

LA CONTAMINACIÓN POR ACTIVIDAD DE ENGORDE EN CORRAL BAJO UN SUELO ARGIUDOL TÍPICO EVALUADA MEDIANTE MÉTODOS GEOFÍSICOS

JOHN JAIRO MÁRQUEZ MOLINA¹, CLAUDIA MABEL SAINATO^{1*},
OLGA SUSANA HEREDIA¹, ALICIA SUSANA URRICARIET¹

Recibido: 09/08/2017

Recibido con revisiones: 27/03/2018

Aceptado: 30/07/2018

RESUMEN

La actividad ganadera de engorde a corral puede impactar en el ambiente por el manejo de las excretas de los animales. El objetivo del estudio fue evaluar la distribución de las concentraciones de nitrógeno y fósforo en el suelo de corrales con diferente tiempo de uso y analizar su impacto en el agua subterránea. La hipótesis fue que, en el corral con mayor tiempo de confinamiento de los animales, las concentraciones de dichos elementos en el suelo son mayores. En dos corrales de engorde, con uno y 12 años de uso, se realizó una exploración inicial mediante sondeos geofísicos de tomografía de resistividad eléctrica (TRE) y por inducción electromagnética (EMI) para caracterizar la contaminación a través de la distribución de conductividad eléctrica (CE) de la zona saturada y no saturada. Las líneas de TRE se ubicaron aproximadamente perpendiculares a la pendiente topográfica, siguiendo un modelo de gradiente. Se diseñó una grilla de muestreo dirigido de suelo en base al mapa de CE para evaluar en cada posición topográfica (alta, intermedia y baja) sitios con diferentes anomalías de CE. Las muestras se extrajeron, con tres réplicas por sitio a intervalos de 30 cm hasta una profundidad de 1,5 m. Se determinaron las concentraciones de nitratos (N-NO_3^-), Pextractable (Pe) y humedad del perfil de suelo. En el agua freática se determinaron las concentraciones de iones mayoritarios. La CE alta coincidió con sitios con estiércol acumulado y contenido hídrico mayor del suelo. Las concentraciones de N-NO_3^- aumentan hacia las zonas que rodean los montículos de estiércol. El Pe, se escurriría superficialmente a los alrededores de estos sitios. En el corral con 12 años de uso, la CE y la masa acumulada de ambos elementos, en el primer metro de profundidad, fueron más altas que en el corral con 1 año de actividad. La profundidad del nivel freático y la textura fina del suelo podrían haber contribuido a atenuar la contaminación del agua subterránea, y favorecer el escurrimiento superficial.

Palabras clave: conductividad eléctrica, nitratos, feedlot

THE CONTAMINATION BY FEEDLOT ACTIVITY IN A TYPIC ARGIUDOLL SOIL EVALUATED BY MEANS OF GEOPHYSICAL METHODS

ABSTRACT

The livestock activity in feedyards can impact the environment by the management of the animals'excreta. The objective of the study was to evaluate the distribution of N and P concentrations in the soil of feedlots with different time of use and to analyze their impact on groundwater. The hypothesis was that, in the corral with longer time of animals'confinement, the concentrations of these elements in the soil are greater. In two feedlots with 1 and 12 years of use, an initial exploratory phase was carried out by geophysical surveys of electrical resistivity tomography (TRE) and electromagnetic induction (EMI) to characterize the contamination through the distribution of electrical conductivity (EC) of the saturated and unsaturated zone. The TRE lines were located approximately perpendicular to the topographic slope, following a gradient model. A soil - directed sampling grid was designed based on the EC map to evaluate sites with different EC anomalies at each topographic position (high, intermediate and low). Samples were extracted, with three replicates per site at intervals of 30 cm to a depth of 1.5 m. The concentrations of nitrates (N-NO_3^-), Pextractable (Pe) and soil profile moisture were determined. In phreatic groundwater, the concentrations of major ions were evaluated. High EC coincided with sites with accumulated manure and higher soil water content. The concentrations of N-NO_3^- increase towards the areas surrounding manure mounds. The Pe, would run off to the surroundings of these places. In the corral with 12 years of use, the EC and the accumulated mass of both elements, in the first meter of depth, were higher than in the corral with 1 year of activity. The depth of the water table and the fine texture of the soil could have contributed to attenuate the contamination of the groundwater, and favor surface runoff.

Key words: electrical conductivity, nitrates, feedlot

¹ Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires

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

INTRODUCCIÓN

El engorde de animales en corrales lleva 20 años en la Argentina como una alternativa de producción de carne bovina con diversos objetivos (Pordomingo, 2013) siendo una actividad más reciente que en EEUU y Europa. Casi toda la producción de aves y cerdos se realiza en confinamiento, desde hace varios años; la lechería e internada sólo comenzó a intensificarse en las dos últimas décadas. El avance territorial de la frontera agrícola por la expansión de los cultivos extensivos, por ejemplo en la Región Pampeana ha llevado a que la ganadería, de menor rentabilidad relativa, haya cedido las mejores tierras, circunscribiendo su desarrollo a superficies más reducidas y en campos de menor calidad de suelos. Ello ha significado la puesta en marcha de un proceso de relocalización de la ganadería, especialmente en la etapa de recría y terminación final, (Robert, *et al.*, 2009).

La intensificación de los sistemas ganaderos incrementa los flujos de energía y de nutrientes, y los riesgos de contaminación. Los animales excretan al ambiente entre 60 y 80% del N y P que ingieren, a través de la orina y las heces (Herrero y Gil, 2008). Como consecuencia del confinamiento, los residuos se acumulan en una porción pequeña y limitada de terreno; por tanto, la actividad ganadera intensiva en corral impacta el ambiente con las excretas de los bovinos. Zhu *et al.* (2004) encontraron que el lixiviado de nitratos en corrales en suelos limosos, con actividad mayor a 20 años, puede llegar a profundidades mayores a 30 cm en el suelo y el P se mueve lento y sus concentraciones alcanzaron los 2500 mg.kg⁻¹ en los primeros 30 cm a lo largo de 60 años de actividad.

Los métodos geofísicos eléctricos, en particular la tomografía de resistividad eléctrica (TRE) y los mapeos por inducción electromagnética (EMI) resultan eficientes para la exploración de agua subterránea y del suelo para caracterizar la contaminación por diferentes fuentes (Allred *et al.*, 2008). Estos métodos se centran en estudiar la conductividad eléctrica aparente del suelo medida en el campo, la cual depende de la textura, el contenido de agua y la salinidad de la solución del suelo, entre otros factores. Según sea la pro-

fundidad de penetración del método, se podrá caracterizar la zona no saturada o la zona saturada (Corwin and Lesch, 2005). El incremento en la concentración de sales de los sistemas de producción agrícola fue evaluado con estos métodos en forma satisfactoria. En agricultura de precisión, la utilización de la geofísica se incrementó en los últimos 15 años. Lesch *et al.* (2005) mapearon la salinidad y textura del suelo a través de su conductividad eléctrica (CE), y Boadu *et al.* (2008) estudiaron la lixiviación de nitratos en zonas agrícolas.

Sin embargo, la contaminación por la actividad ganadera no es un tema que haya sido abordado con frecuencia mediante el uso de la metodología geofísica. Eigenberg y Nienaber (2003) utilizaron EMI para mapear la conductividad eléctrica asociada con el incremento de nutrientes debajo de un sitio abandonado de compostaje de estiércol bovino. Woodbury *et al.* (2009) usaron esta metodología para identificar áreas de acumulación de estiércol encorrales de engorde. Woodbury *et al.* (2015) demostraron que los métodos de exploración eléctricos proveen un sistema de monitoreo de la contaminación más eficiente que los pozos. Por otro lado, el conocimiento acerca de los caminos preferenciales de flujo en la zona no saturada que pueden causar contaminación localizada, especialmente en los corrales sujetos al pisoteo animal, pudo ser también investigado a través de los métodos geofísicos. Estos contaminantes, en particular N y P, pueden lixiviar hacia el agua subterránea o llegar a los cuerpos de agua superficiales por escurrimiento (Herrero y Gil, 2008). En la zona de la Pampa Húmeda (Provincia de Buenos Aires, Argentina), cerca de la localidad de San Pedro, en el mismo establecimiento bajo estudio en este trabajo, Chagas *et al.* (2007) encontraron, en el agua de escurrimiento del sistema intensivo feedlot, un orden de magnitud mayor en los valores de pH, CE, cloruros y bicarbonatos comparado con los sistemas ganaderos extensivos de uso de pastizales. También Chagas *et al.* (2014) concluyeron que en la Pampa Ondulada los sedimentos obtenidos por escurrimiento de los campos evidenciaron contaminación microbiana.

Márquez *et al.* (2015) usaron la TRE para estudiar la contaminación en corrales con distintos

tiempos de uso en el área de Trenque Lauquen (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Esta zona está caracterizada por un clima seco y suelos de textura franco arenosa. El muestreo profundo de suelos (hasta 3 m de profundidad) fue guiado en base a los diferentes rangos de anomalías de baja resistividad eléctrica, las cuales fueron finalmente asociadas con altos contenidos de agua y concentraciones de nitratos en los suelos. Márquez *et al.* (2014), en los mismos corrales de engorde, también utilizaron sondeos por inducción electromagnética (EMI) que se correlacionaron con la lámina de agua equivalente en el suelo y las concentraciones de N y P. Las concentraciones de dichos nutrientes acumulados en 2 m de profundidad fueron más elevadas ($865 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de N-NO_3^-) para el período mayor de confinamiento de los animales (7 años). Sin embargo, el impacto en el agua subterránea parecía estar más influenciado por la cercanía del nivel freático a la superficie que por una mayor recarga de materia orgánica por largos períodos. Se demostró que los métodos eléctricos y electromagnéticos resultaron herramientas importantes para la evaluación de la contaminación.

El objetivo de este estudio fue aplicar los métodos de tomografía de resistividad eléctrica (TRE) y sondeos por inducción electromagnética (EMI) para evaluar la distribución de las concentraciones de N-NO_3^- y P en los suelos de textura franco arcillo limosa, de dos corrales de engorde con diferente tiempo de uso, en la zona de la Pampa Húmeda (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Asimismo, se propuso analizar su impacto en el agua subterránea.

La hipótesis fue que las concentraciones de N-NO_3^- y P en el suelo son más elevadas en el corral con mayor tiempo de uso. Una segunda hipótesis fue que la textura fina de los suelos podría contribuir a un menor aumento en las concentraciones de estos iones en el agua subterránea.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características del sitio de estudio

El establecimiento de engorde a corral estudiado se encuentra en las cercanías a la localidad de San Pedro, Provincia de Buenos Aires, Argentina (**Figura 1**). La textura de los suelos de la zona (Ar-

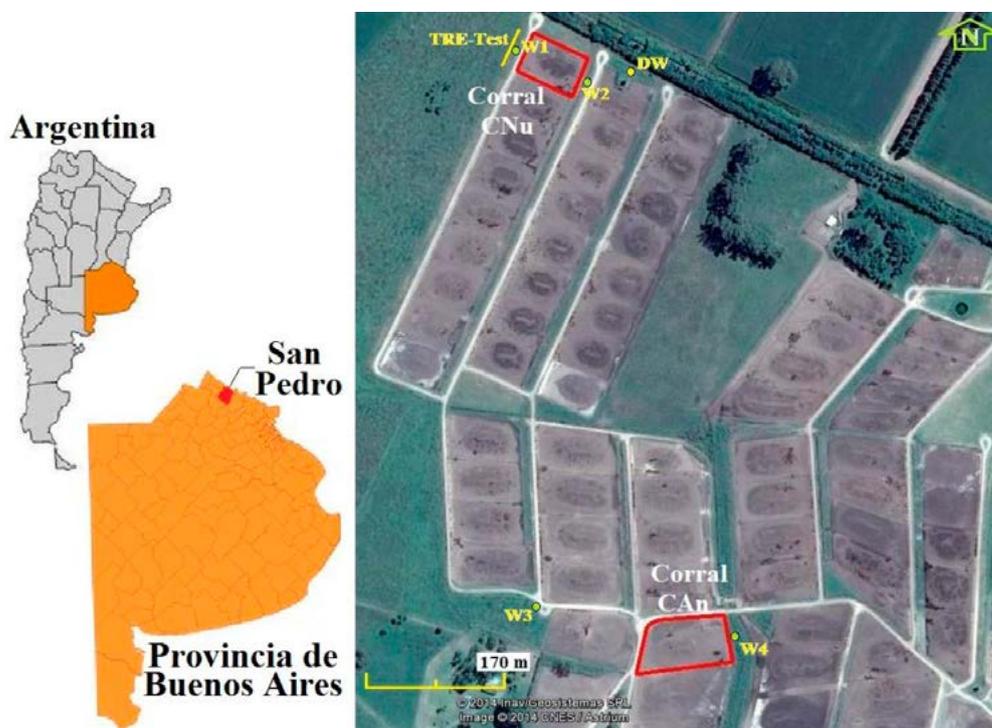


Figura 1. Localización de la zona de estudio. Se muestran los dos corrales estudiados (corral CNU y corral CAN) y los pozos W1, W2, W3, y W4 con profundidad al acuífero freático. El pozo DW tiene una profundidad mayor cercana a los 50 m.

Figure 1. Location of study zone. The two studied corrals are shown (corral CNU and corral CAN) and the wells W1, W2, W3, and W4 with depth to the phreatic aquifer. The well DW has a higher depth around 50 m.

giudoles Típicos) es franco arcillo limosa (INTA, 2015). Las principales formaciones hidrogeológicas son: el Pampeano (arcillo limoso) hasta los 20 m de profundidad aproximadamente, y las arenas Puelches, a los 50 m de profundidad aproximadamente. Por debajo, se hallan las arcillas de la Formación Paraná (Auge, 2004).

El clima de esta región es templado cálido con temperatura anual promedio de 17 °C (INTA, 2012). La precipitación media ronda los 1000 mm anuales, concentrada principalmente en el semestre cálido y el área se caracteriza por un exceso de las precipitaciones sobre la evapotranspiración durante los meses de invierno y un leve déficit durante los meses de verano.

Se estudiaron dos sitios en un área con dimensiones aproximadas de 50 m x 30 m: en un corral (denotado como CNu (Nuevo) en la figura 1) con una actividad previa de engorde de los animales de un año y otro corral (denotado como CAn (Antiguo)) con doce años de uso previo a este estudio. El estiércol se removía dos a tres veces por semana y se acumulaba en la parte central de los corrales.

En ambos corrales, se realizaron sondeos por dos métodos geofísicos para caracterizar la distribución de conductividad eléctrica indicadora de la potencial contaminación en el suelo y el agua subterránea: por inducción electromagnética (EMI) y por tomografía de resistividad eléctrica (TRE) (Allred *et al.*, 2008). A fin de comparar resultados con los valores de referencia del entorno, se realizó una TRE en un lote adyacente (testigo, TRE test), sin presencia de animales, al oeste del corral CNu (**Figura 1**).

Sondeos EMI

Los sondeos fueron llevados a cabo con un conductímetro multifrecuencia EMP-400 (GSSI, Geophysical Survey Systems Inc.), con un espaciado entre espiras de 1,22 m y ancho de banda operacional entre 1kHz y 16 kHz. Las mediciones de conductividad eléctrica aparente fueron hechas a las frecuencias más altas de 16kHz, 15kHz y 14 kHz, ya que se buscó evaluar la zona no saturada y los primeros metros de la zona saturada. Pero sólo los resultados para la

frecuencia de menor profundidad de penetración (16 kHz) se utilizaron en la discusión ya que los resultados para las restantes frecuencias eran muy similares.

El mapa de conductividad eléctrica aparente (CE_a) obtenido fue usado para guiar el muestreo de suelos en forma de grilla tomando muestras en sitios que tuvieran una CE comprendida en distintos rangos de valores. La profundidad de investigación teórica fue estimada entre 3 y 4 m (Huang, 2005), tomando en cuenta para su cálculo, las resistividades del sitio testigo de trabajos previos en el área y la frecuencia de 16 kHz.

Tomografía de resistividad eléctrica (TRE)

Se empleó un resistivímetro SARIS (Scintrex Limited) para los sondeos eléctricos. Se utilizó la configuración dipolo-dipolo (Allred *et al.*, 2008), con una distancia de 2 m entre electrodos y con una longitud total de transecta de 50 m. Las mediciones se tomaron hasta 12 m de distancia entre electrodos de corriente y voltaje ($n=6$).

Los datos experimentales fueron invertidos obteniéndose modelos bidimensionales (2D) de resistividad eléctrica (inversa de la CE) usando el programa DCIP2D desarrollado por UBCGIF (University of British Columbia, Geophysical Inversion Facility). Es decir, se obtiene un modelo de distribución de la resistividad eléctrica de la tierra que varía lateralmente y en profundidad. El programa se basa en el trabajo de Oldenburg y Li (1994) que encuentra un modelo que minimice una función objetiva sujeta a ajustar los datos experimentales a un valor determinado.

Se aplicó el análisis de la profundidad de investigación, para la cual los modelos son aún sostenidos por los datos, siguiendo el algoritmo de Oldenburg and Li (1999) (i.e. la profundidad por debajo de la superficie por debajo de la cual los datos obtenidos en superficie son insensibles al valor de resistividad de la tierra).

Suelos

Los suelos de la zona son Argiudoles Típicos (INTA, 2015). En primera instancia, se realizó

una calicata en un extremo del lote testigo para caracterizar el perfil de suelo. Luego de la exploración EMI, se diseñó un muestreo de suelos en grilla hasta 1,5 m de profundidad aproximadamente, eligiéndose sitios con distinto rango de CE. Se extrajeron muestras a intervalos de: 0-10 cm, 10-30 cm, 30-50 cm, 50-90 cm, 90-120 cm y en algunos sitios 120-150 cm. Se midió contenido volumétrico de agua, concentración de nitrógeno de nitratos (N-NO_3^-) y de fósforo disuelto o disponible (Pe). Los nitratos fueron extraídos de muestras de suelo húmedas con una solución de CuSO_4 y la concentración de N-NO_3^- fue determinada por colorimetría después de la reducción de NO_3^- a nitritos (Dahnke, 1990). En cada sitio de muestreo, se estimó además el contenido acumulado de N-NO_3^- ($\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$) en el perfil del suelo, sumando las contribuciones de todas las capas muestreadas a través de la suma de los productos entre la concentración del elemento, el espesor de la capa y su densidad aparente.

Considerando, según Heredia y Fernández Cirelli (2007), que el Pe (extractable) es un buen estimador del fósforo disuelto (disponible) en suelos con acumulaciones orgánicas, como los de este estudio, éste se determinó mediante la técnica de Bray y Kurtz (1945) descripta en Page (1982). Además, el Pe acumulado en el perfil de suelo entre 0 y 80 cm, fue estimado como la suma de las contribuciones de todas las capas muestreadas.

Posteriormente, para evaluar la interdependencia de las variables medidas en el suelo en cada uno de los corrales (CNU, CAN y muestra testigo), se realizó un análisis de componentes principales (ACP), el cual se llevó a cabo mediante la aplicación InfoStat ver. 2015 (Di Rienzo et al, 2015). Se designaron como variables de respuesta a los valores medidos de N-NO_3^- , Pe, humedad equivalente (He) y la CE como la inversa de la resistividad eléctrica ($1/\rho$). Todas ellas estimadas para una profundidad de 80 cm. Como criterio de clasificación se utilizó la ubicación del punto de muestreo en cada una de los corrales.

La He se estimó como la sumatoria sobre todas las capas muestreadas, de los productos entre la humedad volumétrica de cada capa del perfil y su

correspondiente espesor. Los valores de resistividad eléctrica (ρ) para cada uno de los puntos de muestreo en los respectivos corrales, se obtuvo de los modelos TRE.

Fueron comparados 28 casos, cuyos datos fueron estandarizados, para realizar el análisis sobre la matriz de correlación en lugar de la matriz de covarianza de las variables. Se seleccionaron 2 componentes principales (CP1 y CP2) para el desarrollo del análisis, las cuales fueron utilizadas para la elaboración del gráfico de dispersión de las observaciones.

Análisis de aguas

En el corral CNU (**Figura 1**), se realizaron dos perforaciones de aproximadamente 15 m de profundidad para la medición del nivel freático y el muestreo del agua subterránea. Una de ellas, situada en el extremo NO del corral (W1) y otra en el límite SE (W2), las cuales en el momento del estudio tenían un nivel estático a una profundidad de 12,55 m y 12,37 m, respectivamente. También se ubicó un pozo considerado testigo BW (a alrededor de 1 km de distancia de los corrales) y otro pozo (DW) (con 50 m de profundidad), más profundo que los de las perforaciones realizadas para este estudio, ubicado a 25 m hacia el este del corral CNU (**Figura 1**). La profundidad de los niveles estáticos se volvieron a medir dos y tres años después del estudio geofísico con los siguientes valores: W1: 11m; W2: 10,5 m y W1: 10,12m; W2: 9,95 m, respectivamente. Los valores en ambos pozos siempre difieren levemente disminuyendo la profundidad hacia el NO del corral.

En el corral CAN se realizaron dos perforaciones cercanas, una hacia el O (pozo W3) en la zona más alta y otra hacia el E, W4 (en el bajo respecto al corral). Al momento del estudio, tenían un nivel estático a una profundidad de 11,63 y 6,74 m, respectivamente. Tres años después, el nivel estático medido fue W3: 9,24 m y W4: 4,21 m. En ambas situaciones temporales la profundidad de la freática fue menor en la zona baja del corral.

En el momento de los sondeos geofísicos, junto a la medición de niveles freáticos se realizó

un primer muestreo del agua subterránea para su análisis físico-químico, seguido por un segundo y tercer muestreo (dos y tres años después del primero).

Las precipitaciones anuales fueron de 1287 mm para el año del primer muestreo y 769 mm al siguiente año. En los años del segundo y tercer muestreo fueron 907 mm y 1479 mm, respectivamente. Si bien luego del primer muestreo hubo una disminución en las precipitaciones, luego se revierte la tendencia y resulta en un aumento de las mismas en el segundo y tercer muestreo, lo cual se refleja en una disminución en la profundidad del nivel freático.

En las muestras obtenidas se midió pH, Conductividad eléctrica CE, y concentraciones de los iones mayoritarios: Na⁺ y K⁺ (por fotometría de llama), Ca⁺ y Mg²⁺ (titulación EDTA), Cl⁻ (método volumétrico-argentimetría), SO₄²⁻ (por método turbidimétrico), HCO₃⁻ y CO₃²⁻ (método volumétrico), NO₃⁻ (método colorimétrico Snedd) (APHA, 2017)

Con el objetivo de comparar las medias de los parámetros físico-químicos de las muestras de agua de los pozos evaluados, se llevó a cabo el

análisis de varianza (ANAVA) mediante la aplicación InfoStat ver. 2015 (Di Rienzo et al, 2015). Esto se hizo por separado para los años de muestreo 1 y 3, para los cuales se agruparon las muestras analizadas como corral CNU (W1 y W2) y corral CAn (W3 y W4).

Como variable dependiente se seleccionaron a las concentraciones de cada uno de los parámetros evaluados y como variable de clasificación se tomó la variable corral (CNU y CAn). Para la comparación de medias se utilizó el método de Tukey con un nivel de significancia de 0,05.

RESULTADOS

La textura del suelo resultó franco arcillosa hasta los 40 cm, arcillosa de 40 a 89 cm y franco a mayor profundidad (**Tabla 1**).

Las líneas de sondeos de TRE para el Corral CNU se muestran en la **Figura 2a** y para el corral CAn en la **Figura 2b**, las cuales se encuentran superpuestas al mapa de CE_a obtenido por EMI. Se indican también los sitios de muestreo de suelos junto con las concentraciones de N-NO₃⁻ y P_e acumulado en el perfil de suelo.

Tabla 1. Análisis de suelo de la calicata.

Table 1. Soil analysis of the trench.

Horizonte	Prof. §	M.O. §	C	N	P	pH	CE§	Arcilla	Limo	Arena
a.	cm	%	%	%	mg.kg ⁻¹		dS.m ⁻¹	%	%	%
A	0/24,5	3,08	1,54	0,180	7,23	5,43	0,37	27,50	39,17	33,33
AB	24,5/36	2,76	1,38	0,120	4,89	5,84	0,28	27,50	39,17	33,33
B ₁₁	36/48	1,64	0,82	0,072	4,04	6,46	0,27	35,00	34,05	30,95
B ₁₂	48/89	1,24	0,62	0,051	4,01	6,87	0,27	40,00	26,67	33,33
BC	> 89	0,80	0,40	0,050	4,26	7,32	0,36	22,50	51,31	26,19

Horizonte	Prof.	Ca	Mg	Na	K	CIC§
b.	cm	meq/100 g				
A	0/24,5	9,02	1,43	0,480	0,96	17,00
AB	24,5/36	9,55	1,43	0,510	0,91	15,76
B ₁₁	36/48	10,00	1,26	0,550	0,75	15,49
B ₁₂	48/89	10,71	1,11	0,620	0,61	15,51
BC	> 89	9,00	1,39	0,380	0,39	11,89

§Prof.: profundidad de muestreo, M.O.: materia orgánica, CE: conductividad eléctrica. CIC: capacidad de intercambio catiónico.

Prof.: Depth of sampling, M.O.: organic matter, CE: electrical conductivity. CIC: cationic exchange capacity

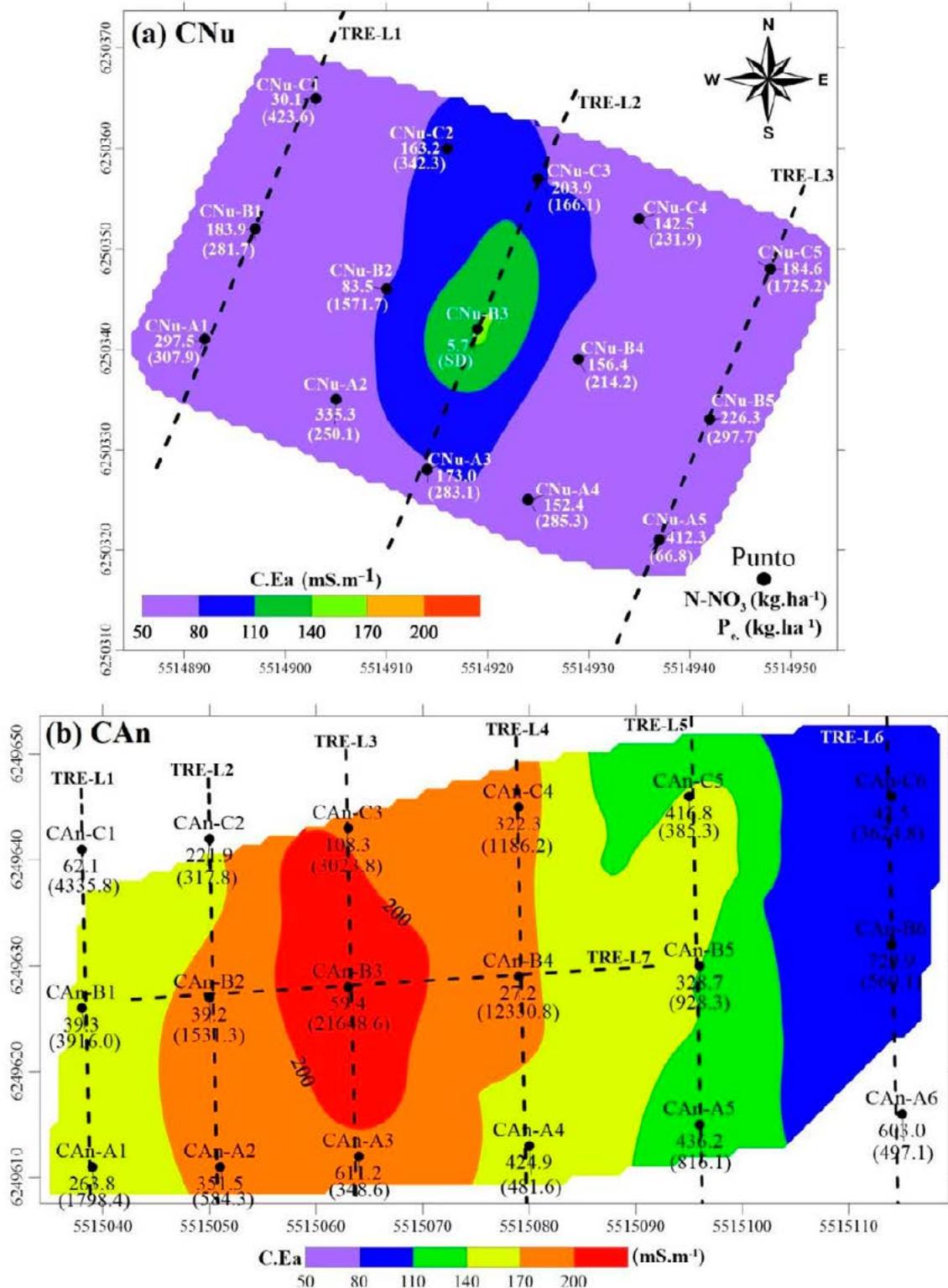


Figura 2. Mapas de EC_a obtenidos con el sondeo EMI de 16 kHz. Se muestran también las líneas de Tomografías de Resistividad Eléctrica TRE y los sitios de muestreo de suelos señalados con un punto. (a) Corral CNU. Los valores en blanco corresponden a $N-NO_3^-$ y en paréntesis a los de Pe , en $kg.ha^{-1}$, acumulados en el perfil de suelo de 0 a 80 cm. (b) Corral CAN. Los valores corresponden a $N-NO_3^-$ y en paréntesis los de Pe , en masas en $kg.ha^{-1}$ acumuladas en el perfil de suelo de 0 a 80 cm.

Figure 2. Maps of EC_a obtained with EMI sounding of 16 kHz. The electrical resistivity tomographies TRE are also shown and the sites of soil sampling are indicated by a dot. (a) Corral CNU. The values in white correspond to $N-NO_3^-$ and in parenthesis to the Pe , in $kg.ha^{-1}$, accumulated in soil profile from 0 to 80 cm. (b) Corral CAN. The values correspond to $N-NO_3^-$ and in parenthesis to the Pe , in $kg.ha^{-1}$, accumulated in soil profile from 0 to 80 cm

Los modelos de resistividad eléctrica obtenidos por inversión de las TRE para el CNU se muestran en la **Figura 3a** y para el corral CAn en la **Figura**

3b. Se ha incorporado, al modelo de las líneas centrales, el montículo de estiércol distinguible en la topografía.

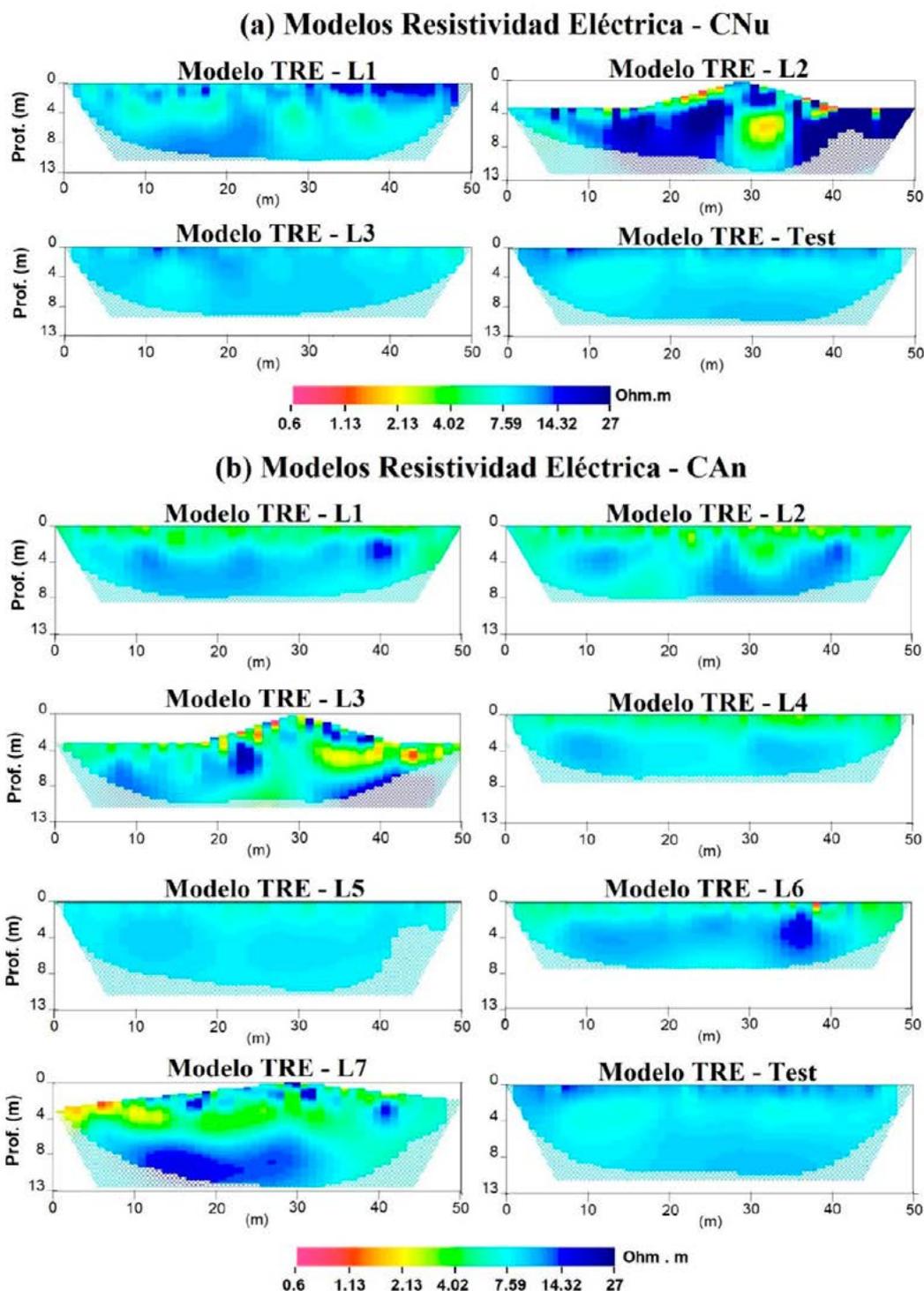


Figura 3. Modelos de resistividad eléctrica obtenidos de la TRE. La línea testigo se ubica en un lote contiguo con producción agrícola continua, sin presencia de animales, señalado en la Figura 1 como TRE-test. (a) Corral CNU. Corresponden a las tres líneas de la Figura 2a. (b). Corral CAn. Corresponden a las líneas de la Figura 2b.

Figure 3 Models of electrical resistivity obtained from TRE. The test line is in a nearby plot with agricultural production, without animals, pointed in the Figure 1 as TRE-test. (a) Corral CNU. Correspond to the three lines of Figure 2a. (b). Corral CAn. Correspond to the lines of Figure 2b.

Corral CNu

Para la línea testigo, la conductividad eléctrica CE obtenida como inversa de la resistividad en los modelos TRE, tiene un valor de 90 mS.m^{-1} hasta aproximadamente el metro de profundidad, aumentando con ésta hasta un valor de 143 mS.m^{-1} aproximadamente. Como el nivel freático se encontraba a alrededor de 12,4 m de profundidad se puede inferir que la zona saturada también alcanza este valor de CE. Las líneas dentro del corral CNu tienen valores más altos de CE en zona no saturada donde se alcanza 200 mS.m^{-1} . La distribución de CE tiene bastante heterogeneidad como se muestra en la línea L2 debajo del montículo de estiércol, pero las anomalías conductoras llegan a aproximadamente 10 m de profundidad, donde pueden alcanzar la zona saturada. Estos valores de CE coinciden con los rangos obtenidos

en la exploración por EMI, donde también se observa una anomalía de alta CE (145 mS.m^{-1}) en la zona por debajo del montículo de estiércol (Figura 2a).

Las concentraciones de N-NO_3^- en el sitio testigo Test (adyacente a la línea TRE-test) no superan el valor 10 mg.kg^{-1} (Figura 4), mientras que en los sitios dentro del corral hasta los 40 cm de profundidad y en algún caso hasta los 60 cm, los valores son mayores superando 60 mg.kg^{-1} , con máximos (casi 100 mg.kg^{-1}) en la línea de muestreo 5 en la zona SE del corral.

El contenido de humedad en el sitio testigo está entre 20 y 40 %. En el corral, los mayores valores de humedad (entre 62 % y 80 %) se encuentran en la línea de muestreo 3 paralela a la línea de TRE L-2 (Figura 2a), ambas atravesando el montículo cen-

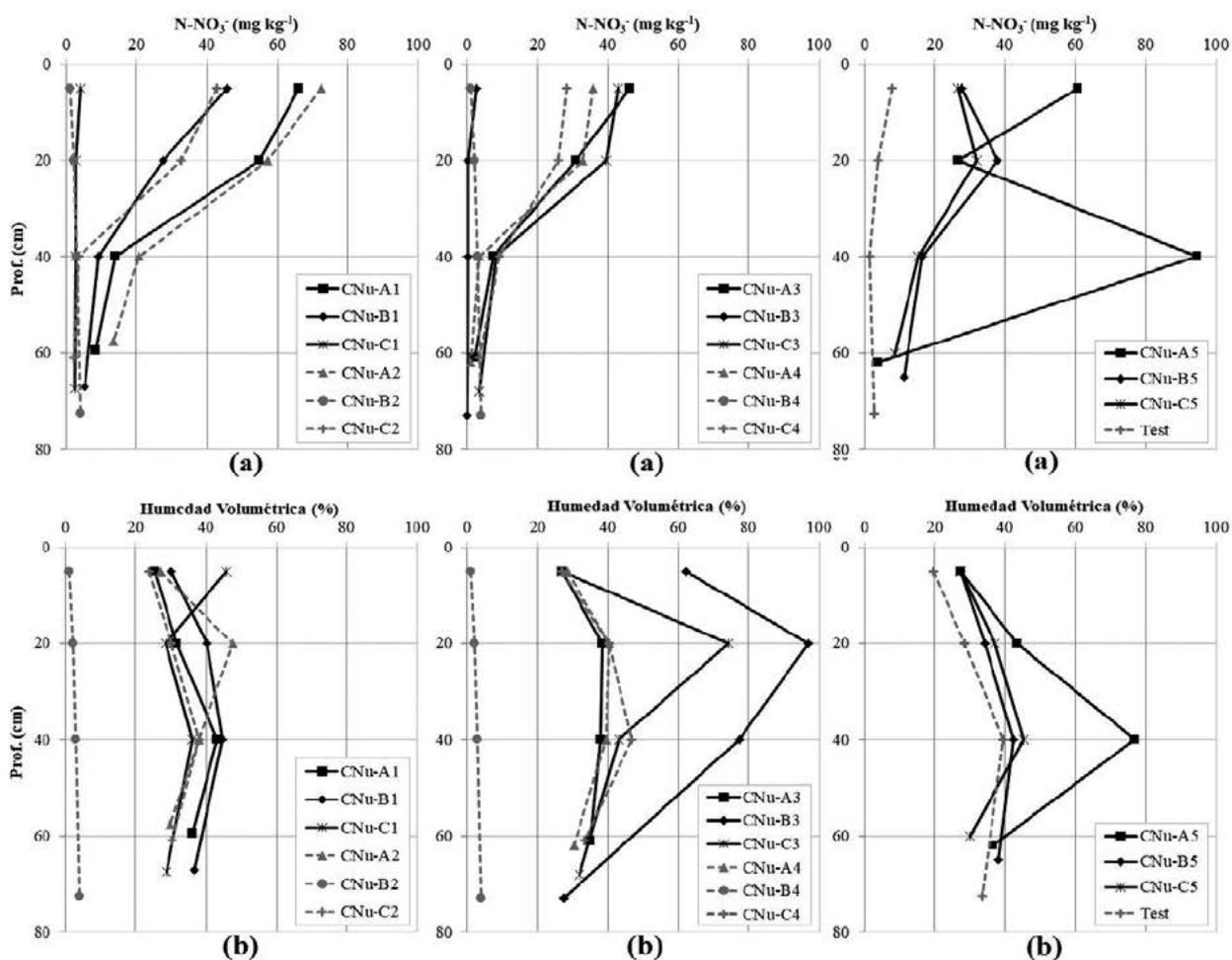


Figura 4. Corral CNu (a) Concentraciones de N-NO_3^- y (b) contenido de humedad volumétrica en función de la profundidad para los distintos sitios de muestreo. La muestra Test corresponde al sitio donde se encuentra la línea testigo TRE-test (Figura 1).

Figure 4. Corral CNu (a) Concentrations of N-NO_3^- and (b) volumetric water content as a function of depth for the different sites of sampling. The sample Test correspond to the site of test line TRE-test (Figure 1)

tral de estiércol. Allí las resistividades son bajas con algunos sectores más resistivos producto probablemente de la presencia de espacio vacío (aire) entre la materia orgánica del estiércol. La CE_a obtenida en el sondeo EMI tiene un máximo coincidente con la muestra CNU-B3. Sin embargo, la concentración de $N-NO_3^-$ a lo largo de la línea 3, paralela a la TRE L-2, tiene valores más bajos que el resto de las líneas, con un mínimo en la muestra CNU-B3 ubicada en el centro del corral. Por el contrario, a lo largo de las líneas TRE L-1 y L-3, los valores de resistividad son bajos y la CE no es demasiado alta; además se observa en las muestras CNU-A1 a CNU-C1 y CNU-A5 a CNU-C5, respectivamente, que los valores de humedad no son tan altos como en la zona central del corral. Por otro lado, las concentraciones de $N-NO_3^-$ son mayores en los extremos que en la zona central del corral (esto se visualiza en los valores de $N-NO_3^-$ acumulado en el perfil (**Figura 2a**)).

Los mayores valores de Pe se encuentran en los primeros cm del perfil de suelo (menor a 20 cm) debido a su menor movilidad respecto al nitrógeno en la solución del suelo (**Figura 5**). Las masas acumuladas de Pe en el perfil de suelo hasta 80 cm aumentan en algunos casos hacia las zonas más bajas respecto a la zona central de acumulación de estiércol, lo cual podría estar inducido por el escurrimiento superficial (**Figura 2a**), tal como fue encontrado por Chagas et al. (2007) quienes detectaron altos niveles de fósfo-

ro en el agua de escurrimiento en el mismo feedlot de este estudio.

Corral CAn

En el sondeo testigo (TRE-test) los valores de resistividad en zona no saturada fueron cercanos a 11 ohm.m y entre 6-8 ohm.m en zona saturada (**Figura 3b**). Se puede observar que en las TRE de todas las líneas del corral CAn, los valores de resistividad son más bajos (entre 2 y 8 ohm.m) indicando un mayor grado de humedad y/o de salinización del suelo. Estas resistividades también son menores que en el corral CNU. La línea 3 y la línea 7 que atraviesan la zona central del montículo de estiércol presentan anomalías más conductoras y otras resistivas en la zona no saturada. La zona saturada no parece experimentar un cambio respecto al testigo.

Los valores de $N-NO_3^-$ decrecen a partir de los 20 cm de profundidad, análogamente a lo que sucedía en el corral CNU (**Figura 6**). En la línea 3 (sobre el montículo de estiércol) y en la línea 6 (en la zona baja) superan los del testigo Test (ubicado al NO del corral CNU). Los valores son mínimos en el centro del corral (muestras B), salvo para el caso del sitio B6 que posee valores altos en los primeros centímetros de profundidad. Se definieron zonas que presentaron las concentraciones menores de nitrógeno de nitratos en el

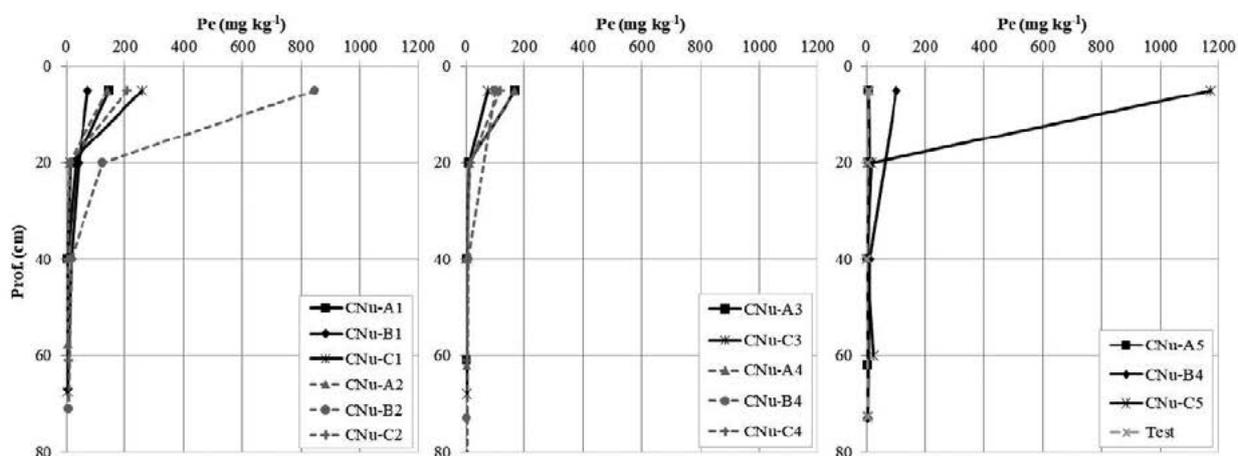


Figura 5. Corral CNU. Concentraciones de Pe para los distintos sitios de muestreo en función de la profundidad. La muestra Test corresponde al sitio donde se encuentra la línea testigo TRE-test (Figura 1).

Figure 5. Corral CNU. Concentrations of Pe for the different sites of sampling as a function of depth. The sample Test corresponds to the site of test line TRE-test (Figure 1)

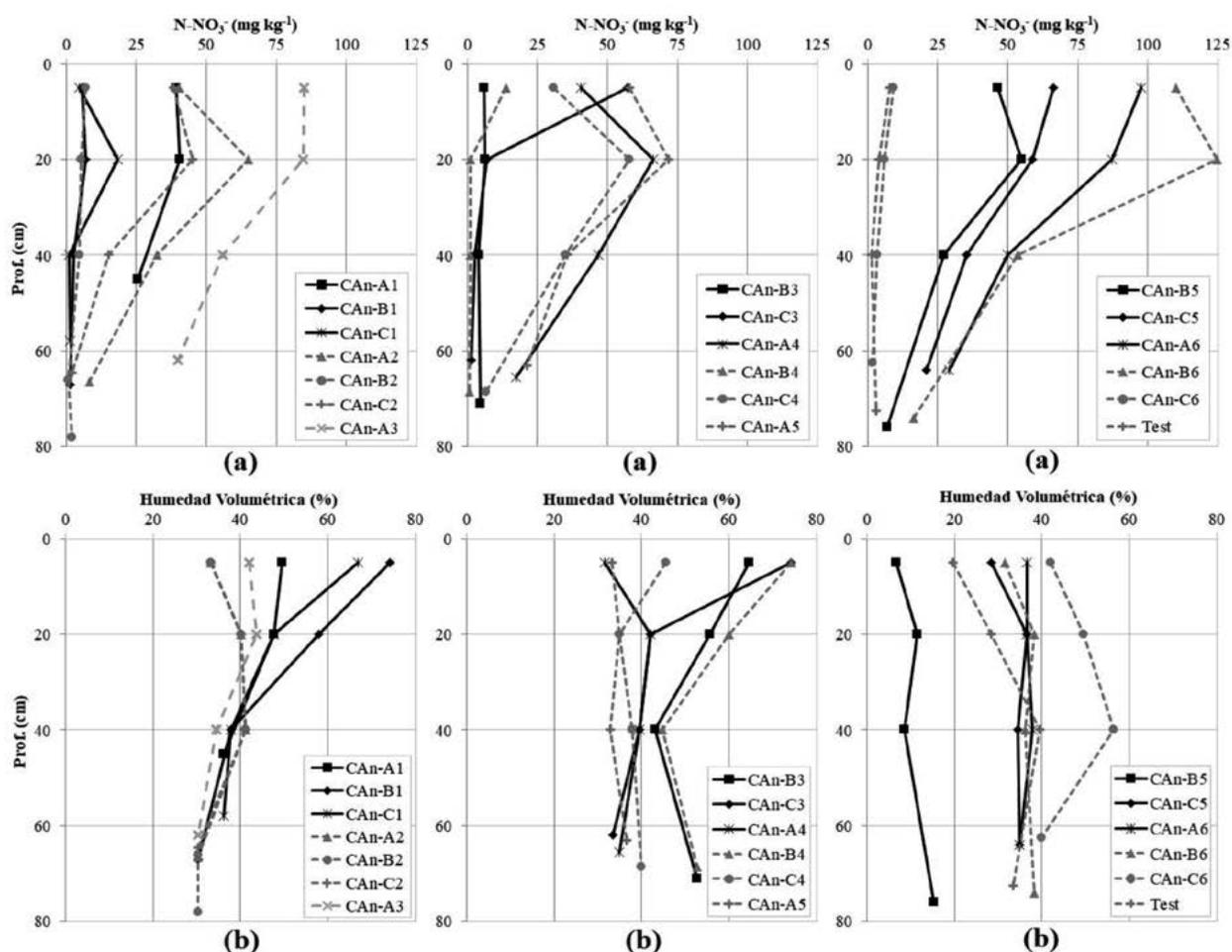


Figura 6. Corral CA. Concentraciones de $N-NO_3^-$ y contenido de humedad volumétrica en función de la profundidad para los distintos sitios de muestreo.

Figure 6. Corral CA. Concentrations of $N-NO_3^-$ and volumetric water content as a function of depth for the different sites of sampling.

suelo en los alrededores de las concentraciones de estiércol.

Los valores de humedad volumétrica rondan entre el 40 y el 80 %, siendo mayores que en el caso de la muestra testigo (Test) la cual oscila entre el 20 y 40 % y con valores altos en las líneas que pasan por el montículo central de estiércol (cuyos valores de CE en la zona no saturada también son más altos). La distribución de humedad es similar a la del corral CNU.

Los valores de P_e disminuyen con la profundidad si bien se encontraron concentraciones altas en las muestras B3 y B4 de la zona central del corral a 80 cm (Figura 7).

Se observa una disminución de $N-NO_3^-$ acumulado en el perfil de suelo (0 a 80 cm) en la

zona por debajo del montículo de estiércol y se detecta un aumento hacia los extremos del corral (Figura 2b) análogamente a la distribución del corral CNU. El P_e no presenta una tendencia definida de aumento hacia una zona en particular aunque se halla un máximo en la zona central.

El resultado del ACP, se presenta en la Figura 8, donde se puede ver que la primera componente (CP1) separa a los valores de H_e y P_e del resto de las variables, indicando que la mayor variabilidad entre los puntos de muestreo de los corrales se presentan con este par de propiedades del suelo, la cuales a su vez presentan una alta correlación en entre sí (0,6).

Por otra parte, el $N-NO_3^-$ se presenta como la tercera variable distinguida por la CP1, la cual se encuentra correlacionada de manera negativa

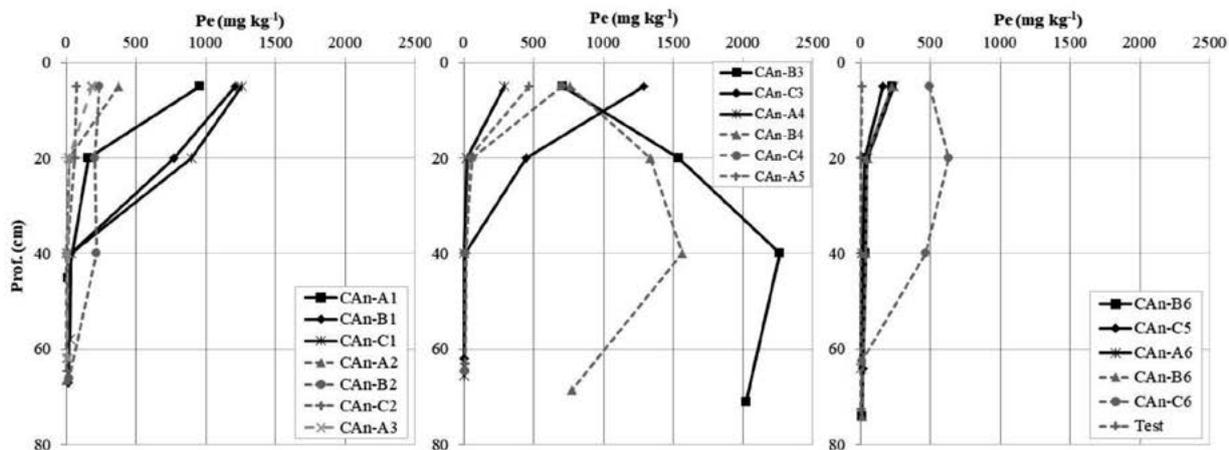


Figura 7. Corral CAn. Concentraciones de Pe en función de la profundidad para los distintos sitios de muestreo del corral.

Figure 7. Corral CAn. Concentrations of Pe as a function of depth for the different sites of sampling of the corral.

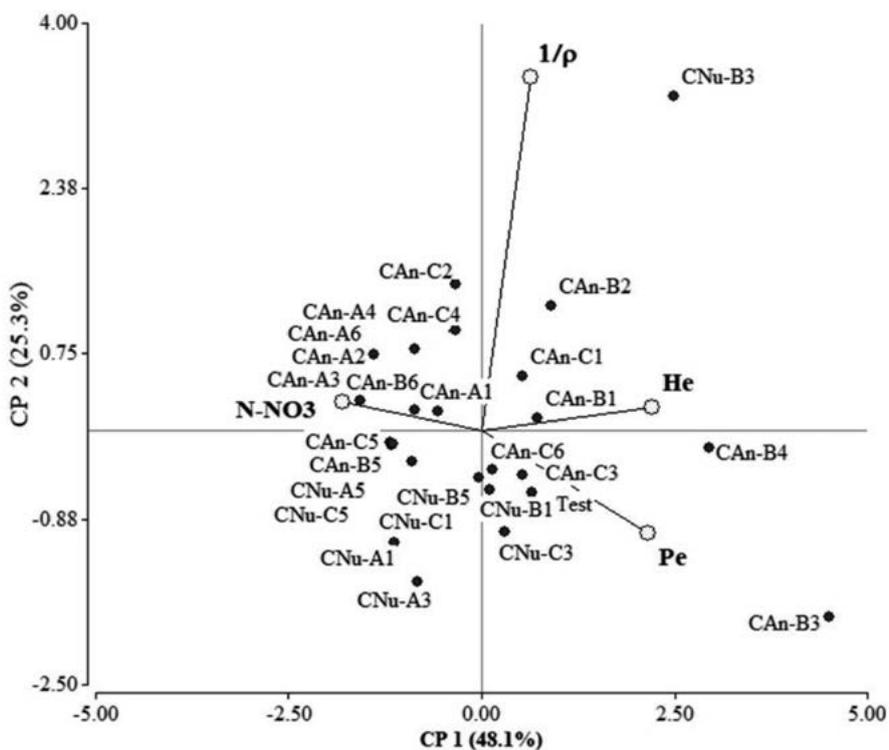


Figura 8. Biplot-ACP entre variables concentración de $N-NO_3^-$, Pe, He y $1/\rho$ en los corrales CNu y CAn.

Figure 8. Biplot-ACP between variables concentration of Nitrates, Pe, He and $1/\rho$ in corrales CNu and CAn

con las variables He y Pe. La dirección de la variable de $N-NO_3^-$ y los valores observados de la misma, permite distinguir que los mayores valores se presentan en la mayoría de los casos en las muestras localizadas del corral CAn (*muestras ubicadas parte superior-izquierda*), mientras que en la parte inferior-izquierda se ubican las muestras correspondientes al corral CNu.

Después de explicar la variabilidad debida principalmente en los valores de He, Pe y $N-NO_3^-$ en ambos corrales, se debería destacar la variabilidad introducida por los valores de la CE ($1/\rho$), explicada por la CP2; en donde se distinguen

puntos de muestreo que presentan valores altos de CE localizados en el corral CAn, principalmente en las cercanías de la zona de acumulación de estiércol del corral. Por otra parte en este grupo igualmente se distingue el punto CNu-B3, que si bien corresponde al corral CNu, se localiza justo en la zona de acumulación del estiércol (*zona central del corral*).

Finalmente con las dos CP, se explicó el 73% de la variabilidad total en las observaciones, un 48% con la CP1 y el 25% restante con el CP2. Para este caso, al verificar el valor de los autovectores (e_1 y e_2) reportados en el ACP,

se puede visualizar que al construir la CP1, las variables He y Pe reciben los pesos positivos más altos 0,61 y 0,59 respectivamente y la variable $N-NO_3^-$ recibe el peso negativo más alto con un valor de -0,50.

Análisis de aguas

El valor de referencia de CE en el pozo testigo lejos del feedlot es de $413 \mu S.cm^{-1}$ y en todos los pozos cercanos a los corrales el valor de CE fue más alto (**Tabla 2**). En las muestras del Corral CNu, se observa un incremento solamente en las concentraciones de nitratos en el segundo y tercer muestreo.

En el corral CAn, el aumento en el segundo y tercer muestreo en los nitratos es mayor al del corral CNu, al igual que los cloruros y sulfatos. Sin embargo, en el tercer muestreo

los valores de nitratos y sulfatos en el pozo de nivel freático más superficial (W4), disminuyen en un año de muestreo que resultó ser más lluvioso (1479 mm). Esto también se refleja en una disminución en la profundidad de los niveles freáticos, lo cual contribuiría a la movilidad y/o disolución de las concentraciones de estos iones.

Los fosfatos se midieron en el segundo muestreo pero no se detectaron concentraciones de este ion en el agua. En el tercer muestreo tampoco se detectaron fosfatos con excepción del pozo W4 con una concentración de $0,001 mg.L^{-1}$.

El análisis de comparación de medias, indicó para todos los casos de parámetros físico-químicos evaluados para ambos corrales, para los años de muestreo 1 y 3, que no se presentaron diferencias significativas entre los corrales para un nivel de significancia de $p > 0,05$.

Tabla 2. Análisis físico-químicos del agua de los pozos: testigo BW; profundo DW; W1, W2 y W3, W4 aledaños a los corrales CNu y CAn, respectivamente. M1 corresponde al muestreo simultáneo a los sondeos geofísicos; M2 y M3, a dos y tres años después de los mismos, respectivamente.

Table 2. Physico-chemical analysis of groundwater: test well BW; deep DW; W1, W2 and W3, W4 near corral CNu and CAn respectively. M1 corresponds to sampling simultaneous to geophysical soundings; M2 and M3, two and three years after them, respectively.

Pozo	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	CE	pH
M1	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	$\mu S.cm^{-1}$						
BW	36	36	25	15	10	13	-	252	7	413	7,73
DW	123	21	23	12	15	1	-	449	-	677	7,44
W1	93	28	24	13	15	14	-	378	-	667	7,50
W2	98	26	40	20	12	1	-	441	-	661	7,33
W3	43	36	23	13	10	13	-	294	7	634	7,40
W4	135	26	33	16	12	7	-	462	-	660	7,45
M2*											
DW	129	18	19	8	17	10	-	415	29	778	7,9
W1	27	25	54	31	14	15	-	385	30	715	7,56
W2	60	19	42	20	14	10	-	369	26	715	7,64
W4	31	26	75	24	28	15	-	415	90	882	7,73
M3											
DW	144	2	16	9	10	8	-	429	26	799	8,05
W1	34	30	60	24	11	6	-	366	34	653	7,84
W2	46	28	74	23	12	7	-	434	31	748	7,95
W3	44	30	43	31	15	52	-	322	39	888	7,73
W4	28	29	83	26	37	8	-	371	56	1024	7,87

*CE: Conductividad eléctrica; en el segundo muestreo no pudo accederse a obtener muestra en el pozo W3.

DISCUSIÓN

En este trabajo se comparó el impacto de la actividad de feedlot en dos corrales con distinto tiempo de uso bajo un suelo franco arcilloso. Se inició en base al estudio geofísico eléctrico y electromagnético que ha dado pruebas de ser eficiente en otros casos como el estudio de la contaminación por rellenos sanitarios como el de Soutos y Ntarlagianis (2017) donde la distribución de CE estuvo asociada con parámetros como el gradiente de concentraciones de contaminantes. También Chambers et al. (2006) encontraron en sitios de rellenos sanitarios zonas conductoras que, por estar localizadas en sedimentos resistivos, fueron asociadas con los lixiviados con alta concentración de iones.

En este estudio, se vio que la CE resultó mayor dentro de los corrales que en los sitios testigos, mientras que las concentraciones de N-NO_3^- también siguieron esa tendencia. La conductividad eléctrica de la zona no saturada, incluyendo el suelo, estuvo mayormente influenciada por el contenido de humedad. Las concentraciones y las masas acumuladas en el perfil del suelo hasta 80 cm, tanto para el caso de N-NO_3^- como de Pe, fueron mayores en los extremos que en la zona central del corral sujeta a la acumulación de estiércol. En el caso del fósforo, podría estar inducido por el escurrimiento superficial, también detectado en este feedlot en los estudios de Chagas et al. (2007). Las bajas concentraciones de nitrógeno de nitratos en el centro del corral podrían estar asociadas con el alto contenido de humedad y también con el espacio aéreo en el montículo de estiércol, los cuales contribuirían al proceso de desnitrificación. Esto concuerda con lo obtenido por Sainato et al. (2012) en un corral de feedlot también bajo suelo Argiudol cercano a la ciudad de Bs. As., quienes encontraron mayor conductividad eléctrica, medida mediante TRE y en laboratorio, en los corrales que en el sitio testigo. Sin embargo, estos autores asociaron los máximos en la CE obtenida en los sondeos con la ubicación de la zona de alimentación y en las zonas bajas de escurrimiento de los efluentes. Allí la CE obtenida de la TRE tuvo buena correlación con la CE en pasta medida en laboratorio y el contenido de nitratos y fósforo.

En nuestro trabajo, el corral con mayor tiempo de uso exhibió mayor contaminación que el que tenía una actividad incipiente al momento de este estudio. Se podrían comparar estos comportamientos con el observado en el corral de engorde vacuno que estudiaron Márquez *et al.* (2015), en una zona climatológicamente más seca y con suelos de textura franco arenosa (Trenque Lauquen, Pcia de Buenos Aires). Estos autores detectaron mayor concentración de nitratos y fósforo, también en los extremos de los corrales. Pero esa distribución estuvo asociada a la presencia de una fuente puntual como el comedero o el bebedero de los animales o en zonas bajas por efecto del escurrimiento superficial y subsuperficial. Esto estaba relacionado con una pendiente topográfica más pronunciada que la de los dos corrales de este estudio.

El estudio de ACP permite interpretar que la CP1 podría contrastar sitios del suelo dentro de los corrales donde se presenten altos valores de He y Pe contra sitios donde es probable que las concentraciones de N-NO_3^- sean bajas. Lo cual puede ser debido a los distintos mecanismos que favorecen el transporte de estos nutrientes dentro del corral, como lo son por ejemplo el escurrimiento superficial de sedimentos para el caso del fósforo y la infiltración de N-NO_3^- en zonas donde se presenten anegamientos dentro del corral.

En nuestro caso, los valores de CE del agua subterránea fueron mayores en los pozos cercanos a los corrales que en los testigos, mostrando los modelos de TRE que las anomalías de alta CE podían alcanzar la zona saturada. Sainato et al. (2012) también encontraron buena correlación entre la CE aparente medida en los sondeos geofísicos y la CE del agua, donde los niveles freáticos no superaban los 4 m de profundidad, incrementándose en el sentido del flujo subterráneo.

En nuestro trabajo, prácticamente no se detectaron fosfatos en el agua subterránea. Esto podría deberse a la fuerte retención por adsorción que tienen los coloides minerales sobre este elemento, lo cual no ocurría en los corrales de suelos de textura franco arenosa de Trenque Lauquen (Márquez *et al.*, 2015). Allí se encontraron fosfatos, que llegaron a concentraciones mayores (máximo de $2,43 \text{ mg.L}^{-1}$) que en el caso de este estudio

donde sólo se detectaron fosfatos en el pozo del bajo W4 en muy baja concentración (**Tabla 2**). Este comportamiento fue similar en los cloruros y sulfatos. Las concentraciones de los suelos franco arenosos de los corrales estudiados por Márquez *et al.* (2015) superaron 5 a 10 veces los de este estudio, específicamente en el corral donde el nivel freático se encontraba más superficial. Según estos autores, en Trenque Lauquen, el impacto de los nitratos en el agua subterránea se observó con mayor notoriedad en el corral con mayor tiempo de uso con valores que alcanzaron 56 mg.L⁻¹. Mientras que en el caso de nuestro trabajo, las concentraciones superaron ese valor solamente en el corral con mayor tiempo de uso, en el pozo del bajo topográfico.

El segundo factor, luego de la textura de la zona no saturada, que tiene gran influencia sobre la vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea es la profundidad del nivel freático. En nuestro caso, en los corrales de engorde de la localidad de San Pedro, la profundidad del nivel freático osciló para el periodo de evaluación de los tres años, para el corral CNu entre 10 m a 12m y para el caso del corral CAn en el pozo W3 fue 10 m y de 5m en el pozo W4. Por lo cual el efecto directo de los lixiviados sobre el agua subterránea no se evidenció. La mayor profundidad del nivel freático y la textura más fina del suelo habrían contribuido a una menor contaminación por nitratos del agua subterránea, si bien no se descarta un incremento de la misma a largo plazo.

El análisis estadístico de las muestras de agua subterránea para el caso del feedlot de San Pedro, indica que los parámetros físico-químicos no son un buen indicador del efecto e influencia en el tiempo de la actividad de engorde de ganado. Esto difiere de lo encontrado por Márquez *et al.* (2015), Andriulo *et al.* (2003) y Ashworth y Alloway (2004) quienes obtuvieron variaciones en las concentraciones de los parámetros físico-químicos del agua subterránea en las cercanías de corrales de engorde de ganado, debido a la lixiviación desde la superficie del corral teniendo como consecuencia la contaminación del agua subterránea.

Por otro lado, la no afectación del recurso de agua subterránea en el caso tanto del corral CNu

como el del CAn, puede ser debido principalmente a la textura del suelo (franco arcillo limoso), en donde para el caso de estos corrales la tasa de infiltración puede ser nula (Chagas *et al.*, 2007), con lo cual se limita el transporte de solutos en el perfil de suelo y la lixiviación hacia el agua subterránea.

El estudio del comportamiento temporal y la distribución espacial de los contaminantes provenientes de los corrales de feedlot a través de la geofísica resulta importante para contribuir a proporcionar datos de entrada del modelado de transporte de solutos a través de la zona no saturada, trascendental en agricultura de precisión (Samouelian *et al.*, 2005). Dichos autores señalan la importancia de la calibración en laboratorio en este tipo de estudios, tal como se ha hecho en este trabajo. En particular, estos resultados se utilizarán en ensayos y validación de modelos de flujo y transporte en columnas de suelo para identificar zonas de flujos preferenciales y elaborar escenarios de simulación para tomadores de decisiones en los futuros emplazamientos de los feedlots.

CONCLUSIONES

La evaluación del impacto de la actividad de feedlot en dos corrales con distinto tiempo previo de permanencia de los animales fue analizada a través de métodos geofísicos en una zona de la Pampa Húmeda. La conductividad eléctrica de la zona no saturada, incluyendo el suelo, estuvo mayormente influenciada por el contenido de humedad. Se pudieron definir zonas que presentaron las mayores concentraciones de nitratos en el suelo en los alrededores de las concentraciones de estiércol. El fósforo también se acumuló por escurrimiento superficial en los límites de los corrales. El corral con mayor tiempo de uso exhibió mayor concentración de estos nutrientes que el que tenía una actividad incipiente al momento de este estudio. El efecto directo de los lixiviados sobre el agua subterránea, observado en estudios anteriores en un feedlot bajo suelo de textura franco arenosa, no se evidenció en nuestro caso. La mayor profundidad del nivel freático y la textura más fina del suelo habrían contribuido a una menor contaminación por nitratos del agua

subterránea, si bien no se descarta un incremento de la misma a largo plazo. El conocimiento de la distribución espacial de la conductividad eléctrica aparente en los corrales de feedlot a través de la geofísica, junto con la calibración a campo, permite dar información de entrada para modelos de flujo y transporte así como elaborar escenarios de simulación para tomadores de decisiones en los futuros emplazamientos de los feedlots.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (Argentina) y la Universidad de Buenos Aires. Agradecemos la colaboración de la técnica de laboratorio L. Palazzesi.

BIBLIOGRAFÍA

- Allred, B J; J J Daniels & M R Ehsani. 2008. Handbook of agricultural geophysics. CRC Press, New York, USA, 410 pp.
- Andriulo, A; C Nasal; C Amándola & F Rimatori. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *Rev. Investig. Agrar.* 32 (3): 27–56. (http://anterior.inta.gov.ar/ediciones/ria/32_3/02.pdf, consulta 2013).
- APHA. 2017. American Public Health Association (Eds), Standard methods for the examination of water and wastewater on line. <https://www.standardmethods.org/Buy/index.htm>
- Ashworth, D J & B J Alloway. 2004. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environ. Pollut.* 127: 137–144. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00237-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00237-9).
- Auge, M. 2004. Regiones hidrogeológicas. República Argentina. <http://sedici.unlp.edu.ar/> (Consulta: noviembre 2012)
- Boadu, F K; F Owusu-Nimo & A Menyeh. 2008. Nitrate contamination in groundwater at farmlands in Nsawam, Ghana: the role of fractures from azimuthal resistivity surveys. *J. Environ. Eng. Geophys.* 13: 27–37.
- Bray, R H & L T Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorous in soil. *Soil Sci.* 59: 39-45
- Chagas, C I; MV Piazza; M De Siervi; O J Santanatoglia; J Moretton; M Paz; M G Castiglioni & C Irurtia. 2007. Calidad de agua de escorrentía superficial en sistemas ganaderos extensivos e intensivos de Argentina. *Agrochimica LI (2-3):*130-136.
- Chagas, C; F B Kraemer; O J Santanatoglia; M Paz & J Moretton. 2014. Biological water contamination in some cattle production fields of Argentina subjected to runoff and erosion. *Span. J. Agric. Res.* 12(4): 1008-1017
- Corwin, D L & S M Lesch. 2005. Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. *Comput. Electron. Agric.* 46: 11–43.
- Dahnke, W C. 1990. Testing soils for available nitrogen. *In: Soil Testing and Plant Analysis. Soil Sci. Soc. Am. Book series 3.* Westerman, R.L. (ed). ASA. Madison. WI. USA. pp: 120-140.
- Di Rienzo, J A; F Casanoves; M G Balzarini; L Gonzalez; M **Tablada** & C W Robledo. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Eigenberg, R & J A Nienaber. 2003. Electromagnetic induction methods applied to an abandoned manure handling site to determine nutrient buildup. *J. Environ. Qual.* 32: 1837–1843.
- Heredia, O S & A Fernández Cirelli. 2007. Environmental risks of increasing phosphorus addition in relation to soil sorption capacity. *Geoderma* 137: 426–431.
- Huang, H. 2005. Depth of investigation for small broadband electromagnetic sensors. *Geophysics* 70(6): G135–G142.
- INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Argentina. <http://inta.gob.ar/documentos/informacion-agrometeorologica-eea-san-pedro>. (Consulta: 2012)
- INTA. Carta de Suelos de la República Argentina. <http://inta.gob.ar/documentos/carta-de-suelos-de-la-provincia-de-buenos-aires>. (Consulta: 2015).
- Herrero, M A & S B Gil. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecol. Austral* 18 (3): 273 -289.
- Lesch, S M; D L Corwin & D A Robinson. 2005. Apparent soil electrical conductivity mapping as an agricultural management tool in arid zone soils. *Comput Electron. Agr* 46: 351–378.
- Márquez M, J J; C M Sainato; A S Urricariet; B N Losinno & O S Heredia. 2014. Bulk electrical conductivity as an indicator of spatial distribution of contamination at feedlots. *J Appl. Geophys* 111:156-172.
- Márquez M, J J; A S Urricariet; C M Sainato; B N Losinno & O S Heredia. 2015. Effects of feedlot manure on soil and groundwater assessed with electrical resistivity tomography. *Environ Earth Sci* 73(4): 1459-1472.
- Oldenburg, D W & Y Li. 1994. Inversion of induced polarization data. *Geophysics* 59:1327–1341.
- Oldenburg, D W & Y Li. 1999. Estimating depth of investigation in DC resistivity and IP surveys. *Geophysics* 64(2): 403–416.

- Page, A L 1982. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*, 2nd ed. American Society of Agronomy, Inc. SSSA, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 1159 p.
- Pordomingo, A. 2013. "Feedlot: Alimentación, diseño y manejo". *Publicación Técnica N° 62*. Ed. INTA. 170pp.
- Robert, S; F Santangelo; I Albornoz & G Dana. 2009. *Estructura del feedlot en Argentina - Nivel de asociación entre la producción bovina a corral y los titulares de faena*. Buenos Aires – Argentina. <http://www.ipcva.com.ar/files/Trabajo%20integracion%20feedlot.pdf>. Consulta: 11/15/2016.
- Woodbury, B L; S M Lesch; R A Eigenberg; D N Miller & M J Spiels. 2009. Electromagnetic induction sensor data to identify areas of manure accumulation on a feedlot surface. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73: 2068–2077.
- Woodbury, B L; R Eigenberg; & T E Franz. 2015. Resistivity arrays as an early warning system for monitoring runoff holding ponds. *J Environ Eng Geoph* 20(4): 319-335.
- Zhu, J; A Luo; Y Zhou; P M Ndegwa & D R Schmidt. 2004. The age effect of dairy feedlots on manure nutrient seepage in loam soils. *Biosyst Eng* 89(2): 223–229.