

# 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 (2)**

Behrends Kraemer, Filipe

Beltrán, Marcelo Javier

Chagas, Celio Ignacio

Cicore, Pablo Leandro

Colazo, Juan Cruz

Covelli, Julieta

Crespo, Cecilia

Dalurzo, Humberto Carlos

De Siervi, Marcelo

Eyherabide, Mercedes

García Parisi, Pablo

Herrera Tobón, Andrea

Imhoff, Silvia del Carmen

Jorge Escudero, Gabriella

La Manna, Ludmila

Marino, María Alejandra

Melani, Esteban

Moreno, María Virginia

Rojas, Julieta Mariana

Sá Pereira, Eduardo

Salvio, Carla

Toledo, Santiago

Wilson, Marcelo German

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 2

### TABLA DE CONTENIDOS

#### BIOLOGÍA DEL SUELO

##### LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO RESPONDE A LOS SISTEMAS DE LABRANZA EN AMBIENTES SEMIARIDOS

##### THE SOIL BIOLOGICAL ACTIVITY RESPONDS TO TILLAGE SYSTEMS IN SEMIARID ENVIRONMENTS

*Juan Pablo Frene<sup>1,3,\*</sup>, Luciano Andrés Gabbarini<sup>2,3</sup>, Natalia Belén Robledo<sup>1</sup>, Luis Gabriel Wall<sup>1,\*</sup>*

<sup>1</sup> Laboratorio de Bioquímica y Biología del Suelo, Centro de Bioquímica y Microbiología del Suelo, Universidad Nacional de Quilmes. Bernal, Buenos Aires, Argentina.

<sup>2</sup> Laboratorio de Nanosistemas de Aplicación Biotecnológica, Universidad Nacional de Hurlingham, Argentina.

<sup>3</sup> Coautores con contribución equivalente.

\* Autor de contacto: wall.luisgabriel@gmail.com; juanpablofrene@gmail.com ..... 111

#### FERTILIDAD DE SUELOS Y NUTRICIÓN VEGETAL

##### EFFECTO DE LA FERTILIZACIÓN SOBRE BIOMASA AEREA Y EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES DE ALFALFA EN SUELOS CONTRASTANTES

##### EFFECT OF FERTILIZATION ON AERIAL BIOMASS AND NUTRIENT EXTRACTION OF LUCERNE IN CONTRASTING SOILS

*Romina Fernández<sup>1,2,\*</sup>, Cristian Osvaldo Álvarez<sup>1</sup>, Mauricio Gastón Uhaldegaray<sup>1</sup>;*

*Elke Johanna Noellemeyer<sup>2</sup>; Alberto Raúl Quiroga<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Anguil, Anguil, La Pampa.

<sup>2</sup> Universidad Nacional de la Pampa, Facultad de Agronomía, Santa Rosa, La Pampa.

\* Autor de contacto: fernandez.romina@inta.gov.ar ..... 126

#### MANEJO Y CONSERVACIÓN DE SUELOS Y AGUAS. RIEGO Y DRENAJE

##### INFLUENCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA Y DEL ABONO SOBRE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS EN SUELOS DE LA PAMPA

##### WATER QUALITY AND MANURE INFLUENCE ON ORGANIC FRACTIONS OF LA PAMPA SOILS

*Daiana Susana Huespe<sup>1,\*</sup>, Juan Alberto Galantini<sup>2,3</sup>, Luciano Martín Baraldi<sup>4</sup>, Cristian Álvarez<sup>5,6</sup>*

<sup>1</sup> Agencia de Extensión Rural del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Guatraché, La Pampa.

<sup>2</sup> Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires.

<sup>3</sup> Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires.

<sup>4</sup> Laboratorio de Servicios Analíticos de Suelos, Plantas y Ambiente (LABSPA). Perteneciente al CERZOS-CONICET-UNS., Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires.

<sup>5</sup> Agencia de Extensión Rural del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) General Pico, La Pampa.

<sup>6</sup> Facultad de agronomía, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam), Santa Rosa, La Pampa.

\* Autor de contacto: huespe.daiana@inta.gov.ar ..... 138

##### CARBONO ORGÁNICO MINERALIZADO EN PERÍODOS CORTOS DE INCUBACIÓN AERÓBICA COMO INDICADOR DE SALUD EDÁFICA

##### ORGANIC CARBON MINERALIZED IN SHORT AEROBIC INCUBATION PERIODS AS SOIL HEALTH INDICATOR

*Santiago Néstor Tourn<sup>1,2</sup>; Cecilia del Carmen Videla<sup>1</sup>; Camila Rivero<sup>2</sup>; Gisela Vanesa García<sup>1,3</sup>; Débora Josela Ricciuto<sup>1,3</sup>; Silvia Rodríguez<sup>1</sup>; Guillermo Alberto Studdert<sup>1,\*</sup>*

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce;

<sup>2</sup> Actividad privada;

<sup>3</sup> Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.

\* Autor de contacto: gastudde@mdp.edu.ar ..... 154

**CARCAVAMIENTO EN LA PAMPA ONDULADA: 50 AÑOS DE EVOLUCIÓN EN LA CUENCA DEL ARROYO DEL TALA**

GULLY EROSION IN THE ROLLING PAMPA: 50 YEARS OF EVOLUTION IN THE ARROYO DEL TALA BASIN

*Lucía Worcel<sup>1,\*</sup>, Sebastián Vangeli<sup>1</sup>, Celio Ignacio Chagas<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

\* Autor de contacto: lworcel@agro.uba.ar ..... 168

**GÉNESIS, CLASIFICACIÓN, CARTOGRAFÍA Y MINERALOGÍA DE SUELOS**

**EVOLUCIÓN DEL SUELO SOBRE SEDIMENTOS EÓLICOS DE ACUMULACIÓN RECIENTE EN EL SEMIÁRIDO**  
SOIL EVOLUTION ON RECENTLY ACCUMULATED AEOLIAN SEDIMENTS IN THE SEMIARID REGION

*Micaela Gisel Berger<sup>1\*</sup>, Daniel Eduardo Buschiazzi<sup>1</sup>, Rocío Noelia Comas<sup>1,2</sup>, Laura Antonela Iturri<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam), Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>2</sup> Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

\* Autor de contacto: mgberger@conicet.gov.ar ..... 180

**NOTAS**

**DEGRADACIÓN DEL SUELO: EFECTO SOBRE LA TASA DE ENRIQUECIMIENTO**

SOIL DEGRADATION: EFFECT ON THE ENRICHMENT RATIO

*Micaela Gisel Berger<sup>1,\*</sup>, Daniel Eduardo Buschiazzi<sup>1</sup>, Laura Antonela Iturri<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam)

<sup>2</sup> Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam)

\* Autor de contacto: mgberger@conicet.gov.ar ..... 191

**VARIABLES EDAFICAS EN RESPUESTA A DISTINTAS CARGAS ANIMALES SOBRE LA PROMOCIÓN DE ESPECIES INVERNALES EN UN ARGIACUOL**

EDAPHIC VARIABLES IN RESPONSE TO DIFFERENT STOCKING RATES ON A GRASSLAND WITH MANAGEMENT-PROMOTED WINTER GRASS SPECIES IN AN ARGIAQUOL

*Natalia Elisabet Machetti<sup>1,\*</sup>, Andrea Edith Pellegrini<sup>1</sup>, Federico E. Fernández<sup>1</sup>, María Lorena Agnelli<sup>1</sup>, Pablo Raúl Gelati<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata

\* Autor de contacto: nataliaemachetti@gmail.com ..... 196

**SUCESION DE MESOINVERTEBRADOS EN DOS PILAS DE COMPOST CONTRASTANTES**

MESOINVERTEBRATE SUCCESSION IN TWO CONTRASTING COMPOST PILES

*Nicolás Andrés Ferreiro<sup>1,2,\*</sup>, Delfina Villarreal<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> INEDES (Universidad Nacional de Luján-CONICET), Luján, Buenos Aires, Argentina.

<sup>2</sup> Universidad Nacional de Luján, Luján, Buenos Aires, Argentina.

\* Autor de contacto: nicolasferreiro@conicet.gov.ar ..... 208

**MIP OES, UNA ESPECTROMETRÍA ATÓMICA EMERGENTE PARA LA DETERMINACIÓN MULTIELEMENTAL EN SUELO**

MIP OES, AN EMERGENT ATOMIC SPECTROMETRY FOR MULTIELEMENTAL DETERMINATION IN SOIL

*Micaela Pérez<sup>1</sup>, Daiana Brunello<sup>2</sup>, Florencia Cora Jofre<sup>2,3</sup>, Marianela Savio<sup>2,3</sup>, Nanci Kloster<sup>1,4,\*</sup>*

<sup>1</sup> Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>3</sup> Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam), Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>4</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria "Ing. Agr. Guillermo Covas", Anguil, La Pampa, Argentina.

\* Autor de contacto: kloster.nanci@inta.gov.ar ..... 219

**REVISIÓN**

**BIOINDICADORES PARA EL MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD Y LOS SERVICIOS ECOSISTEMICOS DEL SUELO**

BIOINDICATORS FOR MONITORING SOIL BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES

*Margarita Ros<sup>1,\*</sup>, Luna Medrano<sup>2</sup>, Maria del Mar Alguacil<sup>1</sup>, Javier Alejandre<sup>3</sup>, Gema Del Río<sup>3</sup>, Daniel Sacristán<sup>4</sup>, Manuel Delgado-Baquerizo<sup>2</sup>, Antonio Rafael Sánchez-Rodríguez<sup>5</sup>, Raúl Ochoa-Hueso<sup>6</sup>, Jose Antonio Pascual<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS) CSIC, Campus Universitario de Espinardo, Murcia, España.

<sup>2</sup>Laboratorio de Biodiversidad y Funcionamiento Ecosistémico. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS) CSIC, Sevilla, España.

<sup>3</sup>Gabinete Técnico, Unión de Pequeños Agricultores y Ganaderos, Madrid, España.

<sup>4</sup>Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Valencia, Valencia, España.

<sup>5</sup>Unidad de Edafología, Departamento de Agronomía, Campus Universitario de Rabanales, Universidad de Córdoba, Córdoba, España.

<sup>6</sup> Departamento de Biología, Área de Botánica. IVAGRO. Universidad de Cádiz, Puerto Real, España.

\* Autor de contacto: margaros@cebas.csic.es ..... 226

## LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO RESPONDE A LOS SISTEMAS DE LABRANZA EN AMBIENTES SEMIARIDOS

Juan Pablo Frene<sup>1,3,\*</sup>, Luciano Andrés Gabbarini<sup>2,3</sup>, Natalia Belén Robledo<sup>1</sup>, Luis Gabriel Wall<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Bioquímica y Biología del Suelo, Centro de Bioquímica y Microbiología del Suelo, Universidad Nacional de Quilmes. Bernal, Buenos Aires, Argentina.

<sup>2</sup>Laboratorio de Nanosistemas de Aplicación Biotecnológica, Universidad Nacional de Hurlingham, Argentina.

<sup>3</sup>Coautores con contribución equivalente.

### RESUMEN

El suelo es el principal reservorio biológico del planeta, ya que se transforma en organismos vivos, desde las plantas hasta las comunidades microbianas. Los diferentes manejos y usos del suelo modifican las propiedades de los mismos, condicionando la estructura de las comunidades microbianas. Este trabajo tuvo como objetivo comparar la actividad biológica de suelos bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) posterior a la siembra (primavera) y a la cosecha (otoño) de maíz (*Zea mays* L) en Tornquist, Argentina. Se tomaron muestras a dos profundidades, 0-5 y 5-10 cm, y se determinaron diversos parámetros químicos (carbono orgánico total, fósforo extraíble y carbono de la biomasa microbiana), físico (agregados) y bioquímicos/biológicos (actividades enzimáticas y perfiles fisiológicos a nivel de comunidades). Nuestros resultados muestran que la SD incrementa los macroagregados y las actividades enzimáticas del suelo mientras que la LC incrementa la biomasa microbiana y la respiración del suelo. Además, la biomasa microbiana correlacionó positivamente con los microagregados, mientras que la actividad enzimática lo hizo con los macroagregados de forma positiva. Nuestros resultados confirman la necesidad de continuar estudiando los sistemas de labranza para comprender mejor el funcionamiento de la actividad biológica de los suelos.

**Palabras clave:** enzimas del suelo, respiración del suelo, siembra directa, agregados

## THE SOIL BIOLOGICAL ACTIVITY RESPONDS TO TILLAGE SYSTEMS IN SEMIARID ENVIRONMENTS

### ABSTRACT

Soil is the main biological reservoir on the planet, since it is transformed into living organisms, from plants to microbial communities. Different management practices and uses of the soil modify its properties, affecting the structure of the microbial communities. This work aimed to compare the biological activity of soils under conventional tillage (LC) and no-tillage (SD) after sowing (spring) and harvest (autumn) of corn (*Zea mays* L) in Tornquist, Argentina. Soil samples were taken at two depths, 0-5 and 5-10 cm, and various chemical (total organic carbon, extractable phosphorus, microbial biomass carbon), physical (aggregates), and biochemical/biological parameters (soil enzyme activities and community physiological profile) were determined. Our results show that SD increases soil macroaggregates and enzymatic activities while LC increases microbial biomass and soil respiration. Furthermore, microbial biomass positively correlated with micro aggregates, while enzymatic activity correlated positively with macro aggregates. Our results confirm the need to continue studying tillage systems to better understand the functioning of soil biological activity.

**Keywords:** soil enzymes, soil respiration, no-tillage, aggregates

\* Autores de contacto:  
wall.luisgabriel@gmail.com  
juanpablofrene@gmail.com

Recibido:  
14-04-24

Recibido con revisiones:  
16-07-24

Aceptado:  
16-07-24

## INTRODUCCIÓN

El suelo es el principal reservorio biológico del planeta donde ocurre la transformación de la materia y el ciclado de los elementos químicos (Custodio et al., 2022). Las prestaciones funcionales del suelo sientan sus bases en los organismos vivos que lo habitan, desde las plantas pasando por la macro y microfauna hasta las comunidades microbianas (Wall et al., 2019). Los microorganismos del suelo cumplen un rol fundamental llevando a cabo los principales procesos biogeoquímicos, el ciclado de la materia orgánica (MO), y regulando las funciones ecosistémicas que dan forma a la salud del suelo (Fierer, 2017). Los diferentes manejos y usos del suelo modifican las propiedades del suelo (Galantini et al., 2013), y esto condiciona la estructura de las comunidades microbianas que lo habitan (Magdoff y Van, 2021). Por lo cual, la transición de los productores agrícolas hacia sistemas agronómicos basados en manejos conservativos es importante para el aumento de la “salud del suelo”, la disminución de la erosión y preservación del mismo para las generaciones futuras (Albertengo et al., 2014).

Los sistemas de labranza más utilizados en nuestro país son la labranza convencional (LC) y la siembra directa (SD). La LC es una práctica de manejo del suelo en la cual, los residuos de los cultivos son incorporados al mismo a través del uso del arado y la rastra (Magdoff y Van, 2021). Este tipo de labranza se utiliza con el fin de enterrar la materia orgánica para producir su mineralización, airear el suelo, reducir la compactación y el control de plagas, lo que incrementa la germinación de las semillas y el rendimiento de los cultivos según la historia del suelo, sobre todo en climas húmedos (Raper et al., 2000). Sin embargo, la LC aumenta la erosión del suelo por pérdida de materia orgánica y la pérdida de la estructura, disminuyendo la calidad del suelo debido a la disminución de los agregados y por ende su estructura, afectando así otras propiedades como la infiltración o el secuestro de carbono (C) (Chalise et al., 2020).

En contraposición a la LC, la siembra directa (SD) es el primer paso para transaccionar hacia sistemas agrícolas conservacionistas que permiten cuidar e incrementar la salud del suelo (Afshar et al., 2022). La SD es utilizada como uno de los pilares de la agricultura conservacionista debido a que mejora la estructura del suelo y la disponibilidad de nutrientes, incrementando los stocks de carbono, y proporcionando un mejor hábitat y sustrato para la biota (Holland, 2004). Beneficios adicionales de la SD están relacionados con disminuir la erosión hídrica y eólica, conservar el agua y reducir los costos económicos y energéticos (Grandy et al., 2006). Sin embargo, entre los efectos negativos de la SD podemos encontrar la estratificación de la MO, la compactación del suelo, y una mayor presión de malezas debido a que las semillas quedan en la superficie (Afshar et al., 2022). Para comprender el impacto de las prácticas agrícolas conservativas en nuestros suelos, es necesario comprender mejor cómo las propiedades fisicoquímicas del suelo están relacionadas con los microorganismos que lo habitan y su actividad.

Como la SD está basada en la no perturbación del suelo y la acumulación en superficie de los rastrojos de los cultivos predecesores, se produce un gradiente vertical de C y nutrientes que disminuye hacia las capas inferiores del suelo. Esto contrasta con la LC, que distribuye los nutrientes y los restos vegetales dentro del perfil superior del suelo que se remueve (20 cm aproximadamente) (Franzluebbers y Hons, 1996). La distribución de los nutrientes tiene un significativo efecto en los microorganismos y su actividad (Sun et al., 2018). Sumado a la distribución de los nutrientes, la época del año también impacta en los microbios y en la actividad del suelo (Ge et al., 2010), ya que dependiendo de la época cambia su temperatura y humedad. Estudios previos han mostrado que en la actividad del suelo analizada a través de los perfiles fisiológicos a nivel de comunidades (CLPP) permite diferenciar manejos en invierno mejor que en verano (Frene et al., 2019). En función de lo anterior consideramos que la evaluación en la escala temporal y la escala espacial es necesaria para una mejor comprensión de los microorganismos y la actividad en el suelo.

Este trabajo tuvo como objetivo comparar, a nivel químico, físico y bioquímico, suelos con manejos de LC y SD en dos momentos diferentes del cultivo de maíz (*Zea mays* L.), primavera (principios de diciembre cercanos a la siembra) y otoño (principios de junio y cercanos a la cosecha). Para ello se estudiaron los suelos de un ensayo de larga duración con 30 años de historia de manejo paralelo en SD o en LC en un establecimiento en la localidad de Torquinst (Provincia de Buenos Aires) por medio de la medición de las actividades enzimáticas, la cuantificación del carbono de la biomasa microbiana ( $C_{mic}$ ) y los CLPP. Hipotetizamos que las SD aumenta las actividades enzimáticas y el  $C_{mic}$  (Acosta-Martínez et al., 2007) pero la LC presentara mayores valores de respiración en el CLPP (Gómez et al., 2004).

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Sitio de estudio y muestreo de los suelos

El sitio de estudio corresponde a un emprendimiento agropecuario localizado en el Establecimiento Hogar Funke (Tornquist, Provincia de Buenos Aires, Argentina; 38°09'S 61°57'O). El suelo es Argiudol Típico y es representativo de la región pampeana central-sudeste semiárida. El suelo fue sistematizado con terrazas sin gradiente en 1975, estimándose pérdidas de suelo en los años previos de escasa consideración. La temperatura anual promedio y las precipitaciones son 15 °C y 799 mm, respectivamente.

El diseño experimental consta de dos parcelas linderas de 8 Ha, establecido originalmente en 1986, con el propósito de contrastar dos sistemas de labranza: SD y LC. La LC fue llevada adelante utilizando cincel y rastra de disco con una profundidad de 7-20 cm. Mientras tanto, la SD se caracterizó por la ausencia de labranza con más del 30% de residuos cubriendo la superficie del suelo en todo momento. Bajo este sistema, se utilizó una sembradora directa (sembradora John Deere 750, John Deere Argentina S.A.) para sembrar directamente sobre los residuos en pie del cultivo anterior. Se aplicó un herbicida (2 L ha<sup>-1</sup> de glifosato) para el control de malezas. Las parcelas fueron fertilizadas con 10 kg P ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> como fosfato diamónico (18-46-0) al momento de la siembra bajo ambos sistemas de labranza. Durante el período (1986-2011), la secuencia de cultivos fue: M-T-G-T-G-T-S-C-M-C-M-T-M-T-C-G-T-T-G-C-G-T-M-T (sin cosecha por sequía)-T-T (siendo: M, maíz; T, trigo; G, girasol; C, cebada; S, sorgo). Exceptuando el laboreo del suelo, todas las otras prácticas agrícolas siempre fueron similares entre ambas parcelas, cultivos, aplicaciones de agroquímicos, etc. Una descripción más exhaustiva del ensayo con sus resultados en aumento de productividad por SD con el tiempo puede encontrarse en Martínez et al. (2017).

Los muestreos se realizaron en puntos geolocalizados (SD: 38°10' 40.152"S 61°59'46.834"O y LC: 38°10' 40.708"S 61°59'45.369"O) durante la primavera tardía en los primeros días de diciembre de 2012 posterior a la siembra y en mayo de 2013 (otoño) posterior a la cosecha de maíz. Se tomaron 10 submuestras para cada tratamiento distribuidas de forma de cubrir la mayor área posible las parcelas. Cada submuestra se compuso por 25 piques de barreno, de 2 cm de diámetro, en un área de 5 m<sup>2</sup>. Cada pique de barreno fue separado de acuerdo a dos profundidades 0-5 y 5-10 cm. Las muestras fueron conservadas en frío y llevadas al laboratorio, donde fueron almacenadas en heladera a 4° C previa preparación de éstas por pasaje por un tamiz de 2 mm.

### Análisis de los Perfiles Fisiológicos a Nivel de las Comunidades (CLPP) de suelo

Se utilizaron las microplacas de 96 pocillos con el sistema biosensor de oxígeno (OBS) para los análisis de los perfiles fisiológicos de las comunidades microbianas del suelo. Las placas OBS utilizadas en esta parte del trabajo fueron diseñadas y manufacturadas de acuerdo con el trabajo de McLamore et al. (2014). En cada pocillo se agregaron 40 µL de las soluciones de las fuentes de C o agua desionizada estéril para determinar la respiración inducida por sustrato o la respiración basal, respectivamente. Las suspensiones de suelo (160 µL) fueron pipeteadas en cada pocillo, resultando en un volumen final de 240 µL con el agregado de 40 µL de agua desionizada estéril. Las suspensiones de suelo fueron preparadas mezclando 1 g de suelo con 5 mL de agua destilada estéril en un tubo de 15 mL conteniendo aproximadamente 5 mL de perlitas de metal de 2 mm para mezclado y homogenizado mediante ULTRA TURRAX Tube Drive (IKA, Alemania) durante 2 min. Las soluciones madre de fuente de C (300 µg L<sup>-1</sup>) y de N (60 µg L<sup>-1</sup>) fueron preparadas para obtener una concentración final de 50 mg L<sup>-1</sup> de C. Las fuentes de C seleccionadas para el análisis de los CLPP fueron el Ácido p-Cumárico, Ácido Propiónico y Ácido Vinílico (Sigma, E.E.U.U.). Todas las soluciones stocks y el agua destilada fueron esterilizadas utilizando filtros (< 0,22 µm, Sartor, E.E.U.U.) y almacenados a 4° C previos a ser ensayadas en las microplacas.

Los datos de las cinéticas fluorescentes del consumo de O<sub>2</sub> fueron reportados como unidad de fluorescencia relativa normalizados (UFRN), al dividir el valor de fluorescencia en cada punto por el valor de 1 h después de haber comenzado el ensayo. El tiempo mínimo de respuesta (TMR) fue definido como el tiempo necesario para que se alcance un valor de 1.1 de UFRN. El pico de la respuesta fluorescente (Fmax) fue calculado para todas las muestras como otro parámetro de la actividad respiratoria, asumiendo una tasa de difusión constante.

### Análisis de la actividad de enzimas extracelulares

El análisis de la actividad potencial de enzimas hidrolíticas se realizó mediante ensayos en placas de 96 pocillos, por fluorescencia (Marx et al., 2001; Truong et al., 2019). Las muestras de suelo fueron ensayadas como fuente de enzimas para las siguientes actividades enzimáticas: β-cellobiohidrolasa (CEL), N-ace-

til- $\beta$ -glucosaminidasa (NAG),  $\beta$ -glucosidasa (BG), fosfatasa (PME), y arilsulfatasa (SUL).

La suspensión de suelo analizadas se realizó agregando 0,1 g de suelo a un tubo de 20 mL (BMT-20 S, IKA, Alemania) junto con 10 esferas de acero de 5 mm de diámetro en 10 ml de buffer MES (ácido etanol-sulfónico-2-[N-Morfolino]; Sigma, E.E.U.U.) estéril 0,1 M y 6,1 de pH. La suspensión se homogenizó con la ayuda del ULTRA TURRAX® Tube Drive (IKA, Alemania) que agitó las esferas de acero durante dos minutos a 6000rpm y temperatura ambiente. La suspensión de suelo generada fue inmediatamente utilizada para medir las cinéticas enzimáticas. Para realizar el ensayo se descargaron 200 mL de suspensión de suelo por pocillo con micropipeta automática de 8 canales en una placa de 96 pocillos. La turbidez propia del suelo y los compuestos fenólicos que contiene disminuyen en cierto grado la intensidad de la fluorescencia del fluoróforo 4-metilumbelliferona (4-MUB; Marx et al., 2001). El grado en que se apaga esta señal varía para los diferentes suelos, por lo tanto, se realizó una corrección para cada suelo (muestra + 4-MUB). Además, en cada placa se incluyó la mezcla de reacción de la muestra por triplicado para cada una de las concentraciones de sustrato (muestra + sustrato), un control de sustrato (sustrato + buffer) y un control de muestra (muestra + buffer). El volumen final de la mezcla de reacción en cada pocillo fue de 250 ml. La fluorescencia de los controles se restó al valor de las muestras. Como estándar se utilizó 4-MUB en concentración final de 2  $\mu$ M en el pocillo. Los sustratos 4-MUB-Fosfato, 4-MUB- $\beta$ -D-cellobiosa, 4-MUB-N-acetil- $\beta$ -D-glucosamina, 4-MUB- $\beta$ -D-glucopiranosa, y 4-MUB-sulfato (Sigma, E.E.U.U.) se disolvieron en agua estéril y las concentraciones finales en los pocillos fueron de 40  $\mu$ M.

La intensidad de la fluorescencia se leyó a 355 nm y a 460 nm de longitud de onda de excitación y de emisión, respectivamente, en el lector de fluorescencia para placas (POLARstar Omega, BMG LABTECH, Alemania). El lector fue programado para realizar 25 ciclos de lectura de 60 seg a 30 °C. Las actividades enzimáticas se calcularon como la cantidad de sustrato hidrolizado por unidad de tiempo y se expresó en nmol de 4-MUB producidos por hora y por gramo de suelo seco.

#### Carbono de la Biomasa microbiana ( $C_{mic}$ )

Para esta determinación, las muestras fueron previamente secadas por exposición al aire en un cuarto ventilado con temperatura controlada a 25 °C durante 72 h. De cada una de las 10 submuestras de cada tratamiento se colocaron 7,5 g de suelo en tubos cónicos de 50 ml, se agregaron 2,5 ml de agua destilada y se incubaron por 15 h a 30° C en oscuridad. Esto se llevó a cabo por cuadruplicado. Luego de esta incubación, dos de los tubos se fumigaron con 0,4 ml de cloroformo puro (Carlo Erba, Argentina) libre de etanol y se incubaron durante 30 min. Los dos tubos restantes, sin el agregado de cloroformo, fueron utilizados como control no fumigado. El contenido de los cuatro tubos se extrajo inmediatamente con 30 mL de sulfato de potasio 0,5 M durante 1 h en agitación a 200 rpm. Finalmente, las muestras se centrifugaron durante 15 min a 800 g (Thermo Electro Corporation, rotor R 8947) y el sobrenadante se filtró a través de papel de filtro FP0859 (Hahnemühle, German) (Vance et al., 1987).

El carbono de la biomasa microbiana fue estimado por oxidación con dicromato (Brookes y Joergensen, 2006). Los resultados se expresaron como el valor promedio respecto a la curva patrón realizada con glucosa (0,015-0,075 mg mL<sup>-1</sup>). El  $C_{mic}$  se expresó como microgramos ( $\mu$ g) de C oxidable por gramo de suelo seco calculado como la diferencia entre los valores de los tubos fumigados y no fumigados (Brookes y Joergensen, 2006).

#### Cuantificación de las fracciones de agregados

El fraccionamiento granulométrico del suelo fue hecho mediante tamizado en húmedo (Cambardella et al., 2001; Galantini et al., 2005). Brevemente, 20 g de cada submuestra de suelo previamente secado y tamizado por 2 mm, fue dispersado en tubos Falcon de 50 mL con 50 mL de agua desionizada conteniendo 10 bolitas de metal (5 mm de diámetro) para facilitar la dispersión de los agregados y reducir los posibles problemas creados por las diferencias en los contenidos de arena (Cambardella et al., 2001). Las muestras fueron sometidas a dispersión mecánica en un agitador orbital por aproximadamente 16 horas (40 rpm) para liberarlos agregados. El tamizado fue hecho con dos tamices con mallas de 63  $\mu$ m y 105  $\mu$ m de tamaño de poro de la red, hasta que el agua que salía del tamiz más pequeño era transparente a ojo desnudo. De este modo se obtuvieron tres fracciones de diferente tamaño, los macroagregados (2000-105  $\mu$ m), fracción media (105-63  $\mu$ m) y los microagregados (< 63  $\mu$ m). El líquido conteniendo la fracción < 63  $\mu$ m fue centrifugado a 2000 rpm y transferido a una placa de Petri. El material retenido en cada tamiz fue también transferido a placas de Petri de vidrio, secado a 105° C durante 24 horas para posteriormente pesarlo.

### Mediciones de las variables químicas

Las mediciones de carbono orgánico total (COT) fueron hechas por medio de combustión seca (LECO Carbon analyzer). Las mediciones de fósforo extraíble (P<sub>ext</sub>) fueron hechas por medio del método de fósforo Bray. El pH fue medido en solución acuosa 1:2,5. Estas mediciones fueron llevadas a cabo en el laboratorio del Dr. Juan Galantini, en la Universidad Nacional de Sur.

### Análisis Estadístico

Los gráficos y el análisis estadístico fueron realizados en R (R Development Core Team, 2020). Las comparaciones entre las muestras de los diferentes tratamientos fueron realizadas con el análisis de la varianza (ANOVA) y la prueba Fisher's con LSD 0,5 ( $P < 0,05$ ). Cada parámetro de los CLPP determinados en diferentes condiciones de fuente de C y se realizó el ANOVA seguido por una prueba de Hostiling para cada fuente de C. Las relaciones entre tratamiento fueron visualizadas por medio del Análisis de Componentes Principales (ACP) por medio de la distancia euclídea. El análisis de correlaciones fue realizado por medio de coeficientes de correlación de Pearsons. Los gráficos radiales de las EAA fueron llevados a cabo con la normalización de las actividades enzimáticas, en la que al valor de la actividad de la actividad extracelular se le resta el promedio de todos los valores de esa actividad y posteriormente al resultado se lo dividió por el desvío estándar para todos los valores de esa actividad enzimática.

## RESULTADOS

### Análisis químicos

Se presentaron diferencias significativas entre la LC y SD para el COT siendo significativamente mayor esta última en la profundidad 0-5 cm ( $P < 0,0001$ ) y las muestras de primavera presentaron mayores valores en comparación a sus correspondiente de otoño, pero no fueron diferencias significativas ( $P > 0,05$ ; Tabla 1). Cuando se analizó el P<sub>ext</sub> se observó que la SD fue significativamente mayor a la LC ( $P = 0,0003$ ), pero no hubo diferencias entre otoño y primavera. En cambio, para la profundidad de 5-10 cm no se presentaron diferencias significativas ni entre los tratamientos ni entre los muestreos temporales ( $P > 0,05$ ) ni para el COT ni para el P<sub>ext</sub> (Tabla 1).

**Tabla 1:** Parámetros físicos y químicos en los diferentes sistemas de labranza para ambas épocas de muestreo para la profundidad 0-5cm (n=10). Los valores con idéntica letra no se diferencian significativamente ( $P < 0,05$ ).

**Table 1:** Physical and chemical parameters of soil under different tillage systems for both sampling times at 0-5 cm depth (n=10). Values with identical letters do not differ significantly ( $P < 0.05$ ).

Prof.	Estación	Sistema de labranza	COT (%)	P <sub>ext</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	C <sub>mic</sub> (µg g <sup>-1</sup> )	> 105 µm (%)	F. Media (%)	< 63 µm (%)	Hum.(%)
0-5	Otoño	LC	1,85 b	56,18 b	805,22 a	6,6 c	28,8 a	64,72 a	10,18 b
		SD	2,39 a	88,64 a	675,19 ab	7,99 c	26,27 a	65,75 a	10,56 b
	Primavera	LC	1,96 b	64,1 b	530,16 b	23,72 b	27,62 a	48,66 b	16,21 a
		SD	2,47 a	81,68 a	382,86 c	35,03 a	27,02 a	37,95 c	16,48 a
5-10	Otoño	LC	1,88 a	57,16 a	719,64 a	16,84 b	29,17 a	53,99 a	16,21 b
		SD	1,89 a	43,62 a	725,98 a	25,23 a	27,51 a	47,25 b	16,48 b
	Primavera	LC	1,85 a	57,94 a	195,56 b	16,95 b	27,22 a	55,83 a	20,17 a
		SD	1,94 a	51,1 a	302,86 b	28,54 a	23,63 a	47,83 b	21,21 a

LC: labranza convencional; SD: siembra directa; COT: carbono orgánico total, P<sub>ext</sub>: fosforo extraíble; C<sub>mic</sub>: carbono de la biomasa microbiana, > 105 µm: macroagregado; F.media: fracción media de agregados; < 63 µm: microagregados; Hum: humedad gravimétrica.

LC: conventional tillage; SD: no-tillage; COT: total organic carbon, P<sub>ext</sub>: extracted phosphorus; C<sub>mic</sub>: microbial biomass carbon, > 105 µm: macroaggregates; F.media: median aggregate fraction; < 63 µm: microaggregates; Hum: gravimetric humidity.

### Análisis físico de los agregados

A nivel de agregados, se presentaron interacciones significativas entre los tratamientos y los muestreos, por lo cual se analizaron los muestreos individualmente por medio de un ANOVA (Tabla 1). En las muestras de primavera, la fracción > 105 µm (macroagregados) fue mayor en la SD que la LC para ambas profun-

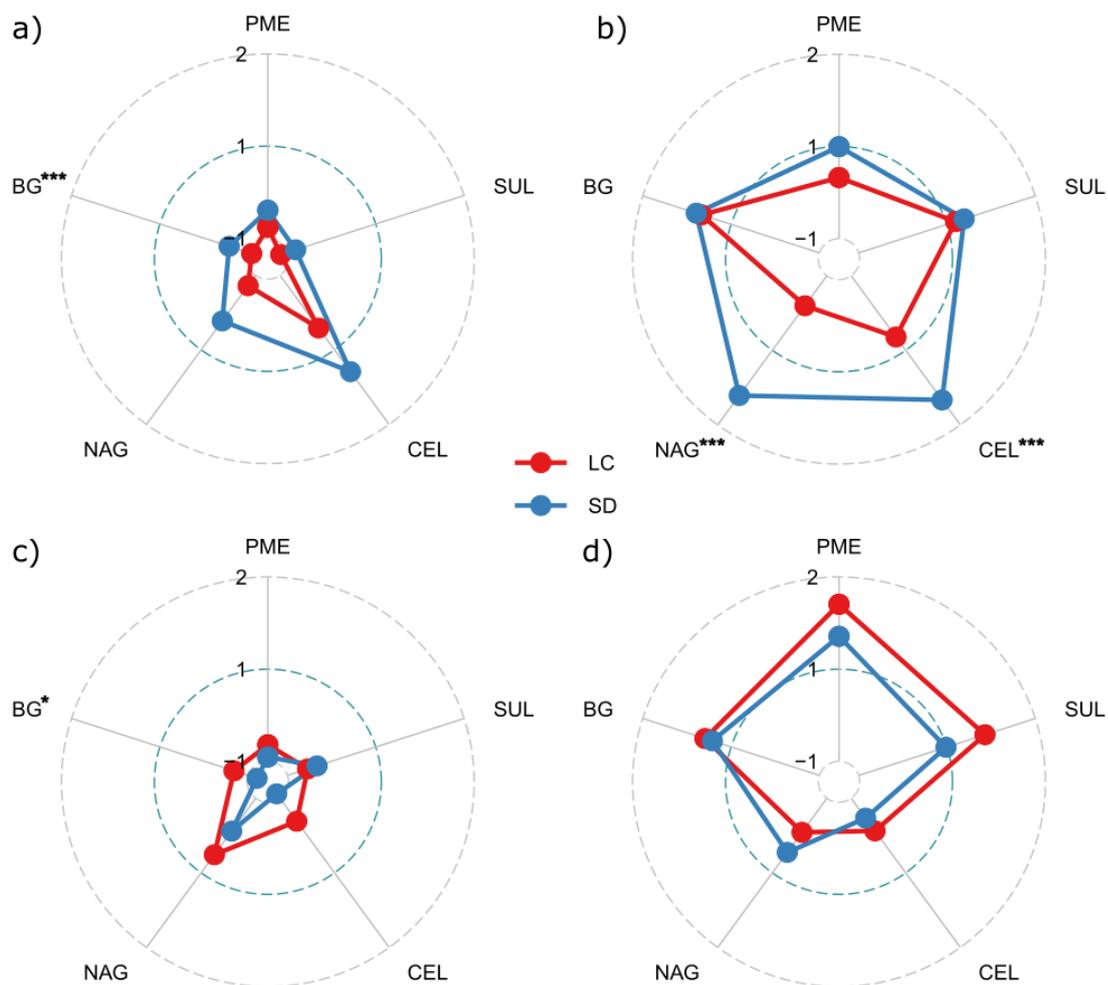
didades, pero no se encontraron diferencias significativas en las muestras de primavera ( $P < 0,0001$ ). Lo opuesto sucede con la fracción  $<63 \mu\text{m}$  (microagregados) donde la LC convencional fue mayor a la SD para ambas profundidades ( $P < 0,0001$ ). En cambio, en la fracción media no se presentaron diferencias significativas entre los sistemas de labranza ( $P > 0,05$ ). En las muestras de otoño no se presentaron diferencias significativas para ninguna fracción de agregados para profundidad 0-5 cm (Tabla 1). En cambio, en la profundidad 5-10 cm, los macroagregados presentó diferencias significativas siendo mayor la SD que la LC ( $P = 0,0042$ ) y en los microagregados, la LC fue mayor a la SD ( $P = 0,0209$ ). Finalmente, la fracción media no presentó diferencias significativas entre los tratamientos (Tabla 1).

#### **Carbono de la Biomasa Microbiana ( $C_{\text{mic}}$ )**

La biomasa microbiana fue medida a través de la estimación de C de la biomasa microbiana ( $C_{\text{mic}}$ ). La LC presentó mayores valores de  $C_{\text{mic}}$  que la SD, siendo significativos sólo en primavera (Tabla 1). Además, las muestras de otoño presentaron mayores valores que las muestras de primavera (Tabla 1). En cambio, para la profundidad 5-10 cm observamos que no se presentaron diferencias significativas entre tratamientos, pero sí entre muestreos temporales. Aquí, por el contrario, la SD fue mayor a la LC para ambos muestreos, aunque las diferencias no fueron significativas (Tabla 1).

#### **Actividades Enzimáticas**

Las actividades de las enzimas BG, NAG, PME y CEL presentaron diferencias significativas entre los sistemas de labranza siendo mayores todas las actividades en la SD para 0-5 cm de profundidad (Figura 1, Tabla Suplementaria 1), en cambio la LC presentó mayores actividades en la mayor profundidad siendo significativas las diferencias en PME, CEL y BG (Figura 1c y 1d). En general, se observa un incremento de hasta un 70% en la SD en comparación con la LC en 0-5 cm. Por el contrario, sucede lo opuesto para 5-10 cm donde la LC presenta un incremento de hasta un 50% en comparación con la SD (Figura 1c y 1d). Cuando analizamos el perfil fisiológico de las actividades enzimáticas vemos que para 0-5 cm, la SD presentó circunferencias de mayor tamaño que la LC (Figura 1a y 1b), por el contrario, para la profundidad 5-10 cm se observa el efecto contrario (Figura 1c y 1d). Finalmente, se presentaron diferencias significativas en los muestreos en las actividades enzimáticas de PME, SUL, NAG y BG para 0-5 cm de profundidad y en las actividades de PME, SUL, CEL, BG en la profundidad de 5-10 cm.



**Figura 1:** Perfiles enzimáticos para a) el muestreo de primavera 0-5 cm; b) el muestreo de otoño 0-5 cm; c) el muestreo de primavera 5-10 cm; d) el muestreo de otoño 5-10 cm. Los asteriscos indican las diferencias significativas para cada actividad enzimática. \*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ , and \*\*\*:  $P < 0.005$ . LC: labranza convencional; SD: siembra directa; PME: Fosfatasa; SUL: arilsulfatasa; CEL: β-cellobiohidrolasa; NAG: N-acetil-glucosaminidasa; BG: β-glucosidasa.

**Figure 1:** Enzymatic profiles a) spring sampling at 0-5 cm depth; b) autumn sampling at 0-5 cm depth; c) spring sampling at 5-10 cm depth; d) autumn sampling at 5-10 cm depth. Asterisks indicate the significant differences for each enzymatic activity. \*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ , and \*\*\*:  $P < 0.005$ . LC: conventional tillage; SD: no-tillage; PME: Fosfatase; SUL: arilsulfatase; CEL: β-cellobiohidrolase; NAG: N-acetil-glucosaminidase; BG: β-glucosidase.

#### Análisis de los Perfiles Fisiológicos a Nivel de Comunidades (CLPP).

Cuando analizamos individualmente los parámetros que conforman el CLPP para la profundidad 0-5 cm durante la primavera, los  $F_{max}$  fueron levemente mayores en SD en comparación con la LC sin presentar diferencias significativas. Por el contrario, en otoño, la LC presentó valores significativamente mayores que la SD (Tabla 2). Los TMR para la misma profundidad mostraron diferencias significativas entre los tratamientos sin diferenciarse los sistemas de labranza. Para la profundidad 5-10 cm observamos que el  $F_{max}$  de la respiración basal mostró diferencias estacionales ( $P < 0,0001$ ) y el  $F_{max}$  del ácido cumárico mostró diferencias significativas entre los sistemas de labranza ( $P = 0,0001$ ; Tabla 2). Finalmente, los  $F_{max}$  restantes no mostraron diferencias significativas entre tratamientos o época. Cuando analizamos los TMR observamos se presentaron diferencias significativas entre los sistemas de labranza para los cuatro indicadores (Tabla 2).

**Tabla 2:** Parámetros del perfil fisiológico a nivel de comunidades (CLPP) en los diferentes sistemas de labranza para ambas épocas de muestreo. Los valores con idéntica letra no se diferencian significativamente ( $P < 0,05$ ).

**Table 2:** Community level physiological profile (CLPP) parameters under different tillage systems for both sampling seasons. Values with identical letters do not differ significantly ( $P < 0.05$ ).

Prof.	Estación	Sistema de labranza	Fmax			TMR				
			RB	Ac. Cum	Ac. Prop	Ac. Vai	RB	Ac. Cum	Ac. Prop	Ac. Vai
0-5	Primavera	LC	2,72 b	2,64 b	2,54 b	2,6 c	2,04 ab	1,79 b	1,75 b	1,92 b
		SD	2,76 b	2,76 b	2,58 b	2,73 bc	1,83 a	1,83 b	1,75 b	1,92 b
	Otoño	LC	3,58 a	3,58 a	2,97 a	3,63a	2,33 b	2,21 a	2,35 a	2,36 a
		SD	2,96 b	2,77 b	2,57 b	3,12 b	2,31 b	2,49 a	2,36 a	2,46 a
5-10	Primavera	LC	1,45 b	2,19 ab	2,11 a	1,98 a	2,29 b	2,17 b	2,13 b	2,5 ab
		SD	1,28 b	1,77 c	1,98 a	1,79 a	3,54 a	3:00 AM	3,29 a	3,13 a
	Otoño	LC	2,04 a	2,41 a	2,16 a	2,21 a	2,37 b	2,08 b	2,27 b	2,25 b
		SD	1,89 a	2,06 b	1,95 a	2,02 a	3,27 ab	2,47 ab	3,25 a	2,75 ab

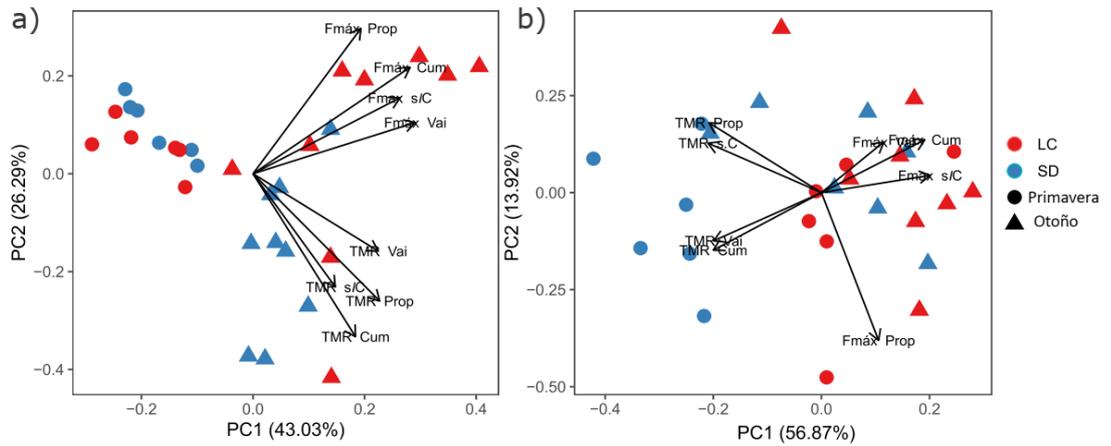
LC: labranza convencional; SD: siembra directa, Fmax: fluorescencia máxima; TMR: tiempo mínimo de respuesta; RB: respiración basal; Ac. Cum: ácido cumárico; Ac. Prop: ácido propiónico; Ac. Vai: ácido vainillíco.

LC: conventional tillage; SD: no-tillage; Fmax: maximal fluorescence; TMR: minimal time for response; RB: basal respiration; Ac. Cum = coumaric acid; Ac. Prop: propionic acid; Ac. Vai: vanillic acid.

El ACP a partir de los CLPP muestra que, para la profundidad 0-5 cm, el PC1 explicó el 43,03% de la varianza y el PC2 el 26,20% (Figura 2a). Se puede observar una diferencia estacional por sobre la diferencia entre los sistemas de labranza (Figura 2a), donde las muestras de otoño se orientaron hacia los valores positivos del PC1. Cuando observamos que los sistemas de labranza, estos se separaron a lo largo del PC2. Ambos tipos de parámetros se asociaron con las muestras de otoño, mientras que el Fmax se orientaron con las muestras de LC, los parámetros de TMR se asociaron con la SD (Figura 2b). En cambio, el ACP basados en el CLLP para las muestras de 5-10 cm de profundidad, el PC1 explicó el 56,87% de la varianza y el PC2 el 13,92 % (Figura 2b). Las muestras se separaron a lo largo del PC1 por sistema de labranza y por estación a lo largo del PC2, los parámetros de Fmax se asociaron con las muestras de LC principalmente de otoño mientras que los TMR de Prop y sin C adicionado se asociaron las muestras de SD de otoño mientras que los otros dos parámetros de TMR (Vai y Cum) se asociaron con las muestras de SD de primavera (Figura 2b).

**Figura 2:** Análisis de Componentes Principales (PC) basado en el perfil fisiológico a nivel de comunidades (CLPP) para a) 0-5 cm y b) 5-10 cm de profundidad (n=10 para 0-5 cm y n=6 para 5-10 cm de profundidad).

**Figure 2:** Principal Component Analysis (PC) based on community level physiological profile (CLPP) for samples taken at a) 0-5 cm depth (n = 10) and b) 5-10 cm depth (n = 6).



LC: labranza convencional; SD: siembra directa, Fmax: fluorescencia máxima; TMR: tiempo mínimo de respuesta; RB: respiración basal; Ac. Cum: ácido cumárico; Ac. Prop: ácido propiónico; Ac. Vai: ácido vainílico.

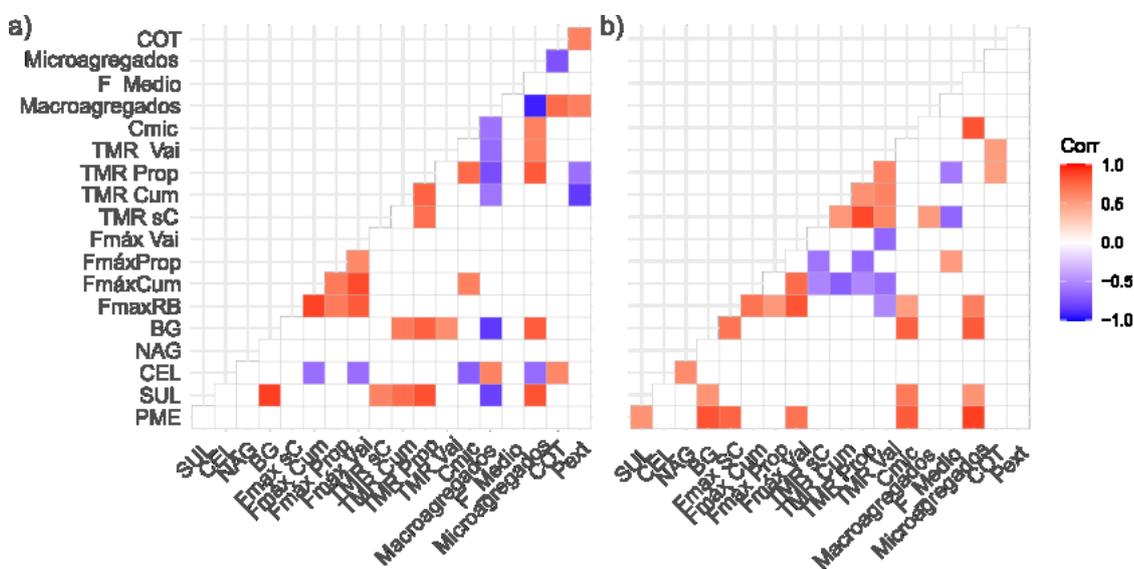
LC: conventional tillage; SD: no-tillage; Fmax: maximal fluorescence; TMR: minimal time for response; RB: basal respiration; Ac. Cum: coumaric acid; Ac. Prop: propionic acid; Ac. Vai: vanillic acid.

### Correlaciones entre las distintas variables

Cuando analizamos las correlaciones entre los indicadores para la profundidad 0-5 cm observamos que el  $C_{mic}$  correlaciona de forma positiva con las actividades enzimáticas de BG, PME y SUL ( $r = 0.46, 0.34$  y  $0.41$ , respectivamente), también lo hace de la misma forma con los microagregados ( $r = 0.34$ ) y de forma negativa con los macroagregados ( $r = -0.47$ ). El  $COT$  y el  $P_{ext}$  correlacionan de forma positiva entre sí ( $r = 0.64$ ) y con los macroagregados ( $r = 0.74$  y  $0.65$ , respectivamente). SUL y BG correlacionan de forma positiva con los microagregados ( $r = 0.82$  y  $0.80$ , respectivamente) y de forma negativa con los macroagregados ( $r = -0.82$  y  $-0.85$ , respectivamente), lo opuesto sucede con la actividad de la CEL (micro:  $r = -0.63$  y macro:  $r = 0.64$ ). Además, encontramos que la humedad gravimétrica correlaciona con varios de los parámetros (Figura 3a). Para la profundidad 5-10 cm observamos que el  $C_{mic}$  correlaciona de forma positiva con las actividades enzimáticas de BG, PME y SUL ( $r = 0.78, 0.79$  y  $0.68$ , respectivamente). A su vez las actividades enzimáticas solo correlacionan con los microagregados de manera positiva (BG:  $r = 0.79$ , SUL:  $r = 0.54$  y PME:  $r = 0.90$ ) (Figura 3b).

**Figura 3:** Heatmap de correlaciones de Pearson en los diferentes sistemas de labranza para ambas épocas de muestreo para a) 0-5 cm y b) 5-10 cm de profundidad.

**Figure 3:** Pearson's correlation heatmap under different tillage systems for both seasons at a) 0-5 cm depth and b) 5-10 cm depth.



Fmax: fluorescencia máxima; TMR: tiempo mínimo de respuesta; RB: respiración basal; Ac. Cum: ácido cumárico; Ac. Prop: ácido propiónico; Ac. Vai: ácido vainílico; COT: carbono orgánico total, P<sub>ext</sub>: fósforo extraíble; Cmic: carbono de la biomasa microbiana, > 105: fracción grande de agregados; F.media: fracción media de agregados; < 63: fracción chica de agregados; PME: fosfatasa; SUL: arilsulfatasa; CEL: β-cellobiohidrolasa; NAG: N-acetil-glucosaminidasa; BG: β-glucosidasa.

Fmax: maximal fluorescence; TMR: minimal time for response; RB: basal respiration; Ac. Cum: coumaric acid; Ac. Prop: propionic acid; Ac. Vai: vanillic acid; COT: total organic carbon, P<sub>ext</sub>: extractable phosphorus; C<sub>mic</sub>: microbial biomass carbon, > 105: big aggregate fraction; F.media: median aggregate fraction; <63: small aggregate fraction; PME: phosphatase; SUL: arylsulfatase; CEL: β-cellobiohydrolase; NAG: N-acetyl-glucosaminidase; BG: β-glucosidase.

## DISCUSIÓN

Los sistemas de labranza, como la LC o la SD, modifican las características físicas y químicas del suelo, que como consecuencia afectan las comunidades microbianas y sus propiedades biológicas como son las actividades enzimáticas (Gabbarini et al., 2021). El efecto positivo de la SD en las propiedades del suelo ha sido sugerido en varios estudios previamente (Alvear et al., 2005; Kandeler et al., 1999; Zuber et al., 2016), principalmente basado en la formación y estabilización de la MO dentro de los micro- y macro agregados (Hussain et al., 2021), por el incremento de la cantidad de residuos de los cultivos que quedan en superficie (Wu et al., 2021). Varios autores han observado previamente que la SD presenta mayores valores de COT en comparación con la LC (Díaz-Zorita et al., 2002; Francaviglia et al., 2023; Ken et al., 2022) así como también en el P<sub>ext</sub> para la profundidad de 0-5 cm (Rodríguez et al., 2016). La correlación positiva entre la cantidad de COT y P<sub>ext</sub> para la profundidad de 0-5 cm puede estar relacionado con que una gran proporción de P<sub>ext</sub> se encuentra secuestrado en la materia orgánica (Sinsabaugh et al., 2008; Melero et al., 2009). Por otro lado, que la C<sub>mic</sub> sea más abundante en la LC está relacionado con la incorporación de los residuos de los cultivos en el suelo como efecto de la labranza (Alvarez et al., 1995), relativizando el significado del C<sub>mic</sub> respecto de ser un estimador de la biomasa microbiana y a su vez se asocia también con una menor cantidad de agregados de mayor tamaño que protegen el carbono de ser mineralizado por los microorganismos (Hussain et al., 2021). Además, otro aspecto que puede considerarse es la concentración de O<sub>2</sub> disuelto en el suelo, la cual es menor en SD y afecta la tasa de descomposición, así como también la distribución de los microbios aerobios y anaerobios (Rodríguez et al., 2016), sin embargo, esta consideración no se corresponde con las variaciones de actividades enzimática y los parámetros del CLPP. No se presentaron correlaciones entre los valores de COT y C<sub>mic</sub>, a diferencia de lo que se observa en otros ensayos donde sí existe esta correlación. Algunos autores sugieren que esta correlación podría ser más propia de la biomasa microbiana con el carbono activo que con el COT en suelos arenosos (Reeve et al., 2010). Posiblemente, esta correlación se manifieste principalmente en suelos arcillosos, donde hay típicamente mayores concentraciones de biomasa microbiana respecto a los suelos arenosos, como los aquí estudiados (Franzluebber et al., 1996).

Nuestros resultados evidencian que el Cmic como estimador de biomasa microbiana en suelos arenosos debería ser revisado y convalidados.

Se ha reportado de manera reiterada que la mayoría de las enzimas hidrolíticas se incrementan cuando se reduce la intensidad de la labranza mejorando el contenido de materia orgánica y la biomasa microbiana (Francaviglia et al., 2023; Lagomarsino et al., 2009). La presencia de residuos de cultivos previos puede incrementar la actividad de la BG (Allison y Vitousek, 2005), lo cual se ve altamente relacionado con la SD para los primeros 0-5 cm debido a los residuos que se encuentran en superficie. En cambio, en la LC se daría un efecto de redistribución de las enzimas en todo el perfil del suelo similar a que se menciona cuando se habla de las variables químicas. Tanto la BG como la CEL actúan como fuerte reflector de la mineralización del carbono (Kong et al., 2005). La NAG juega un rol fundamental en la degradación de la quitina, un compuesto abundante en N en todos los suelos, y otros enlaces  $\beta$ -1,4-unidos a polímeros de glucosamina (Sinsabaugh et al., 2008). La presencia de quitina se origina por la presencia de hongos y de insectos en el suelo, ya que es el componente principal de la pared celular de hongos y del citoesqueleto de insectos. Tanto los hongos, como los insectos aumentan en los suelos agrícolas manejados en SD en comparación con la LC (Bedano y Domínguez, 2016; Frey et al., 2006). La actividad de esta enzima es importante porque participa en el proceso donde la quitina es convertida en amino azúcares, lo cuales son una de las principales fuentes de N mineralizables en los suelos (Ekenler y Tabatabai, 2002). Altas concentraciones de N en la superficie de los suelos bajo SD en comparación con dos tipos de labranza tradicional, como son labranza con rastra y con disco, han sido asociadas con mayores actividades de NAG (Ekenler y Tabatabai, 2002; Qin et al., 2010) y han correlacionado de manera positiva con biomarcadores fúngicos basados en ácido grasos fosfolípidos. En nuestros ensayos carecemos de datos de N, pero mayores valores en la SD que en la LC han sido presentados en estudios previos en los mismos suelos (Galantini et al., 2006; Galantini et al., 2013). La PME hidroliza fosfomonoésteres, y en algunos casos fosfodiésteres, liberando fosfato (Sinsabaugh et al., 2008). Los suelos con cobertura natural muestran mayores valores de actividad fosfatasa, por lo cual se esperaría mayores valores en la SD. Esto ocurre posiblemente debido a que fosfatasa es mayormente secretada por las raíces de las plantas, y hongos micorrícicos asociados (Cofre et al., 2020). Cuando se analiza el conjunto de las actividades enzimáticas, como un perfil fisiológico, se observan comportamientos integrales de los suelos y se permite ver los efectos de los tratamientos agrícolas de manera rápida y concisa.

Se cree que los CLPP están marcados principalmente por microorganismos copiotróficos, ya que estos consumen rápidamente los sustratos agregados en este tipo de ensayos (Lladó y Baldrian, 2017). Estudios metagenómicos comparando suelos con SD o LC muestran que las bacterias copiotróficas, como los *Firmicutes* y las *Betaproteobacterias*, son más abundantes en los suelos con LC en comparación con aquellos en SD (Dai et al., 2021; Gabbarini et al., 2021). Por otro lado, estudios similares llevados cabo con las comunidades hongos mostraron que la SD favorece los hongos simbióticos, como las micorrizas (Wang et al., 2021). Por otro lado, la LC favorece la proliferación de hongos saprofitos (Orrù et al., 2021). Lo que conlleva a que la descomposición y mineralización estén aceleradas, resultando en un incremento en la actividad microbiana (Souza et al., 2013). Por lo cual, la LC aumenta el consumo de oxígeno de las comunidades microbianas, principalmente cuando se agrega fuentes de C y esto es consistente con estudios previos que muestran una promoción general de la mineralización de la materia orgánica (Gómez et al., 2012; Pikul et al., 2001), como consecuencia del aumento de la aireación del suelo y la disminución de los macroagregados que protegen la MO.

Las propiedades del suelo son también influenciadas de forma directa por otros factores como vegetación presente al momento del muestreo y las condiciones climáticas (Acosta-Martínez et al., 2017; Grzyb et al., 2020). Por lo cual, la diferencia entre los muestreos viene dada principalmente porque el muestreo de primavera posterior a la siembra y el segundo muestreo fue previo a la cosecha, por lo cual es posible ver el efecto de la planta en los indicadores aquí analizados. Además de los cambios en la humedad del suelo también juegan un rol, ya que el incremento de la humedad sustenta un aumento en la biomasa microbiana y en las actividades enzimáticas (Bhandari et al., 2018; Zeglin et al., 2013).

Cuando se analizaron las correlaciones en la capa superior del suelo, la biomasa microbiana ( $C_{mic}$ ) presentó una correlación positiva con los microagregados ( $< 63 \mu m$ ), y una correlación negativa con los macroagregados ( $> 105 \mu m$ ), estableciendo que los microorganismos se encuentran presentes principalmente en la fracción de menor tamaño (Frene et al., 2017; Neumann et al., 2013). Sin embargo, la dinámica de formación de agregados sugiere que los agregados más grandes se forman a partir de agregados más

pequeños, lo cual plantea nuevamente una contradicción de la relación de  $C_{mic}$  como estimador de la biomasa microbiana. La actividad de las enzimas BG, NAG, PME y SUL se correlacionó de manera negativa con los macroagregados y de manera positiva con la fracción de menor tamaño. Por otro lado, la CEL y la NAG se correlacionaron con el COT de manera positiva. Al igual que los parámetros anteriores, los  $F_{max}$  con fuentes de C agregadas se correlacionaron de manera negativa con los macroagregados y de manera positiva con los microagregados, pero no se correlacionaron con el COT. Lo cual muestra que la mayor cantidad de la biomasa microbiana que respira o esta activa, se encuentra en los microagregados al igual que en los primeros 5 cm de suelo (Frene et al., 2017). Finalmente, cuando se correlacionaron las actividades enzimáticas de BG, NAG y PME con los  $F_{max}$  (RB, Cum y Prop), vemos que lo hacen de manera positiva. Lo cual agrega que la actividad enzimática se colocaliza en conjunto con la biomasa microbiana activa. En la profundidad correspondiente a 5-10 cm, las correlaciones entre  $F_{max}$  y las actividades enzimáticas de BG, PME y SUL no variaron respecto a la profundidad 0-5 cm, se correlacionan de manera positiva. El COT se correlacionó de manera positiva nuevamente con CEL y NAG. Por otro lado, las correlaciones de las actividades enzimáticas y los  $F_{max}$  no mostraron una relación significativa con las fracciones de agregados de menor o mayor tamaño, sino con los agregados de tamaño intermedio. Esta diferencia entre 0-5 y 5-10 cm de profundidad puede estar evidenciando el aporte significativo de los rastros a la actividad microbiana y enzimática en los primeros 5 cm de suelo y una distribución diferente a una mayor profundidad.

La "contradicción aparente" entre  $C_{mic}$  y actividad biológica surge de que se observa el  $C_{mic}$  no explica el aumento de actividad biológica en general. El  $C_{mic}$  es una medida que depende del estado de agregación del suelo, por lo cual suelos con mayor cantidad de macroagregados presenta menores niveles de biomasa microbiana como es el caso de la SD. Nosotros creemos que este resultado muestra las limitaciones del método en cuanto a la dependencia de la extracción clorofórmica en función del estado de agregación, cuanto menor sea la agregación del suelo, como en el caso de la LC, menos protegida está la biomasa microbiana para ser lisada por el cloroformo y liberar así mayor cantidad de C microbiano.

En conclusión, el tipo de sistema de labranza influencia la actividad microbiana, y enzimas del suelo a través de los cambios en la cantidad y calidad del aporte de los residuos vegetales, y modifica la estructura física, principalmente en la estabilización de los macro- y micro agregados. Sin embargo, no queda tan claro a partir de estos resultados la relación de la actividad biológica con la biomasa microbiana estimada por  $C_{mic}$ . Adicionalmente, observamos que el momento estacional del muestreo modifica la actividad biológica que se mide en el suelo, probable consecuencia del estado del cultivo como así también de la temperatura media en el suelo en el período de muestreo. Finalmente, la LC mostró que la actividad enzimática y la respiración del suelo esta homogéneamente distribuida en los primeros 20 cm de suelo en comparación con la SD que muestra una actividad mayor en la superficie que disminuye rápidamente con la profundidad. Nuestros resultados muestran que es necesario llevar a cabo más estudios donde se pueda comprender todos los aspectos involucrados en el funcionamiento del suelo. Por lo cual, es necesario continuar con los estudios sobre los sistemas de labranza integrando parámetros adicionales a los aquí utilizados para comprender mejor como se producen los cambios en los sistemas agrícolas, y específicamente en los sistemas de labranza.

## BIBLIOGRAFÍA

- Acosta-Martínez, V., Cruz, L., Sotomayor-Ramírez, D., y Pérez-Alegría, L. (2007). Enzyme activities are affected by soil properties and land use in a tropical watershed. *Applied Soil Ecology*, 35(1), 35-45. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.05.012>
- Afshar, R. K., Cabot, P., Ippolito, J. A., Dekamin, M., Reed, B., Doyle, H., y Fry, J. (2022). Corn productivity and soil characteristic alterations following the transition from conventional to conservation tillage. *Soil and Tillage Research*, 220, 105351. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105351>
- Albertengo, J., Belloso, C., Giraudo, M. B., Peiretti, R., Permingeat, H., y Wall, L. (2014). Conservation agriculture in Argentina. In *Conservation agriculture: Global Prospects and Challenges* (pp. 352-374). Wallingford UK: CABI. <https://doi.org/10.1079/9781780642598.0352>
- Allison, S. D., y Vitousek, P. M. (2005). Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(5), 937-944. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.09.014>
- Alvear, M., Rosas, A., Rouanet, J. L., y Borie, F. (2005). Effects of three soil tillage systems on some biological activities in an Ultisol from southern Chile. *Soil and Tillage Research*, 82(2), 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.06.002>
- Bhandari, K. B., West, C. P., Acosta-Martínez, V., Cotton, J., y Cano, A. (2018). Soil health indicators as affected by diverse forage species and mixtures in semi-arid pastures. *Applied Soil Ecology*, 132, 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.09.002>
- Bedano, J. C., y Domínguez, A. (2016). Large-scale agricultural management and soil meso-and macrofauna conservation in the Argentine Pampas. *Sustainability*, 8(7), 653. <https://doi.org/10.3390/su8070653>

- Brookes, P. C., y Joergensen, R. G. (2006). Microbial Biomass Measurements by Fumigation–Extraction. *Methods for Assessing Soil Quality*, 77. <https://doi.org/10.1079/9780851990989.0000>
- Cambardella, C. A., Gajda, A. M., Doran, J. W., Wienhold, B. J., Kettler, T. A., y Lal, R. (2001). Estimation of particulate and total organic matter by weight loss-on-ignition. *Assessment Methods for Soil Carbon*, 349-359.
- Chalise, D., Kumar, L., Sharma, R., y Kristiansen, P. (2020). Assessing the impacts of tillage and mulch on soil erosion and corn yield. *Agronomy*, 10(1), 63. <https://doi.org/10.3390/agronomy10010063>
- Cofre, N., Becerra, A. G., Marro, N., Dominguez, L., y Urcelay, C. (2020). Soybean growth and foliar phosphorus concentration mediated by arbuscular mycorrhizal fungi from soils under different no-till cropping systems. *Rhizosphere*, 16, 100254. <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2020.100254>
- Custodio, V., Gonin, M., Stabl, G., Bakhoun, N., Oliveira, M. M., Gutjahr, C., y Castrillo, G. (2022). Sculpting the soil microbiota. *The Plant Journal*, 109(3), 508-522. <https://doi.org/10.1111/tpj.15568>
- Dai, Z., Hu, J., Fan, J., Fu, W., Wang, H., y Hao, M. (2021). No-tillage with mulching improves maize yield in dryland farming through regulating soil temperature, water and nitrate-N. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 309, 107288. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107288>
- Díaz-Zorita, M., Duarte, G. A., y Grove, J. H. (2002). A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 65(1), 1-18. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00274-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00274-4)
- Ekenler, M., y Tabatabai, M. (2002).  $\beta$ -Glucosaminidase activity of soils: effect of cropping systems and its relationship to nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils*, 36, 367-376. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0541-x>
- Fierer, N. (2017). Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. *Nature Reviews Microbiology*, 15(10), 579-590. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2017.87>
- Francaviglia, R., Almagro, M., y Vicente-Vicente, J. L. (2023). Conservation agriculture and soil organic carbon: Principles, processes, practices and policy options. *Soil Systems*, 7(1), 17. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7010017>
- Franzuebbers, A. J., y Hons, F. M. (1996). Soil-profile distribution of primary and secondary plant-available nutrients under conventional and no tillage. *Soil and Tillage Research*, 39(3-4), 229-239. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(96\)01056-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(96)01056-2)
- Frene, J. P., Gabbarini, L. A., y Wall, L. G. (2018). Efectos de la labranza en la estructura y la actividad biológica a nivel de los microagregados del suelo. *Ciencia del Suelo*, 36(2), 50-61. <http://dx.doi.org/10.15517/rac.v47i2.56135>
- Frene, J. P., Gabbarini, L. A., y Wall, L. G. (2019). Soil physiology discriminates between no-till agricultural soils with different crop systems in the winter season. *Soil Use and Management*, 00:1–10. <https://doi.org/10.1111/sum.12568>
- Frey, B., Stemmer, M., Widmer, F., Luster, J., y Sperisen, C. (2006). Microbial activity and community structure of soil after heavy metal contamination in a model forest ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(7), 1745-1756. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.11.032>
- Gabbarini, L. A., Figuerola, E., Frene, J. P., Robledo, N. B., Ibarbalz, F. M., Babin, D., y Wall, L. G. (2021). Impacts of switching tillage to no-tillage and vice versa on soil structure, enzyme activities, and prokaryotic community profiles in Argentinean semi-arid soils. *FEMS Microbiology Ecology*, 97(4), fiab025. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiab025>
- Galantini, J. A., Suñer, L., y Krüger, H. (2005). Dinámica de las formas de P en un Haplustol de la región semiárida pampeana durante 13 años de trigo continuo. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 34(2), 13-31. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86434202>
- Galantini, J., y Rosell, R. (2006). Long-term fertilization affects soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil and Tillage Research*, 87(1), 72-79. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.032>
- Galantini, J. A., Duval, M., Iglesias, J., y Martínez, J. M. (2013). Efectos de largo plazo de la siembra directa en el SO Bonaerense. Dinámica y balance de carbono. *Boletín electrónico Cerzos, (UNSCerzos)*. AAPRESID, Bahía Blanca, 27-32.
- Galantini J., Keine C. (2013). Efectos de largo plazo de la siembra directa en el SO Bonaerense: Producción de los cultivos y balance de nutrientes. *Revista AAPRESID* 2013.
- Ge, G., Li, Z., Fan, F., Chu, G., Hou, Z., y Liang, Y. (2010). Soil biological activity and their seasonal variations in response to long-term application of organic and inorganic fertilizers. *Plant and Soil*, 326, 31-44. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0186-8>
- Grandy, A. S., Robertson, G. P., y Thelen, K. D. (2006). Do productivity and environmental trade-offs justify periodically cultivating no-till cropping systems? *Agronomy Journal*, 98(6), 1377-1383. <https://doi.org/10.2134/agronj2006.0137>
- Grzyb, A., Wolna-Maruwka, A., y Niewiadomska, A. (2020). Environmental factors affecting the mineralization of crop residues. *Agronomy*, 10(12), 1951. <https://doi.org/10.3390/agronomy10121951>
- Hussain, S., Hussain, S., Guo, R., Sarwar, M., Ren, X., Krstic, D., ... y El-Esawi, M. A. (2021). Carbon sequestration to avoid soil degradation: A review on the role of conservation tillage. *Plants*, 10(10), 2001. <https://doi.org/10.3390/plants10102001>
- Kan, Z. R., Liu, W. X., Liu, W. S., Lal, R., Dang, Y. P., Zhao, X., y Zhang, H. L. (2022). Mechanisms of soil organic carbon stability and its response to no-till: A global synthesis and perspective. *Global Change Biology*, 28(3), 693-710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15968>
- Kandeler, E., Tschirko, D., y Spiegel, H. (1999). Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. *Biology and Fertility of Soils*, 28, 343-351. <https://doi.org/10.1007/s003740050502>

- Lladó, S., y Baldrian, P. (2017). Community-level physiological profiling analyses show potential to identify the copiotrophic bacteria present in soil environments. *PLoS One*, 12(2), e0171638. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171638>
- Lagamarsino, A., Grego, S., Marhan, S., Moscatelli, M. C., y Kandeler, E. (2009). Soil management modifies micro-scale abundance and function of soil microorganisms in a Mediterranean ecosystem. *European Journal of Soil Science*, 60(1), 2-12. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01113.x>
- Magdoff, F., y Van Es, H. (2021). Building Soils for Better Crops: Ecological management for healthy soils. *Sustainable Agriculture Research and Education Program*. <http://hdl.handle.net/1903/29524>
- Martínez, J.M., Galantini J.A., Duval M.E., López F.M. (2017). Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semi-humid climate of Argentina: a long-term field study. *Soil Tillage Res* 169:71–80.
- Marx, M. C., Wood, M., y Jarvis, S. C. (2001). A microplate fluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(12-13), 1633-1640. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00079-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00079-7)
- McLamore, E. S., Garland, J. L., Mackowiak, C., Desaunay, A., Garland, N., Chaturvedi, P., y Ullman, J. L. (2013). Development and validation of an open-source O2-sensitive gel for physiological profiling of soil microbial communities. *Journal of Microbiological Methods*, 96, 62-67. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2013.10.016>
- Melero, S., López-Garrido, R., Murillo, J. M., y Moreno, F. (2009). Conservation tillage: Short-and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research*, 104(2), 292-298. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.04.001>
- Neumann, D., Heuer, A., Hemkemeyer, M., Martens, R., y Tebbe, C. C. (2013). Response of microbial communities to long-term fertilization depends on their microhabitat. *FEMS Microbiology Ecology*, 86(1), 71-84. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12092>
- Pikul Jr, J. L., Carpenter-Boggs, L., Vigil, M., Schumacher, T. E., Lindstrom, M. J., y Riedell, W. E. (2001). Crop yield and soil condition under ridge and chisel-plow tillage in the northern Corn Belt, USA. *Soil and Tillage Research*, 60(1-2), 21-33. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00174-X](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00174-X)
- Qin, S., Hu, C., He, X., Dong, W., Cui, J., y Wang, Y. (2010). Soil organic carbon, nutrients and relevant enzyme activities in particle-size fractions under conservation versus traditional agricultural management. *Applied Soil Ecology*, 45(3), 152-159. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.03.007>
- Orrù, L., Canfora, L., Trinchera, A., Migliore, M., Pennelli, B., Marcucci, A., y Pinzari, F. (2021). How tillage and crop rotation change the distribution pattern of fungi. *Frontiers in Microbiology*, 12, 634325. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.634325>
- R Development Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing.
- Raper, R. L., Reeves, D. W., Burmester, C. H., y Schwab, E. B. (2000). Tillage depth, tillage timing, and cover crop effects on cotton yield, soil strength, and tillage energy requirements. *Applied Engineering in Agriculture*, 16(4), 379-385. <https://doi.org/10.13031/2013.5363>
- Reeve, J. R., Schadt, C. W., Carpenter-Boggs, L., Kang, S., Zhou, J., y Reganold, J. P. (2010). Effects of soil type and farm management on soil ecological functional genes and microbial activities. *The ISME Journal*, 4(9), 1099-1107. <https://doi.org/10.1038/ismej.2010.42>
- Rodrigues, M., Pavinato, P. S., Withers, P. J. A., Teles, A. P. B., y Herrera, W. F. B. (2016). Legacy phosphorus and no-tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. *Science of the Total Environment*, 542, 1050-1061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.118>
- Sinsabaugh, R. L., Lauber, C. L., Weintraub, M. N., Ahmed, B., Allison, S. D., Crenshaw, C., ... y Zeglin, L. H. (2008). Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. *Ecology Letters*, 11(11), 1252-1264. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01245.x>
- Sun, R., Li, W., Dong, W., Tian, Y., Hu, C., y Liu, B. (2018). Tillage changes vertical distribution of soil bacterial and fungal communities. *Frontiers in Microbiology*, 9, 699. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00699>
- Truong, C., Gabbarini, L.A., Corrales, A., Mujic, A.B., Escobar, J.M., Moretto, A., y Smith, M.E. (2019). Ectomycorrhizal fungi and soil enzymes exhibit contrasting patterns along elevation gradients in southern Patagonia. *New Phytologist*. 222(4), 1936–1950. <https://doi.org/10.1111/nph.15714>
- Vance, E. D., Brookes, P. C., y Jenkinson, D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(6), 703-707. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)
- Wall, L. G., Gabbarini, L. A., Ferrari, A. E., Frene, J. P., Covelli, J., Reyna, D., y Robledo, N. B. (2019). Changes of paradigms in agriculture soil microbiology and new challenges in microbial ecology. *Acta Oecologica*, 95, 68-73. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.02.001>
- Wang, Q., Liang, A., Chen, X., Zhang, S., Zhang, Y., McLaughlin, N. B., ... & Jia, S. (2021). The impact of cropping system, tillage and season on shaping soil fungal community in a long-term field trial. *European Journal of Soil Biology*, 102, 103253. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2020.103253>
- Wu, G., Chen, Z., Jiang, N., Jiang, H., y Chen, L. (2021). Effects of long-term no-tillage with different residue application rates on soil nitrogen cycling. *Soil and Tillage Research*, 212, 105044. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105044>
- Zeglin, L. H., Bottomley, P. J., Jumpponen, A., Rice, C. W., Arango, M., Lindsley, A., ... y Myrold, D. D. (2013). Altered precipitation regime affects the function and composition of soil microbial communities on multiple time scales. *Ecology*, 94(10), 2334-2345. <https://doi.org/10.1890/12-2018.1>
- Zuber, S. M., y Villamil, M. B. (2016). Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry*, 97, 176-187. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.03.011>

*Tabla Suplementaria 1:* actividad enzimática en los diferentes sistemas de labranza para ambas épocas de muestreo (n = 10). Los valores con idéntica letra no se diferencian significativamente ( $P < 0,05$ ).

*Supplemental Table 1:* Enzymatic activity in the different tillage systems for both seasons (n = 10). Values with the same letter do not differ significantly ( $P < 0.05$ ).

Profundad	Estación	Tratamiento	PME	SUL	CEL	NAG	BG
0-5	Primavera	LC	48,31 b	0,65 b	6,04 bc	4,94 c	22,89 c
		SD	62,25 b	0,8 b	7,17 ab	6,54 b	34,35 b
	Otoño	LC	90,29 a	1,86 a	5,65 c	6,02 bc	84,49 a
		SD	110,71 a	2,01 a	8,05 a	10,39 a	87,14 a
5-10	Primavera	LC	52,79 c	0,96 b	4,18 a	7,03 a	31,88 b
		SD	42,72 c	1,07 b	3,08 b	5,96 a	20,22 c
	Otoño	LC	167,99 a	2,2 a	4,58 a	6,01 a	82,76 a
		SD	141,73 b	1,75 a	4,06 a	6,93 a	78,99 a

LC = labranza convencional; SD = Siembra directa; PME = Fosfatasa; SUL = arilsulfatasa; CEL =  $\beta$ -cellobiohidrolasa; NAG = N-acetil-glucosaminidasa; BG =  $\beta$ -glucosidasa.

LC = conventional tillage; SD = no-tillage; PME = Fosfatase; SUL = arilsulfatase; CEL =  $\beta$ -cellobiohidrolase; NAG = N-acetil-glucosaminidase; BG =  $\beta$ -glucosidase.

## EFFECTO DE LA FERTILIZACIÓN SOBRE BIOMASA AEREA Y EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES DE ALFALFA EN SUELOS CONTRASTANTES

Romina Fernández<sup>1,2,\*</sup>; Cristian Osvaldo Álvarez<sup>1</sup>; Mauricio Gastón Uhaldegaray<sup>1</sup>; Elke Johanna Noellemeyer<sup>2</sup>; Alberto Raúl Quiroga<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Anguil, Anguil, La Pampa.

<sup>2</sup> Universidad Nacional de la Pampa, Facultad de Agronomía, Santa Rosa, La Pampa.

### RESUMEN

En pasturas base alfalfa (*Medicago sativa*), la fertilización con fósforo (P) y azufre (S) resulta clave para maximizar producción. La exportación de nutrientes y la escasa reposición preocupan en planteos mixtos de producción. El objetivo del trabajo fue i) evaluar el efecto de la fertilización con P y S, sobre la productividad y eficiencia de uso de agua (EUA) de la pastura, y ii) cuantificar la exportación de P, S, zinc (Zn) y cationes en pasturas establecidas en dos suelos diferenciados por su potencial de producción. La experiencia se llevó a cabo sobre un Haplustol Éntico (MD) y sobre un Paleustol Petrocálcico, (SM). En ambos suelos se sembró aproximadamente 10 kg ha<sup>-1</sup> de alfalfa. Se establecieron cuatro tratamientos de fertilización aplicados al voleo: Sin aporte de nutrientes (T); con 9 kg ha<sup>-1</sup> de P (P); sin P y con 40 kg de S ha<sup>-1</sup> (S) y con 9 kg ha<sup>-1</sup> de P y 40 kg de S ha<sup>-1</sup> (P+S). Durante 3 años se cortó biomasa aérea para determinar el forraje cosechado y se lo expresó como materia seca (MS). Las muestras fueron molidas, y se les determinó el contenido en biomasa aérea de N, P, S, Zn, calcio (Ca), potasio (K) y magnesio (Mg). La fertilización con P+S, aumentó la productividad de la pastura en SM (entre el 16% y 38%) y la EUA, mientras que en MD no hubo respuestas a la fertilización. En ambos sitios el aporte de S incrementó significativamente la extracción de P y Zn. La exportación de nutrientes fue función de la producción de biomasa aérea y no de la concentración de los mismos. Los resultados del trabajo demuestran la importante exportación de nutrientes durante 3 años de corte mecánico. Resultaría necesario trabajar en estrategias de reposición para conservar o aumentar los nutrientes del suelo.

**Palabras clave:** fósforo, azufre, pastura.

## EFFECT OF FERTILIZATION ON AERIAL BIOMASS AND NUTRIENT EXTRACTION OF LUCERNE IN CONTRASTING SOILS

### ABSTRACT

In lucerne-based pastures (*Medicago sativa*), phosphorus (P) and sulfur (S) fertilization is key to maximizing grass production and quality. Nutrient export and poor replacement are a concern in mixed production plans. The objectives of this work were i) to evaluate the effect of P and S fertilization on pasture productivity and water use efficiency, and ii) to quantify the export of P, S, zinc (Zn) and cations of pastures established on two soils differentiated by their production potential. The experiment was carried out on an Entic Haplustol (MD) and on a Petrocalcic Paleustol (SM). Approximately 10 kg ha<sup>-1</sup> of lucerne was sown in both soils. Four fertilization treatments were established and applied by broadcasting: no nutrient input (T); 9 kg ha<sup>-1</sup> of P (P); 40 kg of S ha<sup>-1</sup> (S), and 9 kg ha<sup>-1</sup> of P plus 40 kg of S ha<sup>-1</sup> (P+S). For 3 years, aboveground biomass was cut to determine the amount of harvested forage expressed as dry matter (DM). Aboveground biomass samples were ground, and the content of P, S, Zn, calcium (Ca), potassium (K) and magnesium

\* Autor de contacto:  
fernandez.romina@inta.gob.ar

Recibido:  
10-06-24

Recibido con revisiones:  
13-09-24

Aceptado:  
13-09-24

(Mg) was determined. Fertilization with P+S increased pasture productivity in SM from 16% to 38%, whereas in MD there was no response to fertilization. In both sites, the contribution of S significantly increased the extraction of P and Zn. The export of cations ranged between 1804 and 1958 kg ha<sup>-1</sup> in MD and between 684 and 983 kg ha<sup>-1</sup> in SM. The results of the study demonstrate the significant export of nutrients from lucerne during 3 years of mechanical cutting. It would be necessary to work on replacement strategies to conserve or increase soil nutrient content.

**Keywords:** phosphorus, sulfur, pasture.

## INTRODUCCIÓN

En la Región Semiárida Pampeana (RSP), gran parte de la producción ganadera se encuentra sobre pasturas perennes donde la alfalfa es el principal cultivo. Maximizar la cantidad y calidad de forraje de esta especie requiere suelos profundos (>1,2 m), bien aireados, pH 6,5 a 7,5 y cubrir altas demandas de agua y nutrientes. En lo referido a nutrientes, en términos generales, existe un balance negativo en planteos agrícolas, debido a las cosechas (grano-forraje) y a las bajas tasas de reposición lo que lleva a una disminución de la disponibilidad de nutrientes en suelos. Por ejemplo, en la campaña 2010/11 se extrajeron 3,93 millones de toneladas de nitrógeno, fósforo, potasio, azufre y calcio, siendo la reposición de 1,36 millones de toneladas, lo que representó un 35 % (Andrade et al., 2017). En el mismo sentido, sobre suelos agrícolas, Sainz Rozas et al. (2019) concluyeron que la concentración de calcio (Ca), magnesio (Mg) y potasio (K) disminuyó entre el 2011 al 2018 en un 10%, 34% y 18%, respectivamente. Por su parte, Larrea (2018) en un estudio sobre la disponibilidad y variabilidad espacial de cationes de intercambio informó que el K fue el catión que presentó la mayor variación espacial y reducción en su concentración en suelos agrícolas respecto a suelos prístinos.

La alfalfa es un cultivo de altos requerimientos nutricionales, tanto de macronutrientes, como de micronutrientes. Por ejemplo, la disponibilidad de fósforo (P) debe ser superior a 18 ppm para un adecuado crecimiento (Marino y Echeverría, 2018; Pautasso y Barbagelata, 2017) debido a que interviene en el desarrollo de la biomasa aérea y radical, otorgándole a la planta tolerancia al estrés hídrico. En lo referido al azufre (S), su demanda guarda relación con los niveles de producción de materia seca (Vivas et al., 2004), debido a la importancia que tiene en la formación de las proteínas. Sin embargo, el bajo contenido de materia orgánica condiciona la disponibilidad de este nutriente. Un estudio llevado a cabo por García et al. (2010) en cultivos agrícolas de la región pampeana, permitió establecer un umbral tentativo de 10 ppm de S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (0-20 cm) para separar situaciones con y sin respuesta al agregado de S. No obstante, no existe un método de diagnóstico preciso para ser utilizado al momento de decidir una fertilización con S (Carciochi et al., 2016). Otro nutriente que está siendo estudiado es el Zinc (Zn), debido a que es el micronutriente que más ha disminuido su concentración en el suelo en estos últimos años, principalmente asociado al aumento de la productividad de los cultivos. Además, el déficit puede presentarse por condiciones naturales de pH alcalinos, bajos niveles de materia orgánica, bajas temperaturas en los suelos o por una interacción negativa con altos contenidos de P (Mortvedt, 1991; Sánchez-Rodríguez et al., 2017).

Con respecto los cationes intercambiables, es deseable para una adecuada producción de forraje una saturación del 65% de Ca, 10% de Mg 8% de K. En la medida que las condiciones descritas se alejen del marco ideal, el cultivo disminuye su rendimiento y su persistencia (Basigalup y Rossanigo, 2007). En general, los suelos de la RSP contienen valores óptimos de cationes de intercambio debido a su proceso de formación (suelos desarrollados sobre loess pampeano), no obstante, están empezando a aparecer algunos suelos con valores de bases por debajo de rangos óptimos para el adecuado crecimiento de la pastura, debido principalmente a la falta de reposición de cationes vía fertilización. La adecuada provisión de los nutrientes mejora el uso de los demás recursos, en este sentido, resultados de estudios en la RSP demostraron que la fertilización mejoró la EUA de cultivos anuales y también de pasturas perennes (Civalero et al., 2014; Fernández et al., 2017; Gaggioli, 2019).

En los planteos ganaderos de ambientes semiáridos, el uso de fertilizantes es escaso. En general, la fertilización con P se realiza a la siembra como arrancador y/o al voleo una vez instalada la pastura. Esta última opción no es común en la región pampeana, por la ausencia de información regional que demuestre sus beneficios, considerando además la escasa movilidad del P en el suelo (Fontanetto et al., 2010). No obstante, algunos trabajos demuestran resultados positivos por el agregado anual de fertilizantes en pasturas instaladas (Berardo, 1998; Fontanetto y Bianchini 2007). El aporte de S a través de fertilizantes podría im-

pactar positivamente en mayor producción y calidad del forraje (Fernández et al., 2022).

El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la fertilización con P y S, sobre la productividad y eficiencia de uso de agua de la pastura. Otro propósito fue cuantificar la exportación de fósforo, azufre, zinc y cationes en pasturas establecidas en dos suelos diferenciados por su potencial de producción de la región semiárida pampeana.

### MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo sobre dos suelos, un Haplustol Éntico localizado en el norte de la provincia de La Pampa (35°49'30.50" S y 63°43'41.27" O) denominado Módulo Dorila (MD) y un Paleustol Petrocálcico localizado en el centro de la provincia (36°36'48.6"S y 63°57'55.8"O) denominado Santa María (SM). En ambos sitios se realizó la siembra de aproximadamente 10 kg ha<sup>-1</sup> de Alfalfa (*Medicago Sativa*), el 31/3/2020 en MD y en SM el 9/4/2020. Se realizó un muestreo compuesto (20 piques) a 0-20 cm de profundidad a fin caracterizar el suelo en cuanto a textura, materia orgánica, pH, fósforo extractable (P), azufre (S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y cationes (Tabla 1). Además, el contenido de S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> fue determinado cada 20 cm de profundidad, hasta los 200 cm en MD y hasta los 140 cm en SM. En el mes de agosto de 2020, marzo 2021 y febrero de 2022 se establecieron cuatro tratamientos de fertilización con un diseño en bloques completamente aleatorizados con tres repeticiones. Los tratamientos fueron: sin aporte de nutrientes (T); con 9 kg ha<sup>-1</sup> de P (P); sin P y con 40 kg de S ha<sup>-1</sup> (S); y con 9 kg ha<sup>-1</sup> de P y 40 kg de S ha<sup>-1</sup> (P+S). En el experimento en MD, se determinó materia seca de la biomasa aérea a los 226, 290, 359, 413, 535, 606, 676, 889, 945 y 987 días desde la siembra (25/11/2020, 28/1/2021, 6/4/2021, 28/6/2021, 26/10/2021, 6/1/2022, 10/3/2022, 19/10/2022, 14/12/2022, 25/1/2023, respectivamente) y en SM a los 215, 284, 404, 548, 632, 673, 719, 898, 944, y 983 días desde la siembra (5/11/2020, 14/1/2021, 14/5/2021, 12/10/2021, 4/1/2022, 15/2/2022 y 31/3/2022, 19/10/2022, 5/12/2022, 13/1/2023, respectivamente). Los cortes se realizaron en una superficie de 0,25 m<sup>2</sup> en cada parcela a una altura de 5 cm del suelo en cada momento de corte y tratamiento de fertilización. Las muestras fueron secadas en estufa a 60 °C (hasta peso constante), pesadas y relacionadas a la superficie del muestreo para estimar la materia seca (MS) aérea por unidad de superficie (MS, Mg ha<sup>-1</sup>). Posteriormente, una fracción de las muestras fue molida, y enviadas al laboratorio para determinar la concentración de nitrógeno (N, mediante LECO-TrueSpec®), P, S, Zn, Ca, K y Mg (digestión con ácido nítrico a 180 °C, durante 15 min, espectrómetro de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo ICP-OES). Se calculó la acumulación de nutrientes en biomasa aérea como el producto entre los Mg ha<sup>-1</sup> de MS y la concentración del nutriente. Luego de cada momento de muestreo se realizó un corte de emparejamiento de todas las parcelas a 5 cm de altura.

En cada momento de corte de biomasa aérea se determinó el contenido de humedad del suelo (método gravimétrico) cada 20 cm de profundidad hasta los 200 cm en MD y 140 cm en SM, debido a la presencia de manto calcáreo a fin de calcular el uso consuntivo promedio (López y Arrue, 1997) y la eficiencia en el uso del agua (EUA) a partir de la siguiente ecuación, EUA (kg MS mm<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup>) = Biomasa aérea (kg MS ha<sup>-1</sup>) / UC (mm).

La temperatura media (promedio) de primavera, verano, otoño e invierno junto a las precipitaciones de cada año de producción en MD y SM se presentan en la Tabla 2.

Los resultados fueron analizados mediante modelos lineales mixtos con medidas repetidas en el tiempo para cada pastura. La comparación de medias se realizó mediante Test de Fischer ( $P \leq 0,1$ ). Además, se realizó análisis de regresión. Para estos análisis se utilizó el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2017).

**Tabla 1:** Arcilla más limo (A+L), materia orgánica (MO), fósforo extractable (P), pH, azufre de sulfato (S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), capacidad de intercambio catiónico (CIC), calcio (Ca), potasio (K) y magnesio (Mg) en Modulo Dorila (MD) y en Santa María (SM) a 0-20 cm de profundidad. Profundidad del perfil (Prof.) S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (kg ha<sup>-1</sup>) a 200 cm y 140 cm para MD y SM, respectivamente.

**Table 1:** Clay and silt (A+L), organic matter (MO), extractable phosphorus (P), pH, sulphate sulfur (S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), cation exchange capacity (CEC), calcium (Ca), potassium (K) and magnesium (Mg) in Modulo Dorila (MD) and Santa María (SM) at 0-20 cm soil depth. Profile depth (Prof.) S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (kg ha<sup>-1</sup>) at 200 cm and 140 cm in MD and SM, respectively.

Sitio	A+L (g kg <sup>-1</sup> )	MO (g kg <sup>-1</sup> )	P (mg kg <sup>-1</sup> )	pH 1:2,5	S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	CIC	Ca (c molc kg <sup>-1</sup> )	K	Mg	Prof. (cm)	S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (kg ha <sup>-1</sup> )
MD	430	20	50,2	6,2	13	10,5	6,2	1,8	0,8	>200	198
SM	330	16	27,9	6,8	14	8,9	7	1,7	0,1	140	92

**Tabla 2:** Temperatura media promedio de primavera (P), verano (V), otoño (O) e invierno (I). Precipitaciones durante el 1<sup>er</sup>, 2<sup>do</sup> y 3<sup>er</sup> año de producción de materia seca, en Modulo Dorila (MD) y Santa María (SM).

**Table 2:** Mean temperatures in spring (P), summer (V) fall (O), and winter (I). Rainfall during the first, second and third year of production at Modulo Dorila (MD) and Santa María (SM).

Sitio	Temperatura media (C°)			
	P	V	O	I
MD	16,6	22,7	15,7	9,0
SM	16,3	22,9	15,7	8,4

Sitio	Precipitaciones (mm)			
	1 er año	2 do año	3 er año	Total
MD	522	886	257	1665
SM	370	958	402	1730

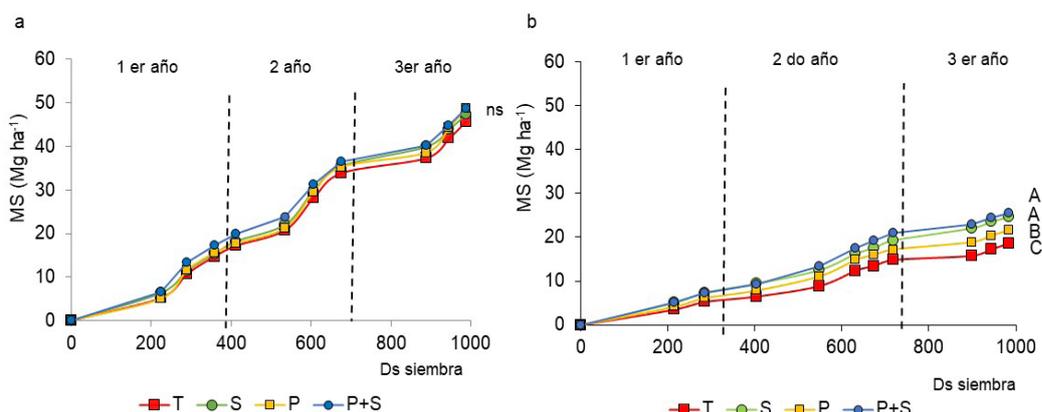
## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La producción de MS acumulada en MD desde la siembra hasta los 1093 días (10 cortes) se presenta en la Figura 1 (a). La respuesta a la fertilización con respecto al T fue del 4%; 6,5% y 8% para S, P y P+S, respectivamente, pero no se encontraron diferencias estadísticas significativas en la producción de biomasa aérea acumulada entre los diferentes tratamientos ( $p=0,475$ ). Este comportamiento podría deberse a los elevados contenidos de P en 0-20 cm y S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> en el perfil de suelo (200 cm de profundidad), donde se cuantificaron 198 kg S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ha<sup>-1</sup> (Tabla 1). Por otra parte, el suelo en MD presenta el nivel freático entre los 250 y 300 cm de profundidad, lo cual posiblemente contribuye por ascenso capilar al uso consuntivo de la pastura y, por ende, al elevado rendimiento observado en este sitio. En la Región Pampeana se ha observado que el cultivo puede aprovechar con efectividad el agua proveniente de nivel freático ubicado entre 2,25 y 6 m de profundidad (Collino et al., 2007). La calidad del suelo en MD junto a la profundidad del perfil (> 200 cm) sin limitación física y la presencia del nivel freático parecen los principales factores que expliquen la mayor producción de biomasa aérea con respecto a SM. Si bien el sitio MD presenta mayor precipitación anual promedio histórica (810 mm) que SM (750 mm), las precipitaciones acumuladas en los 3 años de evaluación fueron similares entre los dos sitios. No obstante, durante el primer año, las mismas fueron mayores en el sitio MD (+152 mm), mientras que en el segundo y tercer año fueron mayores en el sitio SM (+72 y +145 mm, respectivamente). La temperatura media promedio fue similar entre los dos sitios en cada estación del año (Tabla 2). La baja relación entre precipitaciones y producción de biomasa aérea,  $R^2=0,14$  para el T y  $R^2=0,22$  para el tratamiento P+S, (datos no mostrados) coinciden con un estudio llevado adelante por Fernández et al. (2017) en la RSP. Estos autores, no encontraron relación entre la producción de materia seca por corte y las precipitaciones ocurridas entre cada corte. Lo que reflejó la importancia de considerar el suelo, su textura y especialmente la profundidad del perfil, como factores importantes en la capacidad de almacenaje y transferencia del agua de las precipitaciones entre distintos periodos.

En el sitio SM, la respuesta a la fertilización con respecto al T fue del 33; 16% y 38% para S, P y P+S, respectivamente (Figura 1, b), con diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0,0001$ ). La respuesta en la producción acumulada de MS por el uso del S tendría implicancias en estimular la capacidad de nodulación

y en consecuencia la fijación biológica del nitrógeno. Ambos suelos se encontraron cercanos al valor umbral establecido entre 10-12 ppm de  $S-SO_4^{2-}$  como límite de deficiencia de este elemento para la mayoría de los cultivos (García et al., 2010; Rivero et al., 2006). No obstante, en SM la disponibilidad de  $S-SO_4^{2-}$  en el perfil (120 cm de profundidad) fue de 92 kg ha<sup>-1</sup>. Este valor corresponde a un 53% de  $S-SO_4^{2-}$  menos que el encontrado en MD lo que podría explicar la respuesta positiva del agregado de S en los tratamientos T y P, donde se encontraron diferencias estadísticas significativas.

Las recomendaciones de fertilización con S se realizan en base a experiencias regionales/locales porque aún no se han desarrollado métodos de análisis de suelo para el diagnóstico de necesidades de este elemento. Además, hasta el momento no se han establecido relaciones entre el contenido de  $S-SO_4^{2-}$  del suelo y las respuestas de las leguminosas forrajeras a la aplicación de fertilizantes azufrados (Barbazán et al., 2007).

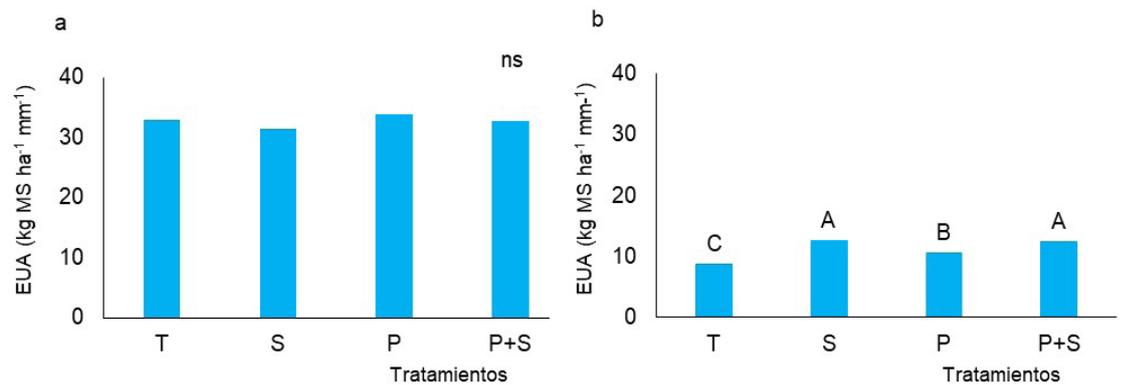


**Figura 1:** Producción de materia seca (MS) en el testigo sin fertilización (T), y en los tratamientos con azufre (S), con fósforo (P) y con fósforo + azufre (P+S), en a) sitio MD y b) sitio SM. Días desde la siembra (Ds siembra). Letras distintas en MS indican diferencias estadísticas significativas ( $P < 0,10$ ). Sin diferencias estadísticas significativas (ns).

**Figure 1:** Production of dry matter (MS) in the control treatment (T), and in the treatments with sulfur (S), with phosphorus (P), and with phosphorus + sulfur (P+S), in a) MD site and b) SM site. Days after sowing (Ds siembra). Different letters in MS indicate significant statistical differences ( $P < 0,10$ ). No significant statistical differences (ns).

En la Región Pampeana, la alfalfa requiere entre 1.100 y 1.550 mm de agua para lograr una producción potencial de forraje (Collino et al., 2007; Quiroga et al., 2021b). En la RSP y sobre suelos con tosca a los 120 cm se han reportado valores entre 600 a 900 mm (Fernández et al., 2017). Los resultados del presente trabajo indicaron que en el primer año de la pastura en MD el uso consuntivo fue de 673 mm, en el segundo año de 788 mm y en el tercer año 405 mm, y para SM de 729, 849 y 436 mm para el primer, segundo y tercer año, respectivamente (datos no mostrados).

La EUA promedio de los tres años en MD fueron altas y no se encontraron diferencias significativas entre los diferentes tratamientos (Figura 2, a). Los datos obtenidos en este sitio fueron similares a los que se encuentran en Región Pampeana (Collino et al., 2007) posiblemente debido al aporte del agua del nivel freático. En SM se comprobó un aumento de la EUA con la aplicación de S presentando diferencias significativas (Figura 2, b). No obstante, la EUA a lo largo de una campaña presenta importante variación entre cortes (Collino et al., 2007) en MD se encontró un rango de 18 a 39 kg MS ha<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>, y en SM de 8 a 19 kg MS ha<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>. Rangos en la EUA entre 12,9 a 25,4 kg ha<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>, 9 a 23,9 kg ha<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> y 11,9 a 29,1 kg mm<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> han sido citados por López et al. (1997), Collino et al. (2007) y Bolger y Matches (1990), respectivamente. Según estos autores, una de las razones de esta variabilidad es la diferencia de la demanda atmosférica a lo largo del año, que juntamente con otras variables meteorológicas como por ejemplo la orientación del viento junto a su velocidad modifican la demanda transpiratoria.



**Figura 2:** Eficiencia en el uso del agua (EUA) promedio en el testigo sin fertilización (T), y en los tratamientos con azufre (S), con fósforo (P) y con fósforo + azufre (P+S), en a) sitio MD y b) sitio SM. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas ( $P < 0,10$ ). Ns: sin diferencias estadísticas significativas.

**Figure 2:** Water use efficiency (EUA) in the control treatment (T), and in the treatments with sulfur (S), with phosphorus (P), and with phosphorus + sulfur (P+S), at a) MD site and b) SM site. Different letters indicate significant statistical differences ( $P < 0,10$ ). ns: not significant statistical differences.

En MD la concentración de P en la biomasa varió entre  $2,2 \text{ g kg}^{-1}$  en el tratamiento S y  $2,4 \text{ g kg}^{-1}$  en los tratamientos T y P sin presentar diferencias estadísticamente significativas. En SM se encontró  $2,2 \text{ g kg}^{-1}$  en el tratamiento con S y  $2,3 \text{ g kg}^{-1}$  en los demás tratamientos (Tabla 3). La adecuada concentración de P en la biomasa aérea es importante ya que no solo impacta positivamente en el crecimiento de la alfalfa, sino que estaría relacionada con la tolerancia al estrés (Jung y Smith, 1959; Volenec et al., 2021). Además, afecta positivamente al crecimiento de la raíz principal durante la aclimatación de otoño y posterior rebrote en la primavera (Berg et al., 2021).

En ambos sitios, la fertilización con azufre (tratamientos S y P+S) se asoció con una mayor concentración del nutriente en la biomasa aérea, presentando diferencias estadísticas significativas respecto al tratamiento sin S ( $P < 0,10$ ). Con respecto a la concentración de Zn, en ambos sitios, se comprobó que los tratamientos fertilizados con P presentaron menor concentración de Zn con respecto a los tratamientos no tratados con P, con diferencias estadísticas significativas ( $P < 0,10$ ).

En los dos sitios evaluados, la cantidad de P exportado en el forraje en los 3 años de estudio dependió principalmente de la producción de biomasa asociada al sitio/suelo y luego a los planteos de fertilización de P y S. En MD la cantidad exportada de P fue alta y presentó un rango entre  $100$  y  $119 \text{ kg ha}^{-1}$ , la fertilización incidió en un 12, 10 y 19 % más de P exportado para S, P y P+S, respectivamente, con respecto al testigo (Tabla 3). Los contenidos de S en biomasa también fueron altos y se encontraron entre los  $105$  y  $115 \text{ kg ha}^{-1}$ , sin presentar diferencias estadísticas significativas. Para el caso del Zn, el mismo varió entre  $0,94$  y  $1,00 \text{ kg ha}^{-1}$  presentando diferencias estadísticas significativas (Tabla 3).

Para el sitio SM, la cantidad exportada de P presentó un rango entre  $48$  y  $63 \text{ kg ha}^{-1}$ , la fertilización incidió en un 20, 10 y 31 % más de P exportado para S, P y P+S, respectivamente, con respecto al testigo, con diferencias estadísticas significativas (Tabla 3). Los contenidos de S exportados en biomasa se encontraron entre los  $36$  y  $54 \text{ kg ha}^{-1}$ , donde también la fertilización tuvo un fuerte impacto, incidiendo en un 48, 12 y 43 % más de S exportado para S, P y P+S, respectivamente, con respecto al testigo, con diferencias estadísticas significativas. Para el caso del Zn, el mismo varió entre  $0,38$  y  $0,47 \text{ kg ha}^{-1}$  donde la exportación se encontró en un 23, 7,8 y 23 % más para los tratamientos S, P y P+S, respectivamente, también presentando diferencias estadísticas significativas entre tratamientos (Tabla 3).

**Tabla 3:** Concentración y acumulación de fósforo (P), azufre (S) y zinc (Zn) exportados en el forraje en Módulo Dorila (MD) y Santa María (SM).

**Table 3:** Phosphorus (P), sulfur (S) and zinc (Zn) accumulation and content in the forage at the modulo Dorila (MD) and Santa María (SM) site.

Sitio	Tratamiento	Concentración			Acumulación		
		P (g kg <sup>-1</sup> )	S (g kg <sup>-1</sup> )	Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	P (kg ha <sup>-1</sup> )	S (kg ha <sup>-1</sup> )	Zn (kg ha <sup>-1</sup> )
MD	T	2,4	2,2 B	19,99 A	100,8 B	107	0,94 B
	S	2,2	2,4 A	20,66 A	113,7 A	105	1,0 A
	P	2,4	2,2 B	18,65 B	111,2 A	115	0,97 B
	P+S	2,3	2,4 A	19,68 B	119,8 A	115	1,0 A
SM	T	2,3	1,9 B	20,37 A	48,1 C	36,5 C	0,38 B
	S	2,2	2,2 A	19,55 A	57,6 AB	54,0 A	0,47 A
	P	2,3	1,9 B	19,13 B	53,1 B	40,7 B	0,41 B
	P+S	2,3	2,1 A	18,77 B	63,2 A	52,1 A	0,47 A

Letras diferentes en cada columna indica diferencias estadísticas significativas ( $P < 0,10$ ).

Different letters in each column indicate significant statistical differences ( $P < 0.10$ ).

De los valores de CIC y cationes intercambiables presentados en la Tabla 1 se observa que el suelo del sitio MD presentó valores de Ca y Mg por debajo de los valores considerados óptimos para obtener alta producción de forraje en base alfalfa (65% Ca, 8% K y 10% Mg, Basigalup y Rossanigo, 2007). En MD la saturación con bases fue del 59% de Ca y 7,6% de Mg, en cambio el K se encuentra dentro del rango óptimo (17% K). En el suelo del sitio SM los valores se encontraron dentro de los rangos óptimos. Esto puede ser debido a que el suelo en el sitio MD por ubicarse en una zona más húmeda y tener mayor profundidad de perfil presenta mayor historia agrícola con respecto a SM. Esto trae aparejado mayor participación de cultivos agrícolas en la rotación y rendimientos medios a altos (Quiroga et al., 2021a; Noellemeyer et al., 2013) que en consecuencia exportaron en los últimos 25 años altos contenidos de Ca y no se repuso este nutriente mediante fertilización. No obstante, Larrea (2018) determinó que el contenido de cationes intercambiables y la relación entre ellos puede presentar una elevada variabilidad sitio-específica generada por el tipo de suelo y por la actividad antrópica.

En el sitio MD la exportación de cationes se encontró entre 1804 y 1958 kg ha<sup>-1</sup> en T y P+S, respectivamente (Tabla 4). En cambio, en el sitio SM el rango de exportación fue menor, con valores entre 684 y 983 kg ha<sup>-1</sup> en T y P+S. Se puede observar en la Tabla 4 que la exportación de Ca por parte de la pastura en MD fue mayor entre un 2 y 10% en los tratamientos de fertilización con respecto al T, donde se encontraron diferencias significativas. En cambio, para el K y Mg la fertilización tendió a aumentar la exportación de estos cationes, pero las diferencias no fueron estadísticamente significativas.

Para el sitio SM, en los tratamientos S y P+S, la exportación de Ca, K y Mg fue mayor en un 19 %, 49% y 37%, respectivamente, con respecto al T, presentando diferencias estadísticas significativas.

En términos generales, del total de bases exportadas, el 26% correspondió al Ca, 68% a K y 6% a Mg; y la fertilización con S y P causó una mayor exportación de bases de intercambio. En el sitio MD comienzan a encontrarse deficiencias de Ca y desbalances entre el Ca y Mg, lo que coincide con la disminución en los valores de pH (0,18 unidades, datos no mostrados) en los últimos 20 años. En cambio, en SM los valores de bases y sus relaciones aún se encuentran dentro de rangos óptimos, posiblemente por la menor historia agrícola de este sitio y por la presencia del manto calcáreo a menor profundidad que contribuiría con bases como Ca y Mg.

**Tabla 4:** Acumulación de calcio (Ca), potasio (K) y magnesio (Mg) exportados en el forraje en sitio Módulo Dorila (MD) y Santa María (SM).

**Table 4:** Calcium (Ca), potassium (K) and magnesium (Mg) content exported in forage, at the modulo Dorila (MD) and Santa María (SM) site.

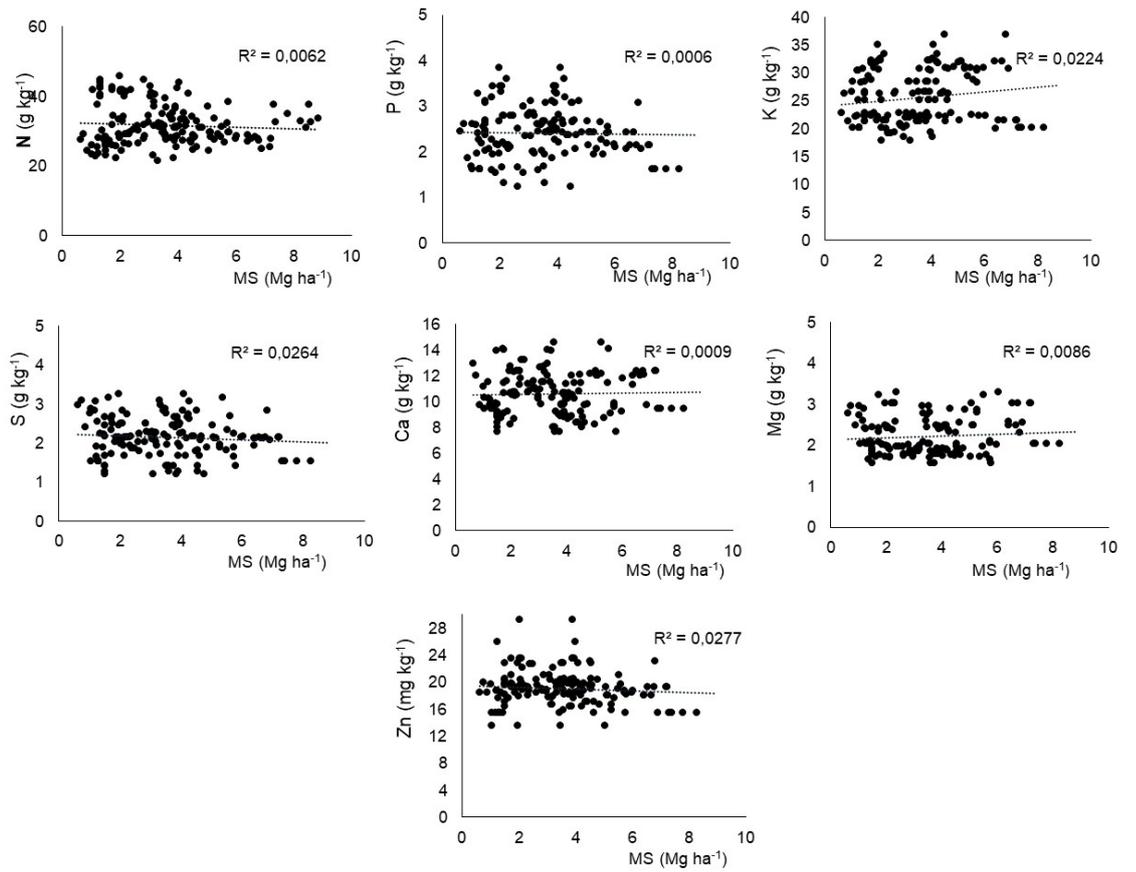
Sitio	Tratamiento	Acumulación		
		Ca (kg ha <sup>-1</sup> )	K (kg ha <sup>-1</sup> )	Mg (kg ha <sup>-1</sup> )
MD	T	465	1231	101
	S	472	1246	102
	P	513	1308	105
	P+S	513	1337	108
SM	T	205 B	436 C	43 C
	S	243 A	650 A	59 A
	P	216 B	625 B	52 B
	P+S	244 A	650 A	59 A

Letras diferentes en cada columna indica diferencias estadísticas significativas ( $P < 0,10$ )

Different letters in each column indicate significant statistical differences ( $P < 0.10$ )

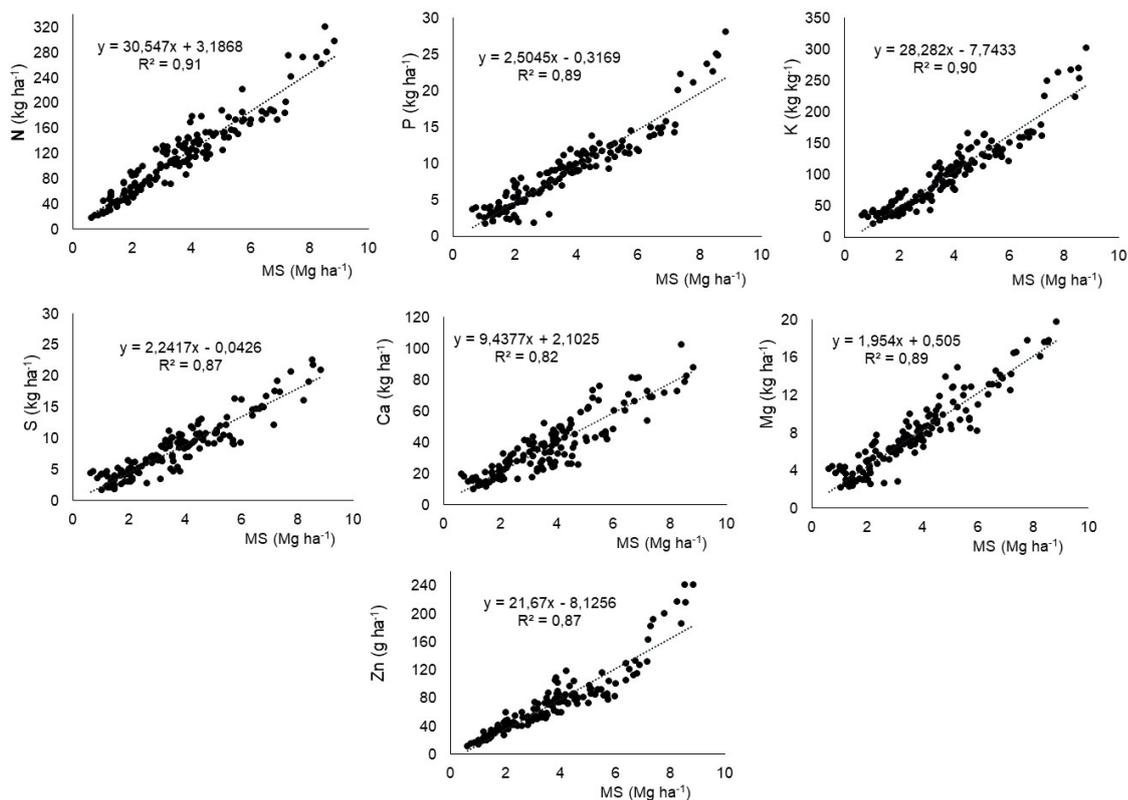
Los resultados del trabajo demostraron que a mayor producción de biomasa aérea de la pastura de alfalfa la concentración de todos los nutrientes analizados fue similar (Figura 3). Los valores promedio para N, P, K, S, Ca, Mg, K fueron de 31,7; 2,4; 25,5; 2,1; 10,6 y 2,2 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente y 19 mg kg<sup>-1</sup> de Zn.

En cambio, la acumulación de nutrientes (kg ha<sup>-1</sup>) presentó estrecha relación en función a la producción de biomasa aérea ( $R^2 = 0,91; 0,89; 0,90; 0,87; 0,82, 0,89; y 0,87$  para N, P, K, S, Ca, Mg y Zn, respectivamente, Figura 4). De la pendiente de la ecuación de regresión entre la acumulación de nutrientes en función a la biomasa se desprende que para producir 1 Mg ha<sup>-1</sup> de biomasa aérea de alfalfa se necesitan 30,5 kg N; 2,5 kg P; 28,2 kg K; 2,24 kg S; 9,43 kg Ca; 1,95 kg Mg y 21,6 g de Zn. Estos resultados son similares a los reportados por García et al. (1999) y Lemaire y Gastal (2009) para N (28-33 kg Mg<sup>-1</sup>) y P (2,8 kg Mg<sup>-1</sup>), en cambio, Blackwood, (2007) reportó valores mayores para los nutrientes como S (2,8-3,3 kg Mg<sup>-1</sup>), Ca (13-16 kg Mg<sup>-1</sup>), Mg (2,6-3,3 kg Mg<sup>-1</sup>) y Zn (24-27 kg Mg<sup>-1</sup>). Mientras que para K (22-25 kg Mg<sup>-1</sup>) los requerimientos encontrados en el nuestro estudio fueron un poco más altos.



**Figura 3:** Concentración de nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg) y zinc (Zn) en función de la materia seca de la biomasa aérea (MS)

**Figure 3:** Nitrogen (N), phosphorus (P), potassium (K), sulfur (S), calcium (Ca), magnesium (Mg) and zinc (Zn) content as a function of dry matter (MS).



**Figura 4:** Acumulación de nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg) y zinc (Zn) en función de la materia seca de la biomasa aérea (MS).

**Figure 4:** Nitrogen (N), phosphorus (P), potassium (K), sulfur (S), calcium (Ca), magnesium (Mg) and zinc (Zn) accumulation as a function of the dry matter (MS).

Estos resultados aportan datos relevantes acerca de cuán importante es la extracción de nutrientes en aquellos sistemas donde la reposición vía heces y orina es nula. Resultaría necesario en el corto a mediano plazo considerar una estrategia de fertilización a fin de reponer los nutrientes exportados para evitar que se generen condiciones predisponentes a deficiencias de nutrientes que conduzcan a mermas del rendimiento.

### CONCLUSIONES

La respuesta a la fertilización en términos de producción de biomasa aérea y eficiencia de uso del agua fue diferente entre sitios, y respondió al contenido de los nutrientes en el perfil del suelo y a la disponibilidad de agua. Por otra parte, la exportación de nutrientes fue función de la producción de biomasa aérea y no fue afectada por la concentración de nutrientes. Esto permite mejorar la estimación de requerimientos de fertilización fosforada y azufrada para un determinado rendimiento objetivo. Los resultados también alertan sobre las pérdidas de estos nutrientes y de los cationes intercambiables del suelo con el consecuente peligro de acidificación, cuando se cosecha la producción de forraje y no se consideran planteos de reposición de estos elementos.

### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias al apoyo de los establecimientos "La Nueva Escocia" de la localidad de Anguil-La Pampa y "Don Jesús" en Dorila-La Pampa, quienes nos permiten trabajar allí en experiencias de larga duración.

Deseamos agradecer a la Región CREA "Oeste Arenoso", quien priorizó la línea de investigación y que junto a los proyectos del INTA (PE I009, PE I008, RIST I-503) financiaron la experiencia.

## REFERENCIAS

- Andrade, F., Taboada, M., Lema, D., Maceira, N., Echeverría, H., Posse, G., Prieto, D., Sánchez, E., Ducasse, D., Bogliani, M., Gamundi, J., Trumper, E., Frana, J., Perotti, E., Fava F. y Mastrángelo, M. (Eds.) (2017). *Los desafíos de la agricultura Argentina Satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental*. Ediciones INTA.
- Barbazán, M., Ferrando, M. y Zamalvide, J. (2007). Estado nutricional del *Lotus corniculatus* en Uruguay. *Agrociencia*, 11(1), 22 – 34.
- Basigalup, D. y Rossanigo, R. (2007). *Panorama actual de la alfalfa en la Argentina* (pp. 15-24). En D. Basigalup (Ed.), *El cultivo de la alfalfa en la Argentina*. Ediciones INTA.
- Berardo, A. (3-4 de agosto de 1998). *Fertilización de pasturas* [Conferencia]. Invernada: Planteos de Alta Producción. 5to Seminario de Actualización Técnica. Buenos Aires, Argentina.
- Berg, K. S., Brouder, S. M., Cunningham, S. M. y Volenec, J. J. (2021). Potassium and phosphorus fertilizer impacts on alfalfa taproot carbon and nitrogen reserve accumulation and use during fall acclimation and initial growth in spring wheat. *Plant Science* 12, 715936. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.715936>.
- Blackwood, I. (2007). Mineral content of common ruminant stockfeeds, crops and pastures. NSW Department of primary industries. Primefact 522
- Bolger, T. P. y Matches A. G. (1990). Water-use efficiency and yield of sainfoin and alfalfa. *Crop Science*. 30, 143-148. <https://doi.org/10.2135/cropsci1990.0011183X003000010032x>.
- Carciochi, W., Wyngaard, N., Divito, G., Reussi Calvo, N., Cabrera, M. y Echeverría, H. (2016). Diagnosis of sulfur availability for corn based on soil analysis. *Biology Fertility of Soil* 52, 917-926.
- Civalero A., Kolman, G., Fernández, R. y Noellemeyer, E. (2014). Efecto del sistema de labranza y la fertilización nitrogenada sobre el rendimiento de maíz (*Zea mays* L.) en un Haplustol Éntico de la región semiárida pampeana. *Semiárida* 24, 43-52.
- Collino, D., Dardanelli, J. y De Luca, M. (2007). Uso del agua y la radiación para la producción de forraje. En D. Basigalup (Ed.), *El cultivo de la alfalfa en la Argentina* (pp. 47-63). Ediciones INTA.
- Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. (2017). *Infostat – Software estadístico*. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina [WWW Document]. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Fernández, R., Álvarez, C., Saks, M. y Quiroga, A. (15-18 de noviembre de 2022). *Fertilización de pastura de alfalfa en suelos de la Región Semiárida Pampeana*. [Presentación de trabajo]. XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/13873>
- Fernández, R., Frasier, I., Uhaldegaray, M., Oderiz, A., Scherger, E. y Quiroga, A. (2017). Eficiencia en el uso del agua en pasturas en un molisol de la región semiárida pampeana. *Semiárida* 27, 19-25.
- Fontanetto, H. y Bianchini, A. (2007). *Fertilización fosfatada y azufrada de alfalfa a la siembra y al año de implantación en el centro-este de Santa Fe*. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 36, 22-25.
- Fontanetto, H., Keller, O., Gambaudo, S., Albrecht, J. y Boschetto, H. (2010). *Fertilización balanceada para la alfalfa en la región centro-este de Santa Fe* (Planteos Ganaderos). AAPRESID.
- Gaggioli, C. (2019). *Alternativas de cultivos tendientes a mejorar la sustentabilidad de los sistemas de producción de la Región Semiárida Pampeana*. Tesis Doctoral. Departamento de Agronomía UNSur. 306p. <http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/5197>
- García, F., Boxler, M., Berardo, A., Ciampitti, I., Correndo, A., Reussi Calvo, N., Bauschen, F., Firpo, I., Minteguiaga, J. y Pozzi, R. (2010). La red de nutrición de la Región CREA Sur de Santa Fe. Resultados y conclusiones de los primeros diez años 2000-2009, IPNI-CREA-ASP. Segunda Edición. 63 p.
- García, F., Rufo, M., y Daverede, I. (1999). *Fertilización de pasturas y verdeos*. INPOFOS. *Informaciones Agronómicas de Cono Sur* 1, 2-11.
- Jung, G. A. y Smith, D. (1959). Influence of soil potassium and phosphorus content on the cold resistance of alfalfa. *Agronomy Journal* 51, 585–587. <https://doi.org/10.2134/agronj1959.00021962005100100004x>
- Larrea, G. (2018). *Disponibilidad y variabilidad espacial de calcio, magnesio y potasio en suelos agrícolas y prístinos de la región pampeana*. [Tesis de Maestría, Fac. Cs. Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata]. Balcarce, Buenos Aires. 62 p.
- Lemaire, G. y Gastal, F. (2009). Quantifying crop responses to nitrogendeficiency and avenues to improve nitrogen use efficiency. In: *Crop physiology. Application for genetic improvement and agronomy* 171-211. Edited by: V. Sadras and D Calderini. ISBN: 978-0-12-374431-9.
- López, M. y Arrúe, J. (1997). Growth, yield and water use efficiency of winter barley in response to conservation tillage in a semi-arid region of Spain. *Soil & Tillage Research* 44, 35-54. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(97\)00030-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(97)00030-5)
- López, J., Dardanelli, L., Collino, D., Sereno, R. y Racca, R. W. (1997). Efecto del grado de reposo invernal sobre la producción, consumo y eficiencia en el uso del agua en alfalfa cultivada bajo riego. *RIA* 28(2), 41-48.
- Marino, M. y Echeverría, H. (2018). Diagnóstico de requerimiento de fósforo para alfalfa (*Medicago sativa* L.) en argiudoles. *AGRISCI-ENTIA*, 35: 11-24.
- Mortvedt, J. J. (1991). Micronutrient fertilizer technology. En J. J. Mortvedt, F. R. Cox, L. M. Shuman y R. M. Welch (Eds.), *Micronutrients*

- in Agriculture, Book Series No. 4* (pp. 89–112). Soil Science Society of America.
- Noellemeyer, E., Fernández, R. y Quiroga, A. (2013). Crop and tillage effects on water productivity of dryland agriculture in Argentina. *Agriculture* 3, 1-11. <https://doi.org/10.3390/agriculture3010001>
- Pautasso, J. y Barbagelata, P. (2017). Actualización del umbral de fósforo Bray para el cultivo de alfalfa en Entre Ríos (Argentina). *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica* 26, 13-16.
- Quiroga, A., Ormeño, O., Fernández, R., Álvarez, C., Frasier, I. y Noellemeyer, E. (2021a). Efecto de la labranza y la ganadería sobre propiedades edáficas y eficiencia en el uso del agua en un Molisol franco arenoso. En: *Ensayos de larga duración. Relación estratégica INTA-CREA, hacia una producción sostenible*. A. Quiroga A, R. Fernández y C. Álvarez C. (Eds.) (pp.22-34). Ediciones INTA.
- Quiroga, A., Ormeño, O., Saks, M. y Fernández, R. (2021b). Evaluación del aporte de distintos nutrientes y del riego complementario en la secuencia trigo-soja-maíz-soja. En: *Ensayos de larga duración. Relación estratégica INTA-CREA, hacia una producción sostenible*. A. Quiroga A, R. Fernández y C. Álvarez C. (Eds.) (pp.35-44). Ediciones INTA.
- Rivero, E., Cruzate, G. A. y Turati, R. (19-22 septiembre de 2006). *Azufre, boro y zinc: mapas de disponibilidad y reposición en suelos de la región pampeana*. Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. I Reunión de Suelos de la Región Andina.
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Martínez Cuesta, N., Angelini, H., Reussi Calvo, N. y Wyngaard, N. (mayo de 2019). *Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana*. Simposio Fertilidad 2019. Fertilizar, Rosario, Santa Fe.
- Sánchez-Rodríguez, R. A., del Campillo, M.C. y Torrent, J. (2017). Phosphorus reduces the zinc concentration in cereals pot grown on calcareous Vertisols from southern Spain. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 97, 3427–3432. <https://doi.org/10.1002/jsfa.8195>
- Vivas, H., Quintero, C., Boschetti, G., Fontanetto, H y Albrecht, R. (22-25 de junio de 2004). *Fertilización con Fósforo y Azufre para la producción de Alfalfa en el centro de Santa Fe*. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Volenc, J. J., Brouder, S. M. y Murrell, T. S. (2021). Broadening the objectives of future potassium recommendations. En *Improving Potassium Recommendations for Agricultural Crops*. T. S. Murrell, R. L. Mikkelsen, G. Sulewski, R. Norton, y M. L. Thompson (Eds.), (pp. 385–415). Cham, Switzerland: Springer Nature.

## INFLUENCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA Y DEL ABONO SOBRE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS EN SUELOS DE LA PAMPA

Daiana Susana Huespe<sup>1,\*</sup>, Juan Alberto Galantini<sup>2,3</sup>,  
Luciano Martín Baraldi<sup>4</sup>, Cristian Álvarez<sup>5,6</sup>

<sup>1</sup> Agencia de Extensión Rural del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Guatraché, La Pampa.

<sup>2</sup> Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires.

<sup>3</sup> Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS), Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires.

<sup>4</sup> Laboratorio de Servicios Analíticos de Suelos, Plantas y Ambiente (LABSPA). Perteneciente al CERZOS-CONICET-UNS., Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires.

<sup>5</sup> Agencia de Extensión Rural del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) General Pico, La Pampa.

<sup>6</sup> Facultad de agronomía, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam), Santa Rosa, La Pampa.

### RESUMEN

El uso de agua salina en sistemas hortícolas degrada el suelo y reduce la productividad. El objetivo de este estudio fue analizar cómo el agua de diferente calidad y la aplicación de abono orgánico afectan la productividad de lechuga (*Lactuca sativa* L.) y las fracciones de carbono orgánico en dos suelos de diferentes texturas característicos del centro de La Pampa. Se evaluó el cultivo de lechuga en dos suelos, uno arenoso y otro franco arenoso. El tratamiento principal se regó con agua de conductividad eléctrica de 1,0 (baja salinidad) y 2,0 (alta salinidad) dS m<sup>-1</sup>. Se fertilizó con una dosis de 100 kg N ha<sup>-1</sup>, usando tres combinaciones de las fuentes abono orgánico y urea: C0 (100:0), C2 (70:30) y C4 (40:60). Se evaluaron cuatro ciclos consecutivos durante los años 2020 y 2021. Se analizó: materia seca de raíces (MS<sub>R</sub>), aérea (MS<sub>A</sub>) y total (MS<sub>T</sub>), la relación MS<sub>A</sub>/MS<sub>R</sub>, la eficiencia de uso del agua y la tasa de crecimiento. Se determinó el carbono orgánico (CO) total (COT) y el CO particulado (COP). Al evaluar el efecto acumulado se observó una interacción significativa entre el suelo de textura arenosa y el de textura franco arenosa (p<0,05). En el suelo arenoso el valor máximo de MS<sub>T</sub> (1504 kg ha<sup>-1</sup>) se obtuvo con agua de CE de 1,0 dS m<sup>-1</sup> con una disminución de 18% cuando se regó con agua con CE de 2,0 dS m<sup>-1</sup>. Mientras que, en el suelo franco arenoso el valor máximo de MS<sub>T</sub> (1385 kg ha<sup>-1</sup>) se obtuvo con agua de 1,0 dS m<sup>-1</sup> con una disminución de 54% cuando se regó con agua con CE de 2,0 dS m<sup>-1</sup>. En el suelo franco arenoso la aplicación de abono orgánico ayudó a mitigar el efecto del agua salina en las variables MS<sub>T</sub>, MS<sub>A</sub> y MS<sub>R</sub>. Los cambios en el COP producidos por los tratamientos fueron diferentes en ambos suelos. Los índices de labilidad fueron más sensibles en el suelo arenoso para evidenciar cambios asociados al manejo. El índice de carbono orgánico fue sensible para evidenciar diferencias en el suelo franco arenoso. La textura del suelo condiciona la respuesta a la aplicación de agua y abono orgánico.

**Palabras clave:** productividad de lechuga, riego, calidad del suelo.

\* Autor de contacto:  
huespe.daiana@inta.gob.ar

Recibido:  
15-07-24

Recibido con revisiones:  
21-10-24

Aceptado:  
31-10-24

### WATER QUALITY AND MANURE INFLUENCE ON ORGANIC FRACTIONS OF LA PAMPA SOILS

#### ABSTRACT

The use of saline water in horticultural systems degrades soil and reduces productivity. The objective of this study was to analyze how irrigation water quality and the application of organic manure affect lettuce (*Lactuca sativa* L.) productivity and organic carbon fractions in characteristic on two soils of different textu-

res of central La Pampa province. Lettuce cultivation was evaluated in two soils, one sandy and one sandy loam soils. The main treatment was irrigation with water of contrasting electrical conductivity (CE): 1.0 (low salinity) and 2.0 (high salinity)  $\text{dS m}^{-1}$ . Fertilization was carried out at a dose of  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$ , using three combinations of organic manure and urea sources: C0 (100:0), C2 (70:30) and C4 (40:60). Four consecutive cycles were evaluated during the years 2020 and 2021. The following variables were analyzed: root dry matter ( $\text{MS}_r$ ), aboveground dry matter (MSA) and total dry matter ( $\text{MS}_t$ ), the  $\text{MS}_A/\text{MS}_r$  ratio, water use efficiency and growth rate. Total (COT) and particulate (COP) organic carbon were determined. When evaluating the cumulative effect, a significant interaction was observed between the sandy textured soil and the sandy loam soil ( $p < 0.05$ ). In the sandy soil, the maximum  $\text{MS}_t$  value ( $1504 \text{ kg ha}^{-1}$ ) was obtained under low salinity irrigation water, in comparison with a decrease of 18% when irrigated with water with an CE of  $2.0 \text{ dS m}^{-1}$ . In contrast, in the sandy loam soil the maximum  $\text{MS}_t$  value ( $1385 \text{ kg ha}^{-1}$ ) was obtained with low salinity water with a decrease of 54% when irrigated with water with CE of  $2.0 \text{ dS m}^{-1}$ . In such soil, the application of organic manure helped mitigate the effect of saline water on the  $\text{MS}_r$ ,  $\text{MS}_A$  and  $\text{MS}_r$  variables. The changes in the COP produced by the treatments were different in each soil. The lability indexes were more sensitive to management practices in the sandy soil. The organic carbon index was sensitive to show differences in sandy loam soil. Soil texture determines the response of lettuce to the application of water and organic manure.

**Keywords:** lettuce productivity, irrigation, soil quality.

## INTRODUCCIÓN

En La Pampa la producción hortícola representa menos del 5% del consumo provincial generando una demanda insatisfecha tanto en calidad como en cantidad de hortalizas (Rosane, 2014). La producción intensiva implica el uso constante del suelo mediante la sucesión continua de cultivos, el riego con agua de diferente calidad y prácticas culturales inadecuadas, como la incorrecta gestión de la fertilización, las cuales pueden degradar el suelo y afectar la productividad de los cultivos (Bongiovanni Ferreyra et al., 2015). El riego en invernaderos se convierte en una necesidad ya que es el único medio de suministrarle al cultivo el agua y los nutrientes que necesita para su crecimiento y desarrollo. Una gestión inadecuada del agua conlleva asociados problemas como menor productividad y calidad de producto, mayor incidencia de enfermedades, aumento del uso de energía y menor eficiencia en el uso del agua y fertilizantes, así también tiene efectos importantes sobre el deterioro del suelo (Acosta García y Salvadori Verón, 2017). Asimismo, la salinización del suelo inhibe la capacidad de los organismos descomponedores para utilizar la materia orgánica y un aumento en el contenido de arcilla del suelo puede mediar el efecto negativo de la salinidad sobre la mineralización del carbono orgánico, sin embargo, los efectos interactivos de las concentraciones de las sales del suelo sobre la mineralización de C siguen siendo inciertos (Ruihuan et al., 2021). No obstante, el invernadero es un sistema de producción que puede incrementar la eficiencia en el uso del agua, creando un microclima para mejorar la fotosíntesis de la planta, reduciendo la evapotranspiración excesiva e incrementando los rendimientos (Salazar et al., 2014). Al mismo tiempo, el uso del agua en estos sistemas está íntimamente relacionado con el concepto de fertirrigación, a través del parámetro de calidad. Los mismos engloban la concentración de sales disueltas, estimada por la conductividad eléctrica (CE), la presencia relativa de sodio, estimada por la relación de absorción de sodio (RAS) y el contenido de carbonatos y bicarbonatos (que condicionan el pH). Además, la concentración de cloro, boro, hierro y manganeso; así como los nutrientes calcio, magnesio y sulfatos que determinan el balance final en la aplicación de fertilizantes en la preparación de una solución nutritiva (Castellón Gómez et al., 2015). En tales suelos degradados, se evidenció la pérdida de materia orgánica (MO) en estos suelos cuando son intervenidos por la actividad antrópica (Díaz et al., 2023), afectando tanto a la salud del suelo como a su biodiversidad (Duval et al., 2020).

Una forma de abordar estas dificultades es a través de la aplicación de residuos orgánicos compostados al suelo que permite regenerar a mediano y largo plazo las propiedades físicas, químicas y biológicas del recurso (Iocoli et al., 2017). Si las características de los suelos degradados se recuperan y mejoran con la aplicación de enmiendas orgánicas, el ciclo de nutrientes mejorará como así también, su calidad en general (Moisés et al., 2022). El compost y estiércol de aves de corral han demostrado resultados alentadores en términos de mejora de las condiciones físicas y biológicas en suelos afectados por sales (Saifullah et al., 2018). Las enmiendas orgánicas pueden considerarse fuentes alternativas de MO para los suelos, sin embargo, el comportamiento de las fuentes orgánicas exógenas y su capacidad para influir en la generación de MO estable en los suelos dependerá fundamentalmente de su calidad, el suelo receptor, el manejo del cultivo y el clima (Reyes Sánchez et al., 2022). Su aplicación al suelo puede aumentar los contenidos nutricionales del suelo, teniendo en cuenta que los nutrientes se aportan gradualmente, dependiendo de la mineralización del carbono orgánico, y mejorar la salud del suelo en general, aumentando el contenido de C

y logrando mejoras consolidadas de manera más lenta, en las propiedades físicas, químicas y/o biológicas (Hernández et al., 2018). El contenido de carbono orgánico total (COT) es un buen indicador de la calidad o de la fertilidad del suelo, sin embargo, las fracciones de COT más sensibles son mejores indicadores ya que el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM) es mayor pero estable y el carbono orgánico particulado (COP) es menor pero dinámico (Galantini et al., 2002; Duval et al., 2013). La dinámica y evolución del COT, junto a sus fracciones lábiles, son indicadores utilizados por su importancia en procesos y propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Duval et al., 2013). El COT es menos sensible a cambios de manejo a corto o mediano plazo (Bongiorno et al., 2019). Los cambios de uso del suelo provocan alteraciones en los aportes y dinámica del CO, modificando el nivel de equilibrio. Para conocer los cambios a corto plazo producidos por las prácticas de manejo en el CO total es necesario identificar las fracciones más sensibles: COP y COM (Quiroga et al., 2021). El contenido y la calidad del COT son influenciados por la textura del suelo (Galantini et al., 2004), la cual determina la accesibilidad de la materia orgánica del suelo a los organismos descomponedores y un alto contenido de arcilla generalmente inhibe la capacidad de los microorganismos del suelo para descomponer la materia orgánica (Xu et al., 2016). Además, la textura del suelo ha surgido como un factor importante que influye en la acumulación de biomasa microbiana dentro de suelos procedentes de diferentes materiales de origen (Yu Zhu et al., 2024). Sin embargo, no existe información sobre cómo afecta el agregado de residuos agropecuarios biotransformados y su impacto en la dinámica del N en diferentes suelos (Martínez et al., 2020). En este estudio, el objetivo fue analizar cómo el riego con agua de diferente calidad y la aplicación de abono orgánico afectan la productividad del cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.) y modifican las fracciones de COT en dos suelos característicos del Centro de La Pampa.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la huerta demostrativa de la Agencia de Extensión Rural INTA General Acha, La Pampa, Argentina (37°36'44,381" 64°56'64,995"), km 28 RN 152. El diseño estadístico fue completamente aleatorizado con 5 repeticiones por tratamiento y por ciclo. Se analizaron dos suelos de texturas diferentes, uno arenoso y otro franco arenoso. En el tratamiento principal (I): se regó con dos calidades de agua con conductividad eléctrica (CE) de 1,0 dS m<sup>-1</sup> considerada de baja salinidad y adecuada para los cultivos y de 2,0 dS m<sup>-1</sup>, de alta salinidad para la zona. En el tratamiento secundario (II): se aplicó una dosis de 100 kg N ha<sup>-1</sup> usando tres combinaciones de las fuentes abono orgánico y urea. Las dosis fueron con diferente proporción expresada en gramos de Urea:Abono orgánico: C0 (0,14:0,0), C2 (0,10:1,25) y C4 (0,05:2,50). Se evaluó el cultivo de lechuga (var. Sicilia) en macetas de 1,2 kg dentro de un túnel alto. El inicio del ensayo fue a través de plantines provistos por el Centro Regional de Educación Tecnológica (CERET) de General Pico. Se evaluó el cultivo durante cuatro ciclos consecutivos totales, durante el año 2020 y 2021. En el año 2020, se realizaron dos ciclos consecutivos del cultivo, el primero se desarrolló en la estación de invierno, seguido por el segundo ciclo en la primavera. Durante el año 2021, se realizó el tercer ciclo en invierno y el cuarto ciclo en primavera. Para el análisis de los resultados se consideró el efecto acumulado de los cuatro ciclos de cultivo, el cual corresponde a los datos del último ciclo de cultivo.

### Suelos utilizados

Se seleccionaron dos suelos contrastantes y característicos de la región pampeana. Uno arenoso, recolectado en el establecimiento rural "Colonia Lía" en General Acha, y otro franco arenoso recolectado en el campo de la Estación Experimental Agropecuaria "Ing. Agr. Guillermo Covas" Anguil de INTA. Para la caracterización de los suelos en estudio, se presentan los valores de algunas propiedades en la profundidad 0- 20 cm (Tabla 1).

**Tabla 1:** Análisis granulométrico (arena, limo, arcilla) en cada suelo a 0-20 cm.

**Table 1:** Granulometric analysis (sand, silt, clay) in each soil at 0-20 cm.

Suelo	Arcilla (a)	Limo (L)	a+L	Arena
	%			
Arenoso	3,2	8,0	11,2	88,8
Franco arenoso	11,8	31,9	43,7	56,3

Se tomaron muestras compuestas de los suelos a evaluar y se realizaron las siguientes determinaciones químicas: carbono orgánico total (COT) por Analizador de Carbono Elemental marca LECO (C-832) (Leco Corporation, St Joseph, MI); pH y conductividad eléctrica (CE) se determinaron por el método potenciométrico en extracto con una relación suelo/agua 1:2,5; fósforo extractable (Pe) (Bray y Kurtz, 1945) (Tabla 2); cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico (CIC) por extracción con acetato de amonio a pH 7 y acetato de sodio y posterior medición de los cationes por espectrometría de emisión por plasma, equipo Shimadzu ICPE 9000 (Tabla 3).

Se calculó el índice de materia orgánica (IMO) propuesto por Quiroga et al. (2005) (Tabla 2), de acuerdo con la ecuación:

$$IMO = MO / (L + A) * 100$$

donde: MO, materia orgánica (%); L, Limo (%); A, Arcilla (%).

**Tabla 2:** Caracterización química edáfica del suelo de 0-20 cm.

**Table 2:** Soil chemical characterization at 0-20 cm.

Suelo	MO	IMO	Pe	pH	CE
	%		mg kg <sup>-1</sup>	1:2,5	dS m <sup>-1</sup>
Arenoso	1,40	12,5	29,2	7,1	0,70
Franco arenoso	2,40	5,5	26,0	6,6	0,70

MO, materia orgánica (%); IMO, índice de materia orgánica (%); Pe, fósforo extractable (mg kg<sup>-1</sup>); pH, potencial Hidrógeno; CE, conductividad eléctrica (dS m<sup>-1</sup>).

**Tabla 3:** Caracterización edáfica del suelo (0-20 cm) de los sitios seleccionados al trasplante de la lechuga.

**Table 3:** Edaphic characterization of the soil (0-20 cm) at lettuce seedlings transplanting.

Textura	SB	CIC	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>
	%		meq100 g <sup>-1</sup>			
Arenoso	94,7	5,7	3,4	1,1	0,1	0,8
Franco arenoso	100*	12,2	9,5	1,1	0,0	3,3

SB, saturación de bases (%); CIC, capacidad de intercambio catiónico (meq100 g<sup>-1</sup>); Ca<sup>2+</sup>, calcio (meq100 g<sup>-1</sup>); Mg<sup>2+</sup> (meq100 g<sup>-1</sup>); Na<sup>+</sup> (meq100 g<sup>-1</sup>); K<sup>+</sup> (meq100 g<sup>-1</sup>). \*Algunos valores de calcio intercambiable están sobreestimados por la presencia de carbonato de calcio (Pablo Zalba, Departamento agronomía UNS, comunicación personal).

Luego se tamizó el suelo a menos de 4 mm y se rellenaron todas las macetas para dar inicio al estudio. Al finalizar el cuarto ciclo del cultivo de lechuga y una vez cosechadas las plantas se determinaron las fracciones orgánicas del COT en base al fraccionamiento físico por tamaño de partícula, el cual consistió en el tamizado en húmedo del suelo (Cambardella y Elliott, 1992; Galantini, 2005). Se utilizaron 50 g de suelo (previamente seco al aire y tamizado a 2 mm) y se colocaron en recipientes de vidrio de 120 ml con 100 ml de agua destilada, con diez bolitas de vidrio (5 mm de diámetro). Las muestras fueron sometidas a dispersión mecánica a través de un agitador rotatorio durante aproximadamente 16 horas para desintegrar los agregados. El tamizado se realizó con un par de tamices de 53 y 105 µm de abertura de malla, hasta que el agua que sale por el tamiz inferior (53 µm) fuera clara a simple vista. De esta manera se obtuvieron tres fracciones con características diferentes, fracción gruesa (FG, 105-2000 µm) en la que se encuentra el carbono orgánico particulado grueso (COPg) y las arenas medias y gruesas; fracción media (FM, 53-105 µm) constituida por el carbono orgánico particulado fino (COPf) y las arenas muy finas y la fracción fina (FF < 53 µm) la cual contiene el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM) más limo y arcilla. El material retenido en cada tamiz fue transferido a cápsulas de aluminio, secado a 105°C en estufa durante 24 horas para su posterior pesaje. El contenido de C en la fracción gruesa (COPg) representa los residuos semitransformados más recientes, en la fracción media (COPf) son los residuos más transformados por la actividad biológica, y los que llevan más tiempo en el suelo. Mientras que el COM, es la fracción más

estable y posee mayor tiempo en el suelo. Las fracciones se determinaron utilizando la misma metodología que el COT:

$$\text{COPg (\%)} = \text{C fracción gruesa (\%)} * \text{fracción gruesa (\%)} / 100,$$

$$\text{COPf (\%)} = \text{C fracción fina (\%)} * \text{fracción fina (\%)} / 100,$$

$$\text{COM (\%)} = \text{COT (\%)} - (\text{COPg (\%)} + \text{COPf (\%)}).$$

Luego las muestras se homogeneizaron y se determinó el carbono en el suelo entero y en las diferentes fracciones por combustión seca usando un analizador automático (LECO, St. Joseph, MI).

### Agua

Se prepararon dos calidades de agua con CE de 1,0 y 2,0 dS m<sup>-1</sup>, a partir de agua proveniente de Chacharramendi, La Pampa. El agua se diluyó con agua destilada y se llevó a las concentraciones antes mencionadas mediante un conductímetro de mano (Water quality meter- Sper Cientific).

Para su caracterización se realizó un análisis químico (Tabla 4). Según las normas de Riverside, United States Salinity Laboratory Staff (USSLS, 1954) el agua es baja en sales (C1) y en cuanto al sodio se clasifica baja en sodio (S1).

**Tabla 4:** Composición química del agua utilizada para el riego del ensayo.

**Table 4:** Chemical composition of water used for irrigation of the experiment.

	CE	CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Alc CaCO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	RAS	
pH											
	dS m <sup>-1</sup>				mg L <sup>-1</sup>						
	7,5	2,00	0	174,4	382,5	53,3	24,8	302,1	6,7	143,0	8,5

Ca<sup>2+</sup>, calcio (mg L<sup>-1</sup>); Mg<sup>2+</sup>, magnesio (mg L<sup>-1</sup>); Na<sup>+</sup>, sodio (mg L<sup>-1</sup>); K<sup>+</sup>, potasio. CO<sub>3</sub><sup>=</sup>, carbonato; HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, bicarbonato (mg L<sup>-1</sup>); Cl<sup>-</sup>, cloruro (mg L<sup>-1</sup>); Alc CaCO<sub>3</sub><sup>=</sup>, alcalinidad carbonato de calcio; pH, potencial Hidrógeno; CE, conductividad eléctrica; RAS: Relación de absorción de sodio.

### Dosis de abono orgánico

Las dosis de abono usadas están dentro de las utilizadas por algunos productores de la región. Para el cálculo de la dosis por maceta se estimó la proporción que representa cada una de una hectárea (densidad aparente 1,2 Mg m<sup>-3</sup> y profundidad 0,1 m). En base a la cantidad de abono y su contenido de nitrógeno se calculó el aporte de nitrógeno del abono orgánico. Posteriormente se completó hasta llegar a 100 kg N ha<sup>-1</sup> con fertilizante de origen sintético (urea) como se ve en la Tabla 5. Se analizaron las características químicas del abono orgánico utilizado (pH 8,6; CE 4,46 mS cm<sup>-1</sup>; CO 176,8 g kg<sup>-1</sup>; Nt 15,79 g kg<sup>-1</sup>; la relación C:N 11,2 y el % MO 31,89).

**Tabla 5:** Tratamientos de fertilización con nitrógeno (N) en tres combinaciones de las fuentes abono orgánico y urea.  
**Table 5:** Nitrogen (N) fertilization treatments in three combinations of organic fertilizer and urea sources.

	Tratamiento		
	C0	C2	C4
	kg ha <sup>-1</sup>		
Residuo biotransformado	0	2000	4000
Abono orgánico	0	30	60
Urea	100	70	30
N total	100	100	100

#### Productividad del cultivo

Se analizaron diversas variables relacionadas a la productividad del cultivo de lechuga, entre ellas se cuantificó: la materia seca de raíces ( $MS_R$ ), la materia seca aérea ( $MS_A$ ), la materia seca total ( $MS_T$ ), y se calculó la relación  $MS_A/MS_R$ . Además, se analizó la eficiencia de uso del agua (EUA, kg MS ha<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>), la cual se puede definir como la producción de un cultivo por unidad de agua utilizada y la tasa de crecimiento (TC kg MS ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>), con las siguientes ecuaciones:

$$EUA \text{ (kg MS ha}^{-1}\text{mm}^{-1}\text{)} = MST * A^{-1}$$

donde:  $MS_T$  producción de materia seca total a cosecha en crecimiento vegetativo del cultivo (hojas y raíces) (kg ha<sup>-1</sup>); A: agua aplicada con el riego durante el ciclo del cultivo (mm).

$$TC \text{ (kg MS ha}^{-1}\text{día}^{-1}\text{)} = MST * D^{-1}$$

donde:  $MS_T$  producción de materia seca total a cosecha (hojas y raíces) (kg ha<sup>-1</sup>); D: período del ciclo del cultivo (días).

Cálculos indicadores al finalizar el cuarto ciclo de lechuga y posterior a la cosecha  
 Se calcularon los siguientes índices:

COP/COM y COPg+f/COT como índices de Labilidad (IL), que representan la relación del C lábil y el C no lábil o total (Galantini et al., 2002).

COPg/COPf indicaría cuánto del carbono orgánico particulado está transformado  
 índice de Carbono Orgánico (ICO) el cual representa la relación entre el contenido de COM y el limo+arcilla (COM/(L+a)).

Además, se utilizó como un indicador del grado de transformación, la relación entre fracciones orgánicas teniendo en cuenta que la transformación física de los materiales orgánicos del suelo sigue la secuencia COPg:COPf:COM (Galantini et al., 2016). Esta relación daría una idea de la velocidad en la que se transforman los materiales orgánicos del suelo, poniendo en evidencia cambios en la proporción relativa de las diferentes fracciones.

#### Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó con el software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2020). Los datos se presentan como medias en cada uno de los suelos. Las diferencias en los resultados afectados por las diferentes calidades de agua, así como la interacción entre ellos, se evaluaron mediante análisis de la varianza (ANOVA) y la comparación de medias de tratamientos fue analizada por el Test de Fisher con un nivel de significancia del  $\alpha \leq 5\%$ .

**RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Se encontró interacción significativa entre los suelos, motivo por el cual fueron analizados por separado ( $p < 0,05$ ), para todas las variables estudiadas.

**Productividad del cultivo**

Suelo arenoso: el uso de agua con alta salinidad originó una disminución significativa en la  $MS_T$ , la  $MS_A$  y la  $MS_R$  en todos los tratamientos analizados. Por otro lado, la aplicación de abono orgánico mediante el tratamiento C4, produjo un incremento significativo en la  $MS_T$ ,  $MS_A$  y la  $MS_R$  con valores máximos de 1504 kg ha<sup>-1</sup> de  $MS_T$ ; 823 kg ha<sup>-1</sup> de  $MS_A$  y 681 kg ha<sup>-1</sup> de  $MS_R$  cuando se usó agua con CE de 1,0 dS m<sup>-1</sup>, con una disminución de 18% en la  $MS_T$  del 6% en la  $MS_A$  y del 32% en la  $MS_R$  con el uso de agua de 2,0 dS m<sup>-1</sup> (Tabla 6). En cuanto a la relación  $MS_A/MS_R$ , los valores registrados no permitieron encontrar diferencias significativas debido al efecto del agua salina ni al efecto del abono (Tabla 6). Otros estudios mostraron que los biofertilizantes-bioestimulantes aplicados en lechuga pueden ser una mejor alternativa que se adapta bien para reducir el uso de fertilizantes químicos con incrementos del rendimiento de entre 55 y 68% (Tahiri et al., 2021).

**Tabla 6:** Productividad del cultivo en un suelo arenoso y franco arenoso al finalizar el cuarto ciclo de lechuga con diferente aporte de abono orgánico y calidad de agua.

**Table 6:** Crop productivity in sandy and sandy loam soils at the end of the fourth lettuce cycle with different organic fertilizer inputs and water quality.

	C0			C2			C4		
ARENOSO	CE1.0	CE2.0	EA	CE1.0	CE2.0	EA	CE1.0	CE2.0	EA
$MS_T$ (kg ha <sup>-1</sup> )	1331 a	798 A	***	1434 a	973 A	***	1504 b	1235 B	**
$MS_A$ (kg ha <sup>-1</sup> )	749 a	540 A	**	766 ab	623 A	**	823 b	773 B	*
$MS_R$ (kg ha <sup>-1</sup> )	582 a	258 A	**	667 a	350 A	***	681 b	462 B	*
$MS_A/MS_R$	1,31 a	2,72 A	ns	1,16 a	1,91 A	ns	1,23 a	1,67 A	ns
FRANCO ARENOSO									
$MS_T$ (kg ha <sup>-1</sup> )	991 a	526 A	***	1385 b	635 B	***	1134 b	805 C	ns
$MS_A$ (kg ha <sup>-1</sup> )	609 a	248 A	***	796 b	465 B	***	765 b	556 C	ns
$MS_R$ (kg ha <sup>-1</sup> )	382 a	278 A	***	589 a	170 AB	***	370 a	250 B	ns
$MS_A/MS_R$	1,99 a	0,83 A	***	1,33 a	2,80 B	***	2,68 a	2,33 B	ns

$MS_T$ , materia seca total;  $MS_A$ , materia seca aérea;  $MS_R$ , materia seca de raíz. Calidad de agua con conductividad eléctrica CE1.0 y CE2.0 de 1,0 dS m<sup>-1</sup> y 2,0 dS m<sup>-1</sup> respectivamente. Tratamientos de fertilización expresados en gramos de Urea:Abono orgánico C0 (0,14:0,00), C2 (0,10:1,25) y C4 (0,05:2,50). EA, Efecto del agua; para cada nivel de abono orgánico diferencias estadísticas al 1% (\*\*), 5% (\*) o no significativas (ns). Diferencias por efecto del abono orgánico se presentan por letras minúsculas diferentes en 1.0 y letras mayúsculas en 2.0.

El efecto de la calidad del agua se analizó considerando el rendimiento relativo (RR) en las macetas que tienen agua con alta salinidad respecto a las que tienen agua con baja salinidad mediante la ecuación:

$$RR(\%) = 100 \times \frac{MS_{CE2.0}}{MS_{CE1.0}}$$

dónde: RR, rendimiento relativo (%);  $MS_{CE2.0}$ , materia seca en kg ha<sup>-1</sup> regados con agua de 2,0 dS m<sup>-1</sup>;  $MS_{CE1.0}$ , materia seca en kg ha<sup>-1</sup> regados con agua de 1,0 dS m<sup>-1</sup>.

Es decir que 100-RR % representa la pérdida de rendimiento por efecto del agua salina.

En el suelo arenoso se observó un comportamiento similar en las tres variables analizadas ( $MS_T$ ,  $MS_A$  y  $MS_R$ ) con un aumento del rendimiento relativo en el orden de menor a mayor: C0, C2 y C4, el efecto de la calidad del agua disminuye el rendimiento con agua con alta salinidad respecto al rendimiento cuando se utilizó agua de baja salinidad (Figura 1). Similar a lo observado con humus de lombriz (Mantuano Morales

y Zambrano Gavilanes, 2023) y a la aplicación de vermicompost (Chatterjee et al., 2021). Por otra parte, un estudio con cuatro dosis de vermicompost en el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L) con 0, 4000, 8000 y 12000 kg ha<sup>-1</sup> demostró que las dosis crecientes de aplicación de vermicompost multiplican el rendimiento del cultivo, peso fresco y diámetro, número de hojas, tamaño y ancho de hojas de la planta de lechuga (Adiloğlu et al., 2018).

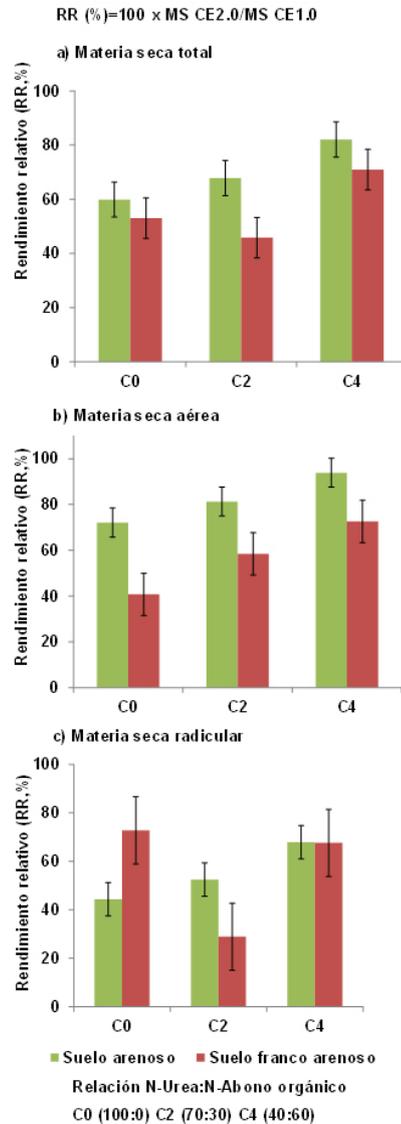


Figura 1: Rendimiento relativo (RR %) por efecto del agua para cada tratamiento de abono y de suelo.

Figure 1: Relative yield of lettuce (RR %) due to irrigation for each manure and soil treatment combination.

En el suelo arenoso se observó un efecto negativo significativo del agua con alta salinidad en la EUA. El uso de abono orgánico incrementó el 11% (CE 1.0) y el 35% (CE 2.0) sobre la EUA en el tratamiento C4 y C0 respectivamente (Tabla 7).

En cuanto a la TC, se observó un comportamiento semejante al registrado en la EUA, con un efecto adverso significativo a causa del uso de agua de alta salinidad y un efecto atenuante con las dosis más altas de abono orgánico, comparado con el testigo sin abono. Los valores de incremento de la TC fueron del 12 y 35% cuando se utilizó agua de 1,0 y 2,0 dS m<sup>-1</sup> respectivamente (Tabla 7).

**Tabla 7:** Eficiencia de uso del agua ( $\text{kg MS ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ) y tasa de crecimiento ( $\text{kg MS ha}^{-1} \text{día}^{-1}$ ) en un suelo arenoso y franco arenoso luego de cuatro ciclos de lechuga con diferente aporte de abono orgánico y calidad de agua.

**Table 7:** Water use efficiency ( $\text{kg MS ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ) and growth rate ( $\text{kg MS ha}^{-1} \text{day}^{-1}$ ) of lettuce in sandy and sandy loam soils after four lettuce cycles with different organic fertilizer inputs and water quality.

	C0			C2			C4		
	CE1.0	CE2.0	EA	CE1.0	CE2.0	EA	CE1.0	CE2.0	EA
<b>ARENOSO</b>									
EUA( $\text{kg ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$ )	2,38 a	1,43 A ***		2,56 a	1,74 A **		2,69 b	2,21 B **	
TC( $\text{kg ha}^{-1} \text{día}^{-1}$ )	53,2 a	31,9 A ***		57,4 a	38,9 A ***		60,2 b	49,4 B *	
<b>FRANCO ARENOSO</b>									
EUA( $\text{kg ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$ )	1,77 a	0,94 A ***		2,47 b	1,14 B ***		2,03 b	1,44 C ns	
TC( $\text{kg ha}^{-1} \text{día}^{-1}$ )	39,6 a	21,0 A ***		55,4 b	25,4 B ***		45,4 b	32,2 C ns	

EUA, eficiencia de uso del agua ( $\text{kg MS}_T \text{ ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ); TC, tasa de crecimiento ( $\text{kg MS}_T \text{ ha}^{-1} \text{día}^{-1}$ ). Calidad de agua con conductividad eléctrica CE1.0 y CE2.0 de 1,0  $\text{dS m}^{-1}$  y 2,0  $\text{dS m}^{-1}$  respectivamente. Tratamientos de fertilización expresados en gramos de Urea:Abono orgánico C0 (0,14:0,0), C2 (0,10:1,25) y C4 (0,05:2,50). EA, Efecto del agua; para cada nivel de abono orgánico diferencias estadísticas al 1% (\*\*), 5% (\*) o no significativas (ns). Diferencias por efecto del abono orgánico se presentan por letras minúsculas diferentes en CE1.0 y letras mayúsculas en CE2.0.

Suelo franco arenoso: en el suelo franco arenoso al igual que sucedió en el suelo arenoso, el uso de agua con alta salinidad originó una disminución significativa en la  $\text{MS}_T$ , la  $\text{MS}_A$  y la  $\text{MS}_R$  en todos los tratamientos analizados y un efecto significativo en los tratamientos C0 y C2. Por otro lado, la aplicación de abono orgánico mediante el tratamiento C2, produjo un incremento significativo en la  $\text{MS}_T$ ,  $\text{MS}_A$  y la  $\text{MS}_R$  con valores máximos de  $1385 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{MS}_T$ ;  $796 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{MS}_A$  y  $589 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{MS}_R$  cuando se usó agua con CE de 1,0  $\text{dS m}^{-1}$ , con una caída del 54% en la  $\text{MS}_T$ , del 41% en la  $\text{MS}_A$  y del 71% en la  $\text{MS}_R$  con el uso de agua de 2,0  $\text{dS m}^{-1}$ . El uso de abono orgánico evidenció diferencias significativas entre los tratamientos C0 respecto a C2 y C4 cuando se regó con agua de baja salinidad y un efecto positivo frente al uso de agua con alta salinidad con valores de incremento para la  $\text{MS}_T$  del 60, 68 y 82% cuando se fertilizó con los tratamientos C0, C2 y C4, demostrando un efecto atenuado por la incorporación de mayor proporción de abono orgánico (Tabla 6). Un efecto similar fue reportado por Manríquez Sandoval (2012), quien evaluó los efectos producidos por el uso de enmiendas orgánicas (porquinaza y guano) en comparación con fertilizantes convencionales aplicados en el cultivo, los resultados indicaron que con las aplicaciones de enmiendas el rendimiento del grano y producción fueron similares a la de aplicación convencional, pero en suelos salinos se observaron resultados relevantes como respuesta a la aplicación de enmiendas orgánicas ya que ayuda gradualmente a la mejora del suelo, ayudando a corregirlo física, química y biológicamente mitigando la salinidad del mismo que limita su producción. Por otra parte, Vecilla Marmolejo (2020), en su estudio demostró que el uso de enmiendas orgánicas es útil en el manejo de suelos irrigados con aguas salinas, ya que demostraron mayor absorción de nutrientes y que poseen efectos positivos sobre el suelo y por sus características químicas poseen un buen potencial para la remediación de la sodicidad. El uso de agua con alta salinidad tuvo un efecto negativo en la relación  $\text{MS}_A/\text{MS}_R$  entre los tratamientos C0 respecto a C2 y C4 presentando diferencias significativas. Asimismo, se observó un efecto positivo significativo frente al uso de agua con alta salinidad con valores de incremento para la  $\text{MS}_T$  del 47, 54 y 29% cuando se fertilizó con los tratamientos C0, C2 y C4, demostrando un efecto atenuado por la incorporación de mayor proporción de abono orgánico similar comportamiento a lo observado en el suelo de textura arenosa (Tabla 6).

Al comparar el efecto en ambos suelos respecto al rendimiento relativo entre los tratamientos con CE 1,0  $\text{dS m}^{-1}$  con relación a los tratamientos con CE 2,0  $\text{dS m}^{-1}$ , en el suelo franco arenoso se observó un comportamiento diferente entre las variables  $\text{MS}_T$ ,  $\text{MS}_A$  y  $\text{MS}_R$ , ya que el valor máximo obtenido fue del 71% en la  $\text{MS}_T$  y 73% en la  $\text{MS}_A$  en el tratamiento C4 y del 73% en la  $\text{MS}_R$  en el tratamiento C0 (Figura 2). Se encontró mayor susceptibilidad al agua con alta salinidad en el suelo texturalmente fino respecto al suelo de textura arenosa y se comprobó que con la aplicación de mayor contenido de abono orgánico (C4) se mitiga el efecto adverso de la salinidad. Otros estudios mostraron que los bioestimulantes aplicados solos o en combinación podrían ayudar a la lechuga a tolerar el estrés salino y mejorar su producción en áreas degradadas (Ouhaddou et al., 2022). La enmienda de biocarbón co-compostado de tamaño de partícula pequeña tiene el potencial de atenuar la salinidad y el estrés por sequía en la lechuga y promover el ciclo del P en el suelo (Malik et al., 2022). Otros estudios afirman que se puede prescindir de los fertilizantes minerales y sustituirlos por vermicompost o biocarbón en el programa de fertilización para lograr una mayor productividad

de la lechuga (Abd-Elrahman et al., 2022). Además, hay evidencia de que el compostaje demostró ser un tratamiento adecuado, el cual se vio reflejado en la mayor producción de materia seca (Moisés et al., 2022).

En el suelo arenoso el agua con alta salinidad presentó cambios negativos en las variables analizadas, independientemente del tratamiento aplicado. Teniendo en cuenta que el efecto del abono orgánico consistió en que la dosis de N es equivalente, con la diferencia en el origen de la fuente orgánica e inorgánica, en el suelo franco arenoso la aplicación de mayor proporción de abono orgánico (C4) contribuyó a atenuar el efecto del agua salina en las variables  $MS_T$ ,  $MS_A$  y  $MS_R$ . En el suelo franco arenoso, al igual que en el suelo arenoso, la EUA y la TC mostraron diferencias semejantes entre tratamientos. En este suelo se encontró un efecto altamente significativo y negativo del agua con alta salinidad en las variables EUA y TC en los tratamientos C0 y C2 (Tabla 7). Sin embargo, cuando se aplicó el tratamiento C4, el efecto del agua salina no fue significativo respecto al tratamiento testigo. Otros estudios, reportaron que la mineralización de estiércoles de mayor contenido inicial de N inorgánico, no son afectados por el tipo de suelo, mientras que en el estiércol que presenta menor contenido de N inorgánico, la mineralización se ve favorecida por suelos con mayor contenido de arena (Mubarak et al., 2010).

Al igual que lo sucedido en el suelo arenoso, en este suelo de textura fina se encontró un efecto favorable por el uso de abono orgánico con un incremento del 28% en el tratamiento C2 y 13% en C4 de la EUA respecto al tratamiento C0 cuando se regó con agua de baja salinidad y valores del 17% en C2 y 35% en C4 respecto a C0 cuando se regó con agua con alta salinidad con diferencias significativas entre las tres combinaciones de fertilización (Tabla 7). Otros estudios mostraron que los tratamientos con vermicompost mejoraron los macro y micro nutrientes de la planta de lechuga en condiciones de estrés salino en condiciones de invernadero (Demir et al., 2020).

En cuanto a la TC, se observó un comportamiento similar a la EUA, con un efecto adverso significativo a causa del uso de agua de baja salinidad y un efecto atenuante por la incorporación de abono orgánico. Los valores de incremento de la TC fueron del 28% en C2 y 13% en C4 cuando se utilizó agua de  $1,0 \text{ dS m}^{-1}$  respecto al tratamiento C0 y de 17% en C2 y 35% en C4 cuando se regó con agua  $2,0 \text{ dS m}^{-1}$  respecto a C0 (Tabla 7). En ambos suelos texturalmente diferentes, tanto la EUA como la TC impactaron sobre la productividad del cultivo. Se observó un efecto negativo del agua salina sobre la EUA que implicó menor producción de materia seca por unidad de agua aplicada, mientras que la reducción en la TC implicó una menor producción de materia seca por día. Otros estudios mostraron que hubo un aumento en la productividad de lechuga en respuesta a la fertilización orgánica, así como los efectos residuales de los abonos animales hasta la tercera cosecha. La mineralización del estiércol de ganado fue más lenta que la del estiércol de pollo, lo que tiene una influencia directa en la liberación de nutrientes de los fertilizantes orgánicos a las plantas, especialmente de cultivos con un ciclo más corto, como la lechuga (Peixoto Filho et al., 2013). Los tratamientos no presentaron diferencias significativas entre sí en el primer ciclo, pero podrían observarse esos efectos en ciclos posteriores, una vez que las enmiendas orgánicas aplicadas, están convenientemente mineralizadas y con nutrientes liberados para provecho del cultivo (Britos et al., 2018). Otros estudios reportaron que el compost mejoró significativamente los parámetros de crecimiento y rendimiento de la lechuga, así como mayor capacidad de almacenamiento, como lo indica un porcentaje de pérdida de peso reducido durante el período de almacenamiento (Mostafa et al., 2023).

### Fracciones orgánicas

El efecto acumulado después de cuatro ciclos consecutivos del cultivo de lechuga (152 días suma de los cuatro ciclos) reveló una interacción significativa entre los suelos (arenoso y franco arenoso) y los tratamientos (calidad de agua y dosis de abonos) con relación a diversas propiedades evaluadas ( $p < 0,05$ ). Se encontró que los tratamientos tuvieron efectos diferentes en la mayoría de las propiedades entre los suelos.

Suelo arenoso: en el suelo arenoso el COT se vio modificado significativamente por la dosis de abono orgánico aplicado. Se observó un aumento significativo del 12% en el contenido de COT con diferencias significativas entre los tratamientos C0 y C4 cuando se regó con agua de CE de  $1,0 \text{ dS m}^{-1}$  y entre los tratamientos C0 y C2 cuando se utilizó agua de CE  $2,0 \text{ dS m}^{-1}$  con un aumento del 8% para el tratamiento C2 respecto a C0.

El comportamiento de las fracciones orgánicas mostró que el efecto del agregado de abono orgánico se concentró en el COM. Teniendo presente que el nivel de COT es el resultado del balance entre el carbono aportado por el abono, el carbono aportado por la biomasa (principalmente raíces de la lechuga) y las pér-

didadas durante la respiración, se observa un balance positivo con la dosis C2 y casi neutro con la dosis C4. En este contexto, el agua con alta salinidad produjo un efecto significativo solamente en el nivel de COP en los tratamientos C2 y C4. Si bien el efecto no llega a modificar las diferencias entre las dosis de abono, estaría poniendo en evidencia una acumulación del COP cuando aumenta la salinidad, posiblemente como consecuencia de la reducción de la velocidad de descomposición (Tabla 8).

**Tabla 8:** Fracciones orgánicas en un suelo arenoso y franco arenoso al cuarto ciclo de lechuga con diferente aporte de abono orgánico y calidad de agua.

**Table 8:** Organic fractions in a sandy soil and a sandy loam soil in the fourth cycle of lettuce with different contributions of organic fertilizer inputs and water quality.

	C0			C2			C4		
	CE1.0	CE2.0	EA	CE1.0	CE2.0	EA	CE1.0	CE2.0	EA
<b>ARENOSO</b>									
COT (%)	0,57 a	0,57 A	ns	0,61 Ab	0,62 B	ns	0,65 b	0,60 AB	ns
COPg (%)	0,17 a	0,18 A	ns	0,14 A	0,19 A	*	0,16 a	0,20 A	**
COPf (%)	0,06 a	0,06 A	ns	0,06 A	0,06 A	ns	0,06 a	0,06 A	ns
COM (%)	0,34 a	0,33 A	ns	0,41 Ab	0,37 B	ns	0,43 b	0,34 AB	ns
<b>FRANCO ARENOSO</b>									
COT (%)	1,26 a	1,34 B	ns	1,30 A	1,16 A	**	1,26 a	1,36 B	*
COPg (%)	0,19 a	0,26 B	***	0,24 B	0,17 A	*	0,24 b	0,28 B	ns
COPf (%)	0,15 a	0,14 A	ns	0,14 A	0,19 B	ns	0,15 a	0,15 A	ns
COM (%)	0,92 a	0,94 B	ns	0,93 A	0,80 A	**	0,87 a	0,93 B	ns

COT, carbono orgánico total; COPg y COPf carbono orgánico particulado grueso y fino; COM, carbono orgánico asociado a la fracción mineral. Calidad de agua con conductividad eléctrica CE1.0 y CE2.0 de 1,0 dS m<sup>-1</sup> y 2,0 dS m<sup>-1</sup> respectivamente. Tratamientos de fertilización expresados en gramos de Urea:Abono orgánico C0 (0,14:0,0), C2 (0,10:1,25) y C4 (0,05:2,50). EA, Efecto del agua; para cada nivel de abono orgánico diferencias estadísticas al 1% (\*\*), 5% (\*) o no significativas (ns). Diferencias por efecto del abono orgánico se presentan por letras minúsculas diferentes en CE1.0 y letras mayúsculas en CE2.0.

En términos de las relaciones entre las fracciones COPg, COPf y COM, no se observaron efectos significativos en el índice ICO y cambios variables en COPf/COPg, COP/COT y COP/COM/FF. Básicamente, sin cambios en los índices cuando se aplica C0 e incrementos en el índice de diferente magnitud cuando se agrega abono orgánico (C2 y C4) (Tabla 9). Esto se correspondería con una descomposición más lenta del COPg en los tratamientos que aplican agua con alta salinidad en comparación con los tratamientos CE1.0, posiblemente por un efecto adverso de la salinidad sobre la actividad biológica del suelo y las transformaciones de los materiales orgánicos.

Asimismo, en términos de las relaciones entre las fracciones COPg, COPf y COM, se observó una descomposición más rápida del COPg en los tratamientos C2 en comparación con los tratamientos C0 en los suelos de textura gruesa, posiblemente debido al mayor aporte de carbono proveniente del abono orgánico, ya que los tratamientos C0 solo aportaron nitrógeno.

**Tabla 9:** Indicadores de las fracciones orgánicas en un suelo arenoso y franco arenoso al cuarto ciclo de lechuga con diferente aporte de abono orgánico y calidad de agua.

**Table 9:** Indicators of organic fractions in a sandy soil in the fourth cycle of lettuce with different organic fertilizer inputs and irrigation water quality.

ARENOSO	C0			C2			C4					
	CE1.0	CE2.0	EA	CE1.0	CE2.0	EA	CE1.0	CE2.0	EA			
COPg/COPf	3,00	a	2,83	A ns	2,32	a	3,16	A *	2,68	a	3,32	A ns
COP/COT	0,40	a	0,42	A ns	0,33	a	0,39	A ns	0,34	a	0,42	A **
COP/COM/FF	0,23	a	0,25	A ns	0,25	a	0,23	A ns	0,21	a	0,23	A **
ICO	0,11	a	0,11	A ns	0,13	a	0,12	A ns	0,13	a	0,11	A ns
COPg:COPf:COM	29:10:59		31:10:57		22:9:67		30:09:59		24:9:66		33:10:56	
FRANCO ARENOSO												
COPg/COPf	1,31	a	1,98	B **	1,84	a	1,00	A ns	1,68	a	1,98	B ns
COP/COT	0,27	a	0,30	A ns	0,29	ab	0,31	A ns	0,31	b	0,32	A ns
COP/COM/FF	0,18	a	0,23	A ns	0,21	a	0,22	A ns	0,25	a	0,21	A ns
ICO	0,08	a	0,08	A ns	0,08	a	0,07	A *	0,08	a	0,08	A ns
COPg:COPf:COM	15:11:73		19:10:70		18:10:71		14:16:68		19:11:69		20:11:68	

COT, carbono orgánico total; COPg y COPf carbono orgánico particulado grueso y fino; COM, carbono orgánico asociado a la fracción mineral. FF, fracción fina. Calidad de agua con conductividad eléctrica CE1.0 y CE2.0 de 1,0 dS m<sup>-1</sup> y 2,0 dS m<sup>-1</sup> respectivamente. Tratamientos de fertilización expresados en gramos de Urea:Abono orgánico C0 (0,14:0,0), C2 (0,10:1,25) y C4 (0,05:2,50). EA, Efecto del agua; para cada nivel de abono orgánico diferencias estadísticas al 1% (\*\*), 5% (\*) o no significativas (ns). Diferencias por efecto del abono orgánico se presentan por letras minúsculas diferentes en CE1.0 y letras mayúsculas en CE2.0.

Suelo franco arenoso: el COT se vio significativamente modificado tanto por el aporte de abono orgánico como por el contenido salino del agua. Se observaron diferencias significativas entre los tratamientos regados con agua de CE 1,0 y 2,0 dS m<sup>-1</sup>.

El efecto de la dosis de abono fue variable, negativo en C2 y positivo en C4. Posiblemente, ante condiciones de fertilidad mejores en el suelo arenoso, la cantidad de abono orgánico para un balance positivo deba ser más elevada. Además, se hallaron diferencias significativas entre los tratamientos C2 y C4 con un incremento a favor del tratamiento C4 del 14% cuando se utilizó agua de CE 2,0 dS m<sup>-1</sup> (Tabla 8). Esta variabilidad en el COT también se reflejó en las fracciones orgánicas, donde el COP aumentó significativamente por el uso de agua con alta salinidad en C0, efecto que se va perdiendo con el incremento de dosis de abono orgánico. En las otras fracciones orgánicas se observa algo similar, poniendo en evidencia interacciones más complejas en el suelo de textura fina en comparación al suelo arenoso, en la medida que se modifican la calidad del agua y la proporción de abono orgánico. En este estudio, se encontraron diferencias significativas en las relaciones entre las fracciones orgánicas según la textura del suelo. Otros estudios mostraron que, en suelos del Sudoeste bonaerense, la aplicación de residuos agroindustriales en elevadas dosis cambió las fracciones orgánicas lábiles (Duval et al., 2022).

Respecto a la relación COP<sub>g+f</sub>/COT fue mayor en el suelo arenoso en comparación con el suelo franco arenoso. Similar a los resultados obtenidos por Duval et al. (2013) la relación COP<sub>g+f</sub>/COT fue mayor en suelos arenosos que en los suelos de textura fina. A medida que aumentó el contenido de arena el COT disminuyó, y los materiales orgánicos particulados se hicieron más abundantes que en suelos de textura fina. El suelo franco arenoso presentó mayor contenido de a+L respecto al suelo de textura gruesa. Además, presentó mayor contenido de COT, lo cual se reflejó en una menor relación COP/COT. Se observó que la relación entre COP/COT y el índice de labilidad (IL) respondió de la misma manera en ambos suelos con relación al efecto del agua (Tabla 9).

En el suelo franco arenoso, se detectaron cambios en las fracciones orgánicas y diferentes velocidades de transformación. Además, los tratamientos que utilizaron agua con alta salinidad mostraron acumulación de COP<sub>g</sub>, un aumento en la relación COP<sub>g</sub>/COP<sub>f</sub> y cambios en las tres fracciones. Algo semejante encontraron Ruihuan et al. (2021), en su estudio con uso de paja de algodón, quienes comprobaron que la textura del suelo modificó el efecto negativo de la salinidad sobre la mineralización de C mediante la regulación de la composición de la comunidad microbiana del suelo. Otros estudios mostraron que la aplicación de residuos agroindustriales en suelo es una estrategia de reposición de nutrientes (Duval et al., 2021) y aporte de materia orgánica (Ghosh et al., 2010). Asimismo, la identificación de fracciones orgánicas lábiles sirve como indicador, o incluso como herramienta de verificación, para evaluar los cambios en el COS (Si et al., 2018).

El efecto de la salinidad en la relación COP<sub>g</sub>/COP<sub>f</sub> implicó un aumento de esta en el tratamiento C0, una disminución en C2 y un aumento en C4, ya que la salinidad disminuye la velocidad de descomposición en C0. Cuando se aporta mayor cantidad de abono orgánico el balance C:N del tratamiento C2 disminuye. Sin embargo, el tratamiento C4, posiblemente presentó un exceso de C respecto de N, y tuvo un índice alto. Esos resultados estarían indicando un efecto combinado de la salinidad y el N disponible sobre la dinámica de la transformación de CO incorporado al suelo. Otros estudios mostraron que todavía no se conoce con exactitud la capacidad de los materiales orgánicos para liberar N para la producción de cultivos (Martínez et al., 2018).

## CONCLUSIONES

La textura del suelo condiciona la respuesta a la aplicación de agua de diferente calidad y de abono orgánico, siendo el suelo franco arenoso el más sensible a estos factores. La MS<sub>T</sub> tuvo un efecto negativo por el uso de agua con alta salinidad en el suelo arenoso más acentuado que el suelo franco arenoso. La aplicación de abono orgánico ayudó a atenuar el efecto del agua salina en la mayoría de las variables analizadas.

Los cambios en el COT producidos por los tratamientos fueron diferentes en ambos suelos. El COP en el suelo de textura gruesa fue mayor cuando se regó con agua con alta salinidad, como consecuencia de la reducción de la velocidad de descomposición. En el suelo de textura fina el efecto se fue perdiendo con el incremento de dosis de abono orgánico. Los IL fueron más sensibles en el suelo arenoso para evidenciar cambios asociados al manejo (agua de riego y abono). El ICO fue sensible para evidenciar diferencias en el suelo franco arenoso. El abono orgánico reduce el efecto salino en el suelo franco arenoso.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Dr. M. Duval, por su colaboración en el fraccionamiento físico de las muestras de suelo y al Laboratorio de Suelo y Agua de la EEA INTA Anguil.

## REFERENCIAS

- Abd-Elrahman, S. H., Saady, H. S., El-Fattah, D. A. A. y Hashem, F. A. E. (2022). Effect of irrigation water and organic fertilizer on reducing nitrate accumulation and boosting lettuce productivity. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 22(2), 2144-2155. <https://doi.org/10.1007/s42729-022-00799-8>
- Acosta García, J. C. y Salvadori Verón, J. A. (2017). *Evaluación de la calidad de agua para riego mediante el empleo de criterios actualizados* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional de la Pampa]. Repositorio digital de acceso abierto/UNLPam. [https://repo.unlpam.edu.ar/bitstream/handle/unlpam/1376/a\\_acoeva602.pdf?sequence=1](https://repo.unlpam.edu.ar/bitstream/handle/unlpam/1376/a_acoeva602.pdf?sequence=1)
- Adiloğlu, S., Eryılmaz Açıkgoz, F., Solmaz, Y., Çaktü, E. y Adiloğlu, A. (2018). Effect of vermicompost on the growth and yield of lettuce plant (*Lactuca sativa* L. var. *crispa*). *International Journal of Plant & Soil Science*, 21, 1-5. <https://doi.org/10.9734/IJPSS/2018/37574>
- Bongiorno, G., Bünemann, E. K., Oguejiofor, C. U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mäder, P., Brussaard, L. y de Goede, R. (2019). Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecological Indicators*, (99), 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.008>
- Bongiovanni Ferreyra, M. G., Orden, L. y Pérez Pizarro, J. (2015, 4 de febrero). Informe Enmiendas orgánicas en la producción hortícola bajo cubierta. *Sitio web INTA*. <https://web.inta.gob.ar/documentos/enmiendas-organicas-en-la-produccion-horticola-bajo-cubierta>
- Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59(1), 39-45.
- Britos, R., Valiente, H., Gómez, B., Vega, M., Ríos, D. y Estigarribia, A. (2018). Efecto de diferentes dosis de dos enmiendas orgánicas en los componentes de rendimiento en lechuga (*Lactuca sativa*). *Revista de Investigación Científica Tecnológica*, 2, 2. Universidad Privada María Serrana (Asunción).
- Cambardella, C. A. y Elliott, E. T. (1992). Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, (56), 777-783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Castellón Gómez, J. J., Bernal Muñoz, R. y Hernández Rodríguez, M. L. (2015). Calidad del agua para riego en la agricultura protegida en Tlaxcala. *Ingeniería*, 19(1), 39-50. <https://www.redalyc.org/pdf/467/46750924004.pdf>
- Chatterjee, D., Dutta, S. K., Kikon, Z. J., Kuotsu, R., Sarkar, D., Satapathy, B. S. y Deka, B. C. (2021). Recycling of agricultural wastes to vermicomposts: Characterization and application for clean and quality production of green bell pepper (*Capsicum annuum* L.). *Journal of Cleaner Production*, 315, 128115. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128115>
- Díaz, C. C., Apezteguía, H. P. y Maguire, V. G. (19 al 22 de septiembre de 2023). *Pérdidas de carbono orgánico en suelos cultivados con distintos niveles de salinidad en comparación a situaciones prístinas*. [Trabajo expandido]. En: Actas del VII Congreso de la red argentina de salinidad (pp. 37). II Simposio Latinoamericano de salinidad. Santa Rosa La Pampa.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. InfoStat (versión 2020) [Software]. Córdoba, Argentina: Centro de Transferencia InfoStat, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.
- Demir, Z., y Kiran, S. (2020). Effect of vermicompost on macro and micro nutrients of lettuce (*Lactuca sativa* var. *Crispa*) under salt stress conditions. *Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Tarım ve Doğa Dergisi*, 23(1), 33-43. <https://doi.org/10.18016/ksutarimdoga.vi.579695>
- Duval, M. E., Galatini, J. A., Iglesias, J. O., Canelo, S., Martínez, J. M. y Wall, L. G. (2013). Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil & Tillage Research*, 131, 11-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2013.03.001>
- Duval, M. E., Martínez, J. M. y Galatini, J. A. (2020). Assessing soil quality indices based on soil organic carbon fractions in different long-term wheat systems under semiarid conditions. *Soil Use and Management*, 36(1), 71-82. <https://doi.org/10.1111/sum.12532>
- Duval, M. E., Moisés, J., García, R. J., Martínez, J. M. y Galatini, J. A. (2021). Cambios en las formas de fósforo en suelos enmendados con residuos agroindustriales. XI Congreso sobre Uso y Manejo del Suelo. 1 a 3 de diciembre Bahía Blanca- Argentina.
- Duval, M. E., Moises, J., Martínez, J. M., García, R. J. y Galatini, J. A. (2022). Dinámica de las fracciones orgánicas en suelos enmendados con residuos agroindustriales. XXVIII Congreso Argentino Ciencia del Suelo- Buenos Aires.
- Galatini, J. A. 2005. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. En L. Marban y S. Ratto (Eds.), *Tecnología en Análisis de Suelos: Alcances a laboratorios agropecuarios*, (pp. 103-114). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. <https://www.researchgate.net/publication/259230427>
- Galatini, J. A., Rosell, R. A., Brunetti, G. y Senesi, N. (2002). Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ciencia del Suelo*, 20(1), 17-26. [https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol\\_20n1/galatini\\_17-26.pdf](https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_20n1/galatini_17-26.pdf)
- Galatini, J. A., Senesi, N., Brunetti, G. y Rosell, R. (2004). Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma*, 123, 143-152. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.02.008>
- Galatini, J. A., Duval, M. E., Martínez, J. M., Mora, V., Baigorri, R. y García Mina, J. M. (2016). Quality and Quantity of Organic Fractions as Affected by Soil Depth in an Argiudoll under Till and No-till Systems. *International Journal of Plant and Soil Science*, 10(5), 1-12. <https://doi.org/10.9734/IJPSS/2016/25205>

- Ghosh, S., Wilson, B. R., Mandal, B., Ghoshal, S. K. y Grown, I. (2010). Changes in soil organic carbon pool in three long-term fertility experiments with different cropping systems and inorganic and organic soil amendments in the eastern cereal belt of India. *Australian Journal of Soil Research*, 48(5), 413-420. <http://dx.doi.org/10.1071/SR09089>
- Hernández, T., Chocano, C., Coll, M. D. y García, C. (2018). Composts as alternative to inorganic fertilization for cereal crops. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 35340-35352. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3898-6>
- locoli, G. A., Pieroni, O. I., Gómez, M. A., Alvarez, M. B. y Galantini, J. A. (2017). Rapid characterisation of agro-industrial effluents for environmental fate by UV-visible and infrared spectroscopy from fractions obtained by centrifugation. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 97, 1-12. <https://doi.org/10.1080/03067319.2017.1354993>
- Malik, A., Gul, S., Buriro, A. H., Kakar, H. y Ziad, T. (2022). Particle Size of Biochar as Co-composted Fertilizer: Influence on Growth Performance of Lettuce and Concentration of Bioavailable Soil Nutrients under Salinity Stress Conditions. Preprints, 2022010337. <https://doi.org/10.20944/preprints202201.0337.v1>
- Martínez, J. M., Galantini, J. A., Duval, M. E., Landriscini, M. R., García, R. J. y López, F. M. (2018). Nitrogen mineralization indicators under semi-arid and semi-humid conditions: influence on wheat yield and nitrogen uptake. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 49(15), 1907-1921. <https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1485931>
- Martínez, J. M., Duval, M. E., Moisés, J., García, R. J., Ruiz, M. y Galantini, J. A. (13-16 de octubre de 2020). *Dinámica de fracciones orgánicas de nitrógeno con el agregado de residuos orgánicos biotransformados en suelos contrastantes*. [Trabajo expandido]. XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Suelos: Desafíos para una producción y desarrollo sustentables. Corrientes, Provincia de Corrientes, Argentina. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/189833>
- Manríquez Sandoval, R. L. (2012). *Uso de enmiendas orgánicas "bioestabilizado de cerdo y guano broiler" como alternativa nutricional al uso de fertilizantes convencionales en el cultivo del arroz (Oryza sativa L.)* [Tesis, Universidad de Talca Chile, Escuela de Agronomía]. Red de repositorios Latinoamericanos. <http://dspace.uta.cl/handle/1950/9554>
- Mantuano Morales, M. A. y Zambrano Gavilanes, F. (2023). Efecto de la aplicación de vermicompost en el comportamiento agronómico de diversos cultivos. *Revista Biotempo*, 20(2), 285-296. <https://doi.org/10.31381/biotempo.v20i2.5742>
- Moisés, J., Martínez, J. M., Duval, M. E. y Galantini, J. A. (2022). Caracterización química y espectrométrica de residuos agroindustriales para su potencial uso como enmiendas orgánicas. *Ciencia del Suelo*, 40(2), 227-236. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/205374>
- Mostafa, N. A., El-Sherpiny, M. A., Elmakarm, A. y Amira, A. (2023). Impact of organic fertilization and some beneficial elements on the performance and storability of Salt-Stressed Crisphead Lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Journal of Plant Production*, 14(12), 403-409. <https://doi.org/10.21608/jpp.2023.253247.1290>
- Mubarak, A. R., Gali, E. A., Mohamed, A. G., Steffens, D. y Awadelkarim, A. H. (2010). Nitrogen mineralization from five manures as influenced by chemical composition and soil type. *Communications in soil science and plant analysis*, 41(16), 1903-1920. <https://doi.org/10.1080/00103624.2010.495802>
- Ouhaddou, R., Ben-Laouane, R., Lahlali, R., Anli, M., Ikan, C., Boutasknit, A., Slimani, A., Oufdou, K., Baslam, M., Ait Barka, E., et al. (2022). Application of Indigenous Rhizospheric Microorganisms and Local Compost as Enhancers of Lettuce Growth, Development, and Salt Stress Tolerance. *Microorganisms*, 10, 1625. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10081625>
- Peixoto Filho, J. U., Freire, M. B. D. S., Freire, F. J., Miranda, M. F., Pessoa, L. G. y Kamimura, K. M. (2013). Produtividade de alface com doses de esterco de frango, bovino e ovino em cultivos sucessivos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agrambi*, 17(4). <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000400010>
- Quiroga, A., Funaro, D., Noellemeyer, E. y Peinemann, N. (2005). Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil & Tillage Research*, 90(1): 63-68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.08.019>
- Quiroga, A., Sa Pereira, E., Álvarez, C., Fernández, R., Galantini, J. y Arroquy, G. (2021). Cambios en propiedades físico-hídrica de suelos pertenecientes a una microcuenca del arroyo sauce corto en la pampa interserrana subhúmeda Argentina. *Agrárias: Pesquisa e Inovação nas Ciências que Alimentam o Mundo*, 5(3), 40-54. [https://doi.org/10.37572/EdArt\\_290421347](https://doi.org/10.37572/EdArt_290421347)
- Reyes Sanchez, L. B., Horn, R. y Costantini, E. A. C. (2022). Sustainable soil management as a key to preserve soil biodiversity and stop its degradation. *International Union of Soil Sciences*, 261-271. <https://www.researchgate.net/publication/361276178>
- Rosane, G. (2014). *Informe: Seguimiento del programa frutihortícola de la provincia de La Pampa, período 2013*. <http://biblioteca.cfi.org.ar/wp-content/uploads/sites/2/2015/06/50103.pdf>
- Ruihuan, E., Yongxiang, Y., Chaorong, G. y Huaiying, Y. (2021). Soil Texture Alters the Impact of Salinity on Carbon Mineralization. *Agronomy*, 11(1), 128. <https://doi.org/10.3390/agronomy11010128>
- Salazar Moreno, R., Rojano Aguilar, A. y López Cruz, I. L. (2014). La eficiencia en el uso del agua en la agricultura controlada. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5(2), 177-183. <https://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v5n2/v5n2a12.pdf>
- Saifullah, Dahlawi, S., Naeem, A., Rengel, Z. y Naidu, R. (2018). Biochar application for the remediation of salt-affected soils: Challenges and opportunities. *Science of The Total Environment*, 625, 320-335. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.257>
- Si, P., Liu, E., He, W., Sun, Z., Dong, W., Yan, C. y Zhang, Y. (2018). Effect of no-tillage with straw mulch and conventional tillage on soil organic carbon pools in Northern China. *Archives in Agronomy and Soil Science*, 64(3), 398-408. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1359410>
- Tahiri, Ai., Raklami, A., Bechtaoui, N., Anli, M., Boutasknit, A., Oufdou, K. y Meddich, A. (2022). Beneficial Effects of Plant Growth Promoting Rhizobacteria, Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Compost on Lettuce (*Lactuca sativa*) Growth Under Field Conditions. *Gesunde*

*Pflanzen* 74, 219–235. <https://doi.org/10.1007/s10343-021-00604-z>

United States Salinity Laboratory Staff. (1954). Soil and water Conservation Research Branch. Agricultural Research Service. Ed. L.A. Richards. Agriculture. Handbook 60.

Vecilla Marmolejo, J. P. (2020). *Enmiendas orgánicas como alternativas de manejo en suelos afectados por salinidad en el cultivo de arroz (Oryza sativa L.)* [Tesis, Universidad Técnica de Babahoyo]. <http://dspace.utb.edu.ec/handle/49000/8485>

Xu, X., Shi, Z., Li, D., Rey, A., Ruan, H., Craine, J. M., Liang, J., Zhou, J. y Luo, Y. (2016). Soil properties control decomposition of soil organic carbon: Results from data assimilation analysis. *Geoderma*, 262, 235-242. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.038>

Yu Zhu, L., Xue Lian B., Shi Xin, T., Cheng Jun, G., Hang Tu, X., Hong Bo, H., Carsten, W. M. y Chao, L. (2024). Toward soil carbon storage: The influence of parent material and vegetation on profile-scale microbial community structure and necromass accumulation. *Soil Biology and Biochemistry*, 193. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109399>.

## CARBONO ORGÁNICO MINERALIZADO EN PERÍODOS CORTOS DE INCUBACIÓN AERÓBICA COMO INDICADOR DE SALUD EDÁFICA

Santiago Néstor Tourn<sup>1,2</sup>; Cecilia del Carmen Videla<sup>1</sup>; Camila Rivero<sup>2</sup>;  
Gisela Vanesa García<sup>1,3</sup>; Débora Josela Ricciuto<sup>1,3</sup>; Silvia Rodríguez<sup>1</sup>;  
Guillermo Alberto Studdert<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce;

<sup>2</sup> Actividad privada;

<sup>3</sup> Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.

### RESUMEN

La funcionalidad del suelo es afectada por la agricultura por lo que su uso sustentable requiere del monitoreo frecuente de su salud. Los indicadores de salud edáfica (ISE) permiten realizar dicho monitoreo sencilla y periódicamente. El dióxido de carbono (C) emitido en incubaciones aeróbicas cortas (Cmin) reúne condiciones para ser un ISE. No obstante, su posibilidad de desempeñarse como tal no ha sido suficientemente estudiada. El objetivo de este trabajo fue evaluar la sensibilidad del Cmin a 2 [Cmin(2)], 4 [Cmin(4)], 6 [Cmin(6)] y 10 [Cmin(10)] días de incubación al efecto de distintas prácticas de manejo y su relación con el C orgánico total (COT), el asociado a la fracción mineral (COA), el particulado (COP), el potencialmente mineralizable (C<sub>o</sub>) y el oxidable con permanganato de potasio (CoxP), el nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) y la estabilidad de agregados (EA) de un Molisol del sudeste bonaerense. Se determinaron Cmin(2), Cmin(4), Cmin(6), y Cmin(10), COT, COA, COP, C<sub>o</sub>, CoxP, NAN y EA (masa remanente de macroagregados, MasaMA<sub>MV</sub>) en muestras de suelo (0-5 y 5-20 cm) de un ensayo de larga duración en Balcarce incluyendo rotaciones agricultura-pastura bajo labranza convencional y siembra directa (SD). Como se esperaba, los Cmin evaluados mostraron los patrones mostrados por las demás variables frente a los tratamientos: valores mayores bajo pastura y bajo SD, especialmente en 0-5 cm y 0-20 cm. La capacidad de distinguir entre manejos se incrementó con el aumento de los días de incubación. Los Cmin se correlacionaron (r de Pearson) con COT, COP, C<sub>o</sub>, CoxP, NAN y MasaMA<sub>MV</sub> (r=0,52 a r=0,96) (P<0,01) con coeficientes crecientes con los días de incubación. Se concluye que Cmin4 (r=0,59 a r=0,88) o Cmin6 (r=0,52 a r=0,93) podrían ser adecuados ISE. Es necesario continuar el estudio bajo otras condiciones edafoclimáticas y situaciones de manejo.

**Palabras clave:** emisión CO<sub>2</sub>; tiempo de incubación; sistemas de cultivo; rotaciones con pasturas

## ORGANIC CARBON MINERALIZED IN SHORT AEROBIC INCUBATION PERIODS AS SOIL HEALTH INDICATOR

### ABSTRACT

Soil functioning is affected by agriculture. Therefore, sustainable soil use requires frequent soil health monitoring. Soil health indicators (ISE) allow to do soil health evaluation simply and periodically. The carbon (C) dioxide emission during short aerobic incubations (Cmin) could be used as an ISE. However, its performance as ISE has not been sufficiently evaluated. The objective of this work was to evaluate the sensitivity of Cmin at 2 [Cmin(2)], 4 [Cmin(4)], 6 [Cmin(6)], and 10 [Cmin(10)] days of incubation to the effect of different management practices and their relationship with total (COT), mineral associated (COA), particulate (COP), potentially mineralizable (C<sub>o</sub>), and potassium permanganate oxidizable (CoxP) organic C, anaerobically mineralized nitrogen (NAN), and aggregate stability of a Mollisol from the southeastern Buenos Aires province. We determined Cmin(2), Cmin(4), Cmin(6), and Cmin(10), COT, COA, COP, C<sub>o</sub>, CoxP, NAN, and EA (remnant mass

\* Autor de contacto:  
gastudde@mdp.edu.ar

Recibido:  
12-08-24

Recibido con revisiones:  
15-10-24

Aceptado:  
22-10-24

of macroaggregates,  $MasaMA_{MV}$ ) in soil samples (0-5 and 5-20 cm) from a long-term experiment in Balcarce including crop-pasture rotations under conventional tillage and no-tillage (SD). As expected, the  $C_{min}$  showed a similar pattern as the rest of the variables reflecting the effect of the different management practices with greater values observed under pasture and SD, especially at 0-5 and 0-20 cm. The ability of the  $C_{min}$  to show the effect of the management practices evaluated increased with the increase of the duration of the incubation. The  $C_{min}$  correlated (Pearson  $r$ ) to COT, COP, C<sub>0</sub>, CoxP, NAN, and  $MasaMA_{MV}$  ( $r=0.52$  to  $r=0.96$ ) ( $P<0.01$ ) with coefficients increasing with the days of incubation. It is concluded that  $C_{min4}$  ( $r=0.59$  to  $r=0.88$ ) or  $C_{min6}$  ( $r=0.52$  to  $r=0.93$ ) could be used as adequate ISE. It is necessary to continue studying these relationships under contrasting soil, climate and management conditions.

**Keywords:** CO<sub>2</sub> emission; incubation period; cropping systems; crop-pasture rotations

### ABREVIATURAS

50LC: rotación 50% del tiempo (3 años) con agricultura bajo labranza convencional; 50SD: rotación 50% del tiempo (3 años) con agricultura bajo siembra directa; 75LC: rotación 75% del tiempo (9 años) con agricultura bajo labranza convencional y 25% bajo pastura (3 años); 75SD: rotación 75% del tiempo (9 años) con agricultura bajo siembra directa y 25% bajo pastura (3 años); 100LC: agricultura continua bajo labranza convencional; 100SD: agricultura continua bajo siembra directa; C: carbono; C<sub>0</sub>: carbono potencialmente mineralizable;  $C_{min}$ : carbono mineralizado;  $C_{min}(t)$ : carbono mineralizado en el tiempo (t) de incubación; CO<sub>2</sub>: dióxido de carbono; COA: carbono orgánico asociado a la fracción mineral; COP: carbono orgánico particulado; COT: carbono orgánico total; CoxP: carbono oxidable con permanganato de potasio; ISE: indicador de salud edáfica; LC: labranza convencional;  $MasaMA_{MV}$ : masa de agregados de 2000 a 8000  $\mu m$  remanente luego de tamizado en agua siguiendo re-humedecimiento por inmersión súbita; N: nitrógeno; NAN: nitrógeno mineralizado en anaerobiosis; PP: pastura permanente; SD: siembra directa.

### INTRODUCCIÓN

La reducción de la funcionalidad del suelo asociada a la producción agrícola hace necesario el monitoreo frecuente de la salud edáfica para ajustar el manejo y, de ser necesario, detener y revertir el proceso. Para ello, los actores del proceso productivo deben contar con herramientas sensibles que les permita hacer el seguimiento frecuente del estado de salud del suelo de una manera sencilla y accesible. Los indicadores de salud edáfica (ISE) son parámetros del suelo sensibles a los cambios producidos por el uso y el manejo y son, a la vez, de fácil y bajo costo de determinación, capaces de permitir una interpretación sencilla y reflejan las variaciones en el funcionamiento del suelo (Bünemann et al., 2018).

El funcionamiento del suelo utilizado para la agricultura y su capacidad de proveer servicios ecosistémicos dependen de cómo se haga dicho uso. Las combinaciones de cultivos en el tiempo y la intensidad de las secuencias, el sistema de labranza empleado, el uso de fertilizantes, enmiendas y/u otros agroquímicos, la manera en que se dispone el ganado, entre otras, inciden sobre distintas propiedades del suelo que son las responsables de definir la funcionalidad edáfica (Crespo et al., 2024; Cafaro-La-Menza y Carciocchi, 2023; Franzluebbbers y Hendrickson, 2024; González-Sosa et al., 2024; Lal, 2019; Olsson et al., 2023; Tourn et al., 2019). La intensificación ecológica del uso del suelo (Lal, 2019; Novelli et al., 2017) y las labranzas (Sheehy et al., 2015; Tourn et al., 2019) tienen una gran incidencia sobre la dinámica del carbono (C) orgánico (CO) en el suelo y sobre el mantenimiento de las propiedades físicas. Su correcta implementación debe conducir a aumentar o mantener los niveles de agregación y la estabilidad de los agregados y de CO en el suelo para mantener su salud (Lal, 2019) a través de la acción física directa, el aporte de C por parte de los cultivos (parte aérea y raíces) y el efecto de la permanencia de raíces vivas explorando el suelo, todo lo cual se relaciona con la actividad biológica edáfica. No obstante, en los sistemas de producción suele ser necesario tomar decisiones de manejo que pueden afectar el adecuado funcionamiento del suelo, es decir que atentan contra su salud. Es por ello que, disponer de ISE que permitan hacer un seguimiento frecuente de los cambios que se producen, es imprescindible para tomar decisiones de manejo complejas tendientes a morigerar efectos negativos y/o revertirlos (Franzluebbbers y Hendrickson, 2024).

El suelo alberga una gran actividad biológica (i.e., biota del suelo y raíces vivas) y de ella depende gran parte de la funcionalidad edáfica y de los servicios ecosistémicos que se esperan de aquél. Por lo tanto, la actividad biológica es clave para la caracterización del estado de salud del suelo y de los cambios producidos por su uso (Franzluebbbers, 2016, 2020). Así, la determinación del dióxido de C (CO<sub>2</sub>) producto de la actividad biológica del suelo puede utilizarse como ISE (Haney et al., 2008) dada su relación con la biota edáfica y con el contenido de CO del suelo. Es así que se ha probado que el C potencialmente mineralizable

( $C_0$ ) es un buen ISE (Haney et al., 2008; Tourn et al., 2022) ya que reúne muchos de los atributos de aquéllos. En Molisoles del sudeste bonaerense, Tourn et al. (2022) mostraron que el  $C_0$  fue muy sensible para distinguir el efecto de distintas prácticas de manejo y presentó elevadas correlaciones con varias propiedades del suelo que definen la salud edáfica. No obstante, la obtención del  $C_0$  requiere incubaciones por tiempos prolongados (Beare et al., 1994, Mikha y Rice, 2004; Tourn et al., 2022) lo que limita la posibilidad de su uso para monitoreos frecuentes de la salud edáfica.

Varios autores (Franzluebbers et al. 2000; Haney et al., 2008; Moebius-Clune et al., 2016) han propuesto que el  $CO_2$  emitido en incubaciones aeróbicas de suelo de pocos días es adecuado indicador de la actividad biológica edáfica potencial. En este sentido, Tourn et al. (2022) demostraron que, en Molisoles de elevado contenido de CO, el  $CO_2$  emitido [i.e., CO mineralizado (Cmin)] en incubaciones aeróbicas cortas se relacionó lineal y estrechamente con el  $C_0$  y que, por lo tanto, podría ser utilizado como estimador de éste. No se conoce si, además de ser un buen estimador del  $C_0$ , el Cmin puede tener un buen desempeño como ISE. Se hipotetiza que el Cmin obtenido en pocos días de incubación aeróbica es un adecuado ISE y que su desempeño depende de la duración de la incubación. El objetivo de este trabajo fue evaluar la sensibilidad del Cmin a 2 [Cmin(2)], 4 [Cmin(4)], 6 [Cmin(6)] y 10 [Cmin(10)] días de incubación al efecto de distintas prácticas de manejo y la relación entre dichas variables y el CO total (COT), el asociado a la fracción mineral (COA) y el particulado (COP), el  $C_0$ , el C oxidable con permanganato de potasio (CoxP), el nitrógeno (N) mineralizado en anaerobiosis (NAN) y la estabilidad de los agregados (EA) de un Molisol del sudeste bonaerense bajo manejos contrastantes.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Sitio y diseño experimentales

Se trabajó con muestras de un complejo de Argiudol Típico (aproximadamente 75%) (Soil Survey Staff, 2014) serie Mar del Plata (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA], 1979) y Argiudol Petrocálcico (aproximadamente 25%) (Soil Survey Staff, 2014) serie Balcarce (INTA, 1979) con el horizonte petrocálcico por debajo de los 0,7 m de profundidad. El horizonte superficial del complejo presenta textura franca (236, 343 y 408 g  $kg^{-1}$  de arcilla, limo y arena, respectivamente), un pH de 6,2 y una capacidad de intercambio catiónico de 24,9 cmol  $kg^{-1}$  con un 73,0% de saturación con bases (INTA, 1979). Dicho suelo está ubicado en un sector con menos de 2% de pendiente en la Unidad Integrada Balcarce (UIB, 37° 45' 09" S; 58° 18' 48" O; 140 msnm). El clima de la región es meso-termal subhúmedo-húmedo (Thorntwaite, 1948), con una mediana de precipitación anual, una media de evapotranspiración potencial anual y un promedio de temperatura media diaria (1971-2013) de 930,6 mm  $año^{-1}$ , 954,8 mm  $año^{-1}$  y 14,0 °C, respectivamente, según datos obtenidos de la Estación Agrometeorológica de la UIB ubicada a 1000 m del ensayo (INTA, s.f.).

En 1976 se inició un ensayo de larga duración de rotaciones mixtas (cultivos y pasturas) y sistemas de labranza (Studdert et al., 1997). En la primera etapa del ensayo (1976-1993) se utilizó labranza convencional (LC) para distintas combinaciones de cultivos y rotaciones con pasturas con base de gramíneas (Studdert et al., 1997). A partir de 1994 y hasta el año de muestreo (2014) hubo tratamientos bajo LC y tratamientos bajo siembra directa (SD) (Tourn et al., 2019). En esta segunda etapa del ensayo se definieron distintas combinaciones de periodos bajo cultivo de cosecha y periodos bajo pastura con base de gramíneas y ambos sistemas de labranza (sistemas de cultivo): 1) PP: pastura permanente, 2) 100SD: agricultura continua bajo SD, 3) 100LC: agricultura continua bajo LC, 4) 50SD: rotación 50% del tiempo (3 años) con agricultura bajo SD y 50% bajo pastura (3 años), 5) 50LC: rotación 50% del tiempo (3 años) con agricultura bajo LC y 50% bajo pastura (3 años), 6) 75SD: rotación 75% del tiempo con agricultura (9 años) bajo SD y 25% bajo pastura (3 años), 7) 75LC: rotación 75% del tiempo con agricultura (9 años) bajo LC y 25% bajo pastura (3 años). La secuencia de cultivos para los periodos bajo agricultura fue maíz (*Zea mays* L.) - soja (*Glycine max* L. Merr.) - trigo (*Triticum aestivum* L.). Los cultivos de cosecha recibieron fertilización nitrogenada (60 kg N  $ha^{-1}$  bajo la forma de urea) y fosforada (entre 12 y 20 kg P  $ha^{-1}$  bajo la forma de superfosfato triple de calcio). En el momento del muestreo del suelo, 50SD y 50LC se encontraban en el segundo año de uno de los periodos bajo pastura y 75SD y 75LC se encontraban en el quinto año de agricultura luego de un periodo de pastura. Además, 75SD, 75LC, 100SD y 100LC se encontraban con rastrojo de soja. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados. Más información del ensayo y del diseño experimental se puede observar en Tourn et al. (2019).

### Muestreo, procesamiento de las muestras y determinaciones analíticas

Las muestras fueron tomadas con pala de las capas de 0-5 cm y de 5-20 cm en el otoño de 2014 y estuvieron compuestas por 5 submuestras por unidad experimental del ensayo. En el proceso de toma de las muestras se procuró que generar el menor disturbio posible a la estructura del suelo y se descartó el suelo que estuvo en contacto con la herramienta. Los agregados de las muestras frescas fueron cuidadosamente separados

a mano hasta pasar por un tamiz de 8000  $\mu\text{m}$  de abertura de malla y se secaron a 40 °C en estufa con circulación forzada de aire hasta peso constante para luego ser almacenadas hasta su utilización. Para la determinación de la estabilidad de agregados se utilizaron alícuotas de las muestras pasadas por tamiz de 8000  $\mu\text{m}$ . Se utilizó el procedimiento indicado por García et al. (2020) para el tamizado en agua y recuperación de los agregados >2000  $\mu\text{m}$  remanentes. Brevemente, 100 g de suelo pasado por tamiz de 8000  $\mu\text{m}$  seco se colocaron sobre un tamiz de 2000  $\mu\text{m}$  de abertura de malla y fueron sumergidos en agua durante 5 min. Posteriormente, se procedió al tamizado durante 2 min con 50 oscilaciones por minuto con un recorrido de 3 cm procurando que los agregados entraran y salieran del agua en cada oscilación. Los agregados >2000  $\mu\text{m}$  remanentes luego del tamizado fueron recuperados en un recipiente por retro-lavado del tamiz, se los dejó decantar por 24 h y, luego de extraer el sobrenadante, se los secó en estufa con circulación forzada de aire a 50 °C hasta peso constante ( $\text{MasaMA}_{\text{MV}}$ ) que fue registrado. Se calculó la  $\text{MasaMA}_{\text{MV}}$  para la capa de 0-20 cm como el promedio ponderado por espesor de la capa de la  $\text{MasaMA}_{\text{MV}}$  a 0-5 cm y 5-20 cm.

Para las determinaciones de contenido de CO, de NAN y de CoxP, alícuotas de las muestras secas almacenadas fueron molidas con mortero hasta pasar por tamiz de 2000  $\mu\text{m}$  de abertura de malla eliminando los residuos vegetales que quedaban sobre el tamiz. El COT se determinó en alícuotas re-molidas con mortero hasta pasar por tamiz de 500  $\mu\text{m}$  por el método de oxidación húmeda con dicromato de potasio en medio ácido con mantenimiento de la temperatura de reacción (120 °C) durante 90 min (Nelson y Sommers, 1982). Posteriormente, cada suspensión se centrifugó a 1000 x RCF durante 10 min. Para la cuantificación del COT se midió la absorbancia del sobrenadante a 578 nm con un espectrofotómetro de luz visible Numak 721 (Shanghai Yoke Instrument Co. Ltd., Shanghai, China) y la concentración de CO se calculó a partir de una recta de calibración construida con distintas diluciones de tartrato de sodio 0,5 M. Una alícuota de cada muestra de suelo fue sometida a fraccionamiento físico por tamaño de partícula para separar la fracción orgánica asociada a limo y arcilla (<50  $\mu\text{m}$ ) de la fracción orgánica particulada junto con la arena (>50  $\mu\text{m}$ ) según el método descrito por Cambardella y Elliott (1992). Brevemente, a 10 g de suelo seco y molido (2000  $\mu\text{m}$ ) se le agregaron 30 mL de una solución de hexametáfosfato de sodio (5 g L<sup>-1</sup>) y se agitó en un agitador rotatorio durante 16 h. El contenido del recipiente de agitación se volcó sobre un tamiz de 50  $\mu\text{m}$  de abertura de malla y se tamizó con ayuda de una corriente de agua desmineralizada. En el tamiz quedó retenida la fracción orgánica particulada y la arena. La fracción orgánica asociada a limo y arcilla más el limo y la arcilla fueron recogidos en un vaso de precipitado. La fracción >50  $\mu\text{m}$  fue descartada y a la fracción <50 mm se le determinó el COA según fuera descrito para COT. El contenido de COP se calculó como la diferencia entre el contenido de COT y el de COA (Cambardella y Elliott, 1992). Los contenidos de COT, COA y COP se expresaron en g C (kg suelo)<sup>-1</sup>. Se calcularon los contenidos de COT, COA y COP para la capa de 0-20 cm como el promedio ponderado por espesor de los contenidos a 0-5 cm y 5-20 cm.

El NAN se determinó mediante una incubación anaeróbica corta (7 días) a 40 °C de 5 g de suelo seco y molido (<2000  $\mu\text{m}$ ) en tubos de ensayo de 15 cm de largo y 1,6 cm de diámetro completados con agua desmineralizada y herméticamente cerrados, según lo descrito por Keeney (1982). La determinación del N de amonio producido durante la incubación se realizó por destilación por arrastre con vapor (Keeney y Nelson, 1982) y recolección del destilado en 5 mL de ácido bórico al 2% m/v con indicador mixto (verde de bromocresol y rojo de metilo). Finalmente, se tituló con ácido sulfúrico 0,005 N. El NAN se expresó en mg N-amonio (kg suelo)<sup>-1</sup>. Se calculó el NAN para la capa de 0-20 cm como el promedio ponderado por espesor del NAN a 0-5 cm y 5-20 cm.

La determinación de CoxP fue realizada de acuerdo con el procedimiento descrito por Culman et al. (2012). Brevemente, se agregaron 20 mL de una solución 0,02 M de permanganato de potasio (pH 7,2) en tubos de polipropileno de 50 mL de capacidad conteniendo 2,5 g de suelo seco y molido (<2000  $\mu\text{m}$ ). Los tubos con la suspensión fueron agitados en un agitador recíproco horizontal por 2 min a 120 RPM por minuto y luego centrifugados por 10 min a 1006 x RCF. Luego se tomaron alícuotas de 0,2 mL de los sobrenadantes y fueron transferidas a tubos de ensayo a los que se les agregaron 10 mL de agua desmineralizada. Para la cuantificación del CoxP se midió la absorbancia de estas soluciones a 525 nm con un espectrofotómetro de luz visible Numak 721 (Shanghai Yoke Instrument Co. Ltd., Shanghai, China) y la concentración de CoxP se calculó a partir de una recta de calibración construida con distintas soluciones de permanganato de potasio. El CoxP se expresó en g C (kg suelo)<sup>-1</sup>. Se calculó el CoxP para la capa de 0-20 cm como el promedio ponderado por espesor del CoxP a 0-5 cm y 5-20 cm.

Para la determinación del Cmin se cuantificó el CO<sub>2</sub> producido en incubaciones aeróbicas en condiciones controladas de temperatura y humedad (Beare et al., 1994; Mikha y Rice, 2004) según se describió en Tourn et al. (2022) para este experimento. Brevemente, se incubaron 3 g de suelo molido re-humedecido con agua

desionizada hasta capacidad de campo (0,03 MPa) en recipientes de vidrio de 154 mL de volumen interno provistos de una tapa con cierre hermético y un septo de goma para realizar extracciones de gases con jeringa. Los frascos se incubaron a  $25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ . A los 2, 4, 6, 10, 16, 22 y 28 días de iniciado el ensayo (Mikha y Rice, 2004). De cada frasco se extrajeron muestras de aire con una jeringa de 10 mL. El contenido de la jeringa se traspasó a tubos de vidrio pre-evacuados (Vacutainer®, Franklin Lakes, Nueva Jersey, Estados Unidos de Norteamérica). En cada momento de extracción y luego de extraer las muestras de aire, los frascos de incubación se dejaron abiertos durante 60 min para que se equilibraran las concentraciones de  $\text{CO}_2$  dentro y fuera (atmósfera) de ellos. La determinación de la concentración de  $\text{CO}_2$  de cada muestra se realizó inyectando 1 mL de gas en un cromatógrafo de fase gaseosa Shimadzu GC-17A (Shimadzu Corporation, Kyoto, Japón) equipado con un detector de conductividad térmica y una columna GS-Q de 30 m x 0,53 mm. Se utilizó helio como gas transportador y las temperaturas de trabajo de la columna, inyector y detector fueron de 40, 100 y  $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ , respectivamente. Con el valor absoluto de la concentración de  $\text{CO}_2$  ( $\text{mL CO}_2\text{ }100\text{ (mL aire)}^{-1}$ ) determinado por el equipo se calculó el  $C_{\text{min}}$  por unidad de masa de suelo ( $\text{mg C (kg suelo)}^{-1}$ ). Los valores de  $C_{\text{min}}$  de cada momento de extracción de aire de los frascos fueron sumándose a los anteriores para obtener el  $C_{\text{min}}$  acumulado hasta cada momento de extracción ( $C_{\text{min}}(t)$ , siendo  $t$  el tiempo de incubación en días). Para la capa de 0-20 cm los valores de  $C_{\text{min}}(t)$  se calcularon como promedio ponderado por espesor de los valores de  $C_{\text{min}}(t)$  a 0-5 cm y 5-20 cm. Tourn et al. (2022) observaron que a los 28 días de incubación no se alcanzaba la estabilización de la emisión de  $\text{CO}_2$  en todas las situaciones evaluadas. Esto indicaba que a los 28 días de incubación algunos tratamientos aún conservaban fracciones fácilmente mineralizables de C. Por lo tanto, en una medición adicional para los tratamientos PP, 100SD y 100LC se determinaron los  $C_{\text{min}}$  hasta los 63 días de incubación ( $C_{\text{min}}(63)$ ) y se vio que presentaban elevada correlación con los  $C_{\text{min}}(28)$  permitiendo generar un modelo de predicción. Así, de acuerdo con lo indicado por Tourn et al. (2022) se estimaron los  $C_{\text{min}}(63)$  del resto de los tratamientos. Con los valores de  $C_{\text{min}}(0)$  a  $C_{\text{min}}(28)$  más los  $C_{\text{min}}(63)$ , medidos o estimados, según correspondiera, se ajustó una ecuación de primer orden para obtener  $C_0$  ( $\text{mg C (kg suelo)}^{-1}$ ) y la constante de mineralización de C ( $k$ ,  $\text{día}^{-1}$ ) como parámetros de ajuste:

$$C_{\text{min}}(t) = C_0 (1 - e^{-kt}) \quad \text{Ecuación 1}$$

donde  $t$  es el día de incubación al que se realizó la extracción de gas de los frascos y representa el período de acumulación de  $\text{CO}_2$  desde el inicio de la incubación. El  $C_0$  a 0-20 cm se calculó con la Ecuación 1 con los  $C_{\text{min}}(t)$  calculados para 0-20 cm.

### Análisis estadístico

Para evaluar el efecto de los SC sobre cada variable, el análisis estadístico fue realizado mediante un modelo lineal mixto siendo los sistemas de cultivo efecto fijo y los bloques, efecto aleatorio. Se realizaron análisis de varianza y comparaciones de medias (test de Tukey) utilizando el paquete Rcmdr del sistema R (R Core Team, 2020). El ajuste de la Ecuación 1 se realizó mediante análisis de regresión no lineal utilizando el paquete Stats (función nls) del sistema R (R Core Team, 2020). Para evaluar la relación entre variables, se realizaron análisis de correlación (Pearson) utilizando el paquete Rcmdr del sistema R (R Core Team, 2020) haciendo un grupo común con los datos provenientes de las profundidades 0-5 y 5-20 cm, por un lado, y con la información de la capa 0-20 cm, por el otro. En todos los análisis estadísticos se consideró un nivel de significación del 5%.

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presentan los valores de COT, COA, COP, CoxP,  $\text{MasaMA}_{\text{MV}}$  y NAN a las tres profundidades analizadas. Todas las variables, excepto COA, fueron sensibles a los sistemas de cultivo, especialmente en 0-5 cm y 0-20 cm (Tabla 1). En términos generales, los sistemas de cultivo que se encontraban bajo pastura al momento de la toma de muestras (i.e., PP, 50SD y 50LC) presentaron los valores más elevados de COT, COP, CoxP,  $\text{MasaMA}_{\text{MV}}$  y NAN. Esto indica que el suelo bajo pastura se encontraba en mejores condiciones de salud edáfica tal como fue reportado por diversos autores para situaciones bajo pastura o sin agricultura por períodos prolongados (Cates et al., 2016; Ernst y Siri-Prieto, 2009; Franzluebbers et al., 2014; García et al., 2020b; González-Sosa et al., 2024; Rabot et al., 2018; Rodríguez et al., 2022; Studdert et al., 1997). La mayor intensificación ecológica de la agricultura por inclusión de pasturas en la combinación de cultivos conduce a un gran aporte de C al suelo y a una colonización de su volumen por sistemas radicales densos y voluminosos durante períodos prolongados (Franzluebbers et al., 2014; Tourn et al., 2019). Por otro lado, en general, los tratamientos bajo cultivos agrícolas con SD (i.e., 75SD y 100SD) mostraron valores de COT, COP, CoxP,  $\text{MasaMA}_{\text{MV}}$  y NAN más elevados que aquéllos bajo LC (i.e., 75LC y 100LC), especialmente en 0-5 cm. La presencia en superficie de los residuos de los cultivos antecesores y la ausencia de laboreo bajo SD provoca una acumulación de fracción orgánica en superficie (Domínguez et al., 2009; Ogle et al., 2019; Powlson et al., 2014; Puget y Lal, 2005; Studdert et al., 2017) y una mayor estabilidad estructural (Sheehy et al., 2015; Six et

**Tabla 1:** Variables indicadoras del estado de salud del suelo a tres profundidades (Prof.) bajo siete sistemas de cultivo (Trat., ver la identificación en Materiales y Métodos). Los valores son promedio de tres repeticiones. Valores seguidos por letras iguales dentro de cada variable y para cada profundidad no difieren significativamente (Tukey, P > 0,05).

**Table 1:** Soil health status indicator variables at three depths (Prof.) under seven cropping systems (Trat., see Materials and Methods for the identification). The values are the average of three replications. Values followed by the same letters for each variable and within each depth are not significantly different (Tukey, P > 0.05).

Prof.	Trat.	COT		COA		COP		CoxP		MasaMA <sub>MV</sub>		NAN							
		Promedio	EE	Promedio	EE	Promedio	EE	Promedio	EE	Promedio	EE	Promedio	EE						
		----- g kg <sup>-1</sup> -----						----- g -----		----- mg kg <sup>-1</sup> -----									
0 - 5 cm	PP	40,7	a	1,02	23,3	ab	1,11	17,5	a	1,11	0,80	a	0,14	45,3	a	2,66	144,2	a	4,34
	50SD	39,1	a	1,39	23,3	ab	1,11	15,8	a	0,84	0,64	bc	0,08	34,3	ab	2,13	124,6	a	4,66
	75SD	35,9	b	0,81	24,3	ab	0,64	11,6	b	0,49	0,69	b	0,20	23,0	c	1,60	122,8	a	3,00
	100SD	34,8	b	0,57	22,6	b	1,18	12,2	b	1,30	0,66	bc	0,21	36,3	b	2,13	143,2	a	1,38
	50LC	34,4	b	0,49	25,9	a	0,94	8,5	c	0,82	0,58	c	0,21	24,7	c	1,62	78,8	b	1,80
	75LC	27,6	c	0,95	24,2	b	1,02	3,4	d	0,59	0,59	c	0,27	3,5	d	0,63	63,4	b	1,94
	100LC	27,6	c	0,72	24,5	b	0,48	3,1	d	0,56	0,48	d	0,23	1,7	d	0,40	55,5	b	2,59
5 - 20 cm	PP	32,2	a	0,93	24,1	a	0,84	8,0	a	0,77	0,47	a	0,12	29,4	a	1,98	76,6	a	1,43
	50SD	29,4	bc	0,76	23,5	a	1,09	5,9	abc	1,20	0,43	a	0,30	9,6	b	1,09	61,6	abc	2,57
	75SD	30,5	ab	1,00	23,9	a	0,96	6,6	abc	1,24	0,49	a	0,21	6,3	cd	0,79	52,0	bc	3,46
	100SD	26,6	d	1,14	21,7	a	1,18	4,8	bc	0,79	0,38	a	0,19	14,3	bc	1,20	54,7	bc	1,90
	50LC	30,6	ab	0,88	23,8	a	1,27	6,8	ab	0,92	0,49	a	0,27	14,1	b	1,05	64,2	ab	3,67
	75LC	27,5	cd	0,83	23,9	a	0,90	3,6	c	0,73	0,47	a	0,20	3,4	de	0,57	42,7	c	2,37
	100LC	26,6	d	0,92	22,6	a	0,39	4,0	bc	1,00	0,38	a	0,21	1,2	e	0,42	49,9	bc	1,54
0 - 20 cm	PP	34,3	a	0,90	23,9	a	0,89	10,4	a	0,79	0,52	ab	0,10	33,4	a	2,15	93,5	a	2,21
	50SD	31,9	b	0,76	23,5	a	1,09	8,4	ab	0,96	0,52	ab	0,26	15,8	b	1,35	77,4	ab	2,87
	75SD	31,8	b	0,94	24,0	a	0,85	7,8	B	1,08	0,54	a	0,21	10,5	c	1,00	69,7	bc	3,09
	100SD	28,6	c	0,96	21,9	a	1,18	6,7	B	0,90	0,45	ab	0,15	19,8	b	1,43	76,8	ab	1,53
	50LC	31,5	b	0,73	24,3	a	1,01	7,2	B	0,70	0,51	ab	0,25	16,7	b	1,20	67,9	bc	3,30
	75LC	27,5	c	0,85	23,9	a	0,93	3,6	C	0,70	0,50	ab	0,17	3,4	d	0,59	47,9	d	2,27
	100LC	26,9	c	0,73	23,1	a	0,39	3,8	C	0,82	0,41	b	0,18	1,3	d	0,42	51,3	cd	1,86

\* EE: error estándar de la media, COT: carbono (C) orgánico (CO) total, COA: CO asociado a los minerales, COP: CO particulado, CoxP: C oxidable con permanganato de potasio, MasaMAMV: masa de agregados mayores que 2000 mm remanentes luego de inmersión súbita y tamizado en agua, NAN: nitrógeno mineralizado en anaerobiosis.

\* EE: standard error of the mean, COT: total organic carbon (CO), COA: mineral associated CO, COP: Particulate CO, CoxP: carbon oxidizable with potassium permanganate, MasaMAMV: remnant mass of aggregates larger than 2000 mm after sudden immersion and sieving in water, NAN: nitrogen mineralized in anaerobiosis.

al., 2004) lo que, a su vez, lleva a una mayor protección de la fracción orgánica (Six et al., 2004; Tourn, 2020). Todas estas variables (i.e., COT, COP, CoxP, MasaMA<sub>MV</sub> y NAN) han sido postuladas como indicadores del estado de salud del suelo. El COT es el indicador universal de salud edáfica (Bünemann et al., 2018), aunque en muchas situaciones no es lo suficientemente sensible para mostrar cambios debidos al manejo en el corto a mediano plazo (Domínguez et al., 2009). El COP es, por su parte, una fracción que varía más marcadamente en el corto plazo en respuesta a distintas combinaciones de cultivos y sistemas de labranza (Bünemann et al., 2018; Domínguez et al., 2009). No obstante, el procedimiento para su determinación desalienta la adopción por los laboratorios de servicio a productores (Diovisalvi et al., 2014). El CoxP ha sido postulado como indicador sensible de la salud del suelo (Culman et al., 2012) y ha sido propuesto para integrar índices de salud edáfica (Moebius-Clune et al., 2016) y como un indicador rápido, seguro y sencillo del COT (Rodríguez et al., 2022). La estabilidad de agregados es la variable física más sensible a las prácticas de manejo (Aparicio y Costa, 2007; Rabot et al., 2018) y se ha demostrado que MasaMA<sub>MV</sub> refleja adecuadamente el estado de la estabilidad de agregados y puede ser utilizado como un indicador rápido y sencillo de la salud física del suelo (García et al., 2020a, 2020b). Domínguez et al. (2016) propusieron al NAN como indicador de salud edáfica y Rivero et al. (2020) y García et al. (2020b) demostraron que esta variable se correlaciona con otras variables edáficas que determinan la salud del suelo. Además, el NAN también ha sido incorporado en índices de salud edáfica (Moebius-Clune et al., 2016) y es utilizado exitosamente para apoyar el diagnóstico de la disponibilidad de N para los cultivos (Reussi-Calvo et al., 2018).

La mineralización de C permite reflejar los procesos que gobiernan los cambios en el contenido de fracciones orgánicas y su grado de protección en respuesta a diferentes usos y manejo del suelo (Franzluebbbers, 2020; Haney et al., 2008). Variables que reflejen la mineralización del C orgánico del suelo son considerados indicadores de la actividad biológica y del tamaño de la biomasa microbiana y hacen un aporte al conocimiento del estado de salud edáfica (Bünemann et al., 2018; Moebius-Clune et al., 2016). Se ha demostrado (Tourn et al., 2022) que el C<sub>0</sub> es un buen ISE ya que es sensible para distinguir los efectos de las prácticas de manejo (Tabla 2). No obstante, la duración de las incubaciones (Beare et al., 1994; Mikha y Rice, 2004; Tourn et al., 2022) para determinar el C<sub>0</sub> desalientan su utilización para el monitoreo frecuente del estado de salud edáfica. Coincidentemente con otros autores (Haney et al., 2008), Tourn et al. (2022) demostraron que el C<sub>min</sub> en los primeros momentos de la incubación podía ser buen estimador de C<sub>0</sub>. Así, Tourn et al. (2022) mostraron que C<sub>min</sub>(2), C<sub>min</sub>(4), C<sub>min</sub>(6) y C<sub>min</sub>(10) se relacionaban con C<sub>0</sub> con elevados coeficientes de correlación de Pearson (a 0-20 cm 0,68, 0,83, 0,90 y 0,92, respectivamente).

La dinámica de la mineralización del C del suelo puede dar evidencias de si el uso del suelo estimula o perjudica al secuestro de C en el suelo (Haney et al., 2008; Franzluebbbers, 2020). Haney et al. (2008) propusieron que la determinación del CO<sub>2</sub> emitido por el suelo en incubaciones de duración variable podría utilizarse como indicador de la salud de un suelo. En la Tabla 2 se muestra C<sub>min</sub>(2), C<sub>min</sub>(4), C<sub>min</sub>(6) y C<sub>min</sub>(10) y C<sub>0</sub> a las tres profundidades analizadas. Se observó que C<sub>min</sub>(2), C<sub>min</sub>(4), C<sub>min</sub>(6) y C<sub>min</sub>(10) fueron también sensibles a las prácticas de manejo ya que permitieron distinguir los efectos de los distintos sistemas de cultivo evaluados. En todos los casos PP mostró los mayores valores seguidos por los sistemas bajo pastura (i.e., 50SD y 50LC) y luego por los sistemas bajo agricultura (i.e., 75SD, 75LC, 100SD y 100LC) (Tabla 2). El principal efecto de las pasturas se observó en la capa de 0-5 cm (Tabla 2), posiblemente como consecuencia de la gran acumulación de broza en superficie (Curtin et al., 2014). Además, a esa profundidad, el denso sistema radical de las pasturas de gramíneas habría generado una elevada concentración de compuestos carbonados lábiles que dieron origen a una mayor emisión de CO<sub>2</sub> durante la incubación (Curtin et al., 2014; Ernst y Siri Prieto, 2009).

**Tabla 2:** Carbono orgánico del suelo (CO) mineralizado acumulado a 2, 4, 6 y 10 días de incubación (Cmin(2), Cmin(4), Cmin(6) y Cmin(10), respectivamente) y CO potencialmente mineralizable (C<sub>0</sub>) a tres profundidades (Prof.) bajo siete sistemas de cultivo (Trat., ver la identificación en Materiales y Métodos). Los valores son promedio de tres repeticiones. EE: error estándar de la media. Valores seguidos por letras iguales dentro de cada variable y para cada profundidad no difieren significativamente (Tukey, P > 0,05).

**Table 2:** Mineralized soil organic carbon (CO) accumulated at 2, 4, 6, and 10 days of incubation (Cmin(2), Cmin(4), Cmin(6), and Cmin(10), respectively) and potentially mineralized CO (C<sub>0</sub>) at three depths (Prof.) under seven cropping systems (Trat., see Materials and Methods for the identification). The values are the average of three replications. EE: standard error of the mean. Values followed by the same letters for each variable and within each depth are not significantly different (Tukey, P > 0.05).

Prof.	Trat.	Cmin(2)		Cmin(4)		Cmin(6)		Cmin(10)		C <sub>0</sub>						
		Promedio	EE	Promedio	EE	Promedio	EE	Promedio	EE	Promedio	EE					
----- mg kg <sup>-1</sup> -----																
0 - 5 cm	PP	158,9	a	2,47	266,6	a	1,11	361,6	a	1,11	456,8	a	2,66	1067,9	a	4,34
	50SD	158,7	a	2,79	252,3	a	1,11	337,4	a	0,84	413,5	a	2,13	754,3	b	4,66
	75SD	146,1	a	4,87	245,5	a	0,64	325,8	a	0,49	427,7	a	1,60	642,7	bc	3,00
	100SD	141,5	a	1,75	226,0	ab	1,18	303,6	ab	1,30	383,0	ab	2,13	707,0	b	1,38
	50LC	152,8	a	3,58	233,0	ab	0,94	315,4	a	0,82	385,6	ab	1,62	763,8	b	1,80
	75LC	127,0	ab	3,53	182,7	bc	1,02	242,4	bc	0,59	309,5	bc	0,63	505,1	cd	1,94
	100LC	103,1	b	2,81	169,8	c	0,48	233,2	c	0,56	292,7	c	0,40	464,1	d	2,59
5 - 20 cm	PP	138,6	ab	2,81	236,3	ab	0,84	322,6	a	0,77	390,8	A	1,98	519,5	a	1,43
	50SD	153,7	a	3,83	226,4	ab	1,09	278,3	ab	1,20	316,4	cd	1,09	449,0	ab	2,57
	75SD	133,3	abc	6,14	203,9	abc	0,96	259,1	abc	1,24	325,6	bc	0,79	439,9	ab	3,46
	100SD	81,5	c	3,73	152,7	c	1,18	216,3	bc	0,79	294,9	cde	1,20	457,8	ab	1,90
	50LC	155,0	a	2,95	247,2	a	1,27	315,4	a	0,92	365,9	ab	1,05	471,1	ab	3,67
	75LC	119,9	abc	3,92	181,0	bc	0,90	213,9	bc	0,73	275,4	de	0,57	453,9	ab	2,37
	100LC	90,6	bc	1,93	144,3	c	0,39	200,3	c	1,00	253,7	e	0,42	413,0	b	1,54
0 - 20 cm	PP	143,6	a	2,71	243,8	a	0,89	332,4	a	0,79	407,3	a	2,15	648,4	a	2,21
	50SD	154,9	a	3,35	232,8	ab	1,09	293,1	ab	0,96	340,7	bc	1,35	522,8	b	2,87
	75SD	136,5	ab	5,46	214,3	abc	0,85	275,8	abc	1,08	351,1	bc	1,00	492,6	bc	3,09
	100SD	96,5	b	3,16	171,0	cd	1,18	238,1	bcd	0,90	316,9	cd	1,43	517,3	b	1,53
	50LC	154,5	a	2,04	243,6	a	1,01	315,4	a	0,70	370,8	ab	1,20	537,1	b	3,30
	75LC	121,6	ab	3,78	181,5	bcd	0,93	221,0	cd	0,70	283,9	de	0,59	480,9	bc	2,27
	100LC	93,7	b	2,07	150,7	d	0,39	208,6	d	0,82	263,5	e	0,42	425,8	c	1,86

Del mismo modo, y por motivos similares, los sistemas bajo SD tendieron a mostrar valores de Cmin(t) levemente menores que bajo pastura (i.e., PP y 50SD) y con leves diferencias entre tratamientos (i.e., 50SD, 75SD y 100SD), pero mayores que bajo LC, especialmente en la capa de 0-5 cm (Puget y Lal, 2005; Powlson et al., 2014). Los Cmin(t) de los tratamientos bajo cultivos anuales (i.e., 75SD, 75LC, 100SD y 100LC) mostraron pequeñas diferencias entre ellos dentro de cada sistema de labranza, pero las diferencias con los sistemas de cultivo bajo pastura al momento de muestreo (i.e., PP, 50SD y 50LC) fueron más marcadas y significativas bajo LC (i.e., 75LC y 100LC vs PP y 50LC). En todos los casos, los menores valores de Cmin(t) y C<sub>0</sub> se verificaron en el tratamiento 100LC (Tabla 2). Cabe destacar que la sensibilidad para distinguir los efectos del manejo se fue incrementando con el aumento de los días de incubación (Tabla 2). Estos resultados y la estrecha relación entre los Cmin(t) y C<sub>0</sub> sugieren que, para los suelos bajo estudio, el C mineralizado en incubaciones aeróbicas de escasa duración podría ser propuesto como ISE (Culman et al., 2013; Franzluebbers, 2016, 2020; Ladoni et al., 2015).

Comparando las Tablas 1 y 2 puede verse que, en general, los Cmin(t) (Tabla 2) permitieron discriminar los diferentes sistemas de cultivo evaluados de manera similar a COT, COP, CoxP, MasaMA<sub>MV</sub> y NAN (Tabla 1). Dado que los Cmin(t) son mayormente debidos a la mineralización de fracciones lábiles de la materia orgánica del suelo (Franzluebbers et al., 2000; Haney et al., 2008), era esperable que su comportamiento ante las diferentes prácticas de manejo fuera similar al frecuentemente reportado para otras propiedades del suelo que reflejan la dinámica de aquellas fracciones (Culman et al., 2013; Domínguez et al., 2016; García et al., 2020b; Rabot et al., 2018).

En la Tabla 3 se presentan los coeficientes de correlación de Pearson entre Cmin(2), Cmin(4), Cmin(6) y Cmin(10) y COT, COP, COA, C<sub>0</sub>, CoxP, NAN y MasaMA<sub>MV</sub>. Como era de esperar, las relaciones de los Cmin(t) con los parámetros edáficos mencionados fueron estrechas para todos los parámetros (r de Pearson entre 0,52 y 0,92 y 0,45 y 0,96 para 0-5 + 5-20 cm y 0-20 cm, respectivamente), excepto para COA que, como era esperado, en todos los casos mostró una relación leve o no significativa.

**Tabla 3:** Coeficientes de correlación de Pearson entre carbono (C) orgánico del suelo (CO) mineralizado acumulado a 2, 4, 6 y 10 días de aerobio incubación aeróbica (Cmin(2), Cmin(4), Cmin(6) y Cmin(10), respectivamente) y CO total (COT), asociado a la fracción mineral (COA), particulado (COP), potencialmente mineralizable (C<sub>0</sub>) y oxidable con permanganato de potasio (CoxP), masa de agregados mayores que 2000 μm remanentes luego de inmersión súbita y tamizado en agua (MasaMA<sub>MV</sub>), nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN). NS: no significativa (P > 0,05).

**Table 3:** Pearson correlation coefficients between accumulated mineralized organic (CO) carbon (C) after 2, 4, 6, and 10 days of aerobic incubation (Cmin(2), Cmin(4), Cmin(6) y Cmin(10), respectively), and total (COT), mineral associated (COA), particulate (COP) and potentially mineralizable (C<sub>0</sub>) CO, potassium permanganate oxidizable C (CoxP), mass of remnant aggregates greater than 2000 μm after immersion wetting and water sieving (MasaMA<sub>MV</sub>), anaerobically mineralized nitrogen (NAN). NS: not significant (P > 0,05).

Prof.	Cmin	Variables						
		COT	COP	COA	C <sub>0</sub>	CoxP	NAN	MasaMA <sub>MV</sub>
cm	mg kg <sup>-1</sup>	----- g kg <sup>-1</sup> -----			mg kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>	g
0-5 + 5-20	Cmin(2)	0,70**	0,61**	0,33*	0,72**	0,53**	0,52**	0,60**
	Cmin(4)	0,81**	0,74**	NS	0,79**	0,59**	0,66**	0,75**
	Cmin(6)	0,86**	0,80**	NS	0,81**	0,62**	0,74**	0,83**
	Cmin(10)	0,92**	0,85**	NS	0,82**	0,71**	0,80**	0,87**
0-20	Cmin(2)	0,77**	0,62**	0,51*	0,53*	0,60**	NS	0,49*
	Cmin(4)	0,88**	0,76**	0,45*	0,71**	0,61**	0,58**	0,68**
	Cmin(6)	0,93**	0,84**	NS	0,79**	0,52*	0,73**	0,79**
	Cmin(10)	0,96**	0,88**	NS	0,86**	0,54*	0,77**	0,86**

\* P < 0,05; \*\* P < 0,01

La escasa o nula relación entre los  $C_{min}(t)$  y COA puede relacionarse con el hecho de que esta última fracción corresponde a la materia orgánica del suelo más estabilizada. En el suelo bajo estudio, el COA muestra, por lo general, escasa variación debida al efecto de las prácticas de manejo (Domínguez et al., 2009; Studdert et al., 2017; Tourn et al., 2019). Por su parte, los  $C_{min}(t)$  reflejan el contenido de fracciones lábiles de la materia orgánica del suelo (Franzluebbbers et al., 2000; Haney et al., 2008) y sus valores mostraron mayor sensibilidad a los sistemas de cultivo evaluados (Tabla 2) que el COA (Tabla 1), motivo por el cual la evaluación de la variación conjunta de  $C_{min}(t)$  y COA dio por resultado el mostrado en la Tabla 3.

Todos los coeficientes de correlación de Pearson entre los  $C_{min}(t)$  y las variables edáficas con correlación significativa se incrementaron con el aumento de los días de incubación (Tabla 3). Esto indica que el incremento del tiempo de incubación permitió la mineralización de una proporción creciente de las fracciones orgánicas mineralizables y con ello una más elevada relación con aquellas variables que representan el tamaño de la fracción orgánica del suelo (Tabla 3). Son particularmente bajos los coeficientes de correlación de Pearson entre los  $C_{min}(t)$  y CoxP que representa el tamaño de una fracción lábil de la materia orgánica del suelo y ha sido postulado como un buen ISE (Culman et al., 2012; Moebius-Clune et al., 2016). Sin embargo, Culman et al. (2013) informaron resultados similares a los mostrados en la Tabla 3. Por otro lado, Rodríguez et al. (2022) demostraron que, en los suelos bajo estudio, el comportamiento del CoxP como ISE no fue el esperado dado que no fue suficientemente sensible a manejos contrastantes (Tabla 1).

Los coeficientes de correlación de Pearson a partir de  $C_{min}(4)$  fueron elevados y, en general, con leves incrementos para  $C_{min}(6)$  y  $C_{min}(10)$ . Así, como ya fue postulado, el  $CO_2$  emitido en incubaciones aeróbicas de 4 a 10 d podría utilizarse no sólo como indicador de la actividad microbiana potencial (Culman et al., 2013; Ladoni et al., 2015; Franzluebbbers, 2016, 2020; Tourn et al., 2022), sino también como indicador de otras variables que intervienen en la definición de la salud edáfica (i.e., COT, COP,  $C_o$ , CoxP, NAN y  $MasaMA_{MV}$ ). Los resultados mostrados en la Tabla 3 muestran que incubaciones de 4 ó 6 días podrían ser suficientes para permitir conocer valores de  $CO_2$  emitido que orientaran respecto al estado de salud del suelo. Estos resultados muestran coincidencia con los reportados por Franzluebbbers et al. (2000) y Culman et al. (2013) quienes postularon que el  $CO_2$  emitido en incubaciones de 3 y 1 d, respectivamente, se relacionaba con distintas propiedades del suelo y lo postulan como ISE. Asimismo, Bassi et al. (2022), determinaron elevados coeficientes de correlación de Pearson entre el  $CO_2$  emitido durante incubaciones de 3 días (Franzluebbbers et al., 2000) y COT, COP,  $C_o$ , NAN y  $MasaMA_{MV}$  ( $r$  entre 0,88 y 0,94) para el mismo tipo de suelo bajo manejos similares. A diferencia de Bassi et al. (2022), la Tabla 3 muestra que, en este trabajo,  $C_{min}(4)$  y  $C_{min}(6)$  presentaron  $r$  de Pearson más bajos, lo cual indica la necesidad de continuar profundizando en el estudio de la capacidad del  $CO_2$  emitido en incubaciones cortas como ISE.

## CONCLUSIONES

Los  $C_{min}(t)$  obtenidos con 2 [ $C_{min}(2)$ ], 4 [ $C_{min}(4)$ ], 6 [ $C_{min}(6)$ ] y 10 [ $C_{min}(10)$ ] días de incubación apoyaron la primera parte de nuestra hipótesis ya que todos mostraron un adecuado desempeño como ISE por permitir distinguir entre prácticas de manejo y mostrar correlación con otras variables que intervienen en la definición de la salud edáfica. Del mismo modo, la segunda parte de la hipótesis estuvo sustentada por el hecho de que los  $C_{min}(t)$  evaluados mejoraron su capacidad de discriminación de prácticas de manejo contrastantes y la correlación con el resto de las variables edáficas estudiadas a medida que se incrementó el tiempo de incubación. De acuerdo con los resultados obtenidos, bastaría con la determinación del  $CO_2$  emitido durante 4 ó 6 días de incubación aeróbica para poder tener una indicación confiable del estado de la salud del suelo. La determinación es de muy bajo costo y no requiere de instrumental sofisticado. Si bien en este trabajo el  $CO_2$  emitido fue determinado con un cromatógrafo de gases, la determinación puede ser realizada de una manera mucho más sencilla y barata (Franzluebbbers et al., 2000) haciéndola más accesible para laboratorios de suelos estándar. No obstante, es necesario continuar con la evaluación de este parámetro edáfico para una mayor variedad de situaciones agroecológicas y de situaciones de uso y manejo.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es parte de la Tesis Doctoral del primer autor en el marco del Programa de Posgrado en Ciencias Agrarias, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación de la Universidad Nacional de Mar del Plata (proyectos AGR653/21 y AGR689/22), el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (2019-RIST-I503) y del Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (PICT-2021-I-INVI-00619).

## REFERENCIAS

- Aparicio, V. y Costa, J. L. (2007). Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Research*, 96, 155-165. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.05.006>
- Bassi, L., Tourn, S., Wyngaard, N., García, G. V., Crespo, C., Carciochi, W. D., Rivero, C., Sainz Rozas, H. R. y Studdert, G. A. (2022). Respiración en muestras de suelo re-humedecidas como indicador de salud edáfica. En: M. Castiglioni, P. Fernández y S. Vangeli (Eds.), *Actas XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo* (pp 994-998). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Beare, M., Cabrera, M., Hendrix, P. y Coleman, D. (1994). Aggregate-protected and unprotected organic matter pool in conventional and no-tillage soils. *Soil Science Society America Journal*, 58(3), 787-795. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800030021x>
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., de Deyn, G., de Goede, R., Flesskens, L., Geissen, V., Kuypers, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W. y Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Cafaro-La-Menza, F. y Carciochi, W. D. (2023). Catch crops in the Argentinean Pampas: a synthesis-analysis on nutrient characteristics and their implications for a sustainable agriculture. *Frontiers in Agronomy*, 5, 1244057. <https://doi.org/10.3389/fagro.2023.1244057>
- Cambardella, C. y Elliott, E. (1992). Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56(3), 777-783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Cates, A., Ruark, M., Hedtcke, J. y Posner, J. (2016). Long-term tillage, rotation and perennialization effects on particulate and aggregate soil organic matter. *Soil and Tillage Research*, 155, 371-380. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.09.008>
- Crespo, C., O'Brien, P., Nunes, M. R., Ruis, S. J., Emmett, B. D., Rogovska, N., Malone, R. W., Cambardella, C. y Kovar, J. L. (2024). Contrasting soil management systems had limited effects on soil health and crop yields in a North Central US Mollisol. *Soil Science Society of America Journal*, 1-13. <https://doi.org/10.1002/saj2.20716>
- Culman, S. W., Snapp, S. S., Freeman, M. A., Schipanski, M. E., Beniston, J., Lal, L., Drinkwater, L. E., Franzluebbers, A. J., Glover, J. D., Grandy, A. S., Lee, J., Six, J., Maul, J. E., Mirksy, S. B., Spargo, J. J. y Wander, M. M. (2012). Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. *Soil Science Society of America*, 76(2), 494-504. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0286>
- Culman, S. W., Snapp, S. S., Green, J. M. y Gentry, L. E. (2013). Short- and long-term labile soil carbon and nitrogen dynamics reflect management and predict corn agronomic performance. *Agronomy Journal*, 105(29), 493-502. <https://doi.org/10.2134/agronj2012.0382>
- Curtin, D., Beare, M. H., Scott, C. L., Hernández-Ramírez, G. y Meenken, E. D. (2014). Mineralization of soil carbon and nitrogen following physical disturbance: a laboratory assessment. *Soil Science Society of America Journal*, 78, 925-935. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.12.0510>
- Diovisalvi, N. V., Studdert, G. A., Reussi-Calvo, N., Domínguez, G. F. y Berardo, A. (2014). Estimating soil particulate organic carbon through total soil organic carbon content. *Ciencia del Suelo*, 32(1), 85-94. [http://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol\\_32n1/85-94%20pags%201CS%20289%20Diovisalvi%202014.pdf](http://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_32n1/85-94%20pags%201CS%20289%20Diovisalvi%202014.pdf)
- Domínguez, G. F., Diovisalvi, N. V., Studdert, G. A. y Monterubbianesi, M. G. (2009). Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on Mollisols of the Southeastern Pampas. *Soil and Tillage Research*, 102, 93-100. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.020>
- Domínguez, G., García, G., Studdert, G., Agostini, M., Tourn, S. y Domingo, M. (2016). Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil quality/health indicator? *Spanish Journal of Soil Science*, 6, 82-97. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2016.V6.N2.01>
- Ernst, O. y Siri-Prieto, G. (2009). Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil and Tillage Research*, 105, 260-268. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.08.001>
- Franzluebbers, A. J. (2016). Should soil testing services measure soil biological activity? *Agricultural and Environmental Letters*, 1, 150009. <https://doi.org/10.2134/aerl2015.11.0009>
- Franzluebbers, A. J. (2020). Soil carbon and nitrogen mineralization after the initial flush of CO<sub>2</sub>. *Agricultural and Environmental Letters*, 5, e20006. <https://doi.org/10.1002/aerl.20006>
- Franzluebbers, A. J. y Hendrickson, J. R. (2024). Should we consider integrated crop-livestock systems for ecosystem services, carbon sequestration, and agricultural resilience to climate change? *Agronomy Journal*, 116(2), 415-432. <https://doi.org/10.1002/agj2.21520>
- Franzluebbers, A., Sawchik, J. y Taboada, M. (2014). Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotation in temperate North and South America. *Agriculture, Ecosystems, and Environment*, 190, 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017>
- Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Honeycutt, C. W., Schomberg, H. H. y Hons, F. M. (2000). Flush of carbon dioxide following rewetting of dried soil relates to active organic pools. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 613-623. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642613x>
- García, G. V., Tourn, S. N., Roldán, M. F., Mandiola, M. y Studdert, G. A. (2020a). Simplifying the determination of aggregate stability indicators of Mollisols. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 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. y 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>
- González-Sosa, M., Sierra, C. A., Quincke, J. A., Baethgen, W. E., Trumbore, S. y Pravia, M. V. (2024). High capacity of integrated crop-pasture

- systems to preserve old soil carbon evaluated in a 60-year-old experiment. *Soil*, 10, 467–486. <https://doi.org/10.5194/soil-10-467-2024>
- Haney, R. L., Brinton, W. H. y Evans, E. (2008). Estimating soil carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization from short-term carbon dioxide respiration. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39, 2706-2720. <https://doi.org/10.1080/00103620802358862>
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). (s.f.). *Agrometeorología Balcarce*. INTA. Recuperado en febrero de 2014, de <https://inta.gob.ar/paginas/agrometeorologia-balcarce>
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). (1979). *Cartas de suelo de la República Argentina. Hoja 3757-31 Balcarce, Argentina*. INTA.
- Keeney, D. R. (1982). Nitrogen-availability indexes. En A. L. Page, R. H. Miller y D. R. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2*. (2a ed., pp. 711-733). Agronomy Monograph 9. American Society of Agronomy – Soil Science Society of America.
- Keeney, D. R. y Nelson, D. W. (1982). Nitrogen inorganic forms. En A. L. Page, R. H. Miller y D. R. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2*. (2a ed., pp. 643-698). Agronomy Monograph 9. American Society of Agronomy – Soil Science Society of America.
- Ladoni, M., Basir, A. y Kravchenko, A. (2015). Which soil carbon fraction is the best for assessing management differences? A statistical power perspective. *Soil Science Society of America Journal*, 79(4), 848–857. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.10.0426>
- Lal, R. (2019). Eco-intensification through soil carbon sequestration: Harnessing ecosystem services and advancing sustainable development goals. *Journal of Soil and Water Conservation*, 74, 55A-61A. <https://doi.org/10.2489/jswc.74.3.55a>
- Mikha, M. y Rice, C. (2004). Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 68(3), 809-816. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.8090>
- Moebius-Clune, B. N., Moebius-Clune, D. J., Gugino, B. K., Idowu, O. J., Schindelbeck, R. R., Ristow, A. J., van Es, H. M., Thies, J. E., Shayler, H. A., McBride, M. B., Kurtz, K. S. M., Wolfe, D. W. y Abawi, G. S. (2016). *Comprehensive Assessment of Soil Health – The Cornell Framework* (3.2 ed.). Cornell University.
- Nelson, D. y Sommers, L. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. En A. L. Page, R. H. Miller y D. R. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2*. (2a ed., pp. 539-579). Agronomy Monograph 9. American Society of Agronomy – Soil Science Society of America.
- Novelli, L., Caviglia, O. y Píñero, G. (2017). Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stock. *Soil and Tillage Research*, 165, 128-136. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.08.008>
- Ogle, S. M., Alsaker, C., Baldock, J. F., Bernoux, M., Breidt, F. J., McConkey, B., Regina, K. y Vázquez-Amabile, G. G. (2019). Climate and soil characteristics determine where no-till management can store carbon in soils and mitigate greenhouse gas emissions. *Science Reports*, 9, 11665. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47861-7>
- Olsson, L., Cotrufo, F., Crews, T., Franklin, J., King, A., Mirzabaev, A., Scown, M., Tengberg, A., Villarino, S. y Wang, Y. (2023). The State of the World's Arable Land. *Annual Review of Environment and Resources*, 48, 451–75. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112320-113741>
- Powelson, D., Stirling, c., Jat, m., Gerard, B., Palm, C., Sánchez, P. y Cassman, K. (2014). Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4, 678-673. <https://doi.org/10.1038/nclimate2292>
- Puget, P. y Lal, R. (2005). Soil organic carbon and nitrogen in a mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil and Tillage Research*, 80, 201-213. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.018>
- 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. y 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>
- Reussi Calvo, N. I., Wyngaard, N., Orcellet, J. M., Sainz-Rozas, H. R. y Echeverría, H. E. (2018). Predicting field-apparent nitrogen mineralization from anaerobically incubated nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 82, 502–508. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.11.0395>
- Rivero, C., Tourn, S. N., García, G. V., Videla, C. C., Domínguez, G. F. y 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>
- Rodríguez, S., Baeza, M. D., García, G. V., Domínguez, G. F., Clemente, N. L. y Studdert G. A. (2022). Permanganate oxidizable carbon, new soil health indicator for Mollisols of the southeastern Argentinean Pampas? *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2070631. <https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2070631>
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. y 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>
- Sheehy, J., Regina, K., Alakuku, L. y Six, J. (2015). Impact of no-till and reduced tillage on aggregation and aggregate-associated carbon in Northern European agroecosystems *Soil and Tillage Research*, 150, 107-113. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.01.015>
- Soil Survey Staff. (2014). *Keys to soil taxonomy*. (12a ed.). United States Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service.
- Studdert, G. A., Echeverría, H. E. y Casanovas, E. M. (1997). Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a typic argiudoll. *Soil Science Society of America Journal*, 61(5), 1466-1472. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100050026x>

- Studdert, G. A., Domingo, M. N., García, G. V., Monterubbianesi, M. G. y Domínguez, G. F. (2017). Carbono orgánico del suelo bajo sistemas de cultivo contrastantes y su relación con la capacidad de proveer nitrógeno. *Ciencia del Suelo*, 35(2), 285-300. <http://www.suelos.org.ar/publicaciones/volumen3522017/285-300%20p%C3%A1gs%20CS%20481%20Studdert%20et%20al%20nov%2027.pdf>
- Thornthwaite, C. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Soil Science*, 66(1), 55-94.
- Tourn, S. N. (2020). *Distribución y protección física de la materia orgánica en un molisol del Sudeste Bonaerense: efecto de sistemas de cultivos* [Tesis de Doctor en Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata]. Base IPUIB, Unidad Integrada Balcarce. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/8272>
- Tourn, S. N., Videla, C. C. y Studdert, G. A. (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., Videla, C. C. y Studdert, G. A. (2022). Actividad microbiológica global como indicador de salud edáfica en molisoles del Sudeste Bonaerense. *Ciencia del Suelo*, 40(1), 67-80. <https://www.suelos.org.ar/publicaciones/Volumen40n1/689-FINAL%20Texto%20del%20art%C3%ADculo-3893-1-6-20211206.pdf>



## CARCAVAMIENTO EN LA PAMPA ONDULADA: 50 AÑOS DE EVOLUCIÓN EN LA CUENCA DEL ARROYO DEL TALA

Lucía Worcel<sup>1,\*</sup>, Sebastián Vangeli<sup>1</sup>, Celio Ignacio Chagas<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

### RESUMEN

La erosión en cárcavas, clásicas o efímeras, es la manifestación más extrema del proceso de erosión hídrica. El carcavamiento altera y fragmenta significativamente el paisaje y aumenta los costos productivos. Este estudio evalúa la dinámica del carcavamiento en la cuenca del arroyo del Tala (San Pedro, Bs. As.), representativa de la pampa ondulada. Sus objetivos fueron a) monitorear la evolución de las cárcavas entre 1968 y 2019 y b) estimar la actividad erosiva actual de las cárcavas en dos sectores contrastantes representativos de la fisiografía de la cuenca. El sector Los Patricios (LP) presenta pendientes suaves y largas, mientras que La Esperanza (LE) presenta pendientes más pronunciadas. En base a una escala de semidetalle se identificó la cantidad, longitud y densidad de cárcavas en 1968 y 1981, mediante fotografías aéreas. Estos datos se compararon con un mapa base de 2019 generado a partir de imágenes satelitales y validado a campo. Se relevó la morfometría de 33 cárcavas en ambos sectores y se estimó la velocidad y el caudal máximo del flujo hídrico en el cauce para determinar la actividad erosiva. Durante los últimos 50 años el avance de las cárcavas fue continuo. En 1968 LP poseía una densidad de cárcavas intermedia (0,01-0,05 km km<sup>-2</sup>), alcanzó una alta densidad en 1981 (0,5-1 km km<sup>-2</sup>), y una extremadamente alta (>1 km km<sup>-2</sup>) en 2019. LE partió de una alta densidad en 1968, donde se mantuvo hasta 1981, y alcanzó niveles extremadamente altos en 2019. El proceso erosivo sigue activo en ambos sectores, si bien LE presenta una red de drenaje más activa y desarrollada debido a su mayor energía geomórfica. Se concluye que la erosión está en desarrollo activo y se identifica la necesidad de estudiar los factores incidentes en el proceso, así como la identificación de áreas susceptibles.

**Palabras clave:** erosión hídrica severa, escurrimiento, imágenes satelitales, densidad de cárcavas

## GULLY EROSION IN THE ROLLING PAMPA: 50 YEARS OF EVOLUTION IN THE ARROYO DEL TALA BASIN

### SUMMARY

Classical and ephemeral gully erosion represents the most extreme manifestation of water erosion processes. This phenomenon significantly alters and fragments the landscape, leading to increased operational production costs. This study evaluates the dynamics of gully erosion in the Arroyo del Tala basin (San Pedro, Buenos Aires), representative of the Rolling Pampa. The objectives were: a) to monitor gully erosion evolution between 1968 and 2019, and b) to estimate the current erosive activity of gullies in two contrasting sectors representative of the basin's physiography. The Los Patricios (LP) sector is characterized by gentler, yet longer slopes, whereas the La Esperanza (LE) sector features steeper slopes. Using a semi-detailed scale, the quantity, length, and density of gullies were identified for the years 1968 and 1981 through aerial photographs. These data were compared with a 2019 base map of gullies, which was generated through hi-

\* Autor de contacto:  
lworcel@agro.uba.ar

Recibido:  
13-09-24

Recibido con revisiones:  
28-10-24

Aceptado:  
29-10-24

gh-resolution satellite imagery and validated through field observations. The morphometric characteristics of 33 gullies were surveyed in both sectors, and the maximum flow velocity and discharge in the channel were estimated to determine the erosive activity. Gully advance has been continuous in both sectors over the past 50 years. In 1968, LP had an intermediate gully density ( $0.01-0.05 \text{ km km}^{-2}$ ), which increased to a high density ( $0.5-1 \text{ km km}^{-2}$ ) by 1981 and reached an extremely high density ( $>1 \text{ km km}^{-2}$ ) in 2019. LE started with a high gully density, which persisted until 1981, reaching an extremely high density in 2019. The erosive process remains active in both sectors. However, LE exhibits a more active and developed drainage network due to its higher geomorphic energy. Results indicate that gully erosion in the study area is active and ongoing, highlighting the need to study influencing factors in the process and to identify susceptible areas.

**Keywords:** severe water erosion, runoff, remote sensing, gully density

## INTRODUCCIÓN

La erosión en cárcavas, tanto clásicas como efímeras, es una de las manifestaciones más severas del proceso de erosión hídrica. Una vez desencadenada, se retroalimenta positivamente, ya que el avance de las cabeceras genera saltos hidráulicos cada vez mayores, aumentando la energía cinética y el poder erosivo del flujo de agua (Cisneros et al., 2012). Su avance incrementa la conectividad hidrológica y sedimentológica, acelerando los procesos erosivos a escala de microcuenca, y actuando como la principal fuente de sedimentos que pueden adsorber y transportar diferentes tipos de contaminantes químicos y biológicos hacia los cursos y cuerpos de agua (Ongley, 1997; Chagas et al., 2010a; Ares et al., 2016). El carcaamiento fragmenta el paisaje y aumenta los costos operativos asociados a las dificultades para el desplazamiento de maquinaria agrícola, junto a la caída en la productividad de cultivos y pasturas (Viglizzo y Jobbagy, 2010; Chagas y Kraemer, 2018).

La dinámica del proceso, expresada en su avance y profundización, se encuentra regulada por la ocurrencia de flujos hídricos concentrados de gran poder erosivo. Estos flujos se generan pendiente arriba en áreas sujetas a lluvias intensas sobre suelos frágiles con escasa cobertura superficial. Los gradientes pronunciados de las pendientes les otorgan una mayor capacidad de corte, que junto a la resistencia del suelo regulan la incisión inicial de las cárcavas. Algunas propiedades de los suelos, como la estabilidad estructural, la textura y el contenido de materia orgánica, entre otras, influyen en esta resistencia, que junto a las tasas de infiltración y la velocidad del flujo hídrico se encuentran a su vez condicionadas por la cobertura del suelo. (Nearing et al., 2004; Cisneros et al., 2012; Denoia y Ruiz, 2014; Yang et al., 2023).

La Pampa Ondulada es una región con suelos altamente susceptibles a la erosión hídrica; en 1988, más del 30% de la superficie de las cuencas presentaban erosión hídrica severa a grave (Iruetia et al., 1988). En la Cuenca del arroyo del Tala, representativa de esta región, predominan los Argiudoles típicos y vérticos, desarrollados a partir de loess pampeano, en las posiciones altas del paisaje. Su textura superficial, franco limosa a franco arcillo limosa, les confiere una alta susceptibilidad a la degradación física por su elevado contenido de limo. Asimismo, sus horizontes subsuperficiales poseen una elevada concentración de arcilla (superior a 50%) con apreciables contenidos de esmectita que, al expandirse en húmedo, restringen la percolación profunda pero que sin embargo le otorgan resistencia al corte (Knapen et al., 2007). En los sectores bajos de la cuenca, asociados al plano aluvial del Arroyo del Tala, predominan los Natracuoles y Natracualfes típicos (Chagas y Santanatoglia, 2016; Vangeli, 2019).

En esta cuenca se han registrado tasas de erosión hídrica por encima del nivel de tolerancia admitida, con valores de entre  $11,5$  y  $36 \text{ tn ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  de pérdida de suelos junto a una densidad de cárcavas extremadamente alta ( $> 1 \text{ km km}^{-2}$ ), con la consiguiente sedimentación de parte del material desprendido y transportado hacia las posiciones bajas del paisaje (Bujan et al., 2003; Worcel et al., 2022).

La estimación de la tasa de avance de las cárcavas resulta de utilidad para analizar la direccionalidad del proceso a una escala temporal de mediano o largo plazo. En los últimos años se han multiplicado los estudios de la dinámica de las cárcavas, generalmente enfocados en la estimación de la tasa de avance ( $\text{m año}^{-1}$ ), a escala tanto de cárcava individual como de microcuenca, basándose en la identificación por fotogrametría con un corto tiempo de revisita (Frankl et al., 2012; Dong et al., 2019). Esta variable permite evaluar la direccionalidad del proceso en el mediano (5-50 años) y largo plazo ( $> 50$  años), habida cuenta de las dificultades que ofrecen los análisis a corto plazo ( $< 5$  años), en los cuales la incidencia de los eventos climáticos extremos, así como las transformaciones abruptas en el uso de la tierra (desmontes, reemplazo de pastizales) tienen una incidencia significativa (Vandekerckhove et al., 2003). A través del estudio

del avance de estas formas de erosión resulta factible analizar los posibles factores incidentes, como la morfometría, los factores climáticos y la incidencia de la cobertura vegetal a una escala temporal de largo plazo (Govers, 1991; Vanmaercke et al., 2016). La determinación del crecimiento de las cárcavas en forma lineal facilita la evaluación del cambio en la densidad de cárcavas en el tiempo en un área determinada y su comparación con otras regiones del mundo.

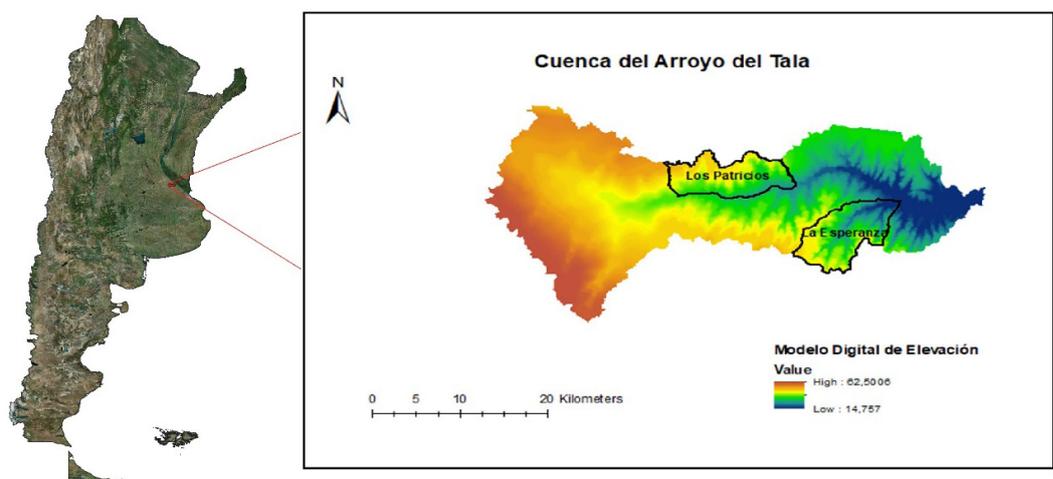
La estimación de la actividad erosiva actual en el cauce de las cárcavas permite inferir la direccionalidad del proceso a futuro, determinando si las cárcavas se encuentran activas o estabilizadas. La velocidad del flujo que circula por la misma es un factor que incide directamente en su energía de corte, y está influenciada por las características morfométricas de las cárcavas o canales, tales como el área de la sección transversal, el perímetro de mojado, el gradiente de la pendiente, y la rugosidad, dependiente de la cobertura vegetal y las irregularidades superficiales (Chow et al., 1994). En términos generales se considera que, en cauces desnudos y refinados, el flujo superficial adquiere capacidad de corte a una velocidad mayor a  $0,5 \text{ m s}^{-1}$ , mientras que en cauces medianamente cubiertos con vegetación debe superar  $1,5 \text{ m s}^{-1}$  (Cisneros et al., 2012; Chagas y Kraemer, 2018).

Con el propósito de evaluar la dinámica del carcavamiento en la Cuenca del arroyo del Tala, este trabajo se propone: a) monitorear la evolución de las cárcavas y otras formas de erosión severa en los últimos 50 años (1968-2019) en la cuenca del arroyo del Tala (San Pedro, Buenos Aires), representativa de la pampa ondulada y b) estimar la actividad erosiva actual de las cárcavas en dos sectores representativos de la variabilidad ambiental y fisiográfica de dicha cuenca. La hipótesis que se pone a prueba es que la erosión en cárcavas se incrementó en los últimos 50 años y que el proceso se encuentra activo.

## MATERIALES Y METODOS

### Definición del área de estudio

Se estableció una escala de trabajo de semidetalle, en función de la cual se delimitaron dos sectores representativos de la variabilidad físico ambiental de la Cuenca del Tala, correspondientes a los tercios que la componen, de acuerdo a Ackerman et al. (2000). Ambos sectores, ubicados en el Partido de San Pedro, abarcan una superficie aproximada de  $60 \text{ km}^2$  cada uno. El primero, denominado "Los Patricios" (LP), corresponde a los tercios superior y medio de la cuenca, y está compuesto por microcuencas primarias con cauces paralelos y pendientes suaves (1-2%). El segundo sector, denominado "La Esperanza" (LE), abarca el tercio inferior y se caracteriza por poseer una red de drenaje más compleja y desarrollada, que incluye cauces primarios, secundarios, terciarios e incluso de cuarto orden, con pendientes máximas de 2-3% (Fig. 1). En ambos sectores predomina la actividad agrícola anual, si bien en LP se observa una mayor superficie dedicada a la producción ganadera con pasturas perennes (Vangeli, 2019).



**Figura 1:** Ubicación de la Cuenca del Arroyo del Tala en Argentina y de los sectores bajo estudio dentro de la cuenca. Se observa el Modelo Digital de Elevación (DEM) de la cuenca (metros).

**Figure 1:** Arroyo del Tala Basin and the sectors under study location. Digital Elevation Model (DEM) (meters) of the basin is shown.

### Tasa de avance de las cárcavas

Con el propósito de cuantificar la tasa de avance de las cárcavas en los últimos 50 años, se comparó su longitud en 1968, 1981 y 2019. Se utilizó un mapa base de cárcavas de ambos sectores del año 2019, construido a partir de imágenes satelitales de alta resolución espacial y validado a campo (Worcel et al., 2022). Aplicando la misma metodología se identificaron las cárcavas para el año 1965 y 1981 a partir de fotografías aéreas proporcionadas por la Agencia de Recaudación de la Provincia de Buenos Aires (ARBA). Se considera que las imágenes satelitales de alta resolución pueden tomarse como equivalentes a la fotografía aérea para estudios de la dinámica del proceso erosivo que utilizan ambas fuentes de información (Goloso et al., 2018) (Fig. 2). Las fotografías aéreas fueron georreferenciadas y se generó un mosaico. Por faltantes en la disponibilidad de capturas del mosaico de 1968 en sectores reducidos de la cuenca se definió un área de estudio determinada por la superficie cubierta por el vuelo mencionado. La extensión estudiada en 1981 y 2019 fue correspondiente a esa superficie de referencia, a fin de compatibilizar la información.

Se digitalizaron las cárcavas identificadas en toda la superficie de los sectores bajo estudio y se determinaron la cantidad, longitud individual, longitud total y promedio y densidad ( $\text{km de cárcava km}^{-2}$ ). Los márgenes del arroyo del Tala fueron excluidos en la identificación, ya que se trata de un sector que fue sometido a una alta presión de pastoreo, redundando en la degradación física del suelo por pisoteo animal, presentando características particulares que ameritan un estudio posterior más específico.

Se estimó el avance de las cárcavas para cada período: 1968-1981 (Período I) y 1981-2019 (Período II) y se obtuvo la tasa de avance anual mediante el cociente entre el avance lineal y la cantidad de años de cada período. Luego, se aplicó la clasificación por densidad de cárcavas propuesta por Goloso et al. (2018), que considera 4 clases de densidad: sin presencia significativa de cárcavas ( $0-0,005 \text{ km km}^{-2}$ ), muy baja densidad de cárcavas ( $0,005-0,01 \text{ km km}^{-2}$ ), alta densidad de cárcavas ( $0,5-1 \text{ km km}^{-2}$ ) y densidad extremadamente alta ( $> 1 \text{ km km}^{-2}$ ). Se incorporó la clase de densidad intermedia ( $0,01-0,5 \text{ km km}^{-2}$ ) no descrita en la clasificación original pero presente en el área de estudio y se calculó el cambio en la densidad para cada uno de los sectores.



*Figura 2:* Ejemplo comparativo de una misma superficie. Arriba: fotografía aérea correspondiente al año 1981. Abajo: imagen satelital de alta resolución espacial de Bing Aerial correspondiente al año 2019 (Microsoft Corporation, 2019).

*Figure 2:* Comparative example of the same area. Top: 1981 aerial photograph. Bottom: 2019 high-resolution satellite image of Bing Aerial (Microsoft Corporation, 2019).

### Actividad erosiva actual

Con el propósito de estimar la actividad erosiva actual en cada uno de los sectores, se calculó la velocidad máxima del flujo hídrico en el cauce de las cárcavas, considerando que éstas se comportan como canales abiertos. Se aplicó el modelo de Manning (Chow et al., 1994) (Ecuación 1) para identificar aquellas situaciones en las cuales la velocidad estimada del flujo hídrico superaba la capacidad de corte del suelo.

$$Q = AV \quad (\text{Ecuación 1})$$

donde,

Q: caudal máximo ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )

A: área máxima de la sección transversal medida in situ ( $\text{m}^2$ )

V: velocidad máxima estimada de flujo ( $\text{m s}^{-1}$ )

A su vez, la velocidad máxima estimada del flujo puede calcularse a partir de la siguiente ecuación (Ecuación 2).

$$V = \frac{R^{2/3} S^{1/2}}{n} \quad (\text{Ecuación 2})$$

donde,

R: radio hidráulico (m), que resulta del cociente entre A y el perímetro mojado (PM)

S: pendiente longitudinal ( $\text{m m}^{-1}$ ) estimada para un tramo de 200 m aguas arriba y abajo del punto estudiado, empleando las cartas topográficas IGN

n: rugosidad estimada según grado de cobertura vegetal y de irregularidades del cauce relevados *in situ*.

Las características morfométricas de las cárcavas (perímetro de mojado, ancho y profundidad) fueron medidas a campo durante el año 2020. La sección transversal del cauce se obtuvo dividiendo la misma en una secuencia de formas geométricas simples (dos triángulos rectángulos y dos trapecios), sumando el área de cada una (Casalí et al., 2006; Liu et al., 2020). Esto se realizó a partir de la toma de medidas del perfil de 33 cárcavas (19 en LP y 14 en LE): ancho, profundidad en el centro del cauce (P50), profundidad al 25% del ancho (P25) y al 75% del mismo (P75). Todos los sitios relevados se ubicaron geográficamente mediante GPS, se fotografiaron y se describieron en función de las siguientes condiciones: cobertura vegetal del lote en el cual se ubica, posición en el paisaje, signos de actividad erosiva de la cárcava, presencia de ramificaciones, presencia de sedimentos dispersos sobre la superficie, forma del cauce, vegetación presente en la misma. En los casos en que fue posible acceder a las cabeceras, las medidas fueron tomadas en el punto de ensanchamiento más próximo ubicado aguas abajo de las mismas. En aquellas cárcavas de acceso restringido por ubicación de los caminos y rutas, se tomaron en cuenta puntos de la trayectoria de las cárcavas distribuyendo los puntos de manera que sean representativos de los sectores estudiados.

Para el cálculo de rugosidad (n) se estimó la cobertura vegetal *in situ* y se ajustó en gabinete con respaldo en las fotografías de cada sitio. Se definieron valores mínimos y máximos de 0,025 y 0,045 respectivamente. El valor mínimo adoptado corresponde a cauces desnudos y es similar al que cita Geyik (1986), mientras que el valor máximo corresponde a un cauce medianamente vegetado, considerado por encima del 50% de cobertura estimada. Entre estos valores, se definieron intervalos rugosidad de 0,005 y de cobertura vegetal asociada, lo cual coincide con lo propuesto por Arcement y Schneider (1989). Además, para cada sección medida se estimó el caudal máximo (Q) que podría transportar cada cárcava suponiendo que el agua ocupara la totalidad de la sección relevada. Para corroborar esto último se verificó la presencia de restos vegetales arrastrados por el flujo hídrico hasta el límite superior del cauce.

Se consideraron activas las cárcavas cuyas velocidades de flujo superaron los umbrales de velocidad de corte de  $0,5 \text{ m s}^{-1}$  para suelos desnudos y de  $1,5 \text{ m s}^{-1}$  para suelos medianamente cubiertos por vegetación. Aquellas en las que se calcularon velocidades de flujo menores a esos umbrales fueron consideradas no activas o estabilizadas (Cisneros, 2012; Chagas y Kraemer, 2018).

## RESULTADOS

### Tasa de avance de las cárcavas

Se obtuvo un mapa de avance de cárcavas de ambos sectores de la cuenca para los tres años considerados (1968, 1981 y 2019) (Fig.3). Las cárcavas se desarrollaron inicialmente (1968) sobre las vías naturales de drenaje de las microcuencas. En el año 1981 se identificaron sobre vaguadas en las cuales no se habían presentado anteriormente, al mismo tiempo que se estableció la conexión entre cárcavas individuales que se unificaron como un cauce único. Para el año 2019 se evidenció un proceso de ramificación y se registraron cárcavas de menor longitud, paralelas entre sí y dispuestas en forma perpendicular a las pendientes, fundamentalmente en LE.

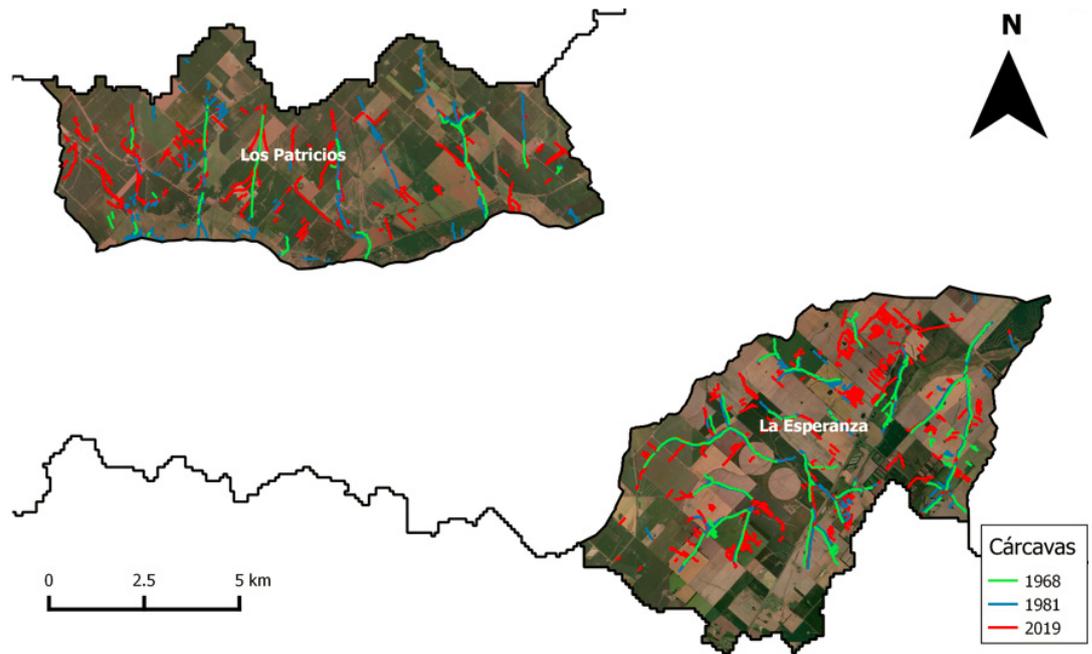


Figura 3: Mapa de cárcavas identificadas en 1968, 1981 y 2019 en ambos sectores.

Figure 3: Map of identified gullies in 1968, 1981, and 2019 across both study areas.

El proceso erosivo avanzó en forma continua en el largo plazo en ambos sectores, los cuales presentaron tasas de avance contrastantes. En el Período I (1968-1981) el ritmo de crecimiento lineal de la red de cárcavas fue mayor en LP respecto de LE, ocurriendo lo contrario durante el Período II (1981-2019), en el que se evidenció un marcado aumento en la extensión lineal de las cárcavas de LE respecto de LP (Fig. 4; Tabla 1). De acuerdo con la clasificación de densidad utilizada (Golosov et al., 2018), el sector LP poseía en el año 1968 una densidad de cárcavas intermedia ( $0,01-0,05 \text{ km km}^{-2}$ ), llegando en 1981 a una alta densidad de cárcavas ( $0,5-1 \text{ km km}^{-2}$ ), y en 2019 a la clase de densidad extremadamente alta ( $>1 \text{ km km}^{-2}$ ). El sector LE partió de una alta densidad de cárcavas, clase en la que se mantuvo durante el Período I, alcanzando una densidad extremadamente alta al finalizar el Período II. El avance de las cárcavas y el cambio en la categoría de densidad fue común a ambos sectores.

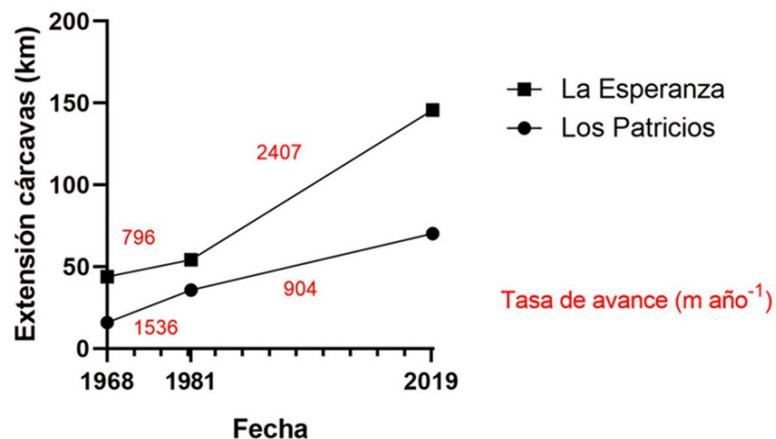


Figura 4: Tasa de Avance de cárcavas (m año<sup>-1</sup>) para los dos sectores y períodos (1968-1981 / 1981-2019).

Figure 4: Gully erosion rate (m year<sup>-1</sup>) for the two study areas and time periods (1968-1981 / 1981-2019).

**Tabla 1:** Avance lineal (m), tasa de avance (m año<sup>-1</sup>) y cantidad de cárcavas en ambos sectores para ambos períodos.  
**Table 1:** Linear advance (m), advance rate (m year<sup>-1</sup>), and number of gullies in both sectors for each period.

		Período I (1968-1981)	Período II (1981-2019)
LP	Avance (m)	19.964,30	34.368,30
	Tasa de avance (m año <sup>-1</sup> )	1.535,70	904,4
	Cárcavas nuevas	56	88
	Incremento (%)	226	196
	Avance (m)	10.349,00	91.477,40
LE	Tasa de avance (m año <sup>-1</sup> )	796,1	2407,3
	Cárcavas nuevas	15	311
	Incremento (%)	124	268

#### Actividad erosiva actual

En ambos sectores los sitios en actividad superaron a los estabilizados. De los 19 puntos medidos en LP, 12 se consideraron activos y siete no activos o estabilizados, mientras que en LE se identificaron 12 puntos activos y dos estabilizados. Al mismo tiempo, durante el relevamiento se percibieron signos de actividad en la mayoría de los sitios, como la presencia de derrumbe de cabeceras, restos de cultivo volteados o arrasados y sedimento suelto en el cauce (Fig. 5).



*Figura 5:* Material suelto y restos de cultivo arrastrados por el cauce de la cárcava.  
*Figure 5:* Loose material and crop residues transported across the gully.

Se identificó un comportamiento contrastante entre ambos sectores. Las cárcavas de LE tuvieron una actividad erosiva más intensa que las de LP, ya que las primeras evidenciaron en promedio un caudal máximo estimado 320% superior y una velocidad máxima 16% mayor que en LP, acompañados de una menor cobertura vegetal (Fig. 6; Tabla 2). En el caso de LE, la velocidad máxima promedio superó el umbral de corte para suelos medianamente cubiertos por vegetación ( $1,5 \text{ m s}^{-1}$ ). Estos resultados son coherentes con el mayor desarrollo de la red de drenaje en un geoambiente con relieves más pronunciados.

Los Patricios



La Esperanza



Actividad de cárcavas  
 ● Activas  
 ● No activas

**Figura 6:** Mapa de actividad erosiva de los sitios relevados. Los números indican la identificación de los sitios de muestreo. Dos o más números contiguos implican cercanía de los sitios no perceptible por la escala.

**Figure 6:** Erosive activity map of surveyed sites, with numbers identifying sampling locations. Contiguous numbers indicate site proximity not discernible at this scale.

**Tabla 2:** Caracterización de la actividad erosiva actual de las cárcavas.**Table 2:** Current gully erosion activity characterization.

Sector	LP	LE
Puntos activos	12 (63%)	12 (86%)
Puntos estabilizados	7 (37%)	2 (14%)
Cobertura promedio (%)	29	18
Caudal máximo pro- medio (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	1,08	4,54
Velocidad máxima promedio (m s <sup>-1</sup> )	1,4	1,63

## DISCUSIÓN

Los resultados de esta investigación apoyan la hipótesis de que en la Cuenca del Arroyo del Tala el proceso de carcavamiento avanzó en los últimos 50 años y se encuentra activo. En ambos sectores se registró un avance del carcavamiento a lo largo de la serie histórica, aumentando la densidad de cárcavas con su consecuente cambio de categoría (Golosov et al., 2018). Asimismo, se estimó que la velocidad del flujo hídrico superó la capacidad de corte para las condiciones de cobertura estimadas en la mayoría de los sitios analizados. La velocidad máxima promedio registrada en LE, que supera el umbral de corte incluso para los suelos medianamente cubiertos por vegetación, sugiere que el proceso puede seguir activo incluso en las cárcavas vegetadas.

El avance de carcavamiento en ambos sectores podría estar asociado a grandes volúmenes de escurrimiento asociados al proceso de erosión laminar. Los ambientes altos de la cuenca han sido utilizados durante más de 50 años para la producción de cultivos anuales con labranza convencional, en rotación con ganadería de pasturas plurianuales mixtas bajo pastoreo directo convencional. La escasa cobertura en los períodos de barbecho en posiciones moderadamente inclinadas y con siembras a favor de las pendientes redundó en la pérdida de suelos por erosión hídrica (Bujan et al., 2003). Asimismo, en las últimas décadas se incrementó la utilización agrícola bajo siembra directa de cultivos anuales, principalmente soja, al mismo tiempo que se reemplazó la ganadería por la implantación de cultivos anuales en sectores del plano aluvial del arroyo, que poseían una aptitud agrícola marginal, resultando en la manifestación de procesos de degradación física, química y biológica en esas tierras (Vangeli, 2019).

En el periodo bajo estudio, se identificó un cambio en el patrón de distribución de las cárcavas clásicas y efímeras, aumentando la conectividad entre las mismas y se registró el nacimiento de nuevos elementos de erosión lineal. En el año 1968 las cárcavas se ubicaban casi exclusivamente sobre las vaguadas y vías principales de drenaje. En el año 1981 se observó la ramificación y la conexión entre distintas cárcavas que estaban ya, junto a la aparición de nuevos cursos sobre las vaguadas. El último registro, en el año 2019 evidencia la profundización del proceso de ramificación, así como el nacimiento de cárcavas de menores dimensiones sobre las laderas de las pendientes, modificando el patrón original (Figura 3). Resulta esperable que la complejización del patrón de distribución de este tipo de elementos afecte positivamente la conectividad hidrológica y sedimentológica de la cuenca, profundizando el proceso erosivo.

La tasa de avance de las cárcavas, así como el caudal y la velocidad de flujo fueron contrastantes entre sectores. De acuerdo con la descripción de Ackerman et al. (2000) el tercio inferior de la cuenca, del cual forma parte el sector LE, está dominado por pendientes más pronunciadas y un patrón hidrológico más complejo. En este tercio se identificaron las mayores tasas de erosión potencial y se documentó la relación positiva entre las tasas de erosión y la longitud de las pendientes junto a pulsos de escurrimiento más fre-

cuentes y pronunciados (Castiglioni et al., 2009; Chagas et al., 2010b; Kraemer et al. (2013). Es posible que los mayores niveles de carcaavamiento registrados en LE ya en el año 1968 se encuentren asociados a las características morfométricas de este sector. Por otra parte, el patrón contrastante en la tasa de avance de las cárcavas entre sectores para los períodos analizados requiere una explicación asociada a factores dinámicos, que podrían estar asociados a un cambio en el uso del suelo diferencial en los mismos.

Los resultados aportan evidencias para concluir que la erosión en cárcavas en el área de estudio se encuentra activa y en desarrollo. Si bien la densidad de cárcavas es extremadamente alta en estos sectores, el proceso continúa desarrollándose, pudiendo alcanzar un mayor volumen de pérdida de suelo que lo aproximen a las densidades registradas en regiones con condiciones de mayor susceptibilidad de acuerdo con sus características morfométricas, climáticas y de génesis de suelos (Hayas et al., 2017). A su vez, dado que ambos sectores se clasifican con la máxima categoría de densidad de cárcavas del sistema de clasificación propuesto por Golosov et al. (2018), resulta necesario desarrollar un sistema de clasificación de cárcavas por densidad que se adapte a las condiciones particulares de la Pampa Ondulada.

La identificación de la dirección del avance del fenómeno y las consecuencias que tiene para la producción agrícola y ganadera, así como para la contaminación ambiental, sustenta la necesidad de identificar áreas con mayor susceptibilidad al nacimiento y avance de las cárcavas. Estas áreas fueron generalmente asociadas a la relación entre el gradiente de la pendiente y el área de aporte pendiente arriba respecto a las cabeceras de las cárcavas (Torri y Poesen, 2014). Un análisis de estas características para el área de estudio permitiría generar una herramienta predictiva de potenciales sectores frágiles al carcaavamiento sería fundamental para poder desarrollar sistemas de alerta y formular recomendaciones de manejo a escala regional.

## CONCLUSIONES

Este estudio de 50 años sobre la dinámica del carcaavamiento en la cuenca del arroyo del Tala ofrece una visión detallada de la evolución de la erosión en cárcavas en la pampa ondulada. Utilizando tanto fotografías aéreas históricas como imágenes satelitales actuales, se monitoreó la progresión de las cárcavas y se evaluó la actividad erosiva actual. Los resultados indican que la erosión sigue siendo activa y significativa en ambos sectores estudiados (LP y LE), con una mayor intensidad en LE debido a su red de drenaje más desarrollada. Este relevamiento no solo confirma la actividad continua del carcaavamiento, sino que también establece un primer paso para colaborar en la identificación de áreas susceptibles a este proceso y mejorar la comprensión del proceso de erosión en cárcavas y los factores que lo regulan en la Pampa Ondulada.

## REFERENCIAS

- Ackerman, G., De Pietri, D. E., y Santanatoglia, O. J. (2000). Detección de áreas con diferente vulnerabilidad a erosionarse a partir de la morfodinámica del paisaje. *Revista Facultad de Agronomía*, 20, 235-243.
- Arcement, G. J., y Schneider, V. R. (1989). *Guide for selecting Manning's roughness coefficients for natural channels and flood plains* (No. 2339). USGPO; For sale by the Books and Open-File Reports Section, US Geological Survey.
- Ares, M. G., Bongiorno, F., Holzman, M., Chagas, C., Varni, M., y Entraigas, I. (2016). Water erosion and connectivity analysis during a year with high precipitations in a watershed of Argentina. *Hydrology Research*, 47(6), 1239–1252. <https://doi.org/10.2166/nh.2016.179>
- Bujan, A., Santanatoglia, O. J., Chagas, C., Massobrio, M., Castiglioni, M., Yañez, M., Ciallella, H. y Fernandez, J. (2003). Soil erosion evaluation in a small basin through the use of <sup>137</sup>Cs technique. *Soil and Tillage Research*, 69(1-2), 127-137. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00134-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00134-4)
- Casali, J., Loizu, J., Campo, M. A., de Santisteban, L. M., y Álvarez-Mozos, J. (2006). Accuracy of methods for field assessment of rill and ephemeral gully erosion. *Catena*, 67(2), 128–138. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.03.005>
- Castiglioni, M., Fernandez Moritan, M., Massobrio, M., Chagas, C., Palacín, E., y Santanatoglia, O. (2009). *Efecto de la forma y el relieve de microcuencas de Pampa Ondulada sobre su producción de sedimentos*. XXII Congreso Nacional del Agua. 11 al 14 de noviembre de 2009. Trelew.
- Chagas, C. I. y Kraemer, F. B. (2018). *Escorrentamento, erosión del suelo y contaminación de los recursos hídricos superficiales por sedimentos asociados a la actividad agropecuaria extensiva: algunos elementos para su análisis*. Editorial de la Facultad de Agronomía UBA. Archivo Digital: descarga y online. 34 pp.
- Chagas, C. I., y Santanatoglia, O. J. (2016). Uso de la tierra y procesos degradatorios en una cuenca representativa de la Pampa Ondulada. En N. M. B. do Amaral Sobrinho, C. I. Chagas y E. Zonta (Eds.), *Impactos ambientais provenientes da produção agrícola: Experiências Argentinas e Brasileiras* (pp. 97-118). Livre Expressão Realizando Sonhos. Enriquecendo Vidas
- Chagas, C., Santanatoglia, O., Castiglioni, M., Massobrio, Palacín, E., Kraemer, F., y Bujan, A. (21-24 de septiembre de 2010b). *Comparación del escurrimiento de dos microcuencas agrícolas de Pampa Ondulada con diferente energía geomórfica, durante un período húmedo*

- [Trabajo expandido]. Primer Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina.
- Chagas, C., Santanatoglia, O., Moretton, J., Paz, M., y Behrends Kraemer, F. (2010a). Movimiento superficial de contaminantes biológicos de origen ganadero en la red de drenaje de una cuenca de Pampa Ondulada. *Ciencia del suelo* 28:23-31.
- Chow, V.T., Maidment, D., y Mays, L., 1994. *Hidrología aplicada [Applied Hydrology]*. Santafé de Bogotá: McGraw Hill.
- Cisneros, J., Cholaky, C., Gutiérrez, A. C., González, J., Reynero, M., Diez, A., y Bergesio, L. (2012). *Erosión hídrica: principios y técnicas de manejo*. UniRío.
- Denoia, J., y Ruiz, A. (2014). *La erosión en cárcavas en áreas de llanura. Material de apoyo didáctico. Especialidad Manejo de Tierras*. Facultad de Ciencias Agrarias U.N.R.
- Dong, Y., Wu, Y., Qin, W., Guo, Q., Yin, Z., y Duan, X. (2019). The gully erosion rates in the black soil region of northeastern China: Induced by different processes and indicated by different indexes. *Catena*, 182. 104146. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104146>
- Frankl, A., Poesen, J., Deckers, J., Haile, M., y Nyssen, J. (2012). Gully head retreat rates in the semi-arid highlands of Northern Ethiopia. *Geomorphology*, 173–174, 185–195. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.06.011>
- Geyik, M. P. (1986). FAO watershed management field manual. Gully control. Based on the work of MP Geyik. *FAO Conservation Guide (FAO)*. no. 13/2.
- Golosov, V., Yermolaev, O., Rysin, I., Vanmaercke, M., Medvedeva, R., y Zaytseva, M. (2018). Mapping and spatial-temporal assessment of gully density in the Middle Volga region, Russia. *Earth Surface Processes and Landforms*, 43(13), 2818–2834. <https://doi.org/10.1002/esp.4435>
- Govers, G. (1991). Rill erosion on arable land in central Belgium: rates, controls and predictability. *Catena*, 18, 133–155. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(91\)90013-N](https://doi.org/10.1016/0341-8162(91)90013-N)
- Hayas, A., Poesen, J., y Vanwalleghem, T. (2017). Rainfall and Vegetation Effects on Temporal Variation of Topographic Thresholds for Gully Initiation in Mediterranean Cropland and Olive Groves. *Land Degradation and Development*, 28(8), 2540–2552. <https://doi.org/10.1002/ldr.2805>
- Irurtia, C, Berón, R, Costamagna, C y Glave, A (1988) Provincia de BsAs. En: W. Kugler, A. Cantero, R. Capurro, A. Glave y J. L. Panigatti (Eds) *El deterioro del ambiente en Argentina* 2da ed. (pp. 55-64). Editorial FECIC, PROSA.
- Knapen, A., Poesen, J., Govers, G., Gyssels, G., y Nachtergaele, J. (2007). Resistance of soils to concentrated flow erosion: A review. *Earth-Science Reviews*, 80(1–2), 75–109. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.08.001>
- Kraemer, F. B., Chagas, C. I., Marré, G., Palacin, E. A., y Santanatoglia, O. J. (2013). El desplazamiento de la ganadería por la agricultura en una cuenca de la pampa ondulada: efectos sobre el escurrimiento superficial y erosión hídrica. *Ciencia del Suelo*, 31(1):83-92.
- Liu, H., Hörmann, G., Qi, B., y Yue, Q. (2020). Using high-resolution aerial images to study gully development at the regional scale in southern China. *International Soil and Water Conservation Research*, 8(2), 173–184. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.03.004>
- Microsoft. Corporation (2019). *Bing Aerial Imagery* [Base de mapa]. QGIS. <https://www.bing.com/maps>
- Nearing, M. A., Pruski, F. F., y O'neal, M. R. (2004). Expected climate change impacts on soil erosion rates: a review. *Journal of Soil and Water Conservation*, 59(1), 43-50.
- Ongley, E. D. (1997). Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. En *Estudio FAO Riego y Drenaje-55, GEMS/Water Collaborating Center Canada Center for Inland Waters*, (pp. 21-37). FAO
- Torri, D., y Poesen, J. (2014). A review of topographic threshold conditions for gully head development in different environments. *Earth-Science Reviews*, 130, 73–85. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.12.006>
- Vangeli, S. (2019). *El avance de la agricultura en tierras con características hidro-halomórficas bajo uso de pastizal: su efecto sobre algunas propiedades edáficas y la calidad del agua de escurrimiento* [Tesis de maestría]. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Escuela para Graduados.
- Vandekerckhove, L., Poesen, J., y Govers, G. (2003). Medium-term gully headcut retreat rates in Southeast Spain determined from aerial photographs and ground measurements. *Catena*, 50(2-4), 329-352. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(02\)00132-7](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00132-7)
- Vanmaercke, M., Poesen, J., van Mele, B., Demuzere, M., Bruynseels, A., Golosov, V., Bezerra, J. F. R., Bolysov, S., Dvinskih, A., Frankl, A., Fuseina, Y., Guerra, A. J. T., Haregeweyn, N., Ionita, I., Makanzu Imwangana, F., Moeyersons, J., Moshe, I., Nazari Samani, A., Niacsu, L., ... Yermolaev, O. (2016). How fast do gully headcuts retreat? *Earth-Science Reviews*, 154, 336–355. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.01.009>
- Viglizzo, E., y Jobbágy, E. G. (Eds.). (2010). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Ediciones INTA.
- Worcel, L., Maggi, A. E., Vangeli, S., y Chagas, C. I. (2022). Alta densidad de cárcavas en una cuenca representativa de la Pampa Ondulada. *Revista Científica Agropecuaria* 25 (1): 156-164.
- Yang, Y., Zhang, Y., Yu, X., y Jia, G. (2023). Soil microorganism regulated aggregate stability and rill erosion resistance under different land uses. *Catena*, 228. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107176>

## EVOLUCIÓN DEL SUELO SOBRE SEDIMENTOS EÓLICOS DE ACUMULACIÓN RECIENTE EN EL SEMIÁRIDO

Micaela Gisel Berger<sup>1\*</sup>, Daniel Eduardo Buschiazzi<sup>1</sup>, Rocío Noelia Comas<sup>1,2</sup>,  
Laura Antonela Iturri<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam), Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>2</sup> Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

### RESUMEN

Existen evidencias de que el ecosistema del Caldenal de la Región Semiárida de Argentina (RSA) funciona como sumidero de sedimentos eólicos provenientes de distintas fuentes. La existencia de una capa de ceniza volcánica depositada en el año 1932 por la erupción del volcán Quizapú (Chile) en el subsuelo del Caldenal, se convierte en un nivel cronológico preciso que permite cuantificar la tasa de formación del suelo que evoluciona sobre esta capa, actualmente un horizonte superficial (A). El A habría sido formado por acumulación de sedimentos eólicos y por el aporte de biomasa a lo largo de los últimos 92 años. Con el objetivo de evaluar el grado de pedogénesis de este horizonte, se realizó su muestreo en dos transectas paralelas orientadas SO-NE en el área de mayor depositación de la ceniza volcánica que es detectable al presente. Los resultados indican que el A presentó una mayor tasa de formación de suelo (0,12 cm año<sup>-1</sup> en promedio), mayor espesor (10,7 cm en promedio), textura más fina (predominio de limo), una estructura de grado moderada a fuerte, mayor concentración de C orgánico (4,5% en promedio) y menor fracción erosionable (FE, 18,6% en promedio) en sitios ubicados hacia el E, mientras que hacia el O registró una menor tasa de formación de suelo (0,07 cm año<sup>-1</sup> en promedio), menor espesor (6,7 cm en promedio), textura más gruesa (predominio de arena), una estructura de grado moderada a débil, menor concentración de C orgánico (3% en promedio) y mayor FE (25,1% en promedio). Los resultados muestran una tendencia de mayor grado de pedogénesis hacia el E, coincidiendo con la existencia de sedimentos eólicos texturalmente más finos y precipitaciones medias anuales mayores en ese sentido.

**Palabras clave:** pedogénesis; carbono orgánico del suelo; erosión eólica; ústico.

## SOIL EVOLUTION ON RECENTLY ACCUMULATED AEOLIAN SEDIMENTS IN THE SEMIARID REGION

\* Autor de contacto:  
mgberger@conicet.gov.ar

Recibido:  
06-09-24

Recibido con revisiones:  
07-11-24

Aceptado:  
19-11-24

### ABSTRACT

There is evidence that the Caldenal ecosystem of the Semi-arid Region of Argentina (SAR) acts as a sink for wind sediments from different sources. The existence of a volcanic ash layer in the subsoil of such region, deposited as a result of the eruption of the Quizapú volcano (Chile) in 1932, serves as a precise chronological index that allows to quantify the formation rate of a surface (A) horizon. This horizon seems to have been formed on aeolian sediments accumulated through successive wind deposition events over the last 92 years. In order to evaluate the degree of pedogenesis of this A-horizon, samples were collected along two parallel SW-NE oriented transects in the area with the highest volcanic ash deposition observed

at present. Results indicate that A presented a higher soil formation rate ( $0.12 \text{ cm yr}^{-1}$  on average), greater thickness (10.7 cm on average), finer texture (silt predominance), moderate to strong grade structure, higher organic C concentration (4.5% on average) and lower erodible fraction (EF, 18.6% on average) in sites located to the E, while a lower soil formation rate ( $0.07 \text{ cm yr}^{-1}$  on average), lower thickness (6.7 cm on average), coarser texture (sand predominance), moderate to weak grade structure, lower organic C concentration (3% on average) and higher EF (25.1% on average) was observed in sites located to the W. The results show a tendency to higher degree of pedogenesis towards the E, coinciding with the existence of texturally finer aeolian sediments and higher average annual precipitation in that direction.

**Keywords:** pedogenesis, soil organic carbon; wind erosion; ustic.

## INTRODUCCIÓN

Los suelos de la Región Semiárida de Argentina (RSA), mayormente clasificados como Haplustoles Énticos evolucionan sobre materiales loésicos holocénicos (Buschiazzo y Taylor, 1993). El viento transporta preferentemente sedimentos de tamaño limo, ricos en C y otros elementos, desde distintas fuentes (Buschiazzo y Aimar, 2012; Iturri et al., 2017). Estos sedimentos se estarían acumulando en los suelos forestales del Caldenal (Iturri et al., 2016) dando como resultado un engrosamiento del A (Berger et al., 2023). El espesor de dicho horizonte se puede medir fácilmente en la actualidad, debido a que yace sobre una capa de ceniza volcánica acumulada en 1932, durante la erupción del volcán Quizapú, Chile. La ceniza se extendió de O (oeste) a E (este) a lo largo de cientos de kilómetros en la RSA (Larsson, 1937), con potencias variables de varios centímetros, y es aún detectable en suelos con mínimos disturbios, como los forestales. El material que se acumuló sobre esta capa, posiblemente por acumulación de sedimentos de origen eólico, posee espesores que pueden alcanzar hasta los 25 cm. Considerando que los vientos predominantes en la región han tenido preferentemente orientación SO a NE (Panebianco y Buschiazzo, 2008), se habría producido en el Caldenal una acumulación de sedimentos eólicos más gruesos hacia el O y más finos hacia el E, lo que habría generado un mayor grado de evolución del suelo en ese mismo sentido. A esto último se suma el factor climático, principalmente las precipitaciones, las cuales se incrementan de O a E favoreciendo el desarrollo de los suelos.

El efecto de los aportes eólicos sobre la formación de los suelos del Caldenal ha sido parcialmente verificado. Iturri et al. (2016) comprobaron que se han producido incrementos de limo y C orgánico en el horizonte superficial en un lapso de nueve años. Esto se habría debido al transporte selectivo de sustancias acumuladas en los sedimentos, según su tamaño y densidad. Es sabido que las partículas y agregados de tamaño grueso ( $70\text{-}1000 \mu\text{m}$ ) son transportados por el viento a bajas alturas y cortas distancias mientras que las partículas de tamaños arcilla y limo, son transportadas a mayores alturas y largas distancias (Shao y Lu, 2000). El C orgánico acumulado en el suelo forestal, proviene, por un lado, del transporte de sedimentos eólicos de los suelos agrícolas erosionados, así como también por el aporte de C orgánico de la biomasa forestal. El aporte de C proveniente de la biomasa puede considerarse como un aporte constante de C, relativamente estable en el tiempo, con una variabilidad anual propia del ciclo de caída estacional de las hojas de los árboles (Avecilla et al., 2023). Por el contrario, el aporte de C de los sedimentos eólicos posiblemente depende de las condiciones climáticas variables que ocurren entre años (Panebianco y Buschiazzo, 2008), transportándose masas más grandes de sedimentos en condiciones secas.

Es aún desconocido el efecto que la depositación reciente (últimos 92 años) de sedimentos eólicos, ricos en C orgánico tiene en la formación del suelo. Se estima que un mayor espesor del A, sumado a las mayores concentraciones de C orgánico, limo y arcilla, estaría asociado con una mayor capacidad de retención de agua, lo que determinaría una mayor pedogénesis.

Con el fin de evaluar el grado de pedogénesis del horizonte A (en formación desde hace 92 años), se evaluaron sus propiedades físicas, químicas y morfológicas en distintos suelos de bosque de caldén, en la RSA.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Sitios de estudio y muestreo de suelos

La RSA presenta una temperatura media anual de  $15,8 \text{ }^{\circ}\text{C}$  y precipitaciones medias anuales que decrecen de E (600 mm) a O (400 mm) (Ciccolella et al., 1998). La velocidad media del viento es de  $8,2 \text{ km h}^{-1}$  con máximas de hasta  $60 \text{ km h}^{-1}$  (Belmonte et al., 2016). La mayor parte de los suelos se desarrollan a partir de una extensa cubierta sedimentaria de depósitos loésicos hacia el E y mantos de arena-campos de dunas hacia el O, acumulados principalmente en los últimos  $\sim 30.000$  años (Zárate y Mehl, 2020). Este material

loésico, tiene influencia de materiales piroclásticos (Zárate y Tripaldi, 2012). En la actualidad, el aporte de vidrio volcánico de la erupción en 1932 del volcán Quizapú en la Cordillera de los Andes se presenta, en los suelos que han sido escasamente disturbados, como una capa de entre 10 a 30 cm de espesor, de límite abrupto y claro. Esta capa es identificable al presente en los suelos del Caldenal ya que se encuentran escasamente disturbados, mientras que, en los suelos agrícolas, el material piroclástico se encuentra mezclado por acción de las labranzas (Iturri et al., 2020).

Se eligieron seis sitios dentro del ecosistema del Caldenal (Tabla 1) (Fig. 1) con similares condiciones de cobertura vegetal y relieve (unidad geomorfológica de la Planicie con Tosca) (INTA et al., 1980), y con presencia de la capa de ceniza volcánica nítida y sin disturbar.

Tabla 1: Localización geográfica de los sitios de estudio.

Table 1: Geographic location of the sites under study.

Transecta	Sitios		Localización geográfica
	Nº	Nombre	
O	1	Rucanelo	35°54'36,2"S 64°56'54,1"O
	2	Caleufú	35°40'39,4"S 64°36'32,9"O
	3	Rancul	35°29'49,0"S 64°41'46,3"O
E	4	Conhelo	36°07'40,1"S 64°34'48,5"O
	5	Eduardo Castex	35°48'24,8"S 64°19'42,3"O
	6	Trenel	35°38'22,0"S 64°12'16,3"O

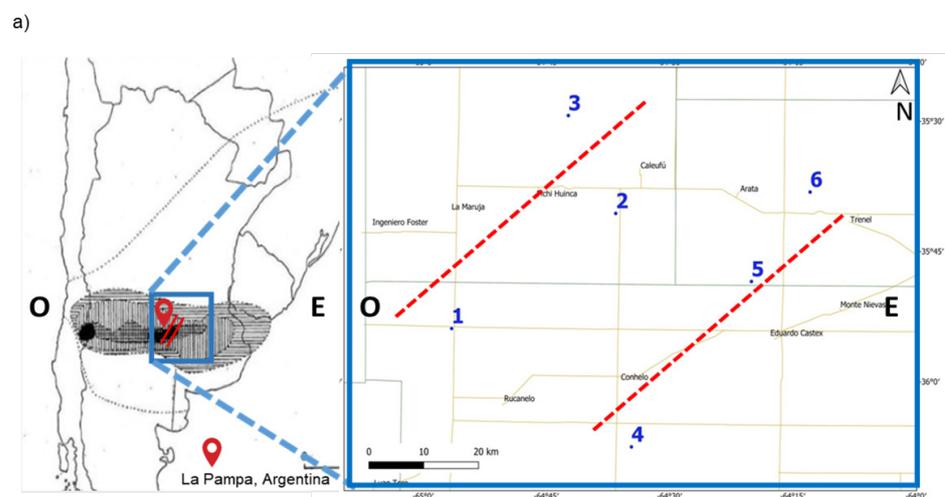
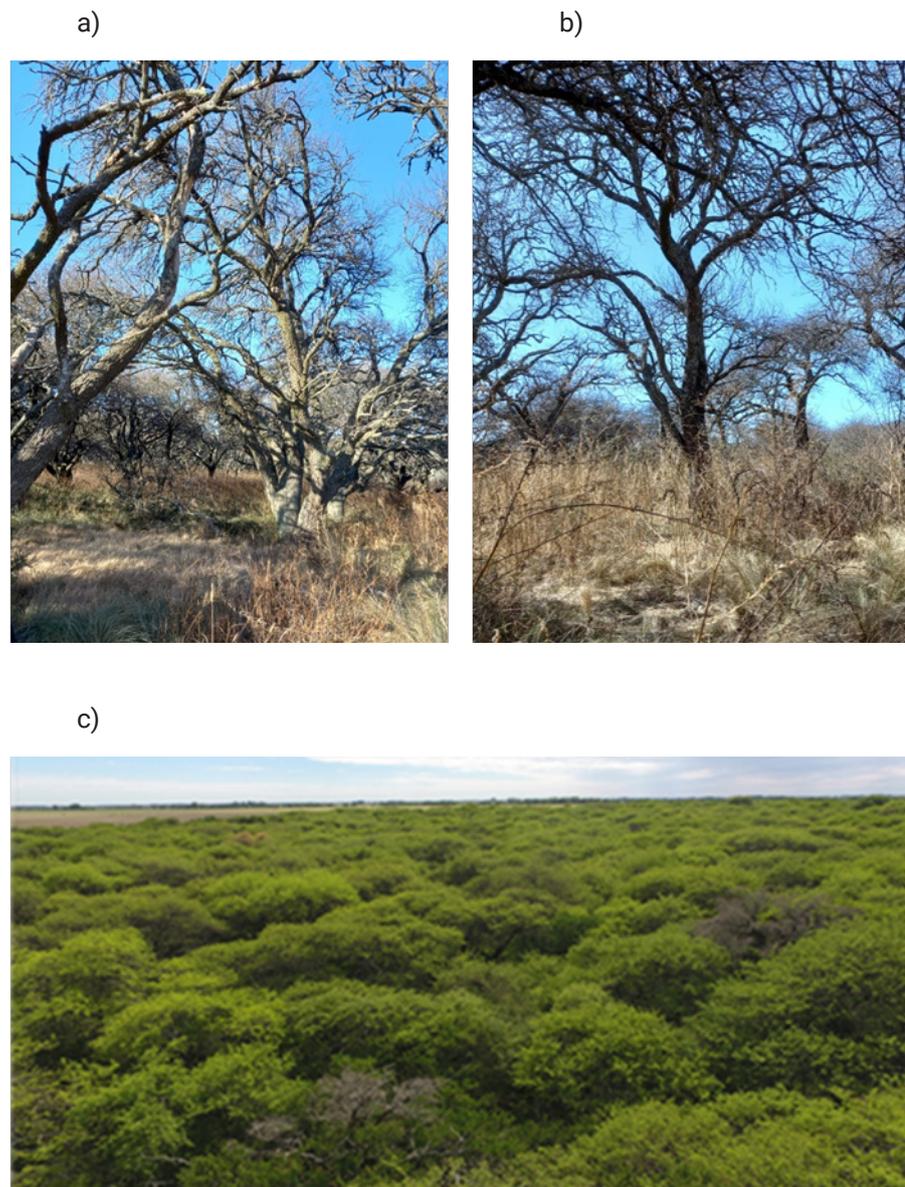


Figura 1: Ubicación de los puntos de muestreo sobre las dos transectas dentro del área de acumulación de la ceniza volcánica de 1932 (colores más oscuros indican mayor acumulación de ceniza, adaptado de Larsson, 1937).

Figure 1: Location of the sampling points in each transect within the area of deposition of the volcanic ash layer (darker colors indicate greater ash accumulation, adapted from Larsson, 1937).

Los sitios de muestreo están ubicados dentro del bosque de Caldén, que conforma un ecosistema boscoso característico de la región central semiárida templada de Argentina. En la actualidad se encuentra en forma de parches que pueden poseer una vegetación de gran heterogeneidad estructural por efecto del pastoreo (Morici et al., 2009). Se puede distinguir un estrato arbóreo en el que domina *Neltuma caldenia*, un estrato arbustivo, de muy variable composición florística, y un estrato herbáceo en el que se pueden encontrar especies de porte bajo y especies de altura intermedia (Hepper et al., 2013). Si bien el Caldénal presenta heterogeneidad en su vegetación, para este muestreo se eligieron sitios con cobertura arbórea, arbustiva y herbácea homogénea (Fig. 2), a fin de uniformizar el efecto que ésta produce sobre el suelo (Buschiazzo et al., 2004) y, de esta manera, poder atribuir la variabilidad de la materia orgánica del suelo solamente a la composición textural del horizonte superficial.



**Figura 2:** Fotografías tomadas en agosto de 2022 que muestran la cobertura vegetal de a) sitio 2 (transecta O), b) sitio 6 (transecta E) y c) fotografía aérea tomada en noviembre de 2022 mostrando la cobertura vegetal homogénea del Caldénal.

**Figure 2:** Photographs taken in August 2022 showing vegetation cover of a) site 2 (transect W), b) site 6 (transect E) and c) aerial photograph taken in November 2022 showing homogeneous vegetation cover of the Caldénal.

El muestreo se realizó en dos transectas paralelas orientadas SO-NE (Fig. 1). En cada una de ellas se seleccionaron tres sitios donde se recolectaron muestras del A (desde la superficie hasta la capa de ceniza volcánica). Todos los muestreos se realizaron por triplicado en superficies de 10 m<sup>2</sup>. Se tomaron fotogra-

fías del lugar que muestran la cobertura vegetal (Fig. 2), y los perfiles de suelo (Fig. 3 b). Cada sitio fue georreferenciado con un GPS (Garmín ETREX 32X).

#### Determinaciones de propiedades morfológicas, físicas y químicas

En cada sitio se realizó una descripción morfológica de los perfiles hasta una profundidad de aproximadamente 50 cm, en base a las normas de Etchevehere (1976). Del horizonte A se analizaron, además, los siguientes atributos morfológicos por triplicado: espesor, color con Tabla Munsell y el tipo, clase y grado de la estructura. A partir del espesor del A se calculó la tasa de formación de suelo en  $\text{cm año}^{-1}$  para todos los sitios muestreados, considerando un tiempo de 92 años (1932 al presente). Se realizaron muestreos de control con barreno hasta el metro de profundidad en los puntos muestreados y en los puntos intermedios a los muestreados. En el muestreo de control se registró nuevamente la profundidad a la que se encontró la capa de ceniza volcánica, el espesor del A y otras características como el color.

En el laboratorio, sobre muestras de suelo secas al aire y tamizadas por 2 mm, se analizaron la composición granulométrica sobre muestras dispersas en agua mediante un contador de partículas láser (sistema de clasificación Wentworth, 1922) y la concentración de C orgánico por oxidación húmeda (Norma IRAM-SAGPyA 29571-3:2011, 2017). Sobre una alícuota de muestra de suelo sin disturbar se determinó la distribución de agregados con el tamiz rotativo (Chepil, 1962) y se calculó la fracción erosionable (FE; el porcentaje de agregados de tamaño menor a 0,840 mm) (Colazo y Buschiazzo, 2010).

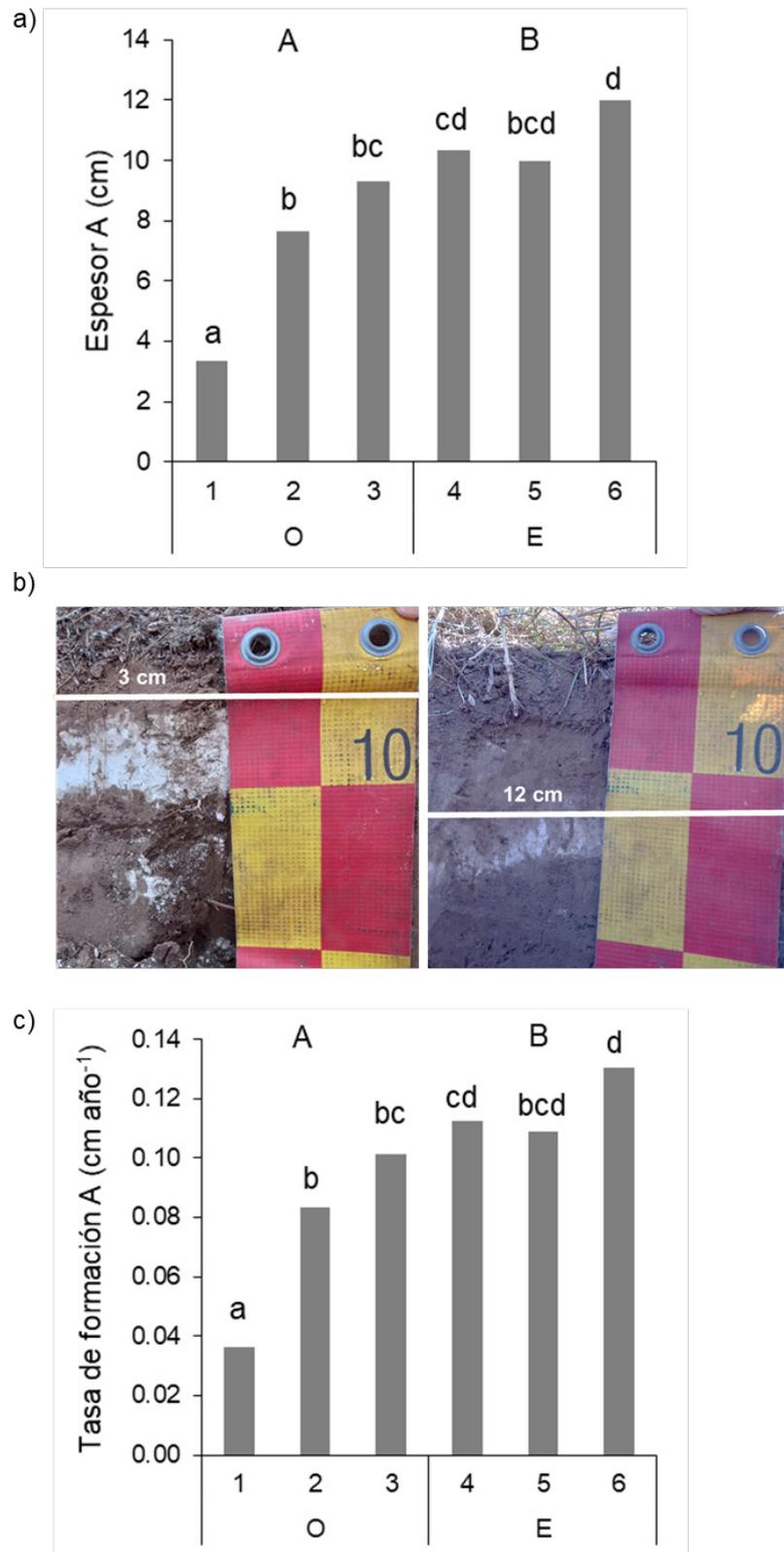
#### Análisis matemáticos y estadísticos

El espesor, la tasa de formación de suelo, la proporción de las fracciones texturales (arcilla, limo y arena), la concentración de C orgánico y los valores de FE de los A, se comparó entre transectas y entre sitios de ambas transectas por test de medias por medio de ANOVA. Posteriormente, una vez confirmada esta diferencia, se realizó un test de comparaciones múltiples LSD de Fisher para evaluar qué medias diferían entre sí. Todos los análisis se realizaron con un nivel de significancia ( $\alpha$ ) de 0,05, por medio de Microsoft Excel/2010 e Infostat (Di Rienzo et al., 2017).

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El color del A de los sitios 1, 2 y 3, ubicados al O, fue clasificado como 10 YR 4/3 (marrón) en seco y 10 YR 3/2 en húmedo (marrón grisáceo muy oscuro). Los ubicados al E (sitios 4 y 5) presentaron colores en seco clasificados como 7,5 YR 4/2 (marrón) y el del sitio 6 como 7,5 YR 5/2 (marrón). En húmedo, los colores fueron 7,5 YR 3/2 (marrón oscuro) para el sitio 4, 7,5 YR 2,5/2 (marrón muy oscuro) para el 5, y 7,5 YR 4/2 (marrón) para el 6. El tipo (granular y bloques subangulares) y clase (entre muy fina <10 mm y fina 10-20 mm) de la estructura fue, en general, similar entre todos los sitios estudiados. Sin embargo, el grado de la estructura del A en los sitios ubicados al O fue de moderada a débil mientras que en los del E varió de moderada a fuerte. El color más oscuro y el mayor grado de estructura del A de los sitios ubicados hacia el E estaría asociado a contenidos más altos de materia orgánica y texturas más finas en el mismo sentido.

De todos los parámetros analizados entre transectas, los únicos que mostraron diferencias significativas fueron el espesor, siendo mayor en la transecta E (11 cm en promedio) que en la O (7 cm) (Fig. 3 a y 3 b) y la tasa de formación de suelo, siendo mayor al E ( $0,12 \text{ cm año}^{-1}$  en promedio) que al O ( $0,07 \text{ cm año}^{-1}$ ) (Fig. 3 c).



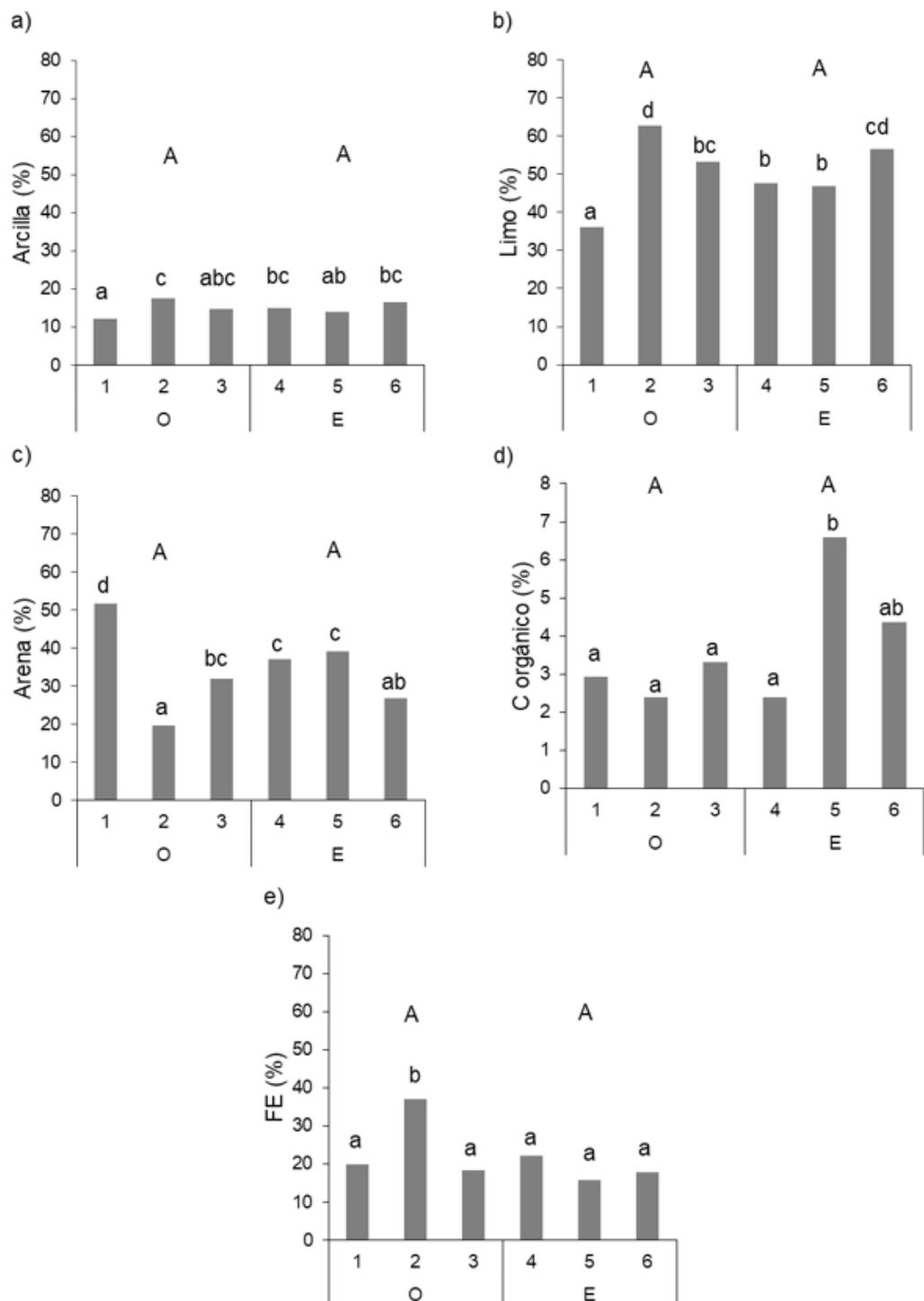
**Figura 3:** a) Espesor del horizonte superficial (A), b) izquierda, espesor del A del sitio 1 (O) y derecha, espesor del sitio 6 (E), y c) tasa de formación de suelo del horizonte superficial (A) en cm año<sup>-1</sup>. Letras mayúsculas similares indican diferencias no significativas entre transectas; letras minúsculas similares indican diferencias no significativas entre sitios ( $p > 0,05$ ).

**Figure 3:** (a) Thickness of the surface horizon (A), (b) left, thickness of A of site 1 (W) and right, thickness of site 6 (E), and (c) soil formation rate of the surface horizon (A) in cm yr<sup>-1</sup>. Similar capital letters indicate non-significant differences between transects; similar lowercase letters indicate non-significant differences between sites ( $p > 0.05$ ).

El mayor espesor encontrado en los sitios de la transecta E que en la O podría deberse al transporte eólico de larga distancia de sedimentos tamaño arcilla y limo, desde fuentes ubicadas al SO de los sitios de estudio (piedemonte andino y sistema fluvial del río Atuel-Salado-Chadileuvú) e incluso de fuentes ubicadas en la zona central de la diagonal árida sudamericana (sector central y sur de la meseta Puna Altiplano) (Cosentino et al., 2020). Estos sedimentos de tamaño pequeño son luego depositados a distancias más alejadas de la fuente (Sayago et al., 2001; Zárate, 2007; Zárate y Tripaldi, 2012; Schaetzl et al., 2018). Otro proceso que podría adicionarse al mencionado anteriormente es el aporte eólico a corta distancia de sedimentos de tamaño arcilla y limo, los cuales habrían sido transportados desde los suelos agrícolas circundantes a los sitios que componen la transecta E, como ha sido mencionado en trabajos anteriores de Iturri et al. (2016) y AVECILLA et al. (2023). Este último proceso tendría lugar preferentemente en los sitios de la transecta E, por estar inmersos en la zona productiva de la provincia de La Pampa.

La Figura 3 muestra que el análisis del espesor del horizonte A entre sitios fue similar al análisis del espesor del horizonte A entre transectas. Estos resultados muestran una tendencia de incremento del espesor del horizonte A desde el O hacia el E.

La tasa de formación de suelo tendió a incrementarse de O a E, registrándose la tasa más alta en el sitio 6 (0,13 cm año<sup>-1</sup>), aunque no existieron diferencias significativas entre éste y las tasas de los sitios 4 y 5 (0,11 cm año<sup>-1</sup>). Mientras que, la tasa de formación de suelo más baja se registró en el sitio 1 (0,03 cm año<sup>-1</sup>). Es sabido que la formación de suelo en las condiciones de la RSA es un proceso muy lento (ej., Camilión et al., 1990). Sin embargo, los valores hallados para un período de 92 años muestran una tasa potencial de formación de hasta 0,12 cm año<sup>-1</sup>. Valores similares de tasa de formación de suelo (0,20 cm año<sup>-1</sup>) fueron hallados por Tarabini et al. (2019), en un estudio realizado en suelos con diversas coberturas vegetales en Esquel, Provincia de Chubut, Argentina. Otros autores (Berger et al., 2023) encontraron que la tasa media de sedimentación de materiales eólicos en un suelo de bosque de Caldén en la Provincia de La Pampa fue de 0,2 cm año<sup>-1</sup>, con valores máximos de hasta 0,3 cm año<sup>-1</sup> (en el borde del bosque). El mayor espesor y la mayor tasa de formación de suelo hacia el E, son indicadores de la capacidad de entrapamiento de sedimento eólico de los parches de caldén. Este efecto es más marcado hacia el E, posiblemente debido a un aporte de partículas proveniente de la erosión eólica de sitios agrícolas situados al E de La provincia de la Pampa, donde se registran las mayores tasas de erosión eólica debido al laboreo frecuente del suelo y la escasa cobertura (Buschiazzo et al., 2015; AVECILLA et al., 2023). Este último proceso puede afectar al ambiente y la salud humana debido a la emisión, transporte y depositación de sedimento eólico, rico en C y otros elementos nutrientes y no nutrientes, en ecosistemas distantes de la fuente, afectando los ciclos biogeoquímicos, el balance de la radiación solar y la formación de nubes (Conen y Leifeld, 2014; Steinke et al., 2016). El horizonte A estudiado, de formación posiblemente eólica y reciente, estaría mostrando la capacidad del bosque de Caldén de mitigar algunos efectos del transporte de sedimento eólico, por ejemplo, a través del secuestro de ciertas cantidades de C.



**Figura 4:** Concentraciones de a) arcilla, b) limo, c) arena y d) carbono (C) orgánico; y e) fracción erosionable (FE) del horizonte superficial (A), en cada sitio (1, 2, 3, 4, 5 y 6) y transecta. Letras mayúsculas similares indican diferencias no significativas entre transectas; letras minúsculas similares indican diferencias no significativas entre sitios ( $p > 0,05$ ).

**Figure 4:** Concentrations of (a) clay, (b) silt, (c) sand and (d) organic carbon (C) and (e) erodible fraction (FE) of the A horizon, in each site (1, 2, 3, 4, 5 and 6) and transect. Similar capital letters indicate non-significant differences between transects; similar lower case letters indicate non-significant differences between sites ( $p > 0.05$ ).

La fracción textural predominante en el A de todos los sitios estudiados fue el limo. Esto se debería a su alta concentración en los sedimentos eólicos acumulados, ya que se trata de la fracción granulométrica más fácilmente transportable por el viento (Aimar et al., 2012). Resultados similares fueron encontrados por

Avecilla et al. (2023), quienes estudiaron la depositación actual de sedimentos eólicos en un bosque de caldén de la RSA, encontrando que los limos representan aproximadamente un 40% y la arena muy fina un 20% de su granulometría. Las arcillas se encuentran en menor proporción como partículas sueltas o formando micro agregados de tamaño limo. La composición granulométrica, en general, se diferenció principalmente entre los sitios extremos 1 y 6, mientras que no existieron diferencias significativas entre los sitios 3, 4 y 5 (Fig. 4). El sitio 1 presentó la más alta concentración de arena (52%) (Fig. 4 c) y las más bajas de limo (Fig. 4 b) (36%) y de arcilla (12%) (Fig. 4 a), mientras que el sitio 6 presentó la más alta concentración de limo (57%) (Fig. 4 b) y la más baja de arcilla (17%) (Fig. 4 a). Teniendo en cuenta la dirección principal de los vientos, de SO a NE (Panebianco y Buschiazzo, 2008), la presencia de texturas más finas hacia el E podría explicarse por el transporte eólico de sedimentos de tamaño limo a las más largas distancias (Buschiazzo y Aimar, 2012).

La concentración de C orgánico del A, en general, tendió a aumentar hacia el E (Fig. 4 d). El A presentó en el sitio 5 la concentración más alta de C orgánico (6,6%), mientras que los valores más bajos se registraron en los sitios 2 y 4 (2,4%) aunque no existieron diferencias significativas entre estos dos y las concentraciones de los sitios 1 (2,9%), 3 (3,3%) y 6 (4,4%). Las mayores concentraciones de C orgánico hacia el E coinciden con el mayor espesor del A, la mayor concentración de limo y las mayores precipitaciones medias anuales en ese mismo sentido. La presencia de texturas más finas conferiría al suelo una mayor capacidad de almacenamiento de agua, lo que favorecería la acumulación de materia orgánica (Munn et al., 1978). Esto explicaría el color más oscuro y el mejor desarrollo de la estructura hacia el E.

La FE fue utilizada como un índice de la agregación de los horizontes A, i.e., porcentaje de agregados de tamaño menor a 0,84 mm. La FE fue la más alta en el sitio 2 (37%) (Fig. 4 e), y menor (19% en promedio) y similar en el resto de los sitios. Los valores de FE tendieron a ser menores en los sitios donde los sedimentos fueron más potentes y donde el suelo presentó mayores proporciones de arcilla y materia orgánica, posiblemente producto de una mayor capacidad de retención de agua y mayores aportes de biomasa vegetal (Buschiazzo y Taylor, 1993; Aimar et al., 2012). Estos resultados son similares a los hallados por Berger et al. (2023), quienes, en un estudio desarrollado en una transecta dentro de un bosque de Caldén (sitio 5 de este trabajo), comprobaron que la FE del A aumentaba hacia el interior del bosque, conforme disminuían las concentraciones de las fracciones granulométricas más finas, arcilla y limo, y el C orgánico total, posiblemente aportados por sedimentación.

## CONCLUSIÓN

Los resultados indican que el grado de evolución del suelo desarrollado por encima de una capa de ceniza volcánica depositada en 1932, presentó una tendencia a incrementar de O a E, con una tasa máxima potencial de formación de suelo de 0,12 cm año<sup>-1</sup> en el extremo E. La mayor tasa de depositación de sedimento eólico, el mayor espesor, las más altas precipitaciones medias anuales, los mayores contenidos de fracciones texturales finas (principalmente limo) y de C orgánico hacia el E, estarían determinando una mayor capacidad de retención de agua y de humificación lo que redundaría en colores más oscuros y mejor estructura, lo que es indicador de un mayor grado de evolución del suelo en dicho sentido.

Estos resultados son de interés para valorizar el rol de los relictos de bosque de Caldén, inmersos en un área de erosión eólica activa como lo es el área productiva de la RSA, como mitigadores de los efectos del transporte de sedimento eólico. También, para cuantificar tasas potenciales de formación de suelo y estimar valores permisibles de erosión, por ejemplo.

## AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen a F. Gaspera, L. Carletto, F. Brun, M. y L. Pundang, H. Capello, E. Mass, C. Álvarez, G. Sánchez y J. Isasti por la información brindada y facilitarnos el acceso a los sitios de estudio. También a los revisores de este trabajo, quienes a través de sus sugerencias, posibilitaron su mejora.

## REFERENCIAS

- Aimar, S. B., Méndez, M., Funk, R. y Buschiazzo, D. E. (2012). Soil properties related to potential particulate matter emissions (PM10) of sandy soils. *Aeolian Research* 3, 437-443. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2010.12.001>
- Avecilla, F., Panebianco, J. E., Iturri, L. A., De Oro, L. A., Comas, R. N. y Buschiazzo, D. E. (2023). Dust deposition in agricultural landscapes: Temporal and spatial dynamics along a transect into a natural forest patch. *Aeolian Research*, 63-65, 100887. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2023.100887>

- Belmonte, M. L., Casagrande, G. A., Deanna, M. E., Olguín Páez, E., Farrell, A. y Babinec, F. J. (2016). Estadísticas Agroclimáticas de la EEA Anguil Ing. Agr. Guillermo Covas. Ediciones INTA, Anguil. <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/15625>
- Berger, M. G., Iturri, L. A. y Buschiazzi, D. E. (2023). Evolución del suelo en sedimentos eólicos de depositación reciente en el semiárido. Efecto de espesores variables. *Ciencia del Suelo*, 41(1). <https://ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/769>
- Buschiazzi, D. E. y Aymar, S. B. (2012). Erosión eólica: Procesos y Predicción. En Golberg, A. D. y Kin, A. G. (Eds) (pp. 21-32). *Viento, Suelo y Plantas*. Ediciones INTA.
- Buschiazzi, D. E. y Taylor, V. (1993). Efectos de la erosión eólica sobre algunas propiedades de suelos de la región Semiárida Pampeana Central. *Ciencia del Suelo* 10, 46-53. [https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol\\_10y11n1y2/Buschiazzi.pdf](https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_10y11n1y2/Buschiazzi.pdf)
- Buschiazzi, D. E., Estelrich, H. D., Aymar, S. B., Viglizzo, E. y Babinec, F. J. (2004). Soil texture and tree coverage influence on organic matter. *Journal of Range Management*, 57, 511-516. [http://dx.doi.org/10.2111/1551-5028\(2004\)057\[0511:STATCI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.2111/1551-5028(2004)057[0511:STATCI]2.0.CO;2)
- Buschiazzi D. E., Roberto Z. E., Colazo J. C. y Panebianco J. E. (2015). Provincia de La Pampa. En: Casas R. y G. Albarracín (Eds.). *El deterioro del suelo y del ambiente en Argentina*. FECIC.
- Camilión, C. M., Zárate, M. A. y Iasi, R. R. (1990). Granitoides, depósitos coluviales y desarrollo de suelos complejos en el Cerro El Sombro, partido de Lobería, Buenos Aires. *Ciencia del Suelo*, 8: 211-221.
- Chepil, W. S. (1962). A compact rotary sieve and the importance of dry sieving in physical analysis. *Soil Science Society of America Proceedings*, 26, 4-6. <https://doi.org/10.2136/sssaj1962.03615995002600010002x>.
- Ciccolella, P., Caso, M. V., Gurevich, R. y Montenegro, I. (1998). *El libro Geografía: Territorios y ambientes en la Argentina contemporánea*. 3ª ed., Aique, Buenos Aires.
- Colazo, J. C. y Buschiazzi, 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>.
- Conen, F. y Leifeld, J. (2014). A new facet of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 185: 186-187. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.024>
- Cosentino, N. J., Gaiero, D. M., Torre, G., Pasquini, A. I., Coppo, R., Arce, J. M. y 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>
- Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., González L., Tablada M. y Robledo C. W. (2017). Grupo InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Etchevehere, P. H. (1976). *Normas de reconocimiento de suelos*. Departamento de Suelos, INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Hepper, E. N., Larroulet, M. S., Belmonte, V. y Urioste A. M. (2013). Propiedades edáficas de un suelo del caldenal pampeano en parches con diferente vegetación. *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*, 2(23).
- 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. y Buschiazzi, 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>.
- Iturri, L. A., Funk, R., Leue, M., Sommer, M. y Buschiazzi, D. E. (2017). Wind sorting affects differently the organo-mineral composition of saltating and particulate materials in contrasting texture agricultural soils. *Aeolian Research*, 28, 39-49. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2017.07.005>.
- Iturri, L. A., Funk, R., Sommer, M. y Buschiazzi, D. E. (2020). Elemental composition of wind-blown sediments from contrasting textured soils. *Aeolian Research*, 48, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2020.100656>
- Larsson, W. (1937). Vulkanische Asche vom Ausbruch des chilenischen Vulkans Quizapú (1932) in Argentina gesammelt. Eine Studie über äolische Differentiation. *Bulletin Geological Institution of Upsala*, 26, 27-52.
- Morici, E. F. A., Muñio W., Ernst, R., Berrueta, M. A., Urioste A. y Hepper E. (2009). Respuesta del pastizal del Caldenal a una quema controlada. En Actas V Congreso Nacional, II Congreso del Mercosur y I Jornada Técnica de Productores Sobre Manejo de Pastizales Naturales. Corrientes, Argentina.132.
- Munn, L. C., Nielsen G. A. y Mueggler, W. F. (1978). Relationships of soils to mountain and foothill range habitat rypes and foothill range habitat production types and production in western Montana. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 135-139. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200010030x>
- Norma IRAM-SAGPyA 29571-3:2011-(2017). Calidad ambiental – calidad del suelo. Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 3 - Determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante, escala micro.
- Panebianco, J. E. y Buschiazzi, D. E. (2008). Wind erosion predictions with the Wind Erosion Equation (WEQ) using different climatic factors. *Land Degradation and Development* 19, 36-44. <https://doi.org/10.1002/ldr.813>
- Sayago, J. M., Collantes, M. M., Karlson, A. y Sanabria, J. (2001). Genesis and distribution of the late Pleistocene and Holocene loess of Argentina: a regional approximation. *Quaternary International* 76, 247-257. [https://doi.org/10.1016/S1040-6182\(00\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S1040-6182(00)00107-5)

Schaetzl, R. J., Bettis III, E. A., Crouvi, O., Fitzsimmons, K. E., Grimley, D. A., Hambach, U.,

Lehmkuhl, F., Marković, S. B., Mason, J. A., Owczarek, P., Roberts, H. M., Rousseau, D.-D., Stevens, T., Vandenberghe, J., Zárate, M., Veres, D., Yang, S. L., Zech, M., Conroy, J. L., Dave, A. K., Faust, D., Hao, Q. Z., Obrecht, I., Prud'homme, C., Smalley, I., Tripaldi, A., Zeeden C. y Zech, R. (2018). Approaches and challenges to the study of loess—Introduction to the LoessFest special issue. *Quaternary Research* 89, 563–618. <https://doi.org/10.1017/qua.2018.15>

Shao, Y., Lu, H. (2000). A simple expression for wind erosion threshold friction velocity. *Journal of Geophysical Research* 105 (D17), 22437–22443. <http://dx.doi.org/10.1029/2000JD900304>

Steinke, I.; Funk, R.; Busse, J.; Iturri, L. A.; Kirchen, S.; Leue, M.; Möhler, O.; Schwartz, T.; Schnaiter, M.; Sierau, B.; Toprak, E.; Ullrich, R.; Ulrich, A.; Hoose, C. y Leisner, T. (2016). Ice nucleation activity of agricultural soil dust aerosols from Mongolia, Argentina and Germany. *Journal of Geophysical Research – Atmospheres*.121: 1-18. <https://doi.org/10.1002/2016JD025160>

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. <https://www.ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/458>

Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30, 377-392. <https://doi.org/10.1086/622910>.

Zárate, M. A. (2007). Loess records | South America. En Elias, S.A. (Ed.) (pp. 1466–1479), *Encyclopedia of Quaternary Science*. Elsevier.

Zárate, M. A. y Tripaldi, A. (2012). The aeolian system of central Argentina. *Aeolian Research*, 3, 401-417. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2011.08.002>

Zárate, M. A. y Mehl, A. E. (2020). Materiales parentales de los suelos de la Llanura Pampeana: El aporte volcánico andino. En Imbellone, P y Barbosa, O. A. (Eds.) *Suelos y Vulcanismo: Argentina* (pp. 71-87). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.

## DEGRADACIÓN DEL SUELO: EFECTO SOBRE LA TASA DE ENRIQUECIMIENTO

Micaela Gisel Berger<sup>1,\*</sup>, Daniel Eduardo Buschiazzi<sup>1</sup>, Laura Antonela Iturri<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam)

<sup>2</sup> Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam)

### RESUMEN

La tasa de enriquecimiento (ER) es utilizada para evaluar la pérdida relativa de parámetros como arcilla, limo y C orgánico en materiales erosionados por agua o viento. Al degradarse el suelo aumentarían sus concentraciones en el material erosionado, incrementándose ER. Esto se evaluó analizando concentraciones de distintos parámetros en tres suelos texturalmente diferentes, muestreados en tres momentos, y en su material particulado (PM). Contrariamente a lo esperado, las concentraciones de los parámetros se mantuvieron constantes en PM, pero aumentaron las ER. Esto se debió a disminuciones de las concentraciones en los suelos y no a incrementos en el PM.

**Palabras clave:** composición del suelo; material particulado; semiárido; erosión eólica

## SOIL DEGRADATION: EFFECT ON THE ENRICHMENT RATIO

### ABSTRACT

The enrichment ratio (ER) is used to evaluate the relative loss of parameters such as clay, silt and organic C content in water or wind eroded materials. As the soil degrades, the concentrations of clay, silt and organic C in the eroded material would increase, thus increasing ER. This was evaluated by analyzing the concentrations of those parameters in three soils with different texture, sampled at three different times, and in the soils particulate matter (PM). Contrary to expectations, the concentrations of the parameters evaluated remained relatively constant in PM, but the ER increased. This was due to decreases in the concentrations in the soils and not to increases in PM.

**Keywords:** soil composition; particulate matter; semiarid; wind erosion

### INTRODUCCION

Los suelos sufren modificaciones constantemente debido a diferentes factores como el tipo de manejo del suelo, las condiciones meteorológicas y la erosión eólica (Buschiazzi y Zobeck, 2008; Méndez y Buschiazzi, 2010). Este último, es uno de los procesos más importantes de degradación de suelos en ambientes áridos y semiáridos. Produce la remoción del material superficial terrestre, por selección y transporte por medio del viento de las partículas más finas y livianas del suelo (arcilla y materia orgánica). Debido a estos procesos, los suelos pueden sufrir modificaciones en las concentraciones de algunos parámetros edáficos (Stocking, 1984) como las fracciones texturales y el contenido de C orgánico. Para evaluar la pérdida de fracciones texturales, como la arcilla y el limo, y de C orgánico en el material erosionado por agua o viento son utilizadas las tasas de enriquecimiento (cuyo acrónimo es ER, del inglés enrichment ratios) (Aimar et al., 2012; Iturri et al., 2017). Las ER se calculan a partir del cociente entre la concentración de un determinado parámetro edáfico en un sedimento y la concentración de ese mismo parámetro en el suelo fuente de dicho sedimento (Sterk et al., 1996). Valores mayores a 1,0, indican la acumulación de una fracción textural

\* Autor de contacto:  
mgberger@conicet.gov.ar

Recibido:  
22-04-24

Recibido con revisiones:  
24-06-24

Aceptado:  
10-07-24

en el sedimento eólico respecto de su concentración en el suelo, mientras que valores menores a 1,0 indican que prevalecería en el suelo. Al degradarse el suelo por efecto de la erosión eólica combinada con las prácticas de manejo agrícolas desarrolladas a lo largo del tiempo, en general, aumentaría la concentración de los mencionados parámetros edáficos en el material erosionado por acción del viento, incrementándose el valor de ER.

El objetivo de este estudio es analizar el efecto que tienen las modificaciones de los suelos agrícolas a lo largo del tiempo en los valores de ER.

### MATERIALES Y MÉTODOS

Se eligieron tres suelos de tres sitios diferentes de La Pampa, susceptibles a la acción del viento debido a su textura gruesa y bajo contenido de C orgánico: un suelo arenoso franco (AF, 37°19'56,34" S 64°22'20,80" W) y dos suelos francos (F1, 35°48'30,57" S 64°20'08,35" W y F2, 36°22'49,42" S 64°17'47,99" W). El material parental de los suelos es material loésico del Holoceno y Pleistoceno con influencia de materiales piroclásticos (Zárate, 2003). Los suelos pertenecían a establecimientos privados donde la agricultura se practica de forma continua durante al menos los últimos 80 años, en secano, con dosis muy bajas de fertilizantes.

Los suelos se muestrearon tres veces, en 1996, 2005 y 2016, siguiendo la misma metodología. Las muestras se tomaron por triplicado hasta una profundidad de 20 cm. Cada muestra estaba compuesta por tres submuestras tomadas de superficies de 10 m<sup>2</sup>. Una vez trasladadas al laboratorio, se acondicionaron mediante secado al aire a efectos de atemperar cualquier proceso que pudiera modificarlas. Posteriormente, fueron tamizadas a través de malla de 2 mm. Se almacenaron en recipientes plásticos nuevos, limpios y herméticos, a temperatura controlada (ambiente) y al resguardo de la humedad y la luz, asegurando su óptima conservación (Norma IRAM 29402-1:1998).

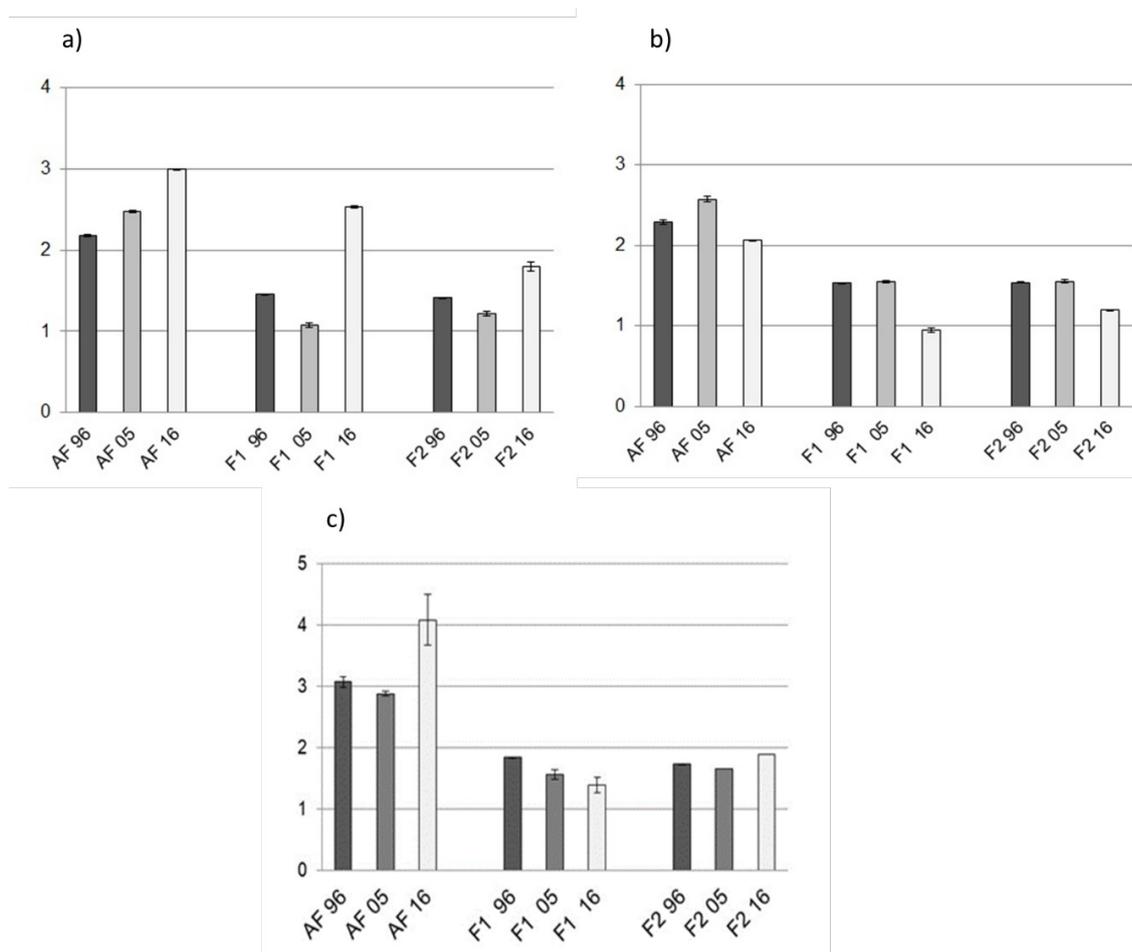
El material particulado (PM, de su acrónimo del inglés Particulate Matter), i.e., las partículas con un diámetro inferior a 63 µm que podrían ser emitidas y luego transportadas por el viento (Buschiazzo y Funk, 2015), se separó de cada suelo en cada fecha de muestreo mediante un generador de polvo de laboratorio basado en la adsorción electrostática (Easy Dust Generator, EDG) (Méndez et al., 2013).

En todas las muestras se analizó: 1) la granulometría según Wentworth (1922) mediante un contador de partículas láser (Mastersizer 2000, Malvern Instruments) y 2) la concentración total de C mediante combustión seca usando un analizador elemental (TruSpec CNS, LECO Instruments GmbH, DIN ISO 10694). Dado que no se detectó C mineral, el C total corresponde al C orgánico total.

Las ER se calcularon para cada muestra y fecha. Se realizó un ANOVA simple ( $\alpha = 0,05$ ) para analizar las diferencias en las concentraciones de arcilla, limo y C orgánico. Se realizó un análisis de regresión lineal entre las concentraciones de arcilla y limo, y C orgánico y sus ER para todos los suelos y fechas. Todos los análisis se realizaron mediante Microsoft Excel/2019 e Infostat (Di Rienzo et al., 2020).

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

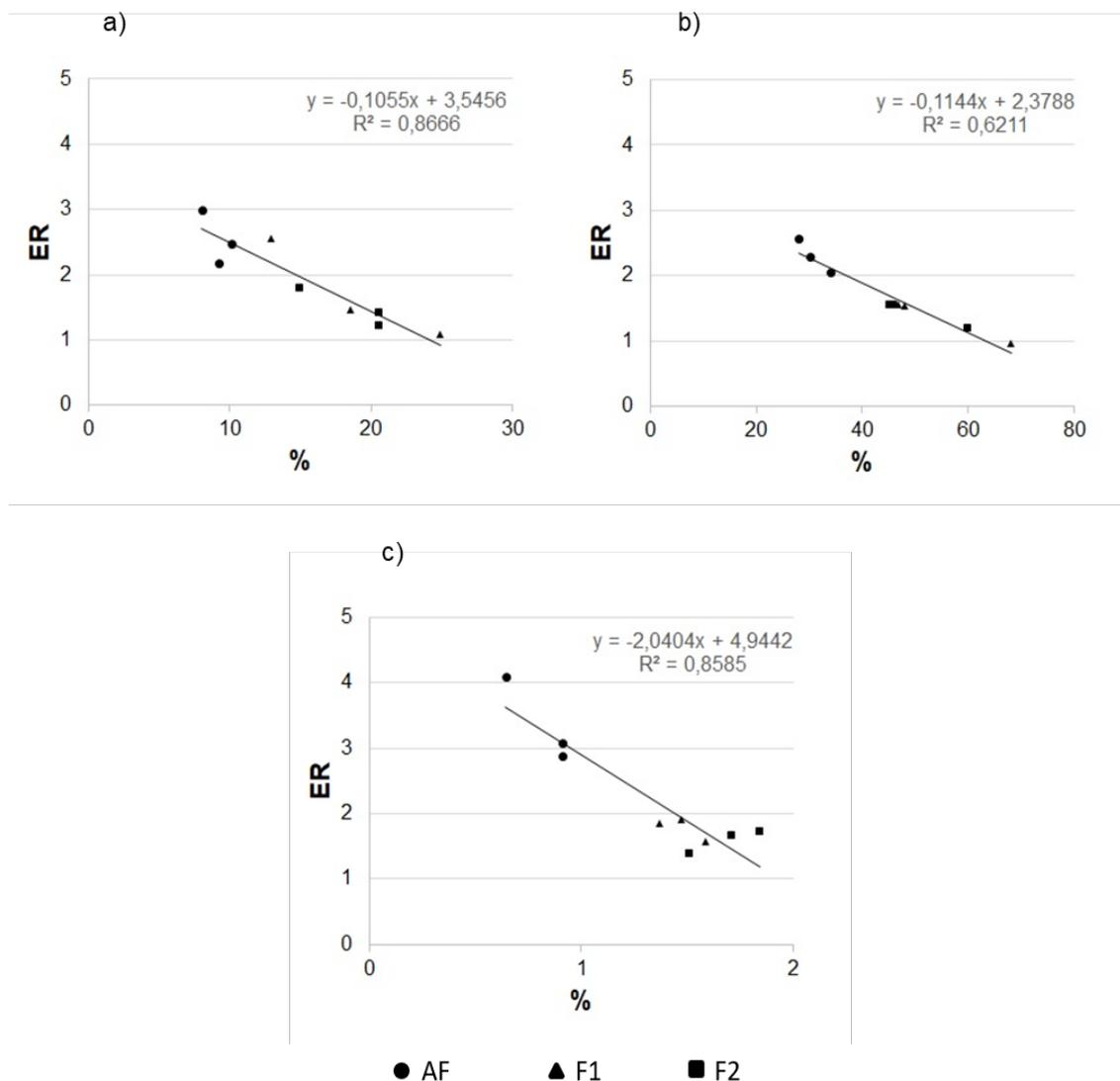
Las ER fueron mayores a 1,0 en todos los suelos y fechas (Fig.1). Las ER en AF (hasta 4,0 en general para arcilla, limo y C orgánico) fueron mayores que en F1 y F2 (entre 1,0 y 2,5) (Fig. 1).



**Figura 1:** Tasas de enriquecimiento (ER) de a) arcilla, b) limo y c) C orgánico de AF (suelo arenoso franco), F1 (suelo franco 1) y F2 (suelo franco 2) en 1996, 2005 y 2016. Las barras de error indican la desviación estándar.

**Figure 1:** Enrichment ratios (ER) of a) clay, b) silt and c) organic C of AF (sandy loam soil), F1 (loam soil 1), and F2 (loam soil 2) in 1996, 2005 and 2016. Error bars indicate standard deviation.

Los resultados de la Figura 1 podrían interpretarse como que el PM fue más concentrado en arcilla, limo y C orgánico que el de los suelos de origen. También, que el PM del suelo AF tiene una concentración más alta de dichos parámetros que el de los suelos más finos, F1 y F2. Sin embargo, los diferentes valores del ER de arcilla, limo y C orgánico entre suelos estuvieron dados por la diferente concentración de estos parámetros entre los suelos (en general, más altas en F1 y F2 que en AF, Figura 2) más que en el PM, en el que su concentración se mantuvo casi invariable (26% de arcilla, 70% de limo y 2,7% de C orgánico). Esto puede observarse en las significativas regresiones entre las concentraciones de arcilla, limo y C orgánico en los suelos y los ER, para todos los suelos y fechas de muestreo (Figura 2).



**Figura 2:** Regresiones lineales entre la composición de los suelos [AF (suelo arenoso franco), F1 (suelo franco 1) y F2 (suelo franco 2)], en términos de las concentraciones de a) arcilla, b) limo y c) C orgánico y las tasas de enriquecimiento (ER), en todas las fechas de muestreo (1996, 2005 y 2016).

**Figure 2:** Linear regressions between soil composition [AF (sandy loam soil), F1 (loam soil 1), and F2 (loam soil 2)], in terms of the concentrations of a) clay, b) silt and c) organic C and the enrichment ratios (ER), for all sampling times (1996, 2005 and 2016).

La mayor ER en AF que en F1 y F2 parece mostrar la mayor facilidad con la que las partículas individuales de arcilla y limo, y el C orgánico como parte de sustancias orgánicas de baja densidad, desagregadas, pueden acumularse en el PM del suelo AF que en F1 y F2. Esto coincide con resultados de Webb et al. (2013) e Iturri et al. (2017) en los cuales se encontró que los suelos de textura gruesa y escasa agregación, con bajos contenidos de C orgánico como parte de restos vegetales, acumulan arcilla, limo y C orgánico prácticamente de forma exclusiva en su PM. En los suelos de textura más fina, en los cuales el C se encuentra formando parte de polisacáridos en agregados de diferente tamaño, el transporte de dichas especies se produce, además, en fracciones más gruesas que el PM, i.e., agregados y micro agregados.

Por lo tanto, el análisis de las ER pareció contribuir a interpretar la diferente erodabilidad de los suelos, i.e. los cambios en su composición fisicoquímica en términos de las concentraciones de arcilla, limo y C orgánico a lo largo del tiempo, más que la acumulación o potencial pérdida de esos componentes en el PM. Un mayor número de suelos debería ser analizado para validar las tendencias aquí mostradas y así fortalecer la discusión sobre la interpretación más frecuente que se realiza a partir de las ER.

## CONCLUSIÓN

Los resultados permitieron deducir que el uso de las ER no siempre sería adecuado para interpretar la pérdida relativa de un componente del suelo debido a su acumulación preferencial en el PM. Esto se debería a que la comparación de valores distintos de ER entre suelos que se modifican en el tiempo por diversas causas aquí no estudiadas podría indicar la diferente capacidad de un suelo para emitir PM, más que diferencias en la composición de dicha fracción.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio contó con el apoyo del proyecto de cooperación internacional "Multiscale analysis of quantitative and qualitative fine particulate matter emissions from agricultural soils of La Pampa, Argentina" (MIN-CyT-CONICET-DFG) FU247/10-1, y los proyectos PICT 2017 N°2111, PICT 2019 N°2154, POIRe UNLPam 2019-02 y PIP 2020 N°321.

## REFERENCIAS

- Aimar, S. B., Méndez, M. J., Funk, R. y Buschiazzo, D. E. (2012). Soil properties related to potential particulate matter emissions (PM10) of sandy soils. *Aeolian Research*, 3, 437–443. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2010.12.001>
- Buschiazzo, D. E. y Funk, R. (2015). Wind erosion of agricultural soils and the carbon cycle. En: S.A. Banwart, E. J. Noellemeier y E. Milne, E. (Eds.), *Soil Carbon Science, Management and Policy for Multiple Benefits*. CAB International, 161–168. <https://doi.org/10.1079/9781780645322.0161>
- Buschiazzo, D. E. y Zobeck, T. M. (2008). Validation of WEQ, RWEQ and WEPS wind erosion for different arable land management systems in the Argentinean Pampas, *Earth Surface Processes and Landforms*, 33, 1839. <https://doi.org/10.1002/esp.1738>
- Buschiazzo D. E., Zobeck T. M. y Abascal, S. A. (2007). Wind erosion quantity and quality of an Entic Haplustoll of the semi-arid Pampas of Argentina. *Journal Arid Environments*, 69, 29–39. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.08.013>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves F., Balzarini, M. G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C. W. (2020) InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Iturri, L. A., Funk, R., Leue, M., Sommer, M. y Buschiazzo, D. E. (2017). Wind sorting affects differently the organo-mineral composition of saltating and particulate materials in contrasting texture agricultural soils. *Aeolian Research*, 28, 39 – 49. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2017.07.005>
- Méndez, M. J. y Buschiazzo, D. E. (2010). Wind erosion risk in agricultural soils under different tillage systems in the semiarid Pampa of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 106, 311–316. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.10.010>
- Méndez, M. J., Panebianco, J. E. y Buschiazzo, D. E. (2013). A new dust generator for laboratory dust emission studies. *Aeolian Research*, 8, 59–64. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aeolia.2012.10.007>
- Norma IRAM 29402-1:1998 (equivalente ISO 11464:1994). Calidad del suelo. Pretratamiento de muestras para análisis físico-químicos.
- Sterk, G., Herrmann, L. y Bationo, A. (1996). Wind-blown nutrient transport and soil productivity changes in Southwest Niger. *Land Degradation and Development*, 7 (4), 325–335. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199612\)7:4<3C325::AID-LDR237%3E3.0.CO;2-Q](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199612)7:4<3C325::AID-LDR237%3E3.0.CO;2-Q)
- Stocking, M. (1984). Erosion and soil productivity: a review. Consultants' working Paper N° 1 AGLS, FAO, Roma, 102.
- Webb, N. P., Strong, C. L., Chappell, A., Marx, S. K. y McTainsh, G. H. (2013). Soil organic carbon enrichment of dust emissions: magnitude, mechanisms and its implications for the carbon cycle. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38, 1662–1671. <https://doi.org/10.1002/esp.3404>
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30, 377–392. <https://www.jstor.org/stable/30063207>
- Zárate, M. A. (2003). Loess of southern South America. *Quaternary Science Reviews*, 22, 1987–2006. [https://doi.org/10.1016/S02773791\(03\)00165-3](https://doi.org/10.1016/S02773791(03)00165-3)

## VARIABLES EDAFICAS EN RESPUESTA A DISTINTAS CARGAS ANIMALES SOBRE LA PROMOCIÓN DE ESPECIES INVERNALES EN UN ARGIACUOL

Natalia Elisabet Machetti<sup>1,\*</sup>; Andrea Edith Pellegrini<sup>1</sup>; Federico E. Fernández<sup>1</sup>; María Lorena Agnelli<sup>1</sup>; Pablo Raúl Gelati<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata

### RESUMEN

Existen contradicciones respecto al efecto del manejo ganadero sobre variables del suelo. Algunos antecedentes mencionan incrementos de carbono orgánico con efectos favorables sobre propiedades físicas, otros hacen referencia a aspectos negativos sobre las mismas. Se planteó como objetivo evaluar el impacto de diferentes cargas de pastoreo animal sobre propiedades físicas y físico-químicas de un suelo Argiacuol vértico con promoción de especies invernales en la Cuenca del Salado. Muestreos: mayo 2016 a la salida de los animales (M1) y octubre 2023 previo a la entrada (M2). Los tratamientos fueron: clausura desde 2011 (C), pastoreo con baja (BC) y alta carga animal (AC). Se muestreó a 0-15 cm para determinar textura, pH, carbono orgánico del suelo (COS), estabilidad estructural expresada como diámetro medio ponderado (DMP), densidad aparente (Dap) y stock de carbono (stock de C). Las variables se analizaron según momentos y tratamientos. El pH no presentó diferencias. El COS fue 22% mayor en M2 respecto a M1 y 46% mayor en BC y 35% en AC respecto a C. El DMP fue mayor en BC y AC respecto a C, 176% y 82% en M1; y 51% y 40% en M2, respectivamente. El DMP se correlacionó positiva y linealmente con COS ( $r=0,89$ ,  $P<0,01$ ) y con stock de C ( $r=0,86$ ,  $P<0,01$ ). Los lotes pastoreados, en M1 presentaron mayor Dap que M2, asociado al momento de muestreo. El stock de C fue mayor en BC y AC respecto a C en ambos momentos, se correlacionó positiva y linealmente con el COS ( $r=0,68$ ,  $P<0,01$ ), pero no con la Dap. El pastoreo animal respecto a áreas clausuradas produjo mejoras en las condiciones estructurales del suelo y el stock de C, asociados a incrementos de COS. La Dap solo se vio afectada por el pastoreo cuando fue evaluada posterior a la salida de los animales.

**Palabras clave:** carbono orgánico del suelo, estabilidad estructural, pastoreo bovino, Cuenca del Salado

## EDAPHIC VARIABLES IN RESPONSE TO DIFFERENT STOCKING RATES ON A GRASSLAND WITH MANAGEMENT-PROMOTED WINTER GRASS SPECIES IN AN ARGIAQUOL

\* Autor de contacto:  
nataliaemachetti@gmail.com

Recibido:  
22-12-23

Recibido con revisiones:  
13-06-24

Aceptado:  
20-06-24

### ABSTRACT

There are contradictions regarding the effect of livestock management on soil variables. Some authors mention increases in organic carbon with favorable effects on physical properties, while others refer to negative impacts on them. The objective of this study was to evaluate the impact of different grazing animals stocking rates on physical and physicochemical properties of a Vertic Argiaquol soil with management-promoted winter species in the Salado Basin. The treatments included low (BC) and high stocking rates (AC), as well as an ungrazed control since 2011 (C). Soil samples were taken at 0-15 cm in May 2016 at the exit of the animals after grazing (M1) and in October 2023 prior to grazing (M2) to determine texture, pH, soil

organic carbon (COS), structural stability expressed as weighted mean diameter (DMP), bulk density (Dap) and carbon stock (CS). Soil variables were analyzed in relation to treatment (BC, AC, and C) and sampling time (M1 and M2). The pH was similar across treatments and sampling times. The COS was 22% higher in M2 compared to M1 and 46% and 35% higher in BC and AC, respectively, as compared to C. The DMP was higher both in BC and AC compared to C (176% and 82% in M1; and 51% and 40% in M2, respectively). The DMP was positively and linearly correlated with COS ( $r=0.89$ ,  $P<0.01$ ) and with CS ( $r=0.86$ ,  $P<0.01$ ). Grazed plots in M1 presented greater Dap than M2, associated with the sampling time. The CS was greater under BC and AC with respect to C at both sampling times, and it was positively and linearly correlated with the COS ( $r=0.68$ ,  $P<0.01$ ), but not with the Dap. Animal grazing improved soil structural conditions and CS, associated with increases in COS. The Dap was only affected immediately after grazing.

**Keywords:** soil organic carbon, structural stability, beef cattle grazing, Salado River Basin

## INTRODUCCIÓN

La Cuenca del Salado, que incluye casi la totalidad de las cuencas de los ríos Salado y Samborombón, abarca una extensión de aproximadamente 9 millones de hectáreas, correspondiente al 30% de la superficie total de la provincia de Buenos Aires (Némoz et al., 2013). Sus suelos presentan baja fertilidad y frecuentes inundaciones, por lo que se dificulta la implantación de pasturas y cultivos (Soriano et al., 1991). Cuando ingresó el modelo Revolución Verde a la región pampeana, la Cuenca del Salado fue considerada como un área de baja importancia, y su limitante para desarrollar la agricultura masivamente llevó a que continuaran los sistemas productivos ganaderos, principalmente bajo pastizales naturales y con baja utilización de insumos externos (Cieza, 2020).

En la también llamada depresión del Salado una de las estrategias implementadas para aumentar la producción primaria en invierno, es la promoción de especies invernales (Fernández et al., 2020; Rodríguez y Jacobo, 2010), las cuales son utilizadas mediante pastoreo directo por las categorías más jóvenes del ganado bovino. El pastoreo directo establece una serie de acciones físicas entre el animal y el ecosistema pastoril, que generan modificaciones en las características de la vegetación y del suelo (Denoia et al., 2020).

El impacto del pastoreo en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo (COS) es particularmente controvertido. Henderson et al. (2004) investigaron la respuesta del COS a la exclusión del pastoreo a largo plazo. Analizaron tratamientos con y sin pastoreo en 9 sitios y no observaron un efecto consistente del pastoreo sobre el COS. Wu et al. (2008), determinaron aumento del almacenamiento de COS en lotes con exclusión del pastoreo a largo plazo. En cambio, Gill (2007) evaluó la influencia de 90 años de exclusión respecto a sitios pastoreados y determinó que el pastoreo no tuvo un impacto significativo sobre el COS. Conant et al. (2001) concluyeron que los pastizales pueden actuar como un importante sumidero de COS si se implementa un manejo planificado.

Las razones que justifican los incrementos de COS bajo pastoreo tienen como eje el aporte vegetal. Jacobo et al. (2006) en establecimientos de la Cuenca del Salado hallaron que el pastoreo rotativo promovió grupos florísticos de alto valor forrajero y la reducción de suelo desnudo mediante la acumulación de broza. A su vez, debido a que la carga utilizada fue un 60% superior a la carga promedio de la región, concluyeron que es posible compatibilizar los objetivos productivos y la sustentabilidad de los pastizales mediante el pastoreo rotativo. El COS, formado por compuestos de diversa naturaleza química y estado de descomposición, interviene sobre la reacción del suelo (pH) (Martínez et al., 2008). La materia orgánica en descomposición produce iones de hidrógeno ( $H^+$ ), los cuales son responsables de la acidez del suelo (Zhang, 2022). También, la acumulación de broza en superficie incrementa el COS y, como consecuencia, mejora la estabilidad estructural y la adsorción de nutrientes (Teague et al., 2011).

La estructura del suelo ejerce influencia sobre las condiciones edáficas. A menudo se expresa como el grado de estabilidad de los agregados. La agregación resulta del reordenamiento, floculación y cementación de partículas. Está mediada por el COS, la biota, los puentes iónicos, la arcilla y los carbonatos (Bronick y Lal, 2005). Al igual que con el COS, existen controversias acerca de los efectos del pastoreo sobre la estabilidad estructural del suelo (Taboada y Micucci, 2009; Amorin et al., 2020; Zhang et al., 2022).

En contraposición a los beneficios ambientales y edáficos, algunos autores mencionan al pisoteo animal durante el pastoreo como proceso generador de compactación superficial del suelo que afecta el hábitat de los microorganismos y la productividad de las pasturas (Medina et al., 2016). Al comparar suelos no

pastoreados con suelos pastoreados en forma continua, puede observarse que se producen aumentos significativos de densidad aparente (Dap) y resistencia a la penetración (Taboada, 2007). Se comprobó que las presiones ejercidas por los ovinos, cuando están parados, promedian 66 kPa y los vacunos 138 kPa. Estas presiones son equivalentes a las ejercidas por rodados de tractores no cargados (74 - 81 kPa), y las presiones de tracción (58 kPa) de vehículos arrastrados (Greenwood y Mc Kenzie, 2001). Debe considerarse que estas presiones aumentan durante el pastoreo, pues al caminar los animales sólo apoyan dos o tres de sus pezuñas y su impacto depende de las condiciones climáticas imperantes.

A partir de lo expuesto se plantea como hipótesis de este trabajo que el pastoreo animal en una promoción de especies invernales produce incremento de la estabilidad estructural y el stock de C, asociado a incremento de COS; y aumento de la Dap relacionado al pisoteo según la carga animal. Dichos incrementos son sensibles al momento de muestreo. Se planteó como objetivo evaluar el impacto de diferentes cargas de pastoreo animal sobre propiedades físicas y físico-químicas de un suelo Argiacuol vértico con promoción de especies invernales en la Cuenca del Salado.

### MATERIALES Y MÉTODOS

#### Sitios de ensayo y tratamientos

El ensayo se llevó a cabo en el establecimiento El Amanecer, propiedad de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), ubicado en Vieytes, partido de Magdalena, provincia de Buenos Aires sobre ruta 36 km 105 (35° 15' 13,56" S y 57° 37' 48,02" O). El suelo sobre el que se realizó el ensayo es un Argiacuol vértico, se encuentra en una posición del relieve intermedio a bajo, que sufre de anegamientos temporarios y tiene permeabilidad lenta debido a la presencia de un alto porcentaje de arcillas expandibles en el horizonte B<sub>t</sub> y su escasa pendiente (0,1%). La historia de los lotes sobre los que se realizaron las determinaciones se detallan en la Figura 1. En los periodos donde se realizó pastoreo continuo, los animales fueron ingresados a los lotes a mediados de mayo y retirados a fines de octubre (seis meses de descanso). El 1<sup>er</sup> muestreo (M1) se realizó luego de retirados los animales en el año 2016 y el 2<sup>do</sup> muestreo (M2) antes del ingreso de los animales en 2023. El tratamiento clausura se inició en el año 2011.

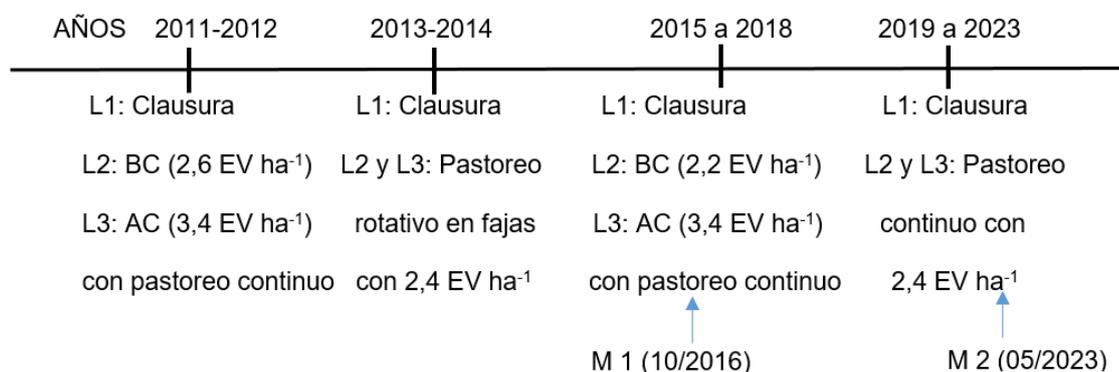


Figura 1: Historia de los lotes (L1, L2 y L3), según tratamientos: C= Clausura: lote con exclusión de pastoreo de bovinos, BC=baja carga animal bovina y AC=alta carga animal bovina, y momentos de muestreo: M1 = muestreo uno y M2 = muestreo dos. EV= equivalente vaca.

Figure 1: History of the fields (L1, L2 and L3), based on treatments: C= ungrazed control, BC= low stocking rate, and AC=high stocking rate, and sampling times (M1= sampling one and M2 = sampling two). EV= animal unit.

En todos los lotes se realizó promoción química anual de especies invernales. La cobertura vegetal de *Lolium multiflorum* (L) fue en promedio de 60 % y 40 % con *Bromus hordeaceus* (L), *Gaudinia fragilis* (L) P. Beauv. y *Bromus catharticus* (Vahl). La promoción química se realizó con herbicida de amplio espectro, Glifosato (N-fosfometilglicina, CAS 1071-83-6) 48% equivalente ácido, 2 L ha<sup>-1</sup>. Se fertilizó con 80 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de urea anualmente en otoño-invierno.

Para caracterizar los lotes sobre los que se realizó el estudio se determinó la textura hasta 15 cm de profundidad por el método de la pipeta de Robinson (Gee y Bauder, 1986). Los tres lotes presentaron textura franco arcillo limosa (Tabla 1).

**Tabla 1:** Distribución de tamaño de partículas (DTP) según tratamiento. A = arena, L = limo y arc = arcilla.

**Table 1:** Particle size distribution (DTP) in response to treatment. A = sand, L = silt and arc = clay.

Tratamiento	DTP (%)		
	A	L	arc
Clausura	3,2	67,7	29,1
Baja carga	3,7	65,6	30,7
Alta carga	2,1	63,2	34,7

#### Determinaciones en el suelo.

En M1 y M2 se tomaron tres muestras de suelo, con barreno, compuestas por 15 sub-muestras por tratamiento de 0-15 cm de profundidad., Se evaluó el pH actual por vía potenciométrica, con una relación 1:2,5 de suelo: agua, (SAMPLA, 2004) y COS por Walkley y Black micrométodo (SAMPLA, 2004).

Para la determinación de la estabilidad estructural: se tomaron tres muestras sin disturbar de 0-15 cm de profundidad por tratamiento, luego se tamizaron entre 3 y 5 mm. La estabilidad estructural se expresó a través del diámetro medio ponderado (DMP) analizado por el método Le Bissonnais et al. (1996) pre-tratamiento humectación rápida (HR).

Para obtener la Dap el método del cilindro (Blake y Hartge, 1986, en SAMPLA, 2004). Se utilizó un cilindro de 8 cm de altura con un sombrero de 2 cm. Se descartaron 1-2 cm antes de hincar el cilindro. De esta forma se analizó el horizonte superficial de 3 a 13 cm (muestra representativa de los primeros 15 cm de profundidad). Se tomaron 10 muestras por tratamiento y se llevaron a estufa 105° hasta peso constante.

El cálculo del stock de carbono se realizó a partir del COS y de la Dap hasta los 15 cm superficiales.

#### Análisis estadístico.

Todos los resultados de las variables medidas fueron evaluados estadísticamente conforme al diseño utilizado (ANOVA) y cuando se encontraron diferencias significativas las medias se compararon a través de comparaciones múltiples (Tukey,  $P < 0,01$ ). Las variables se analizaron según momento de muestreo y tratamientos (análisis factorial). Se realizó un análisis de correlación entre las variables edáficas estudiadas. Se utilizó el programa Infostat (2020).

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

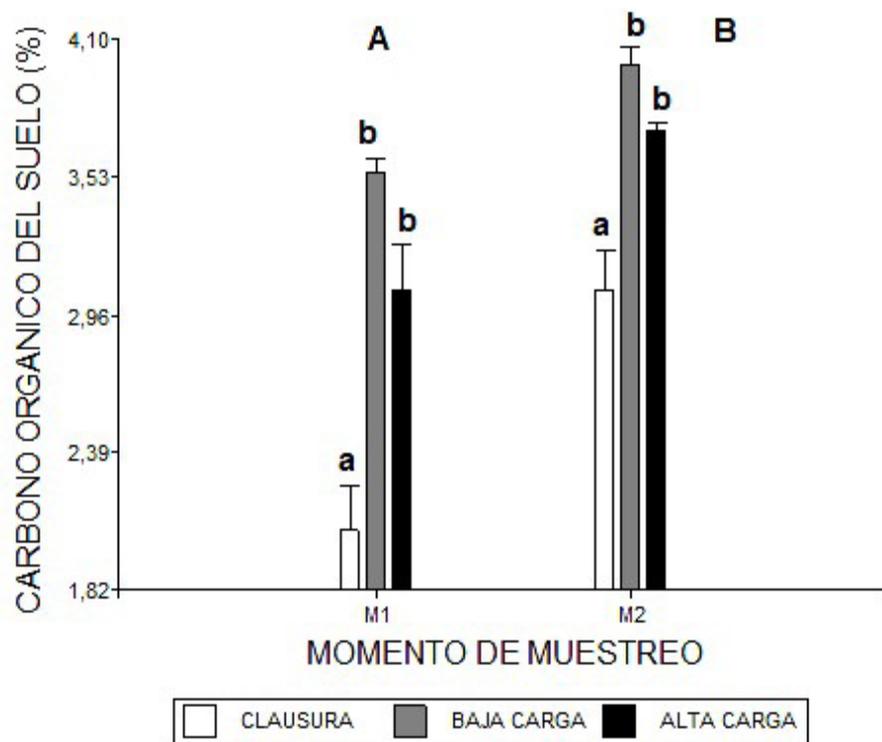
EL pH no presentó interacción entre los factores y tampoco presentó diferencias significativas para momento de muestreo y tratamientos ( $P > 0,05$ ) (Tabla 2). Este resultado coincide con Krutz et al. (2020), quienes compararon dos tratamientos con diferentes periodos de pastoreo y no hallaron diferencias entre los valores de pH. En cambio, Amorim et al. (2020) hallaron diferencias de pH entre suelos pastoreados y no pastoreados.

**Tabla 2:** pH según tratamiento y momento de muestreo (M1: muestreo uno y M2: muestreo dos). Letras iguales indican ausencia de diferencias mínimas significativas entre tratamientos según Test de Tukey ( $P < 0,01$ ).

**Table 2:** Soil pH in response to treatment and sampling time (M1: sampling one and M2: sampling two). Equal letters indicate no significant differences among treatments according to Tukey's Test ( $P < 0.01$ ).

Tratamiento	pH	
	M1	M2
Clausura	5,74 a	5,22 a
Baja carga	5,76 a	5,54 a
Alta carga	5,64 a	5,54 a

El COS no presentó interacción entre momentos de muestreo y tratamientos, pero sí presentó diferencias para cada uno de los factores. En M1 se observó un incremento del 22% respecto a M2 ( $P < 0,01$ ) y, según los tratamientos, fue 46% mayor en BC y 35% en AC respecto a C ( $P < 0,01$ ), sin presentar diferencias entre ambas cargas (Figura 2). El incremento del COS en M2 en los tres tratamientos se podría deber a que, como menciona Casal (2015), el uso de herbicida en una comunidad de pastizal de la Cuenca del Salado disminuiría la abundancia de especies dicotiledóneas de bajo valor forrajero en favor del aumento de las especies de mayor valor, como las gramíneas estivales. Estos cambios en la proporción de ambos grupos resultarían, a su vez, en una mayor productividad primaria neta, que representa el principal insumo de COS (Léfevre et al., 2017).



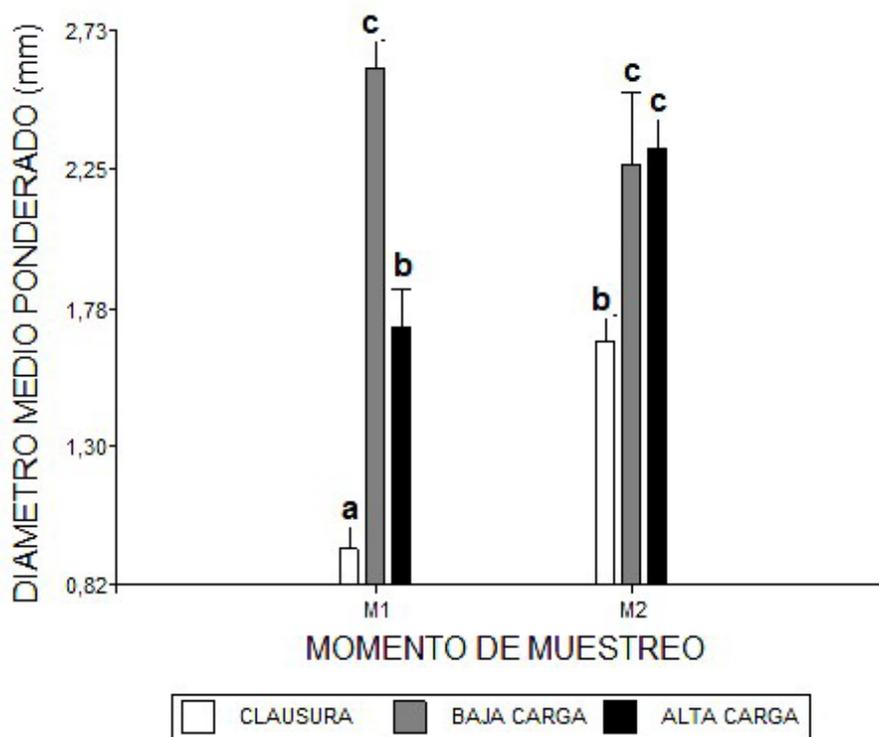
**Figura 2:** Carbono orgánico del suelo, según tratamiento: clausura, baja y alta carga animal determinado en M1 y M2. Letras mayúsculas diferentes indican diferencia significativa entre momentos de muestreo y minúsculas diferentes, entre tratamientos.

**Figure 2:** Soil organic carbon, in response to treatments (low and high stocking rates and ungrazed control) determined in M1 and M2. Different uppercase letters indicate significant differences between sampling moments and different lowercase letters show significant differences among treatments.

El incremento del COS en áreas pastoreadas respecto a la clausura fue también reportado por López Mársico et al. (2016), quienes hallaron que el pastoreo tuvo efecto positivo sobre la productividad primaria neta subterránea de un pastizal templado del Uruguay, lo que explicaría, en parte, la dinámica de secuestro de C en el suelo, un servicio ecosistémico particularmente valorado en los pastizales. Los mismos autores (López Mársico et al., 2024), hallaron que en pastizales del Río de La Plata la exclusión del pastoreo tuvo un efecto neutral sobre la tasa de rotación de la biomasa subterránea en los primeros 3 años, luego los efectos son principalmente negativos. Esto podría explicarse debido a que en los lotes con exclusiones ganaderas se acumula biomasa muerta en pie, lo que reduce la cobertura de plantas vivas y podría explicar la marcada diferencia en la tasa de rotación de la biomasa subterránea entre los sitios pastoreados y excluidos.

Algunos autores registraron mayor biomasa aérea y subterránea en sitios pastoreados que ayudarían a explicar las diferencias en COS obtenidas. Kurtz et al. (2016) cuantificaron masa aérea y hallaron que el pastoreo aumenta la materia verde, y el pisoteo incorpora la biomasa aérea al suelo. Derner et al. (2006) observaron que en sitios pastoreados se produce un mayor contenido de raíces finas que aumentan el contenido de COS en el suelo. Según Haynes y Williams (1993) mayores aportes de materia orgánica en suelos bajo pastoreo son atribuibles a la mayor renovación de raíces y aporte de hojarasca.

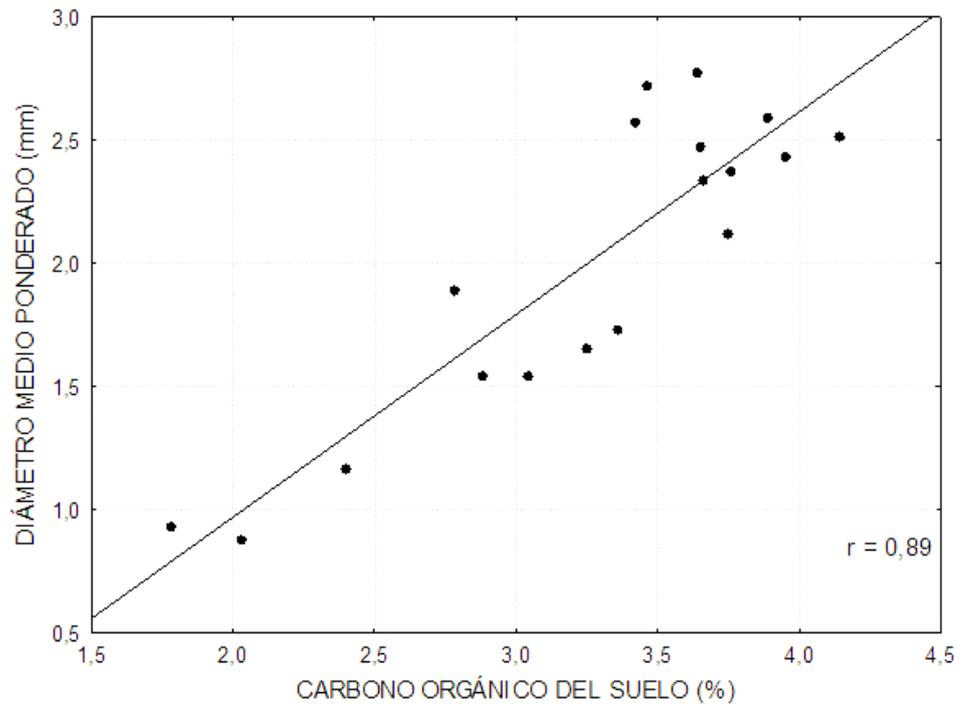
La estabilidad estructural expresada como DMP, presentó interacción entre los factores ( $P < 0,01$ ) (Figura 3). Los tratamientos BC y AC presentaron mayor DMP que C, 176% y 80% en M1, y 51% y 38,6% en M2, respectivamente. En M1, BC presentó mayor DMP que AC. En coincidencia con este trabajo en M1, Zhang et al. (2022) hallaron que el pastoreo con baja carga aumentó la estabilidad de los agregados en comparación con la alta carga. Amorim et al. (2020) compararon cuatro prácticas diferentes de pastoreo y exclusión y no encontraron diferencias en la estabilidad estructural y Dap. En M2 no hubo diferencia de DMP entre BC y AC, esto se debería a que a partir de 2019 el tratamiento BC y AC comenzaron a tener la misma carga ( $2,4 \text{ EV ha}^{-1}$ ) (Figura 3).



**Figura 3:** Estabilidad estructural según tratamiento aplicado: clausura, baja y alta carga animal determinada en M1 y M2. Letras minúsculas diferentes indican diferencia significativa para la interacción entre factores ( $P < 0,01$ ).

**Figure 3:** Structural stability in response to treatments (low and high stocking rates and ungrazed control) determined in M1 and M2. Different lowercase letters indicate a significant difference for the interaction between factors ( $P < 0,01$ ).

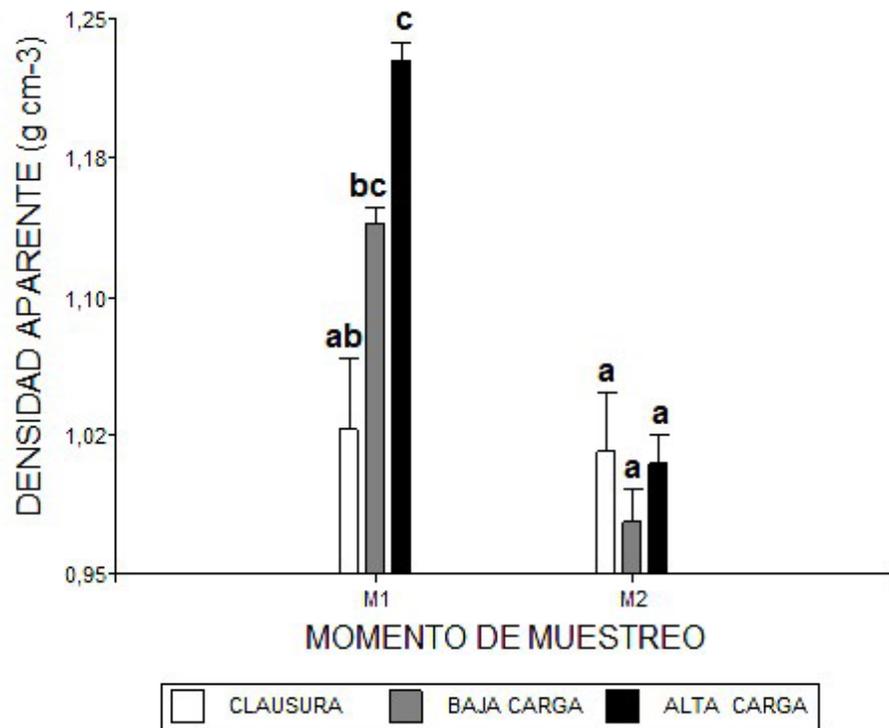
Los resultados de DMP se atribuirían principalmente al COS, ya que se correlacionaron positivamente ( $r=0,89$ ,  $p<0,01$ ) (Figura 4). Al igual que en este trabajo, Milne y Haynes (2004), hallaron correlación positiva entre el COS y el DMP ( $r = 0,68$ ,  $p<0,05$ ). Rubio et al. (2019) con el pre-tratamiento de humectación rápida también hallaron correlación entre estas dos variables ( $r = 0,41$ ,  $p<0,05$ ).



*Figura 4:* Correlación entre estabilidad estructural y el carbono orgánico del suelo.

*Figure 4:* Correlation between structural stability and soil organic carbon.

Respecto a la Dap, se observó interacción entre los factores ( $P<0,01$ ). En M1 se obtuvo incremento de la Dap en AC respecto a C, mientras que en M2 no presentó diferencias entre tratamientos (Figura 5).



**Figura 5:** Densidad aparente según tratamiento aplicado: clausura, baja y alta carga animal, determinada en M1 y M2. Letras minúsculas diferentes indican diferencia significativa para la interacción entre factores ( $P < 0,01$ ).

**Figure 5:** Apparent density in response to treatment (low and high stocking rates and ungrazed control) determined in M1 and M2. Different lowercase letters indicate a significant difference for the interaction between factors ( $P < 0,01$ ).

Los resultados de Dap en M1 coinciden con Altesor et al. (2005) y Piñeiro et al. (2010) quienes hallaron que la Dap fue inferior en parcelas testigo excluidas de pastoreo respecto a pastoreadas. Borges et al. (2001), al analizar el efecto del pisoteo vacuno en tres profundidades de suelo, observaron que éste afectó la Dap y la porosidad total en la capa superficial. En un Argiudol, Martínez et al. (2010) encontraron incremento de la Dap de 0-10 cm en alta carga respecto a la clausura al igual que en este trabajo, pero además encontraron diferencias entre las cargas, resultado que no fue observado en este trabajo.

En M2 la Dap no presentó diferencias entre tratamientos. Sato et al. (2019) compararon lotes pastoreados con lotes con exclusión de pastoreo durante 1-2 años y no hallaron diferencias en la Dap al igual que en este trabajo. Por otra parte, se observó que en BC y AC la Dap fue menor que en M1 (Figura 5). Debido a que la Dap en la clausura no se diferenció entre M1 y M2, la disminución de los valores en las áreas pastoreadas en M2 respecto a M1 se atribuiría al momento de muestreo, ya que en M1 fue inmediatamente posterior a la salida de los animales y en M2 al final del periodo de descanso. La ausencia de los efectos de las cargas sobre la Dap en M2 se debería a que los daños suelen ser de corta duración en suelos donde ciclos de humedecimiento-secado promueven la recuperación de la porosidad dañada por el pisoteo (Taboada, 2007). Taboada (1999) halló que el pastoreo continuo 0,5-0,7 cabeza ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> generó compactación superficial moderada cuando el suelo se secó en verano y el daño se regeneró cuando el suelo se rehumedeció y encharcó en otoño por procesos de expansión-contracción.

El stock de carbono presentó interacción entre años y tratamientos ( $P < 0,01$ ). En los dos momentos de muestreo se observó mayor valor en los tratamientos BC y AC respecto a C, sin diferencias entre las cargas (Figura 6). Respecto a C, en M2 el stock fue mayor que en M1, asociado a mayor concentración de COS (Figura 2). El stock de C se correlacionó positivamente con el DMP ( $r = 0,86$ ,  $P < 0,01$ ) (Figura 7) y el COS ( $r = 0,68$ ,  $P < 0,01$ ), pero no se correlacionó con la Dap ( $r = 0,12$ ,  $P = 0,5$ ). El cambio del COS y del stock en el suelo suele estar estrechamente asociado a las variaciones en la producción de raíces, como resultado de los cambios en el manejo del pastoreo (Chen et al., 2015).

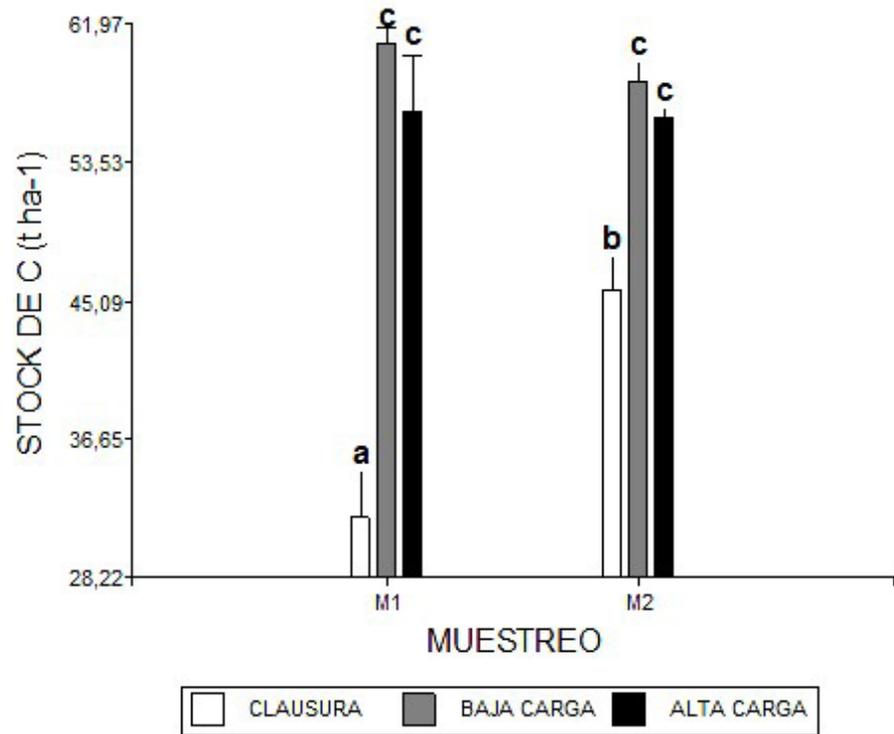


Figura 6: Stock de carbono según tratamiento aplicado: clausura, baja y alta carga animal determinado en M1 y M2. Letras minúsculas diferentes indican diferencia significativa para la interacción entre factores ( $P < 0,01$ ).

Figure 6: Carbon stock in response to treatments (low and high stocking rate and ungrazed control) determined in M1 and M2. Different lowercase letters indicate significant difference for the interaction between factors ( $P < 0,01$ ).

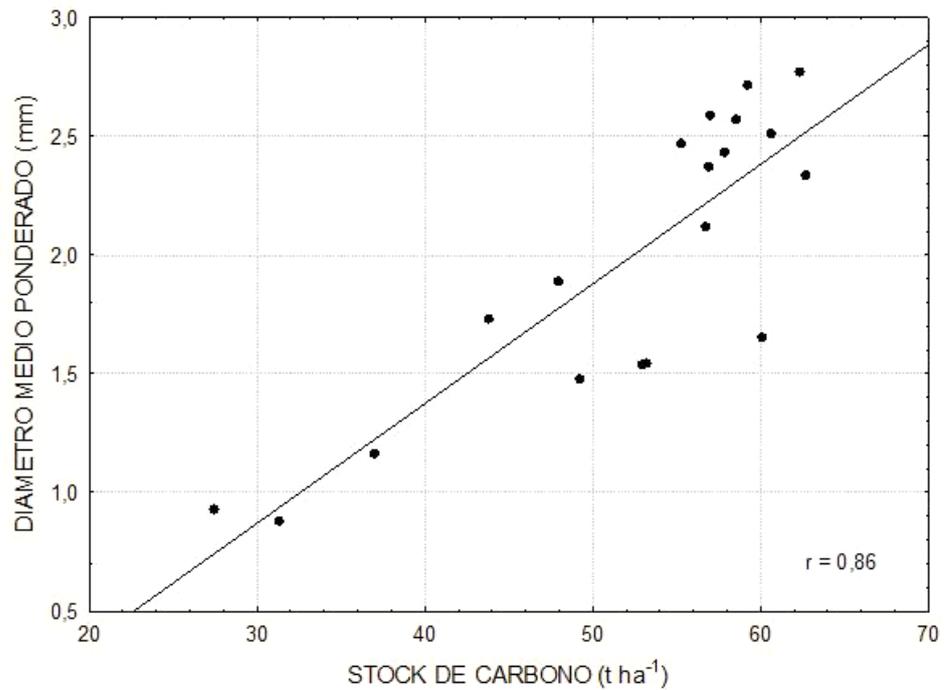


Figura 7: Correlación entre diámetro medio ponderado y stock de carbono.  
 Figure 7: Correlation between weighted average diameter and carbon stock.

## CONCLUSIONES

Según los objetivos de este trabajo se concluye que en un suelo Argiacuol vértico con promoción de especies invernales en la Cuenca del Salado el pastoreo animal respecto a áreas clausuradas produjo mejoras en las condiciones estructurales del suelo y el stock de C, asociados a incrementos de COS y afectados por el momento de muestreo. Los cambios del COS no afectaron al pH. La Dap, independientemente de la carga animal, sólo se vio afectada por el pastoreo cuando fue evaluada posterior a la salida de los animales de los lotes evaluados. El manejo del pastoreo con alta carga animal se comportó de la misma forma que con baja carga animal. De esta situación surge la importancia de realizar un diagnóstico para cada situación edafoclimática y así ajustar un manejo que permita mayor intensificación del pastoreo sin degradar los recursos edáficos.

## REFERENCIAS

- Altesor, A., Piñeiro, G., Lezama, F., Rodríguez, C., Leoni, E., Baeza, S. y Paruelo, J. M. (2005). El efecto del pastoreo sobre la estructura y el funcionamiento de las praderas naturales uruguayas ¿Qué sabemos y cómo podemos usar ese conocimiento para manejarlas mejor? Seminario de actualización técnica en manejo de campo natural. Serie Técnica de INIA, 151. <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/2896/1/15630021107142110.pdf#page=20>
- Amorim, H. C., Ashworth, A. J., Moore Jr, P. A., Wienhold, B. J., Savin, M. C., Owens, P. R., Jagadamma, S., Carvalho, T. y Xu, S. (2020). Soil quality indices following long-term conservation pasture management practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 301, 107060. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107060>
- Borges, C. G., Machado, A. L. T., Levien, R. y Trein, C. R. (2001). Compactação do solo pelo pisoteio de gado: efeito do preparo de solo anterior. *Salão de Iniciação Científica (13.: 2001: Porto Alegre). Livro de resumos. Porto Alegre: UFRGS, 2001.*
- Bronick, C. J. y Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1-2), 3-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Casal, A. V. (2015). *Alternativas para aumentar la producción de forraje en pastizales naturales de la Pampa Deprimida* (Doctoral dissertation, Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires). <http://hdl.handle.net/20.500.12123/5980>
- Chen, W., Huang, D., Liu, N., Zhang, Y., Badgery, W. B., Wang, X., y Shen, Y. (2015). Improved grazing management may increase soil carbon sequestration in temperate steppe. *Scientific Reports*, 510892, 1-13. <https://doi.org/10.1038/srep10892>
- Cieza, R. I. (2022). Transformaciones productivas en la cuenca del Salado y persistencia de la ganadería familiar (1999-2019). *Ciencias Agronómicas*, (36), e008-e008. <https://doi.org/10.35305/agro36.295>
- Conant, R. T., Paustian, K., y Elliott, E. T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11(2), 343-355. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0343:GMACIG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:GMACIG]2.0.CO;2)
- Denoia, J., Sosa, O., Zerpa, G., y Martín, B. (2000). Efecto del pisoteo animal sobre la velocidad de infiltración y sobre otras propiedades físicas del suelo. *Pastos*, 30(1), 129-141. <http://polired.upm.es/index.php/pastos/article/view/1278/1282>
- Dermer, J. D., Boutton, T. W., y Briske, D. D. (2006). Grazing and ecosystem carbon storage in the North American Great Plains. *Plant and Soil*, 280, 77-90. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-2554-3>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. R. C. W., & Robledo, C. W. (2020). InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. [URL http://www.infostat.com.ar](http://www.infostat.com.ar)
- Fernández, F. E., Harisgarat, J. M., Rodríguez, G. A., Fernández, J. M., Sarandón, P. J., y Agnelli, M. L. (2020) Efecto de la carga animal en la calidad de semillas de *Lolium multiflorum* en una promoción química. *Revista Argentina de Producción Animal* Vol. 40 Supl. 1: 39;- 170
- Gee, G. W., y Bauder, J. W. (1986). Particle-size analysis. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*, 5, 383-411. Soil Science Society of America, Madison, USA.
- Greenwood, K. L., y McKenzie, B. M. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 41(8), 1231-1250. <https://doi.org/10.1071/EA00102>
- Haynes, R. J., y Williams, P. H. (1993). Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49, 119-199. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60794-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60794-4)
- Gill, R. A. (2007). Influence of 90 years of protection from grazing on plant and soil processes in the subalpine of the Wasatch Plateau, USA. *Rangeland Ecology & Management*, 60(1), 88-98. <https://doi.org/10.2111/05-236R2.1>
- Jacobo, E. J., Rodríguez, A. M., Bartoloni, N., y Deregibus, V. A. (2006). Rotational grazing effects on rangeland vegetation at a farm scale. *Rangeland Ecology & Management*, 59(3), 249-257. <https://doi.org/10.2111/05-129R1.1>
- Kurtz, D. B., Asch, F., Giese, M., Hülsebusch, C., Goldfarb, M. C., y Casco, J. F. (2016). High impact grazing as a management tool to optimize biomass growth in northern Argentinean grassland. *Ecological Indicators*, 63, 100-109. <https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2015.10.065>

- Kurtz, D., Rey Montoya, S., Ybarra, D., Grancic, C., y Sanabria, C. (2020). Impacto del pastoreo en propiedades físico-químicas de un Psammacuent en pastizales del noreste argentino. *Revista Argentina de Producción Animal*, 40(2), 1-13. <https://www.crea.org.ar/wp-content/uploads/2021/10/2020-PP-Kurtz-Ditmar-y-otros.pdf>
- Henderson, D. C., Ellert, B. H., y Naeth, M. A. (2004). Grazing and soil carbon along a gradient of Alberta rangelands. *Journal of Range Management*, 57(4), 402-410. [https://doi.org/10.2111/1551-5028\(2004\)057\[0402:GASCAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2004)057[0402:GASCAA]2.0.CO;2)
- Lavado, R. S., Sierra, J. O., y Hashimoto, P. N. (1996). Impact of grazing on soil nutrients in a Pampean grassland. *Journal of Range Management Archives*, 49(5), 452-457. <http://dx.doi.org/10.2307/4002929>
- Le Bissonnais, Y. L. (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47(4), 425-437. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x>
- Lefèvre, C., Rekik, F., Alcántara, V., y Wiese, L. (2017). *Carbono orgánico del suelo: el potencial oculto*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO). <https://bibliotecadigital.ciren.cl/bitstreams/dd89d4e1-97b7-40ec-860d-00b566bbe569/download>
- López Mársico, L., Oyarzabal, M., Altesor, A., y Paruelo, J. M. (2016). Effect of grazing on below-ground net primary productivity of a temperate grassland. *Ecología Austral*, 26(03), 256-263. [http://hdl.handle.net/20.500.12110/ecologiaaustral\\_v026\\_n03\\_p256](http://hdl.handle.net/20.500.12110/ecologiaaustral_v026_n03_p256)
- López Mársico, L., Oyarzabal, M., Altesor, A., y Paruelo, J. M. (2024). Grazing exclusion reduces below-ground biomass of temperate subhumid grasslands of South America: A meta-analysis and a database. *Austral Ecology*. 49(1), e13304. <https://doi.org/10.1111/aec.13304>
- Martínez, E., Fuentes, J. P., y Acevedo, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 8(1), 68-96. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-27912008000100006>
- Martínez, D. A., Landini, A. M., Sosa, E., Heredia, O. S., y Sainato, C. M. (2010). Efecto del pisoteo animal sobre las propiedades de un suelo. Parte I: densidad aparente, humedad, resistencia a la penetración, y modelos asociados. *Chilean Journal of Agricultural & Animal Sciences*, 27(1), 5-14. <http://rid.unrn.edu.ar/handle/20.500.12049/3901>
- Medina, C. (2016). Efectos de la compactación de suelos por el pisoteo de animales, en la productividad de los suelos. *Remediaciones. Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 8(1), 88-93. <https://revistas.unisucre.edu.co/index.php/recia/article/download/229/270>
- Milne, R. M., y Haynes, R. J. (2004). Soil organic matter, microbial properties, and aggregate stability under annual and perennial pastures. *Biology and Fertility of Soils*, 39, 172-178. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0698-y>
- Némoz, J. P., Giancola, S. I., Bruno, M. S., De La Vega, M. B., Calvo, S. C., y Di Giano, S. (2013). *Causas que afectan la adopción de tecnología en la ganadería bovina para carne en la cuenca del Salado, provincia de Buenos Aires: enfoque cualitativo*. Ediciones INTA. Estudios socioeconómicos de la adopción de tecnología n° 5, 62 p. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/12439>
- Piñeiro, G., Paruelo, J. M., Oesterheld, M., y Jobbágy, E. G. (2010). Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. *Rangeland Ecology & Management*, 63(1), 109-119. <https://doi.org/10.2111/08-255.1>
- Rodríguez, A. M., y Jacobo, E. J. (2010). Glyphosate effects on floristic composition and species diversity in the Flooding Pampa grassland (Argentina). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 138(3-4), 222-231. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.05.003>
- Rubio, V., Pérez Bidegain, M., Beretta, A., Barolin, E., y Quincke, A. (2019). Impacto de propiedades físico-químicas en la estabilidad estructural de Molisoles. *Ciencia del Suelo*, 37(2), 367-371. [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1850-20672019000200014&lng=es&tling=en](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1850-20672019000200014&lng=es&tling=en)
- SAMLA. 2004. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación Argentina. Dirección de Producción Agrícola. Sistema de apoyo metodológico a los laboratorios de análisis de suelos agua, vegetales y enmiendas orgánicas. Buenos Aires, Argentina. 120 pp.
- Sato, C. F., Strong, C. L., Holliday, P., Florance, D., Pierson, J., y Lindenmayer, D. B. (2019). Environmental and grazing management drivers of soil condition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 276, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.02.003>
- Soriano, A., 1991. Río de la Plata grasslands. In: Coupland, R.T. (Ed.), *Ecosystems of the World*, vol. 8A. Elsevier, Amsterdam, pp. 367-407
- Taboada, M. A., Lavado, R. S., Svartz, H., y Segat, A. M. (1999). Structural stability changes in a grazed grassland natraquoll of the Flooding Pampa (Argentina). *Wetlands*, 19, 50-55. <https://doi.org/10.1007/BF03161732>
- Taboada, M. A., y Micucci, S. N. (2009). Respuesta de las propiedades físicas de tres suelos de la Pampa deprimida al pastoreo rotativo. *Ciencia del Suelo*, 27(2), 147-157. [https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol\\_27n2/Taboada%20-%20Micucci.pdf](https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_27n2/Taboada%20-%20Micucci.pdf)
- Taboada, M. A. (2007). Cambios en el suelo, asociados al tránsito y pisoteo de la hacienda. *Facultad de Agronomía, UBA, Argentina*. [https://www.produccion-animal.com.ar/suelos\\_ganaderos/51-cambios\\_en\\_suelo.pdf](https://www.produccion-animal.com.ar/suelos_ganaderos/51-cambios_en_suelo.pdf)
- Teague, W. R., Dowhower, S. L., Baker, S. A., Haile, N., DeLaune, P. B., y Conover, D. M. (2011). Grazing management impacts on vegetation, soil biota and soil chemical, physical and hydrological properties in tall grass prairie. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(3-4), 310-322. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.009>
- Wu, L., He, N., Wang, Y., y Han, X. (2008). Storage and dynamics of carbon and nitrogen in soil after grazing exclusion in *Leymus chinensis* grasslands of northern China. *Journal of Environmental Quality*, 37(2), 663-668. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0196>
- Zhang, H. (2022). Causa y efectos de la acidez del suelo. *Oklahoma Cooperative Extension Service*. <https://extension.okstate.edu/factsheets/causa-y-efectos-de-la-acidez-del-suelo.html>

Zhang, X., Zhang, W., Sai, X., Chun, F., Li, X., Lu, X., y Wang, H. (2022). Grazing altered soil aggregates, nutrients and enzyme activities in a *Stipa kirschnii* steppe of Inner Mongolia. *Soil and Tillage Research*, 219, 105327. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105327>

## SUCESION DE MESOINVERTEBRADOS EN DOS PILAS DE COMPOST CONTRASTANTES

Nicolás Andrés Ferreiro<sup>1,2,\*</sup>; Delfina Villarreal<sup>2</sup>

<sup>1</sup> INEDES (Universidad Nacional de Luján-CONICET), Luján, Buenos Aires, Argentina.

<sup>2</sup> Universidad Nacional de Luján, Luján, Buenos Aires, Argentina.

### RESUMEN

Existe un importante desconocimiento sobre las comunidades de mesoinvertebrados asociadas al compostaje. Aquí describimos el proceso de compostaje en dos pilas: 1) Pila de sustratos agotados en el cultivo de gírgola (S) y 2) Pila de sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B), sin réplicas. El compostaje se realizó en pilas cubiertas con volteos semanales y con dicha frecuencia se estimaron, la temperatura y la humedad. A los 0, 20, 30, 40, 60, 100 y 120 días se tomaron muestras del centro de cada pila para estimación de pH, conductividad, C orgánico, N total Kjeldahl y P extraíble Olsen. Asimismo, muestras del material fueron montadas en embudos Berlese para obtener los invertebrados. Finalmente, se determinaron el tamaño y densidad de los microplásticos (<5 mm) al inicio y al final del proceso para ambas pilas. El compostaje transcurrió a lo largo de 120 días, alcanzándose una fase termofílica que duró 30-40 días durante los cuales la temperatura superó los 45 °C. En ambas pilas, durante el proceso de compostaje ocurrió una desaparición de los mesoinvertebrados coincidente con la etapa termofílica. Asimismo, se observó un pico en la densidad de mesoinvertebrados luego de tres semanas de finalizada la etapa termofílica. Los grupos dominantes fueron Collembola en S y Acari en S + B. Nuestro trabajo estimó una densidad de 0,8-3,8 microplásticos por gramo de compost en ambas pilas, que por su tamaño (0,02-1,4 mm) serían capaces de interactuar negativamente con los mesoinvertebrados. Necesitamos más estudios sobre las dinámicas de las comunidades de invertebrados y los microplásticos durante los procesos de descomposición controlada que se desarrollan en el compostaje, así como la interacción entre invertebrados y microplásticos.

**Palabras clave:** ácaros, colémbolos, nutrientes, residuos agroindustriales

## MESOINVERTEBRATE SUCCESSION IN TWO CONTRASTING COMPOST PILES

### ABSTRACT

There is a significant lack of knowledge about the communities of mesoinvertebrates associated with the composting process. Here we evaluate the presence of mesoinvertebrates during the the composting process in two compost piles: 1) a pile of spent substrate from oyster mushroom cultivation (S), and 2) a pile of spent substrate from oyster mushroom cultivation + beer bagasse (S + B), without replicates. Composting was carried out in covered piles with weekly turnings. Temperature and humidity were estimated weekly in the center of each pile. Samples were taken at 0, 20, 30, 40, 60, 100, and 120 days from the center of the pile to estimate pH, conductivity, organic C, total Kjeldahl N, and extractable Olsen P. Additionally, samples of the material were placed in Berlese funnels to obtain the invertebrates. Finally, the size and density of microplastics (<5 mm) were determined at the beginning and end of the composting process for both piles. The composting process lasted 120 days. The thermophilic phase lasted 30-40 days and the temperature exceeded 45°C. In both piles, the disappearance of mesoinvertebrates coincided with the thermophilic stage. A peak in mesoinvertebrate density was observed three weeks after the end of the thermophilic stage.

\* Autor de contacto:  
nicolasferreiro@conicet.gov.ar

Recibido:  
03-06-24

Recibido con revisiones:  
31-08-24

Aceptado:  
02-09-24

The dominant groups were Collembola both in S and Acari in S + B compost piles. Our work verified the presence of 0.8-3.8 microplastics particles per gram of compost in both piles, which may negatively interact with the mesoinvertebrates due to their size (0.02-1.4 mm). We need to carry out more studies on the dynamics of invertebrate communities and microplastics during the controlled decomposition processes of composting, as well as the interaction between them.

**Keywords:** mites, springtails, nutrients, agro-industrial wastes

## INTRODUCCION

El compostaje puede considerarse como un proceso controlado de descomposición de la materia orgánica bajo condiciones aeróbicas y termófilas. Durante el compostaje el proceso de descomposición debe dar lugar a tres etapas diferentes: 1) Una etapa mesófila (temperaturas entre 10°C y 45°C); 2) Una etapa termófila (temperaturas mayores a 45°C); 3) Una segunda etapa mesófila (o de maduración) (Mazzarino y Satti, 2012). La ocurrencia de estas tres etapas es necesaria para obtener un producto estable y maduro, sin sustancias fitotóxicas que puedan afectar el crecimiento vegetal. Las variaciones en la temperatura ocurridas durante el compostaje son indicadores del grado de actividad descomponedora llevada a cabo por bacterias, hongos y mesoinvertebrados (Mazzarino y Satti, 2012).

El desconocimiento sobre las comunidades de microorganismos descomponedores asociadas al compostaje es significativo, sin embargo, el desarrollo de herramientas moleculares ha contribuido al avance del estudio de las comunidades de bacterias y hongos (Neher et al., 2013). El conocimiento disponible sobre las comunidades de mesoinvertebrados asociadas a los procesos de compostaje es mucho más escaso, y principalmente enfocado en unos pocos grupos como los nematodos (Steel et al., 2010; Steel y Bert, 2012) y los colémbolos (Robles et al., 2012; Palacios-Vargas et al., 2016). Los reportes de ácaros en compost son escasos y limitados a taxa de gran tamaño como Mesostigmata Gamasidae (Mayer, 2009; Kumari, 2017; dos Santos Araújo et al., 2021). Además, estos reportes suelen referirse a la comunidad de invertebrados asociados al producto final (Robles et al., 2012; dos Santos Araújo et al., 2021). Sin embargo, los mesoinvertebrados tienen varias ventajas por sobre los microorganismos como indicadores del estado del compost: 1) mayor simplicidad en la identificación, 2) posición más elevada en la cadena trófica que les permite integrar mejor las propiedades físicas, químicas y biológicas, 3) mayor tiempo de generación que los hacen temporalmente más estables (Kumari, 2017).

Los microplásticos han comenzado a reconocerse como un contaminante relevante durante los últimos cinco años (Stapleton y Hai, 2023). Su riesgo para los organismos proviene de un efecto directo sobre procesos fisiológicos de organismos acuáticos y terrestres, así como de su capacidad de actuar de vector para otros contaminantes (ej.: metales pesados, antibióticos) (Bradney et al., 2019). Previamente se ha reportado un efecto negativo de los microplásticos sobre el comportamiento de alimentación en macroinvertebrados (Cole et al., 2015), el hecho que el rango de tamaño de los microplásticos (<5 mm) se superponga al rango de tamaño de los mesoinvertebrados (0,1-2 mm) sugiere que podrían existir importantes interacciones entre ambos. Por otro lado, los plásticos del compost se incluyen entre los materiales inertes, que por ejemplo según la norma de SENASA no pueden superar los 16 mm ni el 5% de masa sólida (RES-SECCYMA-SENASA 2019), sin embargo, hay evidencia creciente de que pueden ser una vía para la contaminación del suelo (Weithmann et al., 2018; Bradney et al. 2019). Entonces, los plásticos del compost son importantes porque potencialmente actuarían como vectores de contaminantes, y a su vez interaccionarían con la comunidad de invertebrados que interviene en el proceso de descomposición.

Ante la falta de información sobre la dinámica de las comunidades de mesoinvertebrados y los microplásticos durante el proceso de compostaje, se decidió realizar un estudio exploratorio que consistió en un monitoreo detallado de dos pilas de compostaje contrastantes (sin réplicas): 1) sustratos utilizados en el cultivo de gírgola agotados (S) y 2) sustratos utilizados en el cultivo de gírgola agotados + malta del bagazo utilizado en la fabricación de cerveza (S + B).

## MATERIALES Y METODOS

El estudio se llevó a cabo en el predio del productor de hongos agroecológicos Kaiken Cultivo Natural (Rafael Arcos 2002, B1744 Moreno), que brindó las bolsas de paja de trigo previamente utilizadas en el cultivo de gírgola (humedad=70%, pH=6,0; conductividad eléctrica=4,6 dS m<sup>-1</sup>; 0,05 g kg<sup>-1</sup> P y relación C:N=87). El otro residuo fue malta de cebada del bagazo utilizado en la fabricación de cerveza por la Fábrica de

cerveza artesanal Beer Michen de la misma localidad de Moreno (humedad=80 %, pH=6,69, conductividad eléctrica=2,62 dS m<sup>-1</sup>; 1,5 g kg<sup>-1</sup> P y relación C:N=3). El compostaje se realizó en pilas de 1 m<sup>3</sup> cubiertas por una lona para evitar desecamiento y exceso de humedad en caso de lluvias. Se estudiaron dos pilas: 1) pila de sustratos agotados en el cultivo de gírgola (S) (80 bolsas de paja de trigo 50x20x20 cm<sup>3</sup>), y 2) pila de sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B) (80 bolsas de paja de trigo + 200 kg malta del bagazo de la producción de cerveza), entre marzo y agosto de 2023. Para obtener dos pilas contrastantes en cuanto a su contenido de nutrientes (C:N), la mezcla de S + B se realizó en una proporción peso seco:peso seco, 1:1. Se realizaron volteos semanales de forma manual con horquilla y pala para homogeneizar el material y promover la actividad biológica. Semanalmente, se estimaron la humedad y temperatura en el centro de cada pila. A los 0, 20, 30, 40, 60, 100 y 120 días se tomó del centro de cada pila una muestra puntual de material para realizar las determinaciones físico-químicas y obtener los invertebrados (500 g de peso seco). Este constituye un estudio descriptivo, consistente en un monitoreo detallado de dos pilas de compostaje contrastantes (sin réplicas).

#### Determinaciones físico-químicas

En el laboratorio se estimó la humedad, y el material seco se utilizó para estimar densidad, pH, conductividad eléctrica, P extraíble, N total y C orgánico. La humedad se estimó gravimétricamente por secado en estufa a 70°C hasta peso constante. Un cilindro plástico (2,6 cm diámetro, 4 cm alto) fue utilizado para obtener una submuestra del material seco, que luego se pesó para estimar la densidad del compost (g cm<sup>-3</sup>). El pH y la conductividad eléctrica se estimaron con electrodos de laboratorio en suspensiones muestra:agua destilada, 1:10. El P se extrajo con 0,5 M NaHCO<sub>3</sub> y se determinó con el método del ácido ascórbico (Olsen y Sommers, 1982). El N total se estimó mediante el método de semi micro Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982). El C orgánico se estimó por el método de calcinación de la materia orgánica en mufla (4 h, 550 °C), y la corrección materia orgánica = 1,8 carbono orgánico (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992).

#### Determinación de los microplásticos

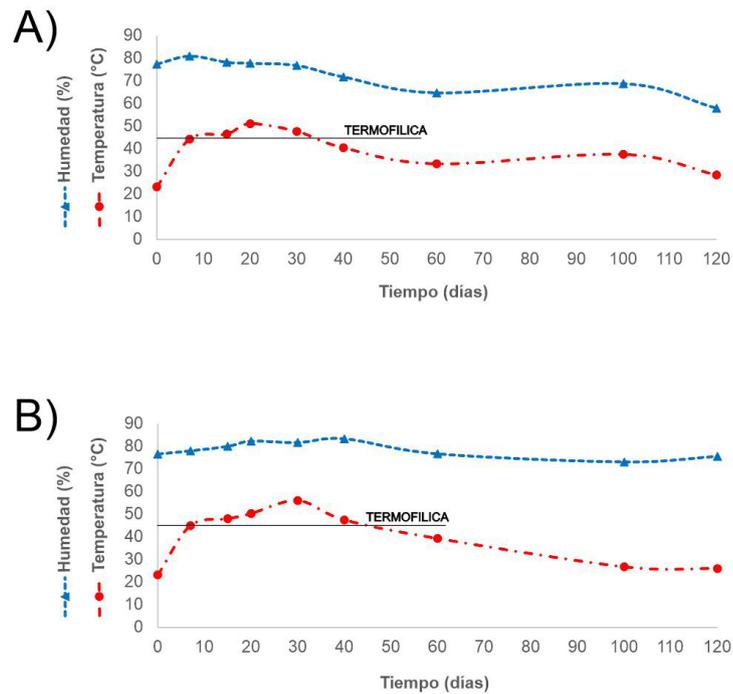
Los microplásticos (MPs) se extrajeron de material seco (5 g) mediante tres pasos sucesivos: (1) oxidación de la materia orgánica, (2) centrifugación, y (3) filtración. Los MPs se oxidaron con 1M NaOCl en suspensiones muestra:hipoclorito de sodio, 1:10 durante 24 h (Bottone et al., 2022). El material oxidado se centrifugó (9 rpm 15 min) y el sobrenadante se filtró utilizando bomba de vacío (filtro de papel de 30 µm de tamaño de poro). El pellet se resuspendió con 50 mL de solución sobresaturada de NaCl y 3 mL de aceite de girasol (Scopetani et al., 2020). Esta suspensión se centrifugó y filtró (mismos parámetros que al inicio). El procedimiento de oxidación-extracción MPs se repitió tres veces en cada muestra para garantizar la oxidación de toda la materia orgánica y la extracción de todos los MPs. Los MPs de cada filtro se tiñeron con Rodamina B (60 °C 15 min), para su posterior conteo y medición bajo microscopio con luz UV (325 nm) (Tong et al., 2021). La densidad de MPs se expresó por peso seco (N g<sup>-1</sup>) y volumen (N cm<sup>-3</sup>).

#### Comunidad de invertebrados

Los mesoinvertebrados se obtuvieron de material fresco (300 g) mediante embudos Berlese (15 cm diámetro, 20 cm alto, 2 mm tamaño de malla, sin fuente de luz/calor) ubicados sobre recipientes plásticos con alcohol 70 % (Bremner, 1990), que se mantuvieron a 25 °C durante 15 días para evitar un secado drástico de los invertebrados de cada muestra. La densidad de invertebrados se expresó por peso seco (N g<sup>-1</sup>) y volumen (N cm<sup>-3</sup>). Se utilizaron claves dicotómicas locales para identificar los grandes grupos de invertebrados bajo lupa y microscopio (Krantz y Walter, 2009; Momo y Falco, 2009).

### RESULTADOS Y DISCUSION

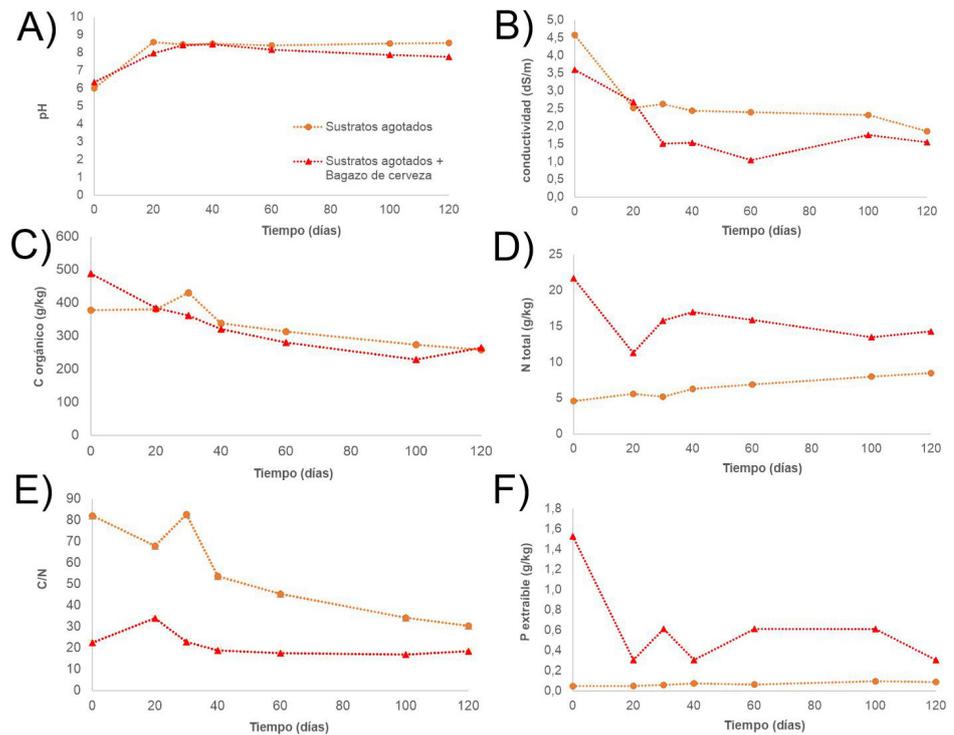
El proceso de compostaje transcurrió a lo largo de 120 días, manteniéndose una humedad de 60-80 % y alcanzándose una fase termofílica de 30-40 días durante los cuales la temperatura superó los 45 °C en ambas pilas (Figura 1).



*Figura 1:* Progreso de la temperatura y humedad durante el proceso de compostaje de A) sustratos agotados (S) y B) sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B).

*Figure 1:* Progress of temperature and moisture during the composting process of A) spent substrate (S) and B) spent substrate + beer bagasse (S + B).

Respecto a los residuos iniciales, durante el compostaje se observó un incremento del pH y descenso de la conductividad eléctrica. Los valores de pH fueron levemente básicos, pero se encuentran dentro del rango esperable de 6–9 (Mazzarino et al., 2012). Las importantes diferencias iniciales en C:N tendieron a disminuir con el tiempo por la pérdida de N y P ocurrida en S + B (Figura 2). Se observó que la fase termofílica inició antes y transcurrió durante más tiempo en S + B que en S, esto se explicaría por la concentración mayor de nutrientes de la mezcla inicial (Haouas et al., 2021). Las oscilaciones observadas pueden deberse al hecho que, para cada fecha se tomó una única muestra, sin repeticiones, del centro de cada pila.



**Figura 2:** Variación del A) pH, B) conductividad ( $\text{dS m}^{-1}$ ), C) C orgánico ( $\text{g kg}^{-1}$ ), D) N total ( $\text{g kg}^{-1}$ ), E) relación C/N y F) P extraíble ( $\text{g kg}^{-1}$ ) durante el proceso de compostaje en la pila de sustratos agotados (S) y sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B).

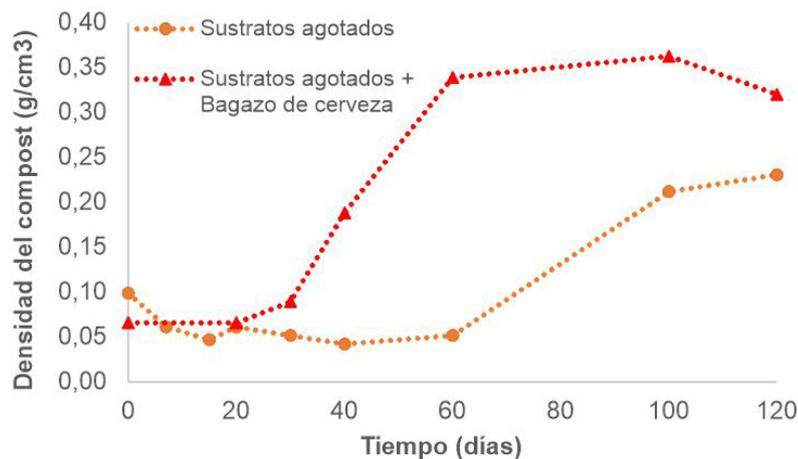
**Figure 2:** Variation of A) pH, B) conductivity ( $\text{dS m}^{-1}$ ), C) organic C ( $\text{g kg}^{-1}$ ), D) total N ( $\text{g kg}^{-1}$ ), E) C/N ratio, and F) extractable P ( $\text{g kg}^{-1}$ ) during the composting process in the pile of spent substrate (S) and spent substrate + beer bagasse (S + B).

Durante el proceso de compostaje se produjeron importantes cambios en la coloración y textura de los residuos (Figura 3). El compostaje del sustrato agotado sin el agregado bagazo de cerveza dio lugar a un producto de textura mucha más gruesa y similar a la paja de trigo del residuo original. Los cambios en la textura coincidieron con los importantes cambios en la densidad del material durante el proceso de compostaje (Figura 4).



**Figura 3:** Cambios en el aspecto de los residuos durante el proceso de compostaje.

**Figure 3:** Changes in the appearance of residues during the composting process.



*Figura 4:* Densidad del compost en la pila de sustratos agotados (S) y sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B) durante el proceso de compostaje.

*Figure 4:* Compost density in the pile of spent substrate (S) and spent substrate + beer bagasse (S + B) during the composting process.

Los cambios en coloración, textura y densidad hacia el final del proceso de compostaje, que dieron lugar a un producto más oscuro, fino y denso en S + B que en S, se encuentran de acuerdo con un mayor progreso de la descomposición en la mezcla de residuos más rica en nutrientes (Tripitchkul et al., 2012). De hecho, la bibliografía recomienda el compostaje de residuos en mezclas con una relación C:N entre 20-30 (Brust, 2019), y esto coincide con el mayor progreso de la descomposición en S + B (C:N=23) que en S (C:N=82).

La existencia de importantes variaciones en la densidad de la mezcla de residuos durante el proceso de compostaje señala la necesidad de expresar las densidades de invertebrados y microplásticos tanto por unidad de masa como por unidad de volumen para interpretar correctamente los resultados. Esto ha sido previamente reconocido en el estudio de invertebrados durante el compostaje (Dias 2012), sin embargo, los recientes reportes de microplásticos en compost sólo expresan las densidades por unidad de masa (Weithmann et al., 2018; Steiner et al., 2022). La expresión de la densidad de microplásticos por unidad de volumen sería especialmente importante para estudiar las variaciones durante todo el proceso de compostaje.

La presencia de microplásticos en las dos pilas de compostaje estudiadas coincide con los reportes recientes de microplásticos en compost comerciales (Weithmann et al., 2018; Steiner et al., 2022). Las densidades encontradas fueron varios órdenes de magnitud superiores a las reportadas por estos autores, pero esto se debería a que dichos trabajos estudiaron densidades de microplásticos grandes (1-5 mm) mientras que nosotros estimamos la densidad de todo el rango de tamaños (<5 mm). Cuando la abundancia de microplásticos se expresó por peso seco (N/g) se observó una tendencia a la reducción de su densidad durante el proceso de compostaje. Sin embargo, al realizar la corrección por densidad del compost dicho efecto desapareció, y la abundancia de microplásticos expresada por volumen (N cm<sup>-3</sup>) se mantuvo constante durante el estudio. Por otro lado, el tamaño de los microplásticos se habría reducido durante el proceso de compostaje en ambas pilas (Tabla 1).

**Tabla 1:** Microplásticos al inicio y al final del proceso de compostaje en la pila de sustratos agotados (S) y sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B).

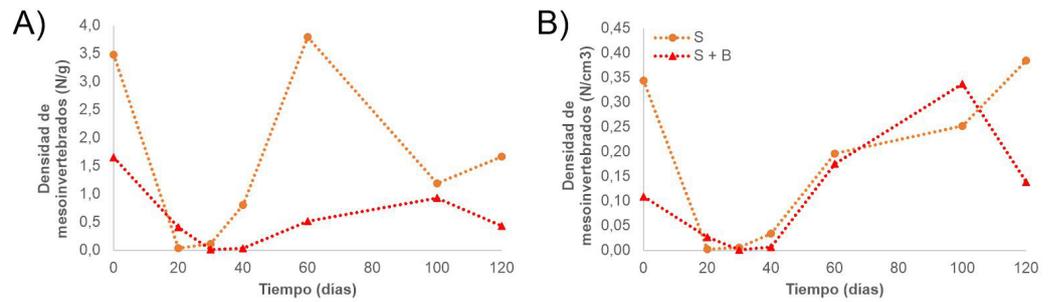
**Table 1:** Microplastics at the beginning and at the end of the composting process in the pile of spent substrate (S) and spent substrate + beer bagasse (S + B).

		0 días	120 días
<b>Sustratos agotados</b>	Densidad de microplásticos (N/g)	2,4	0,8
	Densidad de microplásticos (N/cm <sup>3</sup> )	0,24	0,18
	Rango de longitud de microplásticos (mm)	0,02-0,6	0,06-0,2
<b>Sustratos agotados + bagazo</b>	Densidad de microplásticos (N/g)	3,8	0,8
	Densidad de microplásticos (N/cm <sup>3</sup> )	0,25	0,26
	Rango de longitud de microplásticos (mm)	0,2-1,4	0,2-0,6

La presencia de microplásticos durante todo el proceso de compostaje en un rango de 0,02-1,4 mm, que se superpone al tamaño de los mesoinvertebrados (0,1-2 mm) señala que ambos podrían estar interactuando. El compostaje constituye un proceso de descomposición controlada durante el cual los invertebrados cumplen el papel de fragmentar y acondicionar la materia orgánica, para su descomposición por hongos y bacterias (Webster y Benfield, 1986). Previamente, se ha demostrado que los microplásticos dificultan la ingestión de alimentos en macroinvertebrados (Cole et al., 2015). La tendencia a una disminución en el tamaño de los microplásticos durante el compostaje podría deberse tanto a las altas temperaturas alcanzadas durante la etapa termofílica como a una fragmentación realizada por los mesoinvertebrados. Necesitamos más estudios sobre la interacción entre los microplásticos y los mesoinvertebrados, ya que interacciones positivas o negativas podrían estar ocurriendo entre ambos durante el proceso de compostaje.

En ambas pilas, se detectaron mesoinvertebrados durante el muestreo inicial que señalaron la existencia de un aporte de invertebrados por parte de los residuos compostados, en coincidencia con los estudios que reportaron densidades de invertebrados máximas al inicio del proceso de compostaje (Días, 2012). La abundancia de mesoinvertebrados expresada por peso seco (N g<sup>-1</sup>) sugirió la existencia de importantes diferencias entre las pilas (Figura 5A), sin embargo, dichas diferencias se redujeron mucho al corregir por la densidad de los residuos, expresando la abundancia en función del volumen (N cm<sup>-3</sup>) (Figura 5B).

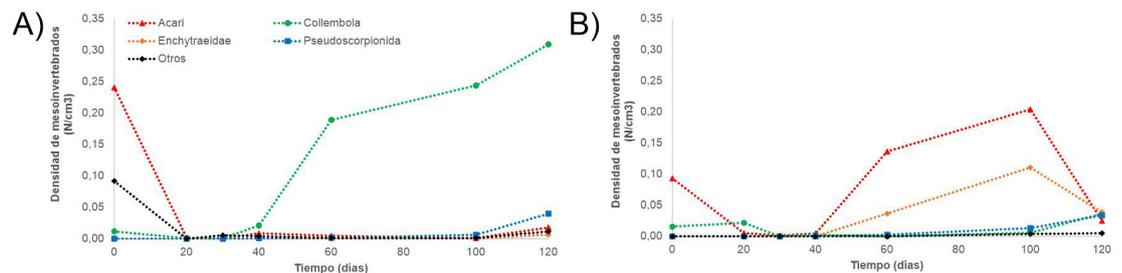
Durante la etapa termofílica, temperaturas > 45 °C, los mesoinvertebrados desaparecieron completamente de S y S + B. Hacia el día 40, cuando las temperaturas se redujeron a los 40°C en S y 47,5°C en S + B, los mesoinvertebrados recolonizaron ambas pilas. Estudios similares son escasos, dado que los mesoinvertebrados se han estudiado ocasionalmente en el producto final (Robles et al., 2012; Palacios-Vargas et al., 2016; dos Santos Araújo et al., 2021), y raramente al inicio y final del proceso de compostaje (Días, 2012). Sin embargo, algunos autores estudiaron los macroinvertebrados durante todo el proceso de compostaje y reportaron fluctuaciones similares, particularmente un pico en la densidad luego de la etapa termofílica (Oni et al., 2020; Ataíde et al., 2020).



**Figura 5:** Densidad de mesoinvertebrados expresada por A) peso seco ( $N g^{-1}$ ) y B) volumen ( $N cm^{-3}$ ), en la pila de sustratos agotados (S) y sustratos agotados + bagazo de cerveza (S + B) durante el proceso de compostaje.

**Figure 5:** Density of mesoinvertebrates expressed as A) dry weight ( $N g^{-1}$ ) and B) volume ( $N cm^{-3}$ ), in the pile of spent substrate (S) and spent substrate + beer bagasse (S + B) during the composting process.

En todos los muestreos realizados se registraron en S un total 1428 individuos, pertenecientes principalmente a Collembola (67 %), Acari (18 %) y Pseudoscorpionida (7 %). Por otro lado, en S + B se obtuvieron 1380 individuos, siendo los grupos dominantes Acari (47 %), Enchytraeidae (47 %) y Pseudoscorpionida (7 %). Ambas pilas estuvieron inicialmente dominadas por los ácaros, sin embargo, la composición de las comunidades difirió entre S y S + B luego de la etapa termofílica. Luego de esta etapa, se produjo en S un reemplazo de los ácaros por los colémbolos como grupo dominante. Por otro lado, en S + B la dominancia de los ácaros se mantuvo durante todo el proceso. Además, luego de la etapa termofílica se produjo en S + B la aparición de Enchytraeidae en densidades importantes. Sin embargo, este grupo sólo apareció en S durante el último muestreo. Finalmente, la aparición de Pseudoscorpionida a los 60-100 días de forma simultánea en pilas tan contrastantes fue sorprendente (Figura 6).



**Figura 6:** Densidad de mesoinvertebrados ( $N cm^{-3}$ ) de los grupos dominantes en la pila de A) sustratos agotados (S) y B) sustratos + bagazo de cerveza (S + B).

**Figure 6:** Mesoinvertebrate density ( $N cm^{-3}$ ) of the dominant groups in the pile of A) spent substrate and B) spent substrate + beer bagasse.

Acari y Collembola fueron los grupos dominantes durante el compostaje, en coincidencia con la representatividad de estos grupos en los estudios de mesoinvertebrados de suelos y compost (Hendrychová et al., 2012; dos Santos Araújo et al., 2021), y los hábitos detritívoros, fungívoros o bacterívoros de muchos ácaros y colémbolos (Siepel y Maaskamp, 1994; Chahartaghi et al., 2005). Las diferencias entre las comunidades de ambas pilas luego de la etapa termofílica podrían atribuirse a las diferencias iniciales en las concentraciones de nutrientes, que habrían dado lugar a diferentes grados de descomposición, evidenciadas en un mayor oscurecimiento, menor textura y mayor densidad del producto final en S + B que en S. Los mesoinvertebrados pueden clasificarse en "edáficos" si viven en el suelo superficial y la materia orgánica en descomposición (ácaros, colémbolos, cucarachas, grillos, escarabajos), o "euedáficos" si habitan los horizontes más profundos del suelo (protura, diplura, symphyla, ácaros oribátidos). Ambos grupos presentan importantes diferencias en su tamaño y forma, siendo los organismos euedáficos más pequeños y redondeados, ya que se encuentran adaptados a la vida en un ambiente mucho más denso (Vittum, 2009).

Esto coincide con los reportes de una mayor contribución de los colémbolos en la materia orgánica superficial y de los ácaros en el suelo más desarrollado (Bokhorst et al., 2018; Ferreiro et al., 2023). De acuerdo con esto, algunos grupos de ácaros se encontrarían entre los organismos mejor adaptados a la vida entre las partículas del suelo, y esto podría explicar su dominancia en S + B luego de la etapa termofílica, cuando se alcanzaron los mayores valores de densidad.

La aparición de un grupo poco estudiado como Pseudoscorpionida en densidades importantes en ambas pilas hacia el final fue llamativa e inesperada. Sin embargo, coincide con el estudio de macroinvertebrados realizado por Oni et al. (2020) que incluyó a los pseudoscorpiones y también reportó su aparición hacia el final del proceso de compostaje. Pseudoscorpionida es un grupo poco estudiado pero su rol de depredador en la cadena trófica (Buddle, 2005), y estos resultados sugieren su potencialidad como indicador del fin de la etapa de maduración, cuando la comunidad de invertebrados brinda una buena disponibilidad de presas (Ferguson y Joly, 2002).

### CONCLUSIONES

Nuestro trabajo constituye una aproximación descriptiva de alcance limitado sobre los microplásticos y mesoinvertebrados en pilas de compostaje. Sin embargo, los resultados sugieren que diferentes residuos podrían ser colonizados por diferentes grupos de mesoinvertebrados durante el proceso de compostaje. Además, nuestro trabajo verificó la existencia de microplásticos en las pilas de compost que por su tamaño serían capaces de interactuar con los mesoinvertebrados. Necesitamos más y mejores estudios sobre la dinámica de los microplásticos y las comunidades de invertebrados durante los procesos de descomposición controlada que se desarrollan en el compostaje. Particularmente, deberían estudiarse las asociaciones entre las densidades de distintos grupos de mesoinvertebrados y parámetros físico-químicos que nos permitan hallar grupos indicadores de las diferentes etapas del compostaje. Así como entender el efecto del compostaje sobre el tamaño y densidad de los microplásticos, y la interacción entre los microplásticos y los invertebrados que participan de los procesos de descomposición.

### REFERENCIAS

- Ataide, L. M. S., Resende, M. C., Lopes, S. R., Catapreta, C. A. A., Simões, D. A. y Tavares, K. G. (2020). Communities of arthropods associated with the composting process of the organic solid waste produced in a landfill in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(8), 492. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08467-z>
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S. y Thami Alami, I. (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture*, 8, 141–158. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>
- Bokhorst, S., Veen, G. F., Sundqvist, M., De Long, J. R., Kardol, P. y Wardle, D. A. (2018). Contrasting responses of springtails and mites to elevation and vegetation type in the sub-Arctic. *Pedobiologia - Journal of Soil Ecology*, 67, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2018.02.004>
- Bottone, A., Boily, J. F., Shchukarev, A., Andersson, P. L. y Klaminder, J. (2022). Sodium hypochlorite as an oxidizing agent for removal of soil organic matter before microplastics analyses. *Journal of Environmental Quality*, 51(1), 112–122. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20321>
- Bradney, L., Wijesekara, H., Niroshika Palansooriya, K., Obadamudalige, N., Bolan, N. S., Sik Ok, Y., Rinklebe, J., Kim, K. y Kirkham, M. B. (2019). Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. *Environment International*, 131, 104937. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104937>
- Bremmer, G. (1990). A Berlese funnel for the rapid extraction of grassland surface macro-arthropods. *New Zealand Entomologist*, 13, 76–80.
- Bremner, J. M. y Mulvaney, C.S. (1982). Nitrogen total. En: Page, A. L., Miller, R. H., Keeney, D. R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2 - Chemical and Microbiological Properties* (2a ed., Agron, Monograph 9) (pp 595-624). ASA, SSSA.
- Brust, G. E. (2019). Chapter 9 - Management Strategies for Organic Vegetable Fertility, En: Biswas, D., Micallef, S. A. (Eds.). *Safety and Practice for Organic Food*, Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812060-6.00009-X>
- Chahartaghi, M., Langel, R., Scheu, S. y Ruess L. (2005). Feeding guilds in Collembola based on nitrogen stable isotope ratios. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(9): 1718–1725. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.02.006>
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C. y Galloway, T. S. (2015). The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental Science & Technology*, 49(2), 1130-7. <https://doi.org/10.1021/es504525u>
- Dias, I. C. (2012). Produção de composto orgânico a base de casca do fruto de cupuaçuzeiro e sua utilização na formação de mudas de tucumãzeiro. Dissertação para Mestrado em Agricultura no Trópico Úmido. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, Brasil.
- dos Santos Araújo, E. C., Pereira da Silva, M. M., da Silva, A. V., Teixeira Barros, A. y Duarte Leite, V. (2021). Diversity of mesoinvertebrates

- associated with aerobic treatment of home organic solid waste. *Research, Society and Development*, 10(1), e59710112173. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i1.12173>
- Ferreiro, N. A., Satti, P. y Mazzarino, M. J. (2023). Soil invertebrate and microbial activity rehabilitation by compost application after road construction and volcanic disturbance. *Restoration Ecology*, 31(8), e13964. <https://doi.org/10.1111/rec.13964>
- Haouas, A., El Modafar, E., Douira, A., Ibensouda-Koraichi, S., Filali-Maltouf, A., Moukhli, A. y Amir S. (2021). Evaluation of the nutrients cycle, humification process, and agronomic efficiency of organic wastes composting enriched with phosphate sludge. *Journal of Cleaner Production*, 302, 127051. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127051>
- Hendrychová, M., Sálek, M., Tajovský, K., Rehor, M. (2012). Soil properties and species richness of invertebrates on afforested sites after brown coal mining. *Restoration Ecology*, 20, 561–567. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00841.x>
- Iglesias Jiménez, E. y Pérez García, V. (1992). Relationships between organic carbon and total organic matter in municipal solid wastes and city refuse composts. *Bioresource Technology*, 41(3), 265–272. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(92\)90012-M](https://doi.org/10.1016/0960-8524(92)90012-M)
- Kumari, R. (2017). Biodiversity of compost mesofauna as an indicator of the composting. *Biospectra*, 12(2), 81–86.
- Krantz G. W. y Walter, D. E. (2009). *A Manual of Acarology*. Third Edition. Texas Tech University Press. Lubbock, Texas.
- Mazzarino, M. J. y Satti, P. (Eds.) (2012). *Compostaje en la Argentina: Experiencias de Producción, Calidad y Uso*. UNRN-OGE, Buenos Aires.
- Mayer, F. A. (2009). *Produção e qualidade biológica e química de diferentes vermicompostos para a produção de cenouras rumo à sustentabilidade dos agroecossistemas*. Dissertação para Mestrado em Ciências. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, Brasil.
- Momo, F. R. y Falco, L. B. (2009). *Biología y ecología de la fauna del suelo*. First Edition. Imago Mundi. Buenos Aires, Argentina.
- Neher, D. A., Weicht, T. R., Bates, S. T., Leff, J. W. y Fierer N. (2013). Changes in Bacterial and Fungal Communities across Compost Recipes, Preparation Methods, and Composting Times. *PLOS ONE*, 8, e79512. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079512>
- Olsen, S. R. y Sommers, L. E. (1982). Phosphorus. En: Page, A. L., Miller, R. H., Keeney, D. R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2 - Chemical and Microbiological Properties* (2a ed., Agron, Monograph 9) (pp 403-430). ASA, SSSA.
- Oni, O. E., Oloruntoba, E. O., Sridhar, M. K., Hammed, T. B., Ibrahim, K. T. y Popoola, K. O. (2019). Macro-invertebrate population changes during composting of organic waste at Alesinloye market Ibadan. *International Journal of Agriculture Innovation, Technology and Globalisation*. <https://doi.org/10.1504/ijaitg.2019.10024157>
- Palacios-Vargas, J. G., Ortiz-Ceballos, A. I. y Salvador-Escobedo, I. (2016). Diversidad y abundancia de colémbolos en dos tipos de lombricomposta producida en el centro de Veracruz, México. *Entomología Mexicana*, 3, 456–461. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4258.9685>
- Resolución Conjunta entre la Secretaría de Control y Monitoreo Ambiental y el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (RES-SECCYMA-SENASA) N°01/2019. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-1-2019-318692/texto>
- Robles, F., Salvador, I., Juárez, C., Montiel, D. Mejía-Recamier, B. E. y Palacios-Vargas, J. G. (2012). Colémbolos (Hexapoda) asociados a lombricomposta de cultivo de alfalfa (*Medicago sativa*) en la Magdalena Contreras, D.F. En: Equihua-Martínez, A., Estrada-Venegas, E. G., Acuña-Soto, J. A., Chaires-Grijalva, M. P. y Durán Ramírez, G. (Eds.), *Entomología mexicana* (pp. 487-491). Sociedad Mexicana de Entomología - Colegio de Postgraduados.
- Siepel, H. y Maaskamp, F. (1994). Mites of different feeding guilds affect decomposition of organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(10), 1389–1394. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90222-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90222-4)
- Scopetani, C., Chelazzi, D., Mikola, J., Leiniö, V., Heikkinen, R., Cincinelli, A. y Pellinen, J. (2020). Olive oil-based method for the extraction, quantification and identification of microplastics in soil and compost samples. *Science of the Total Environment*, 733, 139338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139338>
- Stapleton, M. J. y Hai, F. I. (2023) Microplastics as an emerging contaminant of concern to our environment: a brief overview of the sources and implications. *Bioengineered*, 14, 2244754. <https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2244754>
- Steel, H. y Bert, W. (2012). *Biodiversity of Compost Mesofauna and its Potential as an Indicator of the Composting Process Status*. Dynamic Soil, Dynamic Plant ©2011 Global Science Books.
- Steel, H., de la Peña, E., Fonderie, P., Willekens, K., Borgonie, G. y Bert, W. (2010). Nematode succession during composting and the potential of the nematode community as an indicator of compost maturity. *Pedobiología*, 53, 181–190. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2009.09.003>
- Steiner, T., Zhang, Y., Möller, J.N., Agarwal, S., Löder, M. G. J., Greiner, A., Laforsch, C. y Freitag, R. (2022). Municipal biowaste treatment plants contribute to the contamination of the environment with residues of biodegradable plastics with putative higher persistence potential. *Scientific Reports*, 12, 9021. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-12912-z>
- Tripetchkul, S., Pundee, K., Koonsrisuk, S. y Akeprathumchai, S. (2012). Co-composting of coir pith and cow manure: initial C/N ratio vs physico-chemical changes. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 1(1), 15.
- Tong, H., Jiang, Q., Zhong, X. y Hu, X. (2021). Rhodamine B dye staining for visualizing microplastics in laboratory-based studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 4209–4215. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10801-4>
- Vittum, P. J. (2009). Chapter 238 - Soil Habitats. En: Resh, V. H. y Cardé, R. T. (Eds.). *Encyclopedia of Insects* (2nd ed.). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374144-8.00247-2>

Webster, J. R. y Benfield, E. F. (1986). Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 17, 567–594. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.003031>

Weithmann, N., Möller, J. N., Löder, M. G. J., Piehl, S., Laforsch, C. y Freitag, R. (2018). Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Science Advances*, 4, eaap8060. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060>

## MIP OES, UNA ESPECTROMETRÍA ATÓMICA EMERGENTE PARA LA DETERMINACIÓN MULTIELEMENTAL EN SUELO

Micaela Pérez<sup>1</sup>; Daiana Brunello<sup>2</sup>; Florencia Cora Jofre<sup>2,3</sup>; Marianela Savio<sup>2,3</sup>; Nanci Kloster<sup>1,4,\*</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>3</sup> Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP, CONICET-UNLPam), Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>4</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria "Ing. Agr. Guillermo Covas", Anguil, La Pampa, Argentina.

### RESUMEN

El análisis elemental a partir de espectrometrías atómicas es una de las herramientas ampliamente utilizadas para evaluar la disponibilidad de nutrientes en el suelo. El objetivo de este trabajo fue la evaluación de la espectrometría de emisión óptica con plasma inducido por microondas (MIP OES) como técnica de determinación multielemental emergente, para el análisis de calcio, magnesio, potasio, sodio, cobre, zinc, hierro y manganeso en suelos. Se cuantificaron los primeros 4 elementos en 9 muestras y los demás en 16 muestras empleando MIP OES y absorción/emisión atómica con llama (FAAS/FAES). Los resultados indican que la sensibilidad analítica de MIP OES es menor que FAAS/FAES, hasta un orden de magnitud, y en líneas generales presenta límites de detección y cuantificación mayores, aunque en el mismo orden de magnitud. MIP OES mostró ventajas operativas tales como análisis secuencial, mayor rango lineal y menor costo operativo, debido al uso de nitrógeno generado a partir del aire, posicionándola favorablemente frente a otras espectrometrías atómicas para el análisis de suelos.

**Palabras clave:** emisión atómica, absorción atómica, cationes básicos intercambiables, micronutrientes

## MIP OES, AN EMERGENT ATOMIC SPECTROMETRY FOR MULTIELEMENTAL DETERMINATION IN SOIL

### ABSTRACT

Elemental analysis using atomic spectrometry is one of the most widely used tools for assessing soil nutrients availability. The objective of this study is to assess Microwave-Induced Plasma Optical Emission Spectrometry (MIP OES), an emerging multielement measurement method, for the analysis of calcium, magnesium, potassium, sodium, copper, zinc, iron, and manganese in soils. Calcium, magnesium, potassium, and sodium contents were quantified in nine samples and copper, zinc, iron, and manganese contents were determined in 16 samples using MIP OES and Flame Atomic Absorption or Emission (FAAS/FAES). The results indicate that the analytical sensitivity of MIP OES is lower than that of FAAS/FAES, up to one order of magnitude, with higher limits of detection and limits of quantification, although in the same order of magnitude. MIP OES demonstrated operational advantages over FAAS/FAES, such as simultaneous analyses of elements, a wider linear range, and lower cost due to the use of nitrogen generated from air, which positions it favorably as compared to other atomic spectrometry methods for soil analysis.

**Keywords:** atomic emission, atomic absorption, exchangeable base cations, micronutrients

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

Recibido:  
06-05-24

Recibido con revisiones:  
23-08-24

Aceptado:  
26-08-24

## INTRODUCCIÓN

El suelo es la base principal para el suministro de nutrientes a las plantas cuyo crecimiento se ve influido principalmente por la disponibilidad de nutrientes. La evaluación de la disponibilidad de nutrientes en el suelo involucra generalmente dos etapas: extracción y cuantificación. La extracción se realiza empleando diferentes soluciones que extraen los nutrientes del suelo y los disponen en una fase líquida que posibilita su cuantificación. La cuantificación de los elementos presentes en los extractos de suelo se realiza usualmente por medio de técnicas de espectrometría atómica que emplean la absorción o emisión de radiación electromagnética de átomos libres en estado gaseoso (Welz y Sperling, 2007).

La espectrometría de absorción y/o emisión atómica con llama (FAAS/FAES) y la espectrometría de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente (ICP OES) son probablemente hoy en día, las técnicas más robustas para análisis de rutina (Welz y Sperling, 2007). Mientras que FAAS/ FAES permite analizar un elemento a la vez, la determinación en ICP OES es multielemental y de mayor costo, debido al uso de argón en el plasma. Durante la última década emergió la espectrometría de emisión óptica con plasma inducido por microondas (MIP OES) (Fontoura et al., 2022), con la particularidad de su costo operativo significativamente menor a ICP OES, debido al uso de nitrógeno para mantener el plasma, provisto mediante un generador a partir de aire, en lugar de argón (Balaram, 2020). Tampoco utiliza gases tóxicos como el acetileno necesario en FAAS/FAES. Además, MIP OES se destaca por su capacidad de análisis multielemental y su amplio rango dinámico lineal, lo cual representa una ventaja operativa frente a otras técnicas espectrométricas, evitando diluciones excesivas de las muestras para la lectura. Entre las desventajas que presenta MIP OES puede señalarse el efecto de la matriz de la muestra, que puede provocar la disminución de la temperatura del plasma (Krogstad y Zivanovic, 2022), la acumulación de sólidos que llevan a la avería/daño de la antorcha (Balaram, 2020) y/o generar interferencias espectrales debido al solapamiento de líneas de emisión correspondientes al analito y a otras especies en la muestra (Serrano et al., 2022).

La espectrometría MIP OES es prometedora para el análisis de rutina en diversos tipos de muestras, tal como lo demuestran las numerosas aplicaciones de la técnica en los años más recientes. Se aplicó al análisis elemental en productos petroquímicos (Abellán-Martin et al., 2023), aguas, orina, sueros (Baranyai et al., 2020), alimentos para consumo animal (Core Jofré et al., 2021), fertilizantes y suelos (Cora Jofré et al., 2020; Krogstad y Zivanovic, 2022; Serrano et al., 2022). En Argentina, Cora Jofré et al. (2020) utilizaron MIP OES para el análisis de calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K), sodio (Na) en suelo, y obtuvieron un desempeño del método analítico tan eficiente como FAAS/FAES, determinado a partir de la correlación entre los resultados obtenidos por cada método ( $R^2$  0,90; 0,99; 0,99 y 0,95 para Ca, Mg, K y Na, respectivamente) y otros parámetros de validación. A partir de sus resultados recomendaron su uso como método analítico principal para la determinación de estos elementos, debido a sus numerosas ventajas operativas. Otros autores (Serrano et al., 2022) utilizaron recientemente MIP OES para el análisis de biodisponibilidad de elementos, entre ellos cobre (Cu), zinc (Zn), manganeso (Mn) y hierro (Fe) y corroboraron por primera vez la aceptación de esta técnica analítica para el análisis de elementos en suelos y sedimentos. Para esto emplearon estrategias de calibración con estándar interno sobre matrices de extracción simuladas y calcularon la exactitud (recuperación 80-120 %) y la precisión (0,2-3%). Aunque hicieron especial énfasis en el posible efecto matriz de las diferentes soluciones de extracción y la necesidad de uso de estándares internos al aplicar la metodología.

El objetivo de este trabajo fue la evaluación de la espectrometría MIP OES para la cuantificación de los elementos Ca, Mg, K, Na, Cu, Zn, Fe y Mn en suelos de la región semiárida pampeana argentina.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Muestras de suelo

Se utilizaron 16 muestras de suelo superficial (0-20 cm) de diferentes lotes en la región semiárida pampeana. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm previo a su análisis. Se caracterizaron por su contenido de arcilla y limo (Bouyoucos, 1962), materia orgánica (IRAM-SAGyP 29571-2), fósforo (IRAM-SAGyP 29570-1) y pH en suspensión 1:2,5 (IRAM-SAGyP 29574).

### Reactivos y soluciones

Reactivos de calidad p.a fueron utilizados para preparar todas las soluciones: acetato de amonio (1 mol L<sup>-1</sup>), cloruro de lantano (10 % v/v), ácido dietilentriaminopentaacético (DTPA) (0,005 mol L<sup>-1</sup>), trietanolamina (TEA) (0,1 mol L<sup>-1</sup>) y cloruro de calcio (0,01 mol L<sup>-1</sup>). Soluciones estándar certificadas Certipure (Merck) y Plasma Cal (Science) 1000 mg L<sup>-1</sup> se utilizaron para preparar las soluciones de calibración del instrumental.

Tanto las diluciones de muestras como las soluciones de calibración fueron preparadas en las respectivas soluciones de extracción para reducir los efectos de matriz: acetato de amonio 1 mol L<sup>-1</sup> pH 7 para Ca, Mg, K y Na, o DTPA-TEA pH 7,3, para Cu, Zn, Fe y Mn. Además, a las muestras en que se cuantifican Ca, Mg, K y Na, se adicionó cloruro de lantano 10 % v/v como reactivo liberador para Ca y Mg y como supresor de ionización para Na y K.

#### Extracción de los elementos del suelo

La extracción de Ca, Mg, K y Na se realizó en 9 muestras de suelo, a partir de 2,00 g de muestra, adicionando 10 mL de solución de acetato de amonio 1 mol L<sup>-1</sup> pH 7 (Sumner y Miller, 1996). La mezcla se agitó en posición horizontal a 180 golpes min<sup>-1</sup> durante 5 min. Luego se centrifugó la suspensión y el sobrenadante se filtró con papel de filtro S&S N°859, colectando el filtrado en un matraz de 50 mL. El procedimiento (agitado, centrifugado y filtrado) se repitió tres veces y luego se llevó a volumen de 50 mL con solución de acetato de amonio. La extracción de Zn, Cu, Fe y Mn se realizó utilizando la solución de extracción DTPA-TEA pH 7,3, preparada a partir de DTPA (0,005 mol L<sup>-1</sup>), TEA (0,1 mol L<sup>-1</sup>) y cloruro de calcio (0,01 mol L<sup>-1</sup>) (Reed y Martens, 1996). La extracción se realizó en 16 muestras de suelo, a partir de 10,00 g de muestra y 20 mL de solución de extracción, se agitó en posición horizontal a 120 golpes min<sup>-1</sup> durante 2 h. Luego se centrifugó la suspensión y el sobrenadante se filtró con papel de filtro tipo banda azul (JP42) para la obtención de un extracto límpido. Los extractos de suelo se conservaron refrigerados en heladera hasta su análisis. La extracción de los elementos en las muestras de suelo se realizó por triplicado.

#### Instrumentos

La cuantificación de los elementos en los extractos de suelo se realizó utilizando dos espectrometrías: FAAS/FAES y MIP OES, para lo cual se utilizaron dos equipos diferentes. Un espectrómetro de absorción y/o emisión atómica PinAAcle 900H (Perkin Elmer, Shelton, USA), equipado con software Winlab, con uso de llama aire-acetileno. Los elementos Ca, Mg, Zn, Cu, Fe y Mn se analizaron en modo absorción, con multi-lámpara de cátodo hueco (longitud de onda: 422,7; 285,2; 213,9; 324,8; 248,3; 279,5 nm, respectivamente, y linealidad de calibración: 5; 0,25; 1; 2; 6; 2 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente) y los elementos K y Na en modo emisión (longitud de onda: 766,5 y 589,0 nm, respectivamente; linealidad de calibración: 0,5 mg L<sup>-1</sup>). También se utilizó un espectrómetro de emisión atómica con plasma inducido por microondas modelo MP 4250 (Agilent, Santa Clara, USA) acoplado a un generador de nitrógeno, permitiendo realizar la determinación de los 8 analitos de manera secuencial (longitud de onda: 422,7; 285,2; 766,5; 589,6; 481,0; 324,7; 317,9; 403,0 nm para Ca, Mg, K, Na, Zn, Cu, Fe y Mn, respectivamente, y linealidad de calibración: 10 mg L<sup>-1</sup> para Ca, Mg, K y Na; 1; 2; 150 y 20 mg L<sup>-1</sup> para Zn, Cu, Fe y Mn). En todos los casos se realizaron curvas de calibración con al menos 6 niveles de concentración para cada elemento, cada una fue preparada en tres réplicas independientes.

#### Parámetros de validación y análisis estadístico

Una vez optimizado el funcionamiento de los equipos se evaluaron los siguientes parámetros a fin de estudiar la aptitud de MIP OES para la determinación de los elementos en muestras de suelo: veracidad, precisión, rango de trabajo, límites de detección y cuantificación y sensibilidad analítica (Olivieri, 2014). La veracidad de un método analítico expresa la cercanía entre el valor medido y el valor de referencia. Se estimó la veracidad de MIP OES, a través de la comparación de los resultados frente a FAAS/FAES, una técnica instrumental de referencia y ampliamente utilizada, a partir del error relativo (ER) [Ecuación 1] y del coeficiente de determinación (R<sup>2</sup>) entre los métodos (aceptable R<sup>2</sup>>0,90).

$$ER (\%) = \frac{\text{valor medio} - \text{valor de referencia}}{\text{valor de referencia}} * 100 \quad \text{[Ecuación 1]}$$

La precisión se evaluó a partir de la desviación estándar relativa (% DER) de las muestras analizadas por triplicado. Los límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ) se estimaron a partir del nivel de señal promedio y las desviaciones estándar para mediciones repetidas de una muestra blanco. Se definieron como 3,3 y 10 veces la desviación estándar del blanco, respectivamente (Olivieri, 2014). La sensibilidad analítica de cada instrumento se calculó a partir de la relación entre la sensibilidad de la calibración (pendiente de la curva de calibración) y el ruido instrumental, lo cual permite comparar dos técnicas instrumentales basadas en respuestas de diferente naturaleza (absorción o emisión para FAAS/FAES e intensidad de emisión para MIP OES) (Danzer y Currie, 1998). Los análisis estadísticos se realizaron empleando el software Microsoft Office Excel 2007 e INFOSSTAT (Di Rienzo et al., 2020). Las calibraciones se realizaron ajustando las líneas con el criterio de mínimos cuadrados. Diferencias significativas entre técnicas instrumentales se analizaron por comparación de medias aplicando una prueba t ( $\alpha = 0,05$ ).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las muestras utilizadas corresponden a suelos de textura franca a arenosa (arcilla + limo 10-56 %), con valores de fósforo extractable (4,5-59,3 mg kg<sup>-1</sup>), materia orgánica (0,8-3,5 %) y pH (5,4-7,0) característicos de suelos de la región semiárida pampeana.

El ER arrojó valores de 18, 13, 10 % para Ca, Mg y K; y de 24, 11, 10 y 2 % para Zn, Cu, Fe y Mn, respectivamente, lo cual muestra que el ER de MIP OES depende del elemento en estudio. Los coeficientes de determinación ( $R^2$ ) también varían de acuerdo con el elemento analizado. Para Ca, Mg y K los valores de  $R^2 > 0,98$  obtenidos se aproximan a la recta ideal ( $y=x$ ), indicando que existe una relación lineal entre MIP OES y FAAS/FAES para el análisis de dichos elementos. Los resultados se corresponden con los hallados previamente por Cora Jofré et al. (2020) sobre muestras de suelo con valores asignados de Ca, Mg y K. Para el Mn el  $R^2=0,89$  se aproxima a la recta ideal ( $y=x$ ). También en este caso MIP OES y FAAS se relacionan de forma lineal. Para el Zn los resultados arrojaron un coeficiente de determinación aceptable ( $R^2=0,94$ ) aunque los puntos se observan más bien paralelos a la recta ideal ( $y=x$ ), indicando que los resultados obtenidos por FAAS son sensiblemente superiores a los obtenidos por MIP OES. En el caso de Cu y Fe los resultados muestran una relación lineal entre las dos técnicas instrumentales ( $R^2=0,75$  y  $R^2=0,72$ , respectivamente), aunque la dispersión observada presupone que son necesarios más estudios para corroborar la ecuación de correlación lineal entre las técnicas y/o evaluar los factores que producen dicha dispersión en los resultados de análisis de Cu y Fe extractables con DTPA-TEA en suelos.

La Tabla 1 muestra los resultados obtenidos para los parámetros sensibilidad analítica, precisión, LOD, LOQ y rango. La sensibilidad analítica es un parámetro relevante para comparar técnicas instrumentales que arrojan diferente señal, tal como MIP OES y FAAS/FAES, dentro de un mismo rango de concentraciones. La sensibilidad analítica empleando FAAS/FAES es mayor que MIP OES para todos los elementos estudiados, siendo hasta un orden de magnitud superior para los elementos Na, Mg, Cu, Fe y Mn. Los resultados coinciden con los obtenidos por Cora Jofré et al. (2020) para Ca, Mg, K y Na. La precisión de ambos instrumentos arrojó resultados dentro del criterio de aceptación ( $DER < 20\%$ ). MIP OES tiene un mayor rango dinámico lineal que FAAS/FAES para los elementos Ca, Mg, Na, K, Fe y Mn, lo cual es ventajoso dado que reduce la necesidad de realizar diluciones previas a la lectura de los extractos de suelo (Balaram, 2020). En todos los casos FAAS/FAES arrojó LODs y LOQs inferiores a los obtenidos por MIP OES. Serrano et al. (2022) hallaron LOD para Cu y Zn en el mismo orden de magnitud que los obtenidos por MIP OES en este estudio, aunque mayores LODs fueron obtenidos aquí para Fe y Mn. Krogstad y Zivanovic (2022) hallaron valores de LOQ para los elementos K y Zn por MIP OES similares a los que se muestran en este estudio. Aunque los valores de LOQ para los elementos Mg, Ca, Fe, Mn y Zn logrados por MIP OES por estos mismos autores fueron aproximadamente de un orden de magnitud inferior a los obtenidos en este estudio. En un trabajo previo Cora Jofré et al. (2020) alcanzaron resultados de LOQs más bajos que los obtenidos en este estudio para Ca, Mg, K y Na con MIP OES. La evaluación del LOQ es particularmente importante para la determinación de Zn extractable con DTPA-TEA en suelos, cuya concentración crítica se define alrededor de 1,00 mg kg<sup>-1</sup> (Barbieri et al., 2017). Por lo cual, al momento de seleccionar un instrumento de cuantificación es necesario verificar que el LOQ esté por debajo de las concentraciones críticas a cuantificar. Podría cuestionarse si MIP OES es suficientemente sensible, especialmente para el análisis de Zn, dado que los resultados en las muestras de suelo analizadas están muy próximos al LOQ, y son aún menores en la mayoría de las muestras (Tabla 2). Estos valores bajos en las muestras de suelo se encuentran en el rango de deficiencia del elemento y en tal caso debería informarse un resultado como  $< LOQ$  cuando el dato es analizado mediante MIP OES. Si bien en la literatura algunos trabajos indican que en general los valores LOQ en MIP OES son mejores que en FAAS (Niedzielski et al., 2015; Ozbek y Akman, 2016), esto no se corresponde con los resultados obtenidos en este trabajo, por lo que son necesarios más estudios para verificar el alcance de estas diferencias entre técnicas instrumentales para cada elemento en muestras de suelo.

**Tabla 1:** Parámetros de validación para el análisis de los elementos en extractos de suelo empleando espectrometría de absorción o emisión atómica con llama (FAAS/FAES) y espectrometría de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente (MIP OES).

**Table 1:** Validation parameters for the analysis of elements in soil extracts using Flame Atomic Absorption or Emission (FAAS/FAES) and Microwave-Induced Plasma Optical Emission Spectrometry (MIP OES).

	Analito	Sensibilidad analítica	LOD	LOQ	DER máx. (%)	Rango LOQ-X
FAES	K	924	4x10 <sup>-4</sup>	6x10 <sup>-4</sup>	9,4	0,03
	Na	586	1x10 <sup>-3</sup>	2x10 <sup>-3</sup>	-	0,05
	Ca	620	8x10 <sup>-3</sup>	1,5x10 <sup>-3</sup>	11,1	0,6
	Mg	16986	5x10 <sup>-4</sup>	9x10 <sup>-4</sup>	10,9	0,05
FAAS	Zn	49,2	0,10	0,30	8,90	2
	Cu	110,0	0,04	0,13	15,7	4
	Fe	15,9	0,33	1,00	15,9	12
	Mn	26,0	0,19	0,58	14,5	4
MIPOES	K	571	1,4x10 <sup>-2</sup>	1,8x10 <sup>-2</sup>	11,7	0,64
	Na	27	5,9x10 <sup>-2</sup>	7,1x10 <sup>-2</sup>	-	1,09
	Ca	133	6,0x10 <sup>-2</sup>	7,0x10 <sup>-2</sup>	12,0	1,25
	Mg	933	6,9x10 <sup>-2</sup>	7,1x10 <sup>-2</sup>	13,0	2,08
	Zn	12,6	0,34	1,04	14,9	2
	Cu	13,9	0,31	0,94	17,5	4
	Fe	0,4	11,4	34,5	21,4	300
	Mn	3,7	1,13	3,44	6,90	40

\* Límite de detección (LOD), límite de cuantificación (LOQ), rango, en unidades mg kg<sup>-1</sup> para Cu, Zn, Fe y Mn; unidades cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> para K, Na, Ca y Mg.

En la Tabla 2 se indican las concentraciones de los elementos determinadas en las muestras de suelo a partir de MIP OES y FAAS/FAES. Los resultados de la prueba de diferencias significativas entre los dos métodos indican que MIP OES arroja valores significativamente más altos que FAAS/FAES para los elementos K y Fe ( $p < 0,0001$  y  $p = 0,040$ , respectivamente). Mientras que arroja valores significativamente más bajos para Ca, Mg, Cu y Zn ( $p < 0,0001$ ;  $p < 0,002$ ;  $p = 0,007$  y  $p < 0,0001$ , respectivamente). Los valores obtenidos para Mn no muestran diferencias significativas ( $p > 0,05$ ). Si bien los resultados muestran diferencias significativas entre MIP OES y FAAS/FAES para todos los elementos, excepto para Mn, las diferencias reales al momento de la interpretación de dichos resultados en planteos de fertilización de suelos son aceptables para K, Cu, Fe y Mn (ER < 10 %) (Vazquez 2005), mientras que son necesarios más estudios para evaluar la aceptabilidad de MIP OES para Ca, Mg (10 % < ER < 20 %) y Zn (ER > 20 %). Las concentraciones de Ca, Mg y K en las muestras analizadas se corresponden con los valores de cationes básicos intercambiables hallados en suelos de la región semiárida pampeana (Fernández, 2018). Las concentraciones de Zn, Cu, Mn y Fe extractables con DTPA-TEA se hallan dentro del rango determinado en suelos áridos de todo el mundo (Moreno-Jimenez et al., 2019). Se observa que la concentración media de Zn está por debajo de la concentración crítica (alrededor de 1,0 mg kg<sup>-1</sup>), es decir el nivel de Zn por encima del cual el cultivo no responde a la fertilización (Barbieri et al., 2017). A diferencia de Cu y Fe que parecen no presentar limitantes para el desarrollo de los cultivos en general, de acuerdo con los valores hallados en los suelos, en comparación con los niveles críticos 0,2 mg kg<sup>-1</sup> y 4,0 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente (Lindsay y Norvell, 1978). Se observaron concentraciones de Mn elevadas en las muestras de suelo, aunque no se hallaron en bibliografía niveles críticos para este elemento.

**Tabla 2:** Concentración media de elementos medidos por espectrometría de absorción o emisión atómica con llama (FAAS/FAES) y espectrometría de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente (MIP OES) en las muestras de suelo. El rango de concentraciones para cada elemento se indica en paréntesis. Letras diferentes indican diferencias al 95 % de nivel de confianza.

**Table 2:** Average concentration of macro and microelements measured by Flame Atomic Absorption or Emission (FAAS/FAES) and Microwave-Induced Plasma Optical Emission Spectrometry (MIP OES) in soil samples. The concentration range for each element is indicated in parentheses. Different letters indicate differences at the 95% confidence level.

Elemento *	FAAS/FAES	MIP OES
Ca	5,8 b	4,8 a
	(3,9-8,7)	(2,9-7,5)
Mg	1,9 b	1,7 a
	(1,2-2,7)	(0,9-2,6)
K	1,7 b	1,9 a
	(0,8-2,5)	(1,0-2,8)
Na	0,2	-
	(<0,1-0,5)	-
Zn	0,73 b	0,56 a
	(0,4-1,3)	(0,2-1,1)
Cu	0,74 b	0,66 a
	(0,5-1,1)	(0,5-0,9)
Fe	26,8 b	28,3 a
	(14,0-49,1)	(16,2-46,3)
Mn	16,7 a	16,9 a
	(10,9-27,0)	(7,7-26,3)

\* Concentración expresada en unidades  $\text{cmol}_e \text{ kg}^{-1}$  para Ca, Mg K y Na, y  $\text{mg kg}^{-1}$  para Zn, Cu, Fe y Mn.

## CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos se concluye que MIP OES es una técnica instrumental aplicable al análisis elemental de K, Cu, Fe y Mn en suelos. La sensibilidad analítica de MIP OES es hasta un orden de magnitud menor, y en líneas generales arroja LODs y LOQs mayores que FAAS/FAES, aunque en el mismo orden de magnitud. Es importante continuar con estudios que determinen la aplicación de MIP OES para el análisis de la disponibilidad de Zn, Ca y Mg, para los cuales el ER es > 10 %. MIP OES mostró ventajas operativas frente a FAAS/FAES, siendo una de ellas el análisis secuencial que permite cuantificar los elementos en una única alícuota de extracto. Otra ventaja es el mayor rango lineal para la mayoría de los elementos (excepto Zn y Cu) lo cual reduce la necesidad de realizar diluciones de los extractos para cuantificar los elementos en suelos. Además, y no menos relevante es el bajo costo operativo de MIP OES, debido al uso de nitrógeno generado a partir del aire y el no uso de gases inflamables como el acetileno necesario en FAAS/FAES.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por proyectos del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad Nacional de La Pampa e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

## REFERENCIAS

- Abellán-Martín, S. J., Aguirre, M. A. y Canals, A. (2023). Applicability of microwave induced plasma optical emission spectrometry for wear metal determination in lubricant oil using a multinebulizer. *Journal Analytical Atomic Spectrometry*, 38, 1379-1386. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116048>
- Balaram, V. (2020). Microwave plasma atomic emission spectrometry (MP-AES) and its applications – A critical review. *Microchemical Journal*, 159. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105483>
- Baranyai, E., Toth, C. N. y Fabian, I. (2020). Elemental Analysis of Human Blood Serum by Microwave Plasma—Investigation of the Matrix Effects Caused by Sodium Using Model Solutions. *Biological Trace Element Research*, 194, 13-23. <https://doi.org/10.1007/s12011-019-01743-1>

- Barbieri, P., Sainz Rosas, H. R., Wyngaard, N., Eyherabide, M., Reussi Calvo, N. I., Salvagiotti, F., Correndo, A. A., Barbagelata, P., Espósito Goya, G. P., Colazo, J. C. y Echeverría, H. E. (2017). Can Edaphic Variables Improve DTPA-based Zinc diagnosis in Corn?. *Soil Fertility and Plant Nutrition*, 81(3), 556-563. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.09.0316>
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method for making particle size analysis soils. *Agronomy Journal*, 54(5), 464-465.
- Cora Jofré, F., Pérez, M., Kloster, N. y Savio, M. (2020). Analytical methods assessment for exchangeable cations analysis in soil: MIP OES appraisalment. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 51(16), 2205-2214. <https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1822377>
- Cora Jofré, F., Larregui, D. N., Murcia, V. N., Pacheco, P. y Savio, M. (2021). Infrared assisted digestion used as a simple green sample preparation method for nutrient analysis of animal feed by microwave induced plasma atomic emission spectrometry. *Talanta*, 231. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2021.122376>
- Danzer, K. y Currie, L. A. (1998). Guidelines for calibration in analytical chemistry. Part I. Fundamentals and single component calibration. *Pure Applied Chem.*, 70, 993-1014.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C.W. (2020). InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Fernandez, R. (2018). Valores de línea de base para evaluar la degradación en Molisoles. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. <http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/4353>
- Fontoura, B. M., Cora Jofré, F., Williams, T., Savio, M., Donati, G. L. y Nóbrega, J. A. (2022). Is MIP-OES a suitable alternative to ICP-OES for trace element analysis?. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 37, 966-984. <https://doi.org/10.1039/D1JA00375E>
- Krogstad, T. y Zivanovic, V. (2022). The Microwave Induced Plasma with Atomic Emission Spectrometry (MP-AES) as a Tool for Determination of Plant Available Nutrients in Ammonium lactate Extraction Solution. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 53(9), 1147-1157. <https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2043345>
- Lindsay, W. L. y Norwell, W. A. (1978). Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 421-428.
- Moreno-Jimenez, E., Plaza, C., Saiz, H., Manzano, R., Flagmeier, M. y Maestre, F. T. (2019). Aridity and reduced soil micronutrient availability in global drylands. *Nature sustainability*, 2, 371-377. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0262-x>
- Niedzielski, P., Kozaka, L., Wachelkaa, M., Jakubowski, K. y Wybieralska, J. (2015). The microwave induced plasma with optical emission spectrometry (MIP-OES) in 23 elements determination in geological samples. *Talanta*, 132, 591-599. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2014.10.009>
- Olivieri, A. C. (2014). Analytical Figures of Merit: From Univariate to Multiway Calibration. *Chemical Reviews*, 114, 5358-5378. <https://doi.org/10.1021/cr400455s>
- Ozbek, N. y Akman, S. (2016). Microwave plasma atomic emission spectrometric determination of Ca, K and Mg in various cheese varieties. *Food Chem.*, 192, 295-298. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.07.011>
- Reed, S. T. y Martens, D. C. (1996). Copper and zinc. En D. L. Sparks (Ed.), *Methods of soil analysis, part 3, chemical methods* (pp 703-722). Soil Science Society of America.
- Serrano, R., Anticó, E., Grindlay, G., Gras, L. y Fontas, C. (2022). Determination of elemental bioavailability in soils and sediments by microwave induced plasma optical emission spectrometry (MIP OES): matrix effects and calibration strategies. *Talanta*, 240, 1231-66. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2021.123166>
- Sumner, M. E. y Miller, W. P. (1996). Cation exchange capacity and exchange coefficients. En D. L. Sparks (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 3-Chemical Methods (Vol. 5)* (pp 1201-1230). Soil Science Society of America.
- Vazquez, M. (2005). Controles internos y externos de calidad. En L. Marbán y S. Ratto (Eds.), *Tecnologías en análisis de suelo* (pp 37-48). AACS.
- Welz, B. y Sperling, M. (2007). Atomic absorption spectrometry. Wiley-VCH Verlag GmbH.

## BIOINDICADORES PARA EL MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD Y LOS SERVICIOS ECOSISTEMICOS DEL SUELO

Margarita Ros<sup>1,\*</sup>, Luna Medrano<sup>2</sup>, Maria del Mar Alguacil<sup>1</sup>, Javier Alejandro<sup>3</sup>, Gema Del Río<sup>3</sup>, Daniel Sacristán<sup>4</sup>, Manuel Delgado-Baquerizo<sup>2</sup>, Antonio Rafael Sánchez-Rodríguez<sup>5</sup>, Raúl Ochoa-Hueso<sup>6</sup>, Jose Antonio Pascual<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS) CSIC, Campus Universitario de Espinardo, Murcia, España.

<sup>2</sup>Laboratorio de Biodiversidad y Funcionamiento Ecosistémico. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS) CSIC, Sevilla, España.

<sup>3</sup>Gabinete Técnico, Unión de Pequeños Agricultores y Ganaderos, Madrid, España.

<sup>4</sup>Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Valencia, Valencia, España.

<sup>5</sup>Unidad de Edafología, Departamento de Agronomía, Campus Universitario de Rabanales, Universidad de Córdoba, Córdoba, España.

<sup>6</sup> Departamento de Biología, Área de Botánica. IVAGRO. Universidad de Cádiz, Puerto Real, España.

### RESUMEN

El suelo es crucial para la sostenibilidad a largo plazo de los sistemas agrícolas/agrarios y el medio ambiente en general. Estos sistemas afectan a todos los componentes del suelo y pueden tener profundos impactos en la biodiversidad del suelo. La biodiversidad del suelo desempeña un papel crucial en la provisión de servicios ecosistémicos, en el apoyo de la multifuncionalidad del suelo y el valor que aporta a la humanidad. Por ello, es necesario monitorizar, conservar, restaurar y mejorar la biodiversidad del suelo que se puede medir según su abundancia, composición, funcionalidad, interacciones y procesos que permitirán mantener el suelo y su funcionalidad para las presentes y futuras generaciones. Por ello, el objetivo de este artículo es conocer los diferentes bioindicadores de biodiversidad microbiana del suelo para integrarlos en políticas de manejo sostenible de suelos. Las medidas de diferentes bioindicadores como biomasa de carbono microbiano, respiración del suelo, actividades enzimáticas relacionadas con los ciclos del C, N y P, secuenciación de amplicones, microscopia y análisis de redes, entre otros, junto con propiedades abióticas como el carbono orgánico total, nos ayudarán a monitorear la salud del suelo y aplicar medidas adecuadas para un manejo agrícola sostenible bajo un escenario de cambio global.

**Palabras clave:** funcionalidad del suelo; Microorganismos; taxonomía microbiana de suelos

## BIOINDICATORS FOR MONITORING SOIL BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES

### ABSTRACT

Soil is crucial for the long-term sustainability of agricultural/agrarian systems and the environment. Agricultural systems affect all soil components and can have a deep impact on soil biodiversity. Since soil biodiversity plays a crucial role in providing ecosystem services, supporting soil multifunctionality and bringing value to humanity, it is necessary to monitor, conserve, restore and improve it. Soil biodiversity can be measured through abundance, composition, functionality, interactions, and processes that will allow preserving soil and its functionality for present and future generations. Therefore, the objective of this article is to identify and describe different bioindicators of soil microbial biodiversity to integrate them into sustainable soil management policies. Measurements of different bioindicators such as total organic carbon, microbial carbon biomass, soil respiration, enzymatic activities related to the C, N and P cycles, DNA metabarcoding, microscopy, and network analysis, among others, will help us monitor soil health and make appropriate de-

\* Autor de contacto:  
margaros@cebas.csic.es

Recibido:  
18-07-24

Recibido con revisiones:  
15-10-24

Aceptado:  
15-10-24

cisions for sustainable agricultural management under the current scenario of global change.

**Keywords:** soil microbial functionality; microorganisms; soil microbial taxonomy.

### 1.El suelo y los servicios ecosistémicos

Los suelos proporcionan la inmensa mayoría de los alimentos que consumimos y se encuentran entre los reservorios más importantes de biodiversidad y carbono del planeta (COM/2023/416, 2023). Los suelos, constituyen el soporte básico de los ecosistemas terrestres, son sistemas complejos formados por multitud de componentes bióticos y abióticos que interactúan continuamente. Dichos componentes definen las características físicas (p.ej. textura, densidad), químicas (p.ej. pH, composición elemental) y biológicas (p.ej. composición de las comunidades microbianas) de los suelos. En conjunto, estas características definen la multifuncionalidad de los suelos y su capacidad para producir alimentos (FAO, 2015).

Los servicios ecosistémicos son los beneficios que los seres humanos obtienen de los procesos ecosistémicos e incluyen los procesos y funciones del suelo. Los servicios incluyen beneficios esenciales para la salud, bienestar y prosperidad de las sociedades humanas (Bronzizio et al., 2019). Los tipos de servicios ecosistémicos se pueden dividir en tres: Servicios de regulación (p.ej. descomposición de materia orgánica y ciclado de nutrientes), soporte (p.ej. formación del suelo y soporte de organismo y plantas), y aprovisionamiento (p. ej. alimentos) (Figura 1) los cuales aseguran la supervivencia de la vida en la tierra (Ronchi et al., 2019).

La diversidad de microorganismos en el suelo está relacionada con los procesos, servicios y funciones que realizan en los suelos cuyos cambios pueden afectar a la multifuncionalidad del suelo, su sostenibilidad a largo plazo y las sociedades humanas que dependen de sus servicios. Por esta razón, es importante comprender estas conexiones y gestionar la biodiversidad, de una manera sostenible.



Figura 1: Servicios ecosistémicos del suelo (Gráfico realizado con Biorender, <https://www.biorender.com/>).

Figure 1: Soil ecosystem services (Chart made with Biorender, <https://www.biorender.com/>).

## 2. Los suelos después de décadas de agricultura intensiva

Las actividades humanas como la agricultura y la ganadería han provocado el agotamiento y la degradación del suelo mediante el uso de modelos de producción intensivos. En la actualidad, estos sistemas están altamente mecanizados y son dependientes de agroquímicos, lo que altera la composición física, química, y biológico original del suelo (Boafo et al., 2020) y, con ellos, muchas de las funciones que se les atribuyen a los suelos como proveedores de servicios ecosistémicos. La degradación del suelo tiene como resultado la disminución de la capacidad del ecosistema para producir bienes o prestar servicios, entre los que se incluyen el reciclado de nutrientes o el secuestro de carbono, que intensifican la presión sobre los suelos sanos restantes (Müller et al., 2023). Por ende, la protección de este recurso natural no renovable, en el tiempo de una vida humana, debido a su lento proceso de formación y resiliencia, debe formar parte de las políticas nacionales e internacionales. Políticas que nos ayudaran a prevenir y responder mejor a los desastres naturales (eventos extremos como inundación o sequías, olas de calor) y, alcanzar los objetivos acordados por la Unión Europea (EU) en materia de clima y biodiversidad, seguridad alimentaria y protección de la salud de los ciudadanos. La Misión Suelo de la UE (*A Soil Deal for Europe*) y la Ley europea de vigilancia del suelo (*Directive on Soil Monitoring and Resilience*) son un claro ejemplo de la preocupación de las políticas europeas por abordar esta problemática asociada a la conservación del suelo.

## 3. Biodiversidad del suelo: un mundo bajo nuestros pies

La biodiversidad del suelo se refiere a la variedad, abundancia y redes interconectadas de organismos vivos que habitan en la matriz del suelo. El suelo es el mayor reservorio de biodiversidad del planeta e incluye microorganismos, microfauna, mesofauna y macrofauna responsables de la salud del suelo (Tabla 1). P. ej. en un gramo de suelo podemos encontrar miles de especies de bacterias y cientos de metros de hifas fúngicas; en un metro cuadrado de suelo viven hasta 1.5 kg m<sup>-2</sup> de organismos vivos (Bardgett y Puten, 2014). Esta diversidad biológica es esencial para el funcionamiento y la salud del ecosistema del suelo, ya que cada grupo de organismos desempeña roles específicos y, a menudo, interrelacionados, que contribuyen a procesos ecológicos fundamentales como la descomposición de la materia orgánica, ciclo de nutrientes, estructura del suelo, regulación de patógenos y secuestro de carbono, los cuales juegan un papel crucial en la provisión de servicios ecosistémicos.

Tabla 1: Clasificación de los organismos vivos en el suelo.

Table 1: Classification of soil living organisms.

Clasificación	Descripción /Función específica	Función principal
<b>Microorganismos y Microfauna</b>	<b>Bacterias:</b> Microscópicos, unicelulares, y extremadamente diversos. Son cruciales para la fijación de nitrógeno, la descomposición de materia orgánica y la transformación de nutrientes.	Responsables de los ciclos biogeoquímicos del suelo, descomposición de materia orgánica y liberación de nutrientes esenciales
	<b>Hongos:</b> Organismos que forman filamentos (hifas) que descomponen la materia orgánica compleja, liberando nutrientes para las plantas. Algunos hongos forman relaciones simbióticas con las raíces de las plantas (micorrizas).	
	<b>Protistas:</b> Organismos unicelulares eucariotas, que incluyen amebas y flagelados. Participan en la regulación de las poblaciones microbianas y la descomposición de materia orgánica.	
	<b>Nematodos:</b> Gusanos microscópicos que descomponen materia orgánica y controlan poblaciones de microorganismos, a la vez que son indicadores de la salud del suelo.	
<b>Mesofauna</b>	<b>Colémbolos:</b> Pequeños invertebrados que se alimentan de hongos y materia orgánica en descomposición. Contribuyen a la formación de humus y la fragmentación de la materia orgánica.	Regulan la descomposición de materia orgánica y la formación del humus, además de participar en el control biológico de plagas y enfermedades.
	<b>Ácaros:</b> Diversos y abundantes, estos pequeños arácnidos participan en la descomposición de materia orgánica y control biológico de plagas mediante la predación.	

<b>Macrofauna</b>	<b>Lombrices de tierra:</b> Importantes ingenieros del ecosistema que mejoran la estructura del suelo, aumentando la porosidad, aireación y capacidad de retención de agua. Facilitan la mezcla de capas del suelo y el ciclo de nutrientes	Ayudan en la aireación y drenaje del suelo, facilitan la mezcla de capas del suelo y la distribución de materia orgánica
	<b>Coleópteros:</b> Incluyen escarabajos que fragmentan la materia orgánica y contribuyen a la formación de humus. Algunos son depredadores que controlan plagas del suelo.	
	<b>Miriápodos:</b> Como los ciempiés y milpiés, que descomponen materia orgánica y ayudan a la mineralización de nutrientes.	

Además, la presencia de una alta diversidad de microorganismos, invertebrados y plantas en el suelo contribuye a mejorar la regulación del ciclo de nutrientes, la estructura del suelo y aumentar la eficiencia en la descomposición de materia orgánica (Wall et al., 2012). Estos procesos son esenciales para la fertilidad del suelo y la productividad agrícola en el medio y largo plazo, ya que aseguran un suministro continuo de nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas. Además, la biodiversidad del suelo ayuda a mantener la calidad del agua y del aire al facilitar la descomposición y el reciclaje de contaminantes, además de actuar como filtro y almacén de agua (Lavelle y Spain, 2001).

Los bioindicadores deben ser la piedra angular para controlar cualquier apoyo para los agricultores, y para asegurar la correcta regeneración de nuestros suelos en el marco de la restauración de nuestros ecosistemas. La evaluación de la biodiversidad del suelo implica mediciones estandarizadas de la abundancia, identidad y diversidad funcional o características de los organismos, en conjunto con medidas de los procesos del suelo, así como de las interacciones entre los organismos (Ros et al., 2006). La biodiversidad y los procesos del suelo varían en el espacio y el tiempo debido a factores como la ubicación, el clima, la vegetación y las prácticas de gestión del suelo (Hopkins et al., 2023; Bahram et al., 2018).

Por otro lado, la biodiversidad del suelo también desempeña un papel vital en la mitigación del cambio climático a través del secuestro de carbono. A parte de la infravalorada capacidad de los suelos para almacenar carbono en forma inorgánica (Raza et al., 2024), los suelos con una elevada biodiversidad tienen una mayor capacidad para almacenar carbono en forma de materia orgánica, contribuyendo así a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera (Lal, 2004). Además, la diversidad biológica en el suelo mejora la resistencia y resiliencia de los ecosistemas ante perturbaciones, como sequía y enfermedades, lo que es fundamental para la sostenibilidad de los sistemas agrícolas a largo plazo (Brussaard et al., 1997). Por tanto, la conservación y promoción de la biodiversidad del suelo son fundamentales para mantener y mejorar los servicios ecosistémicos, a su vez, cruciales para el bienestar humano y la salud del planeta (Wall et al., 2012; Lal, 2004). Por el contrario, su destrucción supone una constante amenaza para la forma de vida tal y como se conoce actualmente. Por lo tanto, los esfuerzos realizados estos últimos años por la comunidad científica en la utilización de estos bioindicadores (Fierer et al., 2021) ha ayudado a que la biodiversidad tenga un papel importante en las estrategias internacionales destinadas a proteger el suelo y su biodiversidad.

#### 4. Indicadores de salud del suelo

Los indicadores para evaluar la salud del suelo deben tener en cuenta las múltiples dimensiones de las funciones del suelo, como la productividad y el bienestar ambiental, los múltiples factores físicos, químicos y biológicos que controlan los procesos biogeoquímicos y su variación en intensidad a lo largo del tiempo y el espacio relevantes para el desarrollo del suelo (Doran and Parkin, 1996) (Figura 2). Dentro de los indicadores abióticos los más utilizados son pH, textura, resistencia, densidad real y aparente, así como, estabilidad de los agregados, aunque mucho más relevante es el contenido y composición nutricional o de materia orgánica. También han sido ampliamente empleados la disponibilidad de nutrientes (N, P, K), el nitrógeno total, la relación C/N y la conductividad eléctrica.

Los indicadores deberían cumplir las siguientes características: 1. Significativo y orientado a los objetivos de la evaluación; 2. Relevante para la escala y la biología de los organismos, capaz de detectar diferencias en el tiempo de estudio; 3. Robusto, factible de medir y fácil de interpretar tanto a nivel científico como político, de bajo coste (deseable); 4. Contar con un plan y/o metodología de muestreo establecido y estandarizado.

En la práctica, ningún indicador por sí solo cumple con todos los criterios anteriores. Por ello, el desarrollo de un conjunto de indicadores complementarios entre sí, que incluyan parámetros tanto bióticos como abióticos es habitualmente la mejor elección (Pulleman, 2012; Doran and Zeiss, 2000).

<b>Indicadores abióticos</b>
Densidad aparente, textura, porosidad, resistencia y estabilidad de agregados. pH, CE Carbono orgánico, fraccionamiento de la materia orgánica y nitrógeno total. Bases de cambio, porcentaje de saturación de bases y capacidad de intercambio catiónico. Macro y micronutrientes.
<b>Indicadores bióticos o de biodiversidad</b>
<b>Abundancia/biomasa</b> C biomasa microbiana, fosfolípidos de membrana, microscopia, PCR cuantitativa y respiración inducida por glucosa.
<b>Diversidad y taxonomía</b> Amplificación de marcadores específicos 16S rRNA (bacterias y arqueas), ITS para hongos y 18S rRNA (protistas y nematodos). Microscopia.
<b>Funcionalidad</b> Análisis de datos metagenómicos, proteómicos o metabólicos. Por medio de bases de datos de rasgos funcionales como p ej. FungalTraits, or Faprotax
<b>Co-ocurrencia</b> Redes (análisis de co-ocurrencia vía ADN)
<b>Procesos</b> Respiración del suelo, actividad total (A. deshidrogenasa) y actividades enzimáticas (enzimas hidrolíticas ligadas a los ciclos del C, N, P y S)

*Figura 2:* Indicadores de salud de suelo.

*Figure 2:* Indicators of soil health.

## 5. Indicadores de biodiversidad

La salud del suelo depende de la biodiversidad del suelo. Habitualmente son las propiedades bióticas de los suelos las que más rápido y claramente responden a los pequeños cambios que ocurren en el ecosistema, por lo que son especialmente útiles para obtener información inmediata y precisa sobre alteraciones en la salud del suelo. Los indicadores de biodiversidad que más se usan son los que están basados en la medición de la abundancia, taxonomía, funcionalidad, procesos e interacciones de los organismos del suelo (Bhaduri et al., 2022) (Figura 2).

### 5.1 Abundancia y biomasa microbiana

La biomasa microbiana del suelo es un reflejo de la idoneidad del suelo para la vida y puede compararse entre suelos similares en condiciones edafoclimáticas similares o antes y después de la adopción de diferentes manejos del suelo (Bastida et al., 2008; 2021). La biomasa microbiana se puede medir bioquímicamente (p. ej. extracción por fumigación con cloroformo), mediante respiración inducida por sustrato (SIR) (Pascual et al., 2000; Delgado Baquerizo et al., 2020), o mediante imágenes directas de los organismos (p. ej. recuentos microscópicos). La abundancia de grupos particulares de organismos se puede cuantificar mediante p. ej. PCR cuantitativa (Blaya et al., 2015).

### 5.2. Diversidad y taxonomía

La principal metodología para determinar la composición de los microorganismos (bacterias, arqueas, hongos, protistas) es la secuenciación del ácido desoxirribonucleico (ADN) mediante la amplificación de genes marcadores específicos como el gen del ácido ribonucleico ribosómico (ARNr) 16S para bacterias y arqueas (Yarza et al., 2014; Cuartero et al., 2022a; 2022b), la región espaciadora transcrita interna (ITS) para hongos y 18S ARNr para protistas y nematodos (Bellemain et al., 2010; Hernandez-Lara et al., 2023).

El ADN extraído de la muestra de suelo se analiza comparándolo con bases de datos de referencia para su asignación taxonómica. Los índices de composición y diversidad de la comunidad también se pueden analizar utilizando diferentes técnicas estadísticas (p. ej.  $\alpha$ - $\beta$ -diversidad, abundancias relativas de diferentes grupos taxonómicos, etc.) (p. ej. Aguilera Huerta et al., 2023; Ozbolat et al., 2023).

El costo de secuenciar el ADN de una muestra de suelo de esta manera no es muy diferente al de un análisis de suelos físico o químico, y seguirá disminuyendo a medida que la tecnología mejore y crezca el mercado. Las "huellas dactilares" de comunidades microbianas de suelos son otro resultado de la secuenciación de ADN y pueden usarse para comparar suelos con la ayuda de técnicas estadísticas p. ej. estadísticas multivariadas.

Los organismos de mayor tamaño, como la microfauna y la mesofauna, generalmente se atrapan o extraen del suelo, se analizan sus características mediante microscopía y posteriormente se comparan con claves taxonómicas para su identificación. Para mejorar el tiempo de identificación, la reproducibilidad o la disponibilidad, así como la experiencia, se están desarrollando métodos basados en amplificación de genes marcadores específicos del ADN de nematodos, tardígrados y rotíferos (Watts et al., 2019) y macrofauna (Porter et al., 2019; Kawanobe et al., 2021). Otro método, como la utilización de biomarcadores de ácidos grasos fosfolípidos (PLFA) exclusivos de taxones específicos estima la biomasa y proporciona información sobre la identidad de algunos grupos taxonómicos. Sin embargo, en algunos casos, diferentes organismos poseen los mismos PLFA (Frostegård et al., 2011) y, por lo tanto, no son confiables para la identificación.

### 5.3. Funcionalidad

Las medidas de funcionalidad microbiana combinadas con la identificación de los organismos son útiles en las evaluaciones de suelos, ya que muchas funciones son llevadas a cabo por una multitud de organismos diferentes y, a su vez, un organismo puede estar involucrado en una considerable variedad de funciones. Entonces, genes funcionales que tienen como diana enzimas involucradas en diferentes procesos (ciclos del C, N y P) pueden utilizarse para estimar el potencial de los microorganismos para realizar una función específica (Hemkemeyer et al., 2021; Cuartero et al., 2022b).

La observación directa de la micro o mesofauna del suelo también se utiliza para caracterizar rasgos funcionales (Bongers y Ferris, 1999). Además, las funciones microbianas se pueden identificar a partir de datos genómicos, proteómicos o metabólicos (Starr et al., 2018; Knight et al., 2018). Así, la genómica, la PCR cuantitativa (qPCR) y los microarrays fueron las primeras tecnologías utilizadas para describir genes o taxones funcionales a partir de muestras ambientales complejas (Porter et al., 2018).

Otra metodología para determinar funcionalidad microbiana viene derivada del desarrollo de diferentes herramientas o bases de datos que recuperan datos funcionales o ecológicos de marcadores taxonómicos microbianos los cuales interfieren funcionalidad. P. ej. FungalTraits, o FAPROTAX (Pöhlme et al., 2020; Liang et al., 2020). Estas herramientas están en sus inicios y se están mejorando debido a la importancia de monitorear la biodiversidad y el funcionamiento del suelo.

La secuenciación metagenómica definida como el análisis de secuencias de ADN aleatorias (no dirigidas) obtenidas del suelo, puede proporcionar un enfoque más específico sobre la funcionalidad de los organismos y su relación con la biodiversidad del suelo. Si bien esta tecnología debido a la necesidad de dar respuesta a la funcionalidad de los suelos con más precisión se está haciendo más rentable y accesible.

### 5.4. Interacciones y co-ocurrencias

La biodiversidad del suelo también incluye una compleja red de interacciones entre los organismos del suelo. Dentro de estas interacciones podemos distinguir interacciones como: **Mutualismo**: Una relación entre dos especies que obtienen beneficio. P. ej. los hongos micorrízicos, como *Glomus intraradices*, forman relaciones mutualistas simbióticas con las raíces de la mayoría de las plantas, principalmente leguminosas; **Competencia**: Dos especies compiten por los mismos recursos. P. ej. Bacterias del género *Bacillus* y hongos del género *Penicillium* compiten por fuentes de carbono en el suelo. Esta competencia puede influir en la composición microbiana del suelo y afectar la descomposición de materia orgánica; **Depredación**: Una especie se alimenta de otra. P. ej. Algunos nematodos depredadores, como *Aphelenchus avenae*, se alimentan de hongos patógenos en el suelo, ayudando a controlar enfermedades de las plantas; **Comensalismo**: Esta relación tiene un efecto positivo para un organismo y efecto neutro o nulo para otro. P. ej. Asociación

de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* en la Nitrificación: *Nitrosomonas* oxida el Amoniac en Nitrito y finalmente, *Nitrobacter* utiliza el nitrito para obtener energía y oxidarlo en Nitrato.

Estas complejas interacciones son las que contribuyen a la multifuncionalidad de los ecosistemas, es decir, la capacidad de un ecosistema para proporcionar múltiples servicios simultáneamente, como el ciclo de nutrientes, la eliminación de contaminantes, las enfermedades, regulación, regulación climática y producción de alimentos. La multifuncionalidad, es decir, la capacidad de un ecosistema de mantener múltiples funciones de forma simultánea está fuertemente relacionada con el tipo de organismos del suelo, su buena conexión y cuantos tipos están presentes (e.g. Lupatini et al., 2014).

El análisis de redes con secuencias de ADN es una de las herramientas para determinar estas interacciones, que, sin embargo, todavía necesita más desarrollo para su uso (Matchado et al., 2021). Este análisis requiere la extracción de ADN, seguido de secuenciación e identificación de las especies presentes en la muestra. Una vez identificadas las especies, se construye una red que representa las interacciones entre ellas, determinando desde interacciones básicas hasta algunas más intrincadas, empleándose para ello estructuras complejas pero capaces de aportar gran información donde cada arista o borde muestra interacciones entre especies. El análisis e interpretación de las redes se basa en tres conceptos, Centralidad: Identificación de especies clave que tienen muchas conexiones y son cruciales para la estabilidad del ecosistema; Modularidad: Detectar sub-redes o módulos que representan grupos de especies que interactúan más entre sí que con otras especies de redes; y Robustez: Evaluación de como la red responde a perturbaciones, como la pérdida de especies clave (Barberan et al., 2012). Estas interacciones pueden basarse en datos experimentales, conocimiento ecológico previo, o inferencias estadísticas

### 5.5. Procesos del suelo

Los procesos del suelo están regulados por la abundancia de organismos del suelo, su identidad, su biodiversidad funcional y la red de sus interacciones. La evaluación de la biodiversidad del suelo es establecer su conexión con la función general del suelo. Las medidas de la biodiversidad generalmente se combinan con mediciones de los procesos del suelo, los sustratos sobre los cuales operan los procesos y sus tasas de transformación. Estos procesos pueden ser medidas potenciales, mediadas a través de actividades enzimáticas relativas al ciclo del C, N y P o actividad total entre otras (Figura 2) (p. ej. Aguilera-Huertas et al., 2023; Ros et al., 2006).

### 6. Objetivos del estudio de biodiversidad de suelo.

Cualquier estudio de la biodiversidad del suelo puede tener un doble objetivo: el primero se refiere a una investigación más básica y científica, cuyo objetivo es obtener un conocimiento profundo de la estructura y las funciones, es decir, los roles ecológicos de la biodiversidad del suelo. El segundo propósito, más operativo y dirigido a los que deciden el manejo adecuado de los suelos tiene como objetivo evaluar el nivel y posibles fluctuaciones de la biodiversidad del suelo en diferentes condiciones ambientales para obtener un diagnóstico y establecer medidas que puedan preservarla y protegerla.

Por todo esto, es esencial establecer una base de datos específica dedicada a la biodiversidad del suelo. Esto nos permitirá especificar el rango de variaciones de la biodiversidad del suelo para un determinado tipo de suelo, clima, uso del suelo y, por tanto, interpretar los resultados de los análisis de las propiedades biológicas del suelo como se ha hecho durante muchos años con las propiedades físicas y químicas del suelo. Este enfoque de interrelación (biodiversidad del suelo/propiedades bióticas y abióticas) es necesario para, en última instancia, entregar a los administradores del suelo y a los usuarios finales un diagnóstico de la salud del suelo para definir las acciones a tomar.

### CONCLUSIÓN

La biodiversidad del suelo es un pilar fundamental y esencial para el mantenimiento del suelo, comprensión y gestión del suelo través de herramientas avanzadas y bien diseñadas. La red compleja de interacciones entre microorganismos, mesofauna y macrofauna en el suelo demuestra que no es solo la presencia de estos organismos lo que importa, sino también cómo interactúan y se conectan entre sí. Estas interacciones son las que realmente contribuyen a la multifuncionalidad del suelo, permitiéndole proporcionar múltiples servicios ecosistémicos de manera simultánea y eficaz. Para gestionar y proteger adecuadamente estos sistemas, es crucial desarrollar y utilizar bioindicadores de la biodiversidad del suelo y sus interacciones, junto con propiedades abióticas como p.ej. el carbono orgánico total. Estos bioindicadores deben ser dise-

ñados de manera que puedan integrarse fácilmente en la toma de decisiones, proporcionando información clara y útil pero que a su vez sea comprensible para su empleo garantizando que los suelos continúen siendo una fuente vital de recursos y servicios para las generaciones futuras. Estos bioindicadores como biomasa de carbono microbiano, respiración del suelo, medidas de actividades enzimáticas relacionadas con los ciclos del C, N y P, secuenciación de amplicones, microscopía y análisis de redes, entre otros.

### AGRADECIMIENTOS

Queremos dar la gracias al proyecto SOILBIO (Influencia del manejo agrícola sobre la biodiversidad, el funcionamiento y la salud de los suelos mediterráneos). Proyecto de investigación que cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea – NextGeneration EU.

### REFERENCIAS

- Aguilera-Huertas, J., Cuartero, J., Ros, M., Pascual, J. A., Parras-Alcántara, L., González-Rosado, M., Özbolat, O., Zornoza, R., Egea-Cortines, M., Hurtado-Navarro, M., y Lozano-García, B. (2023). How binomial (traditional rainfed olive grove-Crocus sativus) crops impact the soil bacterial community and enhance microbial capacities. *Journal of Environmental Management* 345, 118572. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118572>
- Bahram, M., Hildebrand, F., Forslund, S.K., Anderson, J.L., Soudzilovskaia, N.A., Bodegom, P.M., Bengtsson-Palme, J., Anslan, S., Coelho, L.P., Harend, H., Huerta-Cepas, J., Medema, M.H., Maltz, M.R., Mundra, S., Olsson, P.A., Pent, M., Pöhlme, S.,... Bork, P. et al. (2018). Structure and function of the global topsoil microbiome. *Nature* 560:233–237. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0386-6>
- Barberán, A., Bates, S. T., Casamayor, E. O., y Fierer, N. (2012). Using network analysis to explore co-occurrence patterns in soil microbial communities. *The ISME Journal*, 6, 343–351. <https://doi.org/10.1038/ismej.2011.119>
- Bardgett, R., y Putten, W. (2014). Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*. 515, 505-511. <https://doi.org/10.1038/nature13855>
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., y García, C. (2008). Past, Present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma* 147, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>
- Bastida, F., Eldridge, D.J., García, C., Kenny Png, G., Bardgett, R.D., y Delgado-Baquerizo, M. (2021). Soil microbial diversity–biomass relationships are driven by soil carbon content across global biomes. *The ISME Journal* 15, 2081–2091. <https://doi.org/10.1038/s41396-021-00906-0>.
- Bellemain, E., Carlsen, T., Brochmann, C., Coissac, E., Taberlet, P., y Kuserud, H. (2010). ITS as an environmental DNA barcode for fungi: an *in silico* approach reveals potential PCR biases. *BMC Microbiology* 10, 189. <https://doi.org/10.1186/1471-2180-10-189>
- Bhaduri, D., Sihi, D., Bhowmik, A., Verma, B. C., Munda, S., y Dari, B. (2022). A review on effective soil health bio-indicators for ecosystem restoration and sustainability. *Frontier in Microbiology* 13, 938481. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.938481>
- Blaya, J., Lloret, E., Santísima-Trinidad, A. B., Ros, M., y Pascual, J. A. (2015). Molecular methods (digital PCR and real-time PCR) for the quantification of low copy DNA of *Phytophthora nicotianae* in environmental samples. *Pest Management Science*, 72,747-753. <https://doi.org/10.1002/ps.4048>
- Boafo, D. K., Kraisornpornson, B., Panphon, S., Owusu, B. E., y Amaniampong, P. N. (2020). Effect of organic soil amendments on soil quality in oil palm production. *Applied Soil Ecology*, 147, 103358. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.008>
- Bongers, T., y Ferris, H. (1999). Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends in Ecology & Evolution*, 14, 224–28. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01583-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01583-3)
- Brondízio, E. S., Settele, J., Díaz, S. y Ngo, H. T. (Eds) (2019). *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES Secretariat.
- Brussaard, L., Behan-Pelletier, V. M., Bignell, D. E., Brown, V. K., Didden, W. A. M., Folgarait, P. J., Fragoso, C., Freckman, D. W., Gupta, V. S. R., y Hattori, T. (1997). Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *AMBIO A Journal of the Human Environment* 26, 563-570.
- COM/2023/416 (2023) Proposal for a Directive on Soil Monitoring and Resilience. [https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-directive-soil-monitoring-and-resilience\\_en](https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-directive-soil-monitoring-and-resilience_en)
- Cuartero, J., Pascual, J.A., Vivo, J.M., Özbolat, O., Sánchez-Navarro, V., Egea-Cortines, M., Zornoza, R., Mena, M.M., García, E., y Ros, M. (2022a). A first-year melon/cowpea intercropping system improves soil nutrients and changes the soil microbial community. *Agriculture Ecosystem and Environment* 328, 107856. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107856>
- Cuartero, J., Pascual, J.A., Vivo, J.M., Özbolat, O., Sánchez-Navarro, V., Weiss, J., Zornoza, R., Martínez-Mena, M., García, E., y Ros, M. (2022b). Melon/cowpea intercropping pattern influenced the N and C soil cycling and the abundance of soil rare bacterial taxa. *Frontiers in Microbiology* 13, 1004593. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1004593>.
- Delgado Baquerizo, M., Reich, P. B., Trivedi, C., Eldridge, D. J., Abades, S., Alfaro, F. D., Bastida, F., Berhe, A. A., Cutler, N. A., Gallardo, A., García-Velázquez, L., Hart, S. C., Haynes, P. E., He, J. Z., Hseu, Z. Y., Hu, H. W., Kirchmair, M., Neuhauser, S., Pérez, C. A., Reed, S. C., Santos,

- F., Sullivan, B. W., Trivedi, P., ... Singh, B. K. (2020). Multiple elements of soil biodiversity drive ecosystem functions across biomes. *Nature Ecology and Evolution*, 4(2), 210-220. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1084-y>
- Doran J. W., y Parkin, T. B. (1996). Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. En J. W. Doran y A. J. Jones (Eds.), *Methods for Assessing Soil Quality, Special Publication No. 49* (pp. 25-37). Soil Science Society of America.
- Doran, J. W., y Zeiss, M. R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15, 3-11, [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6).
- FAO (2015). Los suelos sanos son la base para la producción de alimentos saludables. <https://www.fao.org/soils-2015/news/news-detail/es/c/277721/>
- Fierer, N., Wood, S. A., y Bueno de Mesquita, C. P. (2021). How microbes can, and cannot, be used to assess soil health. *Soil Biology and Biochemistry*, 153, 108111. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108111>.
- Frostegård, A., Tunlid, A., y Bååth, E. (2011). Use and misuse of PLFA measurements in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1621-1625. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.021>
- Hemkemeyer, H., Schwalb, S. A., Heinze, S., Joergensen, R. G., y Wichern, F. (2021). Functions of elements in soil microorganisms, *Microbiological Research*, 252, 126832. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2021.126832>.
- Hernández-Lara, A., Ros, M., Cuartero, J., Vivo, J. M., Lozano-Pastor, P., y Pascual, J.A. (2023). Effects of solarisation combined with compost on soil pathogens and the microbial community in a spinach cropping system *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 346, 108359, DOI: 10.1016/j.agee.2023.108359
- Hopkins, J.R., Semenova-Nelsen, T.A., y Sikes, B.A., (2023). Land management drives dynamic changes to microbial function through edaphic factors and soil biota. *Pedobiologia* (Jena) 96, 150859. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2022.150859>
- Kawanobe, M., Toyota, K., y Ritz, K. (2021). Development and application of a DNA metabarcoding method for comprehensive analysis of soil nematode communities. *Applied Soil Ecology* 166, 103974. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.103974>
- Knight, R., Vrbanc, A., Taylor, B. C., Aksenov, A., Callewaert, C., Debelius, J., Gonzalez, A., Kosciolk, T., McCall, L. I., McDonald, D., Melnik, A. V., Morton, J. T., Navas, J., Quinn, R. A., Sanders, J. G., Swafford, A. D., Thompson, L. R., Tripathi, A., Xu, Z. Z., ... Dorrestein, P. C. (2018). Best practices for analysing microbiomes *Nature Reviews Microbiology*, 16, 410-422. <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0029-9>
- Lal, R. (2004). Soil C sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304, 1623–1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- Lavelle, P., y Spain, A.V. (2001). *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-5279-4>
- Liang, S., Deng, J., Jiang, Y., Wu, S., Zhou, Y., y Zhu, W. (2020). Functional distribution of bacterial community under different land use patterns based on FaProTax function prediction. *Polish Journal of environmental Studies* 29,1245-1261. <https://doi.org/10.15244/pjoes/108510>
- Lupatini, M., Suleiman, A. K. A., Jacques, R. J. S., Antonioli, Z. I., de Siqueira Ferreira, A., Kuramae, E. E., y Roesch, L. F. W. (2014). Network topology reveals high connectance levels and few key microbial genera within soils. *Frontiers in Environmental Science* 2, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2014.00010>
- Matchado, M. S., Lauber, M., Reitmeier, S., Kacprowski, T., Baumbach, J., Haller, D., y List, M. (2021). Network analysis methods for studying microbial communities: a mini review. *Computational and Structural Biotechnology Journal*, 19, 2687-2698, <https://doi.org/10.1016/j.csbj.2021.05.001>
- Müller, M., Oliver, M.A., y Siebe, C. (2023). Overview chapter on soil degradation. En M. J. Goss y M. Oliver (Eds.), *Encyclopedia of Soils in the Environment* (Second Edition) (pp. 165-171). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00270-6>.
- Özbolat, O., Sánchez-Navarro, V., Zornoza, R., Egea-Cortines, M., Cuartero, J., Ros, M., Pascual, J.A., Boix-Fayos, C., Almagro, M., de Vente, J., Díaz-Pereira, E., y Martínez-Mena, M. (2023). Long-term adoption of reduced tillage and green manure improves soil physicochemical properties and increases the abundance of beneficial bacteria in a Mediterranean rainfed almond orchard. *Geoderma*, 429, 116218, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116218>.
- Pascual, J.A., Garcia, C., Hernandez, T., Moreno, J.L., y Ros, M. (2000). Soil Microbial Activity as a biomarker of degradation and remediation processes. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 1877-1883. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00161-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00161-9)
- Pölme, S., Abarenkov, K., Henrik Nilsson, R., Lindahl, B. D., Engelbrecht Clemmensen, K., Kauserud, H., Nguyen, N., Kjoller, R., Bates, S. T., Baldrian, P., Guldberg Frøsløv, T., Adojaan, K., Vizzini, A., Suija, A., Pfister, D., Baral, H. O., Järv, H., Madrid, H., Nordén, J., ... Tedersoo, L. (2020). Fungal traits: a user-friendly traits database of fungi and fungus-like stramenopiles. *Fungal Diversity* 105, 1–16. <https://doi.org/10.1007/s13225-020-00466-2>
- Porter, T. M., Morris, D.M., Basiliko, N., Hajibabaei, M., Doucet, D., Bowman, S., Emilson, E. J. S., Emilson, C. E., Chartrand, D., Wainio-Keizer, K., Séguin, A., y Venier, L. (2019). Variations in terrestrial arthropod DNA metabarcoding methods recovers robust beta diversity but variable richness and site indicators. *Scientific Reports* 9, 18218. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54532-0>
- Porter, T.M., y Hajibabaei, M. (2018). Scaling up: A guide to high-throughput genomic approaches for biodiversity analysis. *Molecular Ecology*. 27, 313–338. <https://doi.org/10.1111/mec.14478>
- Pulleman, M., Creamer, R., Hamer, U., Helder, J., Pelosi, C., Pérès, G., y Rutgers, M. (2012). Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4, 529–538. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.009>

- Raza, S., Irshad, A., Margenot, A., Zamanian, K., Li, N., Ullah, S., Mehmood, K., Khan, M- A., Siddique, N., Zhou, J., Mooney, S. J., Kurganova, I., Zhao, X., y Kuzyakov, Y. (2024). Inorganic carbon is overlooked in global soil carbon research: A bibliometric analysis. *Geoderma* 443, 116831. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116831>
- Ronchi, S., Salata, S., Arcidiacono, A., Piroli, E., y Montanarella, L. (2019). Policy instruments for soil protection among the EU member states: a comparative analysis. *Land Use Policy*, 82, 763–780. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.01.017>
- Ros, M., Pascual, J. A., Hernández, T., García, C., e Insam, H. (2006). Hydrolase activities, microbial biomass and bacterial community structure in a soil after long-term amendment with different compost. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 3443-3452 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.05.017>
- Starr, E. P., Shi, S., Blazewicz, S. J., Probst, A. J., Herman, D. J., Firestone, M. K., y Banfield, J. F. (2018). Stable isotope informed genome-resolved metagenomics reveals that Saccharibacteria utilize microbial-processed plant-derived carbon. *Microbiome* 6, 122. <https://doi.org/10.1186/s40168-018-0499-z>
- Wall, D.H., Bardgett, R.D., y Behan-Pelletier, V. (2012). *Soil Ecology and Ecosystem Services*. Oxford University Press.
- Watts, C., Dopheide, A., y Holdaway, R. (2019). DNA metabarcoding as a tool for invertebrate community monitoring: a case study comparison with conventional techniques. *Austral Entomology* 58, 675–86. <https://doi.org/10.1111/aen.12384>.
- Yarza, P., Yilmaz, P., Pruesse, E., Glöckner, F. O., Ludwig, W., Schleifer, K. H., Whitman, W. B., Euzéby, J., Amann, R., y Rosselló-Móra, R. (2014). Uniting the classification of cultured and uncultured bacteria and archaea using 16S rRNA gene sequences. *Nature Review Microbiology* 12, 635–645. <https://doi.org/10.1038/nrmicro3330>