

VARIACIÓN EN PROFUNDIDAD DE LAS PROPIEDADES DE UN SUELO DE TEXTURA ARENOSA ENMENDADO SUPERFICIALMENTE CON ESTIÉRCOL O BIOSÓLIDOS

Variation in depth of the properties of a sandy soil superficially amended with manure or biosolids

Silvana Irene TORRI^{1*} y Alejo Leopoldo PÉREZ CARRERA^{2,3}

¹ Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, C1417DSE Buenos Aires, Argentina.

² Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), Facultad de Ciencias Veterinarias. Universidad de Buenos Aires, Av. Chorroarín 280, C1427CWN, Buenos Aires, Argentina.

³ Instituto de Investigaciones en Producción Animal (UBA-CONICET), Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires-CONICET, Av. Chorroarín 280, C1427CWN, Buenos Aires, Argentina.

*Autor para correspondencia: torri@agro.uba.ar

(Recibido: septiembre 2022; aceptado: agosto 2023)

Palabras clave: pH, conductividad eléctrica, carbono disuelto.

RESUMEN

La acumulación incontrolada de residuos de origen pecuario o urbano es una problemática que puede provocar problemas en el ambiente. Si bien la utilización de estiércol o biosólidos como enmienda orgánica mejora las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos, puede introducir ciertos elementos traza (ET) a los suelos. Debido a que algunas propiedades edáficas pueden modificarse en profundidad con la aplicación de residuos de origen biológico, el objetivo de este trabajo fue estudiar la variación vertical del pH, la conductividad eléctrica (CE) y el contenido de carbono orgánico e inorgánico disuelto en un suelo de textura arenosa enmendado superficialmente con estiércol vacuno, biosólidos y biosólidos más cenizas. Se utilizaron columnas de suelo disturbado y se observó que las tres enmiendas generaron un incremento significativo de pH y CE con respecto al testigo en el estrato superficial (0-1.7 cm). La concentración de carbono orgánico disuelto (COD) fue significativamente más elevada (22-72%) en el estrato superior en las columnas de suelo enmendadas con respecto al testigo. A su vez, los tratamientos con estiércol presentaron una concentración de COD significativamente más elevada en todos los estratos comparado con los tratamientos con biosólidos o biosólidos más cenizas, sugiriendo que la materia orgánica del estiércol presentó un mayor grado de mineralización que la correspondiente a las otras dos enmiendas.

Key words: pH, electrical conductivity, dissolved carbon.

ABSTRACT

The uncontrolled accumulation of livestock or urban waste may threaten the environment. Although the use of manure or biosolids as an organic amendment improves soil physical, chemical, and biological properties, it may introduce certain trace elements (ET) into soils. Due to the fact that some soil properties may be modified in depth with the application of waste of biological origin, the objective of this work was to

study the vertical variation of pH, electrical conductivity, and organic and inorganic carbon content dissolved in a disturbed soil of sandy texture superficially amended with cow manure, biosolids and biosolids plus ash. Soil columns were used. The three amendments originated a significant increase in pH and EC in the superficial layer (0-1.7 cm) compared to control. The concentration of dissolved organic carbon (COD) was significantly higher (22-72%) in the upper layer of the amended soil columns compared to control. Manure treatments presented a significantly higher COD concentration in all layers compared to biosolids or biosolids plus ash treatments, suggesting that manure's organic matter presented a higher degree of mineralization than the corresponding to the other two amendments.

INTRODUCCIÓN

El manejo sustentable de residuos adquirió una destacada importancia en los últimos años a nivel mundial. La acumulación incontrolada de residuos de origen pecuario o urbano es una problemática que no sólo constituye un problema de disposición, sino que puede provocar problemas en el ambiente, al favorecer la existencia y propagación de vectores, y producir contaminación de suelos, aire y cuerpos de agua. Entre estos residuos se encuentran el estiércol, proveniente de sistemas de ganadería intensiva y los biosólidos, provenientes de plantas de depuración de efluentes domiciliarios. Ambos residuos presentan un elevado contenido de materia orgánica así como macro y micronutrientes vegetales (He et al. 2016, Sharma et al. 2017). La aplicación de ambos residuos como enmienda orgánica a los suelos origina mejoras en las propiedades físicas, químicas y biológicas edáficas (Cambier et al. 2019), permitiendo el reciclado de materia orgánica y nutrientes (Torri et al. 2017, Baldivieso-Freitas et al. 2018). Por estas razones, la aplicación de estiércol y biosólidos son utilizados en distintas regiones del mundo para la recuperación y revegetación de suelos degradados y para el mejoramiento de suelos marginales, restaurando su productividad y calidad (Torri et al. 2009a, Torri y Lavado 2011, Kowalska et al. 2020, Wijesekara et al. 2021).

Sin embargo, la utilización de estiércol o biosólidos como enmienda orgánica puede potencialmente introducir ciertos elementos traza (ET) a los suelos (Torri y Lavado 2002, Bolan et al. 2014, Torri et al. 2014a). Algunas propiedades edáficas como el pH, la conductividad eléctrica (CE) y el contenido y calidad de la materia orgánica son parámetros que pueden modificarse con la aplicación de estos residuos a los suelos y cobran importancia debido a que están relacionados con las formas, la biodisponibilidad y la movilidad vertical de los ET en los suelos (Marguí

et al. 2015, Aharonov-Nadborny et al. 2018, Fang et al. 2018, Torri 2021b).

El pH modifica la carga variable de los componentes coloidales del suelo, como óxidos y materia orgánica, y está relacionado con fenómenos de adsorción de ET (Shaheen et al. 2013). A su vez, este parámetro presenta valor diagnóstico sobre la disponibilidad de macro y micronutrientes vegetales (Torri 2020a, Torri y Lavado 2020).

La CE es un indicador de la concentración de iones presentes en la solución del suelo y mide la capacidad que presenta el suelo para conducir la corriente eléctrica. Debido a que las especies vegetales absorben agua a través de sus raíces por el proceso de ósmosis, un elevado contenido de sales en la solución del suelo puede originar que el entorno sea hipertónico con respecto al citoplasma vegetal, provocando la salida del agua de las células. Se produce entonces una disminución en la presión de turgencia, pudiendo originar daños en los tejidos, retraso en el crecimiento, bajo rendimiento y, en casos extremos, marchitez, aun cuando la provisión de agua en el suelo sea adecuada (Torri et al. 2011, Machado y Serralheiro 2017).

El carbono soluble se encuentra en la solución del suelo y representa menos del 1 % de la materia orgánica total edáfica. Esta fracción juega un papel fundamental en los ciclos biogeoquímicos del carbono, el nitrógeno y el fósforo, así como en el transporte de nutrientes (Bolan et al. 2011). El carbono soluble está conformado por el carbono orgánico disuelto (COD) y el carbono inorgánico disuelto (CID). La movilidad del COD y el CID en el perfil del suelo es un proceso que puede influir significativamente en la calidad ambiental a largo plazo (Torri 2020b).

El COD es una mezcla compleja de sustancias de composición y propiedades químicas variadas. En los sistemas naturales, el COD se origina a partir de actividades metabólicas autótrofas y heterótrofas y la lisis del material muerto, que incorpora carbono a

la solución del suelo. A su vez, la degradación de la materia orgánica más estabilizada libera compuestos solubles de mayor masa molar, tales como las sustancias húmicas.

El COD se encuentra operacionalmente definido e incluye todos aquellos compuestos orgánicos presente en la solución del suelo, o que puedan pasar a través de un filtro de 0.45 μm o permanecer en el sobrenadante tras centrifugación a aproximadamente 4000 g ($\pm 40000 \text{ m/s}^2$) durante 15 minutos (Buffle et al. 1992). Así definido, el COD incluye compuestos de masa molar elevada y baja (van Hees et al. 2005), constituyendo una mezcla heterogénea de solutos orgánicos, tales como carbohidratos libres, ácidos húmicos, péptidos y sideróforos, ciertos ácidos hidrófilos y componentes neutros hidrofóbicos e hidrófilos (Qualls y Haines 1991, Moore 2003, Silveira 2005). Ciertas moléculas orgánicas solubles, de tamaño comprendido entre 1 y 1000 nm son micelas coloidales y forman parte de esta fracción (Stevenson 1994, Yan et al. 2018).

La proporción y composición del COD depende de la enmienda, además de la dosis de aplicación y variables climáticas (Al-Graiti et al. 2022, Wang et al. 2022). El COD puede oscilar entre 0.1 y 3 % en los biosólidos (Celis et al. 1998, Gigliotti et al. 2002), mientras que su valor es de 22 a 25 % en el estiércol (Gigliotti et al. 2002). La baja solubilidad del C orgánico en los biosólidos podría deberse a la adición del Al y la cal durante el proceso de tratamiento de aguas residuales (Torri et al. 2017), dando como resultado la precipitación de $\text{Al}(\text{OH})_3$ y la posterior adsorción del COD (Wershaw et al. 1996). La adsorción de materia orgánica al $\text{Al}(\text{OH})_3$ no es fácilmente reversible excepto para condiciones de pH muy bajo o elevado (<4.5 o >8.5) (Kaiser y Zech 1999). Por otro lado, el COD del estiércol se distribuye por igual entre el COD hidrofílico (53 %) e hidrofóbico (47 %), mientras que en los biosólidos predomina la fracción hidrofóbica (92 %, Gigliotti et al. 2002).

El COD puede movilizarse en el perfil del suelo debido a sus características coloidales. El horizonte superficial, con mayor contenido de materia orgánica o residuos vegetales es la principal fuente de COD en los suelos, mientras que los horizontes sub superficiales son los principales sumideros. Debido a su asociación con distintas sustancias o elementos, numerosos autores coinciden en que el transporte facilitado por esta mezcla de sustancias desempeña un papel importante en los procesos de migración vertical de ET en los suelos (Bolan et al. 2003, Karathanasis et al. 2007, Ashworth y Alloway 2008, Zhu et al. 2014, Okkenhaug et al. 2017).

El carbono inorgánico disuelto (CID) está compuesto por cuatro especies: dióxido de carbono (CO_2 (ac)), ácido carbónico (H_2CO_3), bicarbonatos (HCO_3^-) y carbonatos (CO_3^{2-}). La especiación del carbono inorgánico disuelto es función del pH, la temperatura, la salinidad y la presión edáfica (Chen et al. 2017). Este carbono se genera por respiración microbiana, por respiración radical o, en menor proporción, a partir de la solubilización de los carbonatos que se encuentran precipitados en los suelos (Balland-Bolou-Bi et al. 2019).

Debido a la asociación que pueden presentar estas variables (pH, CE y COD) con la movilidad vertical de ET en el perfil del suelo, el objetivo de este trabajo fue estudiar la variación vertical del pH, CE, COD y CID de un suelo disturbado de textura arenosa al ser enmendado superficialmente con estiércol vacuno proveniente de sistemas intensivos de engorde bovino, biosólidos y biosólidos más cenizas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Suelo

Se utilizaron muestras del horizonte superficial de un Hapludol éntico (U.S. Soil Taxonomy), Mari Lauquen ($36^\circ 7' 49.03''\text{S}$, $62^\circ 58' 35.99''\text{E}$), partido de Trenque Lauquen, en la Pampa Arenosa. Se tomaron muestras compuestas de suelo prístino ($n = 10$), entre 0 y 15 cm de profundidad utilizando implementos adecuados para evitar contaminación. Las muestras compuestas se homogeneizaron, secaron a temperatura ambiente, molieron y tamizaron por una malla de 10 - mesh de acero inoxidable.

Enmiendas

Los biosólidos se obtuvieron de una planta depuradora de efluentes domiciliarios situada en la localidad de San Fernando, provincia de Buenos Aires. Dichos biosólidos se terminaron de secar en estufa a 60°C hasta constancia de peso. Posteriormente se molieron con un molinillo de acero inoxidable, se tamizaron por tamiz de 10 - mesh de acero inoxidable y se homogeneizaron. Una parte de dichos biosólidos (B) se incineró en mufla a 500°C y se homogeneizaron cuidadosamente con una muestra de biosólido seco molido, obteniendo una mezcla constituida por biosólidos adicionado con 30 % (P/P) de sus propias cenizas (Z).

El estiércol se extrajo de corrales de engorde de novillos Bradford, de un establecimiento situado en la localidad de Mari Lauquen, partido de Trenque

Lauquen, provincia de Buenos Aires. El estiércol se secó en estufa a 50 °C, se molió y tamizó por tamiz de nailon de 2 mm.

Ensayo

Se utilizaron 500 g de suelo para rellenar columnas de PVC (20 cm de longitud y 6 cm de diámetro). En la base de cada columna se colocó una malla de nailon para evitar pérdidas de suelo. El empaque de las columnas con suelo se hizo hasta una altura de 14 cm. Posteriormente se aplicaron las enmiendas en forma superficial.

Se evaluaron cuatro tratamientos: i) T, columna de suelo testigo, ii) B, columna de suelo enmendada superficialmente con biosólidos, iii) Z, columna de suelo enmendada superficialmente con biosólidos con 30 % (P/P) de sus propias cenizas y iv) E, columna de suelo enmendada superficialmente con estiércol vacuno. Todas las enmiendas se aplicaron en dosis equivalentes a 150 t/ha y cada tratamiento se realizó por cuadruplicado.

Inicialmente se llevaron las columnas de suelo a capacidad de campo (Mizuno et al. 1978). A partir de ese momento, se aplicaron 20 mL de agua destilada a cada columna tres veces por semana mediante goteo rápido utilizando una bureta. El ensayo duró 30 días. La cantidad total de agua aplicada por columna fue de 300 mL, equivalente a precipitaciones de 1100 mm mensuales.

Al finalizar el ensayo, las columnas de suelo se dejaron secar a temperatura ambiente. Posteriormente se desempacó el suelo de las columnas, dividiéndolo en cinco estratos: 0-1.7 cm (I), 1.7-3.5 cm (II), 3.5-7 cm (III), 7-10.5 cm (IV) y 10.5-14 cm (V).

En la **figura 1** se muestra un esquema de las columnas, con la ubicación relativa de los estratos de suelo analizados.

Determinaciones químicas

Los suelos, el estiércol y los biosólidos se caracterizaron según metodología estándar (Page 1982, APHA/AWWA/WEF 2017). Se determinó el tamaño de partícula mediante el método de la micro pipeta (Richter y Svartz 1984), capacidad de intercambio catiónico y cationes de cambio, Ca y Mg (acetato de amonio pH 7 y absorción atómica), K y Na (acetato de amonio pH 7 y emisión atómica). El contenido de N total se determinó por el método de Kjeldahl, mientras que el carbono orgánico se determinó utilizando la metodología propuesta por Amato (1983), mediante digestión húmeda con $K_2Cr_2O_7$ en medio ácido (H_2SO_4). El contenido total de Cd, Cu, Pb y Zn en los suelos, en el estiércol y los biosólidos se

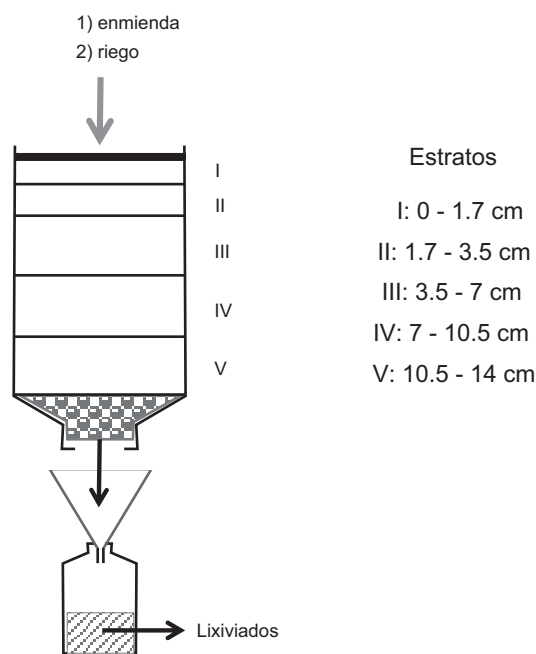


Fig. 1. Esquema del equipo.

determinó por digestión según la técnica descrita por Shuman (1985) y posterior determinación mediante espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP - OES, Perkin Elmer, Optima 2000 DV) por métodos estándar (APHA 2017) en el Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA - Instituto UBA), Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA, Argentina. Los límites de cuantificación fueron As: 10 ($\mu\text{g/L}$), Cu: 60 ($\mu\text{g/L}$) y Zn: 20 ($\mu\text{g/L}$). Se utilizó material de referencia (WQB CRM - 3) de NIST (por sus siglas en inglés, National Institute of Standards and Methods), con porcentajes de recuperación para As: 95.2 ± 0.6 , Cu: 93.3 ± 2.9 y Zn: 100.8 ± 2.4 .

Al finalizar el ensayo, se determinó el pH y la CE en cada uno de los estratos provenientes de las columnas de suelo, ambas en relación suelo:agua 1:2.5 (Jackson 1964). La relación entre el valor de CE en el extracto de saturación (CE_{es}) y $CE_{1:2.5}$ es aproximadamente 4, por lo tanto: $CE_{es} = 4 CE_{1:2.5}$ (Aboukila y Norton 2017; Kargas et al. 2018). La determinación de $CE_{1:2.5}$ (en adelante CE) con fines comparativos entre tratamientos fue utilizada en numerosos trabajos (Torri y Lavado 2002, Torri y Lavado 2009, Monteleone et al. 2016).

La concentración de carbono orgánico soluble se realizó mediante extracción con agua destilada (Mazzarino et al. 2003) y se filtró utilizando una jeringa adosada a un filtro de fibra de vidrio. Para

evitar degradación microbiana, se incorporó solución saturada de NaN_3 . El carbono orgánico soluble y el carbono inorgánico soluble se determinaron por oxidación catalítica a alta temperatura, utilizando un equipo Shimadzu 5000 - A TOC analyzer (Shimadzu Scientific Instruments, Columbia, MD) con analizador de carbono. Los estándares de referencia utilizados para calibrar el equipo fueron solución de biftalato de potasio para carbono orgánico (1000 mg/L C), solución de carbonato de sodio y bicarbonato de sodio (cada reactivo aportó 500 mg/L C) para carbono inorgánico. Las determinaciones se hicieron en la Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA), Centro Atómico Constituyentes, Argentina.

Análisis estadístico

Los resultados se analizaron mediante análisis de varianza, previa comprobación de homogeneidad (prueba de Bartlett) y de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk). En caso de no cumplirse la homogeneidad de varianza, las variables se transformaron para su análisis estadístico (Kuehl 1994). Las medias se analizaron mediante la prueba de Tukey (HSD), con el nivel de significancia de $p < 0.05$ (Zar 1999). Se utilizó el programa Statistics (versión 1.0, 1996).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El suelo utilizado en este ensayo se formó sobre sedimentos eólicos (Hapludol éntico), y se caracteriza por tener escaso desarrollo de horizontes pedogenéticos. Presenta un horizonte superficial claro, de poco espesor, con bajo contenido de materia orgánica, de textura arenosa, con baja capacidad de retención de humedad.

En el **cuadro I** se presentan las propiedades del suelo. Los valores de ET corresponden a suelos no contaminados (Lavado et al. 2004).

Las propiedades del estiércol, biosólidos y biosólidos adicionados con 30% (P/P) de sus propias cenizas se presentan en el **cuadro II**.

En el estiércol, la concentración total de Cu fue de 22.15 mg/kg, mientras que la concentración total de Zn fue de 140 mg/kg (**Cuadro II**). Estos resultados concuerdan con lo encontrado por otros autores, que reportaron para Cu un rango 6.7 a 51 mg/kg (Benckiser y Simarmata 1994, Bolan et al. 2003, Sager 2007, Moscuza y Fernández Cirelli 2009) y Zn dentro del rango 63 a 178 mg Zn/kg (Menzi y Kessler 1998, Moscuza y Fernández Cirelli 2009). Por otro lado, la concentración total de As en el estiércol fue de 0.58 mg/kg. Sin embargo, la concentración de As

CUADRO I. PROPIEDADES DEL SUELO UTILIZADO.

Parámetros del suelo	Hapludol éntico
Textura	Franco arenoso
% arcilla	14.5
% limo	24.6
% arena	60.9
C total (mg/g suelo)	12.9
N total (mg/g suelo)	1.38
P total (mg/g suelo)	0.67
CE ¹ (dS/m)	0.61
pH	5.8
CIC ² (cmol _(c) /kg)	14
Cationes de cambio	
Ca ²⁺ (cmol _(c) /kg)	6.7
Mg ²⁺ (cmol _(c) /kg)	1.5
Na ⁺ (cmol _(c) /kg)	0.5
K ⁺ (cmol _(c) /kg)	2.3
Cu total (mg/kg)	18.2
Pb total (mg/kg)	15.3
Zn total (mg/kg)	46.7
As total (mg/kg)	10

¹CE: conductividad eléctrica

²CIC: capacidad de intercambio catiónico

en el alimento se encontró por debajo de los límites de cuantificación. Por lo tanto, la concentración de As cuantificada en el estiércol provino del agua de bebida extraída con bomba en el establecimiento, ya que la napa presenta concentraciones variables de As de acuerdo con lo observado en esa zona por Moschione et al. (2014).

pH

En el **cuadro III** se presentan los valores de pH para cada uno de los estratos en las columnas de suelo al final del ensayo, según los tratamientos. Cabe destacar que todas las columnas de suelo disturbado presentaron inicialmente el mismo valor de pH (5.8, **Cuadro II**).

En T se observó una ligera acidificación en el estrato superficial como resultado de la aplicación de la lámina de riego. El pH en la sección I descendió de 5.8 a 5.6 (**Cuadros II y III**). Este resultado se originó por el lavado de las bases más solubles del complejo de cambio, como calcio, magnesio, sodio y potasio. Este es un proceso de acidificación natural originado por las precipitaciones, comúnmente observado en el horizonte superficial de los suelos en condiciones de campo, particularmente en aquellos casos en que las precipitaciones superan la evapotranspiración edáfica. Cabe destacar que, en este ensayo, la movilización vertical de bases en el estrato superficial del

CUADRO II. CARACTERÍSTICAS ANALÍTICAS DE LAS ENMIENDAS UTILIZADAS.

	Estiércol	Biosólidos	Biosólidos + 30 % P/P ¹ cenizas
Carbono total (mg/g)	192.35	251	176
Nitrógeno total (mg/g)	18.2	19.3	22.5
Fósforo total (mg/g)	0.8	0.052	0.086
pH	6.8	5.82	6.17
CIC ² (cmol _c /kg)		11.95	
Ca (mg/g)	26.2	22.5	
Mg (mg/g)	19	5.6	
K (mg/g)	14.2	10.7	
Conductividad eléctrica (dS/m)	1.5	0.90	0.89
As total (mg/kg)	0.58	<lc ³	<lc ³
Cu total (mg/kg)	22.15	490.6	894.7
Zn total (mg/kg)	140	2500	3200

¹P/P: porcentaje peso en peso

²CIC: capacidad de intercambio catiónico

³ < lc: menor al límite de cuantificación

CUADRO III. VALOR DE pH EN CADA UNO DE LOS ESTRATOS DE SUELO DE LAS COLUMNAS. EL ANÁLISIS ESTADÍSTICO SE REALIZÓ EN PROFUNDIDAD PARA EL MISMO TRATAMIENTO (LETRAS MINÚSCULAS) Y POR ESTRATO ENTRE TRATAMIENTOS (LETRAS MAYÚSCULAS). LETRAS DIFERENTES INDICAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS (Tukey, $p < 0.05$).

Profundidad (cm)	T ¹	E ²	B ³	Z ⁴
I	0-1.7 5.60 ± 0.04 b C	6.09 ± 0.07 - A	5.78 ± 0.03 bc BC	6.01 ± 0.04 a AB
II	1.7-3.5 5.81 ± 0.03 ab A	5.85 ± 0.04 a A	5.59 ± 0.04 c B	5.54 ± 0.01 b B
III	3.5-7 5.85 ± 0.02 a -	5.93 ± 0.04 -	5.78 ± 0.07 bc -	5.83 ± 0.02 c -
IV	7-10 6.02 ± 0.02 a -	5.95 ± 0.05 -	6.02 ± 0.04 a -	5.98 ± 0.01 ab -
V	10-14 5.90 ± 0.07 a B	6.05 ± 0.12 - A	5.88 ± 0.03 ab ABC	5.86 ± 0.04 bc A

¹T, columna de suelo testigo. ²E, columna de suelo enmendada superficialmente con estiércol vacuno. ³B, columna de suelo enmendada superficialmente con biosólidos. ⁴Z, columna de suelo enmendada superficialmente con biosólidos con 30 % (P/P) de sus propias cenizas.

suelo se encontró magnificada por las características del suelo utilizado (textura arenosa, baja capacidad de intercambio catiónico por bajo contenido de arcillas y materia orgánica) y por el hecho de no presentar especies vegetales. En los suelos cultivados, las especies vegetales exploran el perfil del suelo, absorben agua y nutrientes desde las capas profundas y las acumulan en su biomasa. Al necrosarse las hojas, o luego de la cosecha, la biomasa aérea se acumula en la superficie del suelo. Los cationes presentes en la estructura vegetal se liberan a la solución de suelo y son adsorbidos por los coloides que se encuentran en la capa superior del suelo, reduciendo considerablemente el descenso de pH observado en los suelos sin vegetación.

El pH del estrato II de T no sufrió variación con respecto al valor inicial (**Cuadros I y III**), mientras

que las secciones III, IV y V presentaron valores de pH ligeramente más alcalinos con respecto al valor inicial, sin diferencias significativas entre las secciones. Estos resultados indicarían que, en el suelo testigo, las bases del complejo de cambio se movilizaban en profundidad (IV, V).

La incorporación de todas las enmiendas originó un incremento en el pH en el estrato superficial con respecto al tratamiento testigo. Estos incrementos fueron significativos solamente en E y Z (**Cuadro III**). El pH en el estrato superficial de E y Z se encontró en el rango agrónomicamente aceptable.

En E no se observaron diferencias significativas en el pH de los distintos estratos de la columna. Comparado con T, se observó un aumento significativo de pH solamente en el estrato superficial. Otros autores observaron resultados similares (Benke et al. 2010).

El estiércol presenta propiedades enalantes debido a la presencia de carbonatos de calcio y magnesio, los cuales son incorporados a la dieta (Eghball 1999, Whalen et al. 2000). El motivo es que el encalado se verifica por la presencia de sales inorgánicas poco solubles, que persisten a lo largo del tiempo debido a su baja solubilidad. (Benke et al. 2010). Este residuo también presenta una elevada proporción de proteínas y formas nitrogenadas de baja masa molar, como urea, ácido úrico y amoníaco (Cai et al. 2017), que sufren posterior hidrólisis enzimática y al nitrificarse producen una ligera acidificación del suelo. Numerosos ensayos indicaron un gradual descenso en el pH en los suelos enmendados con estiércol con el transcurso del tiempo, aunque -en este ensayo- los suelos enmendados presentaron siempre un valor de pH significativamente superior al de T (del Pino et al. 2008, Wang et al. 2017), debido a la presencia de carbonatos (Torri 2020 b).

En los estratos III y IV no se observaron diferencias significativas entre E y T. Por el contrario, el estrato V presentó un pH significativamente más elevado que el de T, indicando movilización de bases.

En B se observó un incremento significativo en el valor de pH en profundidad. Los estratos IV y V presentaron un pH significativamente superior al estrato II, indicando movilización de bases (**Cuadro III**). Comparado con T, la aplicación de biosólidos sólo originó un descenso significativo en el valor de pH en el estrato II. En el estrato superficial, el pH fue ligeramente más elevado que el correspondiente a T, aunque esta diferencia no fue significativa. Estos resultados no coinciden con lo observado en un ensayo previo (Torri y Lavado 2002), donde el pH de un Hapludol típico fue significativamente más elevado en el suelo enmendado con biosólidos con respecto al tratamiento testigo. Esta diferencia puede deberse a que, en ese ensayo, el biosólido se homogeneizó completamente con el suelo y se mantuvo a 80 % de capacidad de campo. Por el contrario, en este ensayo, la aplicación de biosólidos se realizó en forma superficial, permitiendo el flujo vertical de agua y la obtención de lixiviados, lo cual facilitó la movilización descendente de bases del complejo de cambio. Distintos autores (Jurado et al. 2007, Domínguez-Caraveo et al. 2020) observaron que el pH del suelo enmendado se encontró influenciado por el método de aplicación de biosólidos (superficial vs enterrado): los suelos con aplicación de biosólidos incorporado presentaron un pH significativamente más elevado que el testigo, mientras que la aplicación superficial de biosólidos produjo un descenso del pH con respecto al testigo. Estos resultados podrían deberse al mayor contacto entre los biosólidos incorporados

y el suelo. Dado que los biosólidos utilizados en este ensayo presentaron una elevada concentración de Ca (2.25 %), los compuestos inorgánicos formados como resultado del proceso de mineralización incluyen carbonatos, sulfatos, fosfatos e hidróxido de calcio (Liu et al. 2016), todos de mayor solubilidad que el carbonato de calcio. Esta mayor solubilidad podría explicar el incremento significativo del pH observado en profundidad en el estrato V con respecto al II.

El tratamiento Z presentó un pH significativamente más elevado en el estrato superficial comparado con los estratos II y III. Los estratos IV y V presentaron un pH significativamente superior al estrato II, indicando movilización de bases (**Cuadro III**). Comparado con T, en Z se originó un incremento significativo en el valor de pH en el estrato superficial. Las cenizas aportan óxidos básicos de reacción alcalina, que elevan el pH de los suelos enmendados (Torri y Lavado 2002, Torri 2009). En el estrato II, el pH de Z fue significativamente inferior al correspondiente a T, aunque estadísticamente similar al estrato II de B, indicando la movilización de bases desde este estrato a estratos inferiores. En el estrato V no se observaron diferencias significativas con respecto a E o B, aunque fue significativamente superior a T, indicando acumulación de bases.

Conductividad eléctrica (CE)

En el **cuadro IV** se presentan los valores de CE en cada uno de los estratos de las columnas de suelo estudiadas según los distintos tratamientos.

En T no se observaron diferencias significativas en CE en profundidad (**Cuadro IV**) debido a la elevada variabilidad de los datos.

La incorporación de todas las enmiendas originó un incremento en la CE de los suelos en los estratos superiores con respecto a T, con incrementos entre 300 y 500 % (**Cuadro IV**). Estos resultados están relacionados con el alto contenido de sales que presentaron las enmiendas, y a la liberación de cationes a la solución del suelo producto de la mineralización de la materia orgánica de las tres enmiendas. Los tratamientos B y Z superaron el valor límite $CE_{2,5:1} = 1$ dS/m, pudiendo originar salinización en los suelos con malas condiciones de drenaje (Ilyas et al. 1997).

Dado que las sales son compuestos muy móviles, el valor de CE de los suelos no solo se ve afectado por la dosis de aplicación, sino también por el movimiento del agua en el perfil. De este modo, las sales pueden presentar un movimiento en profundidad, como resultado de las precipitaciones y/o riego, y hacia los horizontes superficiales debido a procesos de evaporación, evapotranspiración o ascenso de napa (Hao y Chang 2003).

CUADRO IV. VALORES DE CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE, dS/m) EN CADA UNO DE LOS ESTRATOS DE SUELO DETERMINADOS EN RELACIÓN SUELO:AGUA 1:2.5. EL ANÁLISIS ESTADÍSTICO SE REALIZÓ EN PROFUNDIDAD PARA EL MISMO TRATAMIENTO (LETRAS MINÚSCULAS) Y PARA CADA ESTRATO ENTRE TRATAMIENTOS (LETRAS MAYÚSCULAS). LETRAS DIFERENTES INDICAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS (Tukey, $p < 0.05$).

	Profundidad (cm)	T ¹	E ²	B ³	Z ⁴
I	0-1.7	0.253 ± 0.052 - B	0.899 ± 0.207 a A	1.131 ± 0.124 a A	1.216 ± 0.144 a A
II	1.7-3.5	0.101 ± 0.011 - B	0.123 ± 0.012 c A	0.141 ± 0.011 b A	0.161 ± 0.003 c A
III	3.5-7	0.091 ± 0.009 - C	0.094 ± 0.006 c BC	0.116 ± 0.009 b AB	0.139 ± 0.006 c A
IV	7-10	0.098 ± 0.016 - -	0.099 ± 0.005 c -	0.107 ± 0.014 b -	0.118 ± 0.006 c -
V	10-14	0.250 ± 0.054 - -	0.261 ± 0.014 b -	0.232 ± 0.027 b -	0.296 ± 0.028 b -

¹T, columna de suelo testigo. ²E, columna de suelo enmendada superficialmente con estiércol vacuno. ³B, columna de suelo enmendada superficialmente con biosólidos. ⁴Z, columna de suelo enmendada superficialmente con biosólidos con 30 % (P/P) de sus propias cenizas.

En E, la CE presentó diferencias significativas en profundidad. El estrato superior (I) presentó una CE significativamente más elevada que los demás estratos (**Cuadro IV**), mientras que se observó un incremento significativo en el estrato (V).

El estiércol presenta una elevada concentración de sales solubles, algunas de las cuales son incorporadas a la ración como suplemento mineral, mientras que otras se producen naturalmente por la metabolización de los alimentos (Hao y Chang 2003, Butler et al. 2008). Debido a su baja tasa de absorción intestinal, la mayor proporción de las sales agregadas a la dieta son excretadas (Wu 2017). La concentración de potasio (K^+) en el estiércol es muy elevada (Eneji et al. 2003, Bhogal et al. 2011). Otros iones presentes en el estiércol son sodio (Na^+), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), cloruro (Cl^-), carbonato mono ácido (HCO_3^-) y sulfato (SO_4^{2-}) (Moral et al. 2008). Si bien los residuos ganaderos presentan una enorme variabilidad en su composición (Cavalcante et al. 2019), algunas estimaciones indican que por cada tonelada de estiércol aplicado (base seca), la CE del suelo se incrementa en promedio 0.1108 dS/m, entre los 0 a 150 cm de profundidad (Hao y Chang 2003).

Comparado con T, la incorporación de estiércol produjo un incremento significativo en el valor de CE en los estratos superficiales (I y II), indicando la liberación de sales, de acuerdo con lo reportado por Hao y Chang (2003). Estos autores observaron que los mayores incrementos de K^+ , Mg^{2+} , HCO_3^- y SO_4^{2-} ocurrieron cerca de la superficie del suelo, mientras que Na^+ y Cl^- se encontraron en todo el perfil, reflejando la extrema movilidad de estos últimos iones.

En B y Z se observó que la CE presentó un valor significativamente superior en los estratos I, II y III

con respecto a T (**Cuadro IV**). Dicho incremento se originó por la mineralización de la materia orgánica de los biosólidos, proceso que liberó iones a la solución del suelo, de acuerdo con lo observado también por Logan et al. (1997). No se encontraron diferencias significativas en los estratos IV y V entre B o Z y T. Se concluye que los iones se movilizaron hasta el estrato III.

Se observó que la CE presentó un valor significativamente superior en el estrato superficial (I) en los tratamientos enmendados (E, B y Z) con respecto a los demás estratos. En E y Z se constató, además, un incremento significativo en el valor de CE en el estrato V.

Comparando los tratamientos B y Z, no se advirtieron diferencias significativas entre estratos. Se concluye que las cenizas no contribuyeron a incrementar la CE. Por lo tanto, el aumento de CE observado en B y Z con respecto a T se debe a la liberación de iones por parte del biosólido. La baja contribución de las cenizas de biosólido a la CE de los suelos enmendados fue reportada también en otros trabajos (Torri y Lavado 2002, Vaughn et al. 2018). Estos resultados pueden atribuirse a la baja solubilidad de los compuestos generados durante la incineración (Vaughn et al. 2018).

Carbono orgánico disuelto (COD)

En el **cuadro V** se presentan los datos de carbono orgánico disuelto (COD) en cada uno de los tratamientos para cada profundidad.

En las columnas T, se observó un incremento significativo de COD en profundidad hasta el estrato IV, indicando la migración de los compuestos orgánicos solubles.

Cabe destacar que en las columnas se colocó suelo disturbado, con una concentración inicialmente

CUADRO V. VALORES DE CARBONO ORGÁNICO DISUELTO (COD, mg C/kg suelo) EN CADA UNO DE LOS ESTRATOS DE SUELO CORRESPONDIENTES A LAS COLUMNAS ESTUDIADAS. EL ANÁLISIS ESTADÍSTICO SE REALIZÓ EN PROFUNDIDAD PARA EL MISMO TRATAMIENTO (LETRAS MINÚSCULAS) Y PARA CADA PROFUNDIDAD ENTRE TRATAMIENTOS (LETRAS MAYÚSCULAS). LETRAS DIFERENTES INDICAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS (Tukey, $p < 0.05$).

	Prof*	T ¹	E ²	B ³	Z ⁴
I	0-1.7	273.68 ± 5.13 d C	472.53 ± 9.23 a A	344.40 ± 7.18 a B	334.15 ± 7.18 a B
II	1.7-3.5	313.65 ± 6.15 c B	397.70 ± 8.20 b A	272.65 ± 5.13 b C	201.93 ± 4.10 b D
III	3.5-7	344.40 ± 7.18 b A	334.15 ± 7.18 c A	203.98 ± 4.10 d B	158.88 ± 3.08 d C
IV	7-10	372.08 ± 7.18 a A	298.28 ± 6.15 d B	230.63 ± 5.13 c C	174.25 ± 3.08 c D
V	10-14	274.70 ± 5.13 d A	275.73 ± 5.13 e A	181.43 ± 4.10 e B	132.23 ± 3.08 e C

* Profundidad (cm). ¹T, columna de suelo testigo. ²E, columna de suelo enmendada superficialmente con estiércol vacuno. ³B, columna de suelo enmendada superficialmente con biosólidos. ⁴Z, columna de suelo enmendada superficialmente con biosólidos con 30 % (P/P) de sus propias cenizas.

homogénea. Diversos autores indicaron que la concentración y movilidad del COD en los suelos agrícolas depende en forma directa o indirecta de factores ambientales como clima, condiciones hidrológicas y actividad microbiana, y factores antrópicos como tipos de labranza, fertilización o encalado (Kalbitz et al. 2000, Chantigny 2003, Chow et al. 2006, Rosa y Debska 2017). Como en este suelo no se incorporó ninguna enmienda, el COD proviene exclusivamente de la mineralización de la materia orgánica del suelo (McDowell y Likens 1988, Filep y Rekasi 2011). Debido a que la provisión de oxígeno no fue limitante, la actividad microbiana debió ser elevada en el estrato superior y los compuestos que conforman el COD migraron hacia estratos subsuperficiales.

En los suelos, el COD puede presentar mayor o menor movilidad (Zsolnay 1996, Tipping 1998). El COD presente en macro y mesoporos se encuentra sujeto a transporte convectivo por infiltración, mientras que el COD alojado en los microporos es muy poco móvil e interactúa con la fracción móvil por difusión (Grolimund et al. 1996). De acuerdo con esto, el suelo de textura gruesa utilizado en este ensayo facilitó la movilidad del COD. El incremento de COD en profundidad también fue observado en ensayos a campo (Rosa y Debska 2017), y se atribuyó a la gran movilidad que presenta la materia orgánica soluble (Gonet y Debska 2006), directamente relacionada con el contenido de humedad y la cantidad y dinámica de las precipitaciones (Kalbitz et al. 2000, Gaelen et al. 2014).

La concentración de COD en el estrato V de T fue significativamente inferior a la correspondiente al estrato IV, aunque no presentó diferencias significativas con respecto al estrato I. La ausencia de diferencias

significativas entre los estratos I y V sugiere que hubo actividad microbiana en el estrato V, con degradación de compuestos orgánicos lábiles.

La aplicación de todas las enmiendas originó un incremento significativo en los valores de COD en el estrato superficial (I) con respecto a T. Parte de este COD puede haberse generado por procesos metabólicos de los microorganismos (Balland-Bolou-Bi et al. 2019), o como resultado de la mineralización de la materia orgánica nativa del suelo y/o de las enmiendas (Jenkinson 1971). Numerosos autores observaron un incremento muy rápido en la concentración de COD en el horizonte superficial inmediatamente después de la aplicación de estiércol o biosólidos, con una posterior disminución gradual en el tiempo (Rochette y Gregorich 1998, Rosa y Debska 2017).

En E, la mayor concentración de COD se detectó en el estrato superficial (Cuadro V), siendo significativamente más elevada que la correspondiente a los estratos subsuperficiales. Estos resultados coinciden con los de Kwiatkowska-Malina (2011), debido a que el estiércol presenta una elevada proporción de compuestos orgánicos fácilmente degradables (Wang y Gaston 2014). Se encontró una disminución en la concentración de COD en los estratos II, III y IV, llegando a un mínimo en el estrato V.

Comparado con T, la incorporación de estiércol produjo, además, un incremento significativo en el valor de COD en el estrato II. Estos resultados indican la generación y la migración de carbono soluble desde el estrato I al estrato II durante el periodo del ensayo. La migración de COD en suelos enmendados con estiércol también fue notada en otros ensayos (Chomycia et al. 2008, Lentz y Lehrsch 2014).

Las columnas B y Z presentaron la máxima concentración de COD en el estrato superficial (**Cuadro V**),

de acuerdo con lo reportado por Ginocchio et al. (2013). En ambos tratamientos, la concentración de COD disminuyó significativamente en profundidad, llegando a un valor mínimo en el estrato V.

Con respecto a T, la concentración de COD en B y Z solamente fue significativamente superior en el estrato I (**Cuadro V**), siendo significativamente inferior en los demás casos. Comparando B y Z, la concentración de COD fue significativamente similar en el estrato I, mientras que fue significativamente inferior en Z comparado con B en todos los demás estratos.

El COD posee propiedades coloidales. Uno de los factores que contribuyen a estabilizar las dispersiones coloidales es el espesor de la doble capa difusa: a mayor espesor, mayor estabilidad. Por lo tanto, es esperable que, al igual que en otras dispersiones coloidales, la movilidad de los coloides dependa de la concentración y de la composición de los electrolitos presentes en la solución del suelo (Tombacz y Meleg 1990). En este sentido, Temminghoff et al. (1997) demostraron que la movilidad del COD a través de una columna de suelo disminuyó significativamente al pasar de una elución con agua desmineralizada a una solución salina. Estos resultados son consistentes con la naturaleza coloidal del COD, ya que las dispersiones coloidales pueden flocular si la concentración de electrolitos en la fase dispersante es elevada (Alloway 1995, Calero et al. 2017). De hecho, en el suelo testigo, la mayor concentración de COD se encontró en el estrato IV, reflejando su migración. Por el contrario, en los suelos enmendados, la mayor concentración de COD se encontró en el estrato superior (**Cuadro IV**). Es probable que, en este ensayo, la actividad microbiana produjera la mineralización de la materia orgánica de las enmien-

das, con la consecuente liberación de COD, pero la elevada concentración de sales presentes en los suelos enmendados pudo haber minimizado la migración vertical, facilitando la retención de COD a través de mecanismos de floculación. En la **figura 2** se observa la relación entre COD y la CE en cada uno de los estratos de los suelos enmendados al finalizar el ensayo, correspondiente a los tratamientos E, B y Z.

El análisis de cada estrato en los suelos enmendados indica que, en todos los casos, la concentración de COD siguió el orden estiércol > biosólidos > biosólidos más cenizas. El hecho que los suelos enmendados con estiércol presentaran una concentración de COD significativamente más elevada en todos los estratos comparados con los suelos tratados con biosólidos o biosólidos más cenizas, sugiere que la materia orgánica del estiércol presentó menor bioestabilidad que las otras dos enmiendas, en concordancia con los resultados reportados por Zmora-Nahum et al. (2005). De hecho, en algunos trabajos se concluye que el valor de COD es indicativo del grado de maduración de las enmiendas orgánicas (Paradelo et al. 2010, Wang y Gaston 2014, Zhang et al. 2014).

Carbono inorgánico disuelto CID

En el **cuadro VI** se presentan los datos de carbono inorgánico disuelto (CID) en las columnas de suelo de cada uno de los tratamientos para cada profundidad al final del ensayo.

El dióxido de carbono (CO₂) generado por respiración radical o por descomposición de la materia orgánica edáfica reacciona lentamente con el agua de la solución del suelo para producir ácido carbónico (H₂CO₃), el cual reacciona con los cationes de la solución del suelo, originando sales. La solubilidad de dichas sales depende del contraión: el amonio y los

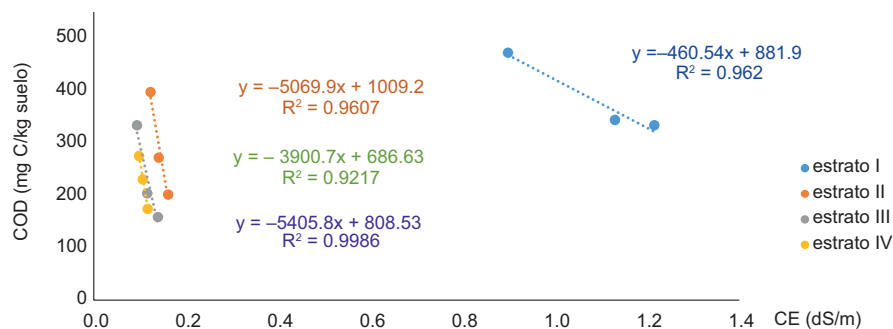


Fig. 2. Relación entre carbono orgánico disuelto (COD) y conductividad eléctrica (CE) al final del ensayo en los estratos de suelo I, II, III y IV correspondiente a las columnas de suelo enmendadas con estiércol, biosólidos y biosólidos más cenizas. Los datos corresponden a la media de cada tratamiento.

CUADRO VI. VALORES DE CARBONO INORGÁNICO DISUELTO (CID, mg C/kg suelo) AL FINAL DEL ENSAYO EN CADA UNA DE LAS SECCIONES DE LA COLUMNA ESTUDIADAS. EL ANÁLISIS ESTADÍSTICO SE REALIZÓ EN PROFUNDIDAD PARA EL MISMO TRATAMIENTO (LETRAS MINÚSCULAS) Y PARA CADA PROFUNDIDAD ENTRE TRATAMIENTOS (LETRAS MAYÚSCULAS). LETRAS DIFERENTES INDICAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS (Tukey, $p < 0.05$).

sección	Prof*	T ¹	E ²	B ³	Z ⁴
I	0-1.7	9.22 ± 0.51 b D	25.63 ± 1.03 a A	14.35 ± 0.1 a C	21.525 ± 0.1 a B
II	1.7-3.5	11.28 ± 0.51 ab A	9.22 ± 1.03 c AB	9.225 ± 0.1 b AB	7.175 ± 0.1 b B
III	3.5-7	12.30 ± 0.52 a A	11.28 ± 1.03 bc A	8.2 ± 0.1 b B	6.15 ± 0.1 b B
IV	7-10	12.30 ± 0.52 a A	12.30 ± 1.03 b A	10.25 ± 0.1 b A	7.175 ± 0.1 b B
V	10-14	10.25 ± 0.52 ab A	11.28 ± 1.03 bc A	10.25 ± 0.1 b A	6.15 ± 0.1 b B

* profundidad (cm). ¹T, columna de suelo testigo. ²E, columna de suelo enmendada superficialmente con estiércol vacuno. ³B, columna de suelo enmendada superficialmente con biosólidos. ⁴Z, columna de suelo enmendada superficialmente con biosólidos con 30 % (P/P) de sus propias cenizas.

caciones del Grupo I originan sales solubles, mientras que los carbonatos de calcio, magnesio, cobre o zinc forman precipitados poco solubles (Bertrand et al. 2007, Kang et al. 2016, Khangahi et al. 2018). De esta manera, el C orgánico puede transferirse a C inorgánico (Clough y Skjemstad 2000) y reaccionar con el Ca presente en las enmiendas para formar CaCO₃, insoluble.

En T se observó un incremento de CID en profundidad, con incrementos significativos en los estratos III y IV con respecto al estrato I. Estos resultados indican la migración de CID hacia estratos subsuperficiales (**Cuadro VI**). Otra explicación factible sería que en los estratos II, III y IV este carbono inorgánico se generara por la descomposición de la materia orgánica del suelo o del COD por respiración microbiana. Sin embargo, es probable que el proceso de respiración no haya sido muy importante en esa zona de la columna por la baja disponibilidad de O₂, por lo que se concluye que el incremento de carbono inorgánico en profundidad se debe a la movilidad del CID generado en el estrato superficial. Estos resultados coinciden con los de otros autores, quienes concluyeron que, debido a su gran solubilidad, el carbono inorgánico es propenso a la lixiviación, con posterior precipitación en profundidad (Lal y Kimble 2000, Mi et al. 2008, Tan et al. 2014, Herbrich et al. 2017, Liu et al. 2018).

En E, B y Z, se observó la máxima concentración de CID en el estrato superficial, con disminuciones significativas en profundidad (**Cuadro VI**). Estos resultados indican que los compuestos de carbono inorgánico generados por respiración microbiana, por mineralización de la materia orgánica o introducidos al suelo a través de los residuos, permanecieron en mayor proporción en el estrato superficial, posiblemente como sales insolubles.

En el estrato I se observó que el CID siguió el orden de significancia E > Z > B > T.

En E, el estrato II presentó la menor concentración de CID. A mayores profundidades, no se encontraron diferencias significativas con respecto a T. Estos resultados indicarían que no se verificó una migración en profundidad del CID, sino que estos compuestos quedaron retenidos en el estrato superficial.

En B no hubo diferencias significativas entre los estratos II, III, IV y V, sugiriendo una escasa migración de CID, posiblemente por la formación de compuestos insolubles con el calcio presente en el biosólido. Con respecto a T, el estrato III de B presentó una concentración de CID significativamente inferior.

Al igual que en B, en Z no se advirtieron diferencias significativas entre los estratos II, III, IV y V, sugiriendo una escasa migración de CID, posiblemente por la formación de compuestos insolubles con el calcio presente en el biosólido. En los estratos II, III, IV y V la concentración de CID fue significativamente inferior a T, mientras que en los estratos IV y V, a B. Estos resultados pueden haberse originado por la mayor proporción de óxidos alcalinos presentes en las cenizas (Torri y Lavado 2008 a, b).

En todos los tratamientos, se comprobó una relación directa entre la concentración de CID y el valor medio de pH de los estratos superficiales (**Fig. 3**).

Por otro lado, se observó una relación entre COD y CID. Como se mencionó más arriba, existe una interconversión entre COD y CID en los suelos. En la **figura 4** se presenta la relación entre el COD y el CID en todos los tratamientos (T, E, B y Z) y en todos los estratos (I, II, III, IV, V). La correlación mejora al tener en cuenta los tratamientos por separado (**Fig. 5**).

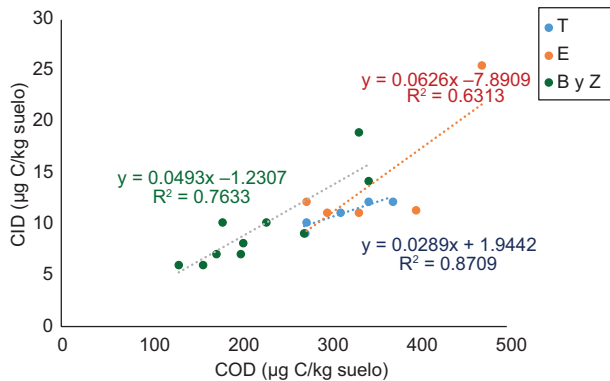


Fig. 3. Relación entre la concentración de CID y el valor de pH en el estrato superficial (I) de suelo de las columnas de suelo correspondiente a todos los tratamientos. Los datos presentados corresponden a cada una de las repeticiones de cada tratamiento.

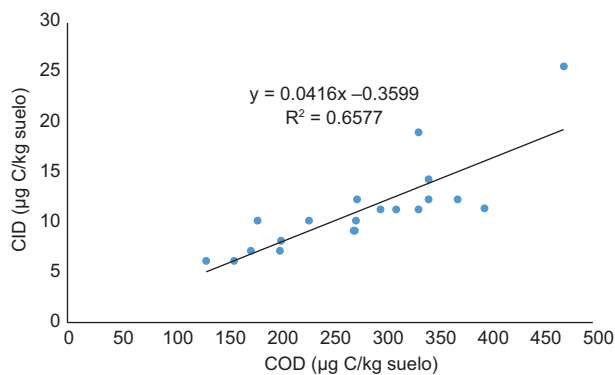


Fig. 4. Relación entre carbono orgánico disuelto (COD) y carbono inorgánico disuelto (CID) en cada estrato de suelo al final del ensayo. Los datos representan la media de cada estrato correspondiente a las columnas de suelo. Se incluyen todos los tratamientos.

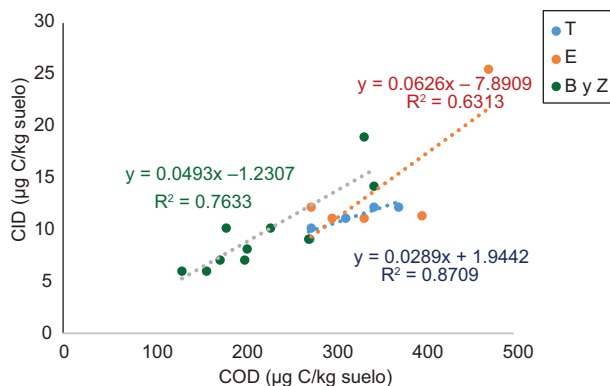


Fig. 5. Relación entre COD y CID (carbono orgánico disuelto y carbono inorgánico disuelto, respectivamente) al final del ensayo entre todos los estratos de suelo considerando cada tratamiento por separado. Cada valor graficado representa el valor medio de cada estrato.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo indican que la incorporación de las tres enmiendas influyó en las propiedades físicas y químicas del suelo.

Las tres enmiendas generaron un incremento significativo del pH con respecto al testigo, aunque este incremento solo se observó en el estrato superficial (0 - 1.7 cm). Asimismo, se observó un incremento en la conductividad eléctrica (CE) en los primeros centímetros del perfil, originado por el alto contenido de sales en las enmiendas y la liberación de cationes a la solución del suelo por la mineralización de la materia orgánica de dichas enmiendas. Si bien estos valores de CE podrían ser elevados para ciertas especies sensibles, no sería un inconveniente si los suelos presentan un buen drenaje. La concentración de carbono orgánico disuelto estuvo relacionada con los procesos de mineralización de las enmiendas utilizadas, siendo significativamente más elevada en el estrato superior en las columnas de suelo enmendadas con respecto al testigo. Los tratamientos con estiércol presentaron una concentración de COD significativamente más elevada en todos los estratos comparado con los tratamientos con biosólidos o biosólidos más cenizas, sugiriendo que la materia orgánica del estiércol presentó menor estabilidad que la correspondiente a las otras dos enmiendas. La movilización de COD estuvo relacionada con la concentración de sales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad de Buenos Aires y al CONICET por el financiamiento otorgado para la realización del presente trabajo.

REFERENCIAS

- Aboukila E. F. y Norton J. B. (2017). Estimation of saturated soil paste salinity from soil-water extracts. *Soil Science* 182 (3), 107-113. <https://doi.org/10.1097/ss.000000000000197>
- Aharonov-Nadborny R., Tschansky L., Raviv M. y Graber E.R. (2018). Mechanisms governing the leaching of soil metals as a result of disposal of olive mill wastewater on agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 630, 1115-1123. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.270>
- Al-Graiti T., Jakab G., Ujházy N., Vancsik A., Fodor N., Árendás T., Madarász B., Barcza Z., Márialigeti

- K. y Szalai Z. (2022). The composition of dissolved organic matter in arable lands: Does soil management practice matter? *Agronomy* 12 (11), 2797. <https://doi.org/10.3390/agronomy12112797>
- Alloway B.J. (1995). The mobilisation of trace elements in soils. 3rd International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Paris, Francia. 15 - 19 mayo, 525 pp.
- Amato M. (1983). Determination of ^{12}C and ^{14}C in plant and soil. *Soil Biology and Biochemistry* 15, 611-612. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(83\)90059-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(83)90059-7)
- Ashworth D. J. y Alloway B. J. (2004). Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environmental Pollution* 127, 137-144. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00237-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00237-9)
- Baldivieso-Freitas P., Blanco-Moreno J.M., Armengot L., Chamorro L., Romanyà J. y Sans F.X. (2018). Crop yield, weed infestation and soil fertility responses to contrasted ploughing intensity and manure additions in a Mediterranean organic crop rotation. *Soil and Tillage Research* 180, 10-20. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.02.006>
- Balland-Bolou-Bi C., Bolou-Bi E. B., Alphonse V., Giusti-Miller S., Jusselme M. D., Livet A., Grimaldi M. y Bousserhine N. (2019). Impact of microbial activity on the mobility of metallic elements (Fe, Al and Hg) in tropical soils. *Geoderma* 334, 146-154. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.044>
- Benckiser G. y Simarmata T. (1994). Environmental impact of fertilizing soils by using sewage and animal wastes. *Fertilizer Research* 37, 1-22. <https://doi.org/10.1007/BF00750669>
- Benke M.B., Hao X., O'Donovan J.T., Clayton G W., Lupwayi N.Z., Caffyn P. y Hall M. (2010). Livestock manure improves acid soil productivity under a cold northern Alberta climate. *Canadian Journal of Soil Science* 90 (4), 685-697. <https://doi.org/10.4141/cjss09112>
- Bertrand I., Delfosse O. y Mary B. (2007). Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: apparent and actual effects. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 276-288. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.016>
- Bhokal A., Nicholson F.A., Young I., Sturrock C., Whitmore A.P. y Chambers B.J. (2011). Effects of recent and accumulated livestock manure carbon additions on soil fertility and quality. *European Journal of Soil Science* 62 (1), 174-181. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01319.x>
- Bolan N. S., Adriano D. C., Kunhikrishnan A., James T., McDowell R. y Senesi N. (2011). Dissolved organic matter. *Advances in Agronomy* (110), 1-75. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-385531-2.00001-3>
- Bolan N., Adriano D., Mani S. y Khan A. (2003). Adsorption, complexation, and phytoavailability of copper as influenced by organic manure. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22 (2), 450-456. <https://doi.org/10.1002/etc.5620220228>
- Bolan N., Kunhikrishnan A., Thangarajan R., Kumpiene J., Park J., Makino T., Kirkham M.B. y Scheckel K. (2014). Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils - To mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials* 266, 141-166. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.12.018>
- Butler T.J., Han K.J., Muir J.P., Weindorf D.C. y Lastly L. (2008). Dairy manure compost effects on corn silage production and soil properties. *Agronomy Journal* 100, 1541-1545. <https://doi.org/10.2134/agronj2008.0033>
- Cai Y., Chang S.X. y Cheng Y. (2017). Greenhouse gas emissions from excreta patches of grazing animals and their mitigation strategies. *Earth-Science Reviews* 171, 44-57. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.05.013>
- Calero J., Ontiveros-Ortega A., Aranda V. y Plaza I. (2017). Humic acid adsorption and its role in colloidal-scale aggregation determined with the zeta potential, surface free energy and the extended-DLVO theory. *European Journal of Soil Science* 68 (4), 491-503. <https://doi.org/10.1111/ejss.12431>
- Cambier P., Michaud A., Paradelo R., Germain M., Mercier V., Guérin-Lebourg A., Revallier A. y Houot S. (2019). Trace metal availability in soil horizons amended with various urban waste composts during 17 years - Monitoring and modelling. *Science of the Total Environment* 651, 2961-2974. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.013>
- Cavalcante L. F., Bezerra F. T. C., Souto A. G. de, Bezerra M. A. F., Lima G. S. de, Gheyi H. R., Pereira J. F. da S. y Beckmann-Cavalcante M. Z. (2019). Biofertilizers in horticultural crops. *Comunicata Scientiae* 10 (4), 415-428. <https://doi.org/10.14295/cs.v10i4.3058>
- Celis R., Barriuso E. y Houot S. (1998). Sorption and desorption of atrazine by sludge-amended soil: dissolved organic matter effects. *Journal of Environment Quality* 27 (6), 1348-1356. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700060011x>
- Chantigny M. (2003). Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practice. *Geoderma* 113, 357-380. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00370-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00370-1)
- Chen B., Yang R., Liu Z., Sun H., Yan H., Zeng C. y Zhao M. (2017). Coupled control of land uses and aquatic biological processes on the diurnal hydrochemical variations in the five ponds at the Shawan Karst Test Site, China: Implications for the carbonate weathering-related carbon sink. *Chemical Geology* 456, 58-71. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2017.03.006>

- Chomycia J.C., Hernes P.J., Harter T. y Bergamaschi B.A. (2008). Land management impacts on dairy-derived dissolved organic carbon in ground water. *Journal of Environmental Quality* 37, 333-343. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0183>
- Chow A.T., Tanji K.K., Gao S. y Dahlgren R.A. (2006). Temperature, water content and wet-dry cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils. *Soil Biology and Biochemistry* 38 (3), 477-488. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.06.005>
- Clough A. y Skjemstad J. (2000). Physical and chemical protection of soil organic carbon in three agricultural soils with different contents of calcium carbonate. *Soil Research* 38, 1005-1016. <https://doi.org/10.1071/SR99102>
- del Pino A., Repetto C., Mori C. y Perdomo C. (2008). Patrones de descomposición de estiércoles en el suelo. *Terra Latinoamericana* 1 (26), 43-52.
- Domínguez-Caraveo H., Jurado-Guerra P., Melgoza-Castillo A. y Morales-Nieto C. (2020). Emergencia y crecimiento del zacate banderilla [*Bouteloua curtipendula* (Michx.) Torr.] con biosólidos en condiciones de sequía. *Tecnociencia Chihuahua* 6 (1), 57-67. <https://doi.org/10.54167/tch.v6i1.688>
- Eghball B. (1999). Liming effects of beef cattle feedlot manure or compost. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 30 (19-20), 2563-2570. <https://doi.org/10.1080/00103629909370396>
- Eneji A.E., Irshad M., Honna T., Yamamoto S., Endo T. y Masuda T. (2003). Potassium, calcium, and magnesium mineralization in manure-treated soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34 (11-12), 1669-1679. <https://doi.org/10.1081/CSS-120021304>
- Fang W., Qi G., Wei Y., Kosson D.S., van der Sloot H.A. y Liu J. (2018). Leaching characteristic of toxic trace elements in soils amended by sewage sludge compost: A comparison of field and laboratory investigations. *Environmental Pollution* 237, 244-252. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.032>
- Filep T. y Rekasi M. (2011). Factors controlling dissolved organic carbon (DOC), dissolved nitrogen (DON) and DOC/DON ratio in arable soils based on dataset from Hungary. *Geoderma* 162, 312-318. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.03.002>
- Gaelen N.V., Verschoren V., Clymans W., Poesen J., Govers G., Vanderborght J. y Diels J. (2014). Controls on dissolved organic carbon export through surface runoff from loamy agricultural soils. *Geoderma* (226-227), 387-396. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.018>
- Gigliotti G., Kaiser K., Guggenberger G. y Haumaier L. (2002). Differences in the chemical composition of dissolved organic matter from waste material of different sources. *Biology and Fertility of Soils* 36 (5), 321-329. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0551-8>
- Ginocchio R., Cárcamo V., Bustamante E., Trangolao E., de la Fuente L. M. y Neaman A. (2013). Efficacy of fresh and air-dried biosolids as amendments for remediation of acidic and metal-polluted soils: A short-term laboratory assay. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 13 (4), 855-869. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162013005000068>
- Gonet S.S. y Debska B. (2006). Dissolved organic carbon and dissolved nitrogen in soil under different fertilization treatments. *Plant, Soil and Environment* 52 (2), 55-63. <https://doi.org/10.17221/3346-pse>
- Grolimund D. M., Borkovec K., Barmettler E. y Sticher H. (1996). Colloid-facilitated transport of strongly sorbing contaminants in natural porous media: a laboratory column study. *Environmental Science and Technology* 30 (10), 3118-3123. <https://doi.org/10.1021/es960246x>
- Hao X. y Chang C. (2003). Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94 (1), 89-103. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00008-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00008-7)
- He Z., Pagliari P.H. y Waldrup H.M. (2016). Applied and environmental chemistry of animal manure: a review. *Pedosphere* 26 (6), 779-816. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60087-x](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60087-x)
- Herbrich M., Gerke H. H., Bens O. y Sommer M. (2017). Water balance and leaching of dissolved organic and inorganic carbon of eroded Luvisols using high precision weighing lysimeters. *Soil and Tillage Research* 165, 144-160. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.08.003>
- Ilyas M., Qureshi R.H. y Qadir M. A. (1997). Chemical changes in a saline-sodic soil after gypsum application and cropping. *Soil Technology* 10 (3), 247-260. [https://doi.org/10.1016/S0933-3630\(96\)00121-3](https://doi.org/10.1016/S0933-3630(96)00121-3)
- Jenkinson D.S. (1977). Studies on the decomposition of ¹⁴C labelled organic matter. *Journal of Soil Science* 28 (3), 424-434. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1977.tb02250.x>
- Jurado P., Arredondo T., Flores E., Olalde V. y Frias J. (2007). Efecto de los biosólidos sobre la humedad y nutrientes del suelo y producción de forraje en pastizales semiáridos. *Terra Latinoamericana* 25, 211-218.
- Kaiser K. y Zech W. (1999) Release of natural organic matter sorbed to oxides and soils. *Soil Science Society of America Journal* 63 (5), 1157-1166. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6351157x>
- Kalbitz K., Solinger S., Park J.-H., Michalzik B. y Matzner E. (2000). Controls on the dynamics dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science* 165 (4), 277-304. <https://doi.org/10.1097/00010694-200004000-00001>

- Kang C.-H., Shin Y.J., Anbu P., Nam I.-H. y So J.-S. (2016). Biosequestration of copper by bacteria isolated from an abandoned mine by using microbially induced calcite precipitation. *Journal of General and Applied Microbiology* 62 (4), 206-212. <https://doi.org/10.2323/jgam.2016.03.001>
- Kargas G., Chatzigiakoumis I., Kollias A., Spiliotis D., Massas I. y Kerkides P. (2018). Soil salinity assessment using saturated paste and mass soil: water 1:1 and 1:5 ratios extracts. *Water* 10 (11), 1589. <https://doi.org/10.3390/w10111589>
- Khanghahi M.Y., Ricciuti P., Allegretta I., Terzano R. y Crecchio C. (2018). Solubilization of insoluble zinc compounds by zinc solubilizing bacteria (ZSB) and optimization of their growth conditions. *Environmental Science and Pollution Research International* 25 (26), 25862-25868. <http://doi.org/10.1007/s11356-018-2638-2>
- Kowalska A., Grobelak A., Almás A. R. y Singh B. R. (2020). Effect of biowastes on soil remediation, plant productivity and soil organic carbon sequestration: a review. *Energies* 13 (21), 5813. <https://doi.org/10.3390/en13215813>
- Kwiatkowska-Malina J. (2011) Properties of soil and elemental composition of humic acids after treatment with brown coal and cow manure. *Polish Journal of Soil Science* 44 (1), 43-50.
- Lavado R., Zubillaga M., Alvarez R. y Taboada M. (2004). Baseline levels of potentially toxic elements in Pampas soils. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal* 13, 329-339. <https://doi.org/10.1080/10588330490500383>
- Lentz R.D. y Lehrs G.A. (2014). Manure and fertilizer effects on carbon balance and organic and inorganic carbon losses for an irrigated corn field. *Soil Science Society of America Journal* 78 (3), 987-1002. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.07.0261>
- Liu J., Zhu R., Xu T., Xu Y., Ge F., Xi Y., Zhu J. y He H. (2016). Co-adsorption of phosphate and zinc (ii) on the surface of ferrihydrite. *Chemosphere* 144, 1148-55. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.083>
- Liu T., Wang L., Feng X., Zhang J., Ma T., Wang X. y Liu Z. (2018). Comparing soil carbon loss through respiration and leaching under extreme precipitation events in arid and semiarid grasslands. *Biogeosciences* 15 (5), 1627-1641. <https://doi.org/10.5194/bg-15-1627-2018>
- Machado R.M.A. y Serralheiro R.P. (2017). Soil salinity: Effect on vegetable crop growth. Management practices to prevent and mitigate soil salinization. *Horticulturae* 3 (2), 30. <https://doi.org/10.3390/horticulturae3020030>
- Marguí E., Iglesias M., Camps F., Sala L. e Hidalgo M. (2015). Long-term use of biosolids as organic fertilizers in agricultural soils: potentially toxic elements occurrence and mobility. *Environmental Science and Pollution Research* 23 (5), 4454-4464. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5618-9>
- Mazzarino M.J., L. Szott y Jiménez M. (1993). Dynamics of soil total C and N, microbial biomass, and water-soluble C in tropical agroecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 205-214. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90028-A](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90028-A)
- McDowell W. H. y Likens G. E. (1988). Origin, composition, and flux of dissolved organic carbon in the Hubbard Brook Valley. *Ecological Monographs* 58, 177-195. <https://doi.org/10.2307/2937024>
- Menzi H. y Kessler J. (1998). Heavy metal content of manure in Switzerland. FAO/SCORENA network on Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN), Rennes, Francia, 26 - 29 Mayo, CD-ROM.
- Mi N. A., Wang S., Liu J., Yu G., Zhang W. y Jobbagy E. (2008). Soil inorganic carbon storage pattern in China. *Global Change Biology* 14, 2380-2387. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01642.x>
- Mizuno I., Arrigo N.M. y Svartz H. (1978). Método rápido de determinación de humedad equivalente. VIII Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo. Buenos Aires, Argentina, 522 pp.
- Monteleone M., Lacolla G., Caranfa G. y Cucci G. (2016). Indirect measurement of electrical conductivity and exchangeable cations on soil water extracts: Assessing the precision of the estimates. *Soil Science* 181, 465-471. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000181>
- Moore T.R. (2003). Dissolved organic carbon in a northern boreal landscape. *Global Biogeochemical Cycles* 17 (4), 1109. <https://doi.org/10.1029/2003gb002050>
- Moral R., Pérez-Murcia M.D., Pérez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Paredes C. y Rufete B. (2008). Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Management* 28, 367-371. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.01.009>
- Moschione E., Cuzzio G., Campins M., Zamora A., Picco P. y Leiva S. (2014). Water quality data and presence of arsenic in groundwater in Trenque Lauquen County, province of Buenos Aires (Argentina). 5th International Congress on Arsenic in the Environment. Buenos Aires, Argentina. 11 - 16 mayo, CD-ROM.
- Moscuzza C.H. y Fernández-Cirelli A. (2009). Trace elements in confined livestock production systems in the pampean plains of Argentina. *World Applied Sciences Journal* 7 (12), 1583-1590.
- Okkenhaug G., Smebye A.B., Pabst T., Einar C., Hilmar A., Sævarsson H. y Breedveld G.D. (2017). Shooting

- range contamination: mobility and transport of lead (Pb), copper (Cu) and antimony (Sb) in contaminated peatland. *Journal of Soils and Sediments* 1-14. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1739-8>
- Paradelo R., Moldes A. B., Prieto B., Sandu R.-G. y Barral M. T. (2010). Can stability and maturity be evaluated in finished composts from different sources? *Compost Science Utilization* 18 (1), 22-31. <https://doi.org/10.1080/1065657x.2010.10736930>
- Qualls R. G. y Haines B. L. (1991). Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 55 (4), 1112-1123. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500040036x>
- Richter M. y Svartz H. (1984). Análisis granulométrico en escala reducida. *Ciencia del Suelo* 2, 1-8.
- Rochette P. y Gregorich EG. (1998). Dynamics of soil microbial biomass C, soluble organic C and CO₂ evolution after three years of manure application. *Canadian Journal of Soil Science* 78 (2), 283-290. <https://doi.org/10.4141/S97-066>
- Rosa E. y Debska B. (2017). Seasonal changes in the content of dissolved organic matter in arable soils. *Journal of Soils and Sediments* 18, 2703-2714. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1797-y>
- Sager M. (2007). Trace nutrient elements in manure, dung and compost samples in Austria. *Soil Biology and Biochemistry* 39 (6), 1383-1390. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.015>
- Shaheen S. M., Tsadilas C. D. y Rinklebe J. (2013). A review of the distribution coefficients of trace elements in soils: Influence of sorption system, element characteristics, and soil colloidal properties. *Advances in Colloid and Interface Science* 201-202, 43-56. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2013.10.005>
- Sharma B., Sarkar A., Singh P. y Singh R. P. (2017). Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. *Waste Management* 64, 117-132. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>
- Shuman L.M. (1985). Fractionation method for soil microelements. *Soil Science* 140 (1), 11-22.
- Silveira M.L. (2005). Dissolved organic carbon and bioavailability of N and P as indicators of soil quality. [Carbono orgânico dissolvido e biodisponibilidade de N e P como indicadores de qualidade do solo]. *Scientia Agricola* 62 (5), 502-508. <https://doi.org/10.1590/S0103-901620050005000017>
- Tan W. F., Zhang R., Cao H., Huang C. Q., Yang Q. K., Wang M. K. y Koopal L. K. (2014). Soil inorganic carbon stock under different soil types and land uses on the Loess Plateau region of China. *Catena* 121, 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.04.014>
- Temminghoff E.J.M., van der Zee S.E.A.T.M. y de Haan F.A.M. (1997). Copper mobility in a copper-contaminated sandy soil as affected by pH and solid and dissolved organic matter. *Environmental Science and Technology* 31, 1109-1115. <https://doi.org/10.1021/es9606236>
- Tipping E. (1998). Modelling the properties and behaviour of dissolved organic matter in soils. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 87, 237-252.
- Tombacz E. y Meleg E. (1990). A theoretical explanation of the aggregation of humic substances as a function of pH and electrolyte concentration. *Organic Geochemistry* 15 (4), 375-381. [https://doi.org/10.1016/0146-6380\(90\)90164-U](https://doi.org/10.1016/0146-6380(90)90164-U)
- Torri S. I., Zubillaga M. y Cusato M. (2009). Potential of *Discaria americana* for metal immobilization on soils amended with biosolid and ash-spiked biosolids. *International Journal of Phytoremediation* 11 (2), 187-199. <https://doi.org/10.1080/15226510802378475>
- Torri S. y Lavado R. (2008a). Dynamics of Cd, Cu and Pb added to soil through different kinds of sewage sludge. *Waste Management* 28 (5), 821-832. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.01.020>
- Torri S. y Lavado R. (2008b). Zn distribution in soils amended with different kinds of sewage sludge. *Journal of Environmental Management* 88 (4) 1571-1579. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.07.026>
- Torri S.I. (2009). Feasibility of using a mixture of sewage sludge and incinerated sewage sludge as a soil amendment. En: *Sludge: Types, treatment processes and disposal*. (R. E. Baily, Ed.). Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, NY, EUA, pp. 187-208.
- Torri S.I. (2020a). Nutrición vegetal con micronutrientes. Dinámica de los micronutrientes en los suelos, fuente de micronutrientes y tecnologías de fertilización. Editorial Académica Española, OmniScriptum S.R.L., Londres, Reino Unido, 217 pp.
- Torri S.I. (2020b). Dinámica de As, Cu y Zn en suelos de distinta textura enmendados con estiércol vacuno o biosólidos. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, 290 pp.
- Torri S.I. (2021). Avaliação da capacidade fitoremediadora de unha especie autóctona sudamericana (*Discaria americana*) nun solo enmendado con lodos de depuradora. Tesis de Doctorado. Universidad de La Coruña y Santiago de Compostela. La Coruña, España, 203 pp.
- Torri S.I. y Lavado R. (2002). Distribución y disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en suelos representativos de la provincia de Buenos Aires enmendados con biosólidos. *Ciencia del Suelo* 20 (2), 98-109.
- Torri S.I. y Lavado R. (2009). Fate of cadmium, copper, lead and zinc on soils after the application of different

- treated sewage sludge in soils of the Pampas region. En: *Sewage treatment: Uses, processes and impact*. (A. Stephens y M. Fuller, Eds.). Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, NY, EUA, pp. 95-123.
- Torri S.I. y Lavado R. (2011). Soil carbon sequestration through the use of biosolids in soils of the Pampas region, Argentina. En: *Environmental Management: Systems, Sustainability and Current Issues*. (H.C. Dupont, Ed.). Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, NY 11788, EUA, pp. 221-236.
- Torri S.I. y Lavado R.S. (2020). Dinámica de elementos traza en suelos enmendados con biosólidos. *Uso sustentable de residuos urbanos*. Editorial Académica Española, OmniScriptum S.R.L., Londres, Reino Unido, 105 pp.
- Torri S.I., Corrêa R.S., Renella G., Vadecantos A. y Perelomov L. (2014 a). Biosolids soil application: Agronomic and environmental implications 2013. *Applied and Environmental Soil Science* 2014, 314730. <https://doi.org/10.1155/2014/314730>
- Torri S.I., Corrêa R.S. y Renella G. (2017). Biosolids application to agricultural land: a contribution to global phosphorus recycle. *Pedosphere* 27 (1), 1-16. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60106-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60106-0)
- Torri S.I., Urricariet A.S. y Lavado R. (2011). Micronutrient availability in crop soils of the Pampas region, Argentina. En: *Soil nutrients*. (M. Miransari, Ed.). Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, NY, EUA, pp. 277-296.
- Van Hees P. A. W., Jones D. L., Finlay R., Godbold D. L. y Lundström U. S. (2005). The carbon we do not see—the impact of low molecular weight compounds on carbon dynamics and respiration in forest soils: A review. *Soil Biology and Biochemistry* 37 (1), 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.010>
- Vaughn S. F., Dinelli F. D., Kenar J. A., Jackson M. A., Thomas A. J. y Peterson S. C. (2018). Physical and chemical properties of pyrolyzed biosolids for utilization in sand-based turfgrass rootzones. *Waste Management* 76, 98-105. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.009>
- Wang D., Zhang G., Zhou L., Ca D. y Wu Z. (2017). Immobilizing arsenic and copper ions in manure using a nanocomposite. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 65 (41), 8999-9005. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.7b02370>
- Wang J.J. y Gaston L. A. (2014). Nutrient chemistry of manure and manure-impacted soils as influenced by application of bauxite residue. En: *Applied manure and nutrient chemistry for sustainable agriculture and environment*. (Z. He y H. Zhang, Eds.). Springer, Berlin, Alemania, pp 239-266.
- Wang Z., Hou L., Liu Z., Cao N. y Wang X. (2022). Using a modified Langmuir equation to estimate the influence of organic materials on phosphorus adsorption in a Mollisol from Northeast, China. *Frontiers in Environmental Science* 10, 886900. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.886900>
- Wershaw R.L., Llaguno E.C. y Leenheer J.A. (1996). Mechanism of formation of humus coatings on mineral surfaces. 3. Composition of adsorbed organic acids from compost leachate on alumina by ^{13}C NMR. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 108 (2-3), 213-223. [https://doi.org/10.1016/0927-7757\(95\)03402-1](https://doi.org/10.1016/0927-7757(95)03402-1)
- Whalen J. K., Chang C., Clayton G. W. y Carefoot J. P. (2000). Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils in Northern Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* 82 (2), 227-238.
- Wijesekara H., Colyvas K., Rippon P., Hoang S.A., Bolan N.S., Manna M.C., Thangavel R., Seshadri B., Vithanage M., Awad Y.M., Surapaneni A., Saint C., Tian G., Torri S.I., Ok Y.S. y Kirkham M.B. (2021). Carbon sequestration value of biosolids applied to soil: A global meta-analysis. *Journal of Environmental Management* 284, 112008. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112008>
- Wu G. (2017). Nutrition and metabolism of minerals. En: *Principles of Animal Nutrition* (G. Wu, Ed.). Taylor and Francis, Boca Ratón, EUA, pp. 553-632. <https://doi.org/10.1201/9781315120065>
- Yan J., Manelski R., Vasilas B., Jin Y. (2018). Mobile colloidal organic carbon: an underestimated carbon pool in global carbon cycles? *Frontiers in Environmental Science* 6, 148. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00148>
- Zhang X., Deng S., Yang M., Li Z. y Wang X. (2014). Changes of organic carbon fractions and maturity index during composting of manure. *Huanjing Kexue Xuebao/Acta Scientiae Circumstantiae* 34 (10), 2559-2565. <https://doi.org/10.13671/j.hjkxb.2014.0625>
- Zhu Y., Ma L.Q., Dong X., Harris W.G., Bonzongo J. y Han F. (2014). Ionic strength reduction and flow interruption enhanced colloid-facilitated Hg transport in contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials* 264, 286-292. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.11.009>
- Zmora-Nahum S., Markovitch O., Tarchitzky J. y Chen Y. (2005). Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry* 37 (11), 2109-2116. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.03.013>
- Zsolnay A. (1996). Dissolved humus in soil waters. En: *Humic substances in terrestrial ecosystems*. (A. Piccolo, Ed.). Elsevier, Amsterdam, Países Bajos, pp.171-223.