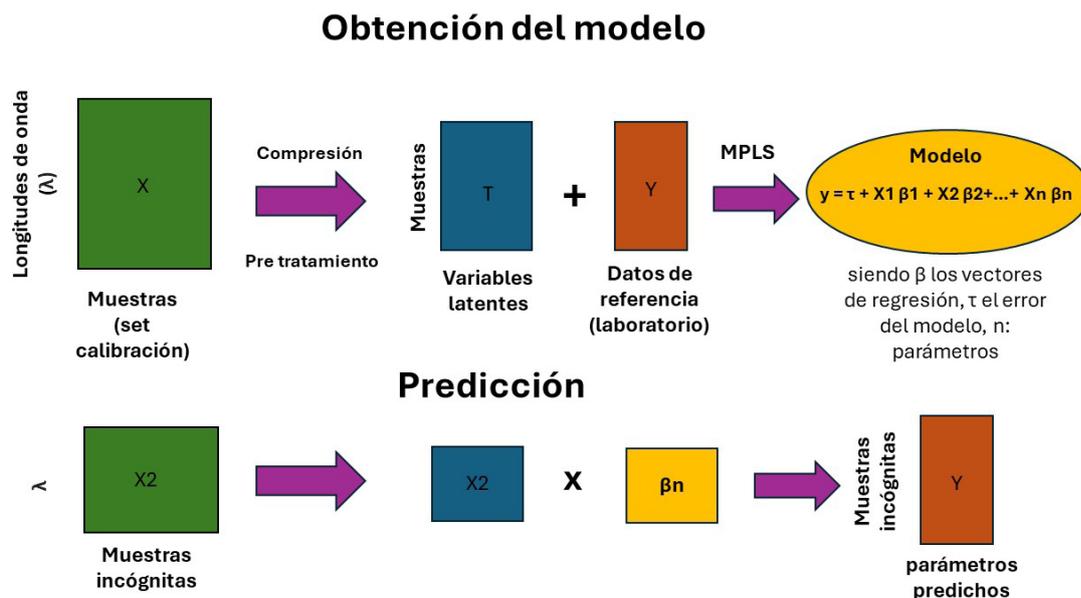


Figura 2: Esquema del proceso de obtención del modelo para la predicción de parámetros utilizando NIRS.

Figure 2: Scheme of the process of model development for parameter prediction using NIRS.

El conjunto de muestras se dividió aleatoriamente en dos grupos, utilizando la forma sugerida de división más común 80:20 (Ciurczak et al., 2021): un grupo de muestras destinadas a elaborar el modelo de calibración (80 % de las muestras) y otro grupo de muestras destinado al testeo del modelo (20 % de las muestras). El modelo de calibración se obtuvo utilizando la regresión por mínimos cuadrados parciales modificada (MPLS) y la validación cruzada con cinco etapas de validación. Se seleccionó el modelo MPLS debido a que es el análisis multivariado aplicado en la mayoría de los estudios internacionales, para la predicción de parámetros en suelo (Milinovic et al., 2023) y provee la mejor exactitud en la predicción del CO (Seema et al., 2020) y otras propiedades del suelo (Askari et al., 2015). Se definieron valores atípicos como muestras con espectros por fuera de la población espectral (outlier-H, donde el límite se estableció en un valor igual a diez) o muestras para las cuales la diferencia entre el valor de referencia y el valor predicho fue mucho mayor que el error estándar de la validación cruzada (outlier-t, donde el límite se estableció en 2,5) (WINISI software). Se realizaron dos etapas de eliminación de valores atípicos.

Una vez obtenido el modelo de calibración, se evaluó su desempeño para la predicción de propiedades del suelo sobre muestras desconocidas, es decir realizar una evaluación imparcial del rendimiento del modelo obtenido, para lo cual se utilizó el grupo de muestras de testeo. El desempeño del modelo de calibración se evaluó a partir de los resultados de EECV, R^2_{cv} y RPD. Este último indicador otorga un índice normalizado para comparar diferentes modelos Vis-NIRS para distintas variables de suelo y en diferentes estudios. El valor de RPD se categorizó siguiendo la escala propuesta por Ge et al. (2020), donde un $RPD < 2$ identifica un modelo de ajuste pobre que solo puede utilizarse con propósitos de sondeo, $2 < RPD < 3$ identifica un modelo bueno, con capacidad de predicción cuantitativa y un $RPD > 3$ identifica un modelo muy bueno.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estadística descriptiva y características espectrales de los suelos

El contenido de CO y N en las muestras de suelo varió en un rango amplio (0,4-13,3 % y 0,04-0,88 %), lo cual refleja la variabilidad de los suelos estudiados. Las muestras también mostraron un rango amplio en el valor de pH (5,2-10), contenido de arena (26-86 %) y limo (12-62 %), y un rango más acotado en el contenido de arcilla (2-28 %) (Tabla 1). En este estudio se utilizó como parámetro de estudio el contenido de arcilla + limo, debido a su correlación positiva con el contenido de CO en el suelo (Quiroga et al., 2006). Por lo que la suma de arcilla y limo también varió en un rango amplio (14-74 %). De acuerdo con el esquema de clasificación USDA (Gee y Bauder, 1986) las muestras de suelo clasificaron en los siguientes grupos texturales:

franco limoso, franco, franco arenoso y arenoso franco (Figura 3). Esta variación en los parámetros de suelo analizados se atribuye a la variación en el material parental, orden de suelo y clases texturales, así como también al uso y distintas prácticas de manejo del suelo en el área de estudio (Milos et al., 2022).

Tabla 1: Descripción estadística de parámetros del suelo: carbono orgánico (CO), nitrógeno (N), pH, arcilla, limo, arena y arcilla + limo.

Table 1: Descriptive statistics of soil parameters: organic carbon (OC), nitrogen (N), pH, clay, silt, sand, and clay+silt.

Parámetro	n	Media	DE	Mín.	Máx.
CO (%)	154	2,7	2,7	0,4	13,3
N (%)	154	0,20	0,13	0,04	0,88
pH	154	6,8	0,9	5,2	10,0
Arcilla (%)	150	10	8	2	28
Limo (%)	150	36	12	12	56
Arena (%)	150	54	18	26	86
Arcilla+limo (%)	150	46	18	14	74

n: número de muestras; Media: valor promedio de cada parámetro; DE: desvío estándar de cada medida; mín.: valor mínimo; máx.: valor máximo.

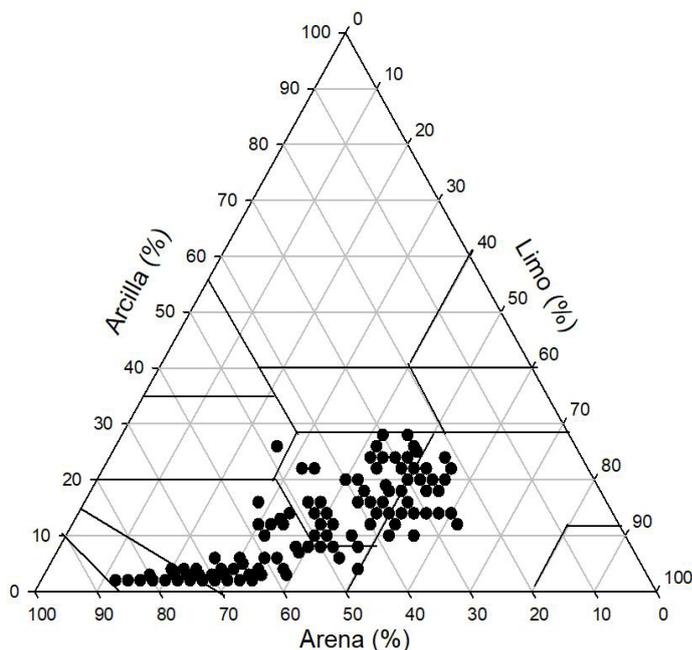


Figura 3: Distribución de tamaño de partículas, arcilla, limo y arena (%) de las muestras de suelo de acuerdo con la clasificación USDA (Gee y Bauder, 1986).

Figure 3: Particle size (clay, silt, and sand (%)) distribution of the soil samples according to USDA classification scheme (Gee y Bauder, 1986).

Los espectros Vis-NIR de las muestras de suelo registrados en el modo absorbancia como $[\log(1/R)]$, tienen una forma típica, similar a la obtenida en otros estudios de suelos (Figura 4) (Ge et al., 2020; Ludwing et al., 2018; Seema et al., 2020; Viscarra Rossel et al., 2016;). La materia orgánica, los óxidos de hierro y la

humedad de la muestra son los constituyentes principales que determinan la forma de los espectros. En la región visible del espectro (400 a 780 nm) la absorción se atribuye a grupos cromóforos del suelo tales como los óxidos de hierro y el color oscuro originado por la materia orgánica. Mientras que en la región del infrarrojo cercano (780 a 2500 nm) la absorción se atribuye a moléculas de agua, grupos hidroxilo y minerales de arcilla (FAO, 2022).

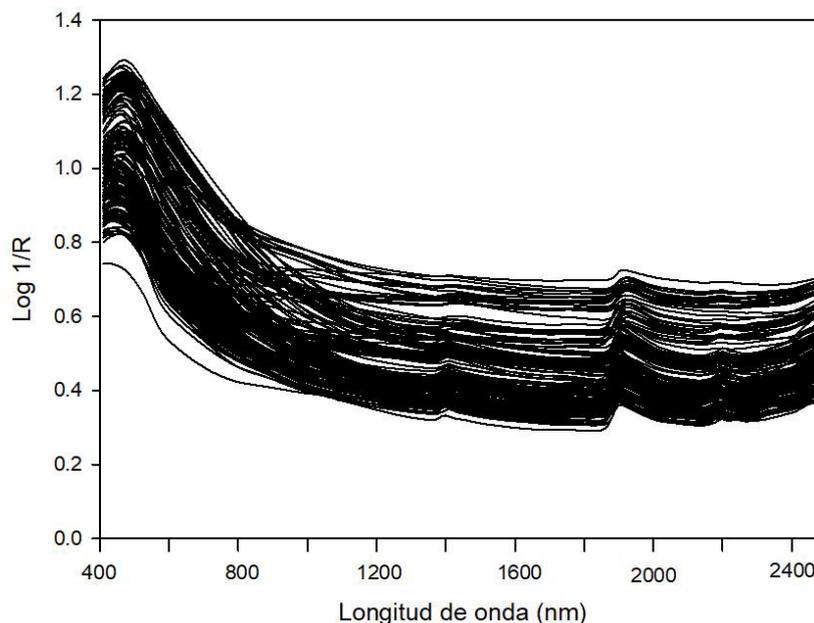


Figura 4: Espectros Vis-NIR de las muestras de suelo en modo absorbancia [$\log(1/R)$]. Se representan 154 espectros que son el promedio de las muestras medidas por triplicado.

Figure 4: Vis-NIR spectra of the soil samples in absorbance mode [$\log(1/R)$]. One hundred fifty-four spectra are represented, which are the average of the samples measured in triplicate.

Selección de la técnica de pretratamiento para cada parámetro

La aplicación de diferentes técnicas de pretratamiento tuvo diferentes efectos sobre el desempeño del modelo MPLS para cada una de las propiedades de suelo estudiadas (Tabla 2) (Milos et al., 2022). Para la estimación de CO y N se observó que la aplicación de las técnicas de pretratamiento SNV+D, MSC, primera y segunda derivada, no influyeron en las características espectrales en comparación con los espectros obtenidos en el modo absorbancia [$\log(1/R)$]. Por lo tanto, el modelo para la estimación de CO y N se elaboró a partir de los espectros sin procesar. De esta forma los resultados obtenidos por el modelo, para todas las muestras, son para CO: $R^2_{cv}=0,92$, EECV= 0,57 y RPD= 3,65 y para N: $R^2_{cv}=0,92$, EECV= 0,03 y RPD= 3,57. Seema et al. (2020) obtuvieron resultados similares para CO. Aunque otros estudios propusieron que un menor desempeño se obtuvo con los espectros sin procesar, y la aplicación de la primera derivada como técnica de pretratamiento arrojó el mejor resultado (Milos et al., 2022). Las diferencias halladas por distintos autores se atribuyen a la composición orgánica y mineral variable de los suelos estudiados (Milos et al., 2022; Moura-Bueno et al., 2020).

Para la predicción de pH, el mejor modelo se obtuvo aplicando SNV+D, con segunda derivada (2,10,10,1). Los resultados obtenidos por el modelo aplicando esta técnica de pretratamiento son $R^2_{cv}=0,82$, EECV= 0,32 y RPD= 2,36. La estimación del pH a partir del modelo es aproximadamente cuantitativa (RPD > 2), lo cual se asocia al amplio rango de pH determinado en las muestras en estudio (pH 5,2 a 10,0) que contribuye a la presencia de contenidos variables de ácidos orgánicos y carbonatos que afectan la absorbancia en el espectro Vis-NIR. En la literatura, los resultados para la estimación de pH a partir de Vis-NIRS son ambiguos. Algunos autores obtuvieron estimaciones exitosas utilizando el espectro completo (RPD = 2,24) o longitudes de onda seleccionadas (RPD = 2,49) (Wang & Wang, 2022). Los autores asociaron el éxito en la predicción de pH a la relación de este parámetro con el contenido de óxidos de hierro y materia orgánica en

suelos con altos contenidos de materia orgánica. Otros autores obtuvieron estimaciones de pH ineficaces (RPD = 1,60) (Ludwing et al., 2018), RPD=1,58 (Levi et al., 2020), RPD=1,81 (Nduwamungu et al., 2009). La menor exactitud en la estimación de pH comparada con la obtenida para CO y N se asocia a que el pH no responde a la absorción espectral en la región Vis-NIR de forma directa, sino que se encuentra dentro de las propiedades secundarias que pueden estimarse con esta tecnología.

Para la predicción de arcilla + limo, el mejor desempeño en la predicción se obtuvo aplicando MSC con segunda derivada (2,10,10,1). Los resultados obtenidos por el modelo aplicando esta técnica de pretratamiento son: R^2_{cv} = 0,85, EECV= 7,01 y RPD= 2,55. Los resultados obtenidos están en concordancia con estudios previos para la estimación de arcilla. Milos et al. (2022) indicaron un modelo obtenido utilizando primera derivada o MSC, con resultados de RPD igual a 2,2 y 1,8 respectivamente. Aunque no se hallaron en la literatura otros estudios que realicen la estimación sobre el parámetro arcilla + limo.

Tabla 2: Desempeño de diferentes técnicas de pretratamiento espectral de los parámetros carbono orgánico (CO), nitrógeno (N), pH y arcilla+límio. Los resultados en negrita indican la mejor técnica de pretratamiento para cada parámetro.

Table 2: Performance of different spectral preprocessing techniques of soil organic carbon (CO), nitrogen (N), pH and clay+silt. Bold results indicate the best preprocessing technique for each parameter.

Parámetro	Pretratamiento espectral		EECV	R^2_{cv}	RPD	
CO	Sin procesar		0,57	0,92	3,65	
	SVN+D	1,4,4,1	0,63	0,93	3,72	
		2,4,4,1	0,70	0,85	2,60	
		1,10,10,1	0,61	0,93	3,80	
		2,10,10,1	0,74	0,87	2,73	
	MSC	1,4,4,1	0,55	0,92	3,53	
		2,4,4,1	0,69	0,86	2,67	
		1,10,10,1	0,55	0,92	3,54	
		2,10,10,1	0,69	0,88	2,93	
	N	Sin procesar		0,03	0,92	3,57
		SVN+D	1,4,4,1	0,03	0,86	2,63
			2,4,4,1	0,04	0,79	2,18
			1,10,10,1	0,03	0,88	2,81
2,10,10,1			0,04	0,80	2,20	
MSC		1,4,4,1	0,04	0,83	2,44	
		2,4,4,1	0,04	0,80	2,23	
		1,10,10,1	0,04	0,83	2,40	
		2,10,10,1	0,04	0,79	2,78	
pH		Sin procesar		0,38	0,74	1,98
		SVN+D	1,4,4,1	0,33	0,80	2,24
			2,4,4,1	0,34	0,79	2,19
			1,10,10,1	0,33	0,80	2,24
	2,10,10,1		0,32	0,82	2,36	
	MSC	1,4,4,1	0,36	0,77	2,09	
		2,4,4,1	0,32	0,82	2,34	
		1,10,10,1	0,36	0,77	2,09	
		2,10,10,1	0,33	0,80	2,26	
	Arcilla+límio	Sin procesar		7,44	0,83	2,40
		SVN+D	1,4,4,1	7,84	0,81	2,28
			2,4,4,1	8,26	0,79	2,16
			1,10,10,1	7,80	0,81	2,29
2,10,10,1			7,78	0,81	2,30	
MSC		1,4,4,1	7,55	0,82	2,37	
		2,4,4,1	7,75	0,81	2,31	
		1,10,10,1	7,56	0,82	2,37	
		2,10,10,1	7,01	0,85	2,55	

EECV: error estándar de la validación cruzada, R^2_{cv} : coeficiente de determinación de la validación cruzada, RPD: relación entre la desviación estándar y el EECV.

Desarrollo del modelo para la estimación de los parámetros estudiados

Una vez seleccionada la técnica de pretratamiento para cada parámetro se procedió a elaborar el modelo, a partir del grupo de muestras de calibración (80 % del total de muestras). El modelo para la predicción de CO y N utilizando el espectro sin procesar y MPLS arrojó los siguientes resultados: $R^2_{cv} = 0,96$, EECV= 0,46, RPD= 4,69 y $R^2_{cv} = 0,92$, EECV= 0,03, RPD= 3,55 para CO y N respectivamente (Tabla 3). Se conoce que el CO tiene una respuesta espectral directa, lo cual se relaciona con los buenos índices obtenidos para la estimación a partir de Vis- NIR. Mientras que los buenos resultados obtenidos para la estimación de N se asocian a su elevada relación con el CO del suelo (Ludwing et al., 2018). Posiblemente el modelo obtenido pueda mejorarse a partir de la incorporación de muestras de suelo con contenidos de CO mayores a 6 % (Figura 4.a). Carvalho et al. (2022) obtuvieron un desempeño poco favorable en su modelo para la predicción de CO, quizás debido al escaso número de muestras con contenidos de CO mayores a 6 %, muestras que son difíciles de cuantificar para CO, no sólo por Vis-NIRS sino también por los métodos tradicionales de análisis.

El modelo para la predicción de pH utilizando SNV+D, con segunda derivada (2,10,10,1) y MPLS arrojó los siguientes resultados: $R^2_{cv} = 0,81$, EECV= 0,34 y RPD= 2,27 (Tabla 3). Estos resultados están en línea con los informados por Ge et al. (2020), quienes obtuvieron valores de RPD= 2,4. El desempeño del modelo para la estimación del pH es menor que el obtenido para CO y N, debido a que el pH es una propiedad de tipo secundaria en su predicción a partir de Vis-NIRS, la cual se deriva de la presencia de óxidos de hierro y materia orgánica (Wang & Wang, 2022). El modelo para la predicción de arcilla + limo utilizando MSC con segunda derivada (2,10,10,1) y MPLS arrojó los siguientes resultados: $R^2_{cv} = 0,88$, EECV= 6,40 y RPD= 2,83 (Tabla 3).

Tabla 3: Desempeño del modelo seleccionado para la estimación de carbono orgánico (CO), nitrógeno (N), pH y arcilla+limo.

Table 3: Performance of the selected model for estimation of organic carbon (OC), nitrogen (N), pH and clay+silt.

Parámetro	n	Media	DE	Pretratamiento espectral		EECV	R^2_{cv}	RPD
CO (%)	116	2,26	2,17	Sin procesar		0,46	0,96	4,69
N (%)	118	0,17	0,12	Sin procesar		0,03	0,92	3,55
pH	113	6,7	0,8	SVN+D	2,10,10,1	0,34	0,81	2,27
Arcilla+limo (%)	116	46,1	18,1	MSC	2,10,10,1	6,40	0,88	2,83

Media: valor promedio de cada parámetro; DE: desvío estándar de cada medida; EECV: error estándar de la validación cruzada, R^2_{cv} : coeficiente de determinación de la validación cruzada, RPD: desviación predictiva residual, DE/EECV.

Se utilizó un conjunto de muestras independientes (20 % de las muestras, conjunto de muestras de testeo) para evaluar el desempeño del modelo obtenido, tal cual lo sugerido por Ge et al. (2020). Los resultados demostraron que el desempeño del modelo aplicado a las muestras independientes es aceptable y similar al obtenido para las muestras de calibración (Figura 5)

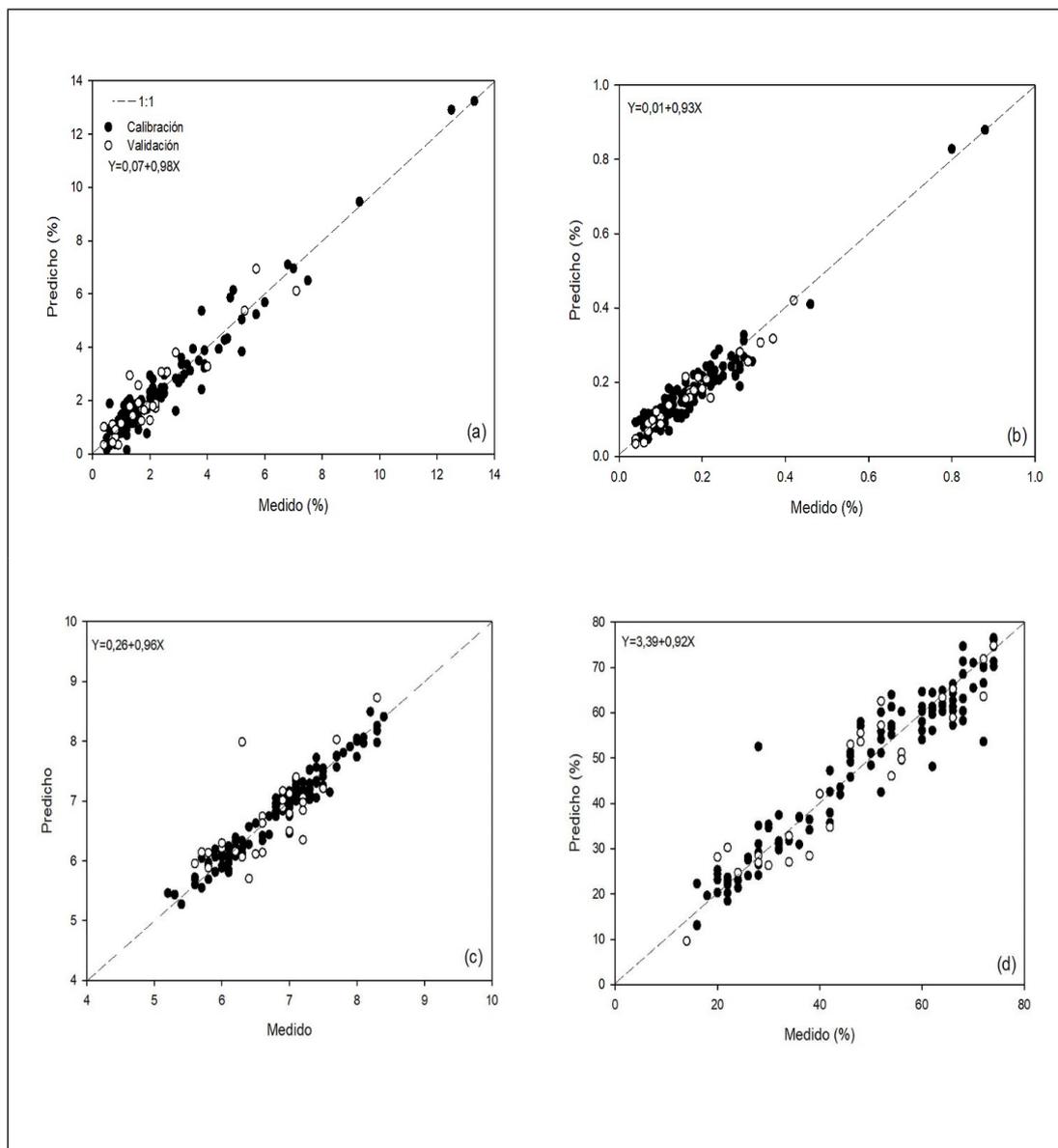


Figura 5: Relación entre valores medidos y predichos de los datos espectrales usando el modelo de calibración (círculos llenos) y de validación (círculos vacíos) para: a) carbono orgánico (CO), b) nitrógeno (N), c) pH, y d) arcilla + limo. La línea punteada representa la recta $y=x$.

Figure 5: Model performance for calibration (filled circles) and testing dataset (empty circles) to predict organic carbon (CO) (a), nitrogen (N) (b), pH (c), and clay+silt (d). The dashed line represents the $y=x$ line.

CONCLUSIONES

A partir de este trabajo se obtuvieron los primeros modelos de calibración Vis-NIRS para suelos en Argentina, que permiten estimar los parámetros CO, N, pH y arcilla + limo. Los modelos de predicción obtenidos para CO y N clasificaron como muy buenos ($RPD > 3,0$). Mientras que los modelos de predicción obtenidos para pH y arcilla + limo clasificaron como buenos, con estimación cuantitativa ($2,0 < RPD < 3,0$). Los resultados confirman la necesidad de realizar estudios preliminares para definir la mejor técnica de pretratamiento espectral de acuerdo con el parámetro estudiado. Vis-NIRS es una herramienta útil para la estimación de CO, N, pH y arcilla + limo, de forma rápida y económica, que podría utilizarse como complemento de los métodos tradicionales de análisis. Su aplicación será de gran utilidad para el monitoreo de propiedades de suelo en Argentina, tal como ocurre a nivel mundial. Aunque la transferencia de modelos Vis-NIRS, es decir que un modelo Vis-NIRS desarrollado por un laboratorio sea usado por otro laboratorio, es un área de in-

vestigación a desarrollar. Hay pocos estudios que comparen el análisis Vis-NIRS de diferentes laboratorios con diferentes equipos. Este es el punto crucial para que la tecnología pase de ser de aplicación estricta a la investigación, a ser de aplicación práctica en los análisis de rutina.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al proyecto PEi040-INTA por proveer las muestras de suelo, a M. Prost, M. Pérez, V. Colotti y R. Maldonado por su colaboración en el análisis físico y químico de las muestras, y a N. Juan por las observaciones sobre el manuscrito. Este trabajo fue financiado por INTA.

REFERENCIAS

- Amorena, J., Álvarez, D. & Fernández-Ahumada, E. (2021). Development of Calibration Models to Predict Mean Fibre Diameter in Llama (Lama glama) Fleeces with Near Infrared Spectroscopy. *Animals*, 11(7), 1998.
- Askari, M.S., O'Rourke, S.M. & Holden, N.M. (2015). Evaluation of soil quality for agricultural production using visible–near-infrared spectroscopy. *Geoderma*, 243–244, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.12.012>
- Barnes, R. J., Dhanoa, M. S. & Lister, S. J. (1989). Standard Normal Variate Transformation and De-Trending of Near-Infrared Diffuse Reflectance Spectra. *Applied Spectroscopy*, 43(5), 772–777.
- Bouyoucos, G.J. (1962). Hydrometer method for making particle size analysis soils. *Agronomy Journal*, 54, 464-465.
- Bremner, J.M. (1996). Total Nitrogen, in: Sparks, D. L., (ed), *Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods*. Soil Science Society America, Madison, Wisconsin, pp. 1149-1176.
- Carvalho, J.C., Moura-Bueno, J.M., Ramon, R., Almeida, T.F., Naibo, G., Martins, A.P., Santos, L.S., Gianello, C. & Tiecher, T. (2022). Combining different pre-processing and multivariate methods for prediction of soil organic matter by near infrared spectroscopy (NIRS) in Southern Brazil. *Geoderma Regional*, 29, e00530. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00530>
- Chang, C.W., Laird, D.A. & Hurburgh, C.R. (2005). Influence of soil moisture on near-infrared reflectance spectroscopic measurement of soil properties. *Soil Science*, 170, 244–255.
- Ciurczak, E. W., Igne, B., Workman Jr, J. & Burns, D. A. (Eds.). (2021). *Handbook of near-infrared analysis*. CRC press.
- Demattê, J.A.M., Paiva, A.F., Poppiel, R.R., Rosin, N.A., Ruiz, L.F.C., Mello, F.A., Minasny, B., Grunwald, S., Ge, Y., Ben Dor, E., et al. (2022). The Brazilian Soil Spectral Service (BraSpecS): A User-Friendly System for Global Soil Spectra Communication. *Remote Sensing*, 14, 740. <https://doi.org/10.3390/rs14030740>
- Di Martino, A. M. y García L. (2022). Análisis de materia orgánica en suelos por espectroscopia de infrarrojo cercano. *Revista de tecnología Agropecuaria, INTA Ediciones*, 10(41), 27-31.
- Diovisalvi, N.V., Izquierdo, N., Echeverría, H., García, F. & Reussi Calvo, N. (2021). Methods to determine nitrogen in sunflower grains. *Ciencia del Suelo*, 39(2), 217-232. <https://ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/620>
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2022). A primer on soil analysis using visible and near-infrared (Vis-NIR) and mid-infrared (MIR) spectroscopy, Rome. <https://doi.org/10.4060/cb9005en>
- Gaitán, J.J., Wingeyer, A.B., Peri, P., Moavro, E., Peralta, G., Fritz, F., Berhongaray, G., Adema, E., Albarracín, S., Álvarez, C., Álvarez Cortés, D.J., Bacigaluppo, S., Balducci, E., Ballón, M., Banegas, N., Barbaro, S., Barral, P., Behr, S.J., Beider, A.M., ...y Sasal, M.C. (2023). Mapa de almacenamiento de C en los suelos de la República Argentina. Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (Aapresid), Consorcio Regional de Experimentación Agrícola (CREA), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina.
- Gee, G. & Bauder, J. (1986). Particle size analysis. In: *Methods of soil analysis, part 1, physical and mineralogical methods*, in: Klute, A., (Ed.). Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin USA, pp. 383-411.
- Ge, Y., Morgan, C.L. & Wijewardane, N.K. (2020). Visible and near infrared reflectance spectroscopy analysis of soils. *Soil Science Society of America Journal*, 84, 1495-1502. <https://doi.org/10.1002/saj2.20158>
- Juan, N.A., Ortiz, D.A., Pordomingo, A.B. y Funaro, D.O. (2016*). Tecnología NIRS para estimar el valor nutritivo de planta entera de maíz y sorgo para silaje y sus fracciones (tallo, hoja, panoja/espiga). *Revista de la Asociación Argentina de Producción Animal*, 36(1), 230.
- Juan, N.A., Ortiz, D.A. y Ruiz, M.A. (2016b). Análisis de calidad de gramíneas forrajeras perennes de ciclo otoño-inverno-primaveral con tecnología NIRS. *Revista de la Asociación Argentina de Producción Animal*, 36(1), 229.
- Levi, N., Karnielia, A. & Paz-Kaganb, T. (2020). Using reflectance spectroscopy for detecting land-use effects on soil quality in drylands. *Soil and Tillage Research*, 199, 104571. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104571>
- Ludwig, B., Murugan, R., Parama, V.R.R. & Vohland, M. (2018). Use of different chemometric approaches for an estimation of soil properties at field scale with near infrared spectroscopy. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 181, 704-713. <https://doi.org/10.1002/jpln.201800130>

- McBride, M.B. (2021). Estimating soil chemical properties by diffuse reflectance spectroscopy: promise versus reality. *Eur. J. Soil Sci.*, 73, e13192. <https://doi.org/10.1111/ejss.13192>
- Milinic, J., Vale, C. & Azenha, M. (2023). Recent advances in multivariate analysis coupled with chemical analysis for soil surveys: a review. *Journal of Soils and Sediments*, 23, 1085–1098. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03377-8>
- Milos, B., Bensa, B. & Japundzic-Palenkic, B. (2022). Evaluation of Vis-NIR preprocessing combined with PLS regression for estimation soil organic carbon, cation exchange capacity and clay from eastern Croatia. *Geoderma Regional*, 30, e00558. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00558>
- Moura-Bueno, J.M., Dalmolin, R.S.D., Zborowski Horst-Heinen, T., ten Caten, A., Vasques, G.M., Carneletto Dotto, A. & Grunwald, S. (2020). When does stratification of a subtropical soil spectral library improve predictions of soil organic carbon content?. *Science of the Total Environment*, 737, 139895. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139895>
- Næs, T., Isaksson, T., Fearn, T., & Davies, T. (2002). A user-friendly guide to multivariate calibration and classification. NIR Publications. Chichester, UK.
- Nduwamungu, C., Ziadi, N., Tremblay, G.F. & Parent, L.E. (2009). Near-Infrared Reflectance Spectroscopy Prediction of Soil Properties: Effects of Sample Cups and Preparation. *Soil Science Society of America Journal*, 73(6), 1896-1903. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0213>
- Olivieri, A. C. (2018). Introduction to multivariate calibration: A practical approach. Springer. Switzerland.
- Ortiz, D.A., Camiletti, F.K., Pordomingo, A.B., Cunzolo, S.A., Pighin, D.G., Pordomingo, A.J. y Juan, N.A. (2020). Tecnología NIRS para la determinación de la composición química de pechuga de pollo. *Revista Argentina de Producción Animal*, 40(1).
- Ozaki, Y., McClure, W. F. & Christy, A. A. (Eds.). (2006). "Near-infrared spectroscopy in food science and technology". John Wiley & Sons.
- Prananto, J. A., Minasny, B., & Weaver, T. (2020). Near infrared (NIR) spectroscopy as a rapid and cost-effective method for nutrient analysis of plant leaf tissues. *Advances in agronomy*, 164, 1-49. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.06.001>
- Quiroga, A., Funaro, D., Noellemeyer, E. & Peinemann, N. (2006). Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 90, 63-8. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.08.019>.
- Rabotnikof, C.L., Planas, G.M., Colomer, J.S. & Stritzler, N.P. (1995). Near infrared reflectance spectroscopy (NIRS) for predicting forage quality of perennial warm-season grasses in La Pampa, Argentina. *Annales de Zootechnie*, 44(1), 97-100.
- Seema, A.K., Ghosh A.K., Das B.S. & Reddy N. (2020). Application of Vis-NIR spectroscopy for estimation of soil organic carbon using different preprocessing techniques and multivariate methods in the middle Indo-Gangetic plains of India. *Geoderma Regional*, 23, e00349. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00349>
- Sepúlveda, M. A., Hidalgo, M., Araya, J., Casanova, M., Muñoz, C., Doetterl, S., Wasner, D., Colpaert, B., Bodé, S., Boeckx, P. & Zagal, E. 2021. Near-infrared spectroscopy: Alternative method for assessment of stable carbon isotopes in various soil profiles in Chile. *Geoderma Regional*, 25, e00397. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00397>.
- Shenk, J.S., Workman, J.J., Westerhaus, M.O., Burns, D.A. & Ciurczak, E.W. (2001). Application of NIR Spectroscopy to Agricultural Products. En *Handbook of near-infrared analysis*. M. Dekker.
- Sørensen, K.M., van den Berg, F. & Engelsen, S.B. (2021). NIR Data Exploration and Regression by Chemometrics—A Primer. In: Ozaki, Y., Huck, C., Tsuchikawa, S., Engelsen, S.B. (eds). *Near-Infrared Spectroscopy*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-8648-4_7
- St. Luce, M., Ziadi, N. & Viscarra Rossel, R.A. (2022). GLOBAL-LOCAL: A new approach for local predictions of soil organic carbon content using large soil spectral libraries. *Geoderma*, 425, 116048. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116048>
- Terhoeven-Urselmans, T., Michel K., Helfrich M., Flessa H. & Ludwig, B. (2006). Near-infrared spectroscopy can predict the composition of organic matter in soil and litter. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169, 168-174. <https://doi.org/10.1002/jpln.200521712>
- Viscarra Rossel, R.A., Behrens, T., Ben-Dor, E., Brown, D.J., Dematté, J.A.M., Shepherd, K.D., Shi, Z., Stenberg, B., Stevens, A., Adamchuk, V., Aichi, H., Barthès, B.G., Bartholomeus, H.M., Bayer, A.D., Bernoux, M., Böttcher, K., Brodský L., Du, C.W., Chappell, A. & Ji, W. (2016). A global spectral library to characterize the world's soil. *Earth-Science Reviews*, 155, 98-230. <http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.01.012>
- Viscarra Rossel, R., Behrens, T., Ben-Dor, E., Chabrilat, S., Melo Dematté, J. A., Ge, Y., Gomez, C., Guerrero, C., Peng, Y., Ramirez-Lopez, L., Shi, Z., Stenberg, B., Webster, R., Winowiecki, L. & Shen, Z. (2022). Diffuse reflectance spectroscopy for estimating soil properties: A technology for the 21st century. *European Journal of Soil Science*, 73 (4), e13271. <https://doi.org/10.1111/ejss.13271>
- Wang, L. & Wang, R. (2022). Determination of soil pH from Vis-NIR spectroscopy by extreme learning machine and variable selection: A case study in lime concretion black soil. *Spectrochemical Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 283, 121707, <https://doi.org/10.1016/j.saa.2022.121707>.
- Walkley, A. & Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29-38.
- Wetterlind, J., Viscarra Rossel, R. A. & Steffens, M. (2022). Diffuse reflectance spectroscopy characterizes the functional chemistry of soil organic carbon in agricultural soils. *European Journal of Soil Science*, 73, e13263. <https://doi.org/10.1111/ejss.13263>

FERTILIZANTES Y ENMIENDAS CÁLCICOS EN SOJA FORRAJERA SOBRE MOLISOLES DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA

Daniel Adalberto Ferro ^{1*}, Victor Hugo Merani ¹, Guillermo Millán ¹, Luciano Larrieu ¹, Matilde Mur ¹, Tatiana Cinquetti ¹, Facundo Guilino ¹, María Florencia Zanardi ¹, Marcial Pablo Paradela ¹, Esteban Ivan Pereira ¹, Maria Clara Donadelli ¹, Jose Augusto Imaz ²

¹ Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales Universidad Nacional de La Plata. Buenos Aires, Argentina.

² The University of Sydney. Sydney, Australia.

RESUMEN

Las producciones agropecuarias en la Región Pampeana (RP) han generado la reducción de bases y acidificación de suelos por extracción sin reposición de nutrientes y elevado uso de fertilizantes. Esta problemática en zonas templadas no ha sido estudiada minuciosamente como en zonas tropicales, afectando principalmente a cultivos de leguminosas. El uso de correctores y fertilizantes cálcicos ha demostrado resultados variables en la RP, evidenciando la complejidad de la práctica. El uso de fertilizantes podría ser una práctica coyuntural al uso de correctores. El objetivo fue evaluar fertilizantes y enmiendas cálcicas en suelos de la provincia de Buenos Aires sobre 1) producción de materia seca (MS) de biomasa aérea, concentración de calcio (Ca) (CCaB) y magnesio (Mg) (CMgB) y exportación de Ca (ECaB) y Mg (EMgB) de soja forrajera, 2) propiedades fisicoquímicas y químicas del suelo y 3) balance de calcio (BCaS). Se realizó un ensayo en invernáculo sobre soja en suelos de Bellocq e Inchausti con 50 kg ha⁻¹ y 100 kg ha⁻¹ de Ca como fertilizante, 1500 kg ha⁻¹ de caliza (C1500) y un tratamiento testigo sin productos (T). El uso de 100 kg ha⁻¹ de Ca con fertilizante incrementó la MS de soja asociado al incremento a valores de 4 meq l⁻¹ de Ca en la fracción soluble-disponible del suelo (CaExt). La CCaB y CMgB en soja mostraron diferencias solamente entre suelos. La ECaS dependió exclusivamente de la producción de MS. El BCaS fue negativo solamente en el tratamiento donde no se aplicó producto. Estos resultados son importantes para entender la dinámica de nutrientes básicos en suelos de la RP, cuyos niveles en suelo están disminuyendo debido a los balances negativos, que incluso han generado acidificación de suelos. Además, podrían ser utilizados en planteos de manejo sitio-específico del suelo, garantizados por las amplias tecnologías disponibles relacionadas con la agricultura de precisión. Asimismo, mostraron que el CaExt podría ser un indicador de suficiencia cálcica.

Palabras claves: calcio; acidificación; Región Pampeana; materia seca

CALCIUM FERTILIZERS AND AMENDMENTS ON FORAGE SOYBEAN IN MOLLISOLS OF BUENOS AIRES PROVINCE, ARGENTINA

* Autor de contacto:
daniel.ferro@agro.unlp.edu.ar

Recibido:
21-03-24

Recibido con revisiones:
29-04-24

Aceptado:
02-05-24

ABSTRACT

The agricultural productions in the Pampas Region (PR) have led to the depletion of exchangeable bases and soil acidification due to the extraction of nutrients without replenishment and the excessive use of fertilizers. Such issue has been addressed in tropical areas but has not been thoroughly investigated in temperate regions despite its effects on leguminous crops. The use of amendments and calcium-based fertilizers has shown variable results in the PR, highlighting the complexity of the practice. The use of fertilizers might be a conjunctural solution to the use of amendments. The objective of this study was to evaluate

te calcium fertilizers and amendments on 1) forage soybean aerial biomass dry matter production (DM), calcium (Ca) concentration (CCaB) and magnesium (Mg) concentration (CMgB), and Ca export (ECaB) and Mg export (EMgB), 2) physicochemical and chemical soil properties, and 3) Ca balance (BCaS) in Mollisols from the province of Buenos Aires. A greenhouse trial was conducted with soybean from two sites (Bellocq and Inchausti). Four treatments were applied: 50 kg Ca ha⁻¹ (F50) 100 kg Ca ha⁻¹ (F100), 1500 kg CaCO₃ ha⁻¹ (C1500), and a control without products (T). The use of 100 kg ha⁻¹ of Ca with fertilizer increased soybean DM associated with an increase in values of 4 meq l⁻¹ of Ca in the soil soluble-available fraction (CaExt). CCaB and CMgB in soybean showed differences only between soils. BCaS depended solely on DM production. BCaS was negative only in the control treatment. These results are essential for understanding the dynamics of basic nutrients in PR soils, whose levels are decreasing due to negative balances, thus leading to soil acidification. Additionally, they could be used in site-specific soil management approaches, supported by the extensive precision agriculture technologies available. Furthermore, they showed that CaExt could be an indicator of calcium sufficiency.

Keywords: calcium; acidification; Pampas Region; dry matter

INTRODUCCIÓN

La soja (*Glycine max* L. Merr) es un cultivo utilizado en Argentina principalmente para la producción de granos (Ministerio de Agronomía, Ganadería y Pesca [MAGyP], 2021). Sin embargo, Romero (2005) menciona que se trata de una excelente alternativa forrajera para la incorporación de proteínas, principalmente si se utilizan genotipos de ciclo largo que permiten un mayor período de utilización, siendo un buen antecesor de pasturas puesto que permite el uso de herbicidas totales sistémicos como el glifosato. Luz (2007) demostró que en nuestro país este cultivo es utilizado por productores ganaderos de carne y leche desde hace ya algunos años, existiendo poca bibliografía que contenga datos concluyentes y definitivos relacionados al manejo y elección de cultivares más aptos para cada uso.

Los suelos productivos de la Región Pampeana (RP) de Argentina mayormente pertenecen al orden Molisol y se caracterizan por tener, naturalmente, elevados contenidos de nutrientes para la producción de cultivos (Imbellone et al., 2010). Las actividades antrópicas han reducido la concentración de nutrientes básicos en estos suelos a causa de la extracción sin reposición, incluso causando acidificación (Sainz Rozas et al., 2019). La acidificación de suelo impacta negativamente en la disponibilidad de nitrógeno (N), fósforo (P), calcio (Ca), magnesio (Mg) y micronutrientes como molibdeno (Mo); en propiedades físicas y en propiedades microbiológicas, pudiendo limitar la producción de los cultivos (Vázquez y Millán, 2017). En la actualidad, se discute si la producción de materia seca (MS) por los cultivos en suelos de la RP se encuentra más limitada a causa de la reducción de nutrientes básicos o por las consecuencias de la acidificación; siempre y cuando los suelos no presenten limitantes productivas por las propiedades físicas (Taboada y Álvarez, 2008; Vázquez y Millán, 2017; Zubillaga y Ciarlo, 2015). En relación con nutrientes básicos, el Ca podría ser el elemento más afectado pues domina en el complejo de intercambio de estos suelos y podría afectar principalmente a los cultivos de la familia de las leguminosas debido a los mayores requerimientos en este nutriente (Marschner, 2023; Vázquez y Millán, 2017).

La corrección de suelos acidificados se realiza incorporando correctores o enmiendas al suelo. Los correctores tienen como objetivo incrementar el pH del suelo, y los productos más utilizados son la caliza/calcita/conchilla o dolomita que poseen carbonatos de Ca o Ca y Mg en su composición, respectivamente (Vázquez y Millán, 2017). Los carbonatos se caracterizan por su baja solubilidad y, por ello, se aplican en forma pulverulenta (menor a 850 micrones en su mayoría), en elevadas dosis (>1000 kg ha⁻¹), en forma anticipada (meses antes de la siembra) y, preferentemente, con incorporación al suelo para promover su disolución y reacción (Vázquez y Pagani, 2015). El efecto de estos productos depende del poder buffer del suelo que está determinado principalmente por la cantidad y tipos de coloides (Bennardi et al., 2015). El uso de enmiendas, paralelamente, puede perjudicar la producción de los cultivos por inmovilización temporal de P y/o aumento de la resistencia a la penetración si se aplican en dosis mayores a 2000 kg ha⁻¹ (Leon Perez, 2012; Vázquez et al., 2010). En la RP se han realizado estudios con el uso de estos productos y han demostrado resultados variables. Quiñonez et al. (2003) encontraron incrementos de MS en alfalfa agregando 2500 kg ha⁻¹ de dolomita en suelos de Santa Fe, Vázquez et al. (2010) encontraron incrementos en MS en diferentes cortes de alfalfa ante el agregado de dosis entre 1000 a 2000 kg ha⁻¹ en suelos de Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe; Vázquez et al. (2012) encontraron respuestas variadas en soja ante el agregado de diferentes enmiendas (caliza, dolomita) y dosis de hasta 2000 kg ha⁻¹ en suelos de la provincia de Buenos Aires y Santa Fe; Girón et al., (2016) encontraron respuestas positivas en soja ante el agregado

de 1000 kg ha⁻¹ de calcita y dolomita en suelos de Villegas y, más recientemente, Machetti et al. (2019) encontraron respuesta en soja en ante el agregado de 1000 a 4000 kg ha⁻¹ de dolomita con yeso en un suelo de Magdalena, mientras que no encontraron respuesta ante el mismo tratamiento en un suelo de La Plata. La variabilidad en los resultados demuestra que la aplicación de enmiendas básicas en suelos de la RP es una práctica compleja donde intervienen características del producto, del suelo, del clima, de la tecnología y del cultivo (Machetti, 2021). En este marco, será necesario estudiar el efecto de los distintos correctores sobre los suelos para generar información que permita recomendar el uso de estos productos en cada sitio para incrementar la producción de cultivos.

La fertilización de suelos con cationes básicos, a diferencia de las enmiendas, tienen como principal objetivo incrementar la concentración de cationes básicos en la fracción soluble del suelo para aumentar su disponibilidad para los cultivos (Bachmeier et al., 2013). El uso de fertilizantes cálcicos en Argentina es muy escaso pese a que existen evidencias de respuesta en cultivos de leguminosas (Cámara de la Industria Argentina de Fertilizantes y Agroquímicos [CIAFA], 2023). Vivas y Fontanetto (2003), Gambaudo et al. (2007) y Fontanetto et al. (2011) encontraron incrementos en rendimiento de soja con dosis de hasta 100 kg Ca ha⁻¹ en suelos de Santa Fe, mientras que Girón et al. (2016) no encontraron respuesta en el rendimiento de soja ante la aplicación 50 kg Ca ha⁻¹ en suelos de Villegas. El conocimiento incipiente acerca de la reducción de bases como Ca en suelos de zonas templadas, implica que el tratamiento de esta problemática vía fertilización sea establecido sobre bases poco científicas. Por tal motivo, será necesario generar información que permita identificar la deficiencia de calcio en suelos de la RP para los cultivos y generar herramientas que permitan recomendar dosis ajustadas de fertilizantes cálcicos para lograr incrementar la producción de MS.

El uso de fertilizantes cálcicos podría considerarse una alternativa coyuntural al uso de correctores básicos en sitios deficientes en bases o acidificados, puesto que podrían generar el mismo efecto sobre el cultivo. La mayor solubilidad de los fertilizantes respecto a los correctores permitiría incrementar más rápidamente los niveles de Ca soluble en suelo luego de su aplicación, pero así también generaría una menor capacidad del suelo para retener las bases solubles, principalmente en aquellos suelos con bajos contenidos de coloides (Vázquez y Millán, 2017). En sitios donde la principal limitante sea la baja disponibilidad de Ca soluble, el uso de correctores en forma anticipada podría generar el mismo efecto que el uso de fertilizantes cálcicos sobre los cultivos, puesto que ambos productos elevarían los niveles de Ca soluble en suelo, pero podrían generar diferentes efectos sobre los parámetros químicos del suelo (Vázquez y Pagani, 2015). En términos generales, podría considerarse que el efecto del uso de correctores relacionados con la fertilización cálcica demora mayor tiempo para generar modificaciones en el suelo, pero las modificaciones podrían perdurar mayor tiempo respecto al uso de fertilizantes. Paralelamente, la fertilización cálcica de cultivos sería una práctica más fácil de adoptar que el uso de correctores básicos en los planteos productivos extensivos de la RP dado que los fertilizantes se aplican en menores dosis, que facilitan la logística del producto, y existe una mayor cantidad de maquinaria disponible para su aplicación respecto a los correctores (Cámara Argentina Fabricantes de Maquinaria Agrícola [CAFMA], 2020; CIAFA, 2023).

En base a lo expuesto precedentemente, se considera necesario evaluar comparativamente el efecto de fertilizantes y enmiendas cálcicas sobre cultivos de leguminosas utilizados en suelos de la RP, cuantificar el impacto sobre las propiedades fisicoquímicas y químicas del suelo y sobre el balance de Ca del suelo (BCaS). Estos estudios serán relevantes para generar criterios para el uso de productos cálcicos en suelos de la RP, permitiendo hacer recomendaciones de uso colaborando con la sustentabilidad de los sistemas (Sarandón y Flores, 2014). El objetivo de este trabajo fue evaluar fertilizantes y enmiendas cálcicas en suelos molisoles de la provincia de Buenos Aires sobre 1) la productividad y exportación de Ca y Mg en cultivares actuales de soja forrajera, 2) propiedades fisicoquímicas y químicas del suelo y 3) balance de Ca en suelo. La hipótesis de este trabajo fue que el agregado de fertilizantes cálcicos genera el mismo efecto que el uso de correctores sobre la producción de MS, concentración de Ca en la biomasa aérea (CCaB), concentración de Mg en la biomasa aérea (CMgB), exportación de Ca en la biomasa (ECaB) y en la exportación de Mg en la biomasa aérea (EMgB) de cultivares actuales de soja forrajera; mientras que provoca efectos diferenciales sobre las propiedades fisicoquímicas y químicas y en el BCaS de suelos molisoles de la provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios

Ubicación: los sitios utilizados en el ensayo fueron Bellocq e Inchausti. El sitio de Bellocq pertenece a la Chacra Experimental del Ministerio de Desarrollo Agrario de la provincia de Buenos Aires ubicada en Bellocq, partido de Carlos Casares, mientras que el sitio de Inchausti pertenece a la Escuela de Educación Agropecuaria M.C. y M.L. Inchausti de la UNLP, ubicado cercano a la localidad de Valdez, partido de 25 de Mayo (Figura 1).

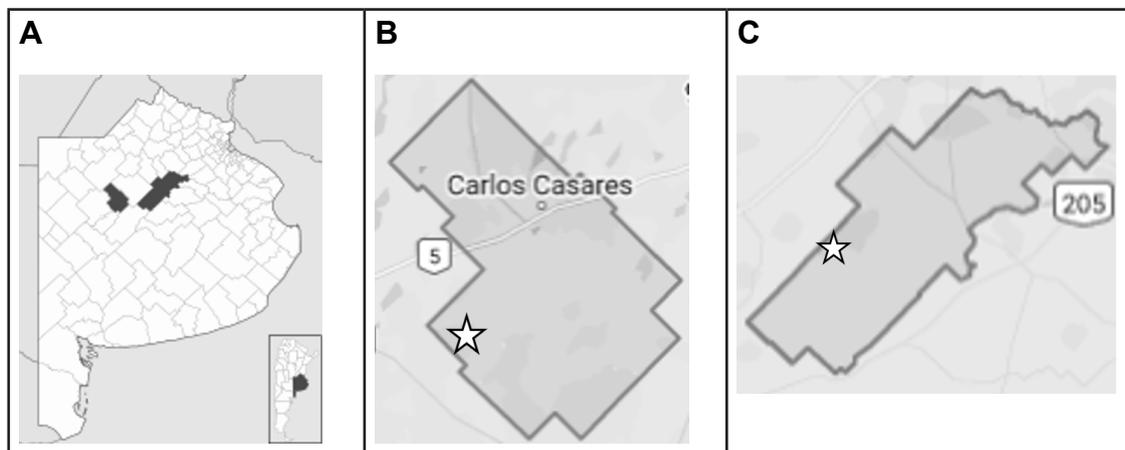


Figura 1: Sitios en la provincia de Buenos Aires utilizados en el trabajo. A: provincia de Buenos Aires identificando los partidos de Carlos Casares (izquierda) y 25 de Mayo (derecha). B: partido de Carlos Casares con ubicación del suelo de Bellocq (estrella); Abajo derecha: partido de 25 de Mayo con ubicación del suelo de Inchausti (estrella). Imagen: Google Maps® (Google, 2024)

Figure 1: Sites in the Buenos Aires province utilized in the study. A: Buenos Aires province identifying the districts of Carlos Casares (left) and 25 de Mayo (right). B: Carlos Casares district depicting the location of Bellocq soil (star); Bottom right: 25 de Mayo district indicating the location of Inchausti soil (star). Image source: Google Maps® (Google, 2024).

Muestreo: el muestreo de los suelos se realizó mediante muestra compuesta con intensidad de 1 submuestra ha^{-1} en los primeros 0,20 m de profundidad, donde se realizaron las determinaciones de laboratorio luego del secado del suelo a estufa de 40°C con circulación forzada, tamizado y molido según determinación a practicar. Se realizaron análisis de suelo por triplicado de: pH actual en relación suelo:agua 1:2,5 (pH); textura: proporción de arena (A), limo (L) y arcilla (arc); carbono oxidable (CO); nitrógeno total (Nt); fósforo extractable por metodología Bray Kurtz 1 (Pbk); CIC y cationes intercambiables por método bufferado a pH 7: Ca (CaCIC), Mg (MgCIC), K (KCIC) y Na (NaCIC); suma de bases intercambiables (S): CaCIC + MgCIC + NaCIC + KCIC; saturación con bases (S CIC⁻¹): se calcularon en base a S en relación a la CIC; relación CaCIC S⁻¹; relación CaCIC CIC⁻¹; conductividad eléctrica en extracto de saturación en relación suelo:agua de aproximadamente 1:1 (CE); Ca soluble-disponible (CaExt). Los protocolos utilizados en las determinaciones se mencionan en Ferro et al. (2023).

Características de los suelos: Los resultados de los análisis de suelos se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1: Latitud, Longitud, Gran Grupo, Familia, arena (A), limo (L), arcilla (arc), textura (Text), pH, carbono oxidable (CO), nitrógeno total (Nt), fósforo Bray Kurtz 1 (Pbk), conductividad eléctrica (CE), calcio soluble-disponible (CaExt), capacidad de intercambio catiónica (CIC), calcio soluble-intercambiable (CaCIC), magnesio soluble-intercambiable (MgCIC), potasio soluble-intercambiable (KCIC), sodio soluble-intercambiable (NaCIC), relación entre sumatoria de bases y capacidad de intercambio catiónico (S CIC⁻¹), relación entre calcio soluble-intercambiable y sumatoria de bases intercambiables (CaCIC S⁻¹) y relación entre calcio soluble-intercambiable y capacidad de intercambio catiónico (CaCIC CIC⁻¹) de los suelos de Bellocq e Inchausti.

Table 1: Latitude, Longitude, Major Group, Family, sand (S), silt (L), clay (C), texture (Text), pH, oxidizable carbon (CO), total nitrogen (Nt), phosphorus Bray Kurtz 1 (Pbk), electrical conductivity (CE), soluble-available calcium (CaExt), cation exchange capacity (CIC), soluble-exchangeable calcium (CaCIC), soluble-exchangeable magnesium (MgCIC), soluble-exchangeable potassium (KCIC), soluble-exchangeable sodium (NaCIC), base saturation ratio (S CIC⁻¹), soluble-exchangeable calcium to total exchangeable bases ratio (CaCIC S⁻¹), and soluble-exchangeable calcium to cation exchange capacity ratio (CaCIC CIC⁻¹) of Bellocq and Inchausti soils.

Descripción	Bellocq	Inchausti
Latitud	S 35°55'32,55"	S 35°36'49,55"
Longitud	W 61°29'17,78"	W 60°32'23,46"
Gran Grupo	Hapludol éntico	Hapludol éntico
Familia	franca gruesa	franca gruesa
mixta	mixta	
térmica	térmica	
A	41	65
L (%)	52	24
arc	7	11
Text	Fr-I	Fr-A
pH	5,59	5,91
CO (g kg ⁻¹)	18,2	17,6
Nt (g kg ⁻¹)	1,80	1,75
Pbk (ppm)	48,5	28,0
CE (dS m ⁻¹)	0,42	0,43
CaExt (meq l ⁻¹)	0,72	1,81
CIC	9,10	14,69
CaCIC	3,59	7,89
MgCIC (cmolc kg ⁻¹)	3,01	4,11
KCIC	0,31	0,32
NaCIC	0,27	0,29
S CIC ⁻¹	0,80	0,85
CaCIC S ⁻¹	0,49	0,63
CaCIC CIC ⁻¹	0,39	0,53

Ensayo

Se realizó un ensayo utilizando soja (*Glycine max* L. Merr) de grupo VII utilizada con fines forrajeros. Se sembraron 8 semillas en macetas con 3 kg de suelo que fueron raleadas a los 10 días luego de la emergencia para obtener 4 plántulas homogéneas por maceta. Las macetas fueron envueltas en bolsas de plástico para evitar el lixiviado de nutrientes y la percolación de agua. Cada maceta fue regada con agua destilada periódicamente para mantener un contenido hídrico equivalente a 80% de capacidad de campo.

Diseño experimental

Se utilizó un diseño completamente aleatorizado (DCA) con dos factores con interacción (suelo y tratamiento) y tres repeticiones. Los tratamientos consistieron en aplicaciones de fertilizantes y enmiendas cálcicas al suelo. El fertilizante utilizado fue cloruro de calcio (CaCl₂) y la enmienda utilizada fue carbonato de calcio (CaCO₃) con partículas menores a 50 µm. El fertilizante se incorporó al suelo al momento de la siembra y la enmienda se agregó tres meses antes de la siembra sin incorporación al suelo simulando un

planteo de siembra directa. Se realizaron cuatro tratamientos: T: testigo (sin aplicación de productos); F50: fertilizante equivalente a 50 kg ha⁻¹ de Ca; F100: fertilizante equivalente a 100 kg ha⁻¹ de Ca y C1500: equivalente a 1500 kg ha⁻¹ de CaCO₃. Las dosis equivalentes de fertilizante se calcularon en base a la cantidad de fertilizante agregado respecto a la densidad aparente del suelo y para una profundidad de 0,2 m. En ambos suelos se agregaron 65 mg Ca por maceta en F50 y 130 mg por maceta en F100. Las dosis de fertilizante se definieron en base a las referencias bibliográficas, y para que sean acordes a los planteos de fertilización realizados en la RP (CIAFA, 2023). La dosis de enmienda se correspondió con los valores máximos recomendados para estos suelos según la bibliografía (Vázquez et al., 2010).

Variables respuesta

El ensayo finalizó a los 50 días después de la siembra cuando las plantas fueron cortadas al ras del suelo. Las muestras del vegetal fueron secadas en estufa a 60°C con circulación forzada de aire hasta peso constante. En planta se midió biomasa aérea en forma de materia seca (MS) y, luego de lavado del material con agua destilada se midió CCaB, CMgB utilizando como muestra representativa la anteúltima hoja trifoliada. Posteriormente se calculó ECaB y EMgB a través del producto entre la MS y la CCaB y CMgB, respectivamente. Se calculó el BCaS como la diferencia entre la cantidad de Ca agregada a cada unidad experimental y los valores registrados de ECaB. La totalidad del suelo de las macetas, una vez seco en estufa a 40°C con circulación forzada, fue molido y tamizado por 2 mm para su acondicionamiento. Se realizaron análisis por triplicado de: pH actual (pH); conductividad eléctrica en extracto de saturación (CE); Ca soluble-disponible (CaExt): Ca en extracto de saturación (CaExt); CIC y cationes intercambiables: Ca (CaCIC), Mg (MgCIC), K (KCIC) y Na (NaCIC).

Análisis estadístico

Los resultados fueron evaluados estadísticamente por medio de análisis paramétrico de la varianza (ANOVA) con previa comprobación de supuestos básicos. Se realizó una comparación múltiple de Tukey entre los tratamientos que evidenciaron diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$). Se utilizó el software estadístico RStudio® (R Core Team, 2023).

RESULTADOS

La Tabla 2 muestra los resultados estadísticos de las variables analizadas respecto a los factores del ensayo.

Tabla 2: Estadísticos ANOVA de resultados de las variables de materia seca (MS), concentración de calcio en biomasa (CCaB), concentración de magnesio en biomasa (CMgB), exportación de calcio (ECaB), exportación de magnesio (EMgB) en planta de soja; pH, conductividad eléctrica (CE), calcio soluble-disponible (CaExt), calcio soluble-intercambiable (CaCIC), magnesio soluble-intercambiable (MgCIC), potasio soluble-intercambiable (KCIC), relación entre suma de bases intercambiables y capacidad de intercambio catiónico (S CIC⁻¹), relación entre calcio soluble-intercambiable respecto a sumatoria de bases intercambiables (CaCIC S⁻¹) y relación entre calcio soluble-intercambiable y capacidad de intercambio catiónica (CaCIC CIC⁻¹) de los suelos y balance de calcio en suelo (BCaS) respecto la interacción tratamiento*cultivo, al factor tratamiento y factor suelo del ensayo en invernáculo.

Table 2: ANOVA statistics for dry matter (MS), calcium concentration in biomass (CCaB), magnesium concentration in biomass (CMgB), calcium export (ECaB), magnesium export (EMgB) in soybean plants; pH, electrical conductivity (CE), soluble-available calcium (CaExt), soluble-exchangeable calcium (CaCIC), soluble-exchangeable magnesium (MgCIC), soluble-exchangeable potassium (KCIC), ratio of sum of exchangeable bases to cation exchange capacity (S CIC⁻¹), ratio of soluble-exchangeable calcium to sum of exchangeable bases (CaCIC S⁻¹), and ratio of soluble-exchangeable calcium to cation exchange capacity (CaCIC CIC⁻¹) of soils and soil calcium balance (BCaS) regarding the interaction treatment*cultivar, treatment factor, and soil factor of the greenhouse trial.

Muestra	Variables	Tratamiento*Suelo		Tratamiento		Suelo	
		F	p	F	p	F	p
Planta	MS	0,59	0,63	3,53	<0,05	10,08	<0,01
	CCaB	0,60	0,63	1,92	0,17	12,70	<0,01
	CMgB	2,38	0,10	0,82	0,50	5,84	<0,05
	ECaB	0,96	0,43	4,74	<0,05	0,66	0,43
	EMgB	1,35	0,29	2,70	0,08	14,60	<0,01
Suelo	pH	24,38	<0,01				
	CE	1,53	0,25	11,51	<0,01	12,33	<0,01
	CaExt	2,44	0,10	21,66	<0,01	226,4	<0,01
	CIC	2,67	0,08	1,79	0,19	1512,06	<0,01
	CaCIC	1,91	0,16	0,68	0,57	1224,48	<0,01
	MgCIC	1,04	0,40	0,83	0,50	30,90	<0,01
	KCIC	2,47	0,10	0,30	0,85	4,20	0,06
	S CIC ⁻¹	0,77	0,53	2,55	0,09	10,23	<0,01
	CaCIC S ⁻¹	2,31	0,11	0,76	0,53	7,57	<0,05
	CaCIC CIC ⁻¹	4,50	<0,05				
	Balance	BCaS	0,96	0,44	1843,55	<0,01	0,66

La producción de MS de soja mostró diferencias entre tratamientos y entre suelos (Figura 2). El F100 mostró un incremento solamente respecto a T en un 32%, pero sin mostrar diferencias con F50 y C1500. El suelo de Inchausti incrementó la MS en un 20% respecto al suelo de Bellocq.

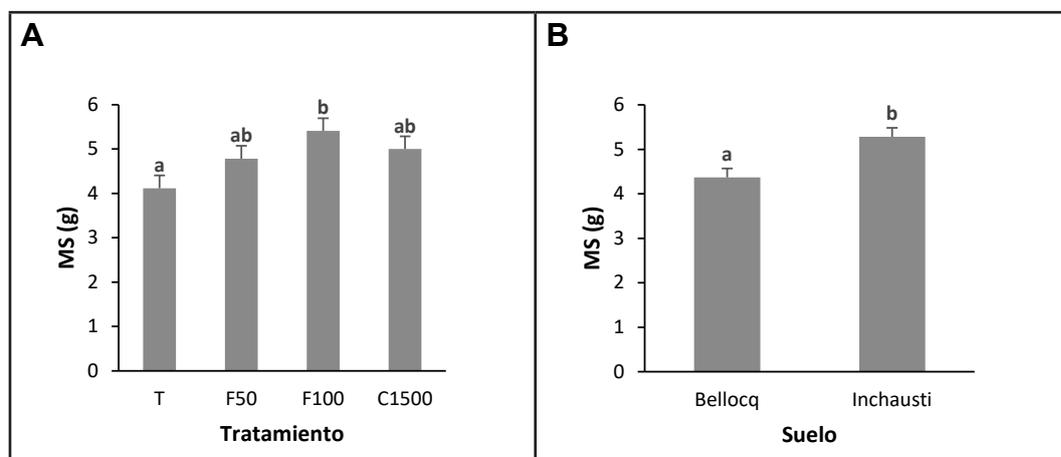


Figura 2: Materia seca (MS) de soja según tratamiento (A) y suelo (B). Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas entre tratamientos o suelos (p<0,05).

Figure 2: Soybean dry matter (DM) according to treatment (A) and soil (B). Different letters indicate statistically significant differences between treatments or soils (p<0.05).

La CCaB y CMgB en soja mostraron diferencias solamente entre suelos (Tabla 3). El CCaB de soja fue mayor en Bellocq que en Inchausti. En contraposición, el CMgB de soja fue mayor en Inchausti que en Bellocq.

Tabla 3: Concentración de calcio en biomasa (CCaB) y concentración de magnesio en biomasa (CMgB) en soja respecto a los suelos. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas entre suelos para un mismo nutriente ($p < 0,05$).

Table 3: Calcium concentration in biomass (CCaB) and magnesium concentration in biomass (CMgB) in soybean relative to soils. Different letters indicate statistically significant differences between soils for the same nutrient ($p < 0.05$).

Suelo	CCaB		CMgB	
	(%)			
Bellocq	1,33	b	0,55	a
Inchausti	1,15	a	0,63	b

La ECaB se diferenci6 solamente entre tratamientos, mostrando una mayor extracci6n de F100 respecto a T (Figura 3). La ECaB fue similar entre T, F50 y C1500. El patr6n de comportamiento de ECaB fue similar al comportamiento en la producci6n de MS (Figura 3A). Por otro lado, la extracci6n de Mg se diferenci6 solamente entre suelos. Inchausti increment6 la exportaci6n de Mg en un 40% respecto a Bellocq (Figura 3B). El patr6n de comportamiento en la extracci6n de Mg fue similar al patr6n observado en la producci6n de MS y a patr6n en el contenido de Mg en soja entre los suelos (Figura 2B y Tabla 3, respectivamente).

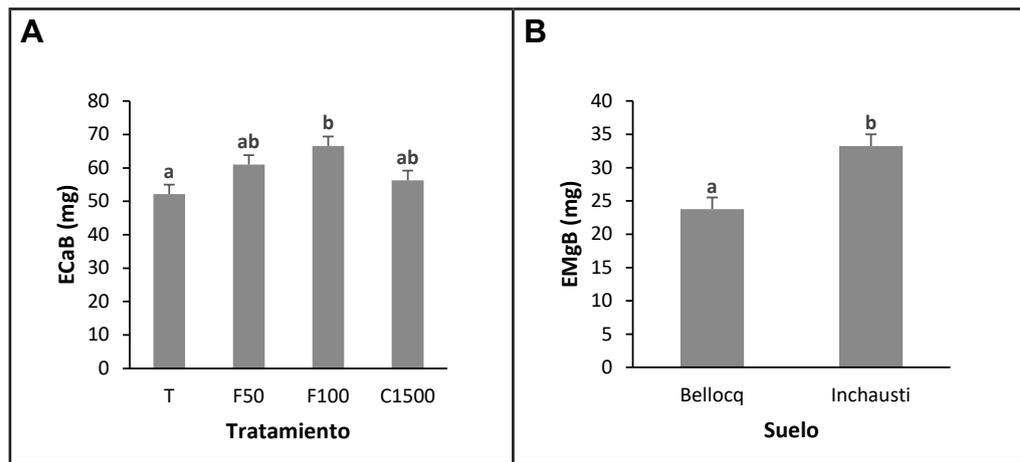


Figura 3: Exportaci6n de calcio en biomasa de soja (ECaB) seg6n tratamiento (A) y suelo (B). Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas entre tratamiento o suelo ($p < 0,05$).

Figure 3: Calcium export in soybean biomass (ECaB) as affected by treatment (A) and soil (B). Different letters indicate statistically significant differences between treatment or soil ($p < 0.05$).

El pH mostr6 interacci6n tratamiento*suelo (Tabla 2). El tratamiento C1500 increment6 el pH de ambos suelos a valores superiores respecto a los otros tratamientos en un 11% en Bellocq y un 5% en Inchausti (Figura 4). Los restantes tratamientos en Inchausti tuvieron un pH superior a los mismos tratamientos en Bellocq.

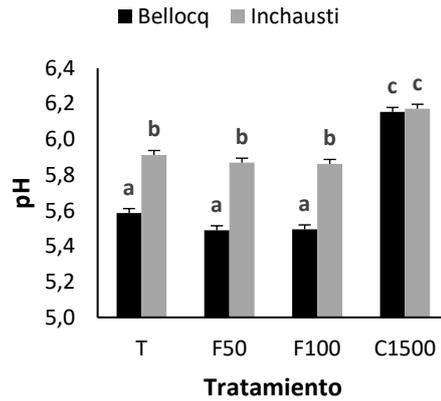


Figura 4: pH en los diferentes tratamientos y suelos. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas en la interacción tratamiento*suelo ($p < 0,05$).

Figure 4: pH in different treatments and soils. Different letters indicate statistically significant differences in the treatment*soil interaction ($p < 0.05$).

La CE mostró diferencias entre tratamientos y entre suelos (Tabla 4). El F50 y F100 mostraron un incremento respecto a T y C1500 en los valores de CE. A su vez, T y C1500 no mostraron diferencias entre sí. El suelo de Inchausti arrojó una mayor CE que el suelo de Bellocq. El CaExt, al igual que CE, se diferenció entre tratamientos y suelos (Tabla 4). El F100 generó los mayores valores de CaExt, cercanos a 4 meq l⁻¹. Asimismo, el F50 mostró mayores valores de CaExt que T y C1500, que no se diferenciaron entre sí. El suelo de Inchausti tuvo un mayor contenido de CaExt que el suelo de Bellocq en el orden del 120% (3,96 vs 1,79 meq l⁻¹, respectivamente).

Tabla 4: Conductividad eléctrica (CE) y calcio (Ca) soluble-disponible (CaExt) para los diferentes tratamientos y suelos. T: testigo; F50: 50 kg ha⁻¹ de Ca con fertilizante; F100: 100 kg ha⁻¹ de Ca con fertilizante y C1500: 1500 kg ha⁻¹ de corrector. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas dentro de un mismo factor y para una misma variable ($p < 0,05$).

Table 4: Electrical conductivity (CE) and soluble-available calcium (Ca) (CaExt) for different treatments and soils. T: control; F50: 50 kg ha⁻¹ of Ca with fertilizer; F100: 100 kg ha⁻¹ of Ca with fertilizer; C1500: 1500 kg ha⁻¹ of corrective material. Different letters indicate statistically significant differences within the same factor and for the same variable ($p < 0.05$).

Factor	Nivel	CE (dS m ⁻¹)		CaExt (meq l ⁻¹)	
		Value	Significance	Value	Significance
Tratamiento	T	0,42	a	2,27	a
	F50	0,55	b	3,06	b
	F100	0,61	b	3,75	c
	C1500	0,43	a	2,44	a
Suelo	Bellocq	0,46	a	1,79	a
	Inchausti	0,55	b	3,96	b

La CIC, CaCIC y MgCIC se diferenciaron solamente entre suelos, sin efectos por los tratamientos (Tabla 5). En la totalidad de los casos, Inchausti tuvo mayores valores que Bellocq en el orden del 100%. El KCIC no mostró diferencias entre tratamientos o suelos. La relación S CIC⁻¹ y CaCIC S⁻¹ mostraron diferencias entre suelos (Tabla 5). El suelo de Inchausti mostró mayores valores en S CIC⁻¹ (0,88 vs 0,80) y CaCIC S⁻¹ (0,61 vs 0,55) que el suelo de Bellocq.

Tabla 5: Capacidad de intercambio catiónica (CIC), calcio soluble-intercambiable (CaCIC), magnesio soluble-intercambiable (MgCIC), relación entre sumatoria de bases intercambiables y capacidad de intercambio catiónico (S CIC⁻¹) y relación entre calcio soluble-intercambiable y sumatoria de bases intercambiables (CaCIC S⁻¹) para los diferentes suelos en el ensayo en invernáculo. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas entre suelos para una misma variable (p<0,05).

Table 5: Cation exchange capacity (CIC), soluble-exchangeable calcium (CaCIC), soluble-exchangeable magnesium (MgCIC), ratio of sum of exchangeable bases to cation exchange capacity (S CIC⁻¹), and ratio of soluble-exchangeable calcium to sum of exchangeable bases (CaCIC S⁻¹) for different soils in the greenhouse trial. Different letters indicate statistically significant differences between soils for the same variable (p<0.05).

Suelo	CIC		CaCIC		MgCIC		S CIC ⁻¹		CaCIC S ⁻¹	
	cmolc kg ⁻¹									
Bellocq	8,66	a	3,73	a	2,51	a	0,80	a	0,55	a
Inchausti	14,63	b	7,88	b	4,30	b	0,88	b	0,61	b

La relación CaCIC CIC⁻¹ mostró interacción suelo*tratamiento (Figura 5). La CaCIC CIC⁻¹ fue similar entre tratamientos de Inchausti, mientras que fue mayor en F100 en Bellocq respecto a T y F50, sin mostrar diferencias con C1500 en el mismo suelo. La totalidad de los tratamientos de Inchausti mostraron mayores valores de CaCIC CIC⁻¹ respecto a T y F50 en Bellocq. El F100 en Inchausti no se diferenció de F100 y C1500 en Bellocq.

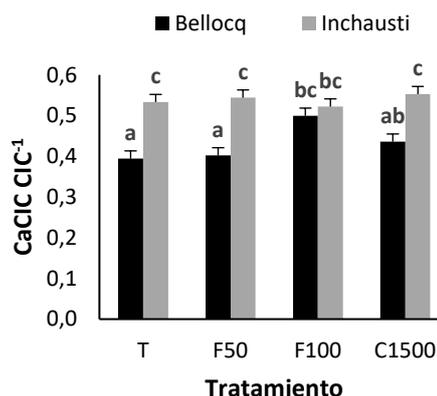


Figura 5: Relación entre calcio soluble-intercambiable y capacidad de intercambio catiónico (CaCIC CIC⁻¹) para la interacción tratamiento*suelo. T: testigo; F50 50 kg ha⁻¹ de Ca con fertilizante; F100: 100 kg ha⁻¹ de Ca con fertilizante y C1500: 1500 kg ha⁻¹ de corrector. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas para la interacción tratamiento*suelo (p<0,05).

Figure 5: Soluble-exchangeable calcium and cation exchange capacity ratio (CaCIC CIC⁻¹) for treatment*soil interaction. T: control; F50: 50 kg ha⁻¹ of Ca with fertilizer; F100: 100 kg ha⁻¹ of Ca with fertilizer; C1500: 1500 kg ha⁻¹ of corrective material. Different letters indicate statistically significant differences for the treatment*soil interaction (p<0.05).

El BCaS mostró diferencias entre todos los tratamientos (Figura 6). Solamente T mostró valores negativos en BCaS. El F50 tuvo valores levemente positivos (4 mg) y el F100 mostró valores cercanos a 64 mg. El C1500 tuvo los mayores valores (726 mg) que superaron ampliamente a los restantes tratamientos, siendo superior a F100 en un 1000%.

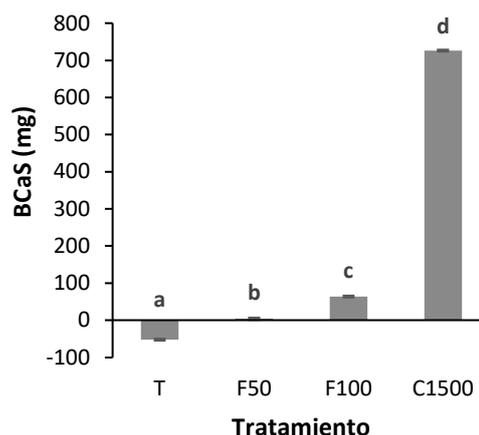


Figura 6: Balance de calcio en suelo (BCaS) según tratamiento. T: testigo; F50 50 kg ha⁻¹ de Ca de fertilizante; F100: 100 kg ha⁻¹ de Ca de fertilizante y C1500: 1500 kg ha⁻¹ de corrector. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$).

Figure 6: Soil calcium balance (BCaS) as affected by treatment. T: control; F50: 50 kg ha⁻¹ of Ca from fertilizer; F100: 100 kg ha⁻¹ of Ca from fertilizer; C1500: 1500 kg ha⁻¹ of corrective material. Different letters indicate statistically significant differences ($p < 0.05$).

DISCUSIÓN

El objetivo de este trabajo fue evaluar fertilizantes y enmiendas cálcicas en suelos molisoles de la provincia de Buenos Aires sobre 1) la producción de MS, CCaB, CMgB, ECaB y EMgB de soja forrajera, 2) propiedades fisicoquímicas y químicas del suelo y 3) BCaS. Los principales resultados mostraron que el uso de fertilizantes cálcicos en dosis de 100 kg ha⁻¹ de Ca produjo un incremento en la biomasa de soja forrajera, que podría haber ocurrido debido al incremento de CaExt generado por el fertilizante. Estos hallazgos demuestran la importancia de la disponibilidad de nutrientes básicos en la fracción soluble del suelo para la producción de cultivos en suelos agroproductivos de la RP, principalmente en cultivos de la familia de las leguminosas utilizados para consumo animal (Filippi et al., 2021; Vázquez y Millán, 2017; Zubillaga y Ciarlo, 2015) y coinciden con los autores que observaron incremento en la producción de soja ante el uso de fertilizantes cálcicos en suelos de la RP (Fontanetto et al., 2011; Gambaudo et al., 2007; Vivas y Fontanetto, 2003). Por otro lado, el uso de correctores no produjo incrementos en la producción de MS de soja, a pesar de que generó un incremento en el pH del suelo, de manera diferencial según el sitio de estudio, condición que podría deberse a la diferente capacidad buffer de los suelos (Bennardi et al., 2015). Estos resultados demostrarían que la principal limitante para la producción de los cultivos podría asociarse mayormente a la disponibilidad de Ca en suelo por sobre los efectos de la acidez y están en línea con los autores que plantean una interacción específica en el uso de correctores según producto, suelo, cultivo, clima y tecnología (Machetti, 2021). En relación con el BCaS, los resultados mostraron que el uso de productos cálcicos genera valores positivos en este parámetro, siendo dependiente de la dosis de Ca agregada y permitiendo mitigar el desabastecimiento de nutrientes básicos en suelo (Sarandón y Flores, 2014). Sin embargo, el BCaS es dependiente de la dosis de Ca agregada y de los niveles de ECaB extraídos, por lo que debiera considerarse las cantidades de producto cálcico agregado y el ECaB a lo largo de una campaña productiva para garantizar la mitigación de los balances negativos de nutrientes (Abbona et al., 2018). Por otro lado, se observó que el uso de fertilizantes cálcicos incluso generó balances positivos de Ca, a pesar de incrementar los niveles de extracción de este nutriente. Los estudios realizados en este trabajo son importantes para entender la dinámica de nutrientes básicos en suelos agroproductivos de la RP y generar herramientas que permitan incrementar la producción de cultivos forrajeros sin comprometer la sustentabilidad de los sistemas, principalmente en sitios donde se realiza la cosecha del material donde los niveles de nutrientes básicos en suelo se encuentran en disminución y que incluso han generado acidificación de los suelos (Sainz Rozas et al., 2019).

Las características de los suelos estudiados tuvieron un efecto marcado en algunos parámetros del cultivo y en propiedades del suelo. El suelo de Inchausti mostró mayores valores de MS, CMgB y EMgB, y menores valores CCaB en soja que el suelo de Bellocq; como así también Inchausti mostró mayores valores de CE, CaExt, CIC, CaCIC, MgCIC y relaciones S CIC⁻¹ y CaCIC S⁻¹ que Bellocq. Los mayores valores de MS en Inchausti se asociarían principalmente con un mejor abastecimiento de nutrientes, posiblemente se podría

relacionar con los mayores niveles de CE, CaExt, CIC, CaCIC, MgCIC respecto al suelo de Bellocq. La mayor producción de MS debido a la mayor disponibilidad de nutrientes básicos en suelos ha sido reportada por autores que encontraron relación positiva entre la producción de soja y el contenido de Ca en el suelo (Barbieri et al., 2015). Los menores valores de CCaB en Inchausti podrían asociarse con la mayor producción de MS en este suelo, que habría generado dilución de CCaB. La reducción de CCaB ante el incremento de MS podría haberse generado por un mayor incremento del flujo transpiratorio, que condiciona la tasa de fotosíntesis, respecto al incremento del flujo de Ca hacia la parte aérea de la planta (White & Holland, 2018). Los mayores valores de CMgB en Inchausti respecto a Bellocq, podrían estar asociados al antagonismo entre Ca y Mg en soja, ya sea CCaB o CaExt, mencionado por algunos autores (Malavolta et al., 1997). Por otro lado, las relaciones $S\text{ CIC}^{-1}$ y $\text{CaCIC}\text{ S}^{-1}$ no se modificaron con la aplicación de los productos, y sería esperable puesto que los valores de CIC, CaCIC y MgCIC no se vieron afectados por el uso de productos cálcicos, ya sea fertilizantes o enmiendas agregados, asociadas a las bajas concentraciones de cationes agregados en relación con el total en suelo. En relación con los indicadores $S\text{ CIC}^{-1}$ y $\text{CaCIC}\text{ S}^{-1}$, estos resultados indicarían que estas relaciones no habrían permitido predecir diferencias en el comportamiento de soja ante el uso de diferentes dosis de fertilizante cálcico y/o correctores, coincidiendo con los autores que indican que el uso de indicadores relativos de Ca no serían adecuados para el diagnóstico de la fertilidad química del suelo (Chaganti & Culman, 2018). Estos estudios demuestran que las condiciones iniciales de los suelos de la RP influyen significativamente en los parámetros productivos y dinámica de cationes básicos en el cultivo de soja, como así también demostraron que muchos de ellos no se modifican con el uso de productos cálcicos. Sin embargo, sería esperable que la exportación de cationes sin reposición impacte principalmente de forma negativa en los parámetros de CE, CaExt, CaCIC, MgCIC, y consecuentemente, en $S\text{ CIC}^{-1}$, reduciendo la fertilidad de los suelos y, posiblemente, generando acidificación, tal como han reportado varios autores (Sainz Rozas et al., 2019).

La aplicación de productos cálcicos generó diferencias en el pH, CE y CaExt de los suelos. Los valores de pH se incrementaron de manera diferencial según el suelo estudiado solamente con la aplicación de correctores, siendo esperable dada la reacción alcalina que generan los carbonatos en suelo (Vázquez y Pagani, 2015). Asimismo, el incremento de pH fue mayor en Bellocq que en Inchausti ante el agregado de la misma dosis de corrector. Este comportamiento se debe principalmente al poder buffer del suelo, asociado a los coloides presentes, y concuerdan con lo encontrado por algunos autores (Bennardi et al., 2015; Machetti, 2021). El uso de correctores, sin embargo, no incrementó los valores de CaExt o CaCIC del suelo a pesar de incrementar el pH. Esta condición podría deberse a que se aplicaron en forma superficial, simulando un planteo de siembra directa, y en el momento del corte aún no se habría solubilizado todo el producto agregado. Los carbonatos se consideran sales insolubles que deben aplicarse en forma pulverulenta y preferentemente con incorporación para lograr su reacción en suelo, aunque su comportamiento posee una gran dependencia con el producto, suelo, clima, tecnología y cultivo (Vázquez y Millán, 2017). Por otro lado, el incremento de pH no provocó un incremento en la CIC, condición que podría deberse por la naturaleza de las arcillas illíticas predominantes de carga constante presentes en estos suelos (Millán et al., 2010). Paralelamente, el incremento de pH no generó una mayor producción de MS de soja, a pesar de que este cultivo podría considerarse una especie sensible a la acidez del suelo (Marschner, 2023). Sin embargo, esto pudo deberse a que los valores de pH inicial de los suelos no fueron tan bajos como se ha reportado en otros sitios de la RP y será pertinente realizar estudios en suelos con menores valores de pH (Sainz Rozas et al., 2019). En relación con la CE y CaExt, se observó que el uso de fertilizantes cálcicos incrementó los valores de estos parámetros, de forma creciente según la dosis, mientras que los carbonatos no generaron efectos. Estos resultados eran esperables puesto que los fertilizantes cálcicos poseen una mayor solubilidad que los carbonatos, y en consecuencia, incrementarían los valores de CaExt (Vázquez y Millán, 2017). Asimismo, están en línea con los autores que mencionan que el principal objetivo buscado del uso de fertilizantes es incrementar los valores en la solución del suelo y así aumentar la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Bachmeier et al., 2013). Paralelamente, la mayor solubilidad de los fertilizantes habría generado el incremento en los valores de CE, puesto que se comportaría como electrolitos en la solución del suelo. Interesantemente el uso de las mayores dosis de fertilizante no superó valores de CE de 2 ds m^{-1} , que podrían limitar el crecimiento de algunos cultivos debido a restricciones osmóticas para la absorción de agua (Echeverría y García, 2015). Estos resultados demuestran que el uso de fertilizantes cálcicos y correctores posee un impacto diferencial en parámetros del suelo, y que incluso pueden ser diferentes según dosis de fertilizantes cálcicos y según suelos con el uso de correctores, coincidiendo con los autores que plantean una interacción producto, suelo, cultivo, clima y tecnología en los efectos del uso de carbonatos en suelos de la RP (Machetti, 2021).

El uso de fertilizantes cálcicos generó un incremento en la producción de MS, pero no generó BCaS negativos a pesar de incrementar ECaB. El incremento de MS en soja con el uso de 100 kg ha⁻¹ de Ca en forma de fertilizante cálcico podría asociarse con una mejora en la disponibilidad de Ca en las raíces, evidenciada por el aumento de CaExt que generó este tratamiento en el suelo. El aumento de la producción de soja ante el uso de fertilizantes cálcicos ha sido reportado por varios autores en suelos de la RP, incluso utilizando las mismas dosis de fertilizante cálcico (Fontanetto et al., 2011; Gambaudo et al., 2007; Vivas y Fontanetto, 2003). Estos resultados avalarían lo mencionado por Zubillaga y Ciarlo (2015) quienes mencionan que la principal limitante para la producción de MS en los suelos agroproductivos de la RP podría deberse al desabastecimiento de nutrientes, incluso por sobre el pH del suelo, como así también indicarían que el CaExt podría ser un indicador apropiado para el diagnóstico de la suficiencia cálcica. Por otro lado, la aplicación de fertilizante cálcico en dosis de 100 kg ha⁻¹ de Ca incrementó los valores de ECaB. Este comportamiento se asociaría con la mayor producción de MS que generó este tratamiento, puesto que el CCaB no se modificó. El incremento de ECaB podría haber reducido el BCaS, sin embargo, no generó valores negativos que produciría una reducción de los niveles de Ca en suelo. En este sentido, el BCaS fue negativo solamente cuando no se aplicaron productos cálcicos, asociado a la ausencia de incorporación de este elemento al sistema. En los tratamientos donde hubo aplicación de productos el balance fue positivo, incluso en aquellos que se aplicaron menos dosis de fertilizante que fueron cercanos a la neutralidad. Estos resultados, sin embargo, debieran comprobarse a futuro estudiando un ciclo completo (ciclo anual o campaña productiva) para garantizar los balances positivos, dado que de seguir cosechando las mismas plantas de soja o bien cosechar mayor materia seca, el incremento de ECaB asociado podría generar BCaS negativos (Abbona et al., 2018). En contraposición, se observaron valores negativos de BCaS cuando no hubo aplicación de productos cálcicos, evidenciando el empobrecimiento de los suelos y coinciden con los autores que afirman que los suelos agroproductivos de la RP han reducido su concentración en nutrientes básicos debido a extracción sin reposición de nutrientes (Sainz Rozas et al., 2019). La realidad mencionada se asocia con la escasa medición de los niveles de bases de la región, que han impedido atender a la reducción en los niveles de nutrientes, siendo en la actualidad una limitante para la producción de los cultivos como se ha observado en estos estudios y mencionan algunos autores (Zubillaga y Ciarlo, 2015). Asimismo, también se deberá atender a la dinámica de otros nutrientes básicos como Mg y K, que en la actualidad se encuentran en disminución y que incluso se han observado extracción e incrementos en la producción de cultivos extensivos ante su aplicación (Ferro et al., 2017; Ventimiglia, 2022). La información generada es relevante para entender la dinámica de los efectos de uso de productos cálcicos en suelos de la RP y sus efectos en la extracción de nutrientes de los sistemas, principalmente en planteos ganaderos que podrían ser agravantes en este parámetro por cosechar directamente el tejido vegetal para consumo animal en varios períodos del año (Bender et al., 2015). Asimismo, permitieron valorar que el uso de productos cálcicos permitiría mitigar los efectos negativos de la extracción de bases en los sistemas, con el objetivo de mantener la productividad de los suelos en el tiempo (Sarandón y Flores, 2014).

CONCLUSIONES

El uso de fertilizantes cálcicos en los suelos molisoles de la RP incrementó la producción de MS de soja y la ECaB ante incrementos en los niveles de CaExt.

Los fertilizantes cálcicos no influyeron sobre la CCaB y CMgB en soja y sobre propiedades químicas de los suelos como CIC o cationes en la fracción soluble-intercambiable.

Las relaciones entre los niveles de nutrientes básicos en la fracción soluble-intercambiable y la CIC no lograron predecir el comportamiento de la soja ante el agregado de fertilizantes cálcicos o carbonato de calcio.

El uso de fertilizantes cálcicos o carbonato de calcio generó un balance positivo de Ca en suelo.

REFERENCIAS

- Abbona, E., Presutti, M., y Sarandón, S. (2018). *Balance de nutrientes en la producción hortícola de la provincia de Buenos Aires*. Actas XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Tucumán, Argentina. 7 pp.
- Bachmeier, O., Buffa, E., Hang, S., Rollán, A., Bachmeier, E. B., Hang, S., y Rollán, A. (2013). *Fertilidad y Fertilizantes* (7ma edición). SIMA. 428 pp.
- Barbieri, P. A., Echeverría, H. E., Sainz Rozas, H. R., & Martínez, J. P. (2015). Soybean and wheat response to lime in no-till Argentinean mollisols. *Soil and Tillage Research*, 152, 29–38. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.03.013>

- Bender, R. R., Haegerle, J. W., & Below, F. E. (2015). Nutrient uptake, partitioning, and remobilization in modern soybean varieties. *Agronomy Journal*, 107(2), 563–573. <https://doi.org/10.2134/agronj14.0435>
- Bennardi, D., Díaz Gorostegui, A., y Vázquez, M. (2015). *Curvas de acidificación en suelos una herramienta predictiva*. V Jornada Universitaria de Ciencias Exactas y Naturales- Química (pp. 1–15). FACEN, UNCA.
- Chaganti, V. N., & Culman, S. W. (2018). Historical perspective of soil balancing theory and identifying knowledge gaps: A review. *Crops & Soils*, 51(1), 40–47. <https://doi.org/10.2134/cs2018.51.0101>
- Cámara Argentina Fabricantes de Maquinaria Agrícola (CAFMA). (2020). La industria de la maquinaria agrícola en Argentina. Estructura, evolución 2002-2019 y perspectivas. Disponible en: <https://cafma.org.ar/web/uploads/statistics-files/4/Maquinaria%20Agr%C3%ADcola%20Nacional%202002-2019,%20Informe%20CAFMA.pdf?1594650963>. Último acceso: marzo de 2024.
- Cámara de la Industria Argentina de Fertilizantes y Agroquímicos (CIAFA). (2023). *Consumo de Fertilizantes 2022*. Cámara de la Industria Argentina de Fertilizantes y Agroquímicos. CIAFA. Disponible En: <https://www.ciafa.org.ar/files/MP2gUteEjTJDcpjmQNzlwf1IAOXWsp72pMIX2nOQ.Pdf>. Último Acceso: Enero de 2024.
- Echeverría, H. E., y García, F. O. (2014). *Fertilidad de Suelos y Fertilidad de Cultivos* (2da Edición). Ediciones INTA. 904 pp.
- Ferro, D. A., Andreini, B. L., Lozano, L. A., Merani, V. H., Bongiorno, F. M., Larrieu, L., Millán, G. J., y Soracco, C. G. (2023). Predicción de la concentración de calcio soluble en suelos agrícolas de la provincia de Buenos Aires. *Ciencias Agronómicas*, 41, e031. <https://doi.org/10.35305/agro41.e031>
- Ferro, D. A., Machetti, N. E., Abbona, E. A., y Vázquez, M. E. (2017). Exportación del Mg edáfico producida por cultivos extensivos e intensivos en los distintos partidos de la provincia de Buenos Aires. *Revista de La Facultad de Agronomía*, 116(1), 155–159.
- Filippi, D., Denardin, L. G. de O., Ambrosini, V. G., Alves, L. A., Flores, J. P. M., Martins, A. P., Pias, O. H. de C., & Tiecher, T. (2021). Concentration and removal of macronutrients by soybean seeds over 45 years in Brazil: A meta-analysis. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 45, 1–18. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcS20200186>
- Fontanetto, H., Gambaudo, S., Keller, O., Albrecht, J., Weder, E., Sillón, M., Gianinetto, G., y Meoi, G. (2011). Fertilización cálcica en soja en la zona central de Santa Fe. Información Técnica en Cultivos de Verano. Campaña 2011. *Publicación Miscelánea INTA N° 121* (pp. 94–99). INTA.
- Gambaudo, S., Picco, L., Soldano, P., y Cervetti, A. (2007). Fertilización compuesta con calcio, magnesio y azufre en soja. Resultados experiencias campaña 2006/07. INTA. EEA Rafaela. Información Técnica Cultivos de Verano. *Publicación Miscelánea 108*, 185–189.
- Girón, P., Macchiavello, A., Barraco, M., Ottaviano, C., Ferro, D. A., y Vázquez, M. (2016). Aplicación de correctores básicos y fertilizantes cálcico-magnésicos en el cultivo de soja. *Informaciones Agronómicas*, 24, 20–23.
- Google. (2024). *Google Maps*. Disponible en: www.maps.google.com. Último acceso: febrero de 2024.
- Imbellone, P., Giménez, J., y Panigatti, J. (2010). *Suelos de La Región Pampeana*. Procesos de Formación. INTA. 292 pp.
- Leon Perez, S. L. (2012). Efecto de cinco niveles de fósforo y carbonato de calcio en la producción de materia seca, extracción de fósforo en cebada (*Hordeum vulgare* L.) y su disponibilidad de fósforo en el suelo bajo condiciones de invernadero. *Tesis de Grado. Universidad Nacional de Trujillo*. 48 pp.
- Luz, J. (2007). Soja forrajera ¿una nueva alternativa? *GAPP InforTambo*. Disponible en: https://produccion.com.ar/ver_notas.php?edicion=Mar_Abr2008&numero=171&id=109. Último acceso: diciembre de 2023.
- Machetti, N. (2021). Efectos sobre propiedades físicas de la remediación química de la acidez en suelos del ámbito templado argentino. Su incidencia en la producción vegetal. *Tesis de Doctorado. FCyF UNLP*. 134 pp
- Machetti, N., Pellegrini, A., Gutierrez, N., Giraud, R., Tropeano, F., Fernandez, F., Vázquez, M., y Cosentino, D. (2019). Efecto del encalado sobre propiedades químicas y físicas del suelo y sobre el rendimiento de soja (*Glycine max*). *Ciencia del Suelo*, 37(2), 372–382.
- Malavolta, E., Vitti, G. C., e de Oliveira, S. A. (1997). *Avaliação do Estado Nutricional das Plantas. Princípios y Aplicacões* (Segunda Edición). Potafos. 319 pp.
- Marschner, P. (2023). *Mineral Nutrition of Plants* (Fourth Edition). Eds. Z. Rengel, I. Cakmak, & P. White. Academic Press.
- Millán, G., Vázquez, M., Terminiello, A., y Santos Sbuscio, D. (2010). Efecto de las enmiendas básicas sobre el complejo de cambio en algunos suelos ácidos de la región pampeana. *Ciencia del Suelo*, 28(2), 131–140.
- MAGyP (2021). *Estimaciones Agrícolas*. Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca. Disponible en: <https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/reportes.php?reporte=Estimaciones>. Último acceso: diciembre de 2023.
- Quiñonez, A., Dalla Fontana, D., y Mollo, A. (2003). Respuesta de alfalfa al agregado de fósforo, boro y calcio. *Revista FAVE Ciencias Agrarias*, 2(1–2), 47–54.
- R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing*. Disponible en: <https://www.R-project.org/>. Último acceso: febrero de 2024 (Build 421). R Foundation for Statistical Computing.
- Romero, L. (2005). *Soja para pastorear*. INTA Rafaela Proyecto Regional de Lechería. Disponible en https://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pasturas%20artificiales/76-soja_pastoreo.pdf. Último acceso: enero de 2024.
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Martínez Cuesta, N., y Angelini, H. (2019). *Relevamiento y determinación de propiedades químicas*

- cas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. Actas Simposio Fertilidad (pp. 141–158). FERTILIZAR Asociación Civil.
- Sarandón, S., y Flores, C. (2014). *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de Agroecosistemas sustentables* (Primera Edición). Edulp. 467 pp.
- Taboada, M., y Álvarez, C. (2008). *Fertilidad Física de los Suelos* (Segunda Edición). UBA. 160 pp.
- Vázquez, M. E., y Millán, G. J. (2017). *Acidez del suelo Origen, diagnóstico, consecuencias y tratamiento*. En: M. Vázquez (Ed.), *Manejo y Conservación de Suelos Con especial énfasis en situaciones argentinas* (pp. 229–217). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Vázquez, M., y Pagani, A. (2015). *Calcio y magnesio. Manejo de fertilización y enmiendas*. En E. H. Echeverría y F. García (Eds.), *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos* (pp. 317–350). INTA.
- Vázquez, M., Terminello, A., Casciani, A., Millán, G., Cánova, D., Gelati, P., Guilino, F., Dorronzoro, A., y Nicora, Z. (2012). Respuesta de la soja (*Glycine max* L. Merr) a enmiendas básicas en algunos suelos de las provincias de Buenos Aires y Santa Fe. *Ciencia del Suelo*, 30(1), 43–56.
- Vázquez, M., Terminello, A., Casciani, A., Millán, G., Gelati, P., Guilino, F., García Díaz, J., Kostiría, J., y García, M. (2010). Influencia del agregado de enmiendas básicas sobre la producción de alfalfa (*Medicago sativa* L.) en ámbitos templados argentinos. *Ciencia del Suelo*, 28, 141–154.
- Ventimiglia, L. (2022). *Ensayos con potasio en el centro oeste de Buenos Aires*. 3er Seminario de Potasio En Argentina, 5.
- Vivas, H., y Fontanetto, H. (2003). Fósforo, azufre y calcio en la producción de soja . Videla, Departamento San Justo. 2002-03. Información Técnica de Cultivos de Verano INTA Rafaela. Campaña 2003. *Publicación Miscelánea*, 100, 1–5.
- White, P., & Holland, J. (2018). *Calcium in Plant Physiology and its Availability from the Soil*. *Proceedings of The International Fertiliser Society* 827.
- Zubillaga, E., y Ciarlo, E. (2015). *Nutrientes Básicos*. En R. Álvarez (Ed.), *Fertilidad de Suelos y Fertilización en la Región Pampeana* (pp. 177–193). FAUBA.

PREPARO CONVENCIONAL CONVERTIDO PARA SEMEADURA DIRETA: EFEITOS NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO E NO MILHO

Ben-Hur Natal Dal Piva ^{1*}, Ildegardis Bertol ¹, Davi Ney Santos ¹, Venesa Pinto dos Santos ¹, Gilmar Luiz Mumbach ¹, Artur Kauling ¹, Marco Frúhauf de Oliveira ¹

¹ Universidade do Estado de Santa Catarina. Brasil

RESUMO

Com a pesquisa objetivou-se avaliar as modificações nos atributos químicos do solo e o efeito disso no desempenho dos atributos agronômicos do milho, após converter o manejo conduzido como preparo convencional para a forma de semeadura direta, em um Cambissolo Húmico aluminico léptico. A pesquisa foi conduzida em um experimento onde o preparo convencional (PC) e a semeadura direta (SD) vinham sendo estudados há 20. Após a conversão de manejo, a SD foi mantida e denominada semeadura direta consolidada (SDc) e o PC foi convertido à SD a qual foi denominada semeadura direta implantada (SDi). Determinou-se pH em água, alumínio, potássio, cálcio e magnésio trocável, fósforo extraível e carbono orgânico total (COT), antes e ao final de 30 meses da conversão de manejo. Ao final da pesquisa avaliou-se também os atributos agronômicos do milho cultivado na SDi e SDc. Ao final da pesquisa, a SDi propiciou aumento do alumínio e potássio trocável e do COT, e diminuição do pH e do Ca, em comparação ao início da pesquisa. Maior massa da parte aérea e raízes e produtividade de grãos de milho foi observada na SDc em comparação a SDi.

Palavras-chave: manejo do solo, conservação do solo, produtividade do milho.

CONVERSION FROM CONVENTIONAL TILLAGE TO NO-TILLAGE: EFFECTS ON SOIL CHEMICAL PROPERTIES AND CORN PRODUCTION

ABSTRACT

This research aimed to evaluate the changes in the soil chemical attributes and their effects on the agronomic attributes of corn, after conversion from conventional tillage (PC) to no-tillage (SD), in a Inceptisol soil (Cambissolo Húmico aluminico léptico). In an experiment where PC and SD effects had been studied for 20 yr, main plots under PC were converted to SD and referred to as implemented SD (SDi) while plots under SD remained unaltered and were referred to as consolidated NT (SDc). The pH in water, exchangeable aluminum, potassium, calcium, and magnesium, extractable phosphorus, and total organic carbon (COT), were determined at the beginning of the experiment and after a 30-month period. The agronomic attributes of corn grown under SDi and SDc were also evaluated. At the end of the experiment, plots under SDi evidenced an increase in exchangeable aluminum and potassium and COT, and a decrease in pH and exchangeable calcium. Corn biomass accumulation in shoots and roots increased and higher grain yields were observed under SDc compared to SDi.

Keywords: soil management, soil conservation, corn production.

* Autor de contacto:
benhurlpiva059@hotmail.com

Recibido:
27-06-23

Recibido con revisiones:
19-02-24

Aceptado:
19-02-24

INTRODUÇÃO

A alta demanda mundial por alimentos e o forte apelo da opinião pública sobre a conservação ambiental dos recursos naturais preconizam o cultivo sustentável do solo para atender as presentes e futuras necessidades da vida na Terra, sem comprometer o seu potencial produtivo para as futuras gerações (Hossain et al., 2020). Para isso, o uso da terra e o manejo do solo de modo racional devem permitir rendimentos economicamente viáveis e ambientalmente sustentáveis. Isso só será possível preservando a qualidade física, química e biológica do solo, permanentemente (Pittelkow et al., 2015).

O preparo do solo por meio de operações com arado e grade, denominado preparo convencional (PC), foi amplamente utilizado para todos os cultivos na região sul do Brasil entre as décadas de 1950 e 1970 (Bertol et al., 2012). A desagregação mecânica ocasionada pelos implementos de preparo, e a incorporação dos resíduos culturais no solo, resultando em superfície descoberta ao longo dos anos, contribuíram para a diminuição do teor de matéria orgânica e degradação estrutural do solo. Isso resultou em elevadas perdas de solo por erosão hídrica nos campos de cultivo naquela época (Bertol et al., 2012). Atualmente, o PC ainda é amplamente utilizado especialmente no cultivo de espécies hortícolas em geral e, em algumas regiões e/ou momentos, também em outros cultivos (Merten et al., 2015).

A partir do final da década de 1970, o PC foi gradativamente substituído pelo cultivo do solo sem o preparo mecânico prévio, denominado semeadura direta (SD). Essa mudança teve um grande efeito positivo na redução da erosão hídrica do solo e na redução do custo de implantação e condução das lavouras (Bertol et al., 2012). Atualmente, a SD predomina nos cultivos de soja e milho, mas ainda é praticada em alguns cereais de inverno e em algumas outras culturas de menor expressão econômica de verão e inverno no Brasil (Fuentes-Llanillo et al., 2021).

Após a transição do PC para a SD, a produção das culturas agrícolas é sensivelmente reduzida nos anos iniciais de sua conversão. No entanto, o rendimento aumenta após um intervalo de aproximadamente três a cinco anos (Blanco-Canqui e Ruis, 2018). Isso ocorre à medida que a estrutura do solo se reorganiza e que a qualidade física, química e biológica do solo melhora (Six et al., 2004). Uma série de fatores são apresentados para explicar o baixo rendimento das culturas observado nos primeiros anos de adoção da SD sobre o PC. Um importante fator é a baixa capacidade de suporte e resistência do solo ao tráfego de máquinas agrícolas nesse período devido ao estado de degradação da estrutura física do solo, que é resultado do efeito residual do PC (Soane et al., 2012). Também, esse período não é suficiente para o pleno desenvolvimento da estrutura do solo que é dependente da acumulação de matéria orgânica e do reestabelecimento da plena atividade microbiana e da fauna do solo (Six et al., 2004). Outro fator refere-se a alta imobilização do nitrogênio aportado ao solo nessa fase (Soane et al., 2012).

A consolidação da SD é atingida após um interstício de dez a vinte anos de sua adoção, alcançando elevado estado de desenvolvimento de suas propriedades físicas, químicas e biológicas, como resultado do contínuo aporte de resíduos culturais e incremento do teor de matéria orgânica do solo ao longo do tempo (Ligang et al., 2023). Na fase de consolidação da SD, ocorre aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva, de retenção de água no solo, de taxa de mineralização da MO em relação à imobilização de nitrogênio e de ciclagem de nutrientes (Blanco-Canqui e Ruis, 2018).

Em áreas conduzidas sob SD há mais de cinco anos, em geral verifica-se aumento significativo do fósforo nos cinco centímetros superficiais do perfil do solo. O maior teor de P do solo observado na SD em relação ao PC pode ser devido à adição desse nutriente na superfície, à adsorção e à reciclagem pela mineralização dos resíduos culturais. O não-revolvimento do solo na SD reduz o contato entre o íon fosfato e os colóides do solo. Isso diminui a adsorção e aumenta a disponibilidade do elemento no solo e às plantas. O resultado disso pode ser a economia de fertilizantes fosfatados nesse sistema de manejo (Brown et al., 2018; Ligang et al., 2023).

Pesquisas de longa duração demonstram que o rendimento de grãos das culturas agrícolas manejadas na condição de SD é superior à condição manejada no PC. O maior rendimento observado na SD se deve ao aumento na capacidade de armazenamento de água, ciclagem de nutrientes e matéria orgânica do solo, e à diminuição das perdas de carbono por oxidação (Brown et al., 2018; Franchini et al., 2012; Muzurana et al., 2011).

Dessa forma, verifica-se que a SD se constitui num importante sistema de manejo capaz de recuperar a capacidade produtiva em relação ao solo manejado convencionalmente (Borges et al., 2015). A melhoria

estrutural e funcional do solo decorre do fato de que a SD facilita a ocorrência de processos físicos, químicos e biológicos que agem de maneira inter-relacionada e sinérgica, basicamente porque aumenta da matéria orgânica do solo (Aziz et al., 2013).

Com base nisso, com esta pesquisa objetivou-se avaliar as alterações ocorridas alguns atributos químicos do solo após a conversão do manejo sob PC para a SD que foi denominada semeadura direta implantada (SDi) e, ao final de 30 meses após a conversão comparar esses atributos com a semeadura direta consolidada (SDc). Ainda, objetivou-se avaliar o desempenho dos atributos agrônômicos do milho submetido às estas duas condições de manejo de solo estudadas, SDi e SDc, ao final da pesquisa.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida em um experimento implantado em 1995, em Lages SC, situada a 27° 49' de latitude sul e 50° 20' de longitude oeste, com altitude de 937 m, no sul do Brasil. O clima é do tipo Cfb segundo Köppen, com temperatura máxima média anual de 27 °C e mínima média anual de 11,5 °C. A precipitação média anual é de 1533 mm (Schick et al., 2014). O solo é classificado como Humic Inceptisol (USDA, 1999), (Cambissolo Húmico aluminico léptico (Santos et al., 2018)), com 443 g kg⁻¹ de argila, 402 g kg⁻¹ de silte e 155 g kg⁻¹ de areia na camada de 0-30 cm (Bertol et al., 2004).

A sistematização do solo realizada em 1995 consta em Bertol et al. (2000). Historicamente, os tratamentos primários do experimento, nas parcelas, constituíam-se do PC e da SD, enquanto os tratamentos secundários, nas sub parcelas, constituíam-se na rotação (RC) e na sucessão (SC) de culturas. No PC, o preparo do solo era realizado uma vez ao ano, com uma operação de aração e duas de gradagem imediatamente antes da semeadura das culturas de primavera/verão. Até o ano de 2005, neste tratamento os resíduos dessas culturas eram retirados da superfície do solo ao final do cultivo, objetivando-se acelerar o processo de degradação do solo. Na SD, a implantação das culturas de primavera/verão era realizada com o uso de semeadoras mecanizadas, e as culturas de outono/inverno eram semeadas manualmente a lanço, mantendo-se os resíduos culturais sobre o solo. Os tratamentos secundários, RC e SC, foram conduzidos até 2012, com a sequência de espécies vegetais descritas em Andrade et al. (2012). A partir de 2012, o manejo do solo na área experimental preservou os tratamentos primários, PC e SD, enquanto os tratamentos secundários, RC e SC, foram descartados. Assim, a partir desse ano no outono/inverno os cultivos foram comuns aos dois tratamentos primários.

Na primavera/verão de 2015-2016, portanto, ao final de vinte anos de condução do experimento, foi realizada a última operação de preparo do solo nas parcelas até então conduzidas sob PC, iniciando-se, nesse momento, a conversão do tratamento PC para a SD. Esse tratamento passou a ser denominado como semeadura direta implantada (SDi). As parcelas que vinham sendo anteriormente conduzidas sob SD não sofreram nenhuma alteração no seu manejo, passando a ser denominado como semeadura direta consolidada (SDc).

Após a conversão de manejo do PC para SDi, cultivou-se na primavera/verão dos anos de 2015 – 2016 e 2016 – 2017 a *Crotalaria juncea* L. e no outono/inverno desses dois anos cultivou-se Aveia preta (*Avena sativa* L.). Na primavera/verão de 2017 – 2018, cultivou-se a cultura do milho. Todos esses cultivos foram comuns à SDi e à SDc.

As amostragens de solo foram realizadas em dois momentos: a primeira amostragem (In) foi realizada imediatamente antes da conversão do PC para SDi (primavera/verão 2015 – 2016) somente no tratamento SDi, enquanto a segunda amostragem (Fn) foi realizada ao final da maturação da cultura do milho (primavera/verão 2017 – 2018), nos tratamentos SDi e SDc. O interstício de tempo compreendido entre a primeira e a segunda amostragem de solo foi de 30 meses. As amostras foram coletadas em três camadas do solo: 0 – 5, 5 – 10 e 10 – 20 cm. A acidez ativa (índice pH) do solo foi determinada em água na relação 1:1. O alumínio trocável (Al) foi extraído com solução de KCl 1 mol L⁻¹ e determinado por titulometria de neutralização com solução de NaOH a 0,0125 mol L⁻¹. Para a determinação do carbono orgânico total (COT), o solo foi macerado em almofariz e peneirado em malha de 0,125 mm, sendo analisado por combustão seca a 800 °C no analisador COT. O fósforo disponível (P) e o potássio trocável (K) foram extraídos com solução ácida mista Melich⁻¹, sendo o P determinado em espectrofotômetro VIS no comprimento de onda igual a 660 nm e o K em fotômetro de chama. O cálcio (Ca) e magnésio (Mg) foram extraídos com solução de KCl 1 mol L⁻¹ e determinados por espectrofotometria de absorção atômica. A CTC efetiva foi calculada pela soma dos teores de Ca, Mg, K e Al. Todas as determinações dos atributos químicos seguiram as metodologias descritas em Tedesco et al. (1995).

O experimento está disposto em um delineamento experimental inteiramente casualizado, com oito repetições de cada tratamento, SDi e SDc. O arranjo experimental utilizado para análise estatística dos atributos químicos do solo obedeceu a um experimento em parcelas subdivididas em duas condições. Na primeira, foi analisado o efeito do tempo de adoção da SDi sobre o PC nos atributos químicos, de modo que os dois momentos de coleta das amostras (In e Fn) no tratamento SDi constituíram os tratamentos principais (parcelas), e as três camadas de solo amostradas constituíram os tratamentos secundários (sub parcelas). Na segunda condição, foram comparados os atributos químicos do solo nos tratamentos SDc e SDi ao final da pesquisa (Fn), de modo que os tratamentos SDi e SDc constituíram os tratamentos principais (parcelas) e as diferentes camadas de solo avaliadas os tratamentos secundários (sub parcelas).

O milho, semeado no início da primavera/verão de 2017-2018, foi submetido a duas doses de adubação nitrogenada em cobertura, supridas por ureia, em uma única aplicação a lanço, quando a cultura alcançou o estágio V5 de desenvolvimento. As duas doses de adubação nitrogenada em cobertura estudadas foram: 0 kg ha⁻¹ de N (SUR) e 225 kg ha⁻¹ de N (CUR); nos dois manejos de solo estudados, SDi e SDc. O arranjo experimental no milho obedeceu, dessa forma, a um esquema fatorial 2 x 2 com quatro repetições, de modo que foram testados dois níveis do fator adubação nitrogenada (CUR e SUR) e dois níveis do fator manejo do solo (SDi e SDc). A adubação mineral de base, comum a todos os tratamentos, foi fornecida no momento da semeadura na dose de 45 kg ha⁻¹ de N, 165 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 60 kg ha⁻¹ de K₂O.

Os atributos agrônômicos estudados da cultura do milho foram a massa seca da parte aérea (MSA), a massa seca de raízes (MSR), a massa de mil grãos (MMG) e produção de grãos (PRG). A MSA e MSR foram estimadas a partir da coleta de duas plantas por parcela no momento da maturação fisiológica do milho. A parte aérea e as raízes das plantas foram secas em estufa a 65 °C até atingirem peso constante. O PRG e a MMG foram estimados a partir da coleta de todas as espigas de milho presentes em uma área útil de 4 m² no centro de cada parcela, no momento da maturação da cultura. A massa de grãos foi corrigida e padronizada para umidade de 13%. Todos os resultados foram submetidos à análise de variância e quando significativos (p < 0,05), as médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste Tukey.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de pH em água observados na SDi foram em geral baixos, variando entre 4,47 e 4,81, com diferença estatística significativa entre as épocas estudadas (Tabela 1). O decréscimo no pH do solo ocorreu com correspondente aumento do Al trocável e decréscimo do Ca ao final da pesquisa na SDi. Na SDc, observou-se menor pH na camada superficial do solo (4,38) em relação às camadas inferiores (Tabela 2). Ciotta et al. (2002) e Brown et al. (2018) também constataram valores baixos de pH em sistema de semeadura direta nas camadas superficiais do solo. Os autores atribuíram esta frente de acidificação à nitrificação de fertilizantes amoniacais e à decomposição dos resíduos culturais, com consequente liberação de ácidos orgânicos.

Tabela 1: Valores de pH em água, alumínio (Al), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) trocável, fósforo extraível (P), carbono orgânico total (COT) e capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva nas amostras de três camadas de solo coletadas antes do início (In) e ao final (Fn) da pesquisa no tratamento SDi, compreendendo um hiato de 30 meses desde a conversão de manejo.

Table 1: Values of pH in water, exchangeable aluminum (Al), potassium (K), calcium (Ca), and magnesium (Mg), soil organic carbon (COT), effective cation exchange capacity (CTC), and extractable phosphorus (P), in samples from three layers of soil collected before at the beginning (In) and at the end (Fn) of the experiment (30-month period).

Camada	pH água		Al		COT		CTC efetiva	
	In	Fn	In	Fn	In	Fn	In	Fn
Cm			cmol _c dm ⁻³		g kg ⁻¹		cmol _c dm ⁻³	
0-5	4,73 Aa	4,49 Ba	1,95 Aa	3,58 Aa	24,8 Ba	31,3 Aa	8,5 Ba	9,3 Aa
5-10	4,77 Aa	4,57 Ba	1,89 Ba	4,10 Aa	22,7 Ba	30,7 Aa	8,2 Ba	9,4 Aa
10-20	4,81 Aa	4,47 Ba	1,89 Ba	4,0 Aa	22,0 Ba	30,2 Aa	8,3 Ba	9,2 Aa
CV (%)	4,4/2,3		58,0/17,0		8,2/9,3		8,3/7,0	

Camada	P		K		Ca		Mg	
	In	Fn	In	Fn	In	Fn	In	Fn
Cm	----- mg dm ⁻³ -----				----- cmol _c dm ⁻³ -----			
0-5	17,7 Aa	18,4 Aa	143 Ba	256 Aa	5,5 Aa	4,4 Ba	0,61 Aa	0,68 Aa
5-10	16,3 Aa	16,6 Aa	133 Aa	156 Ab	5,3 Aa	4,3 Ba	0,58 Aa	0,59 Aa
10-20	19,1 Aa	13,9 Aa	132 Aa	145 Ab	5,5 Aa	4,1 Ba	0,52 Aa	0,62 Aa
CV (%)	41,0/42,2		27,3/17,9		14,1/4,9		41,0/24,9	

Médias seguidas por mesma letra maiúscula na linha (In e Fn) e minúscula na coluna (camadas) não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

CV: Coeficiente de variação para parcela (In e Fn) e subparcela (camadas) respectivamente.

Tabela 2: Valores de pH em água, alumínio (Al), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) trocável, fósforo extraível (P), carbono orgânico total (COT) e capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva nas amostras de três camadas de solo coletadas ao final da pesquisa na semeadura direta implantada (SDi Fn) e na semeadura direta consolidada (SDc).

Table 2: Values of pH in water, exchangeable aluminum (Al), potassium (K), calcium (Ca), and magnesium (Mg), soil organic carbon (COT), effective cation exchange capacity (CTC), and extractable phosphorus (P), in samples from three layers of soil collected at the end of the experiment in implemented no-tillage (SDi Fn) and consolidated no-tillage (SDc).

Camada	pH água		Al		COT		CTC efetiva	
	SDi Fn	SDc	SDi Fn	SDc	SDi Fn	SDc	SDi Fn	SDc
cm	-----		cmol _c dm ⁻³		g kg ⁻¹		cmol _c dm ⁻³	
0-5	4,49 Aa	4,38 Ab	3,58 Aa	2,66 Ab	31,3 Ba	52,1 Aa	9,3 Aa	10,0 Aa
5-10	4,57 Aa	4,61 Aa	4,10 Aa	3,41 Aa	30,7 Ba	37,3 Ab	9,4 Ba	10,8 Aa
10-20	4,47 Ba	4,70 Aa	4,00 Aa	2,88 Aab	30,2 Aa	32,3 Ac	9,2 Ba	10,4 Aa
CV (%)	6,1/3,4		51,0/15,4		8,8/9,6		10,2/6,4	

Camada	P		K		Ca		Mg	
	SDi Fn	SDc	SDi Fn	SDc	SDi Fn	SDc	SDi Fn	SDc
cm	----- mg dm ⁻³ -----				----- cmol _c dm ⁻³ -----			
0-5	18,4 Ba	46,2 Aa	256 Aa	201 Aa	4,4 Ba	6,1 Aa	0,68 Aa	0,82 Aa
5-10	16,6 Aa	21,6 Ab	156 Ab	188 Aab	4,3 Ba	6,1 Aa	0,59 Aa	0,79 Aa
10-20	13,9 Aa	13,2 Ab	145 Ab	147 Ab	4,1 Ba	6,3 Aa	0,62 Ba	0,89 Aa
CV (%)	33,0/38,8		44,5/21,1		24,8/23,2		45,2/19,9	

Médias seguidas por mesma letra maiúscula na linha (SDi Fn e SDc) e minúscula na coluna (camadas) não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

CV: Coeficiente de variação para parcela (SDi Fn e SDc) e subparcela (camadas) respectivamente.

A ausência de mobilização do solo desde a sua implantação e o acúmulo de matéria orgânica na camada superficial da SDc, contribuíram para o tamponamento das fontes geradoras de acidez no solo ao longo do tempo. Isso manteve o valor de pH mais alto na camada inferior (4,70) neste sistema de manejo (Tabela 2). Comparativamente à SDc, o menor pH encontrado na camada de 10 – 20 cm na SDi é atribuído ao efeito residual do PC. Isso diluiu a acidez gerada no solo ao longo do tempo pelas operações de preparo que eram realizadas na camada arável antes da conversão do manejo.

O teor de Al trocável foi maior ao final da pesquisa no tratamento SDi, com diferença nas camadas 5 - 10 cm e 10 – 20 cm do solo (Tabela 1). O maior teor de Al ao final da pesquisa na SDi é justificado pela diferença de pH entre os dois períodos estudados. O pH mais baixo encontrado ao final da pesquisa pode ter

favorecido o aumento do teor de Al trocável em detrimento de espécies poliméricas precipitadas (Vieira et al., 2009).

Não houve diferença no teor de Al trocável entre a SDi e a SDc para todas as camadas de solo ao final da pesquisa (Tabela 2). O menor teor de Al trocável na camada superior da SDc ($2,66 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) é atribuído à presença de maior quantidade de COT nesta camada ($52,0 \text{ g kg}^{-1}$). Isto contribuiu para complexação de parte deste cátion com a fração orgânica do solo, como sugerido por Ciotta et al. (2002) e Vieira et al. (2009). O teor de Al trocável, embora alto, foi menor do que o encontrado por Almeida et al. (2005) na condição original de campo nativo ($7 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), evidenciando que nesta pesquisa o efeito residual da calagem persistiu no tempo.

A transição do PC para a SDi aumentou o estoque de COT ao final da pesquisa em todas as camadas do solo (Tabela 1), porém, sem gradiente de concentração em profundidade. Isso ocorreu devido à mudança de manejo, excluindo-se o preparo mecânico, de modo que a adoção da SDi permitiu o acúmulo de resíduos culturais no solo, refletindo-se no aumento dos estoques de COT em todas as camadas avaliadas ao final da pesquisa. Wulanningtyas et al. (2021) sugerem que a implantação da SD é capaz de proporcionar proteção física à fração orgânica do solo pela formação e estabilidade de agregados estruturais neste manejo. Esta proteção se dá pela redução da taxa de difusão de oxigênio para o interior dos agregados, diminuindo assim os processos oxidativos sobre a matéria orgânica. Também, pela barreira física formada que dificulta o acesso dos microrganismos ao substrato orgânico, refletindo-se em acúmulo de carbono orgânico ao longo do tempo.

Na SDc ocorreu o maior estoque de COT nesta pesquisa, com gradiente decrescente em profundidade nas camadas de solo avaliadas (Tabela 2). Almeida et al. (2005) observaram concentração de COT igual a $35,0 \text{ g kg}^{-1}$ na camada de 0–5 cm, em estudo feito na mesma classe de solo na condição original de campo nativo. Destaca-se, dessa forma, que a SDc aumentou o estoque de carbono orgânico em 48%, após 22 anos de cultivo. A adoção da SDi não foi capaz de atingir o conteúdo original de COT desse solo após o período de 30 meses da conversão de manejo, tampouco igualar o conteúdo observado na SDc.

Não houve diferença no teor de P entre os dois períodos estudados na SDi (Tabela 1). Também não se formou gradiente de concentração deste elemento no perfil do solo estudado ao final da pesquisa. O maior teor de P foi encontrado na camada 0 – 5 cm da SDc ($46,2 \text{ mg dm}^{-3}$), superior ao valor encontrado na SDi para a mesma camada de solo (Tabela 2). Para as demais camadas não foi detectada diferença estatística. Dessa forma, evidencia-se que o período de 30 meses desta pesquisa SDi não foi suficiente para alterar a dinâmica e a concentração de P nas camadas do solo.

O maior conteúdo de P encontrado na camada superficial da SDc ($46,2 \text{ mg dm}^{-3}$) em relação ao observado nas camadas inferiores (Tabela 2) também foi reportado por outros autores (Ligang et al., 2023; Nunes et al., 2011; Spera et al., 2011). Esses autores atribuíram a dinâmica apresentada pelo P na SDc à baixa área de contato entre o P proveniente das adubações fosfatadas e a fração mineral do solo, à manutenção dos resíduos culturais sobre a superfície e à baixa mobilidade deste nutriente no solo. O teor de P foi superior ao teor crítico (12 mg dm^{-3}) estabelecido para esta classe textural de solo (CQFS/SC, 2016) para todas as épocas, tratamentos e camadas de solo estudadas.

A concentração de K foi substancialmente maior ao final da pesquisa do que no início na camada de 0 – 5 cm no tratamento SDi (Tabela 1), enquanto nas demais camadas não houve diferença no período estudado. Não houve diferença no teor de K entre a SDi e a SDc para as três camadas de solo (Tabela 2). No entanto, para os dois tratamentos verificou-se acúmulo desse nutriente na camada superficial (0 – 5 cm) em relação às camadas inferiores do solo.

O aumento de K na camada superficial do solo na SDi ao final da pesquisa pode ser justificado pela mineralização desse elemento da biomassa vegetal das culturas no decorrer do estudo. A Crotalaria produziu 25 Mg ha^{-1} de massa seca no tratamento SDi e $31,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ na SDc nos dois anos de cultivo antes do início desta pesquisa. A alta quantidade de biomassa contribuiu para o acúmulo de K na superfície do solo nos dois tratamentos, mas principalmente na SDi. Segundo Pereira et al. (2017), a Crotalaria tem grande capacidade de absorção de K, podendo acumular cerca de 16 g kg^{-1} de K no tecido vegetal da cultura. Além disso, esse elemento é rapidamente liberado ao solo a partir da decomposição da biomassa após o manejo da cultura, fato também observado por Costa et al. (2012). Dessa forma, o elevado conteúdo de K liberado pela

Crotalária e a permanência dos resíduos culturais sobre o solo contribuíram para o significativo aumento de K no tratamento SDi ao final da pesquisa.

O teor de Ca foi menor ao final da pesquisa do que no início em todas as camadas do solo na SDi (Tabela 1). A redução média de 21 % desse nutriente é atribuída ao decréscimo do pH e ao aumento do Al trocável na fase final do estudo. O aumento no conteúdo de Al trocável observado no final da pesquisa deslocou parte da quantidade de Ca presente na CTC para a solução do solo, dada a preferência do Al em relação ao Ca pelos sítios de adsorção eletrostática, como observado por Spera et al. (2014). Como resultado dessa dinâmica, parte da quantidade de Ca deslocada para solução do solo pode ter sido lixiviada pela ação da água das chuvas e outra parte foi imobilizada na biomassa da cultura do milho. Como nenhuma colheita ocorreu, o Ca não foi extraído do solo durante o período deste estudo.

Na SDc os valores de Ca foram maiores do que na SDi em todas as camadas analisadas (Tabela 2). A maior concentração deste nutriente na SDc é atribuída ao maior conteúdo de matéria orgânica presente neste manejo. Isto contribuiu para o aumento da CTC efetiva do solo, refletindo-se em maior adsorção de Ca à fase sólida, como relatado por Briedis et al. (2012) e Ciotta et al., (2002).

O teor de Mg não diferiu entre os períodos estudados na SDi em todas as camadas do solo (Tabela 1). Ao final da pesquisa, a SDc apresentou teor de Mg maior na camada de 10 – 20 cm em relação a SDi, enquanto nas demais camadas não foi observada diferença estatística. Semelhante ao Ca, não foi verificada diferença na distribuição deste nutriente entre as diferentes camadas de solo nos dois tratamentos estudados. O teor de Mg apresentado nos dois tratamentos, SDi e SDc, ficou abaixo do limite crítico estabelecido pela CQFS/SC (2016) de $1 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, enquanto o teor de Ca situou-se acima do limite crítico de $4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

A CTC efetiva aumentou em 12% na média das três camadas de solo na SDi (Tabela 2). Essa mudança positiva na CTC da SDi ao final da pesquisa se deveu ao aumento do estoque de COT após a conversão de manejo do PC para a SDi. Em um Cambissolo Húmico catarinense verificou-se que houve relação linear entre o carbono e a CTC (Ferreira, 2013), significando que o incremento em uma unidade percentual de COT ocorreu um aumento de $2,80 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na CTC a pH 7,0.

A massa seca da parte aérea (MSA) foi um dos atributos agronômicos do milho que respondeu ao efeito residual do tratamento principal (manejo do solo), tanto na presença quanto na ausência de ureia, tendo sido maior na SDc do que na SDi (Tabela 3).

A aplicação de ureia em cobertura proporcionou incrementos na MSA de 11,4% na SDc e 45,6% na SDi, evidenciando dessa forma a maior dependência de adubação nitrogenada no milho cultivado na SDi em relação ao milho cultivado na SDc para essa variável estudada. A massa seca de raízes (MSR) respondeu somente na ausência de ureia. Assim, a SDc, consolidada há 22 anos, manifestou, numericamente, maior diferença de produção de MSA de milho na ausência de ureia do que na presença desse adubo, em relação à SDi implantada após 20 anos de PC. Essa diferença se explica: na SDc o solo apresentava concentração de COT 66% maior do que na SDi na camada de 0-5 cm e 21% maior na camada de 5-10 cm. Isso proporcionou liberação de maior quantidade de N por mineralização naquele tratamento do que neste. O maior teor de Ca, Mg e P na SDc também contribuiu no aporte de nutrientes ao milho durante o ciclo, refletindo-se no melhor desempenho das variáveis vegetativas da cultura na SDc. No caso da MSR, a diferença também foi importante, tendo sido 90% maior na SDc do que na SDi na ausência de ureia, com a justificativa dada para a MSA. Na presença de ureia, a MSR foi 38% maior na SDc do que na SDi. Embora sem diferença estatística, este valor deve ser considerado positivo pelo fato dessa maior quantidade de raízes agregar mais benefícios ao solo na SDc.

No caso da produtividade de grãos (PRG) e massa de mil grãos (MMG) de milho, com e sem ureia, não houve resposta estatística entre os tratamentos para ambas as variáveis (Tabela 3). No entanto, é importante salientar a tendência de ocorrer maior valor numérico para a SDc em relação à SDi. Assim, a PRG e a MMG foram respectivamente 32% e 2% maiores na SDc do que na SDi, na média dos dois tratamentos secundários referentes à ureia.

Tabela 3: Valores de massa seca da parte aérea (MSA), massa seca de raízes (MSR), produtividade de grãos (PRG) e massa de mil grãos (MMG) de milho, com ureia (CUR) e sem ureia (SUR), nos dois tratamentos estudados

Table 3: Aboveground dry biomass (MSA), root dry biomass (MSR), grain productivity (PRG) and thousand-grain weight (MMG) of corn under SDi or SDc, with (CUR) and without (SUR) urea addition.

Tratamento	CUR	SUR	Média	CUR	SUR	Média
	----- MSA (Mg ha ⁻¹) -----			----- MSR (Mg ha ⁻¹) -----		
SDi	6,7 bA	4,6 bB	5,6 b	1,6 aA	0,9 bB	1,2 b
SDc	8,8 aA	7,9 aA	8,3 a	2,2 aA	1,9 aA	2,0 a
Média	7,7 A	6,2 B	-	1,9 A	1,4 B	-
CV(%)	17,4		-	27,1		-
Tratamento	----- PRG (Mg ha ⁻¹) -----			----- MMG (g) -----		
	CUR	SUR	Média	CUR	SUR	Média
SDi	9,4 aA	5,0 aB	7,2 a	347 aA	291 aB	319 a
SDc	11,2 aA	7,9 aB	9,5 a	352 aA	302 aB	327 a
Média	10,3 A	6,4 B	-	349 A	297 B	-
CV(%)	23,2		-	10,4		-

SDi: semeadura direta implantada; SDc: semeadura direta consolidada. Letras minúsculas na coluna e maiúsculas na linha, quando iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). CV: coeficiente de variação.

Considerando-se o conjunto dos dados referentes aos atributos do milho, incluindo os que apresentaram diferença estatística e os que mostraram apenas tendência numérica, é possível confirmar a superioridade do tratamento SDc em relação ao SDi. Com isso, é possível inferir-se que o longo período de condução da pesquisa a SD proporcionou no solo condições positivas os principais atributos agrônômicos do milho. Esse benefício foi percebido na SDc, em que o solo foi previamente manejado sob SD, em relação à SDi, em que o solo foi previamente manejado sob PC, independentemente de adubação em cobertura com ureia. A aplicação de ureia em cobertura respondeu nos atributos agrônômicos do milho em relação à ausência dessa adubação, com exceção da MSR e MSA no tratamento SDc (Tabela 3). Assim, é possível afirmar que havia menor conteúdo de nitrogênio potencialmente mineralizável no solo durante o ciclo da cultura (Fontoura e Bayer, 2009). Isso deve ter aumentado a dependência em ureia para o incremento na produtividade destes dois atributos do milho. O ganho em produtividade de MSA do milho foi de 24%, enquanto o ganho de PRG e de MMG foi respectivamente de 61% e 18%, na média dos dois tratamentos de manejo do solo. No tratamento SDi, a aplicação de ureia respondeu com 78% na MSR em relação à ausência do adubo nitrogenado. A maior concentração de COT, de soma de bases e de P e a menor concentração de Al trocável na SDc favoreceram o índice de produção dos caracteres vegetativos do milho neste tratamento.

A produtividade de grãos (PRG) foi afetada pelo fator ureia nos dois manejos de solo, com incrementos de produtividade na ordem de 88% na SDi e 41% na SDc (Tabela 3). Apesar da interação resultar em efeito não significativo para o fator manejo do solo quanto a este atributo, na média a SDc apresentou maior rendimento de grãos que a SDi. As justificativas para o melhor desempenho da SDc e para o incremento proporcionado pela ureia na produção de MSA e MSR discutidos anteriormente, também podem ser aplicadas para o desempenho do rendimento de grãos.

A MMG foi afetada pela ureia, enquanto o fator sistema de manejo não afetou este atributo (Tabela 3). Outros autores (Kappes et al., 2014) também constataram aumentos na MMG com a aplicação de doses crescentes de nitrogênio na cultura do milho, contribuindo para incrementos deste componente do rendimento na produtividade final de grãos.

CONCLUSÕES

A conversão de manejo do preparo convencional (PC) conduzido por um período de 20 anos para a semeadura direta (SDi), proporcionou redução no pH em água e aumento no Al trocável, com correspondente decréscimo das bases do solo, em especial no Ca, ao final de um período de 30 meses após a conversão de manejo. Como aspectos positivos da conversão de manejo nesse tratamento destacam-se o aumento do K trocável e COT no solo. O período de 30 meses após a conversão de manejo para a SDi não foi suficiente para equiparar o estado de desenvolvimento dos atributos químicos do solo apresentados pela semeadura direta consolidada (SDc) ao final de 22 anos de manejo, exceto para o K.

A produção de massa seca da parte aérea (MSA) e de massa seca de raízes (MSR) de milho cultivado na SDi na sequência do PC é inferior à do milho cultivado na SDc, enquanto a PRG e a MMG do milho não responderam à conversão de manejo do solo. A MSA e MSR do milho apresentaram resposta à aplicação de ureia apenas no tratamento da SDi, enquanto a PGR e MMG do milho responderam à aplicação do fertilizante nos dois tratamentos de manejo do solo, com aumento de produção em relação à ausência do fertilizante.

REFERÊNCIAS

- Almeida, J. A., Bertol, I., Leite, D., Amaral, A. J., e Zoldan Junior, W. A. (2005). Propriedades químicas de um Cambissolo Húmico sob preparo convencional e semeadura direta após seis anos de cultivo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29(3), 437-445. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000300014>
- Andrade, A. P., Mafra, A. L., Picolla, C. D., Albuquerque, J. A., e Bertol, I. (2012). Atributos químicos de um Cambissolo Húmico após 12 anos sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas. *Ciência Rural*, 42(5), 814-821. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782012005000013>
- Aziz, I., Mahmood, T., & Islam, K. R. (2013). Effect of long term no-till and conventional tillage practices on soil quality. *Soil & Tillage Research*, 131(1), 28-35. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.03.002>
- Bertol, I., Albuquerque, J. A., Leite, D., Amaral, A. J., e Zoldan Junior, W. A. (2004). Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28(1), 155-163. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000100015>
- Bertol, I., Mafra, A. L., Cogo, N. P., Barbosa, F. T., Miquelluti, D. J., Oliveira, L. C., Rech, T. D., e Moreira, M. A. (2012). *Manejo e conservação do solo e da água: retrospectiva, constatação e projeção*. 1ª ed., Universidade do Estado de Santa Catarina.
- Bertol, I., Schick, J., Massariol, J. M., Reis, E. F., e Dily, L. (2000). Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico álico afetadas pelo manejo do solo. *Ciência Rural*, 30(1), 91-95. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782000000100015>
- Blanco-canqui, H., & Ruis, S. J. (2018). No-tillage and soil physical environment. *Geoderma*, 326, 164-200. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.011>
- Borges, W. L. B., Freitas, R. S., Mateus, G. P., Sá, M. E., e Alves, M. C. (2015). Produção de soja e milho cultivados sobre diferentes coberturas. *Revista Ciência Agronômica*, 46(1), 89-98. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902015000100011>
- Briedis, C., Sá, J. C. M., Caires, E. F., Navarro, J. F., Inagaki, T. M., e Ferreira, A. O. (2012). Carbono do solo e atributos de fertilidade em resposta a calagem superficial em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 47(7), 1007-1014. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2012000700018>
- Brown, V., Barbosa, F. T., Bertol, I., Mafra, A. L., e Muzeka, L. M. (2018). Efeitos no solo e nas culturas após vinte anos de cultivo convencional e semeadura direta. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 13(1), 1-7. <https://doi.org/10.5039/agraria.v13i1a5501>
- Ciotta, M. N., Bayer, C., Ernani, P. R., Fontoura, S. M. V., Wobeto, C., e Albuquerque, J. A. (2002). Acidificação de um Latossolo sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26(4), 317-326. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000400023>
- Comissão de Química e Fertilidade do solo – RS/SC. (2016). *Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina*. (11ª ed.) Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul.
- Costa, C. H. M., Crusciol, C. A. C., Soratto, R. P., e Ferrani, N. J. (2012). Persistência e liberação de macronutrientes e silício da fitomassa de crotalária em função da fragmentação. *Bioscience Journal*, 28(3), 384-394. <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/40335>
- Fontoura, S. M. V. e Bayer, C. (2009). Adubação nitrogenada para alto rendimento de milho em plantio direto na região Centro-Sul do Paraná. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33(6), 1721-1732. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000600021>
- Franchini, J. C., Debiasi, H., Junior, A. A. B., Tonon, B. C., Farias, J. R. B., Oliveira, M. C. N., & Torres, E. (2012). Evolution of crop yields in different tillage and cropping systems over two decades in southern Brazil. *Field Crops Research*, 137(1), 178-175. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.09.003>
- Ferreira, E. R. N. C. (2013). *Química e mineralogia de solos desenvolvidos de rochas alcalinas e ultrabásicas do Domo de Lages*. [Tese de Doutorado] Centro de Ciências Agroveterinárias / UDESC. Lages, 161p. https://www.udesc.br/arquivos/cav/id_cpmenu/1473/FERREIRA_ERC_Qu_mica_e_mineralogia_de_solos_desenvolvidos_2014_Copy_1_2_15693557806191_1473.pdf

- Fuentes-Llanillo, R., Telles, T. S., Junior, D. S., de Melo, T. R., Friedrich, T., & Kassam, A. (2021). Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. *Soil and Tillage Research*, 208, 104877. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104877>
- Hossain, A., Krupnik, T.J., Timsina, J., Mahboob, M.G., Chaki, A.K., Farooq, M., Bhatt, R., Fahad, S., & Hasanuzzaman, M. (2020). Agricultural land degradation: processes and problems undermining future food security. *Environment, climate, plant and vegetation growth*, 17-61. https://doi.org/10.1007/978-3-030-49732-3_2
- Kappes, C., Arf, O., Bem, E. A. D., Portugal, J. R., e Gonzaga, A. R. (2014). Manejo do nitrogênio em cobertura na cultura do milho em sistema de plantio direto. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, 13(2), 201-217. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20153013047>
- Ligang, LV., Gao, Z., Liao, K., Zhu, Q., & Zhu, J. (2023). Impact of conservation tillage on the distribution of soil nutrients with depth. *Soil and Tillage Research*, 225, 105527. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105527>
- Merten, G.H., Araújo, A.G., Biscaia, R.C.M., Barbosa, G.M.C., & Conte, O. (2015). No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 152, 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.03.014>
- Muzurana, M., Levien, R., Muller, J., e Conte, O. (2011). Sistemas de preparo de solo: Alterações na estrutura do solo e rendimento das culturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35(4), 1197-1206. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000400013>
- Nunes, R. S., Sousa, D. M. G., Goedert, W. J., e Vivaldi, L. J. (2011). Distribuição de fósforo no solo em razão do sistema de cultivo e manejo da adubação fosfatada. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35(3), 877-888. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000300022>
- Pereira, A. P., Schoffel, A., Koefender, J., Camera, J. N., Golle, D. P., e Horn, R. C. (2017). Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura de verão. *Revista de Ciências Agrárias*, 40(4), 799-807. <https://doi.org/10.19084/RCA17065>
- Pittelkow, C.M., Liang, X., Linqvist, B.A., Van Groenigen, K.J., Lee, J., Lundy, M.E., Van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., & Van Kessel, C. (2015). Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*, 517, 365–368. <https://doi.org/10.1038/nature13809>
- Santos, H. D., Jacomine, P., Anjos, L., Oliveira, V., Lumbrales, J., Coelho, M., e Oliveira, J. (2018). *Sistema Brasileiro de Classificação do Solo*. 5. ed., Brasília, DF: EMBRAPA, 356p <https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>
- Schick, J., Bertol, I., Cogo, N. P., e González, A. P. (2014). Erosividade das chuvas de Lages, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38(6), 1890-1905. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000600024>
- Six, J., Ogle, S.M., Breidt, F.J., Conant, R.T., Mosier, A.R., e Paustian, K. (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10, 155–160. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00730.x>
- Spera, S. T., Escosteguy, P. A. V., Denardin, J. E., Klein, V. A., e Santos, H. P. (2011). Atributos químicos restritivos de Latossolo Vermelho distrófico e tipos de manejo de solo e rotação de culturas. *Revista Agrarian*, 4(14), 324-334. <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/914249>
- Spera, S. T., Escosteguy, P. A. V., Santos, H. P., e Klein, V. A. (2014) Atividade do alumínio na solução do solo em um Latossolo Vermelho Distrófico submetido ao manejo do solo e das culturas. *Nativa*, 2(3), 131-137. <https://doi.org/10.31413/nativa.v2i3.1372>
- Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., & Roger-strade, J., (2012). No-till in northern, western and southwestern Europe: a review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil and Tillage Research*, 118, 66–87. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.10.015>
- Tedesco, M. J., Ianello, C., Bissani, C. A., Bohnen, H., e Volkweiss, S. J. (1995). *Análise de solos, plantas e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 174p.
- USDA, United States Department of Agriculture. (1999). *Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. Agriculture Handbook nº 436, 2. ed. Washington, DC, 886p. <https://www.nrcs.usda.gov/resources/guides-and-instructions/soil-taxonomy>
- Vieira, F. C. B., Bayer, C., & Zanatta, J. (2009). Organic matter kept Al toxicity low in a subtropical no-tillage soil under long-term (21 – years) legume – based crop system and N fertilisation. *Australian Journal of Soil Research*, 47, 707 – 714. <http://dx.doi.org/10.1071/SR08273>
- Wulanningtyas, H. S., Gong, Y., Li, P., Sakagami, N., Nishiwaki, J., & Komatsuzaki, M. (2021). A cover crop and no-tillage system for enhancing soil health by increasing soil organic matter in soybean cultivation. *Soil and Tillage Research*, 205, 104749. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104749>

EFECTO DEL RIEGO SUPLEMENTARIO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS Y FÍSICAS EDÁFICAS EN EL SUDOESTE BONAERENSE

Carina Rosa Alvarez ¹, Haydée Sara Steinbach ¹, Helena Rimski-Korsakov ^{1*},
Esteban Ariel Ciarlo ¹

¹ Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Argentina

RESUMEN

El riego suplementario con agua de dudosa calidad puede tener efectos negativos sobre las propiedades edáficas. El objetivo del trabajo fue evaluar el impacto del riego suplementario sobre las propiedades químicas y físicas del suelo en lotes en el Sudoeste Bonaerense que en general incluyen la producción de semillas. La textura superficial del suelo es franco-arenosa, franca y franco-areno-arcillosa. Los tratamientos fueron: Secano (córner) y Riego (círculo de riego). En 41 situaciones se tomaron muestras de suelo de 0 a 10 y 10 a 20 cm de profundidad y se determinó: carbono orgánico (CO), pH, conductividad eléctrica (CE) y porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y en 12 de las situaciones también se midió la infiltración, la densidad aparente (0-5 cm y 10-15 cm, Dap), la resistencia mecánica (0-5 y 10-15 cm, RM), y humedad gravimétrica (0 a 5 y 10 a 15 cm, HG). Los datos se analizaron con Prueba de t apareada. El contenido de CO fue similar entre Secano y Riego en ambas profundidades. El pH edáfico, la CE y el PSI de 0-10 cm y de 10-20 cm presentaron un incremento estadísticamente significativo por el riego ($p < 0,05$), siendo el orden del incremento $PSI > CE > pH$. La tasa de infiltración básica no presentó diferencias significativas ($p = 0,683$) para Secano y Riego, con una alta variabilidad en las situaciones bajo riego, sin embargo, las situaciones regadas presentaron una Dap un 6% superior a las de secano ($p = 0,0005$) de 10 a 15 cm. Los valores de RM presentaron una importante variabilidad. Las evaluaciones de la calidad física edáfica realizadas en este trabajo no muestran tendencias claras ni marcada degradación, sin embargo, es necesario continuar el monitoreo en el tiempo de la calidad edáfica y aplicar prácticas preventivas en pos del manejo sustentable de estos sistemas productivos.

Palabras clave: materia orgánica, conductividad eléctrica, porcentaje sodio intercambiable, densidad aparente

EFFECT OF SUPPLEMENTARY IRRIGATION ON THE SOIL CHEMICAL AND PHYSICAL PROPERTIES IN THE SOUTHWESTERN BUENOS AIRES PROVINCE

* Autor de contacto:
rimski@agro.uba.ar

Recibido:
28-11-23

Recibido con revisiones:
22-02-24

Aceptado:
22-02-24

ABSTRACT

Supplementary irrigation with water of dubious quality can have adverse effects on soil properties. The aim of this study was to assess the impact of supplementary irrigation on soil chemical and physical properties in fields of the Southwestern Buenos Aires province, which generally involve seed production. The surface texture of the soil ranges from sandy loam to loam and clay loamy. The treatments were: Rainfed (corner) and Irrigated (center pivot). Soil samples were collected from 41 field situations at 0-10 cm and 10-20 cm depth, and organic carbon (CO), pH, electrical conductivity (CE), and exchangeable sodium percentage (PSI)

were determined. In 12 of the fields, additional measurements were made for infiltration rate, bulk density (0-5 cm and 10-15 cm, Dap), mechanical resistance (0-5 cm and 10-15 cm, RM), and gravimetric moisture content (0-5 cm and 10-15 cm, HG). Data were analyzed using Paired t-tests. Organic carbon content was similar under Rainfed and Irrigated situations at both depths. Soil pH, CE, and PSI at 0-10 cm and 10-20 cm showed a statistically significant increase due to irrigation ($p < 0.05$), with the order of increase being $PSI > CE > pH$. The infiltration rate showed no significant differences ($p=0.683$) between Rainfed and Irrigated, with high variability in situations under irrigation. However, irrigated situations had a 6% higher Dap compared to Rainfed ones ($p=0.0005$) at 10-15 cm. RM values displayed significant variability. The assessments of soil physical quality conducted in this study did not reveal clear trends or pronounced soil degradation. Nevertheless, it is necessary to continue monitoring the long-term soil quality and implement preventive practices to promote sustainable management of these productive systems.

Keywords: organic matter, electrical conductivity, exchangeable sodium percentage, bulk density

INTRODUCCIÓN

La disponibilidad hídrica es la principal limitante del rendimiento de los cultivos en secano (Bohnert y Bressan, 2001; Lobell et al., 2009; Van Ittersum et al., 2013), la cual puede ser controlada por el uso de la práctica de riego. El riego suplementario en las regiones húmedas y subhúmedas es una práctica que permite evitar los riesgos de déficit hídrico en los momentos críticos de los cultivos, incrementando y estabilizando los rendimientos (Salinas et al., 2016). En la Región Pampeana la práctica de riego suplementario se encuentra en expansión (Sánchez et al., 2016), especialmente luego de las fuertes deficiencias hídricas que sufrieron los cultivos agrícolas en la región durante los últimos años.

Además de valorar los beneficios productivos y económicos del riego, resulta importante considerar posibles impactos ambientales que la práctica de riego pueda provocar. Por ejemplo, cuando el agua de riego es de mala calidad, puede producirse la salinización y/o sodificación del suelo, alterando la calidad físico-química del mismo. La salinización es el incremento de la concentración de sales en la zona radical en niveles que pueden afectar el crecimiento y rendimiento de los cultivos. Esto se produce por efecto osmótico, toxicidad de iones y/o deficiencias nutricionales derivadas del desbalance entre los diferentes iones. Generalmente, el proceso de salinización es frecuente en regiones áridas y semiáridas, en donde el riego es de tipo integral y la dinámica hídrica y salina está regulada por la calidad del agua aplicada (Lavado, 2009; Qadir & Schubert, 2002).

A su vez, determinados cambios en la composición química del suelo por la aplicación del riego pueden generar consecuencias indeseables en la calidad física del suelo, de difícil corrección. El caso más común de este efecto es la sodificación del suelo, que se genera por el incremento en el contenido de sodio intercambiable del mismo, usualmente asociado al uso de aguas con alta relación de adsorción de sodio (RAS). La sodicidad resultante es una problemática frecuente en sistemas de producción bajo riego suplementario de zonas húmedas y sub-húmedas, donde los niveles de salinidad del suelo se mantienen bajos debido a la lixiviación generada por las lluvias (Sumner, 1993). La sodicidad provoca la degradación física del suelo debido al hinchamiento y dispersión de los coloides del mismo (Crescimanno et al., 1995), que pueden moverse libremente y obtener la porosidad natural.

La literatura internacional adopta como valores críticos de PSI a valores mayores a 15%, valor a partir del cual se observa deterioro en las propiedades físicas. Sin embargo, existen evidencias que con PSI menores al umbral mencionado puede producirse deterioro físico del suelo (Costa & Aparicio, 2015), por lo que estos valores no deberían ser considerados fijos para todo tipo de suelos y cultivos. Esto se explicaría por un efecto combinado del sodio en el complejo de cambio y las sales en solución. Dado que las sales en solución tienen un efecto floculante, pueden existir suelos con altos PSI pero que no presentan problemas en su dinámica del agua por estar sus coloides floculados por la alta concentración de sales (Rengasamy, 2018). Es escasa la información que existe en nuestro país sobre el efecto que ejerce dicha combinación de variables sobre las propiedades físicas edáficas y muchos trabajos muestran que la misma varía para los distintos suelos (Rengasamy, 2018). Los escasos trabajos realizados en la Región Pampeana indican disminuciones de la conductividad hidráulica a partir de valores entre 3 y 5 % de PSI dependiendo de la región (Costa & Aparicio, 2015; Ghiberto et al., 2007). También se han registrado aumentos en los valores de resistencia mecánica, debido a la presencia de estructuras más desfavorables en suelos sodificados (Torres Duggan et al., 2012). El conocimiento de los valores críticos a partir de los cuales las propiedades físicas se ven afectadas es de suma importancia para la toma de decisiones de

manejo sustentables en planteos bajo riego.

El impacto de los efectos sobre el suelo depende de la cantidad y calidad del agua de riego y de las precipitaciones que recibe el sistema de producción. Es de esperarse que cuanto mayor sea la proporción del agua de riego en relación con el agua total que recibe un suelo, mayores serán los posibles efectos sobre la calidad del suelo. No obstante, la calidad del agua utilizada es uno de los parámetros más importantes que definen el resultado en términos de la conservación del recurso suelo. En la Región Pampeana las aguas subterráneas no suelen presentar problemas de salinidad (expresada en conductividad eléctrica, CE, o contenido de sales totales), pero contienen en general valores elevados de indicadores de sodicidad tales como la RAS, contenidos totales de carbonatos y bicarbonatos sódicos y contenido de carbonato de sodio residual (CSR) (Alvarez et al., 2020). El agua de riego en la Región Pampeana implica una proporción del 10 al 30 % del agua total que reciben los sistemas de producción de granos bajo riego, y suele producir incrementos del PSI, mientras que el aumento de la conductividad eléctrica de los suelos parece ser mínimo (Torres Duggan et al., 2016).

En el Sudoeste Bonaerense la adopción del riego suplementario es reciente, reportándose 24.900 ha bajo riego, en su mayoría en el partido de Coronel Suárez (Sánchez et al., 2016). Se han indicado en el área centro sur de la provincia de Buenos Aires aguas salinas y con elevados contenidos de sodio, más de la mitad de ellas con valores de CE entre 0,75 a 2,25 dS m⁻¹ y de RAS entre 11 y 18 (Báez, 1999). Otro factor por considerar es la composición granulométrica del suelo. Peinemann et al. (1998) y Giubergia et al. (2021) observaron que el efecto del riego sobre la conductividad hidráulica dependía de la textura del suelo. Existen muy pocos reportes de como el riego suplementario en esta zona puede afectar las condiciones químicas y físicas de estos suelos con altos porcentajes de arena en su composición (Aguirre et al., 2011). El objetivo del presente trabajo fue determinar el impacto del riego suplementario en condiciones de producción agrícola sobre la calidad química y física edáfica en suelos del Sudoeste Bonaerense.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para determinar el impacto del riego sobre propiedades físicas y químicas de los suelos se evaluaron 33 lotes pertenecientes a 14 establecimientos que forman parte del Grupo de Riego del Sudoeste Bonaerense donde se realiza riego suplementario. Los mismos se encuentran en los partidos de Coronel Suárez, Coronel Pringles, Laprida, Guaminí y Tornquist ubicados en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires. La zona se caracteriza por tener precipitaciones anuales promedio históricas de 897 mm año⁻¹. En los primeros 20 cm del perfil, los suelos poseen textura franco-arenosa, franca y franco-areno-arcillosa. Los principales suelos muestreados corresponden a Argiudoles típicos y petrocálcicos, Haplustoles típicos y énticos y Hapludoles típicos y énticos.

Todas las situaciones correspondieron a suelos de lotes agrícolas. Los principales cultivos que integran la rotación en las situaciones estudiadas son soja, maíz, girasol y trigo. Los lotes de riego, en general, incluyen cultivos destinados a la producción de semilla. La historia de riego de los lotes estudiados comprende entre 2 a 20 años al momento del muestreo, dependiendo del establecimiento, mientras que la lámina promedio aplicada es de 200 mm año⁻¹. En la Tabla 1 se detallan las principales características del agua de riego utilizada en los establecimientos estudiados.

Tabla 1: Características del agua utilizada para riego. CE: conductividad eléctrica; RAS: relación de adsorción de sodio; CSR: carbonato de sodio residual; n: número de muestras de agua.

Table 1: Characteristics of the irrigation water. CE: electrical conductivity; RAS: sodium adsorption ratio; CSR: residual sodium carbonate. Promedio: mean. Mínimo: minimum, Máximo: maximum, n: number of water samples.

	n	Promedio	Mínimo	Máximo
pH	18	7,84	6,80	8,50
CE (dS m ⁻¹)	18	0,83	0,60	1,17
RAS	18	5,9	1,7	13,9
Carbonatos (ppm)	18	10,9	0,0	42,0
Bicarbonatos (ppm)	18	428	297	635
Cloruros (ppm)	18	35,83	19,90	65,30
Sulfatos (ppm)	18	26,21	0,00	108,00
Calcio (ppm)	18	33,02	8,40	67,20
Magnesio (ppm)	18	15,86	5,47	33,10
Potasio (ppm)	15	8,93	4,30	16,60
Sodio (ppm)	18	137,8	52,9	253,4
Dureza Total (ppm)	18	148,2	44,3	302,0
CSR	16	4,50	1,10	7,80

A lo largo de los años 2016, 2018, 2020 y 2021 se tomaron 41 muestras de suelo en los 33 lotes de producción para la determinación de propiedades químicas en i) el círculo de riego y ii) en su respectivo córner (esquina no regada), determinando los tratamientos Riego y Secano. Las mediciones químicas se realizaron sobre muestras de suelo compuestas de 15 submuestras para las profundidades de 0 a 10 cm y 10 a 20 cm, en cada círculo y respectivo córner. En dichas muestras se determinó carbono orgánico (CO) (Walkley & Black, Nelson & Sommers, 1996), pH (potenciometría, relación suelo/agua: 1:2,5, Thomas, 1996), conductividad eléctrica (CE) (Rhoades, 1996), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y cationes intercambiables: Ca, Mg, K y Na (Richter et al., 1982). Para 24 de las situaciones analizadas se contaba con el número preciso de años de riego y los milímetros de riego aplicados durante los años de riego.

En 12 de los lotes de producción muestreados para la determinación de variables químicas, también se evaluaron las propiedades físicas edáficas entre los años 2018 y 2020. En cada lote se realizaron determinaciones *in situ* de variables físicas en el círculo de riego y en su respectivo córner. Se midió la tasa de infiltración con un permeámetro de disco (Perroux & White, 1988), realizando de 4 a 6 mediciones en cada situación. La resistencia mecánica (RM) se determinó con penetrómetro de golpes de punta cónica de 30° de ataque en las profundidades de 0 a 5, 5 a 10, 10 a 15 y 15 a 20 cm (Burke et al., 1986); se realizaron 10 determinaciones en cada profundidad de cada círculo y córner. Se tomaron además 10 muestras para determinar la densidad aparente (Dap, método del cilindro, Burke et al., 1986) y humedad gravimétrica (Hg) de 0 a 5 cm y de 10 a 15 cm; de cada círculo y respectivo córner. Las muestras de Hg se compusieron a partir de 10 submuestras.

Los datos fueron analizados a través de una Prueba t para un diseño apareado. Cuando la variable fue evaluada en distintas profundidades la comparación se realizó dentro de cada estrato. Se realizaron regresiones lineales entre las variables evaluadas o informadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de CO no presentó diferencias significativas entre la situación de Secano y Riego tanto de 0-10 cm como de 10-20 cm (Tabla 2). La mayor disponibilidad hídrica producto del riego, si bien puede aumentar los aportes de residuos al suelo, también puede incrementar la tasa de mineralización de la materia orgánica; se han registrado aumentos de la mineralización en molisoles con altos contenidos de humedad como consecuencia de la disolución del óxido férrico cuando éste se reduce (Huang & Hall, 2017). A su vez, en los planteos de riego que incorporan en la rotación producción de maíz para semilla, la producción de residuos

de cosecha y aporte al suelo suele ser menor que en cultivos para producción de granos (comunicación personal). En una revisión realizada por Trost et al. (2013), se encontró que el riego en regiones semiáridas incrementa el contenido de CO del suelo entre un 11 % y 35 %, mientras que se observa un efecto errático del riego en las regiones húmedas, con un incremento promedio del 2%. Por otra parte, son necesarios ensayos o sistemas de producción con aplicación de riego de largo plazo (Trost et al., 2013), para detectar cambios significativos en el contenido de CO.

El pH edáfico a 0-10 cm y 10-20 cm presentó un incremento estadísticamente significativo del 9,0 y 6,5 %, respectivamente, por efecto del riego (Tabla 2). Estos aumentos son similares a los hallados por Peralta et al. (2019) en el norte de la provincia de Buenos Aires, por Torres Duggan et al. (2012) en la Pampa Ondulada y por Álvarez et al. (2020) en un estudio que incluía suelos de diferentes zonas de la Región. Según lo referido anteriormente y, en base a estos resultados y las características del agua de riego de la zona, se podría decir que los incrementos ligeros del pH del suelo están ligados a la aptitud del agua de riego utilizada (Brady & Weil, 2002; Qadir & Schubert, 2002), donde los carbonatos y bicarbonatos pueden reaccionar con el agua y formar iones oxidrilo (OH⁻), que consecuentemente elevan el pH del suelo (Brady & Weil, 2002).

La salinidad del suelo también se vio afectada por la práctica de riego suplementario. La CE se incrementó significativamente por efecto del riego tanto en el estrato de suelo de 0-10 cm como en 10 - 20 cm (Tabla 2). Se hallaron aumentos del 25 y 35% en las profundidades de 0 a 10 cm y 10 a 20 cm, respectivamente. El aumento de la salinidad es una de las consecuencias indeseables más comunes resultantes de la práctica de riego (Almeida Machado & Serralheiro, 2017; Pla Sentís, 2020), y ha sido reportado, incluso con más intensidad que la del presente trabajo, en suelos regados de la región (Aguirre et al., 2011), y en suelos de otras zonas con características edafoclimáticas muy diferentes (Alvarez et al., 2020; Giubergia et al., 2021). Sin embargo, los valores de CE alcanzados en los sistemas regados en este trabajo no son perjudiciales para los cultivos (Almeida Machado & Serralheiro, 2017), en coincidencia con lo hallado por Alvarez et al. (2020) en otros sitios de la región pampeana.

La proporción de sodio en el complejo de intercambio (PSI) del suelo, indicadora de la salud física del suelo, fue muy afectada por la práctica de riego. El PSI fue la propiedad que mostró mayor variabilidad entre los lotes tanto en Secano como en Riego, siendo significativamente superior en la situación de Riego respecto de la de Secano (Tabla 2). Bajo Riego el PSI fue 133 % y 129% mayor de 0 a 10 cm y de 10 a 20 cm, respectivamente. Resultados similares obtuvieron Álvarez et al. (2020) y Giubergia et al. (2021) en suelos de otras zonas de la Región Pampeana. Nuevamente, la calidad del agua de riego puede explicar estos resultados dado que el agua de la zona es rica en bicarbonatos (Tabla 1), el cual puede precipitar los iones calcio y magnesio, y aumentar de este modo el efecto dispersante del catión sodio en el complejo de intercambio (Pla Sentís, 2015).

Para los 24 casos donde se disponía de la información de años de riego y los mm de riego aplicados durante esos años, se probó la correlación de los mismos con la variación del pH, CE y PSI del suelo de 0-10 cm y de 10-20 cm entre Riego y Secano. Solo se encontró una regresión lineal, estadísticamente significativa, entre los mm aplicados durante todo el período bajo riego con la variación entre el pH del suelo entre el tratamiento de Riego y Secano, tanto de 0-10 cm como de 10-20 cm, según:

$$\begin{array}{lll} \Delta \text{ pH suelo de 0-10 cm} = 0,0002 \text{ mm aplicados} + 0,1903 & R^2=0,3752 & p=0,0015 \\ \Delta \text{ pH suelo de 10-20 cm} = 0,0002 \text{ mm aplicados} + 0,1869 & R^2=0,1899 & p=0,0333 \end{array}$$

La falta de correlación entre los mm de riego aplicados y la variación de la CE y el PSI, muestran que el impacto final del riego depende no solo de la cantidad aportada sino de la calidad de la misma y de la variabilidad de las propiedades del suelo y del manejo de los distintos lotes. Cuando la proporción de sodio en las superficies de los coloides excede determinado valor crítico, puede haber consecuencias sobre la estabilidad de los agregados del suelo (Pla Sentís, 2020). En este trabajo, en ninguno de los lotes evaluados el PSI presentó valores superiores al definido usualmente como crítico (PSI 15 %). Los límites críticos de PSI considerados para definir a un suelo como "sódico" (PSI > 15%) fueron propuestos para regiones áridas y/o semiáridas donde los suelos presentaban altos valores de CE. En regiones húmedas o subhúmedas, donde se utiliza el riego suplementario, los límites críticos pueden ser significativamente más bajos, como los reportados por Costa & Aparicio (2015), ya que no hay presencia de sales suficientes para que el suelo se encuentre floculado (Álvarez et al., 2020). Por lo tanto, en estas zonas hay un menor margen para aportar sodio sin generar efectos estructurales desfavorables.

Cuando se analiza la dinámica temporal de la salinidad y sodicidad de suelos regados en forma complementaria se evidencia un patrón de ascenso de los niveles de PSI durante la temporada de riego y un subsecuente descenso provocado por las lluvias y la capacidad de recuperación del suelo asociadas con su capacidad de intercambio de cationes (Génova, 2011).

Tabla 2: Propiedades químicas en los tratamientos Secano y Riego de 0 a 10 y de 10 a 20 cm de profundidad. Valores promedio, mínimos y máximos, Error estándar, coeficiente de variación (%) y n= número de muestras. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). CO: carbono orgánico; CE: conductividad eléctrica; PSI: porcentaje de sodio intercambiable.

Table 2: Chemical properties in the Rainfed and Irrigated treatments from 0 to 10 and 10 to 20 cm deep. Average (promedio), minimum (mínimo) and maximum (máximo) values, standard error (error estandar), coefficient of variation (Coef. Var.; %) and number of samples (n). Different letters indicate significant differences between treatments ($p < 0.05$). CO: organic carbon; EC: electrical conductivity; PSI: percentage of exchangeable sodium.

0 - 10 cm								
	CO (%)		pH		CE (dSm ⁻¹)		PSI (%)	
	Secano	Riego	Secano	Riego	Secano	Riego	Secano	Riego
Promedio	2,43 a	2,42 a	6,32 b	6,89 a	0,33 b	0,42 a	1,90 b	4,42 a
Mínimo	1,39	1,80	5,50	6,10	0,14	0,23	0,30	0,50
Máximo	3,83	3,60	8,00	8,10	1,00	0,80	7,60	8,80
Error estándar	0,084	0,068	0,087	0,078	0,027	0,024	0,232	0,333
Coef. Var. (%)	20,37	16,53	8,76	7,24	51,36	36,45	78,25	48,21
N	35	35	41	41	41	41	41	41
10 - 20 cm								
Promedio	1,85 a	1,82 a	6,57 b	7,00 a	0,29 b	0,39 a	2,04 b	4,67 a
Mínimo	1,04	1,31	5,90	6,10	0,12	0,20	0,30	0,40
Máximo	3,42	2,76	8,30	8,30	0,90	0,90	7,10	13,00
Error estándar	0,076	0,058	0,086	0,081	0,021	0,023	0,253	0,355
Coef. Var (%)	24,10	18,99	8,36	7,39	45,58	38,09	79,30	48,71
N	35	35	41	41	41	41	41	41

La tasa de infiltración básica en promedio fue de 80 mm h⁻¹, sin diferir significativamente entre Secano y Riego ($p=0,976$) (Figura 1). La tasa de infiltración presentó mayor variabilidad en las situaciones de Riego. No se encontraron relaciones significativas entre la Δ Infiltración (Riego -Secano) vs. Δ PSI (Riego -Secano) ($p= 0,2122$); todas las infiltraciones (tanto las de secano como riego; $n=24$) vs. el correspondiente PSI de 0-10 cm ($p= 0,4019$) o vs. CE de 0-10 cm ($p=0,0964$) o vs. pH de 0-10 cm ($p= 0,1692$) y, finalmente, la infiltración relativa calculada como la Δ infiltración (Riego -Secano)/infiltración secano vs. PSI 0-10 cm en Riego ($p= 0,1705$).

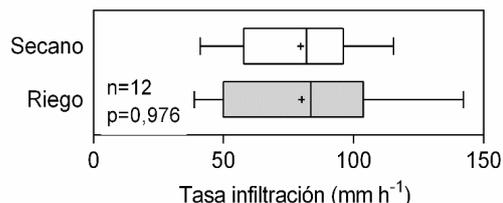


Figura 1: Boxplot de la tasa de infiltración (mm h^{-1}) para las situaciones de Secano y Riego. Las líneas externas de las cajas representan los cuartiles 0,25 y 0,75, y la interna la mediana (0,50). Los extremos de las líneas horizontales representan los valores mínimos y máximos. Los signos + indican las medias de los tratamientos.

Figure 1: Boxplot of the infiltration rate (mm h^{-1}) for the Rainfed and Irrigated situations. The outer lines of the boxes represent the 0.25 and 0.75 quartiles, and the inner one shows the median (0.50). The ends of the horizontal lines represent the minimum and maximum values. The + signs indicate the means of the treatments.

En general, en los ensayos de la región donde se comparó la tasa de infiltración en situaciones con y sin riego no se detectaron diferencias significativas por el uso de riego a pesar de incrementarse el PSI (Álvarez et al., 2020; Giubergia y Rampoldi, 2016; Giubergia et al., 2021; Peralta et al., 2019; Torres Duggan et al., 2012). Sin embargo, una tendencia general es que en todos los casos las tasas promedio fueron menores en riego (entre un 11 y 48% menos); pero esta disminución no fue estadísticamente significativa. En nuestro estudio, la ausencia de diferencias en la infiltración entre los tratamientos puede atribuirse a la textura franca a franco arenosa de los suelos de la región que poseen una importante macroporosidad de origen textural. Estos resultados están en acuerdo con lo reportado por Giubergia et al. (2021). Cabe destacar que la infiltración de los suelos es una propiedad que presenta una alta variabilidad espacial (Mahapatra et al. 2020; Rienzner & Gandolfi, 2014), lo que puede generar que no se evidencien diferencias significativas. En este sentido, Torres Duggan et al. (2012) no detectaron diferencias significativas en la tasa de infiltración entre riego y secano, pero cuando se caracterizaban a estas tasas de acuerdo a los lineamientos del Soil Quality Institute (1999), la tasa bajo riego fue clasificada como moderada (145 mm h^{-1}), mientras que en situaciones de secano fue moderadamente rápida (215 mm h^{-1}). El único trabajo de la región pampeana donde se reportan disminuciones estadísticamente significativas en la tasa de infiltración generadas por el riego muestra que en la provincia de Santa Fe de 11 sitios analizados, 4 de ellos presentaron menores tasas de infiltraciones con riego, coincidente con los mayores incrementos de PSI (Pilatti et al., 2006), de hasta 370%. Otros trabajos del centro de Santa Fe (Ghiberto et al., 2007) y del SE bonaerense (Costa & Aparicio, 2015) reportan disminuciones en otra propiedad del ciclo del agua en el suelo, la conductividad hidráulica a flujo saturado, ligadas a aumentos del PSI como producto de la práctica de riego.

La Dap tampoco mostró diferencias entre Secano y Riego ($p > 0,05$) en la profundidad de 0 a 5 cm (Figura 2). Considerando la profundidad de 10 a 15 cm las situaciones regadas presentaron una densidad aparente 5,8% superior a las de secano, significativamente diferentes entre situaciones ($p = 0,0005$). Estas diferencias en profundidad no parecen estar explicadas por cambios en las propiedades químicas de los suelos, aunque puede haber cierto efecto de una mayor protección de la estructura en superficie por mayores contenidos de materia orgánica. Tampoco se observaron valores de Dap por arriba de $1,55 \text{ g cm}^{-3}$, propuestos por la bibliografía como críticos (USDA, 1999).

Cuando se evaluó el impacto del riego sobre la densidad aparente en otros sitios de la región pampeana, también se observó que el efecto no fue importante. Varios trabajos no hallaron diferencias entre la densidad aparente de situaciones regadas y no regadas (Sur de Santa Fe: Torres Duggan et al., 2012; Norte de Buenos Aires: Peralta et al., 2019) a pesar de registrarse incrementos en el PSI. En otros trabajos donde se detectaron aumentos estadísticamente significativos en la densidad aparente en situaciones regadas con relación a las no regadas, los incrementos fueron bajos. En mediciones realizadas en el Sudeste Bonaerense la densidad aparente se incrementó 1,6% (pasó de $1,20$ a $1,22 \text{ g cm}^{-3}$) por el uso de riego (Costa & Aparicio, 2015). Giubergia et al. (2013) detectaron incrementos del 6% de la densidad aparente en los lotes regados del centro de la provincia de Córdoba, pero fue atribuido al pasaje de máquinas sobre el suelo más húmedo en las situaciones de riego.

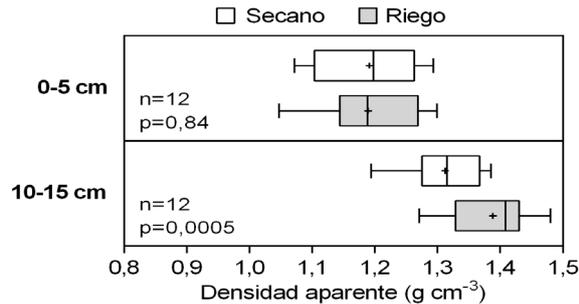


Figura 2: Boxplot de la densidad aparente (g cm^{-3}) para las situaciones de Secano y Riego de 0 a 5 cm y 10 a 15 cm de profundidad. Las líneas externas de las cajas representan los cuartiles 0,25 y 0,75, y la interna la mediana (0,50). Los extremos de las líneas horizontales representan los valores mínimos y máximos. Los signos + indican las medias de los tratamientos.

Figure 2: Boxplot of bulk density (g cm^{-3}) for Rainfed and Irrigated situations from 0 to 5 cm and 10 to 15 cm depth. The outer lines of the boxes represent the 0.25 and 0.75 quartiles, and the inner one shows the median (0.50). The ends of the horizontal lines represent the minimum and maximum values. The + signs indicate the means of the treatments.

La Hg fue 15% mayor en Riego que en Secano de 0 a 5 cm ($p=0,0017$), sin diferencias de 10 a 15 cm de profundidad (Figura 3). Los valores de resistencia mecánica presentaron una importante variabilidad (Figura 4). En ninguna de las profundidades medidas se encontraron diferencias entre los tratamientos. La resistencia mecánica estuvo lineal y negativamente asociada al contenido hídrico del suelo (Figura 5) presentando mejor ajuste para la profundidad de 10-15 cm. Cabe destacar que las mediciones fueron realizadas en un rango amplio de humedad y en algunos casos en la situación de Secano se suspendió la medición cuando se llegó a valores que superaron la resistencia mecánica de 9,8 MPa. Los valores de RM entre 5 cm y 15 cm de profundidad son altos superando ampliamente el umbral crítico de 2 MPa. Esto es coincidente con varios trabajos en la Región Pampeana que muestran que los suelos manejados en siembra directa presentan endurecimiento (*soil hardening*; Alvarez et al., 2018), producto del tránsito de maquinaria y la ausencia de labores. Los resultados encontrados no permiten diferenciar entre manejos, siendo esperable que en los planteos bajo riego RM fuera mayor, acorde con mayor tránsito asociado a mayores volúmenes de cosecha o producción de semilla donde, generalmente, las labores se realizan con mayor contenido hídrico y menor capacidad portante. La falta de diferencias significativas entre tratamientos en este trabajo puede deberse a una alta variabilidad y amplio rango de humedad en el momento de las determinaciones (Figura 3 y Figura 5 A y B).

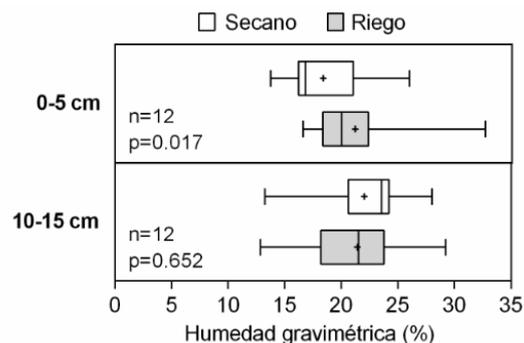


Figura 3: Boxplot de la humedad gravimétrica (%) para las situaciones de Secano y Riego de 0 a 5 cm y 10 a 15 cm de profundidad. Las líneas externas de las cajas representan los cuartiles 0,25 y 0,75, y la interna la mediana (0,50). Los extremos de las líneas horizontales representan los valores mínimos y máximos. Los signos + indican las medias de los tratamientos.

Figure 3: Boxplot of soil gravimetric water content (%) for Rainfed and Irrigated situations from 0 to 5 cm and 10 to 15 cm depth. The outer lines of the boxes represent the 0.25 and 0.75 quartiles, and the inner one shows the median (0.50). The ends of the horizontal lines represent the minimum and maximum values. The + signs indicate the means of the treatments.

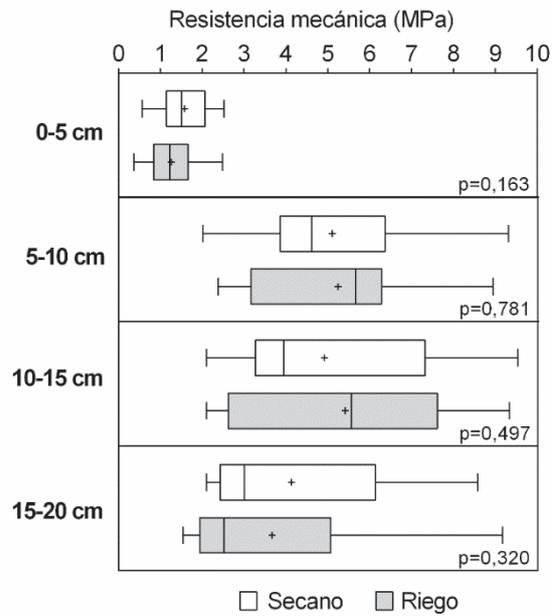


Figura 4: Boxplot de la resistencia mecánica del suelo (MPa) para las situaciones de Secano y Riego de 0 a 5 cm, 5 a 10, 10 a 15 y 15 a 20 cm de profundidad (n= 12). Las líneas externas de las cajas representan los cuartiles 0,25 y 0,75, y la interna la mediana (0,50). Los extremos de las líneas horizontales representan los valores mínimos y máximos. Los signos + indican las medias de los tratamientos.

Figure 4: Boxplot of mechanical penetration resistance (MPa) for Rainfed and Irrigated situations from 0 to 5 cm, 5 to 10, 10 to 15 and 15 to 20 cm depth (n= 12). The outer lines of the boxes represent the 0.25 and 0.75 quartiles, and the inner one shows the median (0.50). The ends of the horizontal lines represent the minimum and maximum values. The + signs indicate the means of the treatments.

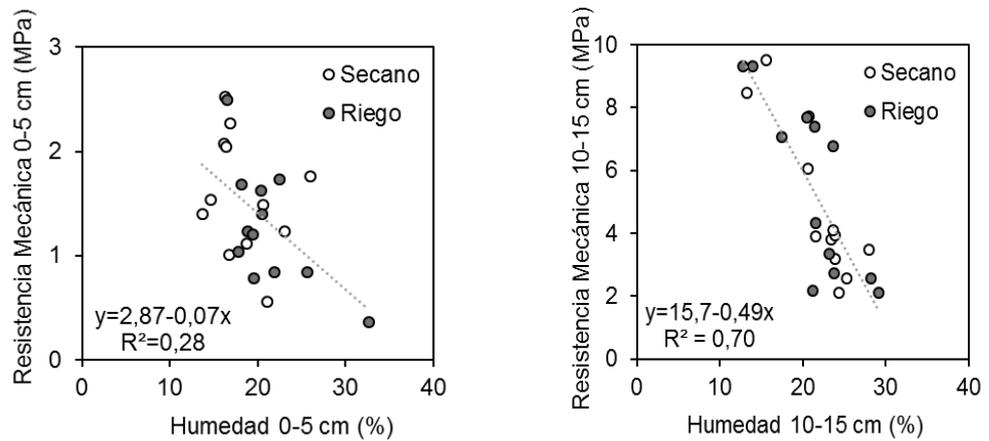


Figura 5: Relación entre Resistencia mecánica y Humedad gravimétrica. Puntos blancos: Secano; puntos grises: Riego. El ajuste es para todos los puntos.

Figure 5: Relationship between mechanical resistance and gravimetric humidity. White dots: Rainfed; gray dots: Irrigated. The adjustment is for all points.

CONCLUSIONES

Dentro de las propiedades químicas evaluadas, el riego suplementario impactó en mayor medida en el PSI del suelo, incrementándose en un 131 % en promedio de 0 a 20 cm, en el círculo de riego, probablemente ligado a la naturaleza bicarbonatada sódica del agua de riego. Teniendo en cuenta que Costa & Aparicio (2015) detectaron degradación física de los suelos con valores de 3,5 de RAS y considerando los bajos valores de salinidad es importante monitorear el estado de la calidad física en estos escenarios. Las evaluaciones de la calidad física edáfica realizadas en este trabajo no muestran tendencias claras ni de marcada degradación física de los suelos bajo riego aún con valores que sobrepasan el umbral sugerido por Costa & Aparicio (2015). Esto puede deberse a la textura franca a franco arenosa en los suelos de la región que poseen una macroporosidad de origen textural. Sin embargo, es necesario el monitoreo continuo de las principales propiedades químicas, y de ser necesario las físicas, para garantizar la sustentabilidad de los sistemas bajo riego suplementario.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo fue financiado con el Proyecto UBACYT 20020170100233BA. Programación 2018-2022 y por el Grupo de Riego del Sudoeste Bonaerense. Se agradece a todos los productores, empleados y técnicos de los establecimientos que colaboraron con la realización de este trabajo.

REFERENCIAS

- Aguirre, M.E., Elisei, V.R., Commegna, M.E. y Santamaría, R.M. (2011). Evolución de la salinidad en un suelo irrigado del sudoeste bonaerense. *Ciencia del Suelo*, 29, 265-276.
- Almeida Machado, R.M. & Serralheiro, R.P. (2017). Soil Salinity: Effect on Vegetable Crop Growth. Management Practices to Prevent and Mitigate Soil Salinization. *Horticulturae*, 3, 30-43.
- Álvarez, C.R., Fernández, P.L., Taboada, M.A. y Cosentino, D.J. (2018). Compactación en sistemas agrícolas y mixtos en la Pampa Ondulada argentina. En: P. Imbellone y C.R. Álvarez (Eds) *Compactaciones Naturales y Antrópicas en Suelos Argentinos*, (pp. 450-477), Editorial Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, Buenos Aires, Argentina.
- Álvarez, C.R., Rimski Korsakov, H. & Torres Duggan, M. (2020). Effects of supplementary irrigation on soils and crops in sub-humid areas in the Pampas Region of Argentina. En: E. Taleisnik, R.S. Lavado (Eds.), *Saline and Alkaline soils in Latin America: Natural Resources, Management and Productive Alternatives* (pp. 285-294). Springer Nature, Cham, Suiza.
- Báez, A. (1999). Fuente, calidad y cantidad de agua para riego en el área de la CEI Barrow. En: *Efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del suelo*. Monografía presentada como requisito para optar al grado académico de Especialista en Producción Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP, 56pp.
- Bohnert, H.J., & Bressan, R.A. (2001). Abiotic stresses, plant reactions and new approaches towards understanding stress tolerance. En: J. Noesberger et al. (Eds.) *Crop Science: Progress and Prospects*, (pp. 81-100). CABI publishing, Wallingford, UK.
- Brady, N.C. & Weil, R.R. (2002). *The Nature and Properties of Soils*. 13th. Edition. Essex Pearson: Harlow. 960 p.
- Burke, W., Gabriels, D. & Bouma, J. (1986). *Soil structure assessment*. A.A. Balkema Publ. Rotterdam.
- Costa, J.L., & Aparicio, V.C. (2015). Quality assessment of irrigation water under a combination of rain and irrigation. *Agric Water Manag.*, 159, 299-306.
- Crescimanno, G., Iovino, M. & Provenzano, G. (1995). Influence of salinity and sodicity on soil structural and hydraulic characteristics. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 1701-1708.
- Génova, L.J. (2011). Calidad del agua subterránea para riego complementario en la Pampa Húmeda argentina. *Revista Facultad de Agronomía de La Plata*, 119, 63-81.
- Ghiberto, P.J., Pilatti, M.A., Imhoff, S. & de Orellana, J.A. (2007). Hydraulic conductivity of Molisolls irrigated with sodic-bicarbonated waters in Santa Fe (Argentina). *Agricultural Water Management*, 88, 192-200.
- Giubergia, J.P. y Rampoldi, E.A. (2016). Riego complementario en la provincial de Córdoba. Riego suplementario con aguas de mediana a baja calidad en la ecorregión pampeana y del espinal (Argentina). Efectos sobre suelos y cultivos. En: E. Taleisnik, R.S. Lavado (Eds.) *Ambientes salinos y alcalinos de la Argentina. Recursos y aprovechamiento productivo* (pp. 211-226). Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- Giubergia, J.P., Salinas, A., Severina, I., Boccoardo, M., Aimar, F. y Lavado, R.S. (2021). Efecto del riego suplementario sobre el suelo y el rendimiento del maíz (*Zea mays* L.) En el centro norte de la provincia de Córdoba. *Agronomía & Ambiente*, 41, 71-82.
- Huang, W. & Hall, S.J. (2017). Elevated moisture stimulates carbon loss from mineral soils by releasing protected organic matter. *Nature Communications*, 8, 1774. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01998-z>
- Lavado, R.S. (2009). Salinización y sodificación de suelos de producción agrícola extensiva por riego complementario. En: M.A. Taboada, R.S. Lavado (Eds.) *Alteraciones de la fertilidad de los suelos*. 163p. Editorial FAUBA, Buenos Aires.

- Lobell, D.B., Cassman, K.G. & Field, C.B. (2009). Crop yield gap: their importance, magnitudes, and causes. *Annual Review of Environment and Resources*, 34, 179-204.
- Mahapatra, S., Jha, M.K., Biswal, S. & Senapati, D. (2020). Assessing Variability of Infiltration Characteristics and Reliability of Infiltration Models in a Tropical Sub-humid Region of India. *Scientific Reports*, 10, 1515.
- Peinemann, N., Díaz-Zorita, M., Villamil, M.B., Lusarreta, H. y Grunewald, D. (1998). Consecuencias del riego complementario sobre propiedades edáficas en la llanura pampeana. *Ciencia del Suelo*, 16, 39-42.
- Peralta, G., Agosti, B., Gil, R.C., Rimski Korsakov, H. y Alvarez, C.R. (2019). Impacto del riego complementario sobre las propiedades físico químicas del suelo en el norte de la Provincia de Buenos Aires. Actas VI Congreso de la Red Argentina de Salinidad: <https://redsalinidad.com.ar/wp-content/uploads/2021/04/Actas-RAS-2019.pdf>, Buenos Aires.
- Perroux, K.M. & White, I. (1988). Designs for Disc Permeameters 1. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52, 1205–1215.
- Nelson, D.W. & Sommers. L.E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En DL Sparks et al. (Eds) *Methods of Soil Analysis. Part 3*. (pp. 961-1010). SSSA Book Series. Madison.
- Pilatti, M.A., Imhoff, S., Ghiberto, P. & Marano, R.P. (2006). Changes in some physical properties of Mollisols induced by supplemental irrigation. *Geoderma*, 133, 431-443.
- Pla Sentís, I. (2015). Advances in the prognosis of soil sodicity under dryland and irrigated conditions. *International Soil and Water Conservation Research*, 2(4), 50–63.
- Pla, Sentís I. (2020). Overview of Salt-Affected Areas in Latin America: Physical, Social and Economic Perspectives. En: E. Taleisnik, R.S. Lavado (Eds) *Saline and Alkaline soils in Latin America: Natural Resources, Management and Productive Alternatives* (pp. 3-36), Springer Nature: Cham, Suiza.
- Qadir, M. & Schubert S. (2002). Degradation Process and Nutrient Constraints in Sodic Soils. *Land Degradation & Development*, 13, 275-294. <https://doi.org/10.1002/ldr.504>
- Rengasamy, P. (2018). Irrigation Water Quality and Soil Structural Stability: A Perspective with Some New Insights. *Agronomy*, 8, 72. doi: 10.3390/agronomy8050072.
- Rhoades, J.D. (1996). Salinity: Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids. En: D. Sparks (Ed) *Methods of Soil Analysis Part 3* (pp 417-435). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison.
- Rienzner, M. & Gandolfi, C. (2014). Investigation of spatial and temporal variability of saturated soil hydraulic conductivity at the field-scale. *Soil & Tillage Research*, 135, 28–40.
- Richter, M., Conti, M., y Maccarini, G. (1982). Mejoras en la determinación de cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico en los suelos. *Revista Facultad de Agronomía*, 3, 145-155.
- Salinas, A., Severina, I., Bocardo, M., Aimar, F. y Giubergia, J. (2016). Actualización de resultados productivos con riego suplementario: sistemas de producción en siembra directa continua, módulo demostrativo y experimental INTA Manfredi. pp 114-120. En: *5ta Reunión Internacional de Riego: Uso eficiente del agua de Riego*. Manfredi, Córdoba.
- Sánchez, R.M., Dunel Guerra, L. y Scherger, M. (2016). *Evaluación de las áreas bajo riego afectadas por salinidad y/o sodicidad en Argentina*. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Soil Quality Institute. (1999). *Soil Quality test kit guide*. NRCS Soil Quality Inst. Auburn, AL.
- Sumner, M.E. (1993). Sodic soils: new perspectives. *Australian Journal of Soil Research*, 31, 683-750.
- Thomas, G.W. (1996). Soil pH & Soil Acidity. En: D.L. Sparks (Ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 3* (pp. 475-490). Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- Torres Duggan, M., Alvarez, C.R. y Rimski-Korsakov, H. (2016). Evaluación y monitoreo de suelos bajo riego complementario en la Región Pampeana. En: *5º Reunión Internacional de Riego. Uso eficiente del agua para riego* (pp. 13-39). Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Torres Duggan, M., Álvarez, C.R., Taboada, M.A., Celesti, T., Vignarolli, F. y D'ambrosio, D. (2012). Riego complementario en un Argiudol típico de la pampa ondulada Argentina bajo siembra directa: Efectos sobre algunas propiedades químicas y físicas del suelo. *Ciencia del Suelo*, 30, 201-207.
- Trost, B., Prochnow, A., Drastig, K., Meyer-Aurich, A., Ellmer, F. & Baumecker, M. (2013). Irrigation, soil organic carbon and N2O emissions. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33, 733–749.
- Van Ittersum, M.K., Cassman, K.G., Grassini, P., Wolf, J., Tittone, P. & Hochman, Z. (2013). Yield gap analysis whith local to global relevance-a review. *Field Crops Research*, 143, 4-17.
- USDA. (1999). *Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo-USDA*. <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-10/Gu%C3%A1%20para%20la%20Evaluaci%C3%B3n%20de%20la%20Calidad%20y%20Salud%20del%20Suelo.pdf>.

UN MÉTODO SIMPLE Y RÁPIDO PARA DETERMINAR LA ESTABILIDAD DE AGREGADOS EN ENTISOLES FRANCO ARENOSOS

Gisela Vanesa García ^{1,2*}, R.E. Ontivero ^{2,3}, M.A. Lugo ⁴, G.A. Studdert ¹

¹ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. Argentina

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Argentina

³ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria San Juan. Argentina

⁴ Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia, Instituto Multidisciplinario de Investigaciones Biológicas (IMIBIO-CONICET UNSL), Universidad Nacional de San Luis (UNSL). Argentina

RESUMEN

La estabilidad de agregados (EA) es el mejor indicador de salud física del suelo. No obstante, su determinación es compleja e insume mucho tiempo, lo que desalienta su uso frecuente. El cambio de diámetro medio ponderado entre un mojado por capilaridad (MC) y un mojado violento (MV) (ΔDMP_{MC-MV}) que demanda seis tamizados en agua, y el índice de estabilidad normalizado (IEN) que requiere, además, una corrección por tamaño de arenas, son indicadores de la EA propuestos. El objetivo del trabajo fue evaluar parámetros más sencillos y rápidos de obtener como indicadores de la EA. Se tomaron muestras de suelo en 0-20 cm en cuatro usos del suelo en Entisoles con textura superficial franco arenosa de la Provincia de San Luis (Argentina). Se determinaron el IEN, ΔDMP_{MC-MV} , el diámetro medio ponderado del MV (DMP_{MV} , tres tamizados), el cambio de masa de macroagregados (2000-8000 μm , MA) entre el MC y el MV ($\Delta\text{masaMA}_{MC-MV}$, dos tamizados) y la masa de MA del MV (masaMA_{MV} , un tamizado). El IEN presentó un dudoso desempeño para diferenciar entre usos del suelo. El ΔDMP_{MC-MV} se relacionó estrechamente con el $\Delta\text{masaMA}_{MC-MV}$ ($R^2=0,99$), permitiendo reducir el número de tamizados a dos. No obstante, ni ΔDMP_{MC-MV} ni $\Delta\text{masaMA}_{MC-MV}$ reflejaron significativamente el efecto del uso del suelo, y presentaron gran variabilidad y valores negativos que dificultan su interpretación. El DMP_{MV} es un buen indicador de la EA y su uso permitiría reducir el número de tamizados en agua a tres. Sin embargo, DMP_{MV} se relacionó muy estrechamente con la masaMA_{MV} ($R^2=0,99$). Así, la EA se podría determinar mediante la estabilidad de los MA medida a través de la masaMA_{MV} que requiere de sólo un tamizado en agua. Esto alentaría el monitoreo de la salud física del suelo. No obstante, es necesario continuar la investigación en un mayor rango de condiciones edafoclimáticas.

Palabras clave: masa de macroagregados grandes, diámetro medio ponderado, cambio de diámetro medio ponderado, índice de estabilidad normalizado.

* Autor de contacto:
gisela_garcia@hotmail.com

Recibido:
21-03-23

Recibido con revisiones:
29-05-23

Aceptado:
02-05-23

A SIMPLE AND FAST METHOD TO DETERMINE AGGREGATE STABILITY IN SANDY LOAM ENTISOLS

ABSTRACT

Aggregate stability (EA) is the best soil physical health indicator. However, its determination is complex and time-consuming, which discourages its frequent use. Other proposed indicators are either the mean weighted diameter change between capillary wetting (MC) and aggressive wetting (MV) (ΔDMP_{MC-MV}), which requires six water sieving, or the normalized stability index (IEN), which also requires a correction by sand

size. This study aimed to evaluate simpler and quicker soil parameters as EA indicators. Soil samples were taken at 0-20 cm from Entisols with sandy loam surface texture of San Luis Province (Argentina) under four soil uses. The IEN, the ΔDMP_{MC-MV} aggregate mean weight diameter after MV (DMP_{MV} three sievings), the change of macroaggregate (2000-8000 μm , MA) mass between MC and MV ($\Delta masaMA_{MC-MV}$ two sievings), and the MA mass after MV ($masaMA_{MV}$ one sieving) were determined. The IEN was not able to differentiate the four soil uses assessed. The ΔDMP_{MC-MV} was closely related to $\Delta masaMA_{MC-MV}$ ($R^2=0,99$), allowing to reduce the number of water sievings from six to two. However, neither ΔDMP_{MC-MV} nor $\Delta masaMA_{MC-MV}$ significantly reflected the effect of soil use, since they presented a high variability and negative values that hinder their interpretation. The DMP_{MV} is a good indicator of EA and its use would allow to reduce the number of water sievings to three. However, DMP_{MV} was very closely related to $masaMA_{MV}$ ($R^2=0,99$). Thus, EA could be determined through the stability of MA measured through $masaMA_{MV}$ which requires only one water sieving. This would encourage soil physical health monitoring. Nevertheless, it is necessary to continue the research considering a greater range of edaphoclimatic conditions.

Keywords: mass of large macroaggregates, mean weight diameter; change of mean weight diameter, normalized stability index.

INTRODUCCIÓN

La estabilidad de agregados es una estimación de la capacidad de los agregados para resistir a la ruptura cuando se somete al suelo a la acción de fuerzas originadas por la acción del agua o de esfuerzos mecánicos externos. Esta propiedad edáfica ha sido postulada como el mejor indicador de la salud física (Aparicio & Costa, 2007; Rabot et al., 2018), debido a que es sensible al manejo del suelo (Aparicio & Costa, 2007; Roldán et al., 2014) y tiene gran influencia sobre su funcionamiento (Rabot et al., 2018). Las variaciones de la estabilidad de agregados están directamente relacionadas con el comportamiento del sistema poroso del suelo y, consecuentemente, con la densidad aparente y la infiltración. Por ello, la estabilidad de agregados se asocia a la dinámica del agua y del aire, la geometría de poros y la resistencia a la erosión. El monitoreo de la estabilidad de agregados es necesario para evaluar la salud edáfica desde el punto de vista físico (Rabot et al., 2018). Particularmente, en suelos de ambientes áridos o semiáridos con altos contenidos de arena y bajos contenidos de materia orgánica, el reemplazo de la cobertura natural [e.g. bosques dominados por caldén (*Neltuma caldenia* (Burkart) C.E. Hughes y G.P. Lewis)] por pasturas o cultivos para grano, junto con prácticas de manejo inadecuadas, ha provocado una pérdida en la estabilidad de agregados haciéndolos más vulnerables a los procesos erosivos. Es por ello que, en dichos ambientes, el monitoreo de la estabilidad de agregados en la capa superficial del suelo cobra vital importancia para evaluar el grado de degradación física y la susceptibilidad a la erosión eólica (Rienzi et al., 2018).

Las metodologías propuestas para la determinación de la estabilidad de agregados insumen mucho tiempo y suelen ser difíciles de realizar, lo que desalienta el monitoreo frecuente de la salud física del suelo. Los métodos más frecuentemente utilizados en Argentina son los descriptos por De Leenher & De Boodt (1958) (Castiglioni & Behrends Kraemer, 2019; Domínguez et al., 2016), Le Bissonnais (1996) (Castiglioni & Behrends Kraemer, 2019; Gabioud et al., 2011) y Six et al. (1998) (García et al., 2020b; Roldan et al., 2014; Tourn et al., 2019), pero no existe un consenso sobre qué metodología es la más conveniente utilizar (Castiglioni & Behrends Kraemer, 2019; Tourn et al., 2020). Para Molisoles de textura franca del sudeste bonaerense, los métodos de Six et al. (1998) y De Leenher & De Boodt (1958) son lo que mejor han permitido distinguir situaciones contrastantes de manejo (Tourn et al., 2020), aunque el de Six et al. (1998) ha permitido diferenciar entre usos del suelo para un rango más amplio de textura (i.e. franco, franco arenoso, franco arcilloso y franco arcillo arenoso). Sin embargo, para Molisoles de textura franco limosa como los del norte bonaerense (Castiglioni & Behrends Kraemer, 2019) y para Molisoles, Vertisoles y Alfisoles de textura arcillo limosa o franco arcillo limosa (Gabioud et al., 2011), el método de Le Bissonnais (1996) ha sido postulado como el más adecuado. Los tres métodos se basan en mecanismos de desagregación al sumergir los agregados en agua, pero se diferencian en la cantidad y tipo de pretratamientos y tamizados en agua. El método de De Leenher & De Boodt (1958) requiere de dos pretratamientos de la muestra y nueve tamizados, el de Le Bissonnais (1996) de tres pretratamientos y seis tamizados y el de Six et al. (1998) de dos pretratamientos y seis tamizados, presentando una ventaja operativa frente a los demás. Más aún, se ha reportado que simplificaciones de la metodología de Six et al. (1998) han mostrado ser promisorias para caracterizar la estabilidad de agregados (García et al., 2020a; King et al., 2019).

En Entisoles de textura franco arenosa de la Provincia de San Luis, la estabilidad de agregados es más

frecuentemente determinada mediante tamizado en seco (Colazo & Buschiazzi, 2010; Rienzi et al., 2018), dado que el efecto de abrasión es considerado más representativo de las fuerzas agresivas del viento a las que están expuestos los agregados en ambientes áridos o semiáridos que el tamizado en húmedo (Rienzi et al., 2018; Saygin et al., 2012). Sin embargo, el método de Six et al. (1998) ha sido evaluado y propuesto para un amplio rango de suelos, entre ellos, de textura franco arenosa (García et al., 2020a, 2020b; Six et al., 2000) y, como tal o en sus versiones simplificadas (García et al., 2020a; King et al., 2019), podría ser adecuado para monitorear el estado de salud física en dichos suelos.

La metodología descrita por Six et al. (1998) contempla la separación de cuatro fracciones por tamaño de agregados mediante tamizados en agua luego de la aplicación de dos pretratamientos de re-humedecimiento de los agregados secos: i) mojado por capilaridad hasta capacidad de campo (MC) y ii) mojado violento (MV). Con las masas de las fracciones de agregados obtenidas se calcula el diámetro medio ponderado (DMP) correspondiente a cada pretratamiento (DMP_{MC} y DMP_{MV} respectivamente), que es un índice que caracteriza la estabilidad de agregados de todo el suelo integrando la distribución del tamaño de agregados dentro de un número (Six et al., 2000). Finalmente, se calcula el cambio (i.e. la diferencia) en el DMP de los agregados entre el MC y el MV (ΔDMP_{MC-MV}). Este método implica una inversión considerable de tiempo y, debido a ello, es necesario explorar ajustes en dicho procedimiento con el fin de simplificarlo mediante la reducción en el número de tamizados. Algunas variables obtenidas en el desarrollo de la metodología, y que requieren de una menor cantidad de tamizados en agua que los necesarios para la obtención del ΔDMP_{MC-MV} han sido consideradas como buenas indicadores de la estabilidad de agregados. Estas variables son el DMP del MV (DMP_{MV} tres tamizados), el cambio de masa de macroagregados grandes (2000-8000 μm) entre el MC y el MV ($\Delta \text{masaMA}_{MC-MV}$ dos tamizados) y la masa de macroagregados grandes (2000-8000 μm) remanente luego del tamizado posterior al MV (masaMA_{MV} un tamizado) (García et al., 2020a, 2020b; King et al., 2019; Roldán et al., 2014). Particularmente para Molisoles del sudeste bonaerense, la masaMA_{MV} resultó ser el mejor indicador de la estabilidad de agregados (García et al., 2020a, 2020b). No obstante, dichos indicadores no han sido evaluados en suelos con otras características edafoclimáticas (e.g. suelos con elevado contenido de arena).

Se ha enunciado que las diferencias en la distribución de tamaño de arenas entre suelos pueden confundir la interpretación de los resultados de la estabilidad de los agregados cuando se emplean indicadores que no consideran una corrección por arenas (Six et al., 2000). Esto se debe a una acumulación preferencial de arena dentro de ciertas fracciones de tamaño de agregados durante el tamizado. Comúnmente, las partículas de arena del mismo tamaño que el agregado no se encuentran dentro de los agregados, sino que son retenidas sobre el tamiz y, por lo tanto, sobreestiman la masa de agregados de la fracción. Así, la ausencia de corrección de la masa de agregados por arenas podría conducir a resultados erróneos de la estabilidad de agregados. Esto cobra especial importancia en suelos con alto contenido de arena, especialmente con alta proporción de arenas gruesas. Por ello, Six et al. (2000) propusieron un índice de estabilidad normalizado (IEN) como un mejor indicador de la estabilidad de agregados que el DMP_{MV} y el ΔDMP_{MC-MV} . El IEN permite corregir el efecto confuso de la distribución de tamaño de arenas entre suelos, clases de tamaño de agregados y pretratamientos (Six et al., 2000). No obstante, su determinación es notablemente más compleja, consume más tiempo y tiene una mayor probabilidad de acumular errores operativos en comparación con los indicadores mencionados anteriormente. Esta complejidad se debe a que requiere la separación de arenas en tres clases de tamaño para cada una de las fracciones de tamaño de agregados recuperadas después del tamizado correspondiente a cada pretratamiento. La necesidad de determinar el IEN como medida de la estabilidad de agregados desalienta aún más el monitoreo frecuente de la salud física del suelo.

Por lo tanto, se debe considerar la utilización de variables de fácil y rápida determinación como indicadores de la estabilidad de agregados en suelos con características edafoclimáticas distintas a las del sudeste bonaerense, en particular, en aquellos con altos contenidos de arena. Esto facilitaría el monitoreo rutinario de la salud física del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el desempeño de indicadores de la estabilidad de agregados simples de determinar como el $\Delta \text{masaMA}_{MC-MV}$, el DMP_{MV} y la masaMA_{MV} en comparación con el ΔDMP_{MC-MV} y el IEN en Entisoles de textura franco arenosa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron cuatro situaciones diferentes de uso del suelo ubicadas en la Provincia de San Luis (República Argentina), con los siguientes niveles de intervención antrópica ordenados en forma creciente: i) BOSQUE: bosque dominado por caldén, bosques secundarios que conservan gran parte de la vegetación natural y en donde ocasionalmente se practica ganadería extensiva (i.e. cría y recría vacuna), ii) PASTO LLORÓN: pastura cultivada de pasto llorón [*Eragrostis curvula* (Schrad.) Nees], parcelas con una antigüedad mínima de 20 años en donde se reemplazó la vegetación natural por la pastura utilizada para ganadería (i.e. cría-recría y/o engorde vacuno), iii) ALFALFA: pastura cultivada de alfalfa (*Medicago sativa* L.) con pastoreo vacuno para cría-recría y/o engorde o con corte de forraje para heno, parcelas con una antigüedad de tres a siete años en donde se desmontó la vegetación natural y luego se realizó el cultivo (Ontivero et al., 2023) y iv) SOJA: monocultivo de soja [*Glycine Max* (L.) Merr.], parcelas en donde se reemplazó la vegetación natural por el cultivo estacional de soja, no se realiza rotación de cultivos ni se utilizan cultivos de cobertura (al menos durante el periodo de recolección de muestras). El paisaje predominante es el de una llanura plana suavemente ondulada. Los suelos son del orden Entisol clasificados como Ustortente típico, mixto, calcáreo, térmico con textura superficial franco arenosa (Tabla 1) formados bajo un régimen de humedad variable (restringida en una parte del año). Son suelos poco evolucionados, con pocos horizontes y escasamente diferenciados, excesivamente drenados, con baja capacidad de retención de agua y con un contenido en materia orgánica bajo (Tabla 1). El perfil del suelo se caracteriza por la presencia de horizontes A1 (0-20 cm, pardo amarillento, bloques subangulares medios débiles, friable, no plástico, no adhesivo, raíces abundantes), C1 (20-50 cm, pardo amarillento, areno franco fino, bloques subangulares medios débiles a grano suelto, muy friable, no plástico, no adhesivo, raíces comunes) y C2 (50- >150 cm, pardo amarillento, areno franco fino, grano simple, muy friable, no plástico, no adhesivo, carbonatos libres, raíces escasas) (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA], 2023). El clima dominante es templado y semiárido, con precipitaciones estivales y grandes amplitudes térmicas estacionales. La temperatura media anual es de 16 °C, siendo enero el mes más cálido y julio el mes más frío. La precipitación media anual es de 630 mm con el 70% de las precipitaciones en verano (diciembre, enero y febrero). Existe un marcado déficit hídrico en al menos 6-7 meses del año y una alta variabilidad interanual en las precipitaciones, existiendo años de precipitaciones abundantes que alternan con años de persistentes sequías, agravado por las altas temperaturas y los vientos desecantes característicos del verano (Kraus et al., 1999).

En cada uso del suelo, se establecieron cuatro parcelas de muestreo (i.e. cuatro repeticiones por cada uso del suelo o tratamiento). En cada una de ellas, en primavera (i.e. noviembre), se recolectó una muestra de suelo compuesta por tres submuestras a 0-20 cm de profundidad (i.e. estrato en el que se manifiestan los mayores cambios de las propiedades edáficas debidos al manejo o el uso del suelo, coincidente con la profundidad del horizonte A1). Las muestras de suelo fueron recolectadas con pala a capacidad de campo (i.e. luego de una lluvia). Inmediatamente luego de la extracción (i.e. en condición húmeda), las muestras de suelo fueron cuidadosamente separadas con las manos en sus agregados por sus líneas naturales de ruptura, hasta pasar por un tamiz de 8000 μm de abertura de malla. Luego, las muestras fueron secadas en estufa con circulación forzada de aire a 50 °C hasta peso constante. Una vez obtenidas las muestras secas, se procedió a realizar el MC y el MV, y la separación de agregados por tamaño luego de cada tratamiento de mojado (Six et al., 1998) (Figura 1). Para el MC, 100 g de agregados secos fueron sometidos a un humedecimiento por capilaridad (i.e. dispuestos sobre una gomaespuma embebida en agua dentro de una bandeja plástica con cierre hermético mediante una tapa) durante 24 h a temperatura ambiente hasta capacidad de campo, mientras que para el MV otros 100 g de agregados secos fueron sometidos a una inmersión rápida en agua (i.e. dispuestos sobre un tamiz de 2000 μm sumergido en un balde con agua). Cada una de estas alícuotas permaneció 5 min sumergida en agua sobre un tamiz de 2000 μm . Posteriormente, mediante tamizados sucesivos en agua [de arriba hacia abajo, con un recorrido de 3 cm y 50 repeticiones durante 2 min en un equipo construido *ad hoc* (Germán Domínguez y Roberto Domínguez)], cada alícuota fue separada en macroagregados grandes (2000-8000 μm), macroagregados chicos (250-2000 μm), microagregados (53-250 μm) y fracción fina (<53 μm). Las primeras tres fracciones se obtuvieron por retrolavado del correspondiente tamiz, posterior reposo durante 24 h para favorecer el floculado, retiro del sobrenadante, secado en estufa a 50 °C hasta peso constante y, finalmente, pesado. La fracción fina fue descartada y su masa fue calculada como la diferencia entre la masa de agregados inicial (100 g) y la suma de las tres fracciones de agregados recuperadas. Con las masas de las fracciones, se obtuvo: i) la masa MA_{MV} ii) el $\Delta masa_{MA_{MV-MC}}$ (Ecuación 1), iii) el DMP_{MV} (Ecuación 2) y iii) el ΔDMP_{MC-MV} (Ecuación 3) (Six et al., 1998).

$$\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}} = \text{masaMA}_{\text{MC}} - \text{masaMA}_{\text{MV}} \quad \text{Ecuación 1}$$

$$\text{DMP}_{\text{MV}} = \sum_{i=1}^4 X_i W_i \quad \text{Ecuación 2}$$

$$\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}} = \text{DMP}_{\text{MC}} - \text{DMP}_{\text{MV}} \quad \text{Ecuación 3}$$

En la Ecuación 1, $\text{masaMA}_{\text{MC}}$ es la masa de macroagregados grandes (i.e. 2000-8000 μm) luego del MC. En la Ecuación 2, i identifica a cada fracción separada luego del MV [i.e. 2000-8000 (1), 250-2000 (2), 53-250 (3) y <53 (μm)], X_i es el diámetro promedio de la fracción i calculado como la media aritmética de la abertura de malla de dos tamices sucesivos, y W_i es la proporción de masa de la fracción i respecto a la muestra total tamizada (100 g). En la Ecuación 3, el DMP luego del MC (DMP_{MC}) se calculó de la misma forma que el DMP_{MV} (Ecuación 1), pero teniendo en cuenta las masas de las fracciones separadas luego del MC. El $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ y el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MV-MC}}$ son medidas inversas de la estabilidad de agregados, es decir que cuanto mayor es $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ y el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MV-MC}}$ menor es la estabilidad de agregados. Cuando el $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ y el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MV-MC}}$ resultaron en valores negativos, fueron considerados como cero, de manera tal de considerar únicamente pérdidas de masa de las fracciones de agregados entre el MC y el MV (Six et al., 2000).

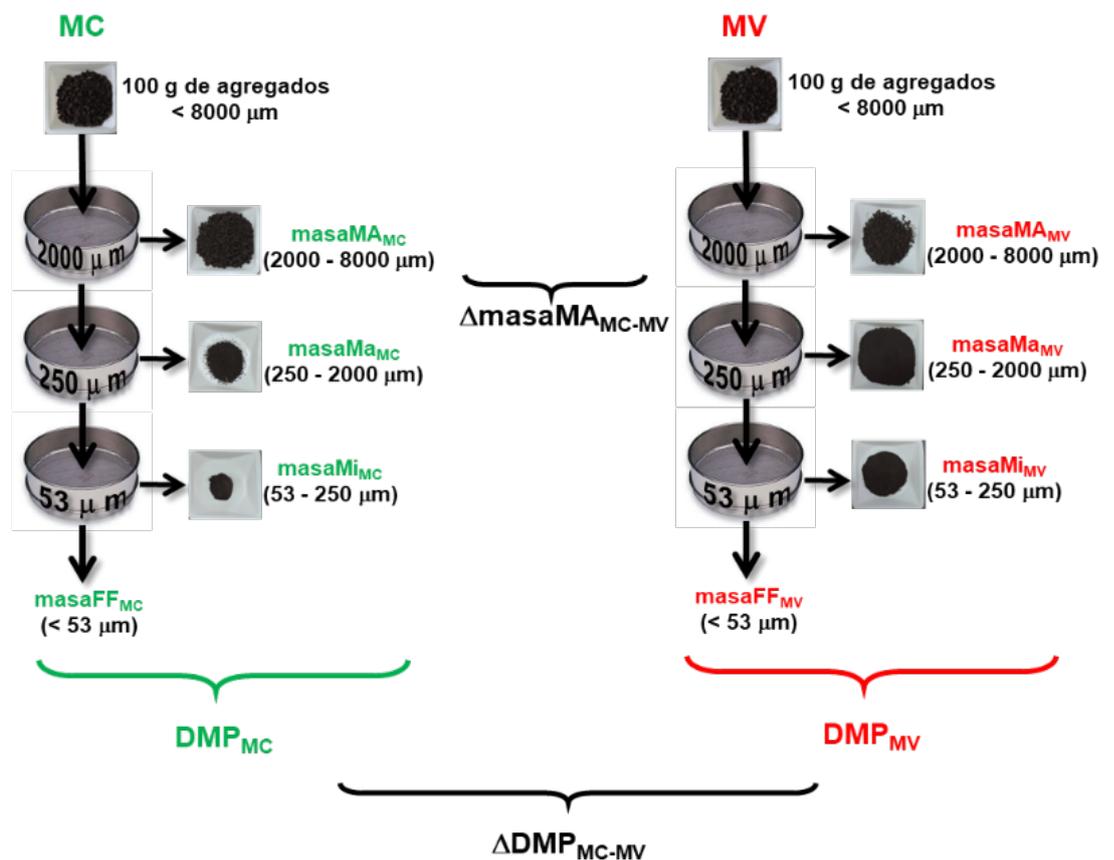


Figura 1: Esquema de la metodología para el fraccionamiento de agregados por tamaño. MV: mojado violento, MC: mojado por capilaridad, DMP: diámetro medio ponderado, $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$: cambio de DMP entre el MC y el MV, masaMA : masa de macroagregados de 2000-8000 μm (MA), masaMa : masa de macroagregados de 250-2000 μm , masaMi : masa de microagregados, masaFF : masa de la fracción fina, $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$: cambio de masa de MA entre el MC y el MV. Adaptado de García et al. (2020a).

Figure 1: Scheme of the methodology for aggregate size separation. MV: sudden immersion re-wetting, MC: capillary re-wetting, DMP: mean weight diameter, $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$: change of DMP between MC and MV, masaMA : 2000–8000 μm macroaggregate dry mass (MA), masaMa : 250–2000 μm macroaggregate dry mass, masaMi : microaggregate dry mass, masaFF : fine fraction dry mass. $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$: change of masaMA between MC and MV. Adapted from García et al. (2020a).

Para determinar el IEN, una alícuota de 10 g de cada fracción de agregados (i.e. 2000-8000, 250-2000 y 50-250 μm) obtenida luego de cada pretratamiento (i.e. MC y MV) fue tratada con peróxido de hidrógeno a 90 °C hasta asegurarse la oxidación total de la materia orgánica. Posteriormente, la fracción mineral obtenida fue dispersada con una solución con hexametáfosfato de sodio 5 g L⁻¹ y pasada por un tamiz de 53 μm de abertura de malla con ayuda de agua desionizada. La grava y la arena retenidas sobre el tamiz fueron secadas a 50 °C hasta peso constante y pesadas. Posteriormente, dicha fracción fue separada en grava y cinco clases de tamaño de arena [i.e. grava (2000-8000 μm), arenas muy gruesas (1000-2000 μm), arenas gruesas (500-1000 μm), arenas medianas (250-500 μm), arenas finas (100-250 μm) y arenas muy finas (53-100 μm)] mediante un tamizado en seco durante 30 segundos con un tamizador vibratorio. De acuerdo con lo propuesto por Six et al. (2000), se calculó el nivel de disrupción de cada fracción de agregados (DLS_i , Ecuación 4), el máximo DLS_i ($DLS_{i(max)}$, Ecuación 5), el nivel de disrupción de todo de suelo (DL, Ecuación 6), el máximo DL (DL_{max} , Ecuación 7) y, finalmente, el IEN (Ecuación 8).

$$DLS_i = \frac{[(W_{iMC}-S_{iMC})-(W_{iMV}-S_{iMV})]+|(W_{iMC}-S_{iMC})-(W_{iMV}-S_{iMV})|}{2} \times \frac{1}{W_{iMC}-S_{iMC}}$$

Ecuación 4

$$DLS_{i(max)} = \frac{(W_{iMC}-W_{ipMV})+|W_{iMC}-W_{ipMV}|}{2} \times \frac{1}{W_{iMC}-S_{iMC}}$$

Ecuación 5

$$DL = \frac{1}{n} \sum_i^n [(n+1) - I] \times DLS_i$$

Ecuación 6

$$DL_{max} = \frac{1}{n} \sum_i^n [(n+1) - I] \times DLS_{i(max)}$$

Ecuación 7

$$IEN = 1 - \frac{DL}{DL_{max}}$$

Ecuación 8

En la Ecuación 4, i es cada fracción de agregados (i.e. 2000-8000, 250-2000 y 53-250 μm), W_{iMC} y W_{iMV} corresponden a la proporción de peso de muestra de la fracción de agregados i remanente del MC y del MV, respectivamente, y S_{iMC} y S_{iMV} corresponden a la proporción de peso de arena con tamaño i en la fracción de agregados i remanente del MC y del MV, respectivamente. En la Ecuación 5, W_{ipMV} es la proporción de peso de arena de tamaño i en todo el suelo (i.e. contempla todas las fracciones de agregados) después del MV. En la Ecuación 6, n es el número de clases de tamaño de agregados (i.e. 4) e I representa a cada fracción de agregados con un número entre 1 y 4 (i.e. 4 para 2000-8000 μm , 3 para 250-2000 μm , 2 para 53-250 μm y 1 para 0-53 μm).

El contenido de materia orgánica se estimó a partir de la cuantificación de carbono orgánico fácilmente oxidable por el método de Walkley & Black (1934). La textura fue determinada mediante el método de la pipeta de Robinson (Robinson, 1922; Fernández et al., 2017). Las arenas en la masa total del suelo fueron separadas por tamaño siguiendo el procedimiento descrito previamente. El análisis estadístico de los datos fue realizado con el programa R (R Core Team, 2020). Las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene fueron llevadas a cabo para cada variable con el fin de corroborar que presentaran distribución normal y varianzas homogéneas. Dado que el DMP_{MV} , la masa MA_{MV} y los contenidos de arenas muy gruesas, gruesas y medianas no presentaron distribución normal, fueron transformadas a logaritmo decimal. El efecto del uso del suelo sobre las variables fue analizado mediante análisis de varianza y las medias fueron comparadas por la prueba de diferencias mínimas significativas. Se evaluó la relación entre las distintas variables a través de coeficientes de correlación de Pearson y el ajuste de modelos de regresión lineal simple. El cumplimiento de los supuestos de los modelos de regresión lineal simple fue analizado gráficamente mediante el comportamiento de los residuales. Se utilizó un nivel de significación de 0,05 ($P < 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los contenidos de arena, arcilla y limo estuvieron entre 637,0 y 729,0 g kg⁻¹ (promedio de 690,9 g kg⁻¹), 47,0 y 159,0 g kg⁻¹ (promedio de 104,1 g kg⁻¹) y 185,0 y 227,0 g kg⁻¹ (promedio de 205,0 g kg⁻¹), respectivamente. Las arenas entre 250 y 2000 µm (i.e. muy gruesas, gruesas y medianas) representaron entre el 1,1 y 18,8 % (promedio de 5,6 %) de las arenas totales, mientras que las arenas entre 53 y 250 µm (i.e. finas y muy finas), representaron entre el 81,2 y 98,9 % (promedio de 94,4 %) de las arenas totales. La mayoría de las muestras no presentaron grava y, en los casos en los que estuvo presente, sus valores fueron despreciables (entre 0,03 y 1,95 %, promedio de 0,48 %).

Los cuatro usos del suelo se caracterizaron por poseer similar contenido promedio de arena, arcilla y limo (Tabla 1). Asimismo, los usos del suelo no difirieron significativamente en la distribución por tamaño de arenas (Tabla 1). En todos los usos del suelo, hubo presencia de arenas muy gruesas, gruesas, medianas, finas y muy finas, aunque estas últimas dos categorías de tamaño constituyeron la mayor proporción de las arenas (Tabla 1). El contenido de materia orgánica estuvo entre 7,2 y 18,7 g kg⁻¹, con un promedio de 10,3 g kg⁻¹. Hubo efecto del uso del suelo sobre el contenido de materia orgánica, tendiendo a manifestar una disminución en dicha variable con aumentos en el nivel de intervención antrópica (BOSQUE > PASTO LLORÓN > ALFALFA > SOJA), aunque no siempre con diferencias significativas (Tabla 1).

Tabla 1: Medias de contenidos de materia orgánica, arcilla, limo, arena total y de diferentes tamaños (muy gruesas, gruesas, medianas, finas y muy finas) y logaritmo decimal (Log) de arenas muy gruesas, gruesas y medianas bajo diferentes usos del suelo. Para cada variable, letras iguales indican diferencias no significativas de la media entre usos del suelo (P < 0,05). Los números entre paréntesis debajo del valor de la media son los errores estándar.

Table 1: Means of the contents of organic matter, clay, silt, and total sand contents, and sand size distribution (very coarse, coarse, medium, fine, and very fine), and decimal logarithm (Log) of very coarse, coarse, medium sand under different soil uses. For each variable, similar letters indicate nonsignificant differences among the means of the different soil uses (P < 0,05). Values between parenthesis below the means are the standard errors.

Variable	Uso del suelo							
	BOSQUE		PASTO LLORÓN		ALFALFA		SOJA	
MO (g kg ⁻¹)	14,0 (2,0)	A	10,5 (0,8)	AB	9,0 (0,5)	B	8,0 (0,3)	B
Arcilla (g kg ⁻¹)	77,5 (14,0)	A	129,0 (11,4)	A	101,5 (24,2)	A	108,2 (17,1)	A
Limo (g kg ⁻¹)	210,7 (6,02)	A	200,5 (5,75)	A	205,7 (9,83)	A	203,0 (8,73)	A
Arena total (g kg ⁻¹)	711,7 (8,56)	A	670,5 (15,7)	A	692,7 (14,8)	A	688,7 (18,9)	A
Arena muy gruesa (1000-2000 µm) (g kg ⁻¹)	2,44 (0,51)		5,13 (3,51)		5,88 (3,19)		2,12 (0,35)	
Log arena muy gruesa (1000-2000 µm) (log g kg ⁻¹)	0,36 (0,08)	A	0,31 (0,39)	A	0,49 (0,34)	A	0,31 (0,07)	A
Arena gruesa (500-1000 µm) (g kg ⁻¹)	8,07 (1,18)		16,97 (6,32)		19,03 (8,98)		5,97 (1,10)	
Log arena gruesa (500-1000 µm) (log g kg ⁻¹)	0,89 (0,06)	A	1,04 (0,28)	A	1,10 (0,23)	A	0,76 (0,08)	A
Arena mediana (250-500 µm) (g kg ⁻¹)	23,1 (6,06)		36,5 (14,9)		41,4 (22,9)		9,55 (1,24)	

Log arena mediana (250-500 μm) (log g kg ⁻¹)	1,32 (0,12)	A	1,41 (0,23)	A	1,40 (0,25)	A	0,97 (0,05)	A
Arena fina (100-250 μm) (g kg ⁻¹)	152,2 (6,93)	A	163,3 (18,8)	A	187,5 (21,3)	A	161,2 (15,6)	A
Arena muy fina (53-100 μm) (g kg ⁻¹)	540,1 (47,0)	A	539,8 (25,9)	A	585,6 (40,07)	A	644,1 (8,84)	A

El IEN presentó valores mínimo, máximo y promedio de 0,57; 0,98 y 0,80, respectivamente. Hubo efecto significativo del uso del suelo sobre el IEN (Tabla 2). Sin embargo, el IEN tuvo un dudoso desempeño para diferenciar entre usos del suelo, dado que la estabilidad de agregados reflejada por el IEN no fue coincidente con el nivel de intervención antrópica ni el contenido de materia orgánica. Así, los cuatro usos del suelo presentaron el siguiente orden de IEN: PASTO LLORÓN > ALFALFA > BOSQUE > SOJA (Tabla 2), y el IEN no estuvo correlacionado con el contenido de materia orgánica. No obstante, esto último puede ser debido a la influencia de otros factores diferentes del contenido de materia orgánica, asociados con los distintos sistemas radicales predominantes en cada uso del suelo y que, si bien no fueron considerados en el estudio, puedan haber afectado la estabilidad de agregados de forma diferencial: i) propiedades bioquímicas de fracciones orgánicas determinadas por la vegetación, los exudados radicales y la actividad microbiana relacionada que podrían conferir atributos tales como hidrofobicidad que incrementarían la estabilidad de agregados (Chenu et al., 2000); ii) el menor grado de disturbio o remoción del suelo y la mayor abundancia de raíces que incrementarían la estabilidad de agregados debido a los efectos físicos y microbiológicos de las raíces (Six et al., 2004); iii) la mayor colonización y persistencia de raíces que incrementaría la rizósfera (Haynes & Francis, 1993), la producción de sustancias microbianas cementantes (i.e. glomalina, polisacáridos, entre otros), y el entrelazado de partículas de suelo por hongos y actinomicetes (Chenu & Cosentino, 2007).

Tabla 2: Medias de índice de estabilidad normalizado (IEN), cambio de diámetro medio ponderado (DMP) entre el mojado por capilaridad (MC) y el mojado violento (MV) (ΔDMP_{MC-MV}), cambio de masa de macroagregados grandes entre 2000 y 8000 μm (MA) entre el MC y el MV ($\Delta\text{masaMA}_{MC-MV}$), DMP del MV (DMP_{MV}), logaritmo decimal de DMP_{MV} ($\log DMP_{MV}$), masa de MA remanente del MV (masaMA_{MV}) y logaritmo decimal de masaMA_{MV} ($\log \text{masaMA}_{MV}$) en diferentes usos del suelo. Para cada variable, letras iguales indican diferencias no significativas de la media entre usos del suelo ($P < 0,05$). Los números entre paréntesis debajo del valor de la media son los errores estándar.

Table 2: Means of normalized stability index (IEN), change of mean weight diameter (DMP) between capillary re-wetting (MC) and sudden immersion re-wetting (MV) (ΔDMP_{MC-MV}), change of large macroaggregate mass (i.e. 2000–8000 μm , MA) between MC and MV ($\Delta\text{masaMA}_{MC-MV}$), DMP of MV (DMP_{MV}), the decimal logarithm of DMP_{MV} ($\log DMP_{MV}$), mass of MA of MV (masaMA_{MV}), and the decimal logarithm of masaMA_{MV} ($\log \text{masaMA}_{MV}$) under different soil uses. For each variable, similar letters indicate nonsignificant differences among means of the different soil uses ($P < 0.05$). Values between parenthesis below the means are the standard errors.

Variable	Uso del suelo							
	BOSQUE		PASTO LLORÓN		ALFALFA		SOJA	
IEN	0,76 (0,03)	B	0,88 (0,03)	A	0,82 (0,02)	AB	0,72 (0,05)	B
ΔDMP_{MC-MV} (mm)	0,15 (0,09)	A	0,08 (0,08)	A	0,26 (0,08)	A	0,15 (0,03)	A
$\Delta\text{masaMA}_{MC-MV}$ (mm)	3,21 (1,91)	A	1,58 (1,58)	A	5,50 (1,69)	A	2,88 (0,63)	A
DMP_{MV} (mm)	1,05 (0,41)		0,72 (0,13)		0,89 (0,25)		0,30 (0,06)	
$\log DMP_{MV}$ (log mm)	-0,07 (0,16)	A	-0,16 (0,08)	AB	-0,10 (0,13)	A	-0,54 (0,08)	B
masaMA_{MV} [g (100 g) ⁻¹]	15,86 (8,77)		9,43 (2,40)		13,64 (4,20)		2,25 (1,14)	
$\log \text{masaMA}_{MV}$ [log g (100 g) ⁻¹]	0,99 (0,24)	A	0,93 (0,11)	A	1,07 (0,14)	A	0,17 (0,23)	B

Los valores de ΔDMP_{MC-MV} estuvieron entre 0,00 y 0,45 mm, con un promedio de 0,16 mm. No hubo efecto significativo del uso del suelo sobre dicha variable, probablemente debido a la gran variabilidad entre repeticiones de campo (Tabla 2). Asimismo, si bien no hubo diferencias significativas entre usos del suelo, los valores promedio de ΔDMP_{MC-MV} reflejaron el siguiente orden de estabilidad de agregados: PASTO LLORÓN > SOJA > BOSQUE > ALFALFA (Tabla 2). Dicho orden no coincidió con el nivel de disturbio antrópico, ni con el contenido de materia orgánica (Tabla 1) ni con el IEN (Tabla 2). De hecho, el ΔDMP_{MC-MV} no estuvo correlacionado con el IEN ni con el contenido de materia orgánica. El ΔDMP_{MC-MV} surge a partir de las determinaciones del DMP_{MC} y del DMP_{MV} para lo que se requieren seis tamizados en agua (Figura 1, Ecuación 3). El DMP_{MC} presentó valores entre 0,29 y 2,03 mm (promedio de 0,84 mm) (datos por uso del suelo no mostrados), mientras que el DMP_{MV} presentó valores entre 0,20 y 2,22 mm (promedio de 0,74 mm) (datos por uso del suelo en Tabla 2). El DMP_{MC} se correlacionó estrechamente con la masaMA_{MC} ($r=0,99$). Del mismo modo, el DMP_{MV} se correlacionó con la masaMA_{MV} con un coeficiente de correlación de Pearson similar ($r=0,99$). Esto sugiere que, en lugar de determinar el DMP_{MC} y el DMP_{MV} (seis tamizados, Figura 1), podría simplificarse la metodología determinando sólo la masaMA_{MC} y la masaMA_{MV} (dos tamizados, Figura 1) para, finalmente, calcular el $\Delta\text{masaMA}_{MC-MV}$ (Figura 1, Ecuación 1).

El $\Delta\text{masaMA}_{MC-MV}$ presentó valores de entre 0,00 y 9,74 g y un promedio de 3,29 g. Esta variable no se correlacionó con el IEN, pero sí se relacionó estrecha y positivamente con el ΔDMP_{MC-MV} ($r=0,99$). El $\Delta\text{masaMA}_{MC-MV}$ representa la estabilidad de los macroagregados grandes (i.e. 2000-8000 μm) y ha resultado

ser muy sensible a las prácticas de manejo (Roldán et al., 2014). No obstante, dado que presentó un comportamiento similar al del $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ tampoco fue sensible a los cambios en el uso del suelo (Tabla 2) ni estuvo correlacionado con el IEN ni con el contenido de materia orgánica. Asimismo, manifestó el siguiente orden de estabilidad de agregados bajo los distintos usos del suelo: PASTO LLORÓN > SOJA > BOSQUE > ALFALFA, aunque las diferencias entre los promedios no fueron significativas ($P > 0,05$) (Tabla 2). La estrecha relación entre ambas variables posibilitó el ajuste de un modelo de regresión lineal simple a partir del cual se podría predecir el $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ a partir del $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$ con una gran precisión (Figura 2a). Estos resultados coinciden con los reportados por García et al. (2020a) para Molisoles del sudeste de la Provincia de Buenos Aires con contenidos de arena, en general, menores, y mayores contenidos de materia orgánica. Estos autores observaron una asociación similar ($r=0,99$) entre el $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ y el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$. Lo informado indica que la separación en fracciones de agregados menores que $2000\ \mu\text{m}$ (i.e. $250\text{-}2000$, $53\text{-}250$ y $<53\ \mu\text{m}$) no sería necesaria para determinar el $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$. Esta variable dependería, entonces, casi exclusivamente de la estabilidad de los macroagregados grandes determinada mediante el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$. De este modo, sería posible reducir la cantidad de tamizados en agua de seis a dos para determinar la estabilidad de agregados.

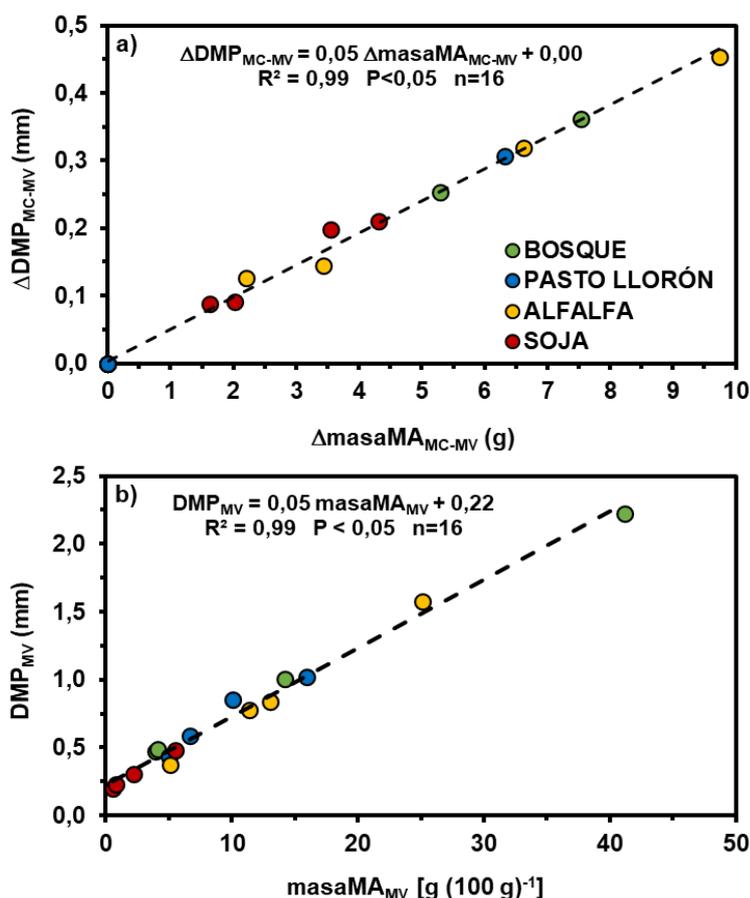


Figura 2: Modelo de regresión lineal simple entre el cambio diámetro medio ponderado (DMP) entre el mojado por capilaridad (MC) y el mojado violento (MV) ($\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$) y el cambio de masa de macroagregados entre 2000 y $8000\ \mu\text{m}$ (MA) entre el MC y el MV ($\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$) (a) y entre el DMP del MV (DMP_{MV}) y la masa de MA remanente luego del MV ($\text{masaMA}_{\text{MV}}$) (b), considerando cuatro usos del suelo (i.e. BOSQUE, PASTO LLORÓN, ALFALFA y SOJA).

Figure 2: Simple linear regression model between the change of mean weight diameter (DMP) between capillary re-wetting (MC) and sudden immersion re-wetting (MV) ($\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$) and the change of macroaggregate mass between 2000 – $8000\ \mu\text{m}$ (MA) between MC and MV ($\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$) (a), and between DMP of MV (DMP_{MV}) and dry mass of MA after MV ($\text{masaMA}_{\text{MV}}$) (b), considering four soil uses (i.e. BOSQUE, PASTO LLORÓN, ALFALFA y SOJA).

Sin embargo, al igual que el $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$ no fue lo suficientemente sensible para diferenciar significativamente la estabilidad de agregados asociada a los cuatro usos del suelo evaluados. El $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$ presentó gran variabilidad entre repeticiones de campo (Tabla 1) y no reflejó el nivel de intervención antrópica ni el contenido de materia orgánica (Tabla 1), como era esperable. Asimismo, algunas de las determinaciones de laboratorio tanto de $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ como de $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$ presentaron valores negativos que, dada la imposibilidad de interpretarlos como indicadores de la estabilidad de agregados, fueron considerados como cero (datos no mostrados). El ingreso violento de agua a los agregados del suelo (MV) constituye el disturbio al cual se somete la muestra de suelo para evaluar la estabilidad de agregados, mientras que el MC separa los agregados por tamaño cuando están en su estado de máxima estabilidad (Six et al., 1998). Por ello, se espera que la $\text{masaMA}_{\text{MV}}$ y el DMP_{MV} sean menores que la $\text{masaMA}_{\text{MC}}$ y el DMP_{MC} , respectivamente, y, así, el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$ y el $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ tomen valores positivos. La escasa diferencia entre la $\text{masaMA}_{\text{MV}}$ y la $\text{masaMA}_{\text{MC}}$, así como entre el DMP_{MV} y el DMP_{MC} en algunas de las muestras analizadas, produjo resultados contrarios a los esperados. Lo expuesto sugiere que el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$ y el $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ no serían adecuados indicadores de la estabilidad de agregados en los suelos estudiados. En relación con esto, García et al. (2020a) informaron para Molisoles del sudeste bonaerense que el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$ y $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ no resultaron ser buenos indicadores de la estabilidad de agregados, dado que no permitieron distinguir suelos cuyas $\text{masaMA}_{\text{MV}}$ y $\text{masaMA}_{\text{MC}}$ (y DMP_{MV} y DMP_{MC}) fueron diferentes. Esto pone en duda el uso del $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$ y del $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ como indicadores de salud edáfica en distintas situaciones edafoclimáticas.

Por otro lado, el DMP_{MV} es considerado *per se* un indicador de la EA (King et al., 2019). Esto se debe a que este pretratamiento provoca que el agua ingrese rápidamente en los poros de los agregados secos y que se generen grandes fuerzas internas por compresión del aire en su interior, lo que ocasiona un gran disturbio y/o aumenta la vulnerabilidad de los agregados ante el tamizado (Six et al., 1998). Así, las masas de agregados remanentes al tamizar luego de un MV contienen sólo agregados estables (Roldán et al., 2014). En el presente estudio, hubo efecto del uso del suelo sobre el logaritmo decimal de DMP_{MV} (Tabla 2). El DMP_{MV} reflejó el siguiente nivel creciente de estabilidad de agregados en los cuatro usos del suelo: BOSQUE > ALFALFA > PASTO LLORÓN > SOJA, con mayor coincidencia con el nivel de disturbio antrópico y el contenido de materia orgánica que el desempeño presentado por el IEN, el $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ y el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$. El DMP_{MV} no se correlacionó con el IEN, ni con el $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ ni con el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$ pero sí se correlacionó positivamente con el contenido de materia orgánica ($r=0,68$). La obtención del DMP_{MV} presenta mayor simplicidad metodológica que la obtención del $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ ya que requiere sólo tres tamizados en agua por muestra, no requiere un período adicional de 24 h para el MC y se debe recuperar y pesar una menor cantidad de fracciones de agregados. Sin embargo, como se mencionó previamente, el DMP_{MV} se correlacionó estrechamente con la $\text{masaMA}_{\text{MV}}$ ($r=0,99$) (Figura 2b). De esta manera, la $\text{masaMA}_{\text{MV}}$ que presentó valores de entre 0,52 y 41,16 g (100 g)⁻¹ y un promedio de 10,29 g (100 g)⁻¹, tuvo el mismo comportamiento que el DMP_{MV} frente a los usos del suelo. Asimismo, la $\text{masaMA}_{\text{MV}}$ no estuvo correlacionada con el IEN, ni el $\Delta\text{DMP}_{\text{MC-MV}}$ ni el $\Delta\text{masaMA}_{\text{MC-MV}}$ pero sí estuvo positivamente correlacionada con el contenido de materia orgánica ($r=0,68$). El logaritmo decimal de la $\text{masaMA}_{\text{MV}}$ fue afectado de manera diferencial por los usos del suelo reflejando el siguiente orden decreciente de estabilidad de agregados: BOSQUE > ALFALFA > PASTO LLORÓN > SOJA, aunque sólo SOJA fue significativamente menor que los demás usos (Tabla 2). Esto indica que el DMP_{MV} es dependiente casi únicamente del valor de $\text{masaMA}_{\text{MV}}$ y no de la masa remanente del resto de las fracciones (i.e. 250-2000, 53-250 y <53 μm). Dicho de otro modo, la estabilidad de agregados es definida por la estabilidad de los macroagregados grandes entre 2000 y 8000 μm medida a través de la $\text{masaMA}_{\text{MV}}$. La Figura 2b presenta un modelo de regresión lineal simple con pendiente positiva y elevado R² que permitiría predecir el DMP_{MV} a partir de la $\text{masaMA}_{\text{MV}}$. Estos resultados indican que el DMP_{MV} aumenta con incrementos en la $\text{masaMA}_{\text{MV}}$ y esta variable podría ser utilizada como un indicador de la estabilidad de agregados en coincidencia con los resultados observados para Molisoles del sudeste de la Provincia de Buenos Aires (García et al., 2020a, 2020b). Así, con la inmersión en agua de los agregados durante 5 min sobre un tamiz de 2000 μm , el posterior tamizado en agua durante 2 min y la recuperación, secado y pesado de una única fracción de agregados, podría obtenerse un indicador confiable de la estabilidad de agregados. Esto permitiría simplificar aún más la metodología de determinación de la estabilidad de agregados propuesta por Six et al. (1998), reduciendo la cantidad de tamizados en agua a sólo uno. Además, el uso de esta metodología no requiere de la realización del MC, la corrección por tamaño de arenas, y la recuperación, secado y pesado de una gran cantidad de fracciones de agregados y, eventualmente, de arenas. No obstante, es factible considerar la necesidad de continuar la investigación en un rango más amplio de condiciones edafoclimáticas. Esto permitiría: i) corroborar los resultados observados en las dos regiones ya evaluadas (San Luis y sudeste de Buenos Aires), ii) comprobar la sensibilidad de la $\text{masaMA}_{\text{MV}}$ a los

cambios producidos por las prácticas de manejo y los usos del suelo, y iii) ampliar el alcance geográfico de su uso como indicador de la estabilidad de agregados.

CONCLUSIONES

En las condiciones edafoclimáticas estudiadas, la determinación de la estabilidad de agregados podría ser simplificada reduciendo el número de tamizados en agua y la eliminación de otros procedimientos inherentes a otros indicadores de la estabilidad de agregados. Esto es así porque, la masa MA_{MV} que se determina mediante un único tamizado en agua, resultó ser un adecuado indicador de la estabilidad de agregados. No obstante, es necesario continuar la investigación en un rango de situaciones edafoclimáticas más amplias y comparar la masa MA_{MV} con los indicadores de estabilidad de agregados logrados con otras metodologías [e.g. De Leenher & De Boodt (1958), Le Bissonais (1996), Colazo & Buschiazzo (2010)] con el fin de explorar su potencialidad de uso. Esto promovería el monitoreo de la salud física del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con fondos otorgados por la Universidad Nacional de Mar del Plata (proyectos AGR653/21 y AGR689/22), el Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (PICT-2021-I-INVI-00619), el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (RIST I-503) y la Universidad Nacional de San Luis (PROICO 02-2023). Además, agradecemos la asistencia brindada por E. M. Crespo, H. J. Iriarte, L. Risio Allione, C. Y. Rodríguez y G. A. Quiroga durante la recolección y el traslado de muestras.

REFERENCIAS

- Aparicio, V. C. & Costa, J. L. (2007). Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Research*, 96(1-2), 155-165. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.05.006>.
- Castiglioni, M. G. & Behrens Kraemer, F. B. (2019). Short-term effect of cover crops on aggregate stability assessed by two techniques. *Ciencia del Suelo*, 37(2), 298-314.
- Chenu, C. & Cosentino, D. (2007). Microbial regulation of soil structural dynamics. En K. Ritz y I. Young (Eds.), *The architecture and biology of soils: life in inner space* (pp. 37-70). CABI.
- Chenu, C.; Le Bissonais, Y. & Arrouays, D. (2000). Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1479-1486. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6441479x>.
- Colazo, J. C. & Buschiazzo, D. E. (2010). Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma*, 159(1-2), 228-236. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.016>
- De Leenher, L. & De Boodt, M. (1958). Determination of aggregate stability by change in mean weight diameter. *Proceedings of the International Symposium on Soil Structure* (pp. 290-300). Van de Landbowhoghe School.
- Domínguez, G. F., García, G. V., Studdert, G. A., Agostini, M. A., Tourn, S. N., & Domingo, M. N. (2016). Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil health indicator? *Spanish Journal of Soil Science*, 6, 82-97. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2016.V6.N2.01>.
- Fernández, R., Quiroga, A. y Noellemeyer, E. (2017). Comparación de métodos de determinación de textura en Ustoles de la Región Semiárida Pampeana. En N. Kloster (Ed.), *Métodos de análisis e implementación de Calidad en el Laboratorio de Suelos* (pp. 75-82). INTA Ediciones.
- Gabioud, E. A., Wilson, M. G., y Sasal, M. C. (2011). Análisis de la estabilidad de agregados por el método de Le Bissonais en tres órdenes de suelos. *Ciencia del Suelo*, 29, 129-139.
- García, G. V., Tourn, S. N., Roldán, M. F., Mandiola, M. & Studdert, G. A. (2020a). Simplifying the determination of aggregate stability indicators of Mollisols. *Communication in Soil Science and Plant Analyses*, 51(4), 481-490. <https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1717513>.
- García, G. V., Wyngaard, N., Reussi Calvo, N. I., San Martino, S., Covacevich, F. & Studdert, G. A. (2020b). Soil survey reveals a positive relationship between aggregate stability and anaerobic mineralizable nitrogen. *Ecological Indicators*, 117, 106640. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106640>.
- Gee, G. W. & Bauder, J. W. (1986). Particle size analysis. En G. R. Blake & K. H. Hartge (Eds.), *Methods of soil analysis, part 1. Physical and mineralogical methods - agronomy monograph 9*. (2a ed., Agronomy Monograph 9) (pp. 383-411). Am. Soc. Agron. Inc. - Soil Sci. Soc. Am. Inc.
- Haynes, R. J. & Francis, G. S. (1993). Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *Journal of Soil Science*, 44, 665-675. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1993.tb02331.x>.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). *Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria*. Recuperado el 06 de diciembre, 2023, de <https://geo.inta.gob.ar/#10.09/-33.5774/-65.4545>.
- King, A. E., Congreves, K. A., Deen, B., Dunfield, K. E., Voroney, R. P. & Wagner-Riddle, C. (2019). Quantifying the relationships between soil fraction mass, fraction carbon, and total soil carbon to assess mechanisms of physical protection. *Soil Biology and Biochemistry*, 135, 95-107. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.04.019>.

- Kraus, T. A., Bianco, C. A., y Núñez, C. O. (1999). Los ambientes naturales del sur de la Provincia de Córdoba. Fundación de la Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Le Bissonnais, Y. (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47,425-437. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x>.
- Nelson, D. W. & Sommers, L. E. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En A. L. Page (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. (2nd ed., Agronomy Monograph 9). (pp. 539-579). Am. Soc. Agron. Inc. – Soil Sci. Soc. Am. Inc.
- Ontivero, R. E., Risio Allione, L., Castellarini, F. y Lugo, M. A. (2023). Composición de las comunidades de hongos micorrícicos arbusculares en diferentes usos de suelo en el Cardenal, Argentina. *Ecología Austral*, 33(1), 095-107. <https://doi.org/10.25260/EA.23.33.1.0.1955>
- R Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Retrieved from <https://www.R-project.org/>.
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S. & Vogel, H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: a review. *Geoderma*, 314,122-137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>.
- Rienzi, E. A., Marchi, A. & Rodriguez, G. (2018). Aggregate size, particulate and total organic carbon in different land uses on a sandy loam soil exposed to wind erosion. *Advances in Agricultural Science*, 6(3),95-111.
- Robinson, G. W. (1922). A new method for the mechanical analysis of soils and other dispersions. *The Journal of Agricultural Science*, 12(3), 306-321.
- Roldán, M. F., Studdert, G. A., Videla, C. C., San Martino, S. y Picone, L. (2014). Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. *Ciencia del Suelo*, 32(2), 247-257. http://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_32n2/pag.%20247-257.pdf
- Saygin, S. L., Cornelis, W. M., Erpul, G. & Gabriels, D. (2012). Comparison of different aggregate stability approaches for loamy sand soils. *Applied Soil Ecology*, 54,1-6. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.11.012>.
- Six, J., Elliott, E. T. & Paustian, K. (2000). Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 64(3),1042-49. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6431042x>.
- Six, J., Elliott, E. T., Paustian, K. & Doran, J. W. (1998). Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62(5), 1367-1377.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. & Deneff, K. (2004). A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79,7-31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>.
- Tourn, S. N., Studdert, G. A. & Videla, C. C. (2019). Ecological agriculture intensification through crop-pasture rotations does improve aggregation of Southeastern-Pampas Mollisols. *Soil and Tillage Research*, 195,104411. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104411>
- Tourn, S. N., Agostini, M. A., Domínguez, G. F. y Studdert, G. A. (2020). Evaluación de métodos de determinación de la estabilidad estructural en un molisol del sudeste bonaerense. *Ciencia del Suelo*, 38 (2),355-365.
- Walkley, A. & Black, I. A. (1934). An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29-38.

ANÁLISIS ESPACIAL MULTIVARIADO PARA ZONIFICACIÓN POR RIESGO DE EROSIÓN EÓLICA EN SUR DE CÓRDOBA

Catalina Bozzer Marini ^{1,2*}, José M. Cisneros ^{1,2}

¹ Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba, Argentina

² Instituto de doble dependencia de Investigaciones Sociales, Territoriales y Educativas. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (ISTE-CONICET)

RESUMEN

La frontera agrícola en la Región Pampeana Semiárida Argentina ha avanzado sobre ambientes marginales observándose como consecuencia la reactivación de focos de erosión eólica y de procesos de desertificación. La zonificación a través del estudio de indicadores de la calidad de suelo refleja diferencias en cuanto a la degradación. El objetivo del presente trabajo fue definir zonas por susceptibilidad a la erosión eólica en la Pampa Medanosa. Esta es una planicie arenosa ubicada al sur de Córdoba con 1,4 MM de hectáreas. Se analizaron indicadores de calidad del suelo (ICS) relacionados con la erosión eólica (fracción erosionable (FE), carbono orgánico (CO), arcilla más limo y estabilidad estructural en seco) en muestras de 0-5 cm de profundidad de 283 sitios. Se realizó un análisis de componentes principales espaciales (ACPe) y un análisis de clústeres para agrupar sitios con características similares y definir subregiones por susceptibilidad a la erosión. Se identificaron cuatro subregiones (SR) con distinta susceptibilidad: la SR-I de mayor tasa de erosión eólica potencial (EEP), 65 t. ha⁻¹. año⁻¹, con los menores valores de CO (10,95 g.kg⁻¹) y la mayor FE, 41%, sobre umbral admisible (40%). La SR-II de mayor extensión, con una EEP de 51 t. ha⁻¹. año⁻¹ presentó una FE de 36% y 12,47 g.kg⁻¹ de CO. La SR-III, con una EEP de 35 t. ha⁻¹. año⁻¹, 31% de FE y 13 g.kg⁻¹ de CO. Y la SR- VI, con una EEP de 20 t. ha⁻¹. año⁻¹ y un 30% más de CO que la SR-I, 14,26 g.kg⁻¹, con una FE de 27%. Los resultados han permitido comprender que la Pampa Medanosa es una región heterogénea en la que para alcanzar sistemas de producción agropecuarios sustentables es necesario implementar técnicas de mitigación de la erosión eólica y respetar el potencial de uso de los suelos de cada subregión.

Palabras clave: suelos arenosos, análisis multivariado espacial, clústeres.

MULTIVARIATE SPATIAL ANALYSIS FOR ZONING BASED ON WIND EROSION RISK IN SOUTHERN CÓRDOBA

ABSTRACT

The agricultural frontier in the Semi-arid Pampas Region of Argentina has expanded into marginal environments, resulting in the current reactivation of wind erosion hotspots and desertification processes. Zoning based on soil quality indicators (SQI) reveals differences in soil degradation. The aim of this study was to define zones based on the susceptibility of sandy soils to wind erosion in a 1,4 million hectare plain in the Pampa Medanosa at the south of Cordoba province, Argentina. Soil quality indicators related to wind erosion (erodible fraction (FE), organic carbon (CO) and clay and silt contents, and dry structural stability) were analyzed in samples from 0-5 cm depth at 283 sites. Spatial principal component analysis (PCA) and cluster analysis were performed to group sites with similar characteristics and define subregions based on erosion susceptibility. Four subregions (SR) with different susceptibility were identified: SR-I, with the highest potential wind erosion rate (EEP) (65 t. ha⁻¹. year⁻¹), the lowest CO values (10.95 g.kg⁻¹), and the highest FE, 41%, which is above the permissible threshold (40%); SR-II, the largest in extension, with an EEP

* Autor de contacto:
cbozzer@ayv.unrc.edu.ar

Recibido:
27-03-24

Recibido con revisiones:
23-05-24

Aceptado:
31-05-24

of 51 t. ha⁻¹. year⁻¹, showed a FE of 36% and 12.47 g.kg⁻¹ of CO; SR-III, with an EEP of 35 t. ha⁻¹. year⁻¹, 31% FE, and 13 g.kg⁻¹ of CO; SR-VI, with an EEP of 20 t. ha⁻¹. year⁻¹, 30% more CO than SR-I, 14.26 g.kg⁻¹, and a FE of 27%. The results have allowed understanding that the Pampa Medanosa is a heterogeneous region where it is necessary to implement wind erosion mitigation techniques and respect the soil's potential use in each subregion to achieve sustainable agricultural production systems.

Keywords: sandy soils, spatial multivariate analysis, clusters.

INTRODUCCIÓN

La exploración de la variabilidad espacial de la calidad de los suelos es esencial para su uso y manejo sustentables, especialmente en ecosistemas frágiles. La variabilidad intrínseca de los suelos resulta de la acción conjunta del clima, el material parental, el relieve, el material biológico y el tiempo cronológico que caracterizaron su génesis (Jenny, 1994). En los agroecosistemas, además, se observa una variabilidad de origen antrópico debido al manejo histórico o actual de los suelos (Córdoba et al., 2014).

La planicie arenosa cordobesa, conocida como Pampa Medanosa, es un ambiente de gran fragilidad, con suelos susceptibles a la erosión eólica donde la expansión agrícola ha reactivado focos de erosión (Bozzer y Cisneros, 2019). Históricamente, la Pampa Medanosa se ha clasificado como un ambiente homogéneo; sin embargo, presenta variaciones climáticas y geomorfológicas (Carignano et al., 2014; Gorgas y Tassile, 2006). La subdivisión de la región en macroambientes, incluyendo propiedades del suelo sensibles al uso y relacionadas a la erosión eólica, puede apoyar la planificación agropecuaria, conduciendo a la selección de prácticas de manejo sustentables y a la mitigación de la degradación evitando el avance de los procesos de desertificación.

Existen antecedentes de zonificación a nivel nacional mediante un índice paramétrico conocido como Índice de Productividad (IP), propuesto por Riquier et al. (1971) y adaptado a las condiciones de Argentina. Esta zonificación se centra en la capacidad productiva de los suelos, no en procesos de degradación específicos.

Otros autores han realizado zonificaciones recientes del riesgo de erosión eólica usando sistemas de información geográfica (SIG). Colazo et al. (2008) elaboraron una cartografía nacional integrando el modelo EWEQ (Panebianco y Buschiazzo, 2007) y Casas et al. (2022) crearon un mapa usando bases de datos nacionales. A nivel provincial, Cisneros et al. (2015) y Faule et al. (2020) han generado mapas de erosión eólica incorporando información geomorfológica y climática. Además, Colazo et al. (2023) han estudiado variables relacionadas con la erosión eólica en suelos bajo usos agropecuarios y encontrado interacción con tres de los seis macroambientes delimitados por Faule et al. (2020).

Estos estudios reflejan resultados de la génesis, pero no de su uso actual. La transición en la región hacia sistemas agrícolas basados en maíz y soja, incluyendo maní en menor medida, observada a partir de 2006/07 (Bozzer et al. 2020) continuó desde el frente estacionario observado hasta 2005 por Viglizzo y Jobbágy (2010) hacia el oeste y ha cambiado la dinámica de uso del suelo.

La aplicación análisis multivariados restringidos espacialmente (Dray et al., 2008) sobre propiedades de la superficie del suelo ha sido exitosamente llevada adelante para evaluar diferencias a escala regional en el material originario de los suelos de Francia por Arrouays et al. (2011). Por otro lado, esta metodología también ha demostrado gran utilidad al ser aplicada a escala predial (Córdoba et al., 2016).

La delimitación de macroambientes a través de indicadores de calidad de suelos (ICS) relacionados a la erosión eólica brinda apoyo a la planificación del uso y manejo frente a este proceso de degradación. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue la delimitación de zonas de riesgo a la erosión eólica mediante el estudio de la variabilidad espacial del carbono orgánico, la fracción erosionable, el porcentaje de arcilla más limo y estabilidad estructural en seco.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección de indicadores para zonificación

Para llevar a cabo el estudio se trabajó con muestras de suelo de 0 a 5 cm de profundidad, georreferenciadas, tomadas en 283 sitios dentro de la región de la planicie arenosa del sur de la provincia de Córdoba,

que consta de una extensión de aproximadamente 1,4 Mha, conocida también como Pampa Medanosa (Gorgas y Tassile, 2006). Con la finalidad de cubrir la variabilidad presente en la región se incluyeron en el estudio 214 sitios bajo usos agropecuarios, 36 situaciones naturales (mínimo deterioro) y 33 situaciones de médanos fijados (máximo deterioro). Las ubicaciones se seleccionaron utilizando cartas de suelos e imágenes satelitales, asegurando la ausencia de influencias como anegamientos o afloramientos de carbonatos de calcio. Se buscó abarcar toda la extensión de la región y los campos se eligieron en función de la posibilidad de obtener autorización de más de 40 establecimientos agropecuarios. Se incluyeron en esta oportunidad únicamente muestras de la superficie ya que el objetivo del estudio fue generar subregiones por susceptibilidad a la erosión eólica.

Los indicadores de calidad de suelo (ICS) determinados en laboratorio y empleados como variables de entrada para el desarrollo de la zonificación fueron: carbono orgánico [CO] determinado por el método de Walkley y Black (Nelson & Sommers, 1982), contenido de arcilla más limo [ArcLi] determinada por el método del hidrómetro (Day, 1965), fracción erosionable [FE] determinada por tamizado (NAM, 2002) y estabilidad estructural en seco [EES] determinada por el método del tamiz rotativo (Chepil, 1962). En el caso particular de la EES se emplearon 90 muestras de las situaciones y únicamente se trabajó con situaciones procedentes de lotes agrícolas o mixtos. La base de datos final se constituyó con 939 datos.

La erosión eólica potencial (EEP) del suelo, ante la ausencia de cobertura o rugosidad superficial, fue calculada a partir de la FE obtenida en laboratorio según el modelo de Eltaif y Gharaibeh (2011). Se considera que la erosión eólica se vuelve significativa cuando supera las 10 toneladas por hectárea por año (Lal, 1998).

Depuración y preparación de la base de datos

Para llevar adelante el proceso de depuración y preparación de la base de datos se siguió la metodología propuesta por Córdoba (2014). Se efectuó la transformación de las coordenadas geográficas WGS 84 de los sitios georreferenciados a coordenadas cartesianas UTM (Universal Transverse Mercator) Zona 20 Sur, mediante el empleo de la función *spTransform* del paquete "rgdal" (Bivand et al., 2014) para el software R (R Core Team, 2019). Seguidamente, fueron removidos los *outliers*, o valores atípicos, correspondientes a observaciones fuera de la distribución del conjunto de datos (Córdoba et al., 2016). El procedimiento fue llevado adelante para cada una de las variables implicadas por separado. Se realizó inicialmente un análisis exploratorio mediante un histograma de frecuencias para observar la distribución de cada variable y un box-plot para observar la presencia de valores extremos. Se seleccionaron aquellos valores comprendidos en el rango ± 3 para la desviación estándar de acuerdo con Amidan et al. (2005), dando lugar a los límites inferior y superior.

Posteriormente, se eliminaron datos considerados *inliers*. Estos valores se corresponden con datos dentro del rango de valores comprendido por los límites establecidos, pero que difieren notoriamente de su vecindario, definido previamente por una matriz de ponderación espacial. Para su identificación se empleó el Índice autocorrelación de Moran Local (Anselin, 1995). El índice de Moran Local (I_i) consiste en la diferencia entre el valor de la variable en el punto i (x_i) y la media (\bar{x}) dividida por su varianza, multiplicada por la suma de las diferencias de los valores de sus vecinos y la media, afectados por un peso ponderal (w) que depende de la distancia entre los datos. Valores de este índice negativos y distintos de cero son considerados *inliers*. Se ajustó una regresión lineal entre los valores de autocorrelación de cada variable en cada sitio con la autocorrelación de sus vecindarios. Gráficamente, aquellos datos que se alejaron significativamente de la recta de 45° mostraron valores de la variable muy diferentes a los de su vecindario fueron considerados *inliers*. Esto se aprecia en el gráfico de dispersión de Moran. Por otra parte, aquellos con valores negativos del índice de autocorrelación de Moran Local identificados empleando la librería "spdep" (Bivand & Wong, 2018), también fueron considerados *inliers*.

Una vez depurada la base de datos, con la finalidad de realizar la interpolación espacial (*kriging*), fue requerida una caracterización de la variabilidad espacial de cada variable en particular, realizada empleando la librería "automap" -Automatic interpolation package- del software R (Hiemstra et al., 2009). Esta permitió la exploración del comportamiento de los datos en el espacio a través de funciones semivariogramas que representan la variación de la correlación espacial al aumentar la distancia entre los datos (Bivand et al., 2013). Puntos próximos entre sí expresan una semivarianza menor que puntos alejados entre sí (Malone et al., 2017).

Para obtener estimaciones de la función para todos los puntos de la región del estudio, sobre el semivariograma empírico, se ajustó un semivariograma teórico mediante la función autokrige del paquete “automap”, y se construyó una matriz de distancias ponderadas para realizar la interpolación espacial (Webster & Oliver, 2007). La distancia seleccionada para la construcción de la grilla de predicción fue de 1000 metros. Se obtuvo una grilla de 14.162 puntos con datos para cada variable, de la que fueron extraídos los valores predichos en cada punto.

Análisis de la variabilidad espacial

A partir del conjunto predichos, se realizó un análisis de componentes principales espacial (ACP-espacial) empleando la función *multispati* del paquete “adespatial” (Dray et al., 2020). Las variables de síntesis obtenidas fueron utilizadas para la identificación de las subregiones mediante un análisis de clúster.

El ACP-espacial combina el análisis de componentes principales con el Índice de autocorrelación espacial Global de Moran –MG- (Dray et al., 2008). Este se determina como la diferencia entre el valor de la variable en un punto (x_i) y la media (\bar{x}), por la diferencia entre el valor de los vecinos y la media, ponderados por la inversa de la distancia a los vecinos y el cuadrado de la diferencia entre el valor de la variable en un punto dividido por un denominador que permite la estandarización de los valores.

Mediante el estudio de la autocorrelación espacial, se puede observar si una variable muestra o no predisposición a tomar valores parecidos en lugares próximos (Anselin, 2001). Los valores que toma el índice MG están comprendidos dentro del rango 1 y -1, valores altos y positivos de este índice indican la presencia de clústeres.

De la realización del ACP-espacial se obtuvieron las combinaciones lineales de las variables incluidas en el análisis y un valor de ponderación que representa el grado de contribución relativa de cada atributo a la variabilidad total. El empleo de estas variables de síntesis permite la caracterización de la variabilidad espacial regional en un plano bidimensional, explicada por las variables implicadas en el análisis, la correlación existente entre ellas y en el espacio (Arrouays et al., 2011).

Análisis de clústeres

Las variables de síntesis devenidas del análisis multivariado se emplearon en el análisis de conglomerados según la metodología propuesta por Córdoba et al. (2014) con el algoritmo *fuzzy k-means* no restringido espacialmente, por lo que Córdoba (2014) plantea la incorporación de la autocorrelación espacial previamente a través las variables de síntesis obtenidas del ACP espacial. Para ello se empleó la librería “e1071” para el software R (Meyer et al., 2019).

El número óptimo de zonas se determinó mediante un índice resumen, propuesto por Córdoba (2014). Estos clústeres constituyeron las subregiones y el mapa final fue diseñado mediante el software libre QGIS (QGIS Development Team, 2021).

Validación de las subregiones

Se comprobó que cada zona fuera diferente mediante un análisis de la varianza empleando modelos lineales mixtos (Pinheiro & Bates, 2004) con efectos fijos de la subregión y errores correlacionados espacialmente, con el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Preparación de la base de datos

De los 939 datos inicialmente incluidos en la base de datos preparada para efectuar el protocolo de zonificación el 12% de los datos presentaron valores atípicos. La base de datos final se conformó con el 88% de los datos iniciales, siendo el número de datos incluidos finalmente en el análisis espacial 833. No todas las variables seleccionadas para llevar adelante la identificación de las subregiones presentaron valores atípicos. En el caso del carbono orgánico se identificaron 5 *outliers* que afectaban la distribución de la variable. Posteriormente, fueron eliminados 35 *inliers*. Es importante mencionar que el número de *inliers* se aproxima al número de muestras correspondientes a las situaciones naturales, este hecho resalta el desempeño de la metodología empleada para separar aquellas muestras que difieren de su vecindario, ya que estas muestras fueron tomadas en situaciones naturales rodeadas de un ambiente totalmente fraccionado y dominado por el uso agropecuario. Por ejemplo, muestras de suelos bajo isletas de chañar rodeadas por

cultivos, y que, por lo tanto, tuvieron mayor proporción de muestras vecinas de usos agropecuarios.

Los menores valores de CO se observan sobre los sectores con mayor concentración de formaciones medanosas (Figura 1), mientras que el área con mayores contenidos de CO se posicionó hacia el sur de la región donde los suelos presentan texturas más finas, sobre y hacia el este del Alto estructural Villa Huindobro-Huinca Renancó (AeVH-HR), en la Figura 1 se observa de color azul oscuro. La Hoja 3563-13 Huinca Renancó menciona la presencia de una planicie limo-arenosa (CSC, 2024). Hang et al. (2015) señalan sobre el AeVH-HR valores de 8,8 g.kg⁻¹ de CO y 33% de ArcLi, mientras que sobre alto estructural El Cuero hallaron 8,9 g.kg⁻¹ de 34% ArcLi. En el extremo suroeste donde se conserva la vegetación nativa estos autores reportan 13% ArcLi y 11,3 g.kg⁻¹ hasta los 20cm. Este sector de mayores contenidos de CO asociados a la vegetación conservada, y a los mayores tenores de arcilla también se observa en los mapas de propiedades de suelos de IDECOR (Córdoba et al., 2023). Sin embargo, fuera de los límites del alto estructural El Cuero, hacia el norte y 10km del límite con San Luis, Hang et al. (2015) señalan valores de ArcLi del 16%, es decir 84% de arena, y solo 4,5 g.kg⁻¹ de CO hasta los 20 cm.

En general, los estudios de CO se han realizado hasta los 20 cm de profundidad. Es importante mencionar la tendencia a la estratificación del CO y su rápida disminución desde la superficie hacia la base de los horizontes A, principalmente en situaciones de no remoción de la cobertura o coberturas nativas, ya que este estudio se efectuó hasta los 5cm de profundidad. Larroulet et al. (2016) y Hepper et al. (2018) reportaron 20,88 gr. kg⁻¹ CO bajo monte nativo de Caldén a 2,5 cm. Colazo & Buschiazzo (2010) hallaron valores de CO de 18 g.kg⁻¹ CO en suelos vírgenes a 2,5 cm en suelos areno francos y alrededor de 50 g.kg⁻¹ en suelos franco arenosos.

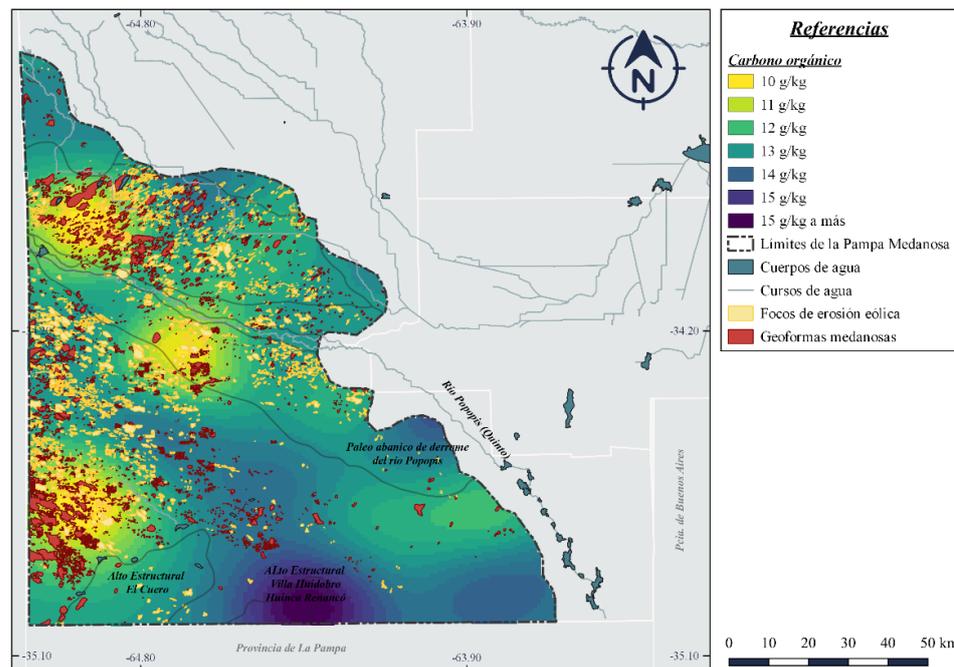


Figura 1: Representación de la variabilidad espacial del carbono orgánico (g.kg⁻¹) de 0-5 cm, asociada a la geomorfología de la región -adaptado de Carignano et al. (2014)-, a la red hidrográfica (Masciángelo, 2014) y a la localización de los campos de dunas y focos de erosión (Bozzer y Cisneros, 2019).

Figure 1: Representation of the spatial variability of organic carbon (g.kg⁻¹) 0-5 cm associated with the geomorphology of the region - adapted from Carignano et al. (2014), the hydrographic network (Masciángelo, 2014), and the location of dune fields and erosion hotspots (Bozzer and Cisneros, 2019).

En el caso de la fracción ArcLi, la metodología empleada no señaló ningún valor superior o inferior al valor de 3 veces la desviación estándar, por consiguiente, se conservaron los 283 datos. Esta misma situación se repitió en el caso de la FE.

Para estas variables se hallaron 24 y 25 *inliers* respectivamente. En la Figura 2 y en la Figura 3 se observa una gran semejanza en los puntos que fueron determinados como *inliers* (en negro). En estas Figuras se aprecia, además, que la FE muestra mayor inclinación de la recta de regresión, y, por lo tanto, una mayor autocorrelación espacial que la fracción ArcLi. Esto indica, que la variable FE tiene una mayor capacidad para contribuir a la demarcación de clústeres.

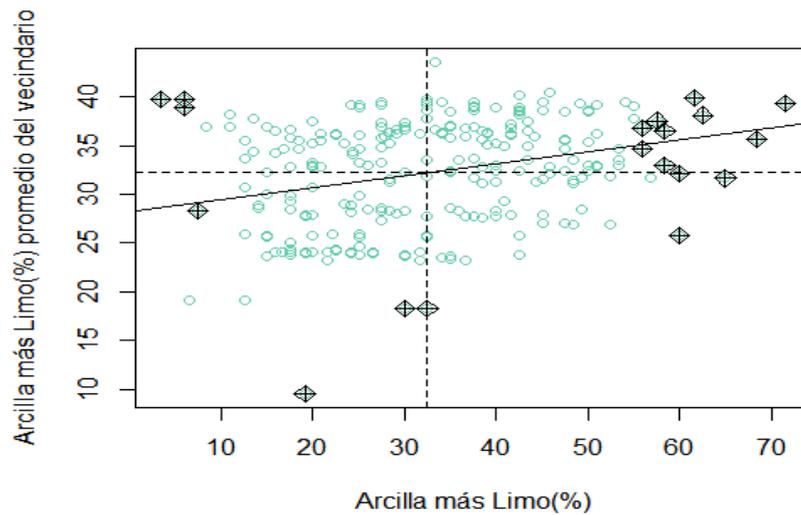


Figura 2: Gráfico de dispersión de Moran de la variable contenido de arcilla más limo (%).

Figure 2: Moran scatter plot of the variable clay plus silt content (%).

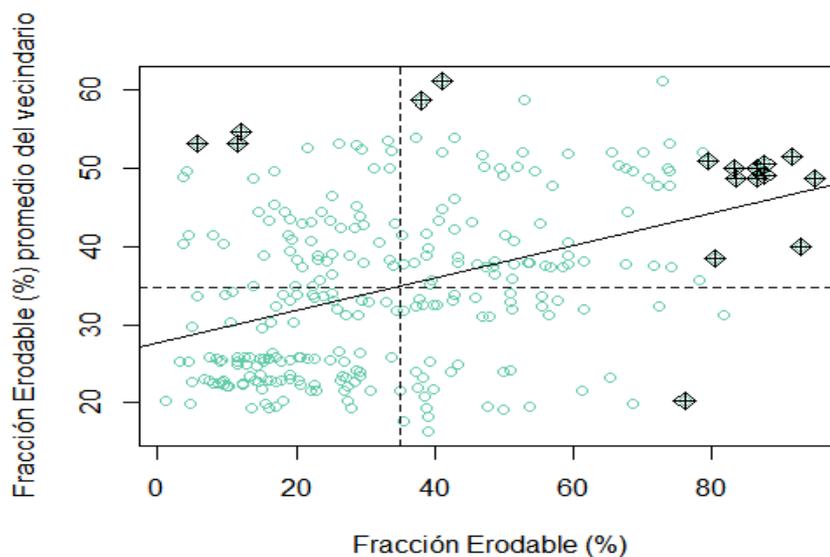


Figura 3: Gráfico de dispersión de Moran de la variable fracción erosionable (%).

Figure 3: Moran scatter plot of the variable soil erodible fraction.

La variable ArLi, presentó un rango en el semivariograma teórico ajustado que indicó que, para esta variable en particular, la toma de muestras a campo fue demasiado espaciada y, por lo tanto, el error estándar de la predicción fue alto. Este comportamiento fue diferente al que se percibe en el caso de la fracción erosionable. Para esta variable la interpolación por *kriging* presentó una mayor precisión, mostrando que los suelos del sureste de la región presentan menores porcentajes de FE. Gorgas y Tassile (2006) y Carignano et al. (2014), han mencionado que sobre el sureste de la planicie medanosa se hallan los suelos más resistentes y evolucionados. Por otra parte, se observan dos áreas con mayor FE (%) asociadas a los campos de dunas (Cantú y Degiovanni, 1984) y a un área próxima al río Popopis, sobre la cual Carignano et al. (2014) sitúan un paleoabanico de derrame (Figura 4). En estos sectores los valores de FE están por encima del umbral admisible del 40% (Woodruff & Siddoway, 1965).

Vicondo et al. (2016) han reportado al norte de la localidad de Huinca Renancó, valores de FE de 82% para la Serie El Veintitrés (Haplustol éntico) y 92 % para la Serie Huinca Renancó (Ustipsamment típico). En ambos casos luego de un cultivo de maní, en texturas arenosas y a 2,5 cm de profundidad, sugiriendo impacto del manejo y, además, que a menor profundidad de muestreo mayor es el valor de FE. En el presente trabajo las muestras fueron tomadas hasta los 5 cm y la interpolación espacial predijo valores inferiores a los hallados por los autores en la zona de Huinca Renancó. Según Colazo et al. (2023), para FE, existe interacción entre manejos y los macroambientes definidos por Faule et al. (2020).

En suelos con altos contenidos de limo, Rojas et al. (2013) señalan menores contenidos de FE, ello explicaría la menor FE sobre el AeVH-HR y las zonas anegables del este. Lo mismo ocurre sobre el extremo norte, en el Alto estructural Chaján, donde Hang et al. (2015) han hallado muestras con 47% de ArLi.

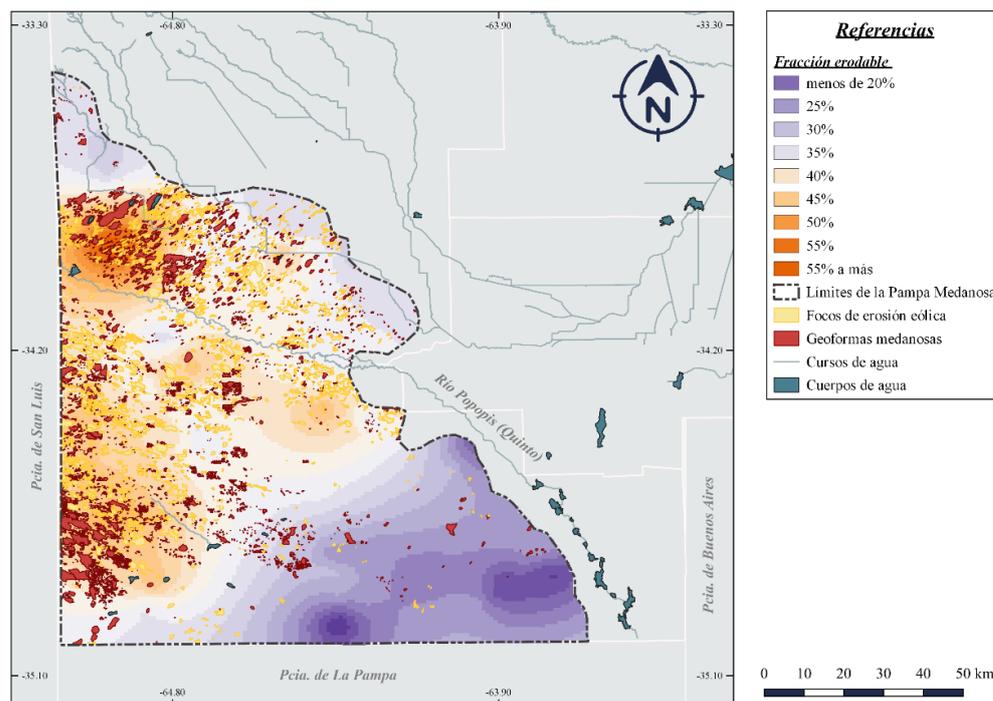


Figura 4: Representación de la variabilidad espacial de la fracción erosionable (%) asociada a la localización de los campos de dunas y focos de erosión, red hidrográfica de Masciángelo (2014). Colores naranjas, por encima del umbral tolerable (40%).

Figure 4: Representation of the spatial variability of the soil erodible fraction (%) associated with the location of dune fields and erosion hotspots, hydrographic network (Masciángelo, 2014). Orange colors indicate values above the threshold 40%.

En el caso de la estabilidad estructural en seco (EES), no fueron identificados valores a considerarse *outliers*. Al observarse la distribución puede sentarse el precedente de que, para trabajar con esta variable a escala regional, con la característica de ser afectada muy significativamente por el uso y el manejo del suelo y por consiguiente adquirir valores muy dispares, debiera contemplarse la posibilidad de incrementar el número de muestras para modificar la amplitud del rango de valores que determinan la selección de los datos atípicos. Existen trabajos que emplean valores desde 2,5 veces hasta 4 veces el desvío estándar para asignar los límites inferior y superior del rango de selección (Córdoba et al., 2012; Córdoba, 2014).

Entre los datos analizados fueron observados valores de muy baja EES, diferentes de su vecindario, con características de *inliers*, lo que marca un acentuado impacto del uso y del manejo del suelo sobre esta variable. Este hecho se reflejó en una autocorrelación espacial negativa, ya que el Índice de Moran Local tomó para esta variable valores menores a cero, situación que indicó que los valores de EES fueron opuestos y contrastantes a los de sus vecinos. La variable EES es dinámica y muy sensible al uso y manejo actuales.

Es necesario resaltar que el mapa logrado provee una imagen diagnóstica del estado actual de la susceptibilidad a la erosión y que, aunque en menor medida que la EES, la FE y el CO fluctúan en el tiempo en respuesta al uso y manejo del suelo; por consiguiente, también podrían hacerlo las subregiones. Esta es una diferencia puntual con el mapa de ambientes propuesto por Faule et al. (2020), que emplea variables estables en el tiempo y que puede ser usado como referencia ya que tiene una escala más cercana a la de este estudio que los demás antecedentes citados. Otra diferencia de esta metodología, respecto de las empleadas por Colazo et al. (2008), Cisneros et al. (2015), Faule et al. (2020) y Casas et al. (2023) es que delimita los clústeres en función del proceso de degradación elegido al modificar los ICS. Además, puede emplearse siguiendo el enfoque *Scorpan* propuesto por McBratney et al. (2003) para clasificar taxonómicamente los suelos, y es por ello que se debe prestar especial atención a las variables con las que el análisis es constituido, ya que, la selección de las variables depende del objetivo de la construcción del mapa.

En la Tabla 1 se sintetiza la composición de la base de datos obtenida. Los números de *outliers* fueron bajos en general. La depuración principalmente consistió en la eliminación de *inliers*, dada la presencia de datos correspondientes a situaciones naturales de mínimo y máximo deterioro (montes y médanos fijados) que difirieron de sus vecinos. Inicialmente de las 283 muestras 68 correspondían a situaciones de referencia (36 naturales y 33 médanos fijados). En el caso particular de la EES, únicamente se trabajó con situaciones procedentes de lotes agrícolas o mixtos, por ello, no se observaron datos extremos y la presencia de *inliers*.

Tabla 1: Número de valores atípicos y diferentes a su vecindario removidos.

Table 1: Number of outliers and data points different from their neighborhood removed.

Variable	Nº inicial	Outliers	Inliers	Base de datos depurada
Carbono orgánico	283	5	35	243
Arcilla más Limo	283	0	24	259
Fracción Erosionable	283	0	25	258
Estabilidad Estructural en Seco	90	0	7	83

Análisis espacial de componentes principales y análisis de clústeres

Los valores del Índice de Moran Global presentados por las componentes principales espaciales fueron positivos y diferentes de cero, lo que indicó que las combinaciones lineales mostraron autocorrelación espacial permitiendo la zonificación. Las tres primeras componentes explicaron más del 75% de la variabilidad total (Tabla 2) y fueron las seleccionadas para el análisis de clústeres. La importancia que cada uno de los atributos de calidad de suelo tuvo en la determinación de los macroambientes fue aquella expresada a través de los coeficientes canónicos estandarizados presentados en la Tabla 3.

Tabla 2: Autovalores, varianza espacial e índices de Moran de las componentes principales espaciales (CPs).**Table 2:** Eigenvalues, spatial variance, and Moran's index of the spatial principal components (PCs).

CPs	Autovalores	Varianza Espacial	Proporción	Proporción Acumulada	Índice de Moran
1	1,45	1,78	44,50	44,50	0,82
2	0,20	0,31	7,75	52,25	0,70
3	0,12	0,94	23,50	75,75	0,12
4	0,00	0,97	22,75	98,50	0,00

Tabla 3: Contribución relativa de cada atributo de suelo en cada una de las componentes principales espaciales seleccionadas. Se subrayan los coeficientes (CS) de mayor importancia.**Table 3:** Relative contribution of each soil attribute to each selected spatial principal component. Coefficients (CS) of greatest importance are underlined.

Variables	CS1	CS2	CS3
Arcilla más Limo	-0,13	0,13	<u>0,98</u>
Carbono Orgánico	<u>-0,67</u>	<u>-0,75</u>	0,01
Fracción Erosionable	<u>0,74</u>	<u>-0,64</u>	0,19
Estabilidad Estructural en Seco	-0,07	0,05	0,06

En las primeras dos componentes principales, la mayor parte de la variabilidad espacial total fue explicada por dos indicadores, el primero de ellos fue el FE, secundado por el CO. La tercera componente representó fundamentalmente la variación de la proporción ArcLi.

En función del índice Resumen (Córdoba, 2014), se determinó que el número óptimo de clústeres fue cuatro. Como se muestra en la Figura 5, se obtuvo el mapa de subregiones por susceptibilidad a la erosión eólica de la Pampa Medanosa, con categorías que van desde I (mayor peligro de erosión) hasta IV (menor peligro de erosión). Algunos trabajos de mayor superficie y realizados en función principalmente de información geomorfológica y de suelos disponible (CSC, 2024), han encontrado seis ambientes a escala departamental (Faule et al., 2020). A escala nacional, dos ambientes sobre la Pampa Medanosa (Casas et al., 2023; Cisneros et al., 2015; Colazo et al., 2008).

En este estudio, se hallaron cuatro clústeres, validados y estadísticamente diferentes para CO y FE. El CO explicó un 78% de la variabilidad entre las subregiones, mientras que, FE explicó un 84%. A continuación, se presentan las tablas del contraste de medias de las subregiones y desvíos estándar. El orden creciente de susceptibilidad a la erosión de las regiones se correspondió con la FE. El comportamiento inverso se observó en el CO, que mostró mayores contenidos en las regiones menos susceptibles a la erosión (Tabla 4 y Tabla 5). Estas diferencias se amplían en el apartado caracterización de las Subregiones de la Pampa Medanosa.

Tabla 4: Medias y desvío estándar para Fracción Erosionable (%) en cuatro subregiones (SR) de la Pampa Medanosa.

Table 4: Means and standard deviation for soil erodible fraction (%) in four subregions (SR) of the Pampa Medanosa.

Zona	Medias	D.E.			
Sub Región I	41,46	4,06	A		
Sub-Región II	36,97	2,21		B	
Sub-Región III	31,88	4,2			C
Sub-Región IV	27,09	2,9			D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Tabla 5: Medias y desvíos estándar para carbono orgánico (gr.kg⁻¹) en cuatro sub-regiones (SR) de la Pampa Medanosa.

Table 5: Means and standard deviation for organic carbon (g.kg⁻¹) in four sub-regions (SR) of the Pampa Medanosa.

Zona	Medias	D.E.			
Sub-Región IV	14,26	0,69	A		
Sub-Región III	13,06	0,46		B	
Sub-Región II	12,47	0,39			C
Sub-Región I	10,95	0,45			D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

Caracterización de las Subregiones de la Pampa Medanosa

La variación espacial de los ICS estudiados permitió identificar las subregiones (SR) en la Pampa Medanosa. En la Figura 5, puede apreciarse el mapa obtenido de Sub-Regiones (SR) por Susceptibilidad a la Erosión Eólica y su relación con la presencia de formaciones medanosas y focos de erosión en la Figura 6.

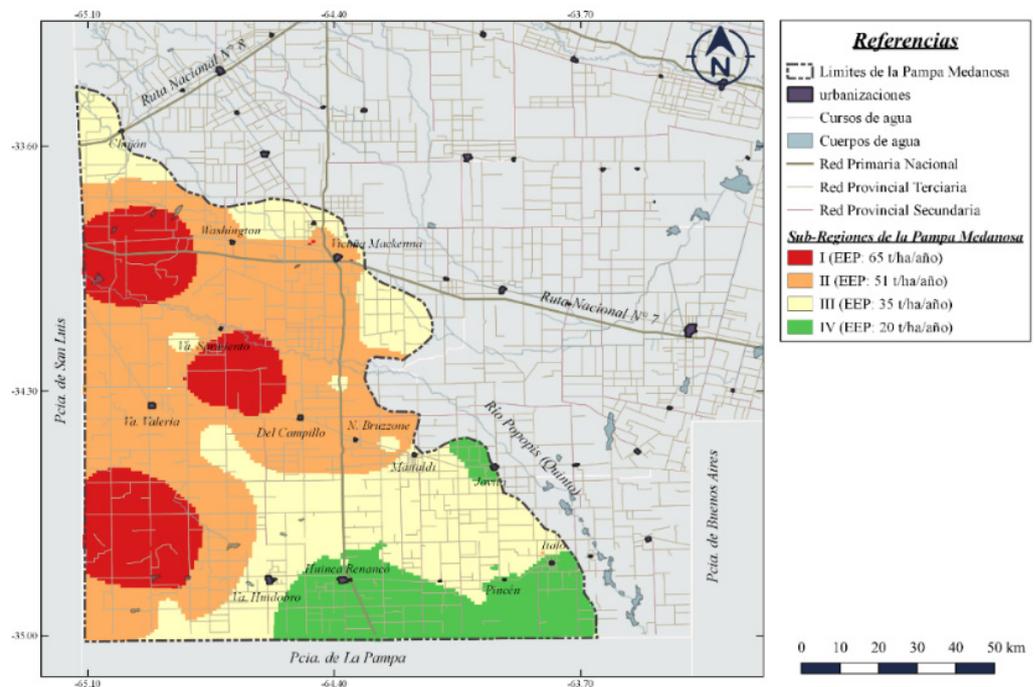


Figura 5: Mapa de sub-regiones por susceptibilidad a la erosión eólica de la región de la Pampa Medanosa.

Figure 5: Map of sub-regions based on susceptibility to wind erosion in the Pampa Medanosa region.

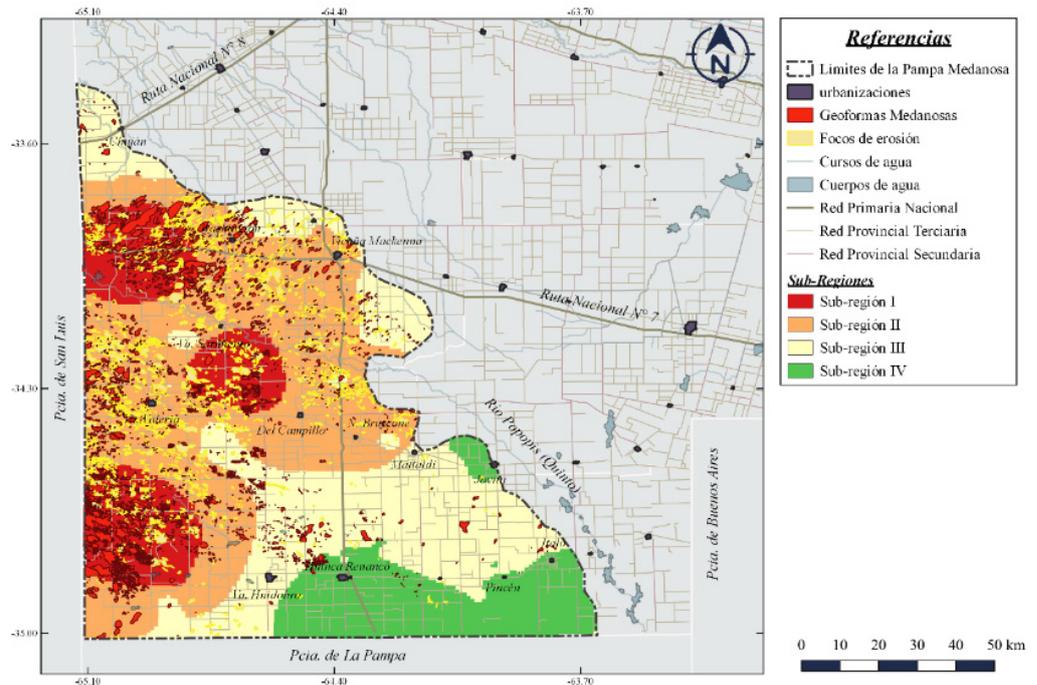


Figura 6: Asociación de las sub-regiones por susceptibilidad a la erosión eólica de la región de la Pampa Medanosa a las áreas medanosas y focos de erosión.

Figure 6: Association of sub-regions based on their susceptibility to wind erosion in the Pampa Medanosa region with sand dune areas and erosion hotspots.

Las zonas en rojo, coinciden con formaciones medanosas (ver Figura 6). Las zonas en naranja presentan un relieve suavemente ondulado, con menor densidad de médanos, pero que también han evolucionado sobre materiales parentales de menor edad correspondientes a la formación Laguna Oscura (Degiovanni et al., 2005). El área en amarillo es más estable en comparación con las áreas en naranja, presentando un relieve plano en transición hacia zonas arenosas anegables. Finalmente, las zonas en verde coinciden con áreas planas, subnormales a cóncavas, evolucionadas sobre materiales parentales más finos, afectadas por el ascenso de la capa freática y los derrames del río Popopis. Según los mapas de IDECOR (Córdoba et al., 2023) en estas áreas se observa un mayor porcentaje de arcilla, con valores de hasta 20% y Hang et al. (2015) han reportado valores por encima del 30% de ArcLi.

En la Pampa Medanosa, la variabilidad climática afecta los ICS. Las precipitaciones y temperaturas aumentan hacia el este, influenciando la meteorización del material parental, notablemente en la SR-IV. El material sedimentario de origen eólico, depositado por vientos suroeste-noreste, generó un gradiente en la composición textural y la acumulación de carbono orgánico (CO) (Gorgas y Tassile, 2006). Los materiales más finos han permitido la acumulación de mayores valores de CO en la SR-IV, en verde. Sobre ella pueden mencionarse series como El Alfalegre, Cañada Verde y Pincén, Hoja 3563-14 Bucharado (CSC, 2024), con valores por encima de 10 g.kg^{-1} para el horizonte superficial. Hang et al. (2015) señalan sobre el sur de Pincén $12,7 \text{ g.kg}^{-1}$ CO y 37% ArcLi (0-20cm) y sobre derrames del río Popois 23% ArcLi y $8,1 \text{ g.kg}^{-1}$ CO. En transición hacia la SR-III las Series El Veintitrés, El Yará y Italó son más frecuentes, cuyos perfiles típicos indican valores de CO de 9 g.kg^{-1} , $9,3 \text{ g.kg}^{-1}$ y $11,2 \text{ g.kg}^{-1}$ respectivamente, de 0 a 20 cm de profundidad. La SR-IV presenta mayores valores de CO ($14,1 \text{ g.kg}^{-1}$), mientras que la SR-I muestra los menores valores ($11,09 \text{ g.kg}^{-1}$).

La SR-IV presenta los menores valores de FE de la Figura 4, y la SR-III la segunda. Las dos SR están debajo del umbral de FE del 40%, equivalente a la erosión tolerable. Las SR-I y SR-II, se encuentran por encima del valor umbral. En la Figura 6 se aprecia como las geoformas medanosas y los focos de erosión se asocian a las SR-I y SR-II respectivamente. La SR-I alcanza el máximo contenido medio FE de la región (44%), en contraste con la SR-IV que presenta el menor valor medio (24%) (Tabla 6).

Tabla 6: Resumen de indicadores de calidad de suelos para las sub-regiones (SR) por susceptibilidad a la erosión eólica de la región de la Pampa Medanososa.

Table 6: Summary of soil quality indicators statistics for sub-regions (SR) based on susceptibility to wind erosion in the Pampa Medanososa region.

Zona	Variables*	n	Media	D.E.	Mín.	Máx.
Sub-Región I	ArcLi	2318	32,17	1,87	22,31	37,78
	CO	2318	11,09	0,45	10,17	12,47
	EES	2318	79,69	0,70	66,58	84,00
	FE	2318	43,63	4,06	33,20	57,13
Sub-Región II	ArcLi	5767	32,22	1,82	22,43	40,13
	CO	5767	12,52	0,39	11,40	13,51
	EES	5767	79,73	0,35	66,16	81,20
	FE	5767	38,04	2,21	23,87	45,41
Sub-Región III	ArcLi	4181	32,77	1,77	20,13	43,10
	CO	4181	12,98	0,46	11,79	13,92
	EES	4181	79,76	0,32	71,71	85,84
	FE	4181	30,77	4,20	18,92	38,11
Sub-Región IV	ArcLi	1896	33,46	2,83	21,95	47,74
	CO	1896	14,10	0,69	12,52	15,76
	EES	1896	79,89	0,79	73,83	88,30
	FE	1896	23,61	2,90	15,37	29,72

*Referencias: ArcLi: arcilla más limo (%); CO: carbono orgánico (g.kg^{-1}); EES: estabilidad estructural en seco (%); FE: fracción erosionable (%).

La SR-I (roja) presenta mayor susceptibilidad a la erosión y una superficie de 231.808,8 ha, el 16 % de la Pampa Medanososa. En esta, la tasa de erosión eólica potencial (EEP) estimada en función de la media de su FE es de $65 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, más del triple que en SR-IV. La SR-II es la más extensa, cubriendo 576.801 ha, equivalentes al 40 % de la región. En este macroambiente, la EEP estimada es de $51 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La SR-III, con menor susceptibilidad a la erosión eólica que la anterior, se extiende sobre 418.251,7 ha, que representan el 29 % de la superficie regional. La EEP en esta sub-región es de $35 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Finalmente, la SR-IV ocupa 189.597 ha, es decir, el 13 % de la superficie regional y su EEP es de $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Tabla 7).

Tabla 7: Superficie ocupada por las sub-regiones (SR) por susceptibilidad a la erosión eólica de la Pampa Medanososa y proporción de la región que representa.

Table 7: Area occupied by sub-regions (SR) based on susceptibility to wind erosion in the Pampa Medanososa region and proportion of the region it represents.

Subregiones	Superficie	Superficie	EEP
(SR)	(ha)	(%)	($\text{t.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$)
SR-I	231.808,8	16,36	65,27
SR-II	576.801,1	40,72	51,23
SR-III	418.251,7	29,53	34,86
SR-IV	189.597,1	13,39	20,29
Sup. Total	1.416.459		

Los valores de EEP estimados son inferiores a los reportados por Colazo et al. (2008) que hallaron una EEP de 50 tn.ha⁻¹.año⁻¹ a más para casi la totalidad de la Pampa Medanosa y un pequeño sector al este de la región de hasta 20 tn.ha⁻¹.año⁻¹. Este estudio, que abarca 1,4 MM de hectáreas, utilizó datos primarios de FE, mientras que Colazo et al. (2008) realizaron un estudio de escala nacional y emplearon ecuaciones del modelo EWEQ, que estima la FE empleando la ecuación de López et al. (2007). Es interesante destacar la proximidad de los resultados aún ante tales diferencias de escalas.

La relación entre FE y materia orgánica (MO) es compleja, con modelos no lineales reportados por Colazo & Buschiazzo (2010), mientras que la ecuación de López et al. (2007) expresa una relación lineal entre estas dos variables. Rojas et al. (2013) y López Fourcade et al., (2007) encontraron que la EWEQ sobreestima la FE en suelos bajo uso agropecuario. Para el estudio presente se empleó un modelo logarítmico (Eltaif y Gharaibeh, 2011) que emplea como dato principal la FE obtenida como dato primario. Ello podría explicar las diferencias entre los valores de EEP del presente estudio y del mapa obtenido por Colazo et al., (2008). Los mapas obtenidos por Casas et al., (2023) y Cisneros et al. (2015) presentan escalas cualitativas indicando erosión severa a grave, para toda la región. Al no emplear la FE, no estiman valores de EEP, su objetivo es diferente y se enfocan en cuantificar superficie afectada. El mapa presentado por Faule et al., (2020) no tiene por objetivo mostrar diferencias en cuanto a erosión. Sin embargo, Colazo et al. (2023) lo emplean en su estudio y cuantifican la FE en tres de los seis ambientes hallando valores por encima del 40% en todos los manejos estudiados sobre el sector Oeste y Centro, excepto en agricultura sin maní en la zona centro donde sin embargo estuvo por encima de 20%. Y sobre el sector Este, muestran valores entre 20% y 40%. Los valores de FE hallados por estos autores son similares a los valores medios que se muestran en la tabla 6, en el macroambiente oeste los autores muestran valores más altos, probablemente debido a una menor cobertura de la variabilidad en su muestreo.

El mapa resultante del análisis de clústeres obtenido en función de las combinaciones lineales de los ICS muestreados, se asemeja al mapa del Índice de Productividad de la Tierra (Bustos et al., 2019). El IP (Nakama y Sorbal, 1987) es un sistema paramétrico y multiplicativo que emplea propiedades intrínsecas del suelo, características del relieve y aspectos de conservación. Propone la delimitación de 5 clases de productividad (Vidal et al., 2018): Clase I.- Excelente: 100-65%. Suelos adecuados para todos los cultivos agrícolas. Clase II.- Buena: 64-35%. Suelos agrícolas. Clase III.- Media: 34-20%. Suelos marginales para cultivos, no forestales. Clase IV.- Pobre: 19-8%. Suelos para pastoreo, repoblación forestal, recreo o cultivos especiales. Clase V.- Extremadamente pobre: 7-0%. Suelos no adecuados para cultivo.

El máximo valor de IP en la Pampa Medanosa fue de 69, la gran mayoría de sus suelos pertenecen a las clases muy pobre o nula, medianamente pobres y de productividad media. Las tierras de productividad buena (Clase II) se concentran hacia el este (SR- III y IV), mientras que las de muy pobre o nula productividad (Clase V) coinciden con las áreas de médanos situadas sobre la SR- I y algunos ambientes de drenaje restringido. Las tierras de pobre productividad o Clase IV coinciden prácticamente con la SR II (Figura 7 y Figura 8).

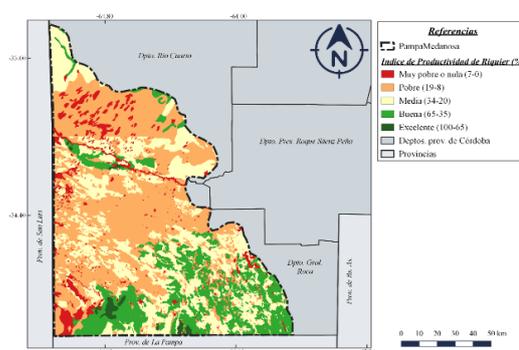


Figura 7: Mapa de valores del índice de productividad en la región de la Pampa Medanosa Cordobesa (adaptado de Bustos et al., 2019).

Figure 7: Map of productivity index values in the Pampa Medanosa region of Córdoba (adapted from Bustos et al., 2019).

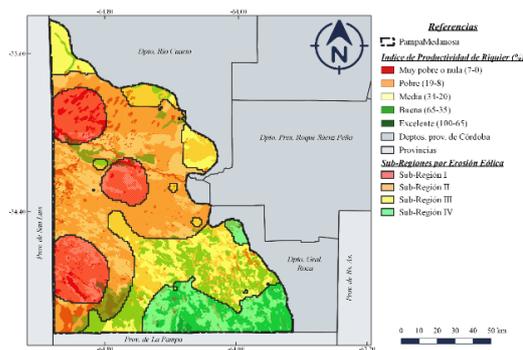


Figura 8: Comparación entre el mapa de valores del Índice de Productividad (Adaptado de Bustos et al., 2019) en la región de la Pampa Medanosas Cordobesa, y el mapa de sub-regiones por susceptibilidad a la erosión eólica de la región de la Pampa Medanosas.

Figure 8: Comparison between the map of productivity index values (adapted from Bustos et al., 2019) in the Pampa Medanosas region of Córdoba, and the map of sub-regions based on susceptibility to wind erosion in the Pampa Medanosas Region.

La semejanza entre el mapa de SRs por susceptibilidad a la erosión eólica y la productividad de las tierras en la Pampa Medanosas podría deberse a que la construcción del IP implica la inclusión de aspectos de conservación. Se puede observar que el análisis de clústeres con datos primarios logró mayor precisión que los mapas disponibles para erosión eólica, pero, sin embargo, simplifica la complejidad que el IP es capaz de detectar. Por tales motivos, el uso de estos productos debe estar acorde al propósito y a la escala del trabajo para contribuir a incorporar la conservación del suelo en la planificación agropecuaria.

CONCLUSIONES

El análisis de indicadores de calidad del suelo (ICS), utilizando técnicas de análisis multivariado espacial y clústeres, permitió identificar diferencias en la susceptibilidad a la erosión eólica intrarregional. Las variables de más importancia en la segregación de clústeres fueron la fracción erosionable (FE) y el carbono orgánico (CO), medidas de 0-5cm de profundidad. El principal producto fue un mapa de subregiones en el que se localizó un ambiente con mejor aptitud de uso sobre el sureste de la región, mientras que, sobre el área norte y oeste se delimitaron subregiones (SRs) que requieren de especial atención para su protección/conservación. En primer lugar, la SR-I mostró mayor tasa de erosión eólica potencial (EEP), $65 \text{ t. ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, tres veces superior a la EEP de la SR-II, con los menores valores medios de CO ($10,95 \text{ g.kg}^{-1}$) y el mayor valor medio de FE, 41%; un punto por encima del valor umbral admisible. La SR-II de mayor extensión, con una EEP de $51 \text{ t. ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ presentó una FE de 36% y $12,47 \text{ g.kg}^{-1}$ de CO. La SR-III, con una EEP de $35 \text{ t. ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, 31% de FE y 13 g.kg^{-1} de CO. Por último, la SR-IV, con una EEP de $20 \text{ t. ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, suelos más evolucionados y un 30% más de CO que la SR-I, $14,26 \text{ g.kg}^{-1}$, presentó una FE de 27% en promedio. Los resultados de este trabajo contribuyen a la planificación del uso y manejo del suelo con la finalidad de que este atienda su principal proceso de degradación. Este trabajo podría ser replicado para otros procesos de degradación al cambiar los indicadores analizados.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amidan, B. G., Ferryman, T. A., & Cooley, S. K. (2005). Data outlier detection using the Chebyshev theorem. *2005 Institute of Electrical Electronics Engineers Aerospace Conference* (pp.3814-3819). Institute of Electrical Electronics Engineers (IEEE). <https://ieeexplore.ieee.org/document/1559688>
- Anselin, L. (1995). Local indicators of spatial association-LISA. *Geographical analysis*, 27(2), 93-115. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>
- Anselin, L. (2001). Spatial effects in econometric practice in environmental and resource economics. *American Journal of Agricultural Economics*, 83(3), 705-710. <http://www.jstor.org/stable/1245103>
- Arrouays, D., Saby, N. P. A., Thioulouse, J., Jolivet, C., Boulonne, L., & Ratié, C. (2011). Large trends in French topsoil characteristics are revealed by spatially constrained multivariate analysis. *Geoderma*, 161(3), 107-114. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.002>
- Bivand, R., Keitt, T., & Rowlingson, B. (2014). rgdal: Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library. R package version 0.8-16. <http://>

- CRAN.R-project. org/package= rgdal
- Bivand, R.S., Pebesma, E., & Gómez-Rubio, V. (2013). Interpolation and Geostatistics. En R. S. Bivand, E. Pebesma, y V. Gómez-Rubio (Eds.), *Applied Spatial Data Analysis with R* (pp. 213-261). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7618-4_8
- Bivand, R. S., & Wong, D. W. (2018). Comparing implementations of global and local indicators of spatial association. *Test*, 27(3), 716-748. <https://doi.org/10.1007/s11749-018-0599-x>
- Bozzer, C., y Cisneros, J. M. (2019). Detección de médanos y focos de erosión como indicadores de ambientes susceptibles a la reactivación de procesos de erosión eólica y desertificación. *Revista Ab Intus*, 2(4), 1-13. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/130407>
- Bozzer, C., Gelsleichter, Y. A., Cisneros, J. M., Cunha dos Anjos, L. H., y Giayetto, O. (2020). Análisis multi-temporal de la dinámica espacial del uso de los suelos en el área medanosa cordobesa. XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. En Actas.
- Bustos, M. V., Fernández, E., y Morales, H. (2019). Índice de Productividad [Mapa] 1:50.000. Version 1.0. Mapas de Suelos de Córdoba. <http://gn-idecorserver.cba.gov.ar/geoserver/sde/wms>
- Cantú, M. P., y Degioanni, S. B. (1984). Geomorfología de la región centro sur de la provincia de Córdoba. *Actas del IX Congreso Geológico Argentino, Bariloche, Río Negro, Argentina*. (Vol. 4, pp. 76-92). Asociación Geológica Argentina.
- Carignano, C., Kröhling, D., Degioanni, S. y Cioccale, M. (2014). Geomorfología. *Relatorio del XIX Congreso Geológico Argentino - Geología y Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba*. (pp.747-822). Asociación Geológica Argentina.
- Chepil, W. S. (1962). A compact rotary sieve and the importance of dry sieving in physical soil analysis 1. *Soil Science Society of America Journal*, 26(1), 4-6. <https://doi.org/10.2136/sssaj1962.03615995002600010002x>
- Cisneros, J.M., Degioanni, A., González, J., Cholaky, C., Cantero, J., Cantero, A., Gutiérrez, J., Tassile, J. (2015). *Provincia de Córdoba*. En: R. Casas y M. Albaracín (Eds.), *El deterioro del suelo y del ambiente en Argentina*. Tomo 2, pp 87-100. Editorial FECIC.
- Colazo, J. C., Panebianco, J. E., del Valle, H. F., Godagnone, R., y Buschiazzo, D. E. (2008). Erosión eólica potencial de suelos de Argentina. Efectos de registros climáticos de distintos periodos. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes. En Actas.
- Colazo, J.C., & Buschiazzo, D.E. (2010). Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma* 159, 228-236. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.016>.
- Colazo, J. C., Scherger, E., Torregrosa, R., Álvarez, C., y Almirón, S. (2023). Riesgo de erosión eólica en diferentes sistemas productivos del sur de Córdoba. *Ciencia del Suelo*, 41(2), 213–222. <https://www.ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/776>
- Córdoba, M. (2014). *Herramientas estadísticas para el monitoreo y uso de la variabilidad espacial del rendimiento y propiedades de suelo intralote*. [Tesis doctoral, Universidad Nacional de Córdoba], Repositorio digital UNC. <http://hdl.handle.net/11086/1493>
- Córdoba, M., Balzarini, M., Bruno, C., y Costa, J. L. (2012). Identificación de zonas de manejo sitio-específico a partir de la combinación de variables de suelo. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 13(1), 47-54. https://doi.org/10.21930/rcta.vol13_num1_art:239
- Córdoba, M., Bruno, C., Aguate, F., Tablada, M., y Balzarini, M. (2014). *Análisis de la variabilidad espacial en lotes agrícolas*. *Manual de Buenas Prácticas*. Eudecor.
- Córdoba, M., Bruno, C., Costa, J., y Balzarini, M. (2016). Variabilidad espacial de suelo a escala de lote y su relación con los rendimientos. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 42(1), 47-53. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86445998011>
- Córdoba M., A. C., Faule L., Pozzi E., Morales H., Carranza J., Monzani F. (2023). Mapeo de Propiedades de Suelo en la Provincia de Córdoba a 90 m. de resolución espacial, 2023. Infraestructura de Datos Espaciales de Córdoba (IDECOR), diciembre de 2023. <https://mapascordoba.gob.ar/viewer/mapa/299>
- CSC. (2024). Cartas de Suelos de Córdoba. 1.50.000. v03.04 2024. Ministerio de Agricultura y Ganadería - Gobierno de Córdoba. <https://suelos.cba.gov.ar/>
- Day, P. R. (1965). Particle fractionation and particle-size analysis. In C. A. Black (Ed.) *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling*, Monograph 9 (pp. 545-567). American Society of Agronomy.
- Degioanni, S., Villegas, M. B., Blarasin, M., Sagripanti, G., Coniglio, J., Cabrera, A., . . . Sapp, M. (2005). Hoja Geológica 3363-III Río Cuarto, Provincia de Córdoba [1:250.000]. Boletín 349. Buenos Aires, Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR). <http://repositorio.segemar.gob.ar/handle/308849217/172>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. W. (2017). Infostat: software para análisis estadístico (Version 2017). Córdoba, Argentina: Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba.
- Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guenard, G., ... y Wagner, H. H. (2020). adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis (0.3-8) [R].
- Dray, S., Said, S., & Débias, F. (2008). Spatial Ordination of Vegetation Data Using a Generalization of Wartenberg's Multivariate Spatial Correlation. *Journal of Vegetation Science*, 19, 45-56. <https://doi.org/10.3170/2007-8-18312>
- Hang, S. B., Negro, G. J., Becerra, M. A., y Rampoldi, E. A. (2015). Suelos de Córdoba: Variabilidad de las propiedades del horizonte superficial. Córdoba: UNC-FCA. <https://agrounc.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=88db14124aec43ee888e19df8d-bb1d3f#>
- Hiemstra, P. H., Pebesma, E. J., Twenhöfel, C. J. W., & Heuvelink, G. B. M. (2009). Real-time automatic interpolation of ambient gamma

- dose rates from the Dutch radioactivity monitoring network. *Computers & Geosciences*, 35(8), 1711-1721. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2008.10.011>
- ISyA. (1948). *Instituto de Suelos y Agroecología. La erosión eólica en la región Pampeana y Plan para la conservación de los suelos*. Ministerio de Agricultura de la Nación.
- Eltai, N. I., y Gharaibeh, M. A. (2011). Aplicación de un modelo matemático para predecir y reducción de la erosión eólica en tierras áridas no protegidas. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 17(SPE), 195-206. <http://www.scielo.org.mx/pdf/rcscfa/v17nspe/v17nspea17.pdf>
- Faule, L., Lanfranco, M.F., Torregrosa, R.S., y Renaudeau, S. (2020). Caracterización edafoclimática del departamento General Roca, Córdoba. *Actas del XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Corrientes, Argentina* (pp. 247-250). Asociación Argentina Ciencia del Suelo.
- Gorgas J. y Tassile, J.L. (Eds.). 2006. *Recursos Naturales de la provincia de Córdoba. Los Suelos. Escala 1:500.000*. Agencia Córdoba DACYT-SEM, INTA.
- Hepper, E. N., Larroulet, M. S., Belmonte, V., y Urioste, A. M. (2018). Propiedades edáficas de un suelo del caldenal pampeano en parches con diferente vegetación. *Semiárida*, 23(2). <https://cerac.unlpam.edu.ar/index.php/semiárida/article/view/3146/3057>
- Jenny, H. (1994). *Factors of soil formation: a system of quantitative pedology*. Dover Publications, Inc.
- Malone, B. P., Minasny, B., & McBratney, A. B. (2017). Continuous Soil Attribute Modeling and Mapping. En B. P. Malone, B. Minasny, y A. B. McBratney (Eds.), *Using R for Digital Soil Mapping* (pp. 117-149). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-44327-0_5
- Masciángelo, P. (2014). Red hidrográfica de la provincia de Córdoba. BID-PID 013/2009-2015. Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba. <http://www.ordenamientoterritorialcba.com/web3/>
- McBratney, A. B., Mendonça Santos, M. L., & Minasny, B. (2003). On digital soil mapping. *Geoderma*, 117(1), 3-52. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00223-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4)
- Meyer, D., Dimitriadou, E., Hornik, K., Weingessel, A., Leisch, F., Chang, C. C., & Lin, C. C. (2019). "e1071": misc functions of the department of statistics, probability theory group (formerly: E1071). R package version, 1(2).
- Nakama, V y Sobral, R. E. 1987. Índices de productividad. *Método paramétrico para evaluación de tierras*. Proyecto PNUD Arg. 85/019, Área Edafológica. INTA.
- NAM. (2002). *National Agronomy Manual* (3 ed.).
- Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En A. Page, R. Miller, y D. Keneey (Eds.), *Methods of Soil Analysis. Chemical and Microbiological Properties. Part 2*. (2ª ed.). USA: American Society of Agronomy, Inc., Soil Science Society of America, Inc.
- Lal, R. (1998). Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 17(4), 319-464.
- Larroulet, M. S., Hepper, E. N., Redondo, M. P. Á., Belmonte, V., y Urioste, A. M. (2016). The Caldenal ecosystem: Effects of a prescribed burning on soil chemical properties. *Arid Land Research and Management*, 30(1), 105-119.
- López, M. V., de Dios Herrero, J. M., Hevia, G. G., Gracia, R., & Buschiazzo, D. E. (2007). Determination of the wind-erodible fraction of soils using different methodologies. *Geoderma*, 139(3-4), 407-411. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.03.006>
- Pinheiro, J., & Bates, D. (2004). *Mixed-Effects Models in S and SPLUS*. Springer.
- QGIS Development Team. (2021). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- R Core Team. (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
- Riquier, J., Bramao, D. L., & Cornet, J. P. (Diciembre, 1970). A new system of soil appraisal in terms of actual and potential productivity (first approximation). *Food and Agricultural Organization (FAO)*. <https://staffsites.sohag-univ.edu.eg/uploads/1027/1535961064%20-%2004643.pdf>
- Rojas, J. M., Buschiazzo, D. E., & Arce, O. E. (2013). Parametros edáficos relacionados con la erosión eólica en inceptisoles del Chaco. *Ciencia del suelo*, 31(1), 133-142. <http://www.scielo.org.ar/pdf/cds/v31n1/v31n1a13.pdf>
- Tripaldi, A., Zárate, M.A., Forman, S.L., & Doyle, M. (2010). Early-mid XX century aeolian reactivation in the western Pampas. En: E. Schwarz, S. Georgieff, E. Piovano y D. Ariztegui (Eds.), *Abstracts Volumen, 18 International Sedimentological Congress*. (p. 877)
- Vicondo, M. E., Genero, M. I., Haro, R., y Colazo, J. C. (2016). Cultivo de cobertura post maní para controlar la erosión eólica en el S de Córdoba. En C.G. Cholack y J.M. Cisneros (Eds.) *Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Ordenamiento territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo* (p. 359). UniRío Editora. <https://www.unirioeditora.com.ar/producto/xxv-congreso-argentino-la-ciencia-del-suelo/>
- Viglizzo, E., y Jobbágy, E. (2010). *Expansión de La Frontera Agropecuaria En Argentina Y Su Impacto Ecológico-Ambiental*.
- Webster, R., & Oliver, M. A. (2007). *Geostatistics for environmental scientists*. John Wiley and Sons.

Woodruff, N.P., & Siddoway, F.H. (1965). A wind erosion equation. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 29(5), 602-608.

LAMELAS EN HAPLUSTOLES DEL CENTRO OESTE DE CÓRDOBA (ARGENTINA): MORFOLOGÍA Y EFECTO EN LA PERMEABILIDAD

Américo José Degioanni ¹, María Silvana Amín ¹, Miguel Alejandro Becerra ¹, Yanina Chilano ¹, Rosana Marzari ¹, Baltazar Parra ¹, Marcos Darío Bongiovanni ^{1*}

¹ Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina

RESUMEN

El término "lamela" hace referencia a un rasgo morfológico de los suelos que se observa a simple vista en el perfil en forma de capas o bandas horizontales en cantidad, espesor y profundidades variables. Las mismas se encuentran en suelos del centro oeste de la provincia de Córdoba (Argentina). Los objetivos de este trabajo son: 1) registrar la presencia de lamelas en un área de la provincia de Córdoba, 2) caracterizar aspectos morfológicos y 3) evaluar el efecto de su presencia en la permeabilidad. Se comprobó la existencia de lamelas en 195 perfiles en las pedanías Achiras, Río Cuarto y Tegua (Córdoba, Argentina). En 54 perfiles de Haplustoles se registró la cantidad, espesor, forma y profundidad de lamelas. Se tomaron muestras en el perfil de lamela pura y en posiciones sobre y debajo de la misma. Se midió granulometría, materia orgánica y conductividad hidráulica saturada. La cantidad de lamelas por perfil oscila entre una a cuatro, con un espesor promedio de 0,71 cm, mayoritariamente de forma plana y continua y a profundidades entre 18 y 48 cm. En Haplustoles de textura franca y franca arenosa se comprobó un 13% promedio de ganancia en el contenido de arcilla de la lamela, particularmente de la fracción fina del coloide (< 0,001 mm). En contraste, el contenido de materia orgánica se incrementó un 20% promedio en los suelos de textura franca. Se comprobó también que la presencia de lamela en Haplustoles de textura franca arenosa, altera significativamente la permeabilidad del suelo, reduciendo la conductividad hidráulica saturada en la porción del horizonte que contiene la lamela, entre un 30 a un 70%. Este trabajo confirma la presencia de lamelas en Haplustoles del centro oeste de Córdoba y que provocan una disminución de la permeabilidad en suelos de textura franca arenosa.

Palabras Claves: eluviación – iluviación, conductividad hidráulica, franca arenosa, franca.

LAMELLAE IN HAPLUSTOLLS FROM CENTRAL WEST CÓRDOBA (ARGENTINA): MORPHOLOGY AND EFFECT ON PERMEABILITY

ABSTRACT

Lamellae are a morphological feature of soils that can be observed visually, as horizontal layers or bands of varying quantity, thickness and depth in the soil profile. They are found frequently in soils from the central-west region of the province of Córdoba (Argentina). The objectives of this study are: 1) to identify the presence of lamellae in an area of the province of Córdoba, 2) to characterize their morphological aspects, and 3) to evaluate their effect on soil permeability. The existence of lamellae was confirmed in 195 profiles in the districts of Achiras, Río Cuarto, and Tegua (Córdoba, Argentina). In 54 profiles of Haplustolls, the quantity, thickness, shape, and depth of lamellae were registered. Samples were taken both from the pure lamella profile and from positions above and below it. Particle size distribution, organic matter, and saturated hydraulic conductivity were measured. The number of lamellae per profile ranges from one to four, and they are found at depths between 18 and 48 cm. They are mostly flat and continuous, and have an average thickness of 0.71 cm. In Haplustolls with loamy and sandy loam textures, an average 13% increase in lame-

* Autor de contacto:
mbongiovanni@ayv.unrc.edu.ar

Recibido:
05-12-23

Recibido con revisiones:
25-02-24

Aceptado:
26-02-24

lae clay content was observed, particularly in the fine colloid fraction (<0.001 mm). In contrast, an average 20% increase in organic matter content was observed in loamy soils. Saturated hydraulic conductivity was significantly reduced (30%-70%) where lamellae were present, altering soil permeability in sandy loam Haplustolls. This study confirms the presence of lamellae in Haplustolls in the central-west region of Córdoba and their effect on decreasing permeability in sandy loam soils.

Keyword: eluviation - illuviation, hydraulic conductivity, sandy loam, loam.

INTRODUCCIÓN

En la morfología de suelos, el término "lamela" hace referencia a un rasgo morfológico que se observa en el perfil como bandas o finas capas horizontales y subhorizontales, de espesor y profundidades variables. También reciben el nombre de bandas de arcilla, laminillas de arcilla iluvial o bandas múltiples amarillo-rojizas, entre otras denominaciones (Gile & Grossman, 1979; Rawling, 2000; Van Reeuwijk & de Villiers, 1985). Según Taxonomía de Suelos (Soil Survey Staff, 2014) la lamela conforma un horizonte iluvial de menos de 7,5 cm de espesor y contiene más arcilla silicatada que el horizonte eluvial suprayacente. Poseen un ligero incremento de arcilla y silicatos de hierro y contienen microláminas de arcilla iluvial que recubren y unen granos de arena (Rawling, 2000).

En relación con la génesis de las lamelas no hay un acuerdo generalizado. Se reconocen diferentes orígenes: a) sedimentario: formadas durante el depósito de materiales parentales, b) pedogenético: formadas por iluviación de arcilla, c) origen mixto: formadas por iluviación de arcilla y controlada por procesos sedimentarios del material de origen (Bockheim & Hartemink, 2013; Falconer et al., 2006; Gichón y Pernasetti, 2018; Gray et al., 1976; Rawling, 2000). Obeare et al. (2017) sugieren que estas estructuras pueden tener origen antropogénico y formarse en períodos menores a 10 años. Gus-Stolarczyk et al. (2023) concluyeron que, en suelos de origen loésico, las lamelas se forman por translocación de arcilla en ausencia de carbonato de calcio. Con el tiempo, estas estructuras son modificadas por procesos redox, bioturbación y expansión - contracción.

Las clases texturales de las lamelas pueden ser areno-franca, areno-franca fina, franco arenosa, franca o franca limosa con un mayor contenido de arcilla en relación con la posición suprayacente y subyacente de la lamela en el orden del 5% (Bockheim & Hartemink, 2013) hasta el 25% (Gus-Stolarczyk et al., 2023). Este cambio en el contenido de arcilla modifica la porosidad generando discontinuidad en el tamaño de poros en la parte superior de las mismas y, por tanto, producen una reducción de la conductividad hidráulica, disminuyendo la permeabilidad del suelo (Bouabid et al., 1992; Obeare et al., 2017; Tomer et al., 1996). En consecuencia, la lamela además de influir con respecto al flujo del agua en el suelo también afecta el flujo de nutrientes, especialmente en suelos de textura gruesa (Bockheim, 2014).

Estos rasgos morfológicos han sido más frecuentemente estudiados en suelos con predominancia de materiales sedimentarios y de granulometría arenosa (Bockheim & Hartemink, 2013; Etchevehere, 1976; Gichón y Pernasetti, 2018; Schaetzl, 2001; Torrent et al., 1980). Por consiguiente, la distribución geográfica de las mismas está vinculada a paisajes geomorfológicos de dinámica eólica (Gus-Stolarczyk et al., 2023; Hanson et al., 2010; Holliday & Rawling, 2006; Kilibarda et al., 2008). Sin embargo, Bockheim and Hartemink (2013) en una revisión sobre la presencia de lamelas en USA encontraron que las mismas están presentes en una superficie de 3,6 millones de ha en suelos con mineralogía mixta en un 73%, con régimen de temperatura frígido o críico en un 59%, con régimen de humedad údico y ústico en un 89% y con una clase textural arenosa o arenoso-esquelética en un 59%.

En el Departamento Río Cuarto, provincia de Córdoba, los suelos bien drenados más frecuentes son Haplustoles de origen loésico, representando el 50,6% del total de pedones de dicho departamento (Jarsún et al., 2006). Tanto en la cartografía oficial de Córdoba a escala 1:500.000 (Jarsún et al., 2006), como en el levantamiento cartográfico: Zonificación y descripción de las tierras del Departamento Río Cuarto (Córdoba). Escala 1:250.000 (Cantero et al., 1999) no se indica presencia de lamelas. Sin embargo, diferentes relevamientos de campo han reportado la presencia de bandas de color más oscuro que el horizonte que las contiene en los perfiles observados. En tal sentido, se plantea como primera hipótesis que estos rasgos morfológicos hallados en la región son "lamelas" porque se han enriquecido de arcilla silicatada. Como segunda hipótesis, se plantea que dichas estructuras morfológicas alteran en flujo vertical del agua disminuyendo la permeabilidad del suelo. En consecuencia, los objetivos de este trabajo son 1) registrar

la presencia de lamelas en un área de la provincia de Córdoba 2) caracterizar aspectos morfológicos y 3) evaluar el efecto de su presencia en la permeabilidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprende tres pedanías del Departamento Río Cuarto (Córdoba, Argentina): Tegua, Achiras y Río Cuarto con una superficie de 7.285 km². Durante la confección de la Carta de Suelos - Hoja Río Cuarto 3363-19 (Ministerio de Agricultura y Ganadería de Córdoba, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos de Córdoba - MAyG - INTA - MAAySP, 2019) se identificaron 141 perfiles (sin clasificar) con presencia de lamelas (Figura 1). A los efectos de completar la observación en el área de estudio, se diseñó una cuadrícula con unidades de 36 km² para completar sectores que no habían sido visitados, realizando una observación por cuadrícula.

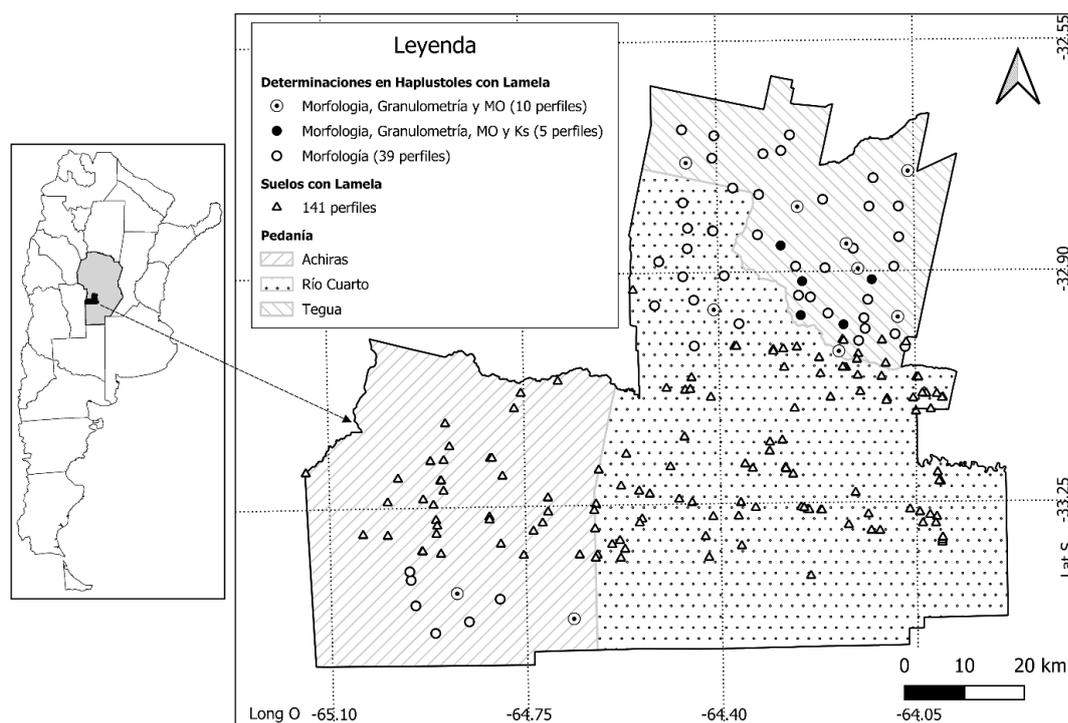


Figura 1: Mapa del área de estudio y localización de perfiles con lamelas y sitios de las determinaciones.

Figure 1: Map of the study area and the location of profiles with lamellae and sampling sites.

De esta observación se describieron 60 perfiles, 54 de los cuales son Haplustoles. En cada perfil, se realizaron descripciones de paisaje (uso del suelo, cobertura superficial, relieve, pendiente, erosión) y morfología del perfil (horizontes, profundidad, estructura y textura al tacto) según Normas de Reconocimiento de Suelos (Etchevehere, 1976). A su vez, se registró la presencia de lamelas, cantidad, profundidad (tomando como referencia la superficie del perfil), espesor y forma (plana u ondulada; continua o discontinua). En 15 perfiles de los descritos, con presencia de una sola lamela, se tomaron muestras de lamela pura (L) mediante cortes delgados de la misma y muestras de la porción superior (SL) e inferior (BL) asegurando que estas muestras representen el horizonte genético (A, Bw) (Figura 2). En este conjunto de muestras se determinó granulometría realizando un pre-tratamiento de muestra según Gee and Bauder (1986) para luego medir el tamaño de 0 a 2 mm (arcilla, limo y arena) y la proporción de partículas por difracción láser, con un medidor con láser FRITTSCH (Modelo ANALYSETTE 22 Economy) y materia orgánica (MO) con el método Walkley and Black (Nelson y Sommer, 1982).

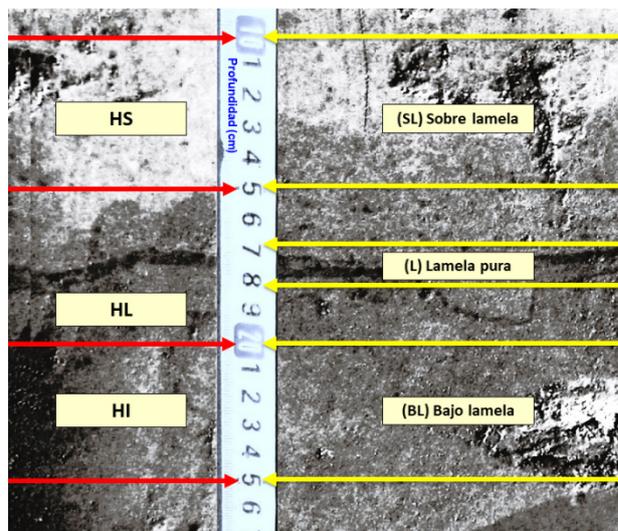


Figura 2: Posiciones de muestreo en el perfil en un Haplustol con lamela.

Figure 2: Sampling positions in the profile in a Haplustoll with lamellae.

En cinco Haplustoles típicos, con la misma clase textural (franca arenosa) en los horizontes principales (A y Bw) y con presencia de una sola lamela, se tomaron 276 muestras sin disturbar con cilindros de 100 cm³ distribuidas de la siguiente manera: un tercio en el horizonte A, superior a la lamela (HS), otro tercio en el horizonte AB que contiene la lamela (HL) y el último tercio en el horizonte Bw inferior a la lamela (HI) (Figura 2). A cada muestra se determinó la conductividad hidráulica saturada (Ks) mediante el método de carga constante (Klute y Dirksen, 1986). Las determinaciones de Ks se realizaron con un equipo de medición de doce muestras en simultáneo (Casacchia et al., 2020) para tiempos de medición de una hora con dos repeticiones para cada tanda de muestras. Los cilindros utilizados son de 5,3 cm de altura y 18,52 cm² de sección. La carga constante con que se realizaron las medidas fue de 3,4 cm y para percolar se utilizó una solución de cloruro de calcio (CaCl₂) 0,1 N.

Se realizaron análisis de la varianza a fin de observar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las propiedades edáficas evaluadas. En caso de existir diferencias significativas, se efectuaron test de comparación mediante la prueba Tukey con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$. Se utilizó el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Morfología

Los 54 perfiles descriptos pertenecen al Gran Grupo Haplustol. El relieve, en todos los suelos es tipo Normal. Para el 25% de los suelos, la clase por pendiente corresponde al tipo 1, con gradientes de pendientes entre 0,5 al 1% y el resto de los suelos al tipo 2, con gradientes entre el 1 y 3%. El drenaje natural en todos los suelos es Clase 4: Bien Drenado y en el 90% de las observaciones se han identificados signos de erosión ligeros a moderados tanto hídrica como eólica. El uso predominante es agrícola con cultivos anuales.

Las características morfológicas modales observadas presentan los siguientes rasgos: el horizonte Ap posee un espesor promedio de 9 cm con un cambio abrupto con el horizonte A que se extiende hasta los 19,5 cm promedio, con límite claro y suave. Los horizontes subsuperficiales que se identificaron son de tipo transicional AC y AB o directamente Bw. La textura al tacto es franca arenosa o franca. El subtipo de estructura en todos los horizontes son bloques subangulares cuya clase y grado es más fino y débil en superficie. En algunos perfiles, se observó tendencia a la formación de bloques aplanados en el horizonte A posiblemente por efecto de compactación por labranza.

Las lamelas se observan en el perfil en primer lugar, como bandas de orientación horizontal o subhorizontal con un marcado contraste de color con el resto de los horizontes (Figura 3). Por ejemplo, para una coorde-

nada de color del horizonte A: 10YR 3/3, la lamela siempre registra al menos un valor de croma menos, es decir 10YR 3/2. En segundo lugar, se observan por la disposición en el perfil: cantidad de lamelas, profundidad (medida desde la superficie del pedón) y el espesor individual de cada una. En la Tabla 1 se presentan la síntesis de las características de las lamelas halladas.

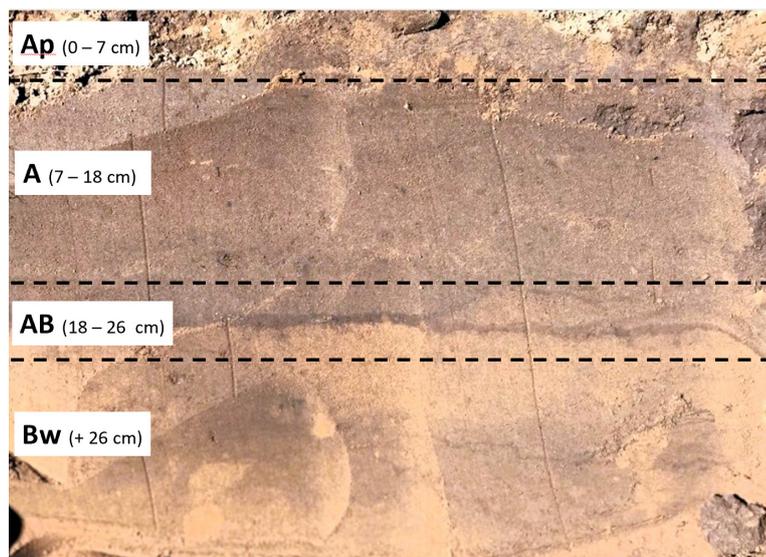
Tabla 1: Cantidad de lamelas por perfil, profundidad (cm) y espesor (mm) promedio

Table 1: Lamellae number per profile, average depth, and standard deviation (cm).

Número de lamela por perfil	Número Perfiles	Profundidad y Espesor promedio (cm)			
		1º Lamela	2º Lamela	3º Lamela	4º Lamela
1	28	23,5 – 0,9	-	-	-
2	18	18,1 – 0,75	33,1 – 0,5	-	-
3	6	19,5 – 0,68	22,8 – 0,5	26,7 – 0,41	-
4	2	26 – 0,4	31,5 – 0,35	38 – 0,4	48 – 0,5

Más de la mitad de los perfiles observados poseen una sola lamela mientras que el resto contienen de dos a cuatro hasta los 50 cm de profundidad. Esta característica contrasta con lo reportado por Bockheim and Hartemink (2013), quienes indican la presencia de una a 16 lamelas hasta los 160 cm de profundidad, y por Holliday and Rawling (2006) con presencia de una a 30 lamelas hasta el metro de profundidad en suelos de origen eólico. El espesor promedio de las lamelas es 0,71 cm (\pm 0,6 cm), similar al reportado Holliday and Rawling (2006) que fue 0,6 cm, aunque es aproximadamente la mitad del reportado por Bockheim and Hartemink (2013) que fue 1,42 cm para suelos de texturas arenosas. En los perfiles con una sola lamela, esta se encuentra por debajo del límite inferior del horizonte A (19,7 cm) tal como reportan Holliday and Rawling (2006) y en el “techo” de antiguos pisos de arado (Baillie, 2001). Por lo general, se localizan en un horizonte transicional AB o AC según corresponda al subgrupo Haplustol típico o éntico respectivamente. Por último, otro aspecto a destacar es la forma de la banda. En su mayoría son planas y en algunas situaciones onduladas. Tienden a ser láminas continuas, aunque a veces se discontinúan por interrupciones o bifurcaciones (Figura 3 A), especialmente en lamelas más finas tal como reportan Holliday and Rawling (2006).

Desde el punto de vista taxonómico, la cantidad y espesor de las lamelas es significativo de cara a la redesignación de horizontes. La condición mínima requerida a tal efecto es la presencia de más de una lamela, con un espesor individual mayor o igual a 0,5 cm y que la suma combinada de todas las lamelas presentes debe ser 15 cm o más (Baillie, 2001). Esta condición, se cumple parcialmente para más de la mitad de los suelos observados (con más de una lamela y espesor mayor o igual a 0,5 cm) pero no cumple con la suma del espesor combinado. En tal sentido, se descarta la influencia de las lamelas en la redesignación de los horizontes descriptos en campaña.



(A) corresponde a la imagen de arriba
(B) corresponde a la imagen de abajo

Figura 3: (A) Perfil de un Haplustol típico con lamela, plana, continua y con bifurcaciones. (B) Detalle del horizonte AB que contiene la lamela principal.

Figure 3: (A) Profile of a Typic Haplustoll with flat, continuous lamellae with bifurcations. (B) Detail of AB horizon containing the main lamella.

Granulometría

La distribución por tamaño de partículas medidas en las posiciones sobre y bajo lamela y agrupadas por clase textural resultante se presentan en la Tabla 2. La textura resultante es Franca en seis perfiles y Franca arenosa en nueve perfiles. Si bien la presencia de lamelas es más frecuente en suelos de texturas arenosa o arenoso-esquelética, también se encuentran en suelos con estas clases texturales (Bockheim & Hartemink, 2013).

Tabla 2: Granulometría promedio y desviación estándar según clase textural

Table 2: Average particle size distribution and standard deviation according to textural class.

% Arcilla (0 – 0,002 mm)	% Limo (0,002 – 0,05 mm)	% Arena (0,05 – 2 mm)	Clase Textural
11,4 (1,6)	28,2 (4,8)	60,4 (5,9)	Franca arenosa
15,5 (2,2)	36,2 (4,9)	48,3 (6,9)	Franca

A los efectos de verificar cambios en la proporción de arcilla en la lamela pura (L) en relación con el contenido de arcilla sobre y bajo lamela (SL y BL). se procedió a comparar los valores medios tanto para el contenido total de arcilla (0 – 0,002 mm) como para las fracciones fina (< 0,001 mm) y gruesa (0,001 – 0,002 mm) (Tabla 3).

Tabla 3: Contenido de arcilla total, arcilla fina y arcilla gruesa en lamela pura (L) y en las posiciones sobre (SL) y bajo lamela (BL) para texturas franca y franca arenosa.

Table 3: Total, fine and coarse clay content in pure lamellae (L) and in positions above (SL) and below lamellae (BL) for loamy and sandy loam textures.

Textura		Posición en el perfil		
		SL	L	BL
Franca	Arcilla total (< 0,002 mm)	14,6 a	17,2 b	14,7 a
	Arcilla fina (< 0,001 mm) %	10,2 a	11,9 b	9,8 a
	Arcilla gruesa (0,001 - 0,002 mm)	4,5 a	5,4 a	4,9 a
Franca arenosa	Arcilla total (< 0,002 mm)	10,7 a	12,5 b	11,0 a
	Arcilla fina (< 0,001 mm) %	7,6 a	8,7 b	7,4 a
	Arcilla gruesa (0,001 - 0,002 mm)	3,2 a	3,7 a	3,6 a

Valores con una letra común en la misma línea no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

El ANAVA comprobó que existe, con significancia estadística, una mayor proporción de arcilla total en la lamela pura con respecto a las posiciones superior e inferior a la misma. Cuando se analizan los contenidos en forma relativa se observa que L en la clase textural franca posee un 14,3% más de arcilla que SL y un 13,2% más que BL para la textura franca. En la clase textural franca arenosa la lamela L posee un 13,2% y 11,6% más en relación con SL y BL respectivamente. En promedio, la lamela ha ganado un 13,07% de arcilla en relación con las posiciones SL y BL. Sin embargo, cuando se analizan los incrementos de arcilla por fracción, la ganancia promedio de arcilla fina en L en ambas texturas es de 14,5%, mientras que para la fracción gruesa de arcilla, en la textura franca no se evidencian diferencias significativas mientras que en la textura franca arenosa hay una ganancia del 14,8% en relación a SL.

Estos resultados confirman, que hay un aumento promedio del 13% en el contenido de arcilla total y un 14,5% de arcilla fina en la lamela. Dicho valor se ubica en el rango de incremento entre el 5% y 25% informados por Bockheim and Hartemink (2013) y Gus-Stolarczyk et al. (2023) respectivamente.

Materia Orgánica

En el mismo sentido que con el coloide mineral y a los efectos de verificar cambios en el contenido de MO de la lamela pura (L) en relación con las posiciones sobre y debajo de ésta, se procedió a comparar los valores medios medidos. El contenido de MO (g kg^{-1}) para las tres posiciones de muestreo (SL, L y BL) se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4: Contenido de materia orgánica (g kg^{-1}) en las posiciones en el perfil sobre lamela (SL), lamela (L) y bajo lamela (BL) según clase textural.

Table 4: Organic matter content (g kg^{-1}) above lamellae (SL), lamellae (L) and under lamellae (BL) in the soil profile, according to textural class.

Textura	Posición en perfil	Promedio (g kg^{-1})
Franca	SL	12,50 a
	L	14,49 b
	BL	10,71 a
Franca arenosa	SL	10,28 ab
	L	11,21 b
	BL	8,87 a

Valores con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

El ANAVA comprueba que existe un enriquecimiento de MO en L para los Haplustoles de textura franca, con un incremento relativo del 14,5% y 26,3% en relación con las posiciones de SL y BL respectivamente. Este resultado confirma que hay translocación y ganancia de coloide orgánico en la lamela tal como reportan Coen (1966) y Firmino et al. (2022). Sin embargo, para los suelos de textura franca arenosa, los resultados son dispares entre posiciones del perfil por lo que no se puede confirmar ganancias significativas de MO.

Se hipotetiza que estos procesos de translocación de coloide mineral y orgánico podrían estar vinculado a cambios en la relación de bases del complejo coloidal. Datos de esta investigación (no publicados) arrojan, para la posición del perfil sobre lamela (SL), una saturación promedio del coloide (S) del 58,3% con una saturación con calcio menor al 40% ($\pm 13\%$). Este indicio de desaturación del coloide podría ser la causa de la dispersión y la movilidad vertical de arcilla y MO.

Conductividad hidráulica saturada

La conductividad hidráulica saturada medida en cada horizonte superior e inferior a la posición de la lamela (HS, HI – Figura 2) arrojan valores medios de K_s de 2,97 y 2,12 cm h^{-1} para HS y HI respectivamente. Este rango de valores para la granulometría de la clase textural franca arenosa (11,4 % de arcilla y 60,4% de arena) se encuentran dentro del valor teórico esperado de 2,19 cm h^{-1} según Saxton et al. (1986). Sin embargo, cuando se comparan estos valores de K_s con las muestras de horizontes que contiene la lamela (HL) se evidencia una considerable reducción de la conductividad hidráulica. De los cinco perfiles de Haplustoles evaluados, en todas las mediciones la K_s es menor en el horizonte que contiene la lamela (HL) con respecto a las muestras del horizonte suprayacente (HS) y en cuatro perfiles es menor en relación con el horizonte subyacente (HI) (Figura 4).

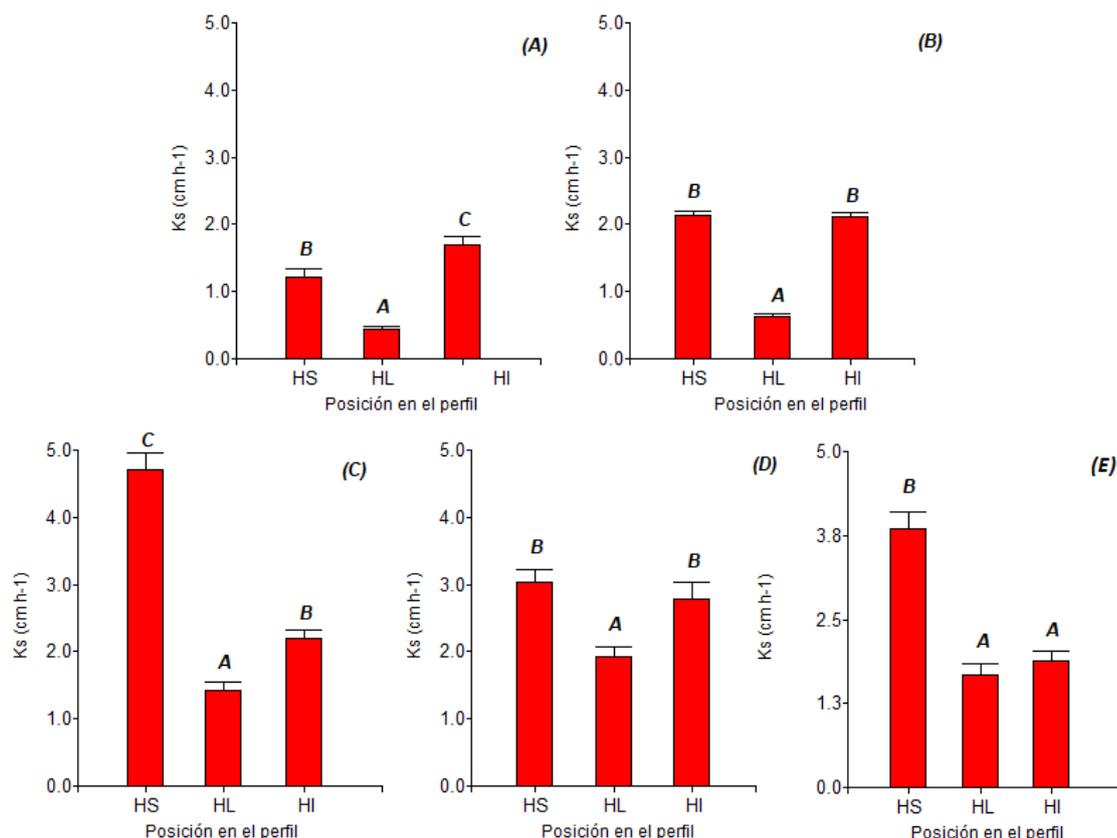


Figura 4: Conductividad hidráulica saturada (K_s) promedio para cinco Haplustoles (A, B, C, D y E) en tres posiciones en el perfil: horizonte superior a la lamela (HS), horizonte que contiene la lamela (HL) y horizonte inferior a la lamela (HI). Letra común en los valores medios no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Figure 4: Average saturated hydraulic conductivity (K_s) for five Haplustols (A, B, C, D, and E) at three positions in the profile: horizon above the lamella (HS), horizon containing the lamella (HL), and horizon below the lamella (HI). Same letters indicate that mean values are not significantly different ($p > 0.05$).

Las K_s promedio de los horizontes con lamela (HL) son: 0,44; 0,63; 1,43 y 1,94 cm h^{-1} para el Haplustol A, B, C y D respectivamente. Por otra parte, para los horizontes de posición inferior (HI) son: 1,70; 2,11; 2,19 y 2,78 cm h^{-1} lo que implica reducciones en la permeabilidad de entre un 30% al 70%. Valores en este orden de reducción han sido reportados por López et al. (2018) y Firmino et al. (2022). Estos resultados, confirman que la existencia de una lamela en Haplustoles de textura franca arenosa, reduce el flujo vertical de agua tal como indica Bockheim (2014) y por tanto la permeabilidad del perfil. La reducción de la K_s puede ser explicada por la discontinuidad en el tamaño de poros. Bouadbid et al. (1992) mediante la observación de cortes de suelo con microscopio de epifluorescencia, observaron poros más finos en la base de la lamela y más gruesos en la parte superior del horizonte subyacente, originando modificaciones en las propiedades hidráulicas del suelo.

CONCLUSIONES

Se concluye, en primer lugar, que los rasgos morfológicos observados en Haplustoles de textura franca y franca arenosa del centro oeste de Córdoba son lamelas debido a que poseen un enriquecimiento de arcilla total promedio del 13%, particularmente de arcilla fina. También se comprobó enriquecimiento de MO, lo que explica el oscurecimiento de estos rasgos morfológicos. En segundo lugar, se confirma que la presencia de lamelas en Haplustoles de textura franca arenosa, disminuye la permeabilidad del suelo por reducción entre un 30 a 70% de la conductividad hidráulica saturada en el horizonte que las contiene.

Estudios micromorfológicos, mineralógicos y de funcionamiento del sistema coloidal serán necesarios para precisar la génesis de estos rasgos y si este proceso puede intensificarse en adelante.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el Ministerio de Ciencia y Tecnología de la provincia de Córdoba. PID_2018 - Relación entre la presencia de lamelas y el funcionamiento hídrico en Haplustoles del sur de Córdoba (Res. 144/2018) y por la Secretaría de Ciencia y Técnica UNRC. Proyecto: Funciones ecosistémicas de depuración y regulación en Molisoles del sur de Córdoba (Res. 083/2020).

REFERENCIAS

- Baillie, I. C. (2001). Soil survey staff 1999, Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys, agricultural handbook 436, Natural Resources Conservation Service, USDA, Washington DC, USA, pp. 869.
- Bockheim, J. G. (2014). *Soil geography of the USA*. Springer, Dordrecht. 320 p.
- Bockheim, J. G. & Hartemink, A. E. (2013). Classification and distribution of soils with lamellae in the USA. *Geoderma*, 206, 92-100. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.04.014>
- Bouabid, R., Nater, E. A. & Barak, P. (1992). Measurement of pore size distribution in a lamellar Bt horizon using epifluorescence microscopy and image analysis. *Geoderma*, 53(3-4), 309-328. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(92\)90061-B](https://doi.org/10.1016/0016-7061(92)90061-B)
- Cantero, A., Gil, G., Becerra, V. H., Cisneros, J. M., y Bricchi, E. M. (1999). Un índice de aptitud relativa de las tierras con fines catastrales. Aplicación al Departamento Río Cuarto (Córdoba, Argentina). *Investigación agraria. Producción y protección vegetales*, 14(1), 259-272.
- Casacchia, M., Bonansea, F. y Degioanni, A. (2020). Equipo multimuestra para medir conductividad hidráulica saturada. En *Actas XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo* (pp. 1-6). ISBN 978-987-46870-3-6.
- Coen, G. M., Pawluk, S. & Odynsky, W. (1966). The origin of bands in sandy soils of the stony plain area. *Canadian Journal of Soil Science*, 46(3), 245-254. <https://doi.org/10.4141/cjss66-039>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2020). InfoStat Ver. 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com>
- Etchevehere, P. H. (1976). Normas de reconocimiento de suelos. Segunda edición actualizada. INTA, Dpto. de Suelos. Public, 152.
- Firmino, F. H. T., de Lima Camêlo, D., do Nascimento, A. F., de Souza Lima, J. R., Junior, V. S., de Almeida, B. G. & Corrêa, M. M. (2022). Genesis of lamellae in sandy soils: A case study in a semi-arid region in NE-Brazil. *Geoderma*, 406, 115447. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115447>
- Falconer, D. M., Craw, D., Youngson, J. H. & Faure, K. (2006). Gold and sulphide minerals in Tertiary quartz pebble conglomerate gold placers, Southland, New Zealand. *Ore Geology Reviews*, 28(4), 525-545. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2005.03.009>
- Ge, G. W. & Bauder, J. W. (1986). Particle-size analysis. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*, 5, 383-411.
- Gile, L. H. & Grossman, R. B. (1979). *The desert project soil monograph*. US Government Printing Office.
- Gray, F., Meksopon, B. & Peschel, D. (1976). Study of some physical and chemical properties of an Oklahoma soil profile with clay-iron bands. *Soil Science*, 122(3), 133-138.
- Guichón, B. A. y Pernasetti, O. (2018). Dos casos de suelos con horizontes compactados en la provincia de Catamarca. Capítulo 4. En *Compactaciones Naturales y Antrópicas en Suelos Argentinos*. Editoras: Perla Imbellone y Carina Álvarez. AACs.
- Gus-Stolarczyk, M., Drewnik, M., Michno, A. & Szymański, W. (2023). The origin and transformation of soil lamellae in calcareous and non-calcareous loess soils in the Central European loess belt—A case study from southern Poland. *Catena*, 232, 107399. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107399>
- Hanson, P. R., Arbogast, A. F., Johnson, W. C., Joeckel, R. M. & Young, A. R. (2010). Megadroughts and late Holocene dune activation at the eastern margin of the Great Plains, north-central Kansas, USA. *Aeolian Research*, 1(3-4), 101-110. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2009.10.002>
- Holliday, V. T. & Rawling III, J. E. (2006). Soil-geomorphic relations of lamellae in eolian sand on the High Plains of Texas and New Mexico. *Geoderma*, 131(1-2), 154-180. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.03.019>
- Jarsún, B., Gorgas, J. A., Zamora, E. M., Bosnero, H. A., Lovera, E. F., Ravelo, A. C., y Ledesma, M. (2006). Los Suelos: nivel de reconocimiento, escala 1: 500.000: recursos naturales de la Provincia de Córdoba. Agencia de Córdoba D.A.C. y T.S.E.M. Dirección de Ambiente, INTA Manfredi, Córdoba. ISBN 987-20198-3-5
- Kilibarda, Z., Argyilan, E. & Blockland, J. (2008). Wind deposition of mud aggregates and their role in development of lamellae in the Fair Oaks Dunes, Indiana. *Catena*, 72(2), 235-247. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.05.006>
- Klute, A. & Dirksen, C. (1986). Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. *Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical methods*, 5, 687-734. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c28>
- López, J., Degioanni, A. & Becerra, M.A. (2018). Permeabilidad en horizontes con lamelas. En *Actas XXVI Congreso Argentino de las Ciencias del Suelo*. Tucumán. Libro digital, PDF. ISBN 978-987-46870-0-5
- MAyG - INTA - MAAySP. (2019). Cartas de Suelos de la República Argentina HOJA 3363-19 Río Cuarto. Plan Mapa de Suelos de la Provincia

de Córdoba. (<https://suelos.cba.gov.ar/RIOCUARTO/index.html>)

Nelson, D. A. & Sommers, L. (1983). Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis: Part 2 chemical and microbiological properties*, 9, 539-579. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29>

Natural Resources Conservation Service & US Agriculture Department (Eds.). (2010). *Keys to soil taxonomy*. Government Printing Office.

Obear, G. R., Pedersen, M. & Kreuser, W. C. (2017). Genesis of clay lamellae in golf course soils of Mississippi, USA. *Catena*, 150, 62-70. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.019>

Rawling, J. E. (2000). A review of lamellae. *Geomorphology*, 35(1-2), 1-9. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(00\)00015-5](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(00)00015-5)

Saxton, K. E., Rawls, W., Romberger, J. S. & Papendick, R. I. (1986). Estimating generalized soil-water characteristics from texture. *Soil science society of America Journal*, 50(4), 1031-1036. URL <http://www.dynsystem.com/netstorm/soilwater.html?74,254>

Soil Survey Staff. (2014). *Keys to soil taxonomy*. United States Department of Agriculture: Washington, DC, USA.

Schaetzl, R. J. (2001). Morphologic evidence of lamellae forming directly from thin, clayey bedding planes in a dune. *Geoderma*, 99(1-2), 51-63. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(00\)00063-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(00)00063-X)

Tomer, M. D., Boll, J., Kung, K. J., Steenhuis, T. & Anderson, J. L. (1996). Detecting illuvial lamellae in fine sand using ground-penetrating radar1. *Soil science*, 161(2), 121-129.

Torrent, J., Nettleton, W. D., & Borst, G. (1980). Clay illuviation and lamella formation in a Psammentic Haploxeralf in southern California. *Soil Science Society of America Journal*, 44(2), 363-369.

Van Reeuwijk, L. P. & de Villiers, J. M. (1985). The origin of textural lamellae in Quaternary coast sands of Natal. *South African Journal of Plant and Soil*, 2(1), 38-43. <https://doi.org/10.1080/02571862.1985.10634137>

DEPÓSITO DE SEDIMENTOS EÓLICOS EN UN PARCHE FORESTAL DEL AGROECOSISTEMA DEL SEMIÁRIDO PAMPEANO

Fernando Vecilla ^{1*}, Juan Esteban Panebianco ¹, Rocio Noelia Comas ¹,
Laura Antonela Iturri ¹, Laura Andrea de Oro ¹, Daniel Eduardo Buschiazzi ¹

¹ Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Universidad Nacional de La Pampa. Argentina.

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue determinar las tasas de sedimentación (Td) de sedimentos eólicos minerales en un parche de bosque del agroecosistema del semiárido pampeano y analizar la variabilidad estacional de dicha sedimentación. La Td media fue 520,15 kg ha⁻¹ año⁻¹ con alta variabilidad interanual. En primavera-verano, Td fue superior que en otoño-invierno. La temperatura del aire y velocidad media máxima del viento influenciaron de forma más significativa a Td. Sin embargo, la cobertura del suelo y el manejo de los campos agrícolas que rodean al bosque determinarían la producción de sedimentos a partir de la erosión eólica y consecuente sedimentación dentro del bosque. Estos resultados muestran la importancia de mantener los parches de bosques dentro de la matriz agrícola en el semiárido, los cuales retienen sedimentos eólicos que finalmente se depositarían en el suelo forestal, minimizando los impactos negativos que los procesos de erosión eólica tienen en estos ecosistemas.

Palabras clave: Erosión eólica; sedimentación de polvo; región semiárida argentina; dinámica estacional.

DEPOSITION OF AEOLIAN SEDIMENTS IN A FOREST PATCH IN THE SEMI-ARID PAMPAS AGROECOSYSTEM

ABSTRACT

The aim of this study was to assess the deposition rates (Td) of mineral aeolian sediments in a forest patch in the semiarid Pampas agroecosystem and to analyze the seasonal variability of such deposition. The average Td was 520.15 kg ha⁻¹ year⁻¹ with high interannual variability. In spring-summer, Td was higher than in autumn-winter. Air temperature and average maximum wind speed influenced Td more significantly. However, the soil cover and management of the agricultural fields surrounding the forest would determine the production of sediment from wind erosion and consequent deposition within the forest. These results show the importance of maintaining forest patches within the agricultural matrix in the semi-arid environment, since they retain eolian sediments that would eventually be deposited on the forest soil, minimizing the negative impacts of wind erosion processes on these ecosystems.

Keywords: Wind erosion, dust deposition; Argentine semi-arid region; seasonal dynamics.

* Autor de contacto:
ferave85@hotmail.com

Recibido:
09-10-23

Recibido con revisiones:
01-12-23

Aceptado:
03-12-23

INTRODUCCIÓN

La erosión eólica (EE) es considerada como uno de los procesos de degradación del suelo más importantes de la región semiárida central de Argentina. Este proceso implica la movilización, transporte y sedimentación de partículas del suelo en zonas que varían en distancia de la fuente de origen, dependiendo del tama-

ño de las partículas y de las barreras físicas presentes en su trayectoria. Las partículas gruesas (>100 µm) generalmente se transportan a distancias relativamente cortas, mientras que las partículas más finas <100 µm (polvo) pueden ser transportadas a mayores distancias desde su fuente de origen (Zender et al., 2003). La sedimentación de sedimentos eólicos minerales constituye una importante fuente de nutrientes para el suelo, especialmente en áreas áridas y semiáridas (Aciego et al., 2017).

En la provincia de La Pampa, parte de la región semiárida es un ecosistema heterogéneo en el cual coexisten suelos utilizados para agricultura (matriz, parte dominante del paisaje) con parches de bosque nativo de caldén (Caldenal) que se distribuyen de forma fragmentada en el espacio. Las superficies agrícolas que sufren deflación actúan como fuente de materiales, mientras que los forestales funcionan como destino (Iturri et al., 2016), captando y atrapando sedimentos que se depositan posteriormente en el suelo forestal. Un estudio reciente realizado por Berger et al. (2023) muestra la evolución incipiente de un suelo formado a partir de la sedimentación y acumulación de sedimentos eólicos en el bosque de caldén. Utilizando un indicador cronológico y espacial (una capa de ceniza volcánica intacta depositada hace 90 años), calcularon que la tasa media de sedimentación de materiales eólicos en un parche de bosque de caldén fue de 0,2 cm año⁻¹. Sin embargo, hasta la fecha no se ha cuantificado directamente la sedimentación en el ecosistema del Caldrenal, lo que permitiría determinar la variación anual de la tasa de sedimentación actual en el bosque y correlacionarla con la ocurrida desde la sedimentación de la ceniza volcánica.

Los procesos de EE y emisión de partículas finas a nivel regional dependen en gran medida de las condiciones meteorológicas imperantes en cada estación del año (Avecilla et al., 2017). De Oro & Buschiazzo (2009) determinaron que la velocidad umbral necesaria para iniciar los procesos de EE en esta región cambia en función de la estación del año con una velocidad umbral de ~7 m s⁻¹ (25 km h⁻¹) para las estaciones más secas y ventosas (primavera-verano) y mayor en las estaciones más húmedas y menos ventosas (otoño-invierno). En general, durante la estación estival (primavera-verano) se registra una mayor ocurrencia de vientos que superan la velocidad umbral, principalmente a partir de ráfagas de viento. Esto, sumado a las condiciones secas preexistentes debido a las bajas precipitaciones del período invernal, incrementa los procesos de EE y la sedimentación de los sedimentos movilizados. En el sector este del Caldrenal, donde la agricultura es predominante y los vientos provienen principalmente del cuadrante norte, se intensifican las labranzas para la implantación de cultivos de verano (Mendez & Buschiazzo, 2010). Parte de estos sedimentos, originados a partir de la EE de suelos agrícolas, sedimentarían en los suelos de los parches de bosque nativo de Caldén. Por lo tanto, se espera que durante el ciclo estival se produzcan pulsos de sedimentación en el bosque.

Los objetivos del estudio fueron determinar: a) las tasas de sedimentación de sedimentos eólicos minerales actuales sobre un parche de bosque de Caldén en el agroecosistema del semiárido pampeano y, b) la variabilidad anual y estacional de dicha sedimentación durante el período de julio de 2019 a julio de 2023.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio y diseño experimental

El estudio se desarrolló en un parche del bosque nativo de *Neltuma caldenia* (Caldén, ex *Prosopis caldenia*) de aproximadamente 60 hectáreas ubicado al norte de la provincia de La Pampa, en cercanías de la localidad de Eduardo Castex (35°48'30.57" S; 64°20' 08.35" O). La dirección dominante del viento en la región es del ENE-NE (Figura 1).

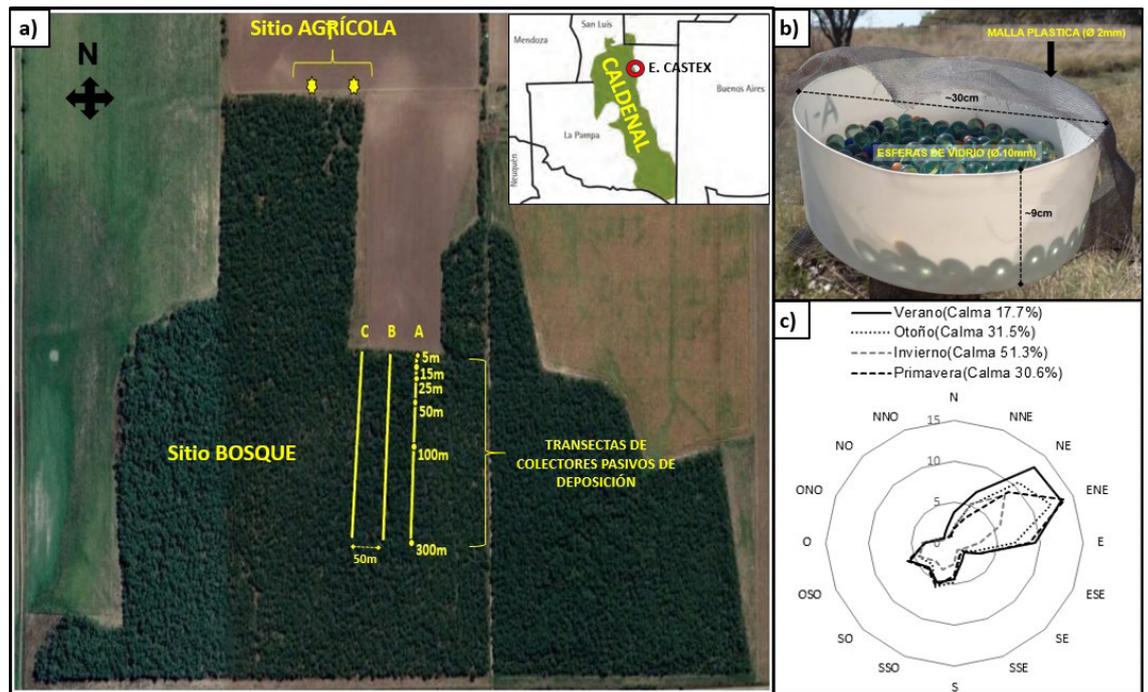


Figura 1: a) Ubicación del parche de bosque de Caldén en el paisaje agrícola. b) Colectores pasivos. c) Dirección dominante del viento en las distintas estaciones del año.

Figure 1: a) Location of the Caldén forest patch in the agricultural landscape. b) Passive collectors. c) Dominant wind direction in the different seasons of the year.

El bosque se encuentra en una zona de transición entre áreas destinadas a la agricultura y a la actividad silvo-pastoril de la región fitogeográfica del Espinal, Distrito de Caldén (Cabrera, 1994). Perteneció a la unidad geomorfológica denominada Unidad Geomorfológica de la Planicie con Tosca (INTA et al., 1980). El suelo forestal contiene 16% de arcilla (<0,002 mm), 72% de limo (0,002-0,053 mm), 12% de arena (0,053-2 mm) y 7,6% de materia orgánica del suelo. El suelo agrícola adyacente corresponde a un *Haplustol Éntico* (Soil Survey Staff, 1999), con una textura Franco Limosa (8% arcilla, 67% limo y 25% arena) y 2,2% de materia orgánica del suelo.

Se realizó un relevamiento forestal en la superficie de bosque de Caldén afectada al estudio con la finalidad de caracterizar la fisonomía del bosque. Se realizó un muestreo de tipo sistemático no estratificado, lo cual implicó una distribución regular, con distancias igualmente distribuidas entre las unidades de muestreo (UM). Se optó realizar un muestreo de este tipo debido a la similitud en los aspectos fisonómicos y edáficos que presentaba el área de bosque a relevar. Se tomaron y georreferenciaron 7 puntos distribuidos uniformemente en la superficie del bosque. Cada punto representó la ubicación de una UM. Cada UM cubrió una superficie de 0,15 hectáreas (1500 m²), las cuales sumadas alcanzaron 1,05 hectáreas relevadas. El total de las UM representaron el 1,75 % de la superficie total del área de la masa forestal (60,2 hectáreas). En cada UM, fueron relevados los siguientes parámetros: especies y densidad de árboles (n° árboles x hectárea), altura media (m) y cobertura del dosel arbóreo (%). A partir del relevamiento forestal se determinó que el parche de bosque está dominado por *Neltuma caldenia* (80%) y en menor medida por *Schinus fasciculatus* (Molle negro), *Geoffroea decorticans* (Chañar) y *Jodina rhombifolia* (Sombra de toro), que cubren menos del 7% de la superficie del suelo. En términos generales, la cobertura arbórea es de aproximadamente 95%, con una altura promedio del estrato arbóreo de aproximadamente 5 metros, aunque alcanzando alturas superiores a 6 metros en el caso de *Neltuma caldenia*. Alrededor del 90% de la cobertura está representada por especies caducifolias (*Neltuma caldenia* y *Geoffroea decorticans*), que estacionalmente aportan material orgánico que se deposita en el suelo forestal.

Para cuantificar la sedimentación de los sedimentos eólicos se instalaron 18 colectores dentro del bosque dispuestos en tres transectas (6 colectores por transecta), espaciadas 50 m entre sí (Sitio BOSQUE). En cada transecta los colectores fueron instalados a 5, 15, 25, 50 100 y 300 m desde el borde con el sitio AGRÍCOLA. Este diseño permitió incluir, por un lado, la mayor sedimentación producida en los primeros metros

dentro del bosque en la zona de borde entre el sitio agrícola y el parche de bosque (a partir de la instalación de colectores a corta distancia entre los puntos al inicio) y por otro, a partir de colectores instalados a mayor distancia entre los puntos, la sedimentación de menor magnitud en función de la distancia creciente dentro del bosque. Además, se instalaron 2 colectores en el lote agrícola colindante (Sitio AGRÍCOLA) (Figura 1a). Para fines estadísticos, las transectas fueron consideradas como repeticiones de muestreo. Se utilizaron colectores pasivos (López García et al., 2013), ubicados a 3 m de altura, debajo de la copa de los árboles. Estos colectores (Figura 1b) consisten en contenedores cilíndricos de plástico con una superficie de muestreo horizontal de 700 cm² que contienen una capa de esferas de vidrio de 10 mm de diámetro para evitar el movimiento turbulento del viento y la eventual pérdida del material recolectado. En la parte superior del colector se colocó una malla plástica de Ø 2 mm para evitar el ingreso de pequeñas ramas, cortezas e insectos. El diseño y ubicación de los colectores pasivos permitió la recolección de sedimentos principalmente por sedimentación vertical (principalmente a partir del transporte por suspensión). Debido a que los colectores estaban ubicados debajo de la copa de los árboles, el material depositado fue principalmente de origen mineral (procedente de la erosión del suelo), y también de origen orgánico (procedente de los árboles). El muestreo abarcó desde julio de 2019 a julio de 2023, realizando un total de veintidós periodos de recolección (cada periodo abarca desde que se instaló el colector hasta que fue retirado) (Tabla 1). Inicialmente el objetivo era recolectar los sedimentos a intervalos de un mes. Sin embargo, debido a los inconvenientes causados por la pandemia COVID19 (restricciones de circulación-movilidad), fue difícil mantener la regularidad de las fechas de recolección, particularmente durante 2020 y 2021. Nótese que en el sitio Agrícola no se muestran las tasas de sedimentación de los tres períodos de muestreo iniciales, debido a problemas en la instalación de los recolectores de sedimentos y recolección de muestras.

Tabla 1: Datos de colección y tasas de sedimentación (Td en g m² d⁻¹) de sedimentos eólicos minerales en el sitio Bosque y el sitio Agrícola.

Table 1: Information collection data and deposition rates (Td in g m² d⁻¹) of mineral eolian sediments at the Forest and Agricultural sites.

Período de muestreo	Año	Datos de colección				Td (g m ² d ⁻¹)	
		Estación	Inicio	Final	Días de colección	Sitio BOSQUE	Sitio AGRÍCOLA
1	2019	INVIERNO	24/07/2019	27/08/2019	33	0,034	
2		INVIERNO	27/08/2019	03/10/2019	37	0,086	
3		PRIMAVERA	03/10/2019	31/10/2019	28	0,048	
4		PRIMAVERA	31/10/2019	28/11/2019	28	0,071	0,073
5		PRIMAVERA	28/11/2019	26/12/2019	27	0,124	0,077
6	2020	VERANO	26/12/2019	27/02/2020	62	0,074	0,060
7		INVIERNO	27/02/2020	12/11/2020	260	0,040	0,060
8	2021	VERANO	12/11/2020	08/02/2021	88	0,273	0,260
9		OTOÑO	08/02/2021	06/04/2021	54	0,061	0,090
10		OTOÑO	06/04/2021	15/06/2021	70	0,198	0,143
11		INVIERNO	15/06/2021	04/10/2021	110	0,080	0,059
12		PRIMAVERA	04/10/2021	21/12/2021	78	0,177	0,096
13	2022	VERANO	21/12/2021	06/07/2022	197	0,101	0,062
14		INVIERNO	06/07/2022	02/09/2022	57	0,076	0,072
15		PRIMAVERA	02/09/2022	13/10/2022	41	0,340	0,095
16		PRIMAVERA	13/10/2022	24/11/2022	42	0,323	0,356
17		PRIMAVERA	24/11/2022	21/12/2022	27	0,260	0,156

18	2023	VERANO	21/12/2022	16/02/2023	57	0,478	0,159
19		VERANO	16/02/2023	03/04/2023	46	0,179	0,488
20		OTOÑO	03/04/2023	10/05/2023	37	0,066	0,112
21		OTOÑO	10/05/2023	16/06/2023	37	0,081	0,136
22		INVIERNO	16/06/2023	28/07/2023	42	0,058	0,076
				PROMEDIO	g m⁻² d⁻¹	0,147	0,138
					kg ha⁻¹ año⁻¹	536,6	503,7

Los datos meteorológicos fueron obtenidos de la estación meteorológica Davis Vantage Pro 2 ubicada a ~10 km del sitio de estudio, perteneciente a la Red de Estaciones Meteorológicas de la Provincia de La Pampa (Subsecretaría de Asuntos Agrarios, Dirección de Agricultura, Ministerio de la Producción de La Pampa). Las variables meteorológicas utilizadas fueron: temperatura media del aire (T_a , °C), humedad relativa del aire (H_r , %), precipitación (P , mm), evapotranspiración potencial (ETP, mm. Método FAO Penman-Monteith 98), velocidad media del viento (V_m , km h⁻¹) y dirección del viento. Además, se determinó la evapotranspiración real (ETR, mm) mediante un balance de agua del suelo (Thornthwaite – Mather) y la velocidad media máxima del viento ($V_{m(máx)}$, km h⁻¹) para cada mes del periodo de estudio.

Determinación de las tasas de sedimentación (Td).

La tasa de sedimentación por periodo de muestreo (en g m⁻² d⁻¹) se determinó mediante la siguiente ecuación:

$$T_d = (D_p / (0,07) / D_c)$$

donde, T_d es la tasa de sedimentación, D_p es la cantidad de sedimento recolectado (g), 0,07 es el área del colector (m²) y D_c es el número de días del período de recolección.

Para analizar la dinámica anual y estacional de T_d (en el sitio Agrícola y en el sitio Bosque), los períodos de muestreo fueron agrupados en función de los meses de la estación correspondiente (primavera, verano, otoño, invierno; Tabla 1). Las repeticiones son los eventos agrupados por año y por estación, en donde cada uno resultó como el promedio de dos colectores en el sitio Agrícola y dieciocho en el sitio Bosque.

Análisis en laboratorio

Para analizar la masa de sedimento eólico se pesó el material colectado durante cada período de muestreo. Para esto, los colectores se lavaron con agua destilada y se transfirió su contenido a un vaso de precipitado, se estimuló la precipitación de coloides agregando unas gotas de una disolución saturada de MgCl₂. A continuación, se separó el sobrenadante mediante sifón y los restos se secaron a 35 °C para evitar la desnaturalización de los filosilicatos y la descomposición de la materia orgánica. Los sedimentos secos se pesaron con una precisión de 0,0001 g.

Para diferenciar los aportes de minerales de los sedimentos orgánicos (es decir, restos de hojas), los sedimentos secos se colocaron en agua destilada, se agitaron manualmente y se separaron tamizando a través de una malla de 0,5 mm. Esta abertura del tamiz se utilizó ya que es la utilizada para determinar el C orgánico del suelo mediante el conocido método de Walkley & Black (1934), con el fin de separar la fracción ligeramente alterada de residuos orgánicos (>0,5 mm) de la estrechamente relacionada con la fracción mineral (<0,5 mm). A las dos submuestras resultantes: la retenida en el tamiz (predominantemente orgánica) y la separada (predominantemente mineral), se aplicó la metodología ya descrita. Finalmente, se calculó la proporción de la fracción predominantemente mineral, de interés en nuestro estudio.

Análisis estadístico

Las tasas de sedimentación de diferentes años y estaciones se compararon dentro de cada sitio (Bosque y Agrícola) y el promedio de ambos mediante una ANOVA. En caso de existir diferencias se usó la prueba de LSD de Fisher. Se consideró un nivel de significación de 0,1. Con el objetivo de relacionar las tasas de sedimentación y las variables meteorológicas se realizó un análisis de regresión lineal múltiple. Para los análisis estadísticos se utilizó el software INFostat (Di Rienzo et al., 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 2a se muestran las tasas de sedimentación (Td) para los sitios Agrícola y Bosque en los 5 años de estudio. En ambos sitios, se observó una alta variabilidad de Td entre años sin encontrar diferencias estadísticas ($p > 0,05$) entre años. En el sitio Bosque la Td media anual fue de 0,073, 0,057, 0,158, 0,220 y 0,172 $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para los años 2019, 2020, 2021, 2022 y 2023, respectivamente. En el sitio Agrícola la Td media anual fue de 0,075, 0,060, 0,130, 0,148 y 0,194 $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para los años 2019, 2020, 2021, 2022 y 2023, respectivamente. La Td media para todo el período de muestreo, para ambos sitios, fue de $0,143 \pm 0,1 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ($520,15 \pm 361,35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) sin diferencias estadísticas significativas ($p > 0,05$) entre sitios (Agrícola = $0,138 \pm 0,114 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$; Bosque = $0,147 \pm 0,119 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$). Aunque no se encontraron antecedentes en relación a la medición y cálculo de Td actuales en esta región, la Td media ($52 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) es similar a las referenciadas en otras regiones de Argentina. Cosentino et al. (2020), reportaron Td medias de $40 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en la región centro norte de la pampa argentina (aproximadamente a 400 km al norte de nuestro sitio de estudio) en un período de 14 años, mientras que Ramsperger et al. (1998) midieron, en diferentes sitios de la región suroeste de la pampa argentina ubicados a aproximadamente 400 km al sur de nuestro sitio de estudio, Td medias entre 37 y $78 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, durante 3 años de muestreo.

Por otro lado, Tarabini et al. (2019), en un estudio realizado en la Patagonia argentina, encontraron que las plantaciones forestales tuvieron una mayor capacidad de entrapamiento de partículas minerales transportadas por el viento que los pastizales, indicando una mayor efectividad de las coberturas boscosas en la retención de estas partículas. Además, estos autores encontraron que ciertas características de la masa forestal, como el número de árboles por hectárea y la cobertura, correlacionaron positivamente con la capacidad de entrapamiento de partículas minerales. El parche de bosque en el cual se realizó el presente estudio presentó una cobertura del 95%, con lo cual podría esperarse que gran parte del sedimento retenido (colectado) sea finalmente depositado en el suelo forestal.

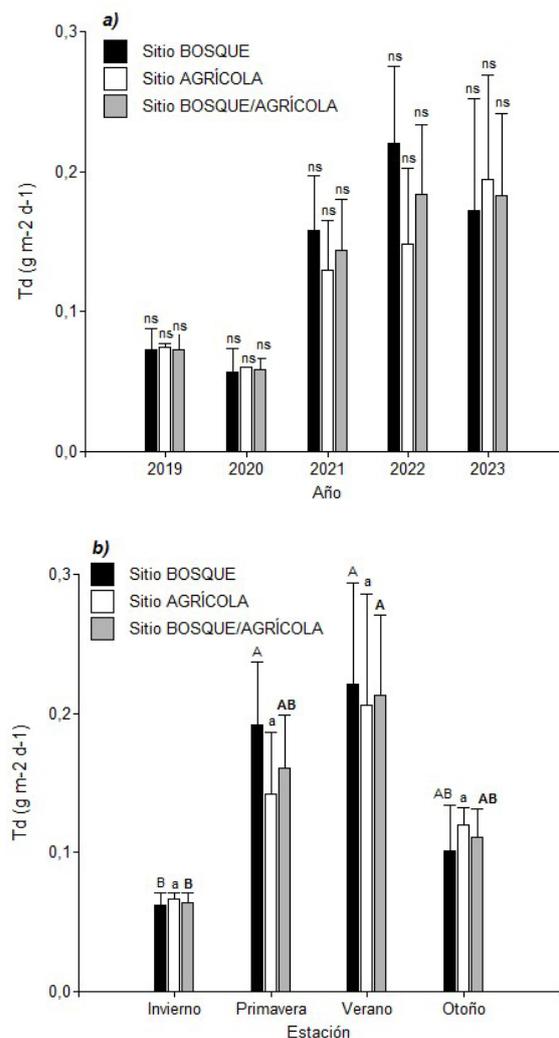
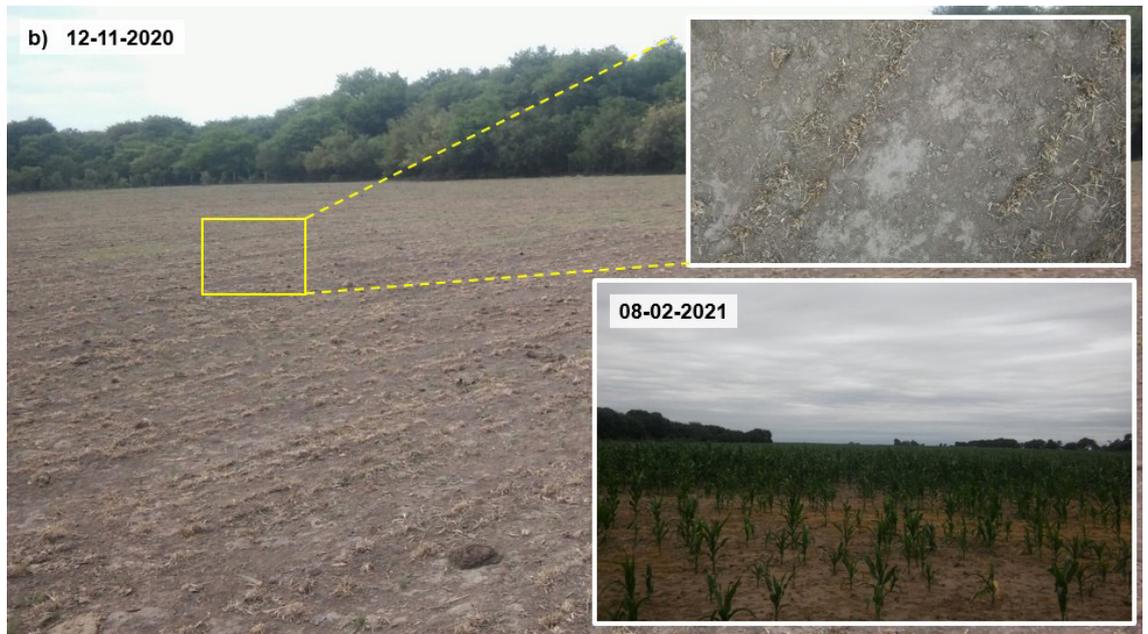
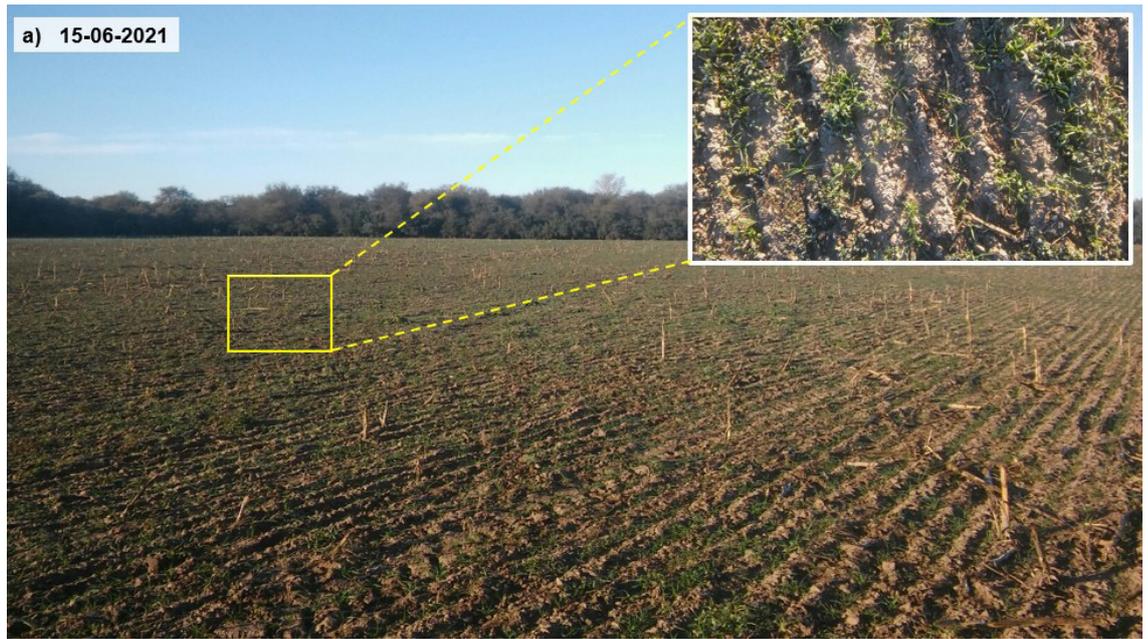


Figura 2: a) Tasa de sedimentación (T_d en $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) anual para el período 2019-2023 y b) por estación de sedimentos eólicos minerales en el sitio Bosque, en el sitio Agrícola y para ambos sitios (Sitio BOSQUE/AGRÍCOLA). Letras mayúsculas indican diferencias estadísticas de las T_d entre estaciones para el sitio Bosque, letras minúsculas indican diferencias para el sitio Agrícola y letras mayúsculas en negrita indican diferencias para ambos sitios en conjunto.

Figure 2: a) Annual deposition rate (T_d in $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) for the period 2019-2023 and b) seasonal deposition rate of mineral aeolian sediments at each individual site (Forest site and Agricultural site) and for both sites (FOREST/AGRICULTURAL Site). Capital letters indicate statistical differences of the T_d between stations for the Forest site, lowercase letters indicate differences for the Agricultural site and bold capital letters indicate differences for both sites together.

La Figura 2b muestra la T_d media en las distintas estaciones del año para los sitios Agrícola y Bosque. En el sitio Bosque las T_d fueron ligeramente mayores ($p < 0,05$) para las estaciones primavera y verano en relación a la estación invierno. Para el sitio Agrícola, tales diferencias no se encontraron ($p > 0,05$) debido principalmente a la alta variabilidad de las tasas dentro de las mismas estaciones. Sin embargo, se observó una tendencia de un aumento de T_d en las estaciones de primavera y verano en comparación a las T_d encontradas en otoño e invierno. La T_d media para ambos sitios fue de $0,213 \pm 0,051 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en verano; $0,167 \pm 0,048 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en primavera; $0,111 \pm 0,033 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en otoño; y $0,064 \pm 0,012 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en invierno. En general, y analizando ambos sitios en conjunto, la T_d media en el período primavera-verano ($0,18 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; $657 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) fue superior que la T_d media en el período otoño-invierno ($0,08 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; $292 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), indicando una estacionalidad marcada en relación al input de sedimentos eólicos dentro del parche forestal. Dicha estacionalidad puede deberse a varios factores, entre ellos los meteorológicos y las condiciones de manejo del suelo en los lotes agrícolas circundantes.

En el área de estudio predominan los cultivos de verano por sobre los de invierno, por lo tanto, las labranzas del suelo para la siembra de los cultivos de verano son más intensas y frecuentes en primavera-verano. Este período coincide con las estaciones más ventosas del año y, en general, es precedido por inviernos secos, por lo cual los valores de velocidad umbral del viento son menores en comparación al período otoño-invernal, en el cual hay una mayor humedad del suelo y humedad del aire y menor ocurrencia de vientos erosivos, incrementando la velocidad umbral y disminuyendo el riesgo de erosión eólica (de Oro & Buschiazzi, 2009). En invierno, aunque el suelo está generalmente seco, la cobertura a partir de los cultivos de invierno (y eventualmente el uso de cultivos de cobertura como barbecho) previenen la erosión eólica. En el lote agrícola adyacente al parche forestal, ubicado al norte del mismo, en general durante el período de muestreo, se realizaron dos ciclos de cultivos anuales. Durante el inicio del otoño, en alguno de los años se realizaron cultivos de pasturas de invierno (centeno, cebada, trébol) para pastoreo (Figura 3a), y a mediados de la primavera, se sembró maíz (Figura 3b). Como se observa en la imagen (Figura 3b, comparación entre las imágenes del 12-11-2020 y 08-02-2021), durante el período comprendido entre la labranza y la emergencia de las plántulas de maíz el suelo permaneció con baja cobertura vegetal, y en consecuencia la erosión eólica y emisión de partículas finas del suelo fueron considerables, lo que puede apreciarse a partir de la alta T_d medidas en dicho período (período de muestreo n° 8, Tabla 1). En algunos de los años no se realizaron cultivos de pasturas invernales, permaneciendo el rastrojo de maíz durante el invierno y comienzos de primavera (Figura 3c).



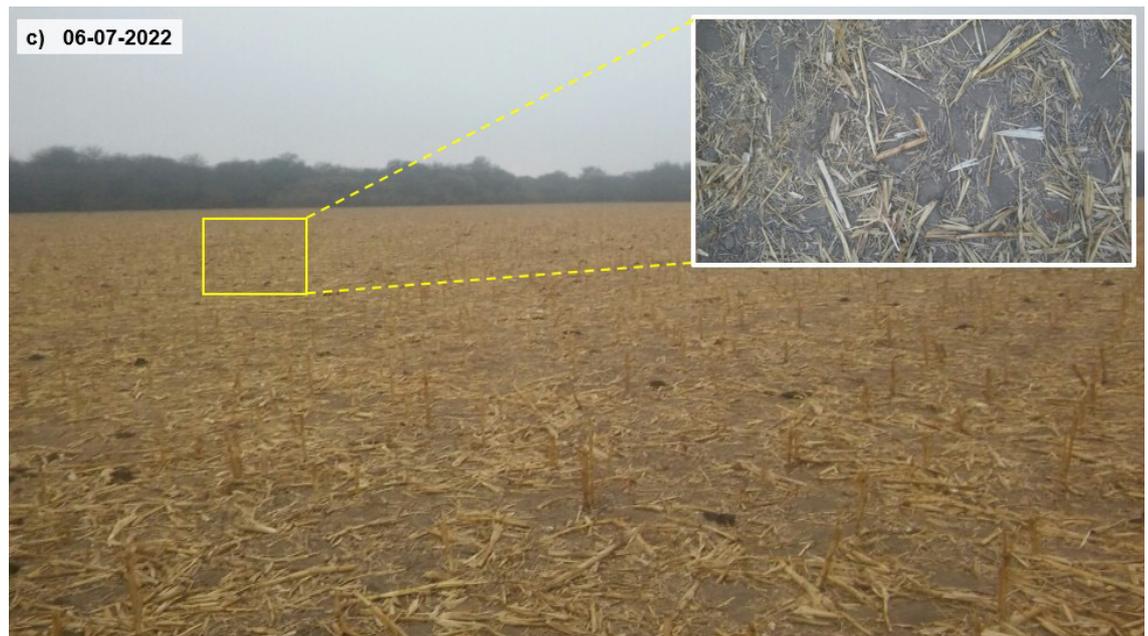


Figura 3: Imagen de la cobertura del suelo del lote agrícola adyacente (Sitio AGRÍCOLA) al parche forestal (Sitio BOSQUE), en distintas estaciones del año.

Figure 3: Image of the soil cover from the adjacent agricultural plot (AGRICULTURAL Site) to the forest patch (FOREST Site) in different seasons of the year.

Los sedimentos depositados en el bosque provendrían tanto de la erosión eólica de los lotes agrícolas cercanos (Berger et al., 2023; Iturri et al., 2016), principalmente ubicados en el cuadrante noreste del sitio de estudio (Figura 1a), como desde fuentes más lejanas. En el período primavera-verano, el 50% de los vientos con $V_{m(max)} > 25 \text{ km h}^{-1}$ (velocidad umbral) provino del cuadrante N-ENE, y el 26% del cuadrante S-OSO, mientras que en otoño-invierno el 54% provino del cuadrante N-ENE y el 30% del cuadrante S-OSO. Sin embargo, y como se observa en la Figura 1c, en primavera-verano los días con calmas sólo representaron el ~24%, en comparación a otoño-invierno que representó el ~41%, indicando que el período estival fue más ventoso. Además, las labranzas del suelo en este período del año se intensifican, dejando más propensa la superficie a ser afectada por los procesos de erosión eólica. La marcada estacionalidad de la sedimentación, mayor en el período estival, fue observada en estudios previos realizados en diversas partes del mundo (Aghasi et al., 2019; Lequy et al., 2013).

Por otro lado, si bien es difícil identificar y separar el aporte de sedimentos depositados provenientes de fuentes locales y de áreas más lejanas, posiblemente en las estaciones de otoño e invierno podría haber un mayor aporte de sedimentos minerales de fuentes más lejanas. Durante otoño-invierno, en general disminuye la labranza y remoción de los suelos agrícolas debido a que una alta proporción de los suelos agrícolas de esta región se destinan a cultivos de verano, excepto en el período entre finales de verano y principios de otoño, en los que parte de los suelos agrícolas se destinan al cultivo de pasturas de invierno. Sin embargo, la remoción y la labranza del suelo son significativamente menores durante las estaciones de otoño e invierno, y los procesos de erosión eólica son menos frecuentes, respecto al período estival. El aporte de sedimentos de fuentes externas sería relativamente constante a lo largo del año. Existe evidencia (Zárate & Tripaldi, 2012; Zárate, 2003) que demuestra que gran parte de los sedimentos que se movilizan a nivel regional provienen de regiones ubicadas al suroeste de la región de estudio, desde el piedemonte andino y el sistema fluvial del río Atuel-Salado-Chadileuvú, e incluso de fuentes ubicadas en la zona central de la diagonal árida sudamericana, como el sector central y sur de la meseta Puna-Altiplano (Cosentino et al. 2020), que presentan características climáticas áridas con déficits hídricos, escasa cobertura vegetal y fuertes vientos durante todo el año. Debido al constante aporte de sedimentos minerales a lo largo del año de fuentes externas y a la menor ocurrencia de eventos de erosión eólica a escala local, es posible que en las estaciones de otoño e invierno el aporte relativo de sedimentos desde fuentes externas sea mayor que en las estaciones de primavera y verano, en las cuales los mayores aportes provendrían de la erosión eólica de los suelos agrícolas a escala local.

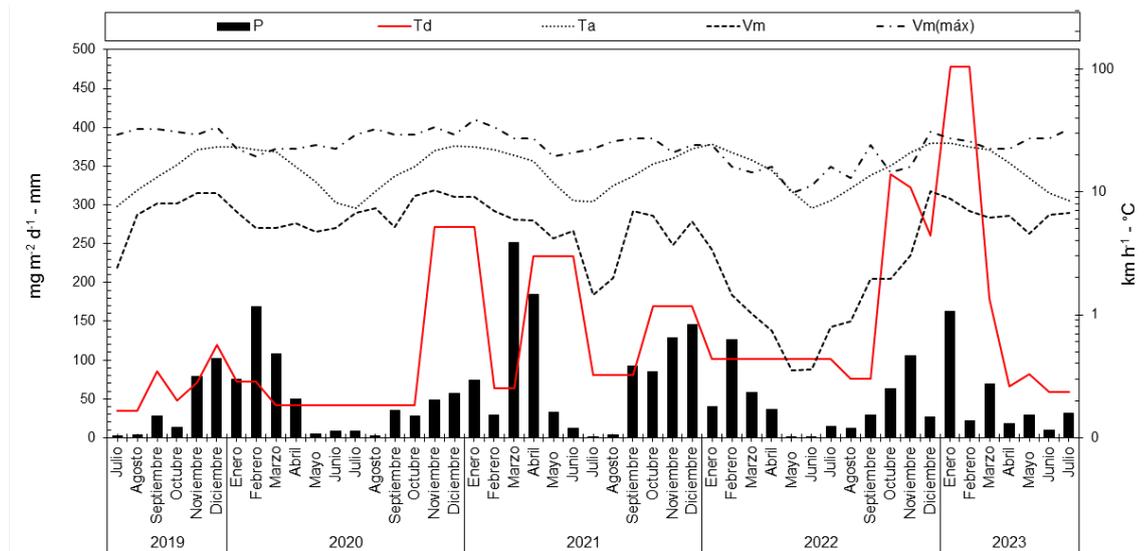


Figura 4: Tasa de sedimentación (Td) y variables meteorológicas (julio 2019 a julio 2023). Td: tasa de sedimentación de sedimentos eólicos minerales ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$), P: precipitaciones (mm), Ta: temperatura media del aire ($^{\circ}\text{C}$), Vm: velocidad media del viento (km h^{-1}), $V_{m(\text{máx})}$: velocidad media máxima del viento (km h^{-1}).

Figura 4: Deposition rate (Td) and meteorological variables (July 2019 to July 2023). Td: aeolian sediment deposition rate ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$), P: rainfall (mm), Ta: mean air temperature ($^{\circ}\text{C}$), Vm: average wind speed (km h^{-1}), $V_{m(\text{máx})}$: maximum average wind speed (km h^{-1}).

La relación entre Td en el sitio Bosque y las distintas variables meteorológicas durante el período de estudio se muestran en la Figura 4. Para determinar cuál o cuáles de las variables meteorológicas fueron las que condicionaron de forma más significativa Td se realizó un análisis de regresión múltiple. Se probaron modelos de Td en función de la combinación de las variables meteorológicas (temperatura media del aire (Ta), humedad relativa del aire (Hr), precipitación (P), evapotranspiración potencial (ETP), velocidad media del viento (Vm), evapotranspiración real (ETR) y velocidad media máxima del viento ($V_{m(\text{máx})}$)). En primer lugar, se corrigió una aparente falta de homocedasticidad transformando con raíz cuadrada la variable Td. Se encontró que las variables Ta (temperatura media del aire) y $V_{m(\text{máx})}$ (velocidad media máxima) correlacionaron significativamente ($p < 0,05$) con Td. Por lo cual se realizó el análisis con las variables seleccionadas como predictivas de Td. La regresión fue significativa ($p < 0,05$), y el modelo propuesto logró explicar un 31% ($R^2_{\text{ajustado}} = 0,31$) de la variabilidad ($Td = 10,32 + 0,45 \times Ta - 0,24 \times V_{m(\text{máx})}$).

Como se ha demostrado en estudios previos (Avecilla et al., 2017), y parcialmente en concordancia con lo encontrado en el presente, los procesos de EE y sedimentación, están influenciados en gran medida por las variables meteorológicas Ta y $V_{m(\text{máx})}$. Los resultados indican que el depósito de sedimentos eólicos minerales estaría afectado por múltiples factores, entre los que se encuentran las condiciones meteorológicas imperantes durante el proceso, por la evolución estacional de la cobertura de los suelos agrícolas (dependiente del manejo) a nivel regional, y por la naturaleza caduca del estrato arbóreo dominante del parche de bosque, que posiblemente afecte la capacidad de retención de los sedimentos durante las distintas estaciones del año.

CONCLUSIONES

El estudio tuvo como objetivo determinar las tasas de sedimentación (Td) de sedimentos eólicos minerales en un parche de bosque nativo del agroecosistema del semiárido pampeano, durante 5 años. La Td media fue $0,143 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($520,15 \pm 361,35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) con variaciones estacionales marcadas. En el período primavera-verano la Td fue superior ($657 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) a la Td en el período otoño-invierno ($292 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Las variables meteorológicas que influenciaron de forma más significativa a Td fueron la temperatura del aire y la velocidad media máxima del viento. Sin embargo, estas variables sólo explicaron el $\sim 30\%$ de la variabilidad, indicando que otros factores como la cobertura del suelo y el manejo de los campos agrícolas que rodean al parche de bosque determinarían la producción de sedimentos a partir de la erosión eólica y consecuente sedimentación dentro del bosque. Estos resultados muestran la importancia de mantener los

parches de bosques dentro de la matriz agrícola en el semiárido, los cuales retienen sedimentos eólicos que finalmente se depositarían en el suelo forestal, minimizando los impactos negativos que los procesos de erosión eólica tienen en estos ecosistemas. Es necesario continuar con estudios que permitan profundizar en la comprensión de la dinámica de los procesos fuente/sumidero de los sedimentos originados por erosión eólica en el agroecosistema semiárido.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Sr. Hugo Capello por facilitar el acceso al sitio de estudio. Este estudio estuvo financiado por los proyectos PIP 2021-2023 (CONICET), PICT 2020 N° 03321 (ANPCyT-CONICET), I-158/19 (FA-UNLPam), y subsidio de la Dirección de Recursos Naturales (Ministerio de Producción) de la Provincia de La Pampa.

REFERENCIAS

- Aciego, S. M., Riebe, C. S., Hart, S. C., Blakowski, M. A., Carey, C. J., Aarons, S. M., Dove, N. C., Botthoff, J. K., Sims K. W. W. & Aronson, E. L. (2017). Dust outpaces bedrock in nutrient supply to montane forest ecosystems. *Nature Communications*, 8:14800. <https://doi.org/10.1038/ncomms14800>
- Aghasi, B., Jalalian, A., Khademi, H. & Besalatpour, A. A. (2019). Relationship between dust deposition rate and soil characteristics in an arid region of Iran. *Atmósfera* 32(2), 115-128. <https://doi.org/10.20937/ATM.2019.32.02.03>
- Avecilla, F., Panebianco, J. E. & Buschiazzo, D. E. (2017). Meteorological conditions during dust (PM10) emission from a tilled loam soil: identifying variables and thresholds. *Agricultural and Forest Meteorology*, 244, 21-32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.05.016>
- Berger, M. G., Iturri, L. A. y Buschiazzo, D. E. (2023). Evolución del suelo en sedimentos eólicos de depositación reciente en el semiárido. Efectos de espesores variables. *Ciencia Del Suelo*, 41 (1), 116-122. <https://ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/769>
- Cabrera, L. A. (1994). *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Regiones Fitogeográficas Argentinas*. (pp. 36-42). Editorial Acme.
- Cosentino, N. J., Gaiero, D. M., Torre, G., Pasquini, A. I., Coppo, R., Arce, J. M. & Vélez, G. (2020). Atmospheric dust dynamics in southern South America: A 14-year modern dust record in the loessic Pampean region. *The Holocene*, 30(4), 575-588. <https://doi.org/10.1177/0959683619875198>
- de Oro, L. A. & Buschiazzo, D. E. (2009). Threshold wind velocity as an index of soil susceptibility to wind erosion under variable climatic conditions. *Land Degradation & Development*, 20, 14-21. <https://doi.org/10.1002/ldr.863>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2002). InfoStat versión 1.1. FCA, Universidad Nacional de Córdoba.
- INTA, Gobierno de la Provincia de La Pampa y UNLPam. (1980). *Inventario Integrado de los recursos naturales de la Provincia de la Pampa*. Ediciones INTA.
- Iturri, L. A., Avecilla, F., Hevia, G. G. & Buschiazzo, D. E. (2016). Comparing adjacent cultivated- and "virgin" soils in wind erosion affected environments can lead to errors in measuring soil degradation. *Geoderma*, 264, 42-53. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.017>
- Lequy, E., Legout, A., Conil, S. & Turpault, M. P. (2013). Aeolian dust deposition rates in Northern French forests and inputs to their biogeochemical cycles. *Atmospheric Environment*, 80, 281-289. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.07.075>
- López-García P., Gelado-Caballero M. D., Santana-Castellano D., Suárez de Tangil M., Collado- Sánchez C. & Hernández-Brito, J. J. (2013). A three-year time-series of dust deposition flux measurements in Gran Canaria, Spain: A comparison of wet and dry surface deposition samplers. *Atmospheric Environment*, 79, 689-694. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.07.044>
- Mendez, M. J. & Buschiazzo, D. E. (2010). Wind erosion risk in agricultural soils under different tillage systems in the semiarid pampa of Argentina. *Soil & Tillage Research*, 106, 311-316. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.10.010>
- Ramsperger, B., Peinemann, N. & Stahr, K. (1998). Deposition rates and characteristics of aeolian dust in the semi-arid and sub-humid regions of the Argentinean Pampa. *Journal of Arid Environment*, 39 (3), 467-476. <https://doi.org/10.1006/jare.1997.0366>
- Subsecretaría de Asuntos Agrarios, Dirección de Agricultura, Ministerio de la Producción de La Pampa. <https://lapampa.redesclimaticas.com/>
- Soil Survey Staff, (1999). *Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. U.S. Government Printing Office, Washington.
- Tarabini, M., Gomez, F. y La Manna, L. (2019). Ceniza volcánica reciente como indicadora de retención de partículas en los suelos de la Patagonia andina. *Ciencia del Suelo*, 37(1), 101-112.
- Walkley, A. & Black, I.A. (1934). An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science*, 37, 29-38. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- Zárate, M.A. & Tripaldi, A. (2012). The aeolian system of central Argentina. *Aeolian Res.* 3, 401-417.

Zárate, M.A. (2003). Loess of southern South America. *Quaternary Science Reviews* 22, 1987–2006.

Zender, C. S., Bian, H. S. & Newman, D. (2003). Mineral Dust Entrainment and Deposition (DEAD) model: description and 1990s dust climatology. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108: 4416. <https://doi.org/10.1029/2002JD002775>

ANAEROBICALLY MINERALIZED NITROGEN WITHIN MACROAGGREGATES AS INDICATOR OF WHEAT NITROGEN NUTRITION

Vanesa García Gisela^{1,2,*}, Nahuel Ignacio Reussi-Calvo^{1,2}, Nicolás Wyngaard^{1,2}, Fernanda Covacevich^{2,3}, Guillermo Alberto Studdert¹

¹ Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP, Unidad Integrada Balcarce

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

³ Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología-Fundación para las Investigaciones Biológicas Aplicadas.

ABSTRACT

This work aimed to evaluate the capacity of anaerobically mineralized nitrogen (AN) within large (AN_{LM}), small (AN_{SM}), and total macroaggregates (AN_{TM}) to predict grain yield, aboveground biomass, and total nitrogen (N) content of wheat (*Triticum aestivum* L.) plants as compared to AN in bulk soil (AN_{BS}). Eight fields with non-N-fertilized wheat on Mollisols of the southeastern Argentinean Pampas were studied. Soil AN_{BS} , AN_{LM} , AN_{SM} , and AN_{TM} and wheat grain yield, aboveground biomass, and plant total N content were determined. The AN_{LM} , AN_{SM} , and AN_{TM} were positively related to grain yield, aboveground biomass, and plant total N content ($R^2=0.34-0.65$). The relationships between AN_{BS} and all those crop variables showed similar predictive capacity. Therefore, AN within macroaggregates was not a better indicator of soil nitrogen supply capacity than AN_{BS} .

Keywords: grain yield; aboveground biomass; total nitrogen.

NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS EN MACROAGREGADOS COMO INDICADOR DE LA NUTRICIÓN NITROGENADA DE TRIGO

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad del nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (AN) determinado dentro de macroagregados grandes (AN_{LM}), macroagregados chicos (AN_{SM}) y macroagregados totales (AN_{TM}) para predecir el rendimiento en grano, la biomasa aérea y el contenido de nitrógeno total en planta de trigo (*Triticum aestivum* L.) sin fertilización nitrogenada comparado con el AN determinado en la masa total del suelo (AN_{BS}). Fueron estudiados ocho lotes con trigo sin fertilización nitrogenada en Molisoles del sudeste de la Región Pampeana Argentina. El AN_{BS} , el AN_{LM} , el AN_{SM} , el AN_{TM} , el rendimiento en grano, la biomasa aérea y el contenido de nitrógeno total en planta fueron determinados. El AN_{LM} , el AN_{SM} y el AN_{TM} estuvieron relacionados con el rendimiento en grano, la biomasa aérea y el contenido de nitrógeno total en planta ($R^2=0.34-0.65$). Las relaciones entre el AN_{BS} y todas aquellas variables mostraron capacidades predictivas similares. Por lo tanto, el AN en macroagregados no fue un mejor indicador de la capacidad del suelo de suministrar nitrógeno que el AN_{BS} .

Palabras clave: rendimiento en grano; biomasa aérea; nitrógeno total.

* Autor de contacto:
gisela_garcia@hotmail.com

Recibido:
14-02-24

Recibido con revisiones:
12-05-24

Aceptado:
31-05-24

INTRODUCTION

Nitrogen (N) is the most influential nutrient for crop yield and quality (Echeverría & Sainz Rozas, 2014). Nitrogen fertilizer recommendations are generally based on bridging the gap between the grain yield of a non-N-fertilized crop and its grain yield potential with no N limitations under specific edaphoclimatic conditions (Correndo et al., 2021). Thus, the grain yield without N fertilization is determined by the soil N supply capacity (Reussi Calvo et al., 2013). In order to make sustainable decisions regarding N fertilization management, it is necessary to develop and use models for predicting the grain yield of unfertilized crops at its planting time or early growth stages (Archontoulis et al., 2020). However, such prediction is usually complex due to the large number of factors involved in the N dynamics (Archontoulis et al., 2020; Correndo et al., 2021). Along this line, N mineralization indicators are very important to help estimating the soil N availability, since they allow estimating the amount of N mineralized from the soil organic matter throughout the crop cycle (García & Reussi Calvo, 2014).

Potentially mineralizable N is considered the standard method to determine the nitrogen mineralization potential of a soil under laboratory conditions. However, it requires long incubation periods for its determination (>200 days), which restricts its use as a method for N fertility diagnosis for N fertilization recommendations in soil testing labs (Echeverría & Sainz Rozas, 2014). Consequently, numerous soil variables have been suggested as alternatives to potentially mineralizable N (Schomberg et al., 2009). One of such variables is the anaerobically mineralized N (AN) in the bulk soil (AN_{BS}), which involves a short (i.e., 7 days) anaerobic incubation period of soil samples (Keeney, 1982). Considering that AN_{BS} is strongly related to potentially mineralizable N, AN_{BS} has been proposed as a quick, simple, and precise alternative to estimate potentially mineralizable N (Schomberg et al., 2009). In this sense, it has been reported that AN_{BS} is positively associated with grain yields of non-N-fertilized corn (*Zea mays* L.) (Orcellet et al., 2017), wheat (*Triticum aestivum* L.) (Reussi Calvo et al., 2013), and barley (*Hordeum vulgare* L.) (Queirolo, 2018). The incorporation of AN_{BS} determined at 0-20 cm depth to the traditional methods for the N availability diagnosis has improved their capacity to predict grain yield of unfertilized crops and the response to N fertilization of wheat (Reussi Calvo et al., 2013) and corn (Orcellet et al., 2017). Such improvement allows a more precise and reliable determination of N fertilizer rates, leading to a more efficient and environmentally safer use of nitrogen fertilizers.

In Mollisols from temperate regions, macroaggregates (250-8000 μm) have a key role in the functioning of soil (García et al., 2021; Roldán et al., 2014). Since the concentration of organic fractions in soil macroaggregates is more sensitive to management practices than those determined in bulk soil (Roldán et al., 2014), AN within large (2000-8000 μm , AN_{LM}), small (250-2000 μm , AN_{SM}), and/or total macroaggregates (250-8000 μm , AN_{TM}) may be better indicators of soil N availability. Thus, AN_{LM} , AN_{SM} , and AN_{TM} could be more closely related than AN_{BS} to productive traits (grain yield, and aboveground biomass dry matter, and plant N accumulation) than AN_{BS} . The determination of AN within macroaggregates would allow a more precise N-fertilizer recommendation, reducing the economic and environmental impact of fertilization. The objective of this work was to evaluate the capacity of AN_{LM} , AN_{SM} , and AN_{TM} to predict grain yield, aboveground biomass, and plant total N plant content, as compared with AN_{BS} in non-N-fertilized wheat crops on Mollisols of the Southeastern Argentinean Pampas.

MATERIALS AND METHODS

In 2018, eight rainfed wheat fields of farms from the southeastern Argentinean Pampas (Figure 1) were selected to take soil and plant samples. Soils were Mollisols with surface textural classes typical of the region (i.e. loam, clay-loam, sandy-loam, and sandy-clay-loam, Rubio et al., 2019), and no evidence of erosion (slope<2%) or flooding. The climate in this area is classified as mesothermal subhumid-humid (according to the Thornthwaite classification) or as temperate humid without a dry season (according to the Köpen classification). Median annual rainfall ranges from 759 mm (West) to 950 mm (East), and mean air temperature ranges from 14.1 °C (South) to 15.1 °C (North). In each field, a 400 m² plot was delimited and georeferenced, and those plots were preserved from receiving N fertilization. Wheat was sown between June and July of 2018, using intermediate-growing-season varieties recommended for this region. Weeds, pests, and diseases control was done by the farmers, and the tillage system was no-tillage in all the fields.

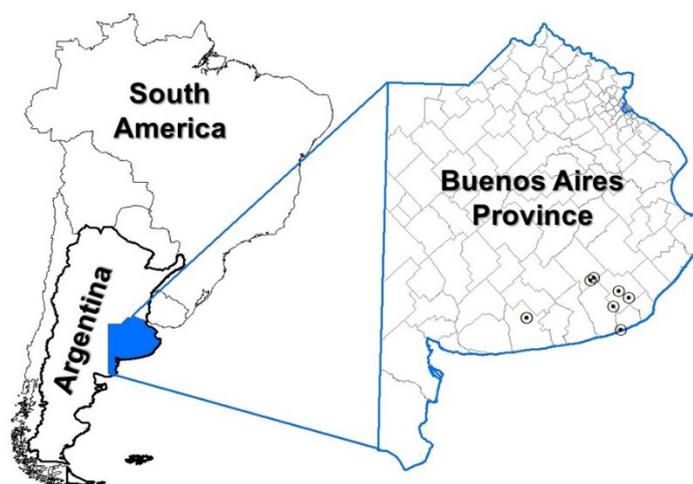


Figure 1: Sampling sites (circles) throughout the southeastern Buenos Aires province at the Argentinean Pampas.
Figura 1: Sitios de muestreo (círculos) en el sudeste de la provincia de Buenos Aires en la Región Pampeana argentina.

At wheat sowing (June and July of 2018) composite soil samples (5 subsamples) were taken at 0-20 cm depth using a tubular sampler at field capacity to determine AN_{BS} in the unfertilized plots. The samples were dried at 50 °C until constant weight and ground to pass through a 2000- μ m sieve removing all identifiable plant material. These samples were later used to determine AN_{BS} . Additional composite soil samples were taken at 0-20 cm depth with a shovel (5 subsamples from each plot) to determine AN_{LM} , AN_{SM} and AN_{TM} . Upon extraction, aggregates were carefully and manually separated to pass through an 8000- μ m sieve, removing all identifiable plant material, and then dried at 50 °C until constant weight. Macroaggregates separation was performed as described by Six et al. (1998). In detail, 100 g aliquot of dry aggregates were capillary re-wetted for 24 h until field capacity. Re-wetted aggregates were placed on the 2000- μ m-mesh sieve and submerged in water for 5 min. After that, large macroaggregates and small macroaggregates were separated by sieving in water for 2-min (50 3-cm-run up and down oscillations) on a 2000 μ m and 250 μ m sieve, respectively. Aggregate fractions were back-washed from the sieve, allowed to flocculate for 24 h, and oven-dried at 50 °C until constant weight after removing the supernatant. Dry large and small macroaggregates were ground with mortar and pestle to pass through a 500- μ m sieve. The AN_{BS} , AN_{LM} and AN_{SM} were determined through short anaerobic incubation for 7 d at 40 °C (Keeney, 1982), and ammonium-N quantified by steam distillation (Keeney & Nelson, 1982). The AN_{BS} was expressed in mg ammonium-N per kg^{-1} bulk soil dry mass, whereas AN_{LM} and AN_{SM} were expressed in mg ammonium-N per kg^{-1} large and small macroaggregates dry mass, respectively. The AN_{TM} was calculated through the average of AN_{LM} and AN_{SM} weighted by the mass proportion of large and small macroaggregates masses, respectively. Additionally, soil samples were taken at 0-60 cm in each plot to determine N as nitrate through extraction with potassium sulfate and quantification by spectrophotometry (Keeney & Nelson, 1982).

At wheat physiological maturity, aboveground biomass samples were randomly taken in each plot from three 9-m-long crop rows. Samples were dried at 60 °C until constant weight and weighed, and aboveground biomass was determined as the sum of the dry matter of leaves and stems, and grain yield. Then, spikes were separated from the rest of the plant (leaf and stem), threshed with a stationary thresher, and grains were weighted. Grain yield was expressed at 14% moisture. Both grains and leaves and stems were ground to pass through a 500- μ m sieve to determine plant total N content by wet combustion followed by steam distillation (Bremner & Mulvaney, 1982). All crop variables (i.e., grain yield, aboveground biomass, and total N) were expressed as mass per area unit (i.e., $kg\ ha^{-1}$).

Water availability throughout the crop cycle was calculated as the sum of soil available water at sowing and rainfall during the crop growth cycle (i.e., from July to December). Available water in the soil at sowing was 150 mm considering that the soil profile was at field capacity (Carpaneto & Lanzavecchia, 2016). Rainfall records were obtained from records of weather stations located near the experiments (< 5 km). The association between variables was evaluated through Pearson correlation coefficients and simple linear

regression and linear-plateau models. Statistical analyses were performed with R software (R Core Team, 2020). A significance level of 0.05 was used.

RESULTS

Minimum, mean, and maximum values of AN within macroaggregates (i.e. AN_{LM} , AN_{SM} , and AN_{TM}), AN_{BS} , N as nitrate, and crop variables are presented in Table 1. Available water during the crop cycle ranged between 400 and 845 mm, with a mean value of 587 mm. Nitrogen as nitrate was not correlated to AN_{LM} , AN_{SM} , AN_{TM} , AN_{BS} , and grain yield, but it was correlated to aboveground biomass ($r=0.65$) and plant total N ($r=0.64$). The AN_{BS} was related to grain yield (pseudo- $R^2=0.67$, Figure 2a) and aboveground biomass (pseudo- $R^2=0.39$, Figure 2b) through linear-plateau models. Grain yield increased with aboveground biomass up to an estimated value of 58.2 mg kg⁻¹, beyond which it stabilized at 6058 kg ha⁻¹ (Figure 2a). The relationship between aboveground biomass and AN_{BS} showed a similar behavior showing an AN_{BS} threshold of 57.1 mg kg⁻¹, beyond which aboveground biomass stabilized at 13212.7 kg ha⁻¹ (Figure 2b). The AN_{BS} was linear and positively related to plant total N ($R^2=0.48$, Figure 2c).

Table 1: Minimum, mean, and maximum values of anaerobically mineralized nitrogen (AN) in bulk soil (AN_{BS}), AN in large macroaggregates (2000-8000 μ m, AN_{LM}), AN in small macroaggregates (250-2000 μ m, AN_{SM}), AN in total macroaggregates (250-8000 μ m, AN_{TM}), nitrogen as nitrate ($N-NO_3^-$), yield grain, aboveground biomass, and plant total nitrogen content of wheat without nitrogen fertilization.

Tabla 1: Valores mínimos, medios y máximos de nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (AN) en la masa total del suelo (AN_{BS}), AN en macroagregados grandes (2000-8000 μ m, AN_{LM}), AN en macroagregados chicos (250-2000 μ m, AN_{SM}), AN en macroagregados totales (250-8000 μ m, AN_{TM}), nitrógeno como nitrato ($N-NO_3^-$), rendimiento en grano, biomasa aérea y nitrógeno total en planta de trigo sin fertilización nitrogenada.

Variable	n	Minimum	Mean	Maximum
AN_{BS} (mg kg ⁻¹)	8	44.4	61.5	95.0
AN_{LM} (mg kg ⁻¹)	8	48.2	72.0	109.4
AN_{SM} (mg kg ⁻¹)	8	53.9	72.3	111.7
AN_{TM} (mg kg ⁻¹)	8	49.4	72.1	109.9
$N-NO_3^-$ (mg kg ⁻¹)	8	4.6	9.7	23.1
Grain yield (kg ha ⁻¹)	24	2893.4	5217.6	7818.7
Aboveground biomass (kg ha ⁻¹)	24	7257.1	12084.7	16000.0
Total nitrogen (kg ha ⁻¹)	24	66.0	110.2	166.7

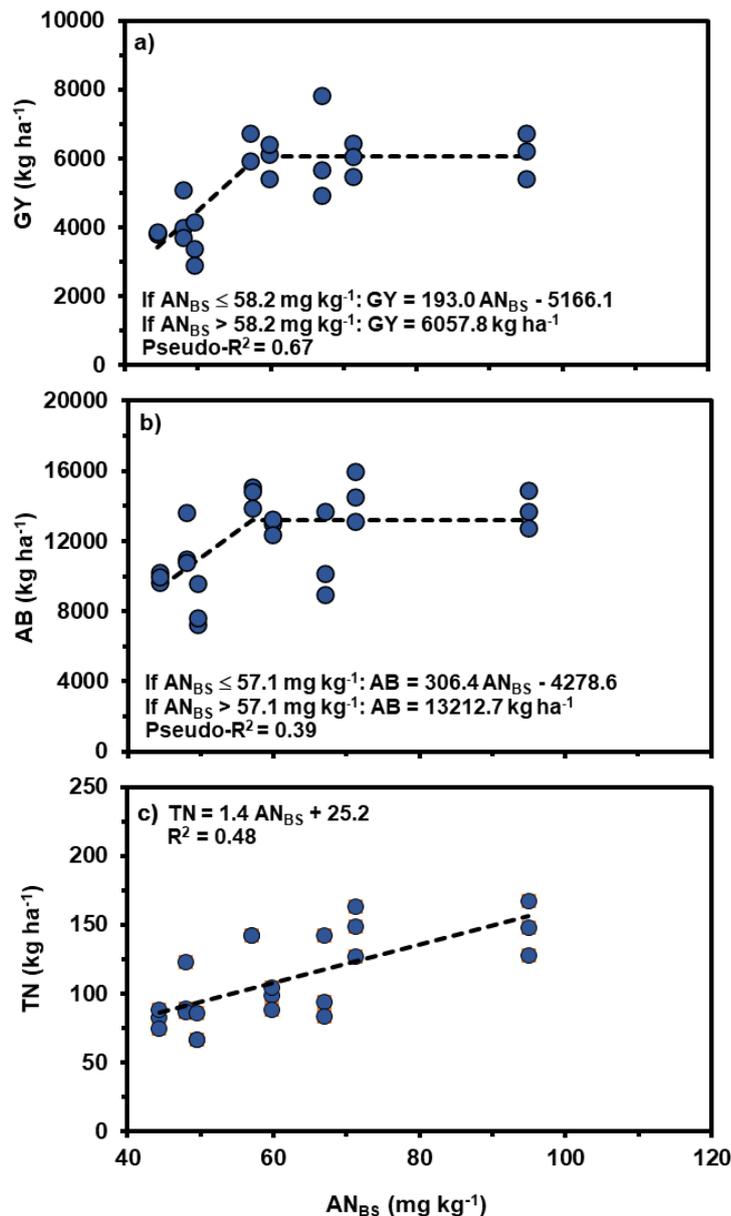


Figure 2: Relationships between anaerobically mineralized nitrogen (AN) in bulk soil (AN_{BS}) and yield grain (GY) (a), above-ground biomass (AB) (b), and total nitrogen in plant (TN) (c) of wheat without nitrogen fertilization ($n = 24$).

Figura 2: Relaciones entre el nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (AN) en la masa total del suelo (AN_{BS}) y el rendimiento en grano (GY) (a), la biomasa aérea (AB) (b), y el nitrógeno total en planta (TN) (c) de trigo sin fertilización nitrogenada ($n = 24$).

The AN_{LM} , AN_{SM} and AN_{TM} were positive and closely correlated to AN_{BS} (r of 0.87, 0.81, and 0.87, respectively). The AN within macroaggregates (i.e., AN_{LM} , AN_{SM} and/or AN_{TM}) were related to grain yield (Figure 3a, d, g, respectively), aboveground biomass (Figure 3b, e, h, respectively), and plant total N (Figure 3c, f, i, respectively) through different models, depending on the analyzed variables. The AN_{LM} , AN_{SM} and AN_{TM} were related to grain yield (Figure 3a, d, g, respectively) and aboveground biomass (Figure 3b, e, h, respectively) through linear-plateau models. Grain yield and aboveground biomass increased with the increase of AN within macroaggregates up to estimated values between 64.7 and 69.0 $mg\ kg^{-1}$, respectively, beyond which grain yield and aboveground biomass stabilized at average values of 5713 and 13330 $kg\ ha^{-1}$, respectively. The AN within macroaggregates was related to plant total N (Figure 3c, f, i) through linear models. Model fittings of the relationships between AN_{LM} , AN_{SM} and AN_{TM} and grain yield (Figure 3a, d, g, respectively, pseudo- R^2 of 0.52, 0.38, and 0.50, respectively) and plant total N (Figure 3c, f, i, respectively, R^2 of 0.46, 0.34, and

0.44, respectively) were lower than those between AN_{BS} and grain yield (Figure 2a, pseudo- R^2 of 0.67) and plant total N (Figure 2c, R^2 of 0.48), respectively. Contrarily, higher pseudo- R^2 were found between AN within macroaggregates (i.e., AN_{LM} , AN_{SM} and AN_{TM}) and aboveground biomass (Figure 3b, e, h, pseudo- R^2 of 0.62, 0.65, and 0.64, respectively) than between AN_{BS} and aboveground biomass (Figure 2b, R^2 of 0.39)

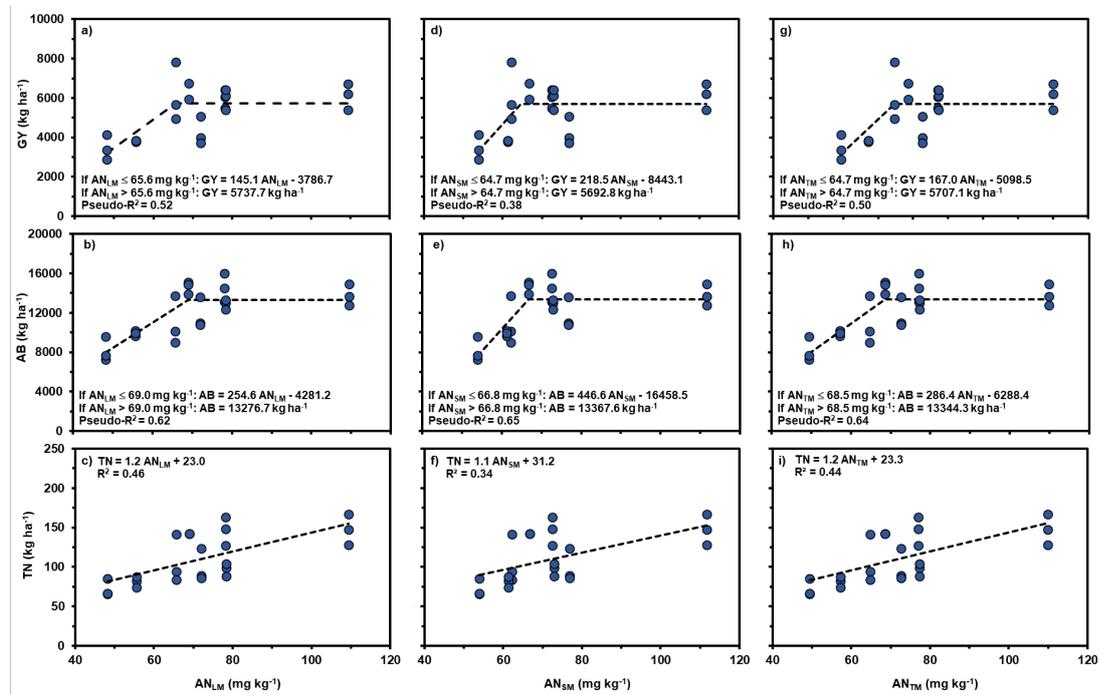


Figure 3: Relations between anaerobically mineralized nitrogen (AN) in large macroaggregates (2000-8000 μ m) (AN_{LM}) and yield grain (GY) (a), aboveground biomass (AB) (b), and total nitrogen in plant (TN) (c), AN in small macroaggregates (250-2000 μ m) (AN_{SM}) and GY (d), AB (e), and TN (f), AN in total macroaggregates (250-2000 μ m) (AN_{TM}) and GY (g), AB (h), and TN (i) of wheat without nitrogen fertilization (n = 24).

Figura 3: Relaciones entre el nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (AN) en macroagregados grandes (2000-8000 μ m) (AN_{LM}) y el rendimiento en grano (GY) (a), la biomasa aérea (AB) (b), y el nitrógeno total en planta (TN) (c), el AN en macroagregados chicos (250-2000 μ m) (AN_{SM}) y el GY (d), la AB (e), y el TN (f), el AN en macroagregados totales (250-2000 μ m) (AN_{TM}) y el GY (g), la AB (h), y el TN (i) de trigo sin fertilización nitrogenada (n = 24).

DISCUSSION

The mean value of grain yield without N fertilization recorded at this study was greater (Table 1) than the average wheat grain yield at the studied area during the same year (4614 kg ha⁻¹) and at the previous 15 years (4240 kg ha⁻¹) (MAGyP, 2020). No water limitations were observed during the crop growing season since water availability exceeded crop water demand (i.e. 385 mm, Abbate, 2017) in all experiments.

Given that AN within macroaggregates was related to crop variables (Figure 3), our results suggest that AN_{LM} , AN_{SM} and AN_{TM} are indicators of wheat performance and, specifically, of the soil N availability during the growing season, as AN_{BS} is. In general, the relationships between AN within macroaggregates and crop variables (Figure 3) presented a similar behavior as the relations between AN_{BS} and crop variables (Figure 2). This could be due to the close relations between AN_{BS} and AN within macroaggregates (i.e., AN_{LM} , AN_{SM} and/or AN_{TM}). Similar relations between AN_{BS} and AN within macroaggregates were reported by other authors in Mollisols (García et al., 2021; Gregorutti et al., 2014; Rivero et al., 2020) and Vertisols (Gregorutti et al., 2014). These results indicate that the largest proportion of organic nitrogen that is quantified through AN_{BS} is found in macroaggregates (García et al., 2021; Gregorutti et al., 2014; Rivero et al., 2020).

The AN_{BS} and AN within macroaggregates (i.e., AN_{LM} , AN_{SM} and/or AN_{TM}) explained reasonably well the grain yield variability (pseudo- R^2 between 0.38 and 0.67, Figure 2a, 3a, e, i) and the aboveground biomass variability (pseudo- R^2 between 0.39 and 0.65, Figure 2b, 3b, f, j). For the southeastern Argentinean Pampas

soils, other authors reported positive linear relations between AN_{BS} and grain yield in unfertilized barley (Queirolo, 2018) and wheat (Reussi Calvo et al., 2013) crops, in which AN_{BS} explained 45% and 41% of grain yield variability, respectively.

The associations between AN_{BS} , AN_{LM} , AN_{SM} and AN_{TM} with total nitrogen (Figure 2c) confirm that AN expresses the soil nitrogen supply capacity (Reussi Calvo et al., 2013). The AN_{BS} and AN within macroaggregates (i.e., AN_{LM} , AN_{SM} and/or AN_{TM}) explained as much variability of plant total N (34-48%, Figure 2c, 3c, g, k) as reported by Reussi Calvo et al. (2013) for wheat.

Although no differences were observed between AN within macroaggregates (i.e., AN_{LM} , AN_{SM} and/or AN_{TM}) and AN_{BS} in their ability to predict wheat grain yield (lower pseudo- R^2 , Figure 3a, d, g vs Figure 2a) and plant total N content (Figure 3c, f, i vs Figure 2c), AN within macroaggregates was a better indicator of above-ground biomass (Figure 3b, e, h vs Figure 2b). Previous studies have reported that AN_{LM} and AN_{TM} were not better indicators of soil properties (i.e. total and particulate organic carbon, and aggregate stability) than AN_{BS} (García et al., 2021; Rivero et al., 2020).

CONCLUSION

Under the conditions of this study, AN_{LM} , AN_{SM} and AN_{TM} were not better indicators of grain yield and plant total N than AN_{BS} . For this reason and considering that grain yield was better explained by AN_{BS} than by AN within large, small and/or total macroaggregates, the determination of AN_{BS} would be enough to estimate the capacity of soils to supply N. This allows to predict wheat N nutrition, allowing precise N-fertilizer recommendations. Hence, it would not be necessary to use a more complex procedure to determine AN within macroaggregates, which additionally demands more careful sampling and conditioning of soil samples to avoid aggregate disturbance, and the separation of macroaggregates through water sieving after capillary wetting.

ACKNOWLEDGMENTS

Part of the results presented in this work corresponds to the Doctoral Dissertation of the senior author at the Programa de Posgrado en Ciencias Agrarias, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. This work was supported by the Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR653/21 and AGR689/22), the Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (PICT-2021-I-INVI-00619), and the Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (PNCyO 1127032), Argentina. The authors want to express their deep appreciation to the farmers who allowed soil sampling in their fields and data collection and use for this study.

REFERENCES

- Abbate, P. E. (2017). Bases ecofisiológicas del manejo del cultivo de trigo en la Región Pampeana. En G. A. Divito y F. O. García (Eds.), *Manual del Cultivo de Trigo* (pp. 33-52). International Plant Nutrition Institute.
- Archontoulis, S. V., Castellano, M. J., Licht, M. A., Nichols, V., Baum, M., Huber, I., Martínez-Ferá, R., Puntel, L., Ordóñez, R.A., Iqbal, J., Wright, E.E., Dietzel, R.N., Helmers, M., Vanloocke, A., Liebman, M., Hatfield, J. L., Herzmann, D., Córdova, S. C., Edmonds, P., Togliatti, K., Kessler, A., Danalatos, G., Pasley, H., Pederson, C. & Lamkey, K.R. (2020). Predicting crop yields and soil-plant nitrogen dynamics in the US Corn Belt. *Crop Science*, 60,721-738. <https://doi.org/10.1002/csc2.20039>
- Bremner, J. M. & Mulvaney, Y. C. (1982). Nitrogen total. In A. L. Page (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. (2a ed., Agronomy Monograph 9) (pp. 595-624). Am. Soc. Agron. Inc. – Soil Sci. Soc. Am. Inc.
- Carpaneto, B. y Lanzavecchia, L. (2016). Informe agropecuario mensual. Red de Información Agropecuaria Mensual Estación Experimental Agropecuaria del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Balcarce, 122, 1-12.
- Correndo, A. A., Rotundo, J. L., Tremblay, N., Archontoulis, S., Coulter, J. A., Ruiz-Díaz, D., Franzen, D., Franzluebbers, A. J., Nafziger, E., Schwalbert, R., Steinke, K., Williams, J., Messina, C.D. & Ciampitti, I. A. (2021). Assessing the uncertainty of maize yield without nitrogen fertilization. *Field Crops Research*, 260,107985. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107985>
- Echeverría, H. E. & Sainz Rozas, H. R. (2014). Nitrógeno. En H. E. Echeverría y F. O. García (Ed.), *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos* (2a ed.) (pp. 189-228). Ediciones INTA.
- García, F. O. & Reussi Calvo, N. I. (2014). Trigo. En H. E. Echeverría y F. O. García (Eds.), *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos* (2a ed.) (pp. 401-434). Ediciones INTA.
- García, G. V., Campos, M. E., Wyngaard, N., Reussi Calvo, N. I., San Martino, S., Covacevich, F. & Studdert, G. A. (2021). Anaerobically mineralized nitrogen within macroaggregates as a soil health indicator. *Catena*, 198,105034. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105034>

- Gregorutti, V. C., Novelli, L. E., Melchiori, R. J. M., Ormaechea, M. V. y Caviglia, O. P. (2014). Nitrógeno incubado en anaerobiosis y su relación con el nitrógeno orgánico en diferentes fracciones. *Ciencia del Suelo*, 32(1),1-11.
- Keeney, D. R. (1982). Nitrogen-availability indexes. En A. L. Page (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. (2a ed., Agronomy Monograph 9) (pp. 711-733). Am. Soc. Agron. Inc. – Soil Sci. Soc. Am. Inc.
- Keeney, D. R. & Nelson, D. W. (1982). Nitrogen inorganic forms. En A. L. Page (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. (2a ed., Agronomy Monograph 9) (pp. 643-698). Am. Soc. Agron. Inc. – Soil Sci. Soc. Am. Inc.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP). (2020). *Agricultura-estimaciones agrícolas. Datos agricultura, ganadería y pesca [dataset]*. Sitio web <https://datos.magyp.gob.ar/dataset/estimaciones-agricolas>.
- Orcellet, J. M., Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H. R., Wyngaard, N. & Echeverría, H. E. (2017). Anaerobically incubated nitrogen improved nitrogen diagnosis in corn. *Agronomy Journal*, 109(1),291-298. <https://doi.org/10.2134/agronj2016.02.0115>
- Queirolo, I. (2018). *Manejo del nitrógeno para incrementar la eficiencia de uso y la calidad en cebada cervecera* [Tesis de Maestría no publicada]. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. Sitio web <https://www.R-project.org/>.
- Reussi Calvo, N. I., Sainz Rozas, H., Echeverría, H. E. & Berardo, A. (2013). Contribution of anaerobically incubated nitrogen to the diagnosis of nitrogen status in spring wheat. *Agronomy Journal*, 105(2),1-8. <https://doi.org/10.2134/agronj2012.0287>
- Rivero, C., Tourn, S. N., García, G. V., Videla, C. C., Domínguez, G. F. & Studdert, G. A. (2020). Nitrogen mineralized in anaerobiosis as indicator of soil aggregate stability. *Agronomy Journal*, 112(1),592-607. <https://doi.org/10.1002/agj2.20056>
- Roldán, M. F., Studdert, G., Videla, C. C., San Martino, S. y Picone, L. I. (2014). Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. *Ciencia del Suelo*, 32(2),247-257.
- Rubio, G., Pereyra, F. X. & Taboada, M. A. (2019). Soils of the Pampean Region. In G. Rubio, R. S. Lavado & F. X. Pereyra (Eds.) *The Soils of Argentina* (pp. 81-100). Springer Int. Publ.
- Schomberg, H. H., Wietholter, S., Griffin, T. S., Reeves, D. W., Cabrera, M. L. & Fisher, D. S. (2009). Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. *Soil Science Society of America Journal*, 73(5),1575-1586. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0303>
- Six, J., Elliott, E. T., Paustian, K. & Doran, J.W. (1998). Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62(5),1367-1377.