



Tesis Doctoral

FLUJOS DE AGUA Y DE SOLUTOS DISUELTOS EN SUELOS DE CORRALES DE ENGORDE DE GANADO VACUNO. IMPLICACIONES POTENCIALES EN LA CALIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS LOCALES

Autor:

Ana Rosa García

Directores:

Alicia Fabrizio de Iorio

Alicia Fernández Cirelli

Marcos Lado Liñares

Septiembre, 2015

D. Marcos Lado Liñares, Profesor Contratado Doctor del área de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de A Coruña (UDC); **Dña. Alicia Fabrizio de Iorio**, Profesora Titular de la Cátedra de Química Analítica del Departamento de Recursos Naturales y Ambiente de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, y; Alicia Fernández Cirelli, Profesora Titular de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires,

CERTIFICAN:

Que la presente Memoria titulada “**Flujos de agua y de solutos disueltos en suelos de corrales de engorde de ganado vacuno. Implicaciones potenciales en la calidad de los recursos hídricos locales**” que para optar al grado de Doctor por la Universidade da Coruña presenta **Dña. Ana Rosa García**, ha sido realizada bajo nuestra dirección y supervisión dentro del programa oficial de Doctorado en Investigación Agraria y Forestal de la UDC.

Considerando que constituye trabajo de *Tesis Doctoral*, autorizamos su presentación.

Y para que así conste, expedimos el presente certificado en A Coruña, a 9 de Septiembre de 2015.

Fdo: Marcos Lado Liñares

Fdo: Alicia F. de Iorio

Fdo: Alicia Fernández Cirelli

A la memoria de mi padre Ricardo y a mi madre Nydia

A Lucía, Matías, Pablo, y Eduardo

Agradecimientos

Este trabajo no hubiese sido posible sin la colaboración, de una u otra manera, de las personas que se detallan a continuación; a ellos deseo expresar mi enorme agradecimiento:

Al Dr. Marcos Lado Liñares por posibilitar y facilitar la gestión para la realización y consecución de esta tesis. A la Dra. Alicia Fabrizio de Iorio y Dra. Alicia Fernández Cirelli, por haber confiado en mí, por la paciencia y el apoyo permanente.

A Santiago Fleite, con quien discutir ciencia es siempre una construcción y diversión, le agradezco su lectura, sus opiniones y su ayuda en el análisis de los modelos.

A Cristian Weigandt e Ileana Ciapparelli, por su invaluable colaboración en las tareas de laboratorio, sus opiniones y el constante aliento que me han brindado.

A las empresas ganaderas Junarsa SACIFA y UMC S.A. administradoras de los feedlots “La Invernada” y “Los Pampas” respectivamente, por permitir el desarrollo de este trabajo en sus instalaciones, y por el aporte de información. Sin su autorización esta tesis hubiera quedado tan solo en ideas.

A los docentes, ayudantes y becarios, de la Cátedra de Química Analítica, por crear un ámbito de discusión creativo y motivador, donde en forma conjunta se participa en los procesos de elaboración de conocimientos científicos y de formación docente.

A Pablo Costagliola y Carina Bouzo, quienes siempre me brindan la calidez y sencillez de las pequeñas cosas que hacen más fácil mi esfuerzo diario.

A todos aquellos que hicieron su pequeño aporte para que pudiera llevar a cabo este trabajo, mi gratitud.

Merece un reconocimiento especial mi familia –Pablo, Maty, Luly, Edu y Ny- por otorgarme cuanto tiempo y espacio necesité para escribir esta tesis, además de una dosis considerable de apoyo y comprensión.

Por último, y por sobre todo, a Dios por estar conmigo en cada paso que doy, por fortalecer mi corazón e iluminar mi mente.

Flujos de agua y de solutos disueltos en suelos de corrales de engorde de ganado vacuno. Implicaciones potenciales en la calidad de los recursos hídricos locales

Resumen

Los sistemas intensivos de producción ganadera (feedlot) incrementan los flujos de energía y nutrientes, exponiendo a suelos y cuerpos de agua a procesos de contaminación. La sostenibilidad ambiental de esta práctica debe concentrarse en el estudio de los posibles efectos de contaminación potencialmente emergentes, relacionados con las características propias del sistema. En consecuencia, se propuso como objetivo de este trabajo: estudiar el sellado de la superficie del suelo y su influencia sobre el flujo vertical de la solución formada a partir de estiércol y humedad generados en sistemas bajo corrales de engorde de ganado vacuno, y evaluar su potencial incidencia sobre la calidad del agua sub-superficial. Se trabajó en los corrales de engorde con diferentes tiempos de uso, pertenecientes a dos feedlots ubicados en la región sub-húmeda Pampa Arenosa en Argentina. Se estudió la morfología del suelo y los cambios temporales en variables físicas y químicas de interés hidrológico. Se establecieron modelos empíricos que permitieron cuantificar las tasas de lixiviación y avance de la solución de estiércol, como también las variaciones de la humedad del suelo. Las variables físicas y químicas se cuantificaron siguiendo técnicas analíticas estandarizadas. Los resultados indican que en corrales de engorde levantados sobre suelos de textura gruesa, se generan condiciones apropiadas para la formación de una interfase. El mecanismo que le da origen está ligado a la formación de una película orgánica que se adhiere a la superficie del suelo estimulando la generación de un biofilm. La calidad de la materia orgánica, el contenido de humedad y la acción biológica se identifican como factores que están interviniendo en su formación. La interfase cumple funciones de sellado de la superficie del suelo, limitando el flujo vertical de agua y materia orgánica, y de piso sostén para los animales. Si bien la extensión del sellado queda limitada a la superficie, se producen cambios químicos y físicos en los primeros 15 centímetros del suelo subyacente que limitan aún más los flujos. Los bajos valores de la tasa de lixiviación y de avance del ion cloruro, así como el lento flujo de agua manifiestan la capacidad de sellado efectivo que posee la interfase y los primeros centímetros del suelo subyacente. Sin embargo este sellado no inhibe la migración de iones y/o solutos disueltos provenientes del estiércol, pudiendo estos moverse por difusión en la zona no saturada del suelo. El movimiento de la solución de estiércol, representado por el ion cloruro, se estima que podría alcanzar la capa freática antes de los 28 años de uso del corral, y el perfil del suelo quedaría saturado de ion cloruro a los 35 años. Por consiguiente, el sellado de la superficie no garantiza la protección de los acuíferos subyacentes.

Palabras Clave: estiércol, suelo, sellado, modelos empíricos, contaminación, agua subyacente.

Fluxos de auga e de solutos disolvidos en solos de currais de engorde de ganado vacún. Implicacións potenciais na calidade dos recursos hídricos locais

Resumo

Os sistemas intensivos de produción gandeira (feedlot) incrementan os fluxos de enerxía e nutrientes, expoñendo os solos e as masas de auga a procesos de contaminación. A sustentabilidade ambiental desta práctica debe concentrarse no estudo dos posibles efectos de contaminación potencialmente emerxentes, relacionados coas características propias do sistema. En consecuencia, propúxose como obxectivo deste traballo: o estudo do selado da superficie do solo e a súa influencia sobre o fluxo vertical da solución orixinada a partir do esterco e da humidade en sistemas baixo currais de engorde de gando vacún, e ademais avaliar a súa potencial incidencia sobre a calidade das augas sub-superficiais. Tráballose en currais de engorde con diferentes tempos de uso, que pertencían a dous “feedlots” localizados na rexión sub-húmida da Pampa Areosa, na Arxentina. Estudouse a morfoloxía do solo e os cambios temporais en variables físicas e químicas de interese hidrolóxico. Establecéronse modelos empíricos que permitiron cuantificar as taxas de lixiviación e de avance da solución de esterco, como tamén as variacións da humidade do solo. As variables físicas e químicas cuantificáronse seguindo técnicas analíticas estandarizadas. Os resultados indican que en currais de engorde levantados sobre solos de textura grosa, orixínanse condicións apropiadas para a formación de unha interface. O mecanismo que lle da orixe a dita interface está ligado á formación dunha película orgánica que se adhire á superficie do solo estimulando a xeración dun biofilme. A calidade da materia orgánica, o contido de humidade do solo, e a acción biolóxica, identificáronse como factores que están intervindo na súa formación. A interface cumpre funcións de selado da superficie do solo, limitando o fluxo vertical de auga e materia orgánica, sendo tamén piso de sostén para os animais. Aínda que a extensión do selado queda limitada a superficie, prodúcense cambios químicos e físicos nos primeiros 15 centímetros do solo que aínda limitan mais os fluxos. Os baixos valores que foron establecidos tanto para a taxa de lixiviación e de avance do ion cloruro, como do fluxo de auga manifestan a capacidade de selo efectivo que posúen a interface e os primeiros centímetros do solo subxacente. Nembargantes, este selado non inhibe a migración de ións e/ou solutos que veñen do esterco, podendo estes mobilizárense por difusión na zona non saturada do solo. O movemento da solución de esterco, representado pola dinámica do ion cloruro, estímase que podería alcanzar a capa freática antes dos 28 anos de uso do curral, e o perfil do solo quedaría saturado de ión cloruro ós 35 anos. Por conseguinte, o selado da superficie, non é garantía da protección dos acuíferos subxacentes.

Palabras Chave: esterco, solo, selado, modelos empíricos, contaminación, auga subxacente.

Water and dissolved solutes fluxes in feedlot pen soils. Potential implications on the quality of local water resources.

Abstract

Intensive cattle livestock production systems (feedlots) increase energy and nutrient flows, exposing soils and water bodies to pollution processes. The environmental sustainability of these practices should consider potential pollution effects, which are related to the inherent characteristics of the system. Consequently, the objective of this work was to study soil surface sealing and its influence on the vertical flow of manure and water solution in beef cattle feedlot pen soils, and assess its potential impact on subsurface water quality. This work was carried out in pens with different usage times, belonging to two feedlots located in Sandy Pampa's sub-humid region. Soil morphology and temporal changes in physical and chemical variables of hydrological interest were studied. Empirical models were developed to quantify lixiviation rates, manure solution movement in the soil, and variations in soil moisture. Standardized analytical techniques were used to quantify chemical and physical parameters. The results indicated that, in feedlot pens with coarse textured soils, suitable conditions for the formation of an interface are developed. The mechanism is linked to the formation of an organic film, adhered to the soil surface, which stimulates the development of a biofilm. Organic matter quality, moisture content and biological activity are identified as main factors influencing its formation. The interface acts as a sealing surface, limiting the vertical flow of moisture and material, and as a support floor for animals. Although sealing occurred on the soil surface, additional chemical and physical changes were observed in the upper 15 centimeters of the soil, which further limited vertical fluxes. Low leaching and movement of chloride rates, and slow water flux indicate the high sealing capacity of both the interface and the first centimeters of the underlying soil. However, this seal does not prevent the migration of ions and/or dissolved solutes from manure, which can move down the soil unsaturated zone. The movement of manure solution, characterized using the ion chloride, is estimated to reach the water table under pens after 28 years of use. The soil profile is expected to be saturated with chloride after 35 years of use. Thus, sealing of the soil surface does not guarantee the full protection of aquifers underlying the pens.

Keywords: manure, soil, sealing, empirical models, contamination, subsurface water.

INDICE GENERAL

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1- Descripción de la problemática	2
Las actividades ganaderas intensivas y su relación con el ambiente	2
Principales contaminantes que afectan la calidad del ambiente	4
1.2- Relevancia de la investigación	7
La producción ganadera intensiva en la Argentina	7
1.3- Hipótesis y Objetivos	10
1.4- Organización de la tesis	10

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1- Área de estudio	13
Localización geográfica	13
Aspectos geomorfológicos	14
Clima y altura freaticométrica	14
Suelos de la región	18
2.2- Sistemas de producción	18
2.3- Campañas	21
2.4- Sitios de muestreo	21
2.5- Diseño de muestreo	22
2.6- Extracción y acondicionamiento de muestras	22
2.7- Técnicas de análisis	23
Mediciones a campo	23
Mediciones en el laboratorio	23
2.8- Análisis inferencial de datos	27
Inferencia basada en el diseño de muestreo	27
Inferencia basada en balances y ecuaciones de transferencias	28

CAPÍTULO 3

ESTRATIFICACIÓN Y SELLADO

3.1- Introducción	31
3.2- Objetivos	34
3.3- Materiales y Métodos	34
3.4- Resultados y Discusión	36
3.4.1- Estratificación morfológica	36
3.4.2- Propiedades físicas	40
Densidad aparente	40
Porosidad total. Distribución por tamaño de poro	43
Humedad volumétrica	46
Capacidad de contracción - Coeficiente de extensividad lineal (COLE)	50
3.4.3- Materia orgánica (MO)	53
Distribución en el perfil	53
Materia orgánica disuelta (MOD)	56

Ácidos húmicos y fúlvicos	58
Grado de aromaticidad de las sustancias húmicas. Relación E4/E6	63
3.5- Síntesis de Resultados	65

CAPÍTULO 4

FLUJO VERTICAL DE ESTIÉRCOL Y DE HUMEDAD

4.1 Introducción	72
4.2- Objetivos	74
4.3- Materiales y Métodos	75
4.4- Resultados y Discusión	79
Análisis del perfil de [Cl ⁻]	79
Tasa mínima de lixiviación (S) y tasa de avance de la pluma de estiércol (μ)	81
Flujo mínimo de humedad (qm)	84
Diferentes flujos que influyen en el transporte vertical de solutos	86
Análisis del perfil de N-NO ₃ ⁻	89
Análisis del perfil de P-PO ₄ ³⁻	92
4.5- Síntesis de Resultados	94
Características de los flujos de agua y materia	94
Debilidades y fortalezas de los modelos utilizados	96

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES GENERALES

Modelo conceptual de desarrollo de la capa orgánica y sellado del suelo	99
Principales resultados del flujo vertical de estiércol y de humedad	101
Alcances logrados y su proyección	102

BIBLIOGRAFÍA

104

ANEXO A: Relevamiento de datos edafo-climáticos

Relevamiento de datos edafo-climáticos de la zona	118
---	-----

ANEXO B : Características Morfológicas. Análisis Estadísticos

Fotos representativas de la estratificación del sistema	123
Comparación de líneas de regresión	125

CAPÍTULO 1
INTRODUCCIÓN

1.1- Descripción de la Problemática

Las actividades ganaderas intensivas y su relación con el ambiente

La ganadería intensiva, también llamada engorde a corral o *feedlot*, resulta ser un sistema de producción con alto impacto sobre el ambiente, debido a la acumulación de deyecciones en el suelo y al movimiento de efluentes generados por esta actividad hacia zonas circundantes. Estos últimos transportan una elevada carga de sales, nutrientes, patógenos y otras sustancias (García et al., 2001; 2006; García & Iorio, 2003; 2005) que degradan la calidad de los cuerpos de agua superficial y sub-superficial.

Un establecimiento de engorde a corral se define como aquel donde los animales son confinados y alimentados o “mantenidos” por un período mayor a 45 días, dentro de cualquier período del año, y donde la vegetación no se sostiene en el área del confinamiento (USEPA, 1973; 2003a; 2004a). La EPA interpreta “mantenidos” para significar que los animales están confinados en el área donde se genera y/o se concentran los residuos (estiércol).

Por consiguiente, la producción en *feedlot* supone mantener al ganado vacuno en corrales sin cobertura vegetal, con dietas de alta concentración energética y alta digestibilidad. En estos corrales la carga animal por unidad de superficie varía entre 9 y 40 m².cb⁻¹ según la zona geográfica y la pendiente del terreno (Sweeten, 1996). Esta relación superficie/carga convierte a las excretas¹ en contaminantes muy peligrosos de suelos y cursos de agua. Por este motivo, la USEPA (1976) considera que un *feedlot* localizado dentro de la cuenca de algún río o arroyo constituye una fuente de contaminación puntual cuando la carga instantánea sea superior a trescientos animales; mientras que si se halla en una cuenca arreica, será considerado como tal cuando su carga instantánea exceda las mil cabezas de ganado.

Según estudios realizados por Lott (1998), la cantidad de estiércol que un bovino de 450 kg elimina representa un 5 - 6 % de su peso vivo (27 kg.día⁻¹.cb⁻¹), de los cuales 3 kg serían sólidos. El estiércol de un corral de engorde está compuesto principalmente por nitrógeno (N) (2 - 2,5 %), fósforo (P) (0,3 - 0,8 %) y potasio (K) (1,2 - 2,8%) expresados en base peso seco (Mathers et al., 1973; Sweeten & Amoson, 1995) y por trazas de metales pesados incorporados al animal a través del núcleo alimenticio (Eghball & Power, 1994).

Estos residuos biológicos se acumulan sobre la superficie de los corrales mientras transcurre el proceso de engorde. Las lluvias, el efecto del pisoteo animal y las prácticas de manejo favorecen la interacción con el suelo y la atmósfera dando como resultado la generación de un estrato orgánico en la superficie del corral. El mismo se compone de un pack de estiércol y una lámina de interfase estiércol-suelo, ubicados sobre el suelo nativo que subyace (Mielke et al., 1974). Los resultados publicados muestran que la interfase estiércol-suelo juega un papel determinante en el auto-sellado del piso del corral, reduciendo sustancialmente el flujo de humedad al suelo subyacente y la lixiviación de

¹ La excreta es considerada como las heces más la orina, que mezcladas y en estado sólido, se la denomina estiércol Cf Kirchmann, 1994.

solutos disueltos (Barrington & Madramootoo, 1989; García et al., 2012). Mielke et al. (1974) informaron que el perfil del suelo del corral, subyacente a la capa orgánica, generalmente presenta un contenido de humedad más uniforme que el perfil de un suelo agrícola. Asimismo, estos investigadores indicaron que la textura del suelo nativo pareció tener poco efecto sobre el movimiento del agua dentro del perfil y la escorrentía superficial.

A los procesos hidrológicos que intervienen en el transporte de sustancias se les suman procesos químicos donde los solutos provenientes de estos residuos son hidrolizados, neutralizados, descompuestos (biótica y abióticamente), adsorbidos, complejados o precipitados, de manera tal de compensar sus influencias. Estos mecanismos químicos, influenciados por los procesos físico/mecánicos, representan la capacidad que tiene el sistema edáfico (capa orgánica más suelo subyacente) de retener sustancias, amortiguando los efectos negativos de esta práctica.

Cuando la acumulación de sustancias químicas supera la capacidad de retención del sistema, se producen efectos desfavorables en el ambiente, hablándose en este caso de contaminación. Las principales salidas de los contaminantes² del sistema edáfico pueden ser por: volatilización, bioasimilación, lixiviación a través de procesos de infiltración-percolación, y disolución-erosión a partir de las escorrentías (Calvo de Anta, 1997). En la figura 1.1 se esquematizan las entradas y salidas de los contaminantes generados por actividades ganaderas intensivas en el sistema edáfico³. Como resultado de estos procesos, el suelo puede comportarse como sumidero o fuente, influyendo en la calidad de las disoluciones que alcanzan los cursos de agua superficial y los acuíferos (Clark et al., 1975; Sweeten, 1996; García & Iorio, 2003; 2005; García et al., 2007).

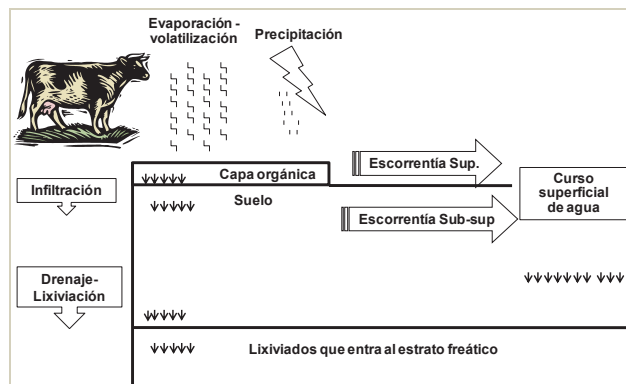


Figura 1.1- Diagrama conceptual mostrando las entradas y salidas de agua y contaminantes en el sistema edáfico

² Se asume como contaminante todo compuesto químico que se encuentre fuera de su lugar de origen, acumulado en concentraciones mayores a las normales, y que genere efectos adversos en cualquier organismo o sobre las funciones potenciales del suelo, el aire y/o los cuerpos de agua.

³ El proceso de bioasimilación, dada por la fauna del suelo, no es considerado una salida en este sistema.

A pesar de las implicaciones ambientales de estas prácticas, no son muchos los trabajos publicados sobre el estudio de flujos de humedad y lixiviación de solutos en suelos de corrales de engorde ubicados en zonas húmedas y sub-húmedas. La mayoría de ellos se desarrollan en suelos de zonas semiáridas (Southcott & Lott, 1997; Maule & Fonstad, 2002; Miller et al., 2008), y han revelado un proceso de lixiviación de solutos por debajo de la superficie del corral de engorde. Esta situación podría agravarse en *feedlots* ubicados en zonas húmedas. Asimismo, los datos bibliográficos muestran una variación importante en la cantidad de las escorrentías superficiales generadas en corrales de engorde después de una lluvia efectiva (Gilbertson et al., 1981; Lott, 1995; Miller et al., 2003b). De la misma forma, la calidad de las mismas resulta altamente variable, ya que depende de una multiplicidad de factores como por ejemplo: las características del animal, la dieta del animal, la superficie de los corrales, la carga animal, la cantidad y el tipo de cama en caso de utilizarse, o el modo de manipulación del estiércol en el corral (Miller et al. 2008). También intervienen factores físicos-geográficos que durante el escurrimiento superficial favorecen la sedimentación de sólidos, la actividad microbiana, la evaporación y la dilución causada por las precipitaciones. Esta información se hace necesaria a la hora de diseñar un sistema de tratamiento y/o establecer un destino final de las escorrentías acorde con las características ambientales de la región.

Principales contaminantes que afectan la calidad del ambiente

Nutrientes

En la ganadería intensiva, el nitrógeno (N) y el fósforo (P) son los principales nutrientes presentes en el estiércol que pueden afectar la calidad del agua. El ganado mantiene una dieta con alimentos que presentan elevadas concentraciones de N y P, siendo la retención de los mismos en el organismo muy baja (20%) (Viglizzo & Roberto, 1997; Cole, 2006). La fisiología interna del rumiante determina que las especies nitrogenadas difieren según la forma en que se excreta. A partir de las heces se elimina N orgánico proveniente de proteínas bacterianas sintetizadas en el rumen y de restos de proteína by pass de la dieta que no fue descompuesta. En la orina el N se halla en forma de urea, tras la oxidación que sufre el amoníaco en el hígado (Kolb, 1975). En promedio, el bovino excreta alrededor del 80% del N que consume. De esta cantidad, el 60% se encuentra en la orina bajo la forma de urea (Eghball & Power, 1994). Respecto al P, el bovino lo excreta como ion fosfato (PO_4^{3-}) y casi exclusivamente en heces sólidas donde puede encontrarse el 96% del Ptotal excretado. Sharpley et al. (1998) establecieron como valor medio de concentración de N y de P en el estiércol de ganado vacuno 32,5 y 9,6 gr.kg^{-1} en peso seco, respectivamente.

La emisión de contaminantes como: nitrato (NO_3^-), fosfato (PO_4^{3-}), potasio (K^+) y amoníaco (NH_3) a nivel corral, genera externalidades que se proyectan a escalas más altas, como ecosistema, paisaje y región (Viglizzo & Roberto, 1997). El N parece ser el contaminante más crítico desde el punto de vista ambiental, por las vías múltiples de pérdidas que manifiesta. El NH_3 puede volatilizarse y contribuir al deterioro de la calidad del aire a nivel regional, ya que es un

contribuyente activo de la “lluvia ácida”, en tanto que los iones: nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) afectan la calidad del agua superficial y subsuperficial. El NO_3^- es altamente soluble y no es retenido por las cargas negativas de los coloides del suelo, de modo que se mueve libremente a través del perfil con el agua de drenaje pudiendo alcanzar la napa freática y los acuíferos subyacentes. Altos niveles de NO_3^- en el suelo pueden conducir a niveles relativamente altos en el agua de consumo, afectando adversamente la salud humana. Así, existe abundante información en la literatura acerca de la metahemoglobinemia, también conocida como síndrome del niño azul, que es una patología desencadenada en lactantes por la ingesta de aguas contaminadas con NO_3^- (Fan et al., 1987; Davis, 1990; Spalding & Exner, 1993). Más recientemente se ha asociado esta contaminación con el desarrollo del linfoma de no-Hodgkin (Ward et al., 1996). Concentraciones de NO_3^- superiores a 10 mg.L^{-1} en agua de bebida se consideran inapropiadas para consumo humano (CAA, 1994; OMS, 1995; SRHN, 2005). Los bovinos también son susceptibles a intoxicación por NO_3^- , debido a la acción de microorganismos del rumen que reducen el nitrato a nitrito. Algunos autores sugieren valores límites de NO_3^- en aguas destinadas a la ingesta de bovinos. Por ejemplo, Vivot et al. (1999) consideran que aguas con concentraciones superiores a $45 \mu\text{g.mL}^{-1}$ de NO_3^- son de mala calidad para el bovino, mientras que pueden tolerarse como aguas buenas aquellas que presenten valores menores a $23 \mu\text{g.mL}^{-1}$.

A su vez, los distintos compuestos químicos de N y P afectan el medio ambiente a través de la eutrofización de estuarios y ecosistemas costeros (Ryther & Dunstan, 1971; Howarth et al., 1996). Las escorrentías provenientes de establecimientos de engorde intensivo presentan concentraciones de N y P de hasta cien veces superiores a las encontradas en escorrentías de campos de pastoreo y agrícolas (Hooda et al., 2000). Cuando las láminas de agua que escurren alcanzan un curso de agua superficial, la elevada carga de nutrientes y de sólidos disueltos que transportan desencadenan en la masa de agua un aumento exponencial del material algal (*bloom algal*), alterando la concentración de oxígeno disuelto y, como consecuencia, de ciertos procesos como por ejemplo: la dinámica de los ciclos biogeoquímicos, el régimen de reciclaje de los nutrientes, o la estructura de algunas comunidades. Estos cambios en el curso de agua dan lugar a un proceso evolutivo llamado eutrofización (UNESCO, 1989; Sweeten, 1996). Para comprender la naturaleza contaminante del estiércol, basta citar que se considera que el estiércol diario de un novillo de 450 kg contaminará y consumirá el oxígeno de 96 mil litros de agua (Hart, 1998).

El P es considerado el nutriente clave el proceso de eutrofización ya que es el único elemento esencial sobre el cual se puede actuar para conseguir que limite fácilmente el crecimiento algal y regule el estado trófico de los sistemas acuáticos (Golterman, 1975; Harper, 1992; Golterman, 1995; García & Iorio, 2003). El N no se considera limitante de la producción algal en los sistemas acuáticos porque hay organismos que pueden fijar el N atmosférico, como las cianobacterias. Para proteger la vida acuática y garantizar el estado eutrófico del

sistema, la USEPA (1986; 1998) propuso como valor límite de P y de N total en aguas de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ y 1 mg.L^{-1} , respectivamente.

Sales solubles

Otra consecuencia del engorde de ganado en corrales es el aumento en la concentración de sales del suelo. El estiércol contiene grandes cantidades de sales solubles, siendo el ion potasio (K) el más dominante, con valores medio de concentración en estiércol de ganado vacuno de $20,8 \text{ gr.kg}^{-1}$ en peso seco (Sharpley et al., 1998). El K es excretado principalmente por vía urinaria, alcanzando hasta el 73% del total, mientras en las heces su concentración es baja (Safley et al., 1985; Kirchmann, 1994).

La percolación de las sales trae aparejado cambios en las propiedades físico-químicas del suelo y una disminución potencial de su calidad, así como una posible salinización del agua subsuperficial (Chang et al., 1991).

Metales pesados

Los metales pesados en el estiércol pueden plantear una amenaza a la calidad del agua. Estos elementos son incluidos a través del núcleo vitamínico-mineral, entre ellos cobre (Cu), cinc (Zn) y hierro (Fe). La absorción de estos minerales por parte del sistema digestivo de los rumiantes es baja, alrededor del 20%; el resto forma parte de los desechos que son excretados (NRC, 1980). El interés ambiental que presentan se debe a su potencial toxicidad para los diversos organismos y seres humanos. Los metales difieren de los compuestos orgánicos en que son totalmente no degradables, acumulándose en los sistemas y pudiendo intoxicar a los animales cuando exceden su dosis letal (White, 1982).

Ciertos elementos traza son tóxicos para la vida acuática en concentraciones muy bajas. Por ejemplo, el Cu es tóxico en concentraciones que varían entre 2 y $4 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$, y el Zn lo es en concentraciones de $30 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ (LNRP, 1993; CCME 1999). Chang et al. (1991) observaron una acumulación de Zn (pero no de Cu) en los 30 primeros centímetros del suelo después de 11 años de abono anual con estiércol de ganado vacuno. Esto sugiere que si la salida de los suelos ocurre, la calidad del agua para la vida acuática puede verse perjudicada. Por último, el selenio (Se) se presenta como anión en la naturaleza y puede ser transportado fuera del sistema suelo por procesos de percolación.

Patógenos y compuestos orgánicos

En el estiércol, los patógenos que más preocupan son bacterias y protozoos (*Giardia*, *Cryptosporidium*), porque puede afectar seriamente la calidad del agua para consumo humano (Thompson et al., 1994; Fayer et al., 1997). Varias categorías de bacterias se han utilizado para indicar calidad del agua, incluyendo: coliformes totales, coliformes fecales, enterococos totales, y más recientemente, *Escherichia coli* (*E. coli*). El límite de coliformes totales establecido por el Código Alimentario Argentino (CAA) para aguas de consumo humano es igual o menor de 3NMP por cada 100 ml de agua. No hay pautas propuestas para los protozoos o virus aún; pero es recomendado que no se detecte ninguno de estos organismos en muestras de agua. Algunos microbiólogos consideran a la *E. coli*

como el mejor indicador biológico de contaminación fecal del agua (Edberg et al., 2000). Aunque la mayoría de los serotipos *E. coli* son inofensivos y viven en los intestinos de los seres humanos y de los animales sanos, existen toxinas de gran alcance del producto de algunos serotipos que pueden causar enfermedades e incluso la muerte.

En la ganadería intensiva se utilizan gran variedad de productos químicos orgánicos. Éstos pueden incluir las vacunas para tratar los virus y las bacterias, antiparasitarios, agroquímicos (insecticidas, funguicidas), antibióticos y sulfamidas, hormonas⁴ y otros ionóforos que son incorporados en la ración alimenticia (Crandall & Van Donkersgoed, 1996). La excreción de estos productos a través del estiércol y el transporte potencial en el agua superficial o subterránea es de gran importancia ambiental. Se destaca la actuación de las hormonas sobre potenciales efectos en las cosechas e interrupción posible de la endocrina tanto en animales como en seres humanos⁵. Los antibióticos utilizados en los *feedlot* pueden alterar los residuos orgánicos transformándolos en menos degradables (Elmund et al., 1971). Otra de las preocupaciones ambientales es el uso de insecticidas, los mismos alteran la cadena trófica debilitando o matando ciertos organismos e introducen posibles agentes carcinógenos.

1.2- Relevancia de la Investigación

La producción ganadera intensiva en la Argentina

La producción de carne vacuna en Argentina se ha realizado históricamente mediante pastoreo directo, basado en la capacidad de los rumiantes para aprovechar los forrajes fibrosos (naturales o implantados) y transformarlos en carne, además de la posibilidad de producir pasto a bajo costo.

En la década de 1990, la incorporación de nuevas tecnologías permitieron nuevos rindes, y como consecuencia aumentó la superficie destinada a la siembra de cereales y oleaginosas, desplazando las fronteras agrícolas hacia zonas marginales donde la producción animal era excluyente (Alippe & Satorre, 2001). Este salto productivo tuvo su impacto en la ganadería, ya que se produjo un reacondicionamiento de la distribución de la superficie productiva entre ganadería y agricultura, cambiando el mapa nacional. Según Rearte (2004) – referente ganadero de INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria) – analizando la distribución territorial ganadera actual y comparándola con la de la década anterior, no se observan grandes cambios en el número de cabezas, aunque está distribuida en una menor superficie. Rearte, en el I Simposio de Ganadería en Siembra Directa organizado por AAPRESID (Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa) en Rosario (provincia de Santa Fe, Argentina), afirmaba que, la ganadería nacional se ha mantenido porque se ha intensificado. Afirmaba Frente al avance de la agriculturización, los ganaderos

⁴ Las hormonas o anabólicos son promotores del crecimiento y pueden incorporarse en el animal como implantes subcutáneos o inyectables. Actualmente están prohibidos Res. SENASA 447/04.

⁵ Los interruptores endócrinos son productos químicos que interfieren con las funciones hormonales que controlan el crecimiento, el metabolismo y demás funciones del organismo.

pampeanos reconocieron la necesidad de adoptar medidas financieras y técnicas que aumenten su eficiencia y rentabilidad, para sobrevivir y poder competir en el mercado. Surge de esta forma el engorde a corral o *feedlot* en la Argentina. Los sistemas han dejado de ser puramente pastoriles y si bien continúan teniendo al forraje proveniente de pasturas y verdeos como importantes componentes de la dieta, la suplementación con silo de maíz y concentrado y la inclusión de cortos períodos de engorde a corral, permitieron aumentar la carga y consecuentemente la productividad por hectárea (Rearte, 2004). Por consiguiente, en Argentina el engorde a corral se presenta como una tecnología de proceso, de rápida adopción por los ganaderos, ya que pudo adaptarse y acoplarse a un sistema pastoril y constituir así un sistema “mixto” donde la terminación a corral con concentrados cierra todo el sistema (Elizalde, 2001). La faena anual procedente de alimentación intensiva de bovinos en corrales (*feedlot*) pasó de una participación despreciable en el mercado de la carne bovina hace 12 años, a ocupar en el de 2005 el 10% del total, con 1,5 millones de cabezas (Otaño, 2005), y llegando en el 2013 a suponer el 24% de las existencias bovinas (SENASA, 2013).

De acuerdo con los informes provistos por el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA 2008, 2013), en septiembre de 2008 se registraban oficialmente 1420 establecimientos de engorde a corral; mientras que en junio de 2013 pasaron a ser 1679, con más de 1,2 millones de animales. Según el último informe de SENASA (2008-2013), el 69% de los establecimientos mantuvo una producción menor o igual a 500 animales por ciclo productivo, y el 13%, entre 500 y 1000 animales. Los emplazamientos a gran escala, en general, se sitúan en lugares áridos, aprovechando el bajo costo de las tierras. Así, en Villa Mercedes (provincia de San Luis), la empresa Cactus Feeders Inc, uno de los líderes mundiales del engorde de hacienda a corral, se instaló en el país en 1999 con un megaf*feedlot*. Actualmente se ha asociado con Tyson Foods (principal procesadora de carne en USA) para producir y exportar carne vacuna. Los *feedlot* de pequeña y mediana escala se desarrollan particularmente en la región de la pampa húmeda, en los alrededores de las grandes ciudades (Buenos Aires, Rosario -provincia de Santa Fe- y Córdoba) donde se concentran las plantas de faena con el fin de disminuir costos de transporte hacia los mercados o frigoríficos. Muchos de ellos prestan servicio de hotelería para criadores e invernadores faltos de pasto (Maisonave, 2002). Estos establecimientos podrían no representar una amenaza ambiental dado el bajo número de animales que sostienen, aunque el gran desarrollo de esta actividad en la pampa húmeda, caracterizada por lluvias de aproximadamente 1000 mm anuales y una amplia red hidrográfica de ríos y arroyos, implica un severo riesgo ambiental sobre los recursos hídricos de la región, convirtiendo esta actividad en fuentes de contaminación puntual (García et al., 2013).

El negocio de *feedlot*, a pesar de su expansión, no ha tenido un marco jurídico que comprenda todas las variantes de esta actividad y regule su habilitación y funcionamiento. Así, en la Argentina todavía no existe un instrumento regulatorio específico para la actividad. Las reglamentaciones

existentes apuntan a tener un registro de los *feedlots* activos y, en algunos casos, de los profesionales o responsables técnicos de la producción. Las mismas carecen de normas precisas a partir de las cuales poder establecer planes de manejo (de los residuos y de la producción) ajustados a las características físico-geográficas de cada región. En consecuencia, la mayoría de los *feedlots* argentinos no presentan un manejo eficiente de los residuos. Los corrales de engorde no siempre están ubicados en el lugar más apropiado del paisaje para evitar el paso de las escorrentías de áreas vecinas, ni están diseñados y mantenidos para que el agua escurra rápidamente y lo más limpia posible. En la mayoría de los casos no se presentan sedimentadores o áreas del terreno (canales) diseñadas para esta función. Tampoco se diseña el lugar apropiado para apilar el estiércol que se extrae desde los corrales, ni la construcción de las pilas como para favorecer el compostado. Las obras de contención -lagunas-generalmente no están impermeabilizadas; son construidas sin tener en cuenta los factores generadores del escurrimiento o sin la realización de un estudio previo del régimen hídrico característico de la zona, resultando muchas veces en sistemas con capacidad insuficiente para contener los volúmenes escurridos. Tampoco está asociada a esta práctica la reutilización del efluente o estiércol sólido como fertilizante orgánico en la agricultura. La falta de integración está dada por la desvalorización de este residuo como recurso, que se refleja en la ausencia de lineamientos de las reglamentaciones.

En países como Estados Unidos y Canadá, con una larga trayectoria en este tipo de actividades, hay reglamentaciones muy precisas y estrictas que llevan a los operadores a establecer programas y sistemas técnicos para: controlar las escorrentías, manejar el estiércol sólido, mantener firme y limpia la superficie de los *feedlot*, realizar el tratamiento de los efluentes en lagunas o piletas, y reutilizar los residuos tanto líquidos como sólidos en tierras agrícolas (Miller, 2000; Sweeten, 2000). Las regulaciones tanto federales (USEPA, 2003b) como de los diferentes estados (TWC, 1987) tienen tres objetivos fundamentales: a- protección de las aguas superficiales, b- protección de los acuíferos y c- aplicación apropiada del estiércol sobre tierras agrícolas. Las especificaciones técnicas que brindan estos organismos no pueden extrapolarse ligeramente y tomarse como válidos para los sistemas de producción intensiva en Argentina por varios motivos: en primer lugar, porque estas normas regulan el manejo de los *feedlot* ubicados en lugares donde hay déficit de humedad (Sweeten, 1992). Por consiguiente trasladar las mismas a *feedlot* construidos bajo clima templado-húmedo podría dar lugar a errores que pongan en peligro la calidad de nuestros recursos. En segundo lugar, podrían existir diferencias sustanciales a nivel de propiedades de suelos, estratos y sedimentos geológicos, y de profundidad y potencia de los acuíferos. Estas variables, entre otras, definen las características hidráulicas y la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos freáticos y profundos (Maisonave & Iorio, 2001). Por último, las diferencias físicas y químicas a nivel de suelos podrían determinar capacidades diferenciales para filtrar y degradar contaminantes antes de que estos alcancen los reservorios. Bajo este marco de análisis, la factibilidad ambiental de esta

práctica debe concentrarse en el estudio de los posibles efectos de contaminación potencialmente emergentes, relacionados con las características ambientales de cada región geográfica. Como consecuencia, y bajo las consideraciones expuestas en esta introducción, a continuación se definen las hipótesis y objetivos de este proyecto.

1.3- Hipótesis y Objetivos

Hipótesis

1. El sellado de la superficie del suelo depende de la calidad de la materia orgánica y de los procesos y productos de su degradación.
2. La naturaleza hidrofílica de la materia orgánica le permite actuar como sellador de la superficie del suelo.
3. Las características estructurales de la capa orgánica, y de la interfase en particular, regulan el flujo de humedad del suelo subyacente, más que las características edáficas del suelo subyacente.
4. Los iones se mueven principalmente por difusión pudiendo atravesar la capa orgánica y llegar a la zona saturada del suelo
5. La actividad de engorde de ganado vacuno a corral disminuye los flujos verticales de agua y solutos disueltos característicos de los suelos agrícolas de la región.

Objetivo general

Estudiar el sellado de la superficie del suelo y su influencia sobre el flujo vertical de la solución de estiércol y de humedad en sistemas bajo corrales de engorde de ganado vacuno (*feedlot*), y evaluar su potencial incidencia sobre la calidad del agua sub-superficial.

Objetivos específicos

- 1) Conceptualizar el desarrollo de la capa orgánica acumulada sobre el suelo de corrales de engorde, estimando los mecanismos que conducen al sellado de la superficie del suelo.
- 2) Evaluar los cambios temporales del flujo vertical de la solución de estiércol y de humedad en el suelo subyacente a la capa orgánica, y estimar su progresión a los acuíferos subyacentes a través de modelos empíricos.

1.4- Organización de la Tesis

La tesis consta de 7 capítulos, de los cuales cinco son de elaboración y desarrollo, y dos corresponden a bibliografía y anexos. El primer capítulo, titulado: "Introducción", ya fue abordado y constituyó una introducción general que permitió definir la problemática, revisar antecedentes, argumentar la justificación de este estudio, y definir las hipótesis y los objetivos generales de

esta investigación. El capítulo 2, titulado: “Materiales y métodos”, presenta una descripción general de los materiales y métodos utilizados, detallando: las características físico-geográficas de la región donde se llevó a cabo el estudio, las características de la producción y del manejo de cada *feedlot*, el diseño de muestreo, los ensayos de simulación, las variables medidas y las técnicas de laboratorio empleadas, los métodos estadísticos usados para el análisis inferencial de los datos y los modelos predictivos utilizados para establecer comportamientos. El capítulo 3, titulado: “Estratificación del perfil y sellado de la superficie del suelo”, se refiere a las variaciones temporales en la estratificación del perfil del suelo bajo corrales de engorde. Se hace especial inferencia a las variables de interés hidrológico y a las involucradas en el sellado de la superficie del suelo. Las actividades expuestas en el mismo permiten alcanzar el objetivo específico 1. En el capítulo 4, titulado: “Flujo vertical de estiércol y de humedad”, se caracteriza el movimiento vertical de diferentes solutos disueltos provenientes del estiércol, así también como el flujo de humedad o tasa de percolación, en el suelo subyacente a la capa orgánica de los diferentes corrales. Asimismo se establece un modelo empírico del movimiento de solutos conservativos (CI), para predecir la tasa de avance de la solución de estiércol. El mismo se presenta como una herramienta para estimar el impacto potencial de la actividad sobre el factor suelo y el factor agua, especialmente en lo referido a la magnitud del impacto. El capítulo 5, titulado: “Conclusiones”, resume los resultados obtenidos que permiten alcanzar los objetivos específicos, enuncia las principales conclusiones, y las confronta a las hipótesis o premisas sobre las que se sustentó esta investigación.

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1- Área de Estudio

Localización geográfica

La investigación se centró en los corrales de engorde de dos establecimientos agrícola-ganaderos. Uno de ellos, denominado “La Invernada”, se localiza a 61° 07’ de longitud oeste y 34° 33’ de latitud sur en el partido de Junín, noroeste de la provincia de Buenos Aires. El otro, llamado “Los Pampas”, está localizado al sur de la provincia de Santa Fe a 61°43’ de longitud oeste y 34°14’ de latitud sur. Ambos establecimientos pertenecen a la región conocida como *Pampa Arenosa*, y dentro de ella a la subunidad *Pampa Plana o Central* (Ghersa & León, 1999), (Figura 2.1). En esta superficie geográfica, estas producciones se encuentran en la misma sub-región hídrica: Pampa Endorreica Drenaje “e” (Giraut et al., 2007).

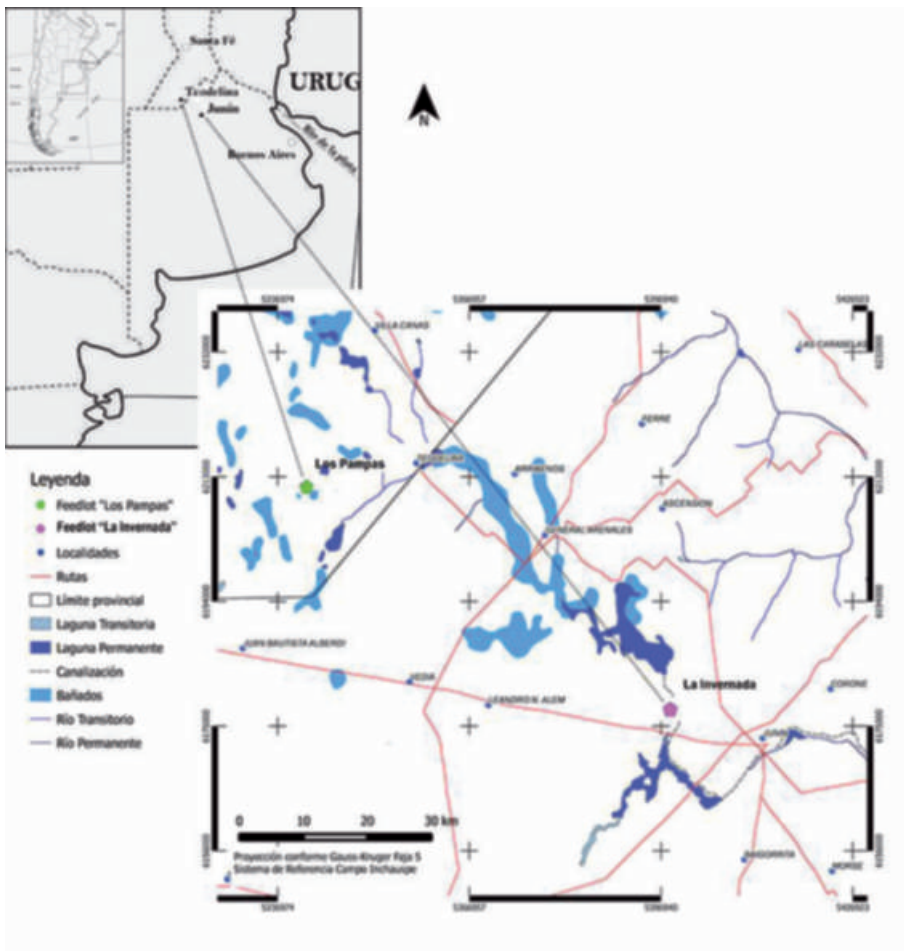


Figura 2.1- Localización de los establecimientos de producción o área de estudio

Aspectos geomorfológicos

La *Pampa Arenosa* configura una gran llanura con pendiente regional suave de oeste a este, siendo el gradiente promedio de 25 cm/Km (Taboada & Damiano, 2006).

El sector de estudio, la *Pampa Plana o Central*, está caracterizada por un relieve ligeramente ondulado con predominio de un paisaje rítmico de convexidades -lomas arenosas estabilizadas- y cubetas, constituidas por sedimentos sueltos, de textura ligera (areno francos a franco arenosos) de origen eólico, del período postplatense. La distribución y forma de las cubetas es bastante uniforme. El área está cruzada por cordones medanosos recientes, estabilizados, en dirección paralela a las lagunas de Mar Chiquita y Gómez, dispuestos sobre los materiales loésicos. Dichos cordones no sobrepasan los 10m de altura y 1,5 a 2 km de ancho, con gradientes que varían del 3 al 6% (INTA, 1980).

Desde el punto de vista hidrológico esta región constituye un sistema hidrológico no típico, es decir, no existe una superficie tributaria o cuenca definida. En estos ambientes no son nítidas las separaciones entre aguas que desaguan en una u otra dirección, ya que no existen divisorias de aguas topográficamente nítidas y permanentes (Giraut et al., 2007). Las tenues dorsales (medanos) entorpecen el drenaje superficial, generando así un drenaje de tipo endorreico y arreico. Los excedentes de agua no se organizan en cursos superficiales, por lo que el agua sólo puede ser eliminada o bien por drenaje profundo, o bien por evaporación (Taboada & Damiano, 2006). Específicamente en la subregión hídrica Pampa Endorreica Drenaje "e", a la que pertenecen los dos establecimientos, la red de drenaje en general está pobremente integrada, conformada por numerosos bajos y zonas anegables parcialmente interconectadas. Aparentemente, los principales colectores se integran a la red del Río Salado en Buenos Aires (Giraut et al., 2007).

Clima y altura freaticométrica

La información utilizada para la elaboración de los índices climáticos corresponde al período 1961-2009 de la estación Junín (Aero), perteneciente al Servicio Meteorológico Nacional (SMN), que es la estación más próxima a los sitios de estudio.

El clima dominante es templado subhúmedo, con temperatura media anual de 16,9 °C. Las máximas temperaturas se registran en la época estival con valores medios que oscilan entre 20 y 22°C, y las mínimas durante los meses de invierno, con valores medios que llegan a 8 °C (Figura 2.2). Las temperaturas registradas en el año del muestreo siguieron el mismo patrón de comportamiento (ver Anexo A, Tabla A1). Asimismo, la zona presenta características moderadamente continentales, destacándose una mayor intensidad y frecuencia de los vientos durante los meses calurosos (septiembre a febrero), induciendo a elevadas tasas de evapotranspiración y a la ocurrencia de procesos de erosión eólica.

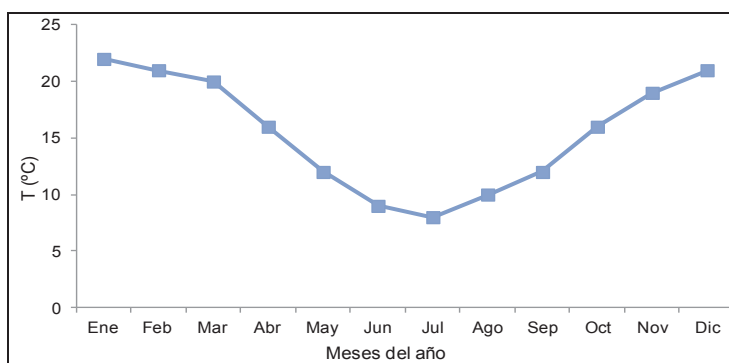


Figura 2.2- Temperaturas medias mensuales (T), periodo 1961/2009

El régimen de precipitaciones es isohigro, es decir, la lluvia se distribuye en forma uniforme a lo largo del año. No obstante, la tendencia observada en los últimos años indica una mayor concentración de las lluvias en el semestre cálido de octubre a marzo. Según los datos históricos, las precipitaciones medias mensuales presentan valores máximos de hasta 150 mm en el semestre cálido, mientras que los valores mínimos se encuentran entre 30 y 40 mm en el período comprendido desde julio hasta septiembre (Figura 2.3).

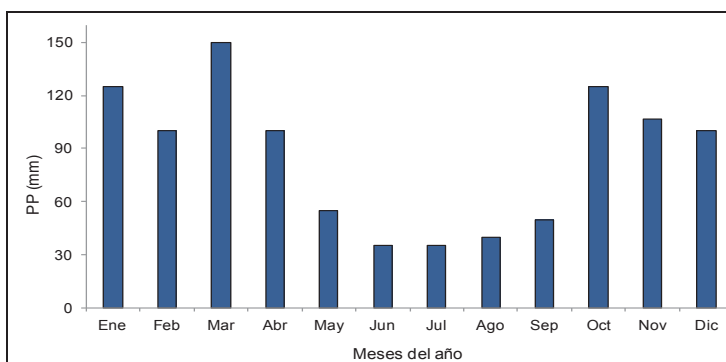


Figura 2.3- Precipitaciones medias mensuales (PP) en la estación de Junín, periodo 1961/2009

La precipitación media anual es de 1012 mm, y la evapotranspiración potencial media anual estimada por el método de Penman-Monteith es de 989 mm. En la figura 2.4 se muestran las variables: precipitación, evapotranspiración potencial y excesos hídricos, producidos mensualmente. Los valores constituyen las medias de los últimos 30 años. Estos datos ponen de manifiesto que la época de mayor deficiencia hídrica es la comprendida entre los meses de noviembre y febrero, donde la evapotranspiración supera a la precipitación.

Los excesos hídricos son el resultado de calcular el balance hidrológico diario (Forte Lay & Spescha, 2001), el cual considera que cuando el almacenaje de agua en el suelo alcanza la capacidad de campo cualquier excedente de precipitación constituye el exceso. Podemos inferir a partir de los datos presentados en la figura 2.4 que los excesos son superiores en los meses de

marzo, abril y mayo. Como consecuencia, el perfil se recarga en el otoño y a principios del invierno (luego del periodo más lluvioso, y en los meses donde la evapotranspiración es mínima). Es importante destacar que en esta región, como en otras regiones muy planas y/o deprimidas de la pampa húmeda argentina, predominan los movimientos verticales del agua (precipitación, evapotranspiración y percolación), sobre los horizontales (escurrimiento superficial y sub-superficial).

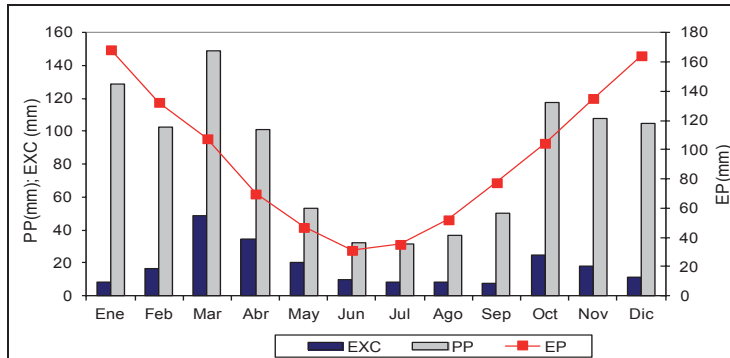


Figura 2.4- Valores medios mensuales de precipitaciones (PP), evapotranspiración potencial (EP) y excesos hídricos (EXC) en la estación de Junín. Periodo 1961/2009

Dado que la precipitación es un fenómeno discontinuo y de gran variabilidad, suelen presentarse años con sequías leves o incluso acentuadas, o por el contrario, años con excesivas precipitaciones. En el año 2010, y en particular en los meses de marzo y abril (fechas de muestreo), la recarga se caracterizó por ser escasa o nula, estableciéndose un balance hídrico negativo donde las deficiencias superaron los excesos (ver Anexo A, Tabla A3), es decir, la humedad del suelo para estos meses no sobrepasó la capacidad de campo (230 mm) (Figura 2.5).

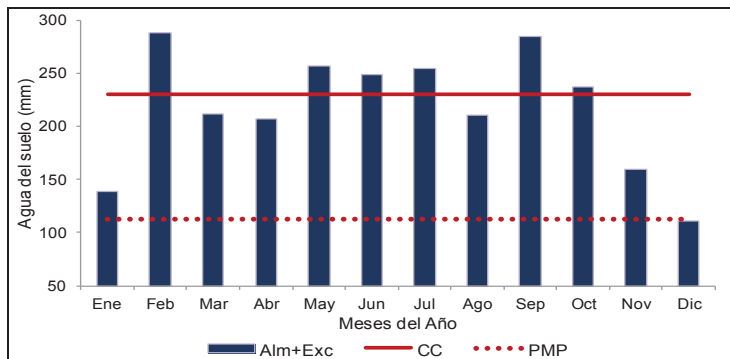


Figura 2.5- Variación de agua en el suelo durante el año 2010. Almacenamiento + exceso (Alm+Exc), capacidad de campo (CC) y punto de marchitez permanente (PMP)

En cuanto al ascenso freático, los datos históricos registrados por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN), estación Junín, establecen que la variación del nivel freático oscila entre los 4 y 1,5 m de profundidad medida desde la superficie de los suelos (SMN). Hay que exceptuar las grandes inundaciones registradas en los años 1980, 1993 y 2001, donde la napa pudo haber ascendido hasta casi la superficie de los suelos en ciertas áreas de la región.

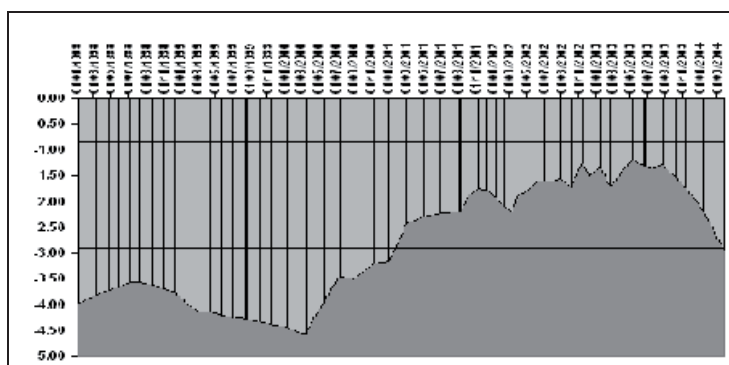


Figura 2.6- Evolución de la napa freática, período (1998-2004)

La figura 2.6 muestra la evolución de la napa freática en el período 1998-2004, donde es posible observar la última inundación importante de la región. Desde marzo de 2000 asciende gradualmente hasta noviembre del 2001, momento en que los suelos se hallan saturados y la altura de la napa freática asciende a 1,50 m de profundidad medida desde la superficie del suelo. Hasta septiembre de 2003, se mantiene prácticamente constante en valor medio, aunque con importantes variaciones. En el 2001 se observaron dos ciclos de inundaciones, uno a principio de año y otro en septiembre. Este fenómeno continuó y se agravó en el 2002 (Forte Lay et al., 2009), concentrándose en esta región (noroeste de la provincia de Buenos Aires) (Scarpati et al., 2008). A partir de septiembre del 2003 se observa un rápido descenso de la napa freática. Si bien no se cuenta con datos disponibles a la fecha del muestreo (marzo y abril 2010), sería esperable que durante los años subsiguientes el nivel freático se haya mantenido en niveles bajos, ya que fueron años secos, con déficit de humedad en la mayoría de los meses (Figura 2.6).

Se destaca que los corrales de engorde elegidos para este estudio, pertenecientes a dos establecimientos comerciales de engorde a corral (*feedlots*), no fueron afectados por las grandes inundaciones registradas en los últimos 15 años¹, y se consideró como el máximo ascenso freático la profundidad de 1,5 m medida desde la superficie.

¹ Datos brindados por los responsables de los establecimientos bajo estudio.

Suelos de la región

Los suelos de la *Pampa Plana o Central* son molisoles desarrollados a partir de depósitos eólicos de materiales arenosos recientes, de espesor variable, asentados sobre sedimentos de textura fina poco permeables que hacen de apoyo a la capa freática. Los mismos se han desarrollado bajo regímenes de humedad normalmente údico (Moscatelli et al., 1980). En sitios con relieve ondulado y espesor del manto arenoso profundo (Pampa Interior Plana), se han desarrollado suelos con las siguientes características: textura franco a franco arenosa, reacción ácida a neutra, bien drenados, con contenidos moderados a bajos de materia orgánica y con baja retención de humedad (Díaz Zorita & Grosso, 2000; Taboada & Damiano, 2006). Los mismos han sido clasificados como *Hapludoles típicos*, *Hapludoles énticos* y *Haplustoles típicos* (INTA, 1980).

Estos suelos son susceptibles de sufrir degradación eólica. Poseen un bajo contenido en materia orgánica debido en parte a los bajos porcentajes de partículas minerales finas (arcilla y limo) que componen estos suelos, y que regulan la formación de complejos húmico-arcillosos (Buschiazzo et al., 1991; Álvarez & Lavado, 1998). La ausencia de complejos húmico-arcillosos impide una estructuración de los agregados, favoreciendo los procesos de degradación física (propiedades hidráulicas, erosión eólica, compactación). Puricelli (1985), estableció que la degradación física depende de las condiciones originales de los suelos, y se ve acelerada en suelos de textura gruesa.

Los suelos que caracterizan las distintas áreas de este estudio o *feedlots*, presentan la misma clasificación taxonómica (Hapludol éntico) y pertenecen a la misma serie. El suelo del establecimiento “Los Pampas”, se ubica en la carta de suelo de la República Argentina 3560-1-General Arenales; específicamente en la hoja cartográfica 3563-6-4 Teodelina y pertenece a la serie Saforcada (Sf) (INTA, 1979) (ver Anexo A, Fig A1, Tabla A4). El suelo de los corrales de engorde del establecimiento “La Invernada” se encuentra en la carta de suelo de la República Argentina 3560-7- Leandro N. Alem; hoja 3560-7-4 Saforcada; y pertenece a la serie de suelo Saforcada (Sf) (INTA, 1980) (ver Anexo A, Fig A2, Tabla A4).

2.2- Sistemas de Producción

El estudio se llevó a cabo en dos establecimientos comerciales de ganadería intensiva. El *feedlot* “Los Pampas” (FLP) ubicado de Teodelina cuenta con 34 corrales de engorde y una producción media anual de 10000 cabezas, en tanto que el establecimiento “La Invernada” (FLI) de Junín consta de 18 corrales y una producción de 6000 cabezas. La mayoría de los corrales se sitúan en las posiciones topográficas de media loma y se encuentran interrumpidos por calles y caminos a través de los cuales se realiza el movimiento de animales e insumos (Figs. 2.7 y 2.8). Los corrales de engorde presentan una superficie que varía entre 5000 y 8000 m², con una carga histórica por corral de 40 m².cb⁻¹ para FLI y 37 m².cb⁻¹ para FLP (Tabla 2.1). En ambos casos, el tipo de servicio que brindan es producción propia (cría) y servicio de hotelería para finalizar el engorde.

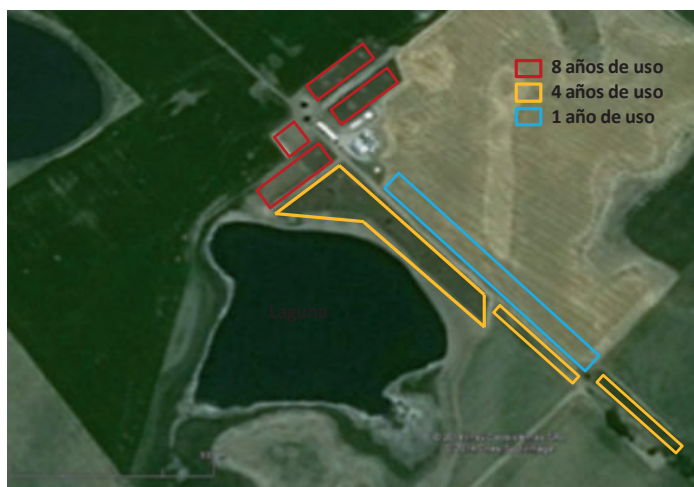


Figura 2.7- Distribución de los corrales que conforman el feedlot Los Pampas (FLP). Los polígonos indican las diferentes posiciones donde se localizan los corrales, y el color de cada polígono establece el tiempo de uso.



Figura 2.8- Distribución de los corrales que conforman el feedlot La Invernada (FLI). El polígono indica la posición donde se ubican de los corrales. Todos ellos tienen 15 años de uso.

El manejo de la producción que sostienen es semejante: los animales entran con un peso promedio de 150 kg, saliendo las vaquillonas con 250 kg y los novillos con 350 kg. El tiempo de residencia en los corrales varía entre 110 y 160 días. Los animales que se crían o engordan son en su mayoría *Aberdeen Angus* (negro y colorado) y *Criollo Argentino*.

Al momento de realizar el muestreo, estos establecimientos llevaban entre 8 y 15 años de producción constante e ininterrumpida; no obstante, los corrales presentaban distinta antigüedad de uso, variando entre 1, 4, 8, y 15 años.

Tabla 2.1- Carga de animales en los corrales de engorde

Características de la producción	Feedlot “La Invernada” (FLI)	Feedlot “Los Pampas” (FLP)
Peso promedio (Kg)	300	300
Cabezas por corral (cb)	175	168
Tamaño de los corrales (m ²)	7000	6300
Densidad de animales (m ² .cb ⁻¹)	40	37.5
Tipo de animal	Vaquillona- Novillo	Vaquillona-Novillo
Producción media anual (cb)	6000	10000

*Se consideran valores medios en relación a los diferentes corrales que conforman cada establecimiento.

Ante la ausencia de legislaciones que regulen la implantación y manejo de estos sistemas, estos establecimientos siguieron muy pocos criterios técnicos para el diseño y la construcción de los corrales y para el manejo de los residuos. Al respecto, se describen algunos aspectos:

-Al dar comienzo a esta actividad, la superficie de los corrales no fue preparada. No se compactó el suelo para evitar la infiltración, ni se establecieron dentro del corral zonas con diferentes pendientes para dirigir las escorrentías hacia obras de captación, evitando la inundación de los mismos y proporcionando al ganado un ambiente más seco donde pueda estar en épocas de lluvia.

-En ningún momento se estableció un programa para el manejo de los residuos y por consiguiente no se implementó una infraestructura necesaria para la recolección y el tratamiento de los mismos. Al respecto: no hay canales de recolección y conducción de las escorrentías generadas, no hay un sistema lagunar de tratamiento de efluentes, no se realizan tareas de limpieza de los corrales, y no se implementan sistemas de compostaje o tratamiento de residuos sólidos. En el manejo de los corrales, las únicas tareas realizadas estuvieron limitadas a mantener en buen estado los ambientes de comedero y bebedero.

Por consiguiente, en estos establecimientos el estiércol se ha acumulado año tras año sobre el suelo de los corrales de engorde y ha interactuado con él. El agua de lluvia atraviesa los corrales y escurre según la topografía natural del sistema hacia las zonas de mínima energía potencial (pendiente 1%), arrastrando material disuelto y suspendido, y acumulándose en cubetas de deflación o lagunas naturales (Figs. 2,7 y 2,8; Anexo A, Imagen A1 y A2). En los corrales, el efecto sobre el suelo subyacente está dado fundamentalmente por la interacción del ganado con ese ambiente. Más específicamente, el impacto se debe a la interacción de los residuos biológicos con la matriz del suelo, en un ambiente donde el efecto mecánico (dado por las pezuñas y el peso del ganado) y la humedad alcanzada a partir del estiércol fresco, le confieren a este sistema características propias.

2.3- Campañas

Se realizaron varias campañas de reconocimiento y muestreo de suelos, así como campañas para realizar ensayos de infiltración y escurrimiento a campo. La primera de ellas fue realizada en el *feedlot* “Los Pampas” (FLP) en octubre de 2009. Las actividades llevadas a cabo incluyeron: el reconocimiento del paisaje, y la realización de calicatas para la toma de muestras y caracterización del suelo nativo. Asimismo, se recabó información sobre el manejo de la producción y de los residuos. También se obtuvieron datos de los eventos climáticos relevantes en la zona y sus consecuencias ambientales. En las subsiguientes campañas (marzo y abril de 2010) se efectuaron los muestreos de suelos representativos de los diferentes corrales de estudio. A partir del mismo se obtuvieron los datos de las variables analizadas, que permitieron establecer los efectos de esta actividad sobre las propiedades del suelo.

Los corrales de engorde con 15 años de uso y su correspondiente suelo testigo se ubicaron en el *feedlot* “La Invernada” (FLI). Estos fueron muestreados en abril de 2005.

2.4- Sitios de Muestreo

Para este estudio, se consideró como factor de análisis el tiempo de producción de los corrales. Por consiguiente, se seleccionaron áreas de producción que incluyeron corrales de distintas antigüedades de uso (1, 4, 8 y 15 años) (Figuras 2.7 y 2.8), que pudieran ser comparables por sus características topográficas similares, así como también por carga y tipo de animal semejantes. Asimismo, en ambos establecimientos se muestreó el suelo nativo o con el menor impacto (suelo testigo), que se localizó fuera del perímetro de los corrales y del tránsito de los animales. Las zonas de suelo nativo se correspondieron con sitios que no estuvieron sometidos a este tipo de producción de engorde a lo largo de su historia, de manera que fuera posible establecer los niveles base o *background*² de las propiedades físico-químicas de los suelos impactados. Es importante remarcar la importancia del sitio control para entender el valor de la información de muestreo.

En cada *feedlot*, las áreas seleccionadas afectadas por los corrales de engorde estuvieron localizadas en las posiciones más altas del paisaje, quedando excluida la posición adyacente a las cubetas de deflación. Fueron varios los motivos de esta exclusión: por un lado, estos corrales estuvieron influenciados por los desbordes de la cubeta; por otro lado, los suelos presentes se correspondieron con otra clase taxonómica³; por último, y como consecuencia de lo anterior, el manejo del rodeo fue poco sistemático y diferente del resto. El criterio de selección se basó en considerar los corrales que han tenido un manejo

² Se considera a la concentración “background” como la concentración “de referencia”. Alude a la condición inicial del sistema que puede incluir algunos componentes antrópicos, y son el punto de partida para evaluar los efectos de esta actividad

³ En cada establecimiento se realizó un primer diagnóstico donde se definió el marco de referencia del establecimiento haciendo un análisis visual de la topografía, tipo de suelos, alturas de napas y cuestiones que hacen a la producción.

similar, y eliminar aquellos que pudieran aumentar sustancialmente la variabilidad de los datos como resultado de otros factores diferentes al tiempo de uso. Si aumenta el estimador de la varianza, las diferencias atribuibles a los tratamientos podrían quedar enmascaradas. Por consiguiente, se intentó mejorar la potencia de las pruebas estadísticas utilizadas excluyendo corrales que pudieran introducir otras fuentes de variabilidad. En otras palabras, fueron seleccionados solamente los corrales de vaquillonas y novillos ubicados en las posiciones más altas del paisaje.

Por consiguiente, dentro de cada área de producción seleccionada se eligieron al azar tres corrales de engorde para cada tiempo de uso (réplicas) (1, 4, 8 y 15 años) y tres áreas donde se caracterizó el suelo testigo de cada *feedlot*; constituyendo el corral o lote la unidad experimental.

2.5- Diseño de Muestreo

Teniendo en cuenta que la variación en profundidad constituye otro factor de análisis de este estudio, para los diferentes tratamientos se realizó un muestreo vertical abarcando la capa orgánica (cuando corresponda) y el suelo subyacente hasta los 30 cm de profundidad (horizonte A).

En cada corral o unidad experimental se establecieron 3 unidades de muestreo de 250 m² cada una, localizadas aleatoriamente en una grilla que abarcó casi la totalidad del corral (se dejó de lado el área comedero y bebedero). En cada unidad de muestreo y para cada profundidad se extrajo una sub-muestra compuesta disturbada (utilizada para caracterizar las propiedades químicas) y sub-muestras sin disturbar (utilizadas para caracterizar las propiedades físicas: densidad aparente, distribución de tamaños de poros, COLE). Las calicatas realizadas en cada unidad de muestreo permitieron caracterizar morfológicamente el perfil estudiado en cada unidad experimental.

En las áreas testigos se procedió de manera similar al muestreo realizado en los corrales, con la única diferencia del número de unidades de muestreo o sub-muestras extraídas. En cada área o lote testigo se recolectó una sub-muestra compuesta o unidad de muestreo por cada una de las distintas profundidades contempladas.

2.6- Extracción y Acondicionamiento de Muestras

Las sub-muestras compuestas consistieron en una combinación de cinco sub-muestras simples de material disturbado, realizada mediante la técnica de cuarteo. Cada sub-muestra simple fue extraída a partir de calicatas realizadas con un barreno hidráulico de acero inoxidable, de 2,5 cm diámetro, de las que luego fueron seccionadas las submuestras de acuerdo a la profundidad seleccionada. Para evitar contaminación cruzada entre las capas subsuperficiales del suelo, se empleó la siguiente técnica: la profundidad de muestreo deseada se alcanzó con una pala; después de la perforación, los fragmentos de suelo fueron cuidadosamente removidos, y finalmente se extrajo la muestra con un barreno. Entre extracciones se procedió a la limpieza del barreno con el fin de evitar una contaminación cruzada.

Las muestras de suelos sin disturbar, sobre las cuales se midieron las propiedades físicas, se colectaron en cada unidad de muestreo con cilindros de acero inoxidable de 5 cm de diámetro y 5,2 cm de largo.

Todas las muestras se acondicionaron en bolsas plásticas selladas herméticamente, y se mantuvieron a 4º C. En el laboratorio, después de cuantificar la humedad gravimétrica de las distintas muestras compuestas, se secaron al aire, se tamizaron utilizando una malla de 2 mm de diámetro y finalmente se las conservó en bolsas plásticas para posteriores análisis.

2.7- Técnicas de Análisis

Mediciones a campo

⇒ Descripción morfológica

Se realizó la caracterización de los horizontes del suelo testigo en las dos áreas de estudio y en los corrales con diferentes tiempos de uso a partir de las siguientes variables: espesor del horizonte, color, y determinación de estructura (forma, tamaño y coherencia de los agregados) a campo.

⇒ Color del suelo

Método de Munsell: está referido a la composición cromática de la luz que llega al ojo humano, y se lleva a cabo por comparación directa de la muestra de suelo con una escala cromática de Munsell. El ensayo se realiza empleando suelo seco y húmedo.

Mediciones en el laboratorio (métodos analíticos empleados para caracterizar las muestras de suelos)

⇒ Humedad gravimétrica (θ_g)

Método gravimétrico (Klute & Dirksen, 1986): se pesan 5 gramos de suelo o estiércol húmedo en una cápsula de porcelana, y se secan en una estufa a 105º C durante 24 horas, hasta peso constante. La diferencia de peso en función de peso seco expresa la humedad a 105º C, como Mg.tn⁻¹ o g. Kg⁻¹ o %g/g.

⇒ Humedad volumétrica (θ_v)

La humedad volumétrica se estimó a partir de la cuantificación de las variables humedad gravimétrica (θ_g) y densidad aparente (pb), considerando la densidad del agua (dw) igual a 1 g.cm⁻³ (Klute & Dirksen, 1986), según la siguiente ecuación. Se expresa como cm³.cm⁻³ o m³.m⁻³ o %v/v.

$$\theta_v = \theta_g * \frac{pb}{dw}$$

⇒ Humedad volumétrica a capacidad de campo (θ_v -CC): Se midió la humedad gravimétrica de una muestra de suelo sin disturbar, recolectada en cilindros metálicos, después de haber sido saturada y sometida a una presión de 30 kPa a partir del método de olla o plato extractor de presión (aparato de Richards). Este método se basa en una olla que, cerrada herméticamente, recibe

una presión de aire de un compresor. De esta manera aplicando una presión de 30 kPa se simula la condición de succión a la cual se ve sometida el agua en el suelo a capacidad de campo (menor que -30kPa) (Townend et al., 2001). La determinación del contenido de humedad se hace gravimétricamente cuando se ha alcanzado el equilibrio. Para calcular la humedad volumétrica se afecta la humedad gravimétrica por la densidad.

⇒Densidad aparente (pb)

Método de cilindro de volumen conocido (Blake & Hartge, 1986a): después de recoger las muestras con cilindros de acero, se establece la relación entre la cantidad de masa seca por unidad de volumen de la muestra en su estado natural sin alterar (volumen del cilindro), obteniendo así la densidad aparente, que se expresa en $Mg.m^{-3}$ o $g.cm^{-3}$.

⇒Distribución de diferentes tamaños de poro:

Método indirecto y sustentado en la ley de capilaridad (Ecuación de Laplace) y en la naturaleza rígida de los suelos (Danielson & Sutherland 1986). Se determinó el diámetro equivalente de las distintas fracciones de poros saturando la muestra de suelo y drenándola en sucesivas etapas. Para ello, se tomaron las muestras sin disturbar en cilindros metálicos de volumen conocido (4,75 cm de diámetro y 3 cm de altura), y después de saturar las muestras con agua, se aplicaron presiones de tensión de: -0, -1 y -6 kPa. Las determinaciones se realizaron a partir de una mesa de tensión. Esta última consistió en una placa de cerámica porosa incorporada dentro de un contenedor lleno de agua y con salida. El plato alcanzó para incorporar 4 muestras al mismo tiempo. La succión se aplicó generando un gradiente entre el nivel de agua en la muestra de suelo y el nivel de agua presente en una bureta conectada al sistema. Se incrementó la succión sucesivamente, y se midieron los volúmenes de agua extraídos entre dos succiones sucesivas. En el presente trabajo se adoptó la clasificación por tamaño de poros similar a la mencionada por Hamblin (1985). Las diferentes fracciones se expresaron en porcentajes.

Tamaño de poro (μm)	Función desempeñada
Menor a 50	Poros de retención. Agua residual y Almacenamiento.
entre 50 y 300	Poros de transmisión. Permiten drenar agua y la entrada de aire.
Mayor a 300	Poros de transmisión. Túneles y canales. Permiten drenar agua rápidamente y la entrada de aire, por caminos preferenciales, fuera de la matriz del suelo.

⇒Porosidad total (St):

La porosidad total (St) se estimó a partir de la densidad aparente (pb) y el % de humedad a saturación (θ_{g-Sat}), mediante el siguiente modelo,

considerando la densidad del agua igual a 1 g.cm^{-3} (Danielson & Sutherland 1986), se expresa en porcentaje:

$$\%St = pb * \theta_g * 100$$

⇒ Coefficiente de extensibilidad lineal (COLE):

Para su determinación se usó el siguiente modelo (Grossman et al., 1968; USDA, 1996):

$$COLE = \left[\left(\frac{V30}{Vd} \right)^{1/3} - 1 \right]$$

Siendo: V30 el volumen ocupado por los agregados con un contenido de humedad correspondiente a un potencial mátrico de 30 kPa, y Vd el volumen ocupado por los agregados secados a estufa a 105°C hasta peso constante. Los datos requeridos para su resolución (COLE) surgieron de las curvas de contracción obtenidas con agregados y del valor de humedad correspondiente al potencial mátrico de -30 KPa.

Se utilizó la clasificación del Soil Survey Staff (1997-citado por Castiglioni, 2008-) para categorizar a los materiales que componen los estratos estudiados de acuerdo a su capacidad de expansión-contracción. Dichas categorías se detallan a continuación:

Valor del COLE de agregados	Clase de expansión-contracción
Menor a 0.03	Baja
De 0.03 a 0.06	Moderada
De 0.06 a 0.09	Alta
Mayor a 0.09	Muy Alta

⇒ Textura

Método hidrométrico de Bouyoucos (Dewis & Freitas, 1970): después de tratar el suelo con H_2O_2 , se le agregó una mezcla de: 5 ml de oxalato de sodio al 5% y 5 ml metilsilicato de sodio al 3%, se determinó la densidad de la solución de sedimentación a diferentes tiempos con un hidrómetro calibrado. En cada medición se registró además la temperatura. Este método entrega directamente el contenido en porcentaje de la fracción de un diámetro específico. La composición se expresó en porcentaje.

⇒ pH en agua

Método potenciométrico (Dewis & Freitas, 1970): se trabajó con un pHímetro, se pesaron 10 g de suelo a los que se añadió 25 mL de agua destilada. Se agitó 15 minutos y se dejó reposar 10 minutos. Se agitó la suspensión inmediatamente antes de entrar en contacto con los electrodos, pero no durante la medida. Se introdujeron los electrodos en el líquido sobrenadante, evitando la formación de burbujas, y se midió el pH.

⇒ Conductividad eléctrica (CE)

Método conductimétrico en pasta de saturación (Richards, 1954): se preparó una pasta de saturación, agitando durante la adición de agua destilada hasta alcanzar el punto final deseado. Se usó luego un filtro de succión para obtener una cantidad suficiente de extracto para la cuantificación. En el filtrado se midió la conductividad eléctrica con conductímetro. El resultado se expresó en dS.m^{-1} .

⇒ Materia orgánica (MO) y Carbono orgánico total (COT)

Método de pérdida por ignición (LOI) (TMECC 05.07-A): después de someter a secado la muestra a peso constante (secado a 105°C durante 24 h), la materia orgánica experimentó una combustión a $500\text{-}550^{\circ}\text{C}$, provocando la formación de CO_2 y ceniza. El LOI se calculó entonces mediante las siguientes ecuaciones:

$$LOI_{550} = \frac{(PM_{105} - PM_{550})}{PM_{105}} * 100$$

donde: LOI_{550} representa el LOI a 550°C (como porcentaje), PM_{105} representa el peso seco de la muestra antes de la combustión, y el PM_{550} es el peso seco de la muestra después de la combustión a 550°C (ambos expresados en g). La pérdida de peso fue proporcional a la cantidad de carbono orgánico presente en la muestra. El contenido de materia orgánica (obtenido mediante el LOI) y el contenido en COT, se relacionaron a partir de un factor de conversión igual a 1,8 (USDA, 1992).

⇒ Carbono orgánico total (COD)

Método extracción con agua y colorimetría. Los extractos se obtuvieron a partir de una agitación del suelo con agua destilada, en una relación suelo:agua 1:10, durante 2 hs. La suspensión se centrifugó a 10.000 rpm durante 30 minutos y se filtró con membrana de tamaño de poro de $0,45 \mu\text{m}$ (Zmora-Nahum et al., 2005). El filtrado se utilizó para determinar el COD, por el método colorimétrico (Golterman et al., 1978).

⇒ Sustancias Húmicas

Método de fraccionamiento de la materia orgánica en sus sustancias húmicas (Bargiela & Iorio, 2008) y posterior estudio espectrofotométrico (Page, 1982): La muestra de suelo se trató primero con hidróxido de sodio (0,5N) y luego con ácido HCl (6N) separando las distintas fracciones. La obtención del carbono orgánico de los extractos correspondientes a los ácidos húmicos (AH) y a los ácidos fúlvicos (AF) se realizó por adaptación del método de Golterman et al. (1978). Para su caracterización se midieron los espectros infrarrojos de los ácidos húmicos y fúlvicos (sin previa extracción de COD) por espectroscopía de infrarrojo de transformada de Fourier (FTIR) usando pellet de KBr en un espectrofotómetro FT-IR Nicolet Magna 550. Asimismo, a partir de los espectros UV-Vis a 465 y 665 nm, realizados sobre disoluciones de los ácidos obtenidos con NaHCO_3 0,05N a pH estandarizado que contienen 0,02% de muestras (base

húmeda), se obtuvieron las relaciones E4/E6 correspondientes (Chanyasak et al., 1982). El resultado se expresó como porcentaje de carbono orgánico de cada fracción.

⇒Nitrógeno Kjeldahl (Nkj)

Método macro-kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982): Se trabajó sobre muestras sólidas (suelo o capa orgánica). La muestra se trató con ácido sulfúrico concentrado, sulfato de potasio, selenio, y sulfato cúprico hasta desprendimiento de humos blancos y transparencia de la solución resultante. El residuo se enfrió, se diluyó y se llevó a condiciones alcalinas para la determinación del amonio. El amonio destilado se recogió en ácido bórico y se cuantificó volumétricamente, a través de una titulación con ácido sulfúrico. Se expresó el resultado en porcentaje sobre masa de muestra.

⇒Nitrógeno como nitrato (N-NO₃⁻)

Extracción y método colorimétrico (Keeney & Nelson, 1982): el Nitrato (N-NO₃⁻) en la solución del suelo, se extrajo con KCl 2M y se redujo a nitrito con sulfato de hidracina. Para la colorimetría se empleó el método de diazotación-copulación, que consistió en una diazotación de la sulfanilamida en medio ácido y su copulación con la N-(1-naftil) etilendiamina, lo que dió lugar a un complejo color púrpura susceptible de determinación colorimétrica a 520 nm. Para la determinación en efluentes se realizó la colorimetría en la muestra filtrada. Se expresó el resultado en mg.L⁻¹.

⇒Fósforo lábil (P-PO₄³⁻)

Extracción (Olsen et al., 1954) y colorimetría (Murphy & Riley, 1962): la extracción se realizó con NaHCO₃ 0,5 M a pH=8,5, con una relación suelo-extractante de 1:20, se agitó durante 30 minutos y se filtró. Posteriormente, una alícuota del extracto se neutralizó con ácido sulfúrico y se realizó la colorimetría a 680 nm con el método de azul de molibdeno. Se expresó el resultado en mg.L⁻¹.

⇒Cloruro (Cl⁻)

Extracción en agua y medición potenciométrica (Murphy et al., 1996): al llegar la muestra de suelo al laboratorio después de la determinación del porcentaje de humedad gravimétrica, se le agregó agua destilada manteniendo una relación suelo-agua de 1:1, se agitó durante media hora y posteriormente se centrifugó. Sobre el sobrenadante se midió la concentración de cloruro con un electrodo selectivo de Cl⁻ (ORION 94-96-17B). El resultado se expresó en mg.L⁻¹.

2.8- Análisis Inferencial de Datos

Inferencia basada en el diseño de muestreo

Se utilizó estadística descriptiva (media y desvío Standard) para cuantificar variables que permitieron caracterizar los diferentes sistemas de estudio y estimar los parámetros de los procesos físico-químicos e hidrológicos establecidos.

Para establecer el efecto tratamiento (suelo de los corrales con diferentes tiempos de uso y suelo no impactado por la actividad), la estructura de los datos respondió a un diseño completamente al azar con sub-muestreo. El modelo aditivo lineal para este diseño es: $y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_{ij} + \varepsilon(ij)k$, donde, y_{ijk} representa el valor de una variable química o física observada (k) bajo el tratamiento (i) en una unidad experimental (j), μ es la media general, τ_i efecto del i -ésimo tratamiento (corral con un tiempo de uso determinado o testigo), β_{ij} es el efecto de la j -ésima unidad experimental sujeta al i -ésimo tratamiento (error experimental) y $\varepsilon(ij)k$ es el error del sub-muestreo asociado con la k -ésima observación de los ij factores. Este modelo descompone la suma del cuadrado del error, e incorpora un nuevo factor para controlar el error. De esta manera es posible distinguir si existen diferencias entre tratamiento y entre sitios de muestreo dentro de cada unidad experimental. Para su análisis se aplicó el modelo de ANOVA anidado, bajo los supuestos de normalidad de los datos y homogeneidad de la varianza. Para establecer las comparaciones entre medias para el tratamiento corral y testigo, en cada horizonte, se trabajó con la prueba t de Student. En todos los casos, el nivel de significación de trabajo fue de $\alpha = 0,05$. Las aproximaciones estadísticas se realizaron con el software Info Stat Profesional versión 2010. (Di Rienzo et al., 2010).

Para predecir comportamientos, se realizaron relaciones funcionales entre variables. Para la comparación de los datos registrados entre los diferentes años de uso o tratamientos, se trabajó con el programa Statgraphics Centurion XVI, que permitió la comparación de líneas de regresión.

Inferencia basada en balances y funciones de pedotransferencia

En este estudio se aplicaron numerosos modelos matemáticos predictivos, que permitieron la estimación de las tasas de lixiviación y de avance de la pluma de estiércol, así como del flujo de humedad. La descripción y los supuestos en los que se basa cada uno de ellos se harán explícitos en el capítulo donde se desarrollan, con el objeto de favorecer al lector en el análisis de los mismos en relación a su aplicación contextualizada.

Cálculos de nuevas variables a partir de funciones de pedotransferencia

- Humedad volumétrica (θ_v): a partir de la humedad gravimétrica (θ_g) y la densidad aparente (ρ_b).
- Lámina de agua: a partir del valor medio de θ_v y el espesor de cada estrato estudiado.
- COLE (coeficiente de extensibilidad lineal) se calculó a partir de las curvas de contracción y con los datos de humedad a capacidad de campo ($\% \theta_v - CC$).
- Masa de materia orgánica (MO) por unidad de suelo (kg. m^{-2}): considerando los valores medios de ρ_b , profundidad, y $\%MO$ de cada estrato o profundidad analizada.
- Masa de carbono orgánico disuelto (COD) por unidad de suelo (g.m^{-2}): se tuvieron en cuenta los valores medios de ρ_b , profundidad, y $\%COD$ de cada estrato o profundidad analizada.

- Relación E4/E6 (establecida a partir de los espectros UV-Vis a 465 y 665 nm) utilizada para caracterizar el grado de humificación de las sustancias húmicas, tal como propusieron Bargiela & Iorio (2008)
- Tasas de lixiviación y de avance de la pluma de estiércol: se trabajó a partir de la técnica de análisis de perfil propuesta por Freeze & Cherry (1979), que relaciona la variación de la concentración de un trazador o indicador con la profundidad. El ion cloruro fue elegido como un trazador o indicador del movimiento de la solución de estiércol y del flujo de agua, debido a las diferencias significativas entre la concentración en el estiércol y el suelo.
- Flujo de humedad: se aplicó el balance de masa de Cl⁻ propuesto por Allison & Hughes (1978) con una modificación realizada por García et al., (2012).
- Clase de flujo vertical: se trabajó con las ecuaciones de Ogata (1970) y Ogata & Banks (1961).
- Coeficiente de difusión del ion Cl⁻ en el suelo: se aplicó la ecuación de Shearer et al. (1973).

CAPÍTULO 3

ESTRATIFICACIÓN Y SELLADO

3.1 Introducción

Planteo del problema y revisión de antecedentes

El perfil del sistema edáfico en corrales de engorde se diferencia del perfil de un suelo prístino o afectado por la agricultura. Estudios realizados por Mielke et al. (1974) y Barrington & Madramootoo (1989) informaron el desarrollo de un estrato orgánico dispuesto sobre la superficie del suelo del corral. Este estrato orgánico consiste en un pack de estiércol y una interfase o lámina de estiércol-suelo. La evidencia publicada muestra que la interfase estiércol-suelo da como resultado un auto-sellado del suelo o piso del corral, reduciendo sustancialmente el flujo de humedad y la lixiviación de la solución de estiércol hacia los horizontes inferiores (Mielke & Mazurak, 1976; Barrington & Madramootoo, 1989; Maule & Fonstad, 2000).

Un sustento teórico para este comportamiento lo establecieron Mielke et al. (1974) quienes infirieron que el sellado en la superficie de los corrales de engorde se debe fundamentalmente a un proceso físico dado por una combinación de compactación y obturación de los poros del suelo por el material particulado del estiércol. Investigadores como Chang et al. (1974), Rowsell et al. (1985), Barrington et al. (1987a,b), y Maule et al. (2000), apoyan esta hipótesis. Ellos examinaron suelos bajo condiciones de acumulación de estiércol y encontraron sólidos orgánicos fijados a las partículas del mismo. No sólo los procesos físicos intervienen en la formación de la interfase estiércol-suelo, sino que también lo hacen los procesos químicos. El estiércol presenta elevadas cantidades de potasio (K^+) y sodio (Na^+) que influyen en las interacciones electrostáticas de los coloides y causan su dispersión. Al mismo tiempo, el pisoteo del animal compacta las partículas dispersas en una densa lámina. Schuman & McCalla (1975) registraron una elevada cantidad de K^+ intercambiable a pocos centímetros de profundidad en corrales de engorde. También Kennedy et al. (1999) encontraron una elevada adsorción de sodio en la interfase (estiércol-suelo), reforzando la hipótesis planteada por Mielke et al. (1974). Algunas investigaciones muestran que además de la obstrucción física y química, pueden intervenir mecanismos bioquímicos. Los mismos pueden actuar destruyendo la macroestructura del suelo, como consecuencia de la acción de microorganismos (Barrington & Jutras, 1983; Barrington & Madramootoo, 1989), y por la formación de geles orgánicos y derivados de polisacáridos, que contribuyen al sellado de la superficie (Mitchell & Nevo, 1964; Schuman & McCalla, 1975).

Por consiguiente, teniendo en cuenta los estudios existentes¹, es posible establecer que tanto factores físicos como químicos y biológicos desempeñan un

¹ Es importante destacar, que la mayor parte de los estudios sobre el sellado del suelo por estiércol, se establecieron en sistemas que sostienen producciones intensivas de cerdo o tambos Cf. Chang et al., 1974; Barrington & Jutras, 1983; Barrington & Madramootoo, 1989, y bajo condiciones continuamente saturadas Cf. Parker et al., 1999a, sólo unos pocos datos se encuentran en corrales de engorde de ganado vacuno Cf. Mielke & Mazurak, 1976; McCullough et al., 2001; Maule & Fonstad, 2007; García et al., 2012.

papel importante en la formación de una lámina o estrato orgánico “impermeable” en los primeros centímetros del suelo, que restringe el movimiento vertical del agua y de los contaminantes.

Sin embargo, la existencia de la interfase no parece impedir totalmente la infiltración del agua. Existen datos que indican que la capa orgánica acumulada no elimina la entrada de carga a la superficie inferior (Kennedy et al., 1999; Parker et al., 1999; Mc Millan et al., 2001; Maulé & Bing Si, 2009; García et al., 2012). Así, Chang et al. (1974) demostraron un aumento significativo en nitratos, cloruros, y materia orgánica a una profundidad de 3 m debajo de un corral, comparado con un sitio de control. Es decir, el sellado de la superficie del suelo, si bien limita la entrada, no la impide, posibilitando el pasaje de agua y de iones en solución a través de la interfase.

Conocer cómo se desarrolla con el tiempo de uso la estratificación de la capa orgánica y su influencia en las propiedades del suelo subyacente, permitirá conocer las características del sellado de la superficie e inferir sus consecuencias en los flujos de solutos disueltos y de humedad en el suelo subyacente.

Variables edáficas relacionadas con la dinámica hídrica vertical

El comportamiento de ciertas variables edáficas en el perfil puede ser representativo de la dinámica hídrica vertical (Rawls & Brakensiek, 1990), sobre todo en sistemas donde la tasa de infiltración es muy baja, como el caso de los corrales de engorde. Así, por ejemplo, ciertas variables físicas y químicas permiten explicar el comportamiento hidrológico del suelo y los cambios frente a estas actividades. Así lo establecieron Rawls et al. (1991), quienes informaron que la cantidad de agua retenida en un suelo depende fundamentalmente de la densidad aparente, la porosidad, la estructura, la textura, el contenido de materia orgánica, y la mineralogía de las arcillas. Otras variables, como la concentración de cloruro o la conductividad eléctrica, pueden actuar como indicadoras de los flujos de agua y de solutos disueltos (las mismas serán desarrolladas en el capítulo 4).

A continuación se definen algunas variables físicas y químicas, fácilmente medibles en estos sistemas, las cuales permitirán inferir los mecanismos que intervienen en la dinámica hídrica en corrales de engorde:

- **Humedad (θ):** Los cambios en el perfil del porcentaje de humedad dan cuenta de los diferentes estratos, asociados a la capacidad de retención de agua de cada uno. Asimismo, el porcentaje de humedad determina la tasa de infiltración y la lámina de agua que puede generarse en la superficie.
- **Espesor de la capa orgánica:** La misma puede absorber grandes cantidades de agua, debido a que presenta una mayor superficie de retención que un suelo mineral. En estudios realizados por García et al. (2012), este pack orgánico acumuló 1,6 veces más humedad que el horizonte A del suelo subyacente. La materia orgánica puede absorber una cantidad de agua igual a casi el 80 o 90% de su peso en una atmósfera saturada (Kennedy et al., 1999). Esta cantidad de agua acumulada en la capa orgánica está

directamente relacionada con el flujo de humedad del suelo y los niveles de lixiviación de la solución de estiércol.

- *Calidad de la materia orgánica*: La naturaleza hidrofílica de la materia orgánica podría contribuir al sellado de la superficie e influir en los flujos de agua y materia. Por consiguiente, es importante caracterizar la materia orgánica y comprender el grado de humificación o polimerización que sufren estos residuos bajo las condiciones ambientales que se presentan (elevado nivel de pisoteo y humedad), así como su influencia en los procesos de transporte.
- *Densidad aparente (pb)*: La *pb* depende de la densidad real o de partículas y de la ordenación de estas en el espacio formando agregados. Cuantificar los valores de *pb* y analizar su variación en la capa orgánica y los primeros centímetros del suelo nos permitirán establecer problemas de compactación y nos brindará una idea de la organización de la matriz sólida y su influencia en los flujos de agua y materia.
- *Distribución de poros y porosidad total*: Dentro de la matriz del suelo existe un complejo ordenamiento de cavidades entre y dentro de los agregados, las que varían en tamaño, forma, conectividad, cantidad y tortuosidad, siendo extremadamente compleja una precisa caracterización de dichas propiedades. Sin embargo, el espacio poroso total puede ser determinado con alta precisión, como también el volumen o porcentaje ocupado por las distintas fracciones de poros. El tamaño de poro es una de las propiedades más importantes que afectan al movimiento del agua a través del perfil. La variación temporal en el porcentaje de poros de transmisión y retención, en la capa orgánica y en los primeros centímetros del suelo subyacente, modificará el flujo vertical de agua en el perfil.
- *Coefficiente de extensibilidad lineal (COLE)*: Este coeficiente o indicador es un valor que denota la fracción de cambio en la dimensión de los agregados al pasar de un estado seco a otro húmedo. Puede ser usado para hacer inferencias acerca de la capacidad de un suelo a contraerse y expandirse como consecuencia de su composición (USDA 1996; Castiglioni, 2008). En este caso particular, este índice permitirá inferir la capacidad de contraerse y expandirse que presenta el sistema (subcapas orgánicas - interfase-suelo subyacente) frente a los cambios de humedad. Este entendimiento permitirá predecir variaciones en el flujo vertical de agua y solutos, al menos temporalmente.
- *Textura del suelo subyacente*: El agua que se infiltra en la capa orgánica se evapora o pasa a través de la interfase y puede viajar dentro del suelo subyacente. En general se afirma que a mayor contenido de arena del suelo subyacente, mayor velocidad de percolación. No obstante, Mielke et al. (1974) informó que la textura del suelo en corrales de engorde parece tener poco efecto sobre el movimiento del agua en el perfil o sobre las características de la escorrentía.

3.2- Objetivos

Objetivo general

Conceptualizar el desarrollo de la capa orgánica acumulada sobre el suelo de corrales de engorde, estimando los mecanismos que conducen al sellado de la superficie del suelo.

Objetivos específicos

- Cuantificar y evaluar diversas variables físicas y químicas de interés hidrológico en el suelo de corrales de engorde con distintos tiempos de uso.
- Establecer la vinculación entre los cambios temporales en las propiedades y el comportamiento hidrológico del suelo.
- Identificar los mecanismos que llevan al sellado de la superficie del suelo y al desarrollo de la capa orgánica.

3.3- Materiales y Métodos

Área de estudio

La investigación se centró en los corrales de engorde de los *feedlots*: “Los Pampas” (FLP) y “La Invernada” (FLI), localizados en el partido de Teodelina (provincia de Santa Fe) y Junín (provincia de Buenos Aires) respectivamente. Los mismos fueron descritos en el capítulo 2, secciones: 2.1 y 2.2.

Diseño de muestreo

Para caracterizar los suelos representativos del área donde se encuentran los diferentes *feedlots*, así como los suelos afectados por corrales de engorde con distintos tiempos de uso, se trabajó según los criterios de selección de sitios y composición de la muestra explicados en el capítulo 2, secciones: 2.4 y 2.5. Para el muestreo en profundidad se tuvo en cuenta la estratificación observada del perfil, a saber: subcapa granular (SG), subcapa compactada (SC), interfase estiércol-suelo (INT) y suelo subyacente. La subcapa compactada se dividió en dos fracciones: superior e inferior (Figura 3.1). La primera de ellas (SCS) incluyó el límite superior de la misma (estiércol granular-estiércol compactado), y la segunda o subcapa compactada inferior (SCI) se midió sobre la interfase. En el suelo subyacente a la capa orgánica de cada corral y en los suelos testigos, se recolectaron muestras cada 5 cm hasta una profundidad de 30 cm (horizonte A).

Extracción y acondicionamiento de muestras

Las técnicas empleadas para la extracción y acondicionamiento de las muestras se describieron en el capítulo 2, sección 2.6. Para realizar la toma de muestra de la interfase se adaptaron los métodos de extracción al espesor de esta lámina (se trabajó con cilindros más pequeños).

Métodos de análisis

Determinaciones analíticas

Las propiedades físicas y químicas de las muestras recolectadas se determinaron por métodos estandarizados descritos en el capítulo 2, sección 2.7. Las variables medidas en cada unidad experimental se detallan a continuación:

En el laboratorio, sobre muestras disturbadas, se midieron las siguientes propiedades: materia orgánica (MO), carbono orgánico disuelto (COD), pH, conductividad eléctrica (CE), y textura. Sobre muestras sin disturbar se midieron: densidad aparente (ρ_b), y humedad gravimétrica (θ_g). Asimismo, se cuantificaron: la distribución de diferentes tamaños de poros, porosidad total, humedad volumétrica a capacidad de campo; y las curvas de contracción y dilatación de agregados a partir de las cuales se pudo establecer el coeficiente de extensibilidad lineal (COLE). Por último, se realizaron los espectros IR de las sustancias húmicas y se compararon con bandas de absorción características recopiladas por Barros & Iorio (2000), y los espectros UV-Vis a 465 y 665 nm.

Con respecto a la determinación cuantitativa del COLE para la INT, es importante destacar que las mediciones de la humedad a capacidad de campo y a las diferentes presiones para realizar las curvas de humedad y contracción, se realizaron en cilindros de menor volumen, tratando de completarlos con muestra sin disturbar, debido al escaso espesor de esta lámina.

A campo, se realizó la caracterización morfológica del suelo de cada corral o testigo.

Cálculos de nuevas variables a partir de ecuaciones

A partir de funciones de pedotransferencia se calcularon las siguientes variables: Humedad volumétrica (θ_v), lámina de agua, COLE (coeficiente de extensibilidad lineal), masa de materia orgánica (MO) por unidad de suelo (kg. m^{-2}), masa de carbono orgánico disuelto (COD) por unidad de suelo (g. m^{-2}), relación E4/E6 (establecida a partir de los espectros UV-Vis a 465 y 665 nm) utilizada para caracterizar el grado de humificación de las sustancias húmicas. Las mismas se describieron en el capítulo 2, secciones: 2,7 y 2,8.

Análisis descriptivo de los datos

Se utilizó estadística descriptiva (media y desvío estándar) para cuantificar las variables estudiadas. Las aproximaciones estadísticas se realizaron con el software Info Stat Profesional versión 2010 (Di Rienzo et al., 2010). El análisis de varianza (ANOVA) y la comparación de medias fueron llevados a cabo sobre las diferentes variables analizadas, para evaluar los efectos del tratamiento (corral con diferentes tiempos de uso y testigos). El diseño del modelo fue descrito en el capítulo 2, sección 2.8. Asimismo, se establecieron funciones matemáticas entre variables para predecir comportamientos. Se utilizó un modelo de regresión lineal para establecer la variación del volumen específico ($1/\rho_b$) por cada unidad de humedad gravimétrica (curva de contracción), cuyos parámetros se ajustaron empleando el método de cuadrados mínimos. Para la comparación de los datos

registrados entre los diferentes años de uso o tratamientos, se trabajó con el programa Statgraphics Centurión XVI, que permitió la comparación de líneas de regresión.

3.4- Resultados y Discusión

3.4.1- Estratificación morfológica

A partir de las observaciones realizadas en el suelo de los corrales de engorde con diferentes tiempos de uso, fue posible establecer la descripción morfológica de la capa orgánica y de los primeros 30 cm del suelo subyacente. La acumulación de residuos orgánicos aumentó con el tiempo de uso, alcanzando valores medios de espesor de 13; 25, y 31 cm para los corrales de 1, 4, y 8 años, respectivamente, del *feedlot* Los Pampas (FLP) (Figura 3.1). En el *feedlot* La Invernada (FLI), los corrales de 15 años de actividad alcanzaron una acumulación que fue algo menor a la de los corrales de 4 y 8 años del FLP. Esta acumulación es el resultado de la presencia ininterrumpida de ganado vacuno en los corrales de engorde (incluye la adición de heces y orina, y la acción mecánica realizada por el peso y las pezuñas del animal), así como procesos de erosión que llevan a mantener el nivel topográfico.

Al igual que lo descrito por otros investigadores (García et al., 2012; Woodbury et al., 2001; Southcott & Lott, 1977, Mielke et al., 1974), el perfil del suelo de los corrales de engorde, en superficie, estuvo conformado por tres subcapas bien diferenciadas (Figuras 3.1 y 3.2): una **subcapa superior o granular (SG)** (estiércol suelto), seguida de una **subcapa compactada (SC)** y del **suelo subyacente**, a las que se sumó un cuarto estrato constituido por una fina subcapa denominada **interfase estiércol-suelo (INT)** localizada entre la subcapa compactada y el suelo subyacente.

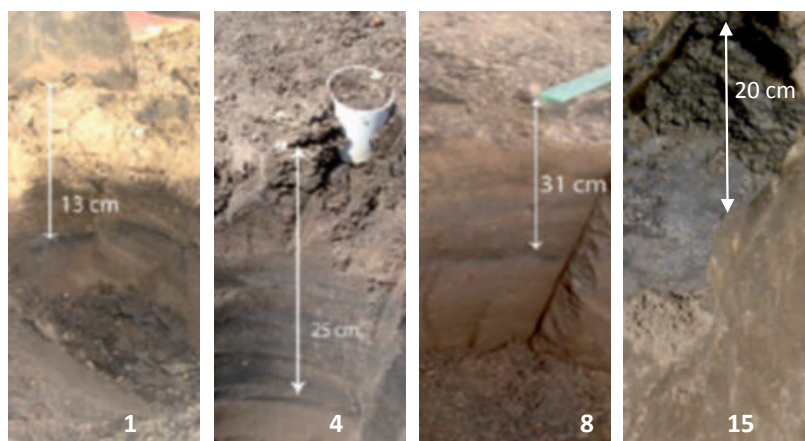


Figura 3.1 - Sistema edáfico debajo de corrales de engorde con diferentes tiempos de uso. Valor medio del espesor de la capa orgánica alcanzado ($n=3$)

La subcapa superior o granular (SG) está compuesta por un material granular, poco ligado, con una profundidad que varió en valor medio entre 3,2

cm (1 año) y aproximadamente 5,0 cm (4, 8 y 15 años) (Tabla 3.1, Anexo B, Figura B.1). La escasa cohesión del material responde en parte a la presencia de residuos orgánicos relativamente frescos, poco transformados, y a la acción mecánica de las pezuñas del ganado.

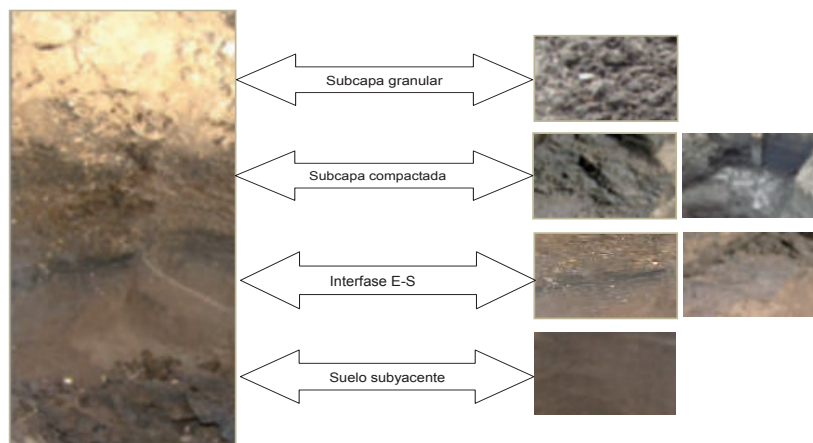


Figura 3.2 - Características de la estratificación física de la capa orgánica

Debajo de la SG se presentó una subcapa de color oscuro, compactada, definida como subcapa compactada (SC) conformada por materia orgánica humificada. Su espesor en valor medio varió entre 9,8 y 25,6 cm de acuerdo al tiempo de uso (Tabla 3.1). Estos valores superan ampliamente los informados por Mielke et al. (1974) (2,5 a 7 cm), Kennedy et al. (1999) (5 cm) y Miller et al. (2008) (2,5 a 11,3 cm) para la capa negra (llamada por estos investigadores como interfase negra). La limpieza sistemática del corral que se realiza en países con larga trayectoria en estas actividades estaría dando cuenta de las diferencias encontradas en este estudio.

La SC presentó una estructura inestable, pobre en material mineral, laminar y en profundidad masiva (corrales 4 y 8 años) (Figura 3.2; Anexo B, Figura B.2), de color negro en húmedo (10YR2/1); originada por el impacto del peso del animal sobre los residuos superficiales y el suelo, y por los procesos edáficos que tienen lugar en los ciclos de humectación y secado. Esta última hipótesis se sustenta ante la observación de cambios en la composición. Se observa material superpuesto con superficies más brillantes, manifestando la degradación y transformación del material orgánico acumulado (Anexo B, Figura B.3). En los corrales de 4 y 8 años se observaron eflorescencias o concreciones salinas, identificadas cualitativamente como carbonatos (Figura 3.2, Anexo B, Figura B.5). Generalmente, estas concreciones aparecen como resultado de los ciclos de humedecimiento y secado en ambientes con drenaje restringido. Asimismo, la capa compactada tomó tonalidades azules pudiendo inferir la ocurrencia de procesos de gleización (Buol et al., 1980). Gleización es la reducción del hierro en condiciones de anegamiento del suelo, bajo condiciones anaeróbicas, con la producción de colores de azulado a verdoso en la matriz gris del suelo (Buol et al., 1980), visualmente identificable en el campo. Estos datos ponen en evidencia

la ocurrencia de procesos anaeróbicos y aeróbicos dependientes de las condiciones ambientales existentes (humedad y temperatura). Es importante destacar que la disponibilidad de oxígeno regula la síntesis, degradación, y acumulación de material orgánico en el suelo.

Tabla 3.1- Descripción morfológica del estrato orgánico y el suelo subyacente

	Subcapa	Espesor (cm)		Color en seco	Características morfológicas más representativas
1 año	Granular	3.2±0.9	10YR3/4,5	Gris muy oscuro	Estructura granular. Agregados esféricos. Residuos sin descomponer.
	Compactada	9.8±2.7	10YR3/4	Pardo amarillento oscuro	Estructura laminar.
	Interfase	0.5 - 1	10YR2/1	Negro	Lámina muy compactada.
	Suelo subyacente*	30.0	10YR 4/2	Pardo grisáceo oscuro	Estructura bloques angulares medios. Textura: Franco a Franco Arenoso.
4 años	Granular	5.0±1.3	10YR3/4,5	Gris muy oscuro	Estructura granular. Agregados esféricos. Residuos sin descomponer.
	Compactada	19.5±4.5	10YR4/2	Pardo grisáceo oscuro	Estructura laminar y masiva. Concreciones salinas. Geles orgánicos.
	Interfase	0.5 - 1	10YR2/1	Negro	Lámina muy compactada
	Suelo subyacente*	30.0	10YR 4.5/2	Pardo grisáceo a pardo grisáceo oscuro	Estructura bloques angulares medios Textura: Franco a Franco Arenoso.
8 años	Granular	5.4±1.6	10YR3/4,5	Gris muy oscuro	Estructura granular. Agregados esféricos. Residuos sin descomponer.
	Compactada	25.6±5.2	10YR4/2	Pardo grisáceo oscuro	Estructura laminar y masiva. Concreciones salinas. Geles orgánicos.
	Interfase	0.5 - 1	10YR2/1	Negro	Lámina muy compactada.
	Suelo subyacente*	30.0	10YR 4.5/2	Pardo grisáceo a pardo grisáceo oscuro	Estructura bloques angulares medios. Textura: Franco a Franco Arenoso.
15 años	Granular	5.08±0.76	10YR3/4,5	Gris muy oscuro	Estructura granular. Agregados esféricos. Residuos sin descomponer.
	Compactada	15.43±10.23	10YR4/2	Pardo grisáceo oscuro	Estructura laminar y masiva. Geles orgánicos.
	Interfase	0.5 - 1	10YR2/1	Negro	Lámina muy compactada.
	Suelo subyacente*	30.0	10YR4/3	Pardo oscuro a oscuro pardo	Estructura bloques subangulares medios. Textura: Franco arenoso.

* Suelo subyacente: los 30 cm de espesor corresponden a la profundidad estudiada, horizonte A.

Al separar la SC, quedó al descubierto una superficie lisa, de 5 a 10 mm de espesor, de color negro en seco (10YR2/1), expuesta sobre la superficie del suelo, en forma masiva (Figura 3.1, Anexo B, Figuras B.2, B.3 y B.4). Esta subcapa, no siempre presentó límites definidos y en ocasiones no fue observada, pudiendo estar subsumida en la capa compactada superior. Asimismo, la falta de visibilidad en aquellos sitios de mayor humedad es probable que se debiera al color oscuro de las mismas, que pudo impedir su diferenciación visual. Esta lámina de transición (INT), podría contribuir de manera sustancial al sellado u obstrucción de la superficie del suelo y a la disminución de la tasa de infiltración, como también dar cuenta del grado de transporte de materia orgánica en el perfil del suelo.

Similares observaciones fueron establecidas por Barrington et al. (1987a,b) y por Southcott & Lott (1997), quienes identificaron una lámina de pocos mm de espesor que representaría un sellado biológico dispuesto sobre el suelo. Más recientemente, Tyner & Lee (2004), McKinley & Siegrist (2010) y otros investigadores propusieron la misma explicación para sus hallazgos trabajando en un sistema semejante al de este estudio (considerando al suelo como unidad de tratamiento de aguas residuales). Sin embargo, Mielke et al. (1974), McCullough et al. (2001) y Miller et al. (2008) informaron de la presencia de una

lámina de transición o interfase estiércol-suelo (también llamada subcapa o interfase negra) de mayor espesor que la establecida en este estudio (de 2 a 11 cm), localizada debajo de una capa de estiércol suelto y sobre un suelo nativo. Es importante destacar que estos investigadores describieron sólo tres subcapas y posiblemente hayan considerado como interfase estiércol-suelo o subcapa negra al conjunto de lo que en este estudio se ha separado en subcapa compactada e interfase.

Considerando sólo el sitio FLP, dado su registro temporal, podemos indicar que al año de actividad las subcapas que conforman la capa orgánica estaban identificadas (SG, SC e INT), coincidiendo con Miller et al. (2008) quienes indicaron que la capa negra compactada se forma dentro de los primeros meses de actividad permanente dentro del corral. La subcapa compactada aumentó su espesor 1,9 y 1,3 veces al pasar de 1 a 4 años y de 4 a 8 años respectivamente (Tabla 3.1). Los datos de espesor de esta capa en función del tiempo se ajustaron a la función:

$$y = a(1 - e^{-b \cdot x}) \quad r^2 = 0,97$$

siendo la variable (y) la extensión de la capa, en tanto que la variable independiente corresponde al tiempo de uso. Los factores $a=24,71$ y $b=0,43$ estadísticamente significativos con un p-valor $< 0,001$, representan la asíntota y la tasa de cambio respectivamente. Esta función indica que a medida que aumenta el tiempo de uso el espesor de la capa compactada se estabiliza en un valor máximo, posiblemente regulado por factores físico-ambientales. Estos datos permiten estimar que el valor alcanzado de espesor a los 8 años de uso se acercó al máximo espesor posible.

Según Mielke & Mazurak (1976), la capa negra compactada es el resultado de la acción de las pezuñas del ganado y la materia orgánica sobre el suelo. La forma en que esta subcapa crece y/o interacciona con el suelo subyacente, si bien fue estudiada por varios investigadores, todavía no se entiende perfectamente, así como los mecanismos que intervienen en dicho proceso. Barrington & Madramootoo (1989), estudiaron la amplitud del sellado de los poros a partir de ensayos realizados en columnas de diferentes suelos, a los que se les agregó estiércol de porcino. Estos investigadores establecieron que el sellado de los poros en un suelo arenoso se produce en su superficie, mientras que para una textura franco arcillosa el sellado puede extenderse dentro del mismo hasta los 10 cm de profundidad. Estas diferencias se debieron a la habilidad del suelo franco arcilloso de acumular sólidos del estiércol dentro de sus poros. En tanto que el sellado pobre en suelos arenosos podría estar dado por el mayor tamaño de los poros y, como consecuencia, la imposibilidad de obstrucción de los mismos por los sólidos del estiércol. También Vandevivere et al. (1995) afirmó esta hipótesis, aunque sus explicaciones pusieron el acento en los procesos biológicos y no en los físicos. Para ellos, la habilidad de la biomasa para reducir la infiltración depende de la textura del suelo, destacando que aquellos suelos de textura fina muestran una marcada reducción en la infiltración comparados con suelos de textura gruesa. En contraste con estos

estudios, Majumdar (1997) y Miller et al. (2008) informaron que el mayor espesor de la subcapa negra o interfase se observó en suelos de textura gruesa.

Considerando el suelo como unidad de tratamiento de aguas residuales, McKinley & Siegrist (2010) estudiaron su obstrucción inducida por aguas negras. Estos investigadores definen dos zonas: la *biomanta* o capa superficial (capa negra de apenas unos pocos mm de espesor, donde se produce la principal disminución de la tasa de infiltración), y la *biozona* que se encuentra inmediatamente por debajo de la anterior (zona biológicamente activa, caracterizada por la producción de células microbianas y subproductos del crecimiento y descomposición). Esta zona da cuenta de la amplitud del sellado, pudiendo extenderse a decenas de centímetros de profundidad en el suelo subyacente. Forma un continuum entre la *biomanta* y el medio poroso relativamente poco afectado, es decir el más profundo en el perfil del suelo. La actividad microbiana estimulada en la biozona también puede provocar reducciones en la tasa de infiltración del efluente, lo que resulta en la obstrucción del suelo.

En el suelo subyacente a la capa orgánica, de textura franco arenosa (Anexo A: Tabla A.4), no fue posible establecer una evidencia visual de acumulación aparente de sólidos orgánicos a modo de transición (biozona). Para alcanzar una idea más concluyente de los mecanismos que intervienen en la formación de la INT y los factores que influyen en la mayor o menor impermeabilización, a continuación se analizarán las variables físicas que podrían manifestar cambios en los flujos y la permeabilidad del suelo.

3.4.2- Propiedades físicas

Densidad aparente

Esta variable se comporta de manera semejante para todos los tratamientos (Figura 3.3); la capa orgánica muestra menor densidad aparente (pb) que el suelo mineral subyacente, respondiendo a la menor densidad de partículas de la materia orgánica comparada con el material mineral.

En las subcapas orgánicas de todos los tratamientos, los valores medidos variaron entre 0,83 y 1,19 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$, con un suave gradiente positivo de pb con la profundidad de la capa orgánica. Los valores registrados en la SCI no presentaron diferencias significativas entre tratamientos ($p>0,05$), alcanzando un valor medio de $1,17\pm 0,06 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Este valor se corresponde con los encontrados por Miller et al. (2008) y Mielke et al. (1974), quienes informaron una pb de 0,73 y 1,26 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ para la subcapa negra en corrales de engorde levantados en suelos franco arenoso (sur de Alberta) y franco limoso (Nebraska), respectivamente. Asimismo, estos valores resultaron más bajos que los informados por Miller et al. (2008) para otros sitios dentro del mismo estudio (1,56 y 1,55 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$). Estos investigadores justificaron las diferencias aludiendo a variaciones en la concentración de carbono orgánico.

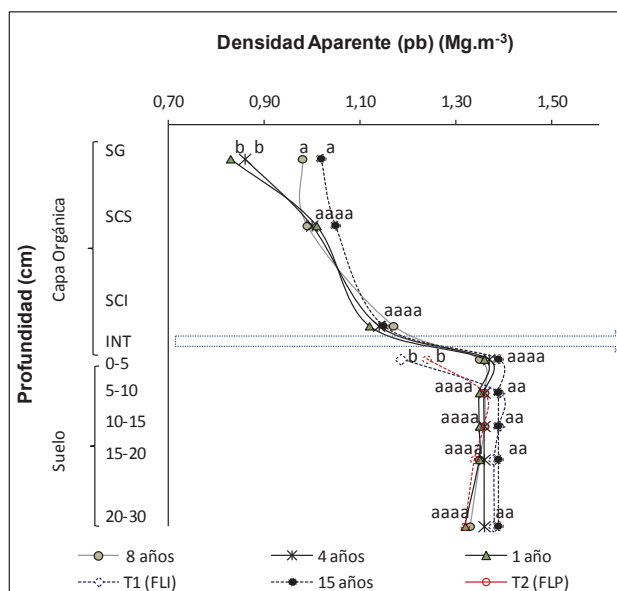


Figura 3.3 - Variación de la densidad aparente (*pb*) con la profundidad para los diferentes períodos de tiempo analizados. Los valores medios ($n=3$) presentaron coeficientes de variación entre 1,5 y 5,8%

Los valores registrados en los primeros 5 cm por debajo de la interfase no mostraron diferencias significativas ($p>0,05$) entre corrales, con una media de $1,48\pm 0,02$ Mg.m⁻³. A mayor profundidad y para cada perfil, la *pb* alcanza valores máximos característicos de cada suelo testigo, permaneciendo constante hasta la profundidad estudiada (Figura 3.3). Del análisis del perfil surge que el mayor cambio se produjo entre la SCI y el suelo subyacente, a través de la INT, con un aumento promedio del 22,8% respecto de la SCI. Si bien hacia la INT aumenta la *pb*, los máximos valores se registran en el suelo subyacente, concordando con Miller et al. (2008), y difiriendo de Mielke et al. (1974), quienes registraron el máximo valor del perfil en la interfase o subcapa negra, trabajando con un suelo de similares características.

En cada suelo testigo, la *pb* en los primeros 5 cm fue significativamente menor ($p<0,05$) que en el suelo de los corrales, y también menor que en el resto del perfil, (Figura 3.3). Estas diferencias, probablemente estén relacionadas al escaso disturbio de la superficie de los suelos con pastizales naturales, al no haber sido laboreado ni pisoteado, sumado al contenido de materia orgánica y al efecto agregante de la biomasa de raíces en los primeros centímetros del suelo.

Los resultados obtenidos ponen en evidencia el efecto protector que podría tener el pack de materia orgánica, al contrarrestar el pisoteo y la compactación por parte del ganado. Resultados semejantes fueron encontrados por Miller et al., (2008) y McCullough et al. (2001) dentro del corral, estableciendo que las diferentes zonas no influyen en la densidad aparente del suelo subyacente ya que la cantidad de materia orgánica existente en cada una

de ellas (que estará de acuerdo al tiempo que el animal pasa en esta área) podría contrarrestar el efecto de compactación por pisoteo.

En un suelo bien estructurado, la densidad aparente (pb) está condicionada por la porosidad del sistema (St). En este caso de estudio, la capa orgánica dispuesta sobre la superficie, sin una incorporación al suelo subyacente y sometida al pisoteo animal, no presentó una estructuración bien definida sino que la misma varió con la profundidad (Tabla 3.1), y posiblemente con los procesos de descomposición, mineralización y humificación. La baja relación lineal establecida entre ambas variables (pb & St) (Figura 3.4a), pone en evidencia la falta de estructuración. Asimismo, da cuenta de la existencia de otros factores que podrían estar interviniendo en el valor de la pb de esta capa, como por ejemplo la humedad.

Frente a altas condiciones de humedad, en eventos de grandes lluvias, la gran capacidad de retención hídrica de los coloides orgánicos, sumado al pisoteo del ganado, aumentan la densidad aparente de los residuos orgánicos. Este aumento de densidad alcanza un máximo (densidad máxima) a una determinada humedad, llamada humedad crítica, donde se establece la máxima compactación (Taboada, 2007). La relación establecida entre las variables pb y θ_g podría dar cuenta de este proceso (Figura 3.4b).

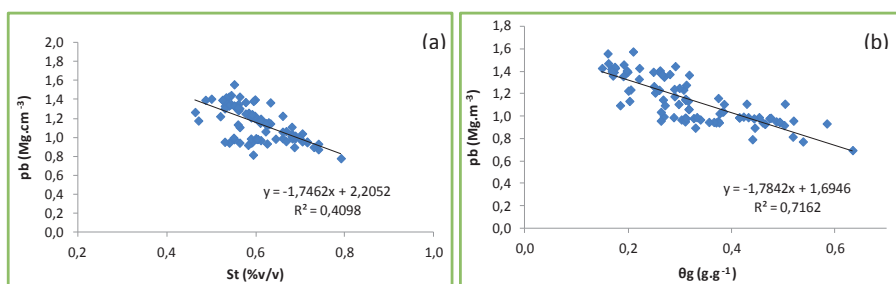


Figura 3.4 - Relación lineal entre: a) pb - St y b) pb - θ_g , en la capa orgánica de los corrales. Datos obtenidos en los corrales de 1,4 y 8 años de uso ($n= 81$)

En condiciones extremas de pisoteo y con una humedad que sobrepasa el nivel crítico tiene lugar la ocurrencia de daño por “poaching”, dejando al sistema totalmente amasado, con pérdida de estabilidad y resistencia (Anexo B, Figura B6). El “poaching” suele afectar un espesor de la capa orgánica mayor que la simple compactación y generalmente se produce dentro del corral en las zonas de mayor tránsito como son las áreas de comedero y bebedero. Los factores que podrían estar regulando la humedad crítica en este sistema son las variaciones en la calidad y cantidad de la materia orgánica que conforman la capa superpuesta, al igual que la interfase, como sellado de la superficie infiltrativa, y el cambio textural del suelo subyacente. Bajo estas condiciones, la INT podría jugar un papel importante como portante o piso-sostén de los animales.

Porosidad total. Distribución por tamaño de poro

Para estudiar estas variables sólo se consideraron los corrales de 1, 4 y 8 años de uso (FLP), dado su registro temporal y menor variabilidad en los datos al pertenecer al mismo establecimiento. Para estas variables no se cuantificó la INT debido al escaso espesor de la lámina extraída que no permitió una cuantificación precisa con los métodos físicos empleados. La figura 3.5 muestra la variación de la porosidad con la profundidad para los diferentes tratamientos.

En términos generales, las subcapas SG y SC registraron altos porcentajes de poros $\geq 56\%$, tal como era de esperarse debido a las características particulares de la materia orgánica. Las cargas eléctricas de los coloides orgánicos generan un acomodamiento de las partículas que da lugar a una alta proporción de espacio libre. Sin embargo, en el suelo subyacente el valor medio alcanzado fue de $48,13 \pm 1,3\%$, respondiendo a la baja reactividad química de las partículas de arena y limo, características de este suelo (franco arenoso a arenoso).

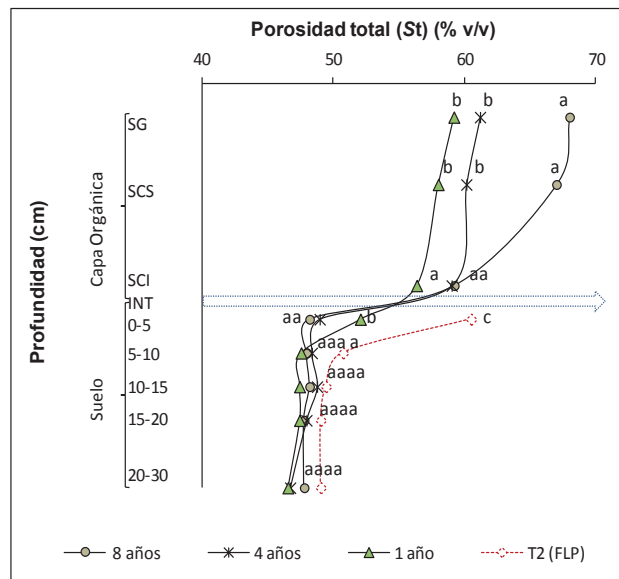


Figura 3.5 - Variación de la porosidad total (St) con la profundidad para los diferentes períodos de tiempo analizados en FLP. Los valores medios ($n=3$) presentaron coeficientes de variación entre 1,4 y 8,9%

En la capa orgánica de todos los tratamientos se estableció una leve disminución hacia la INT, alcanzando en la SCI un valor medio de $58,2 \pm 1,6\%$. Asimismo, se presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$) de esta variable con el tiempo de uso. Los valores medios más elevados se registraron en los corrales de 8 años, donde el estrato orgánico presentó el mayor desarrollo y posiblemente una mayor estabilidad biológica y estructural, confiriéndole una mayor porosidad.

En los corrales de 4 y 8 años de uso, al atravesar la INT y alcanzar los primeros 5 cm del suelo subyacente, la S_t disminuyó un 16,5%, manteniéndose constante hasta los 30 cm de profundidad estudiada. En los corrales de 1 año de uso, la disminución a los 5 cm fue significativamente ($p < 0,05$) más leve (7,5%) (Figura 3.5) y a los 10 cm de profundidad se igualó al suelo testigo. En este último, la S_t en los primeros 5 cm mostró un comportamiento diferencial al suelo de los corrales a la misma profundidad de análisis ($p < 0,05$) y también con respecto al resto del perfil estudiado. Al igual que para la pb , en la superficie del suelo nativo el menor disturbio junto a la mayor acumulación de materia orgánica proveniente de los pastizales naturales, pueden justificar los más altos valores de porosidad encontrada.

En las figuras 3.6 (a) y (b) se observa que la mayor contribución a la porosidad total (S_t) estuvo dada por los poros de retención (S_{ret} , $< 50 \mu m$). En la capa orgánica esta fracción representó entre el 82 y 92% de la S_t , en tanto que en el suelo subyacente estudiado alcanzó un valor medio de 75%. Como consecuencia de su representatividad, esta fracción imprime las características al perfil de porosidad total y al perfil de humedad; manifestándose en la fuerte relación positiva que se establece entre estas variables (Figuras 3.7 a y b). Este resultado condice con las características exógenas del sistema. Cuando aumenta la compactación del sistema, por pisoteo en seco o por el aumento de humedad y amasado, la porosidad tiende a desaparecer. Los espacios más afectados son los macroporos que sufren, en su mayor parte, una disminución de tamaño transformándose en microporos o poros de retención (Taboada, 2007).

A pesar de la menor representatividad que tienen los poros de transmisión (S_{trans}), resulta interesante poder establecer cómo esta actividad impacta en los mismos, ya que las características de la capa orgánica y los productos de su degradación podrían alterar su volumen. Asimismo, son estos los poros que nos interesa estudiar, ya que intervienen en el transporte de agua y solutos. Por estos motivos, se ha analizado la distribución del volumen de poros de transmisión con la profundidad, teniendo en cuenta la totalidad de los mismos (Figura 3.6 a) y su fraccionamiento en poros de transmisión cuyos tamaños varían entre 50-300 μm (S_{trans} , 50-300 μm) (Figura 3.6 d) y poros de transmisión mayores a 300 μm (S_{trans} , $> 300 \mu m$) (Figura 3.6 c), estos últimos están relacionados con el flujo por caminos preferenciales.

De este análisis surge que, para los diferentes tiempos de uso, en la capa orgánica se estableció un aumento de S_{trans} con la profundidad, dado por variaciones en $S_{trans} > 300 \mu m$. El aumento de volumen de los macroporos más grandes ($S_{trans} > 300 \mu m$) fue gradual, en tanto que el volumen de macroporos más chicos (S_{trans} 50-300 μm) permaneció prácticamente constante en la capa orgánica hasta alcanzar la SCI, desde donde registró un aumento brusco (2,64 veces) al atravesar la INT y pasar a los primeros centímetros del suelo subyacente (Figuras 3.6 c y d).

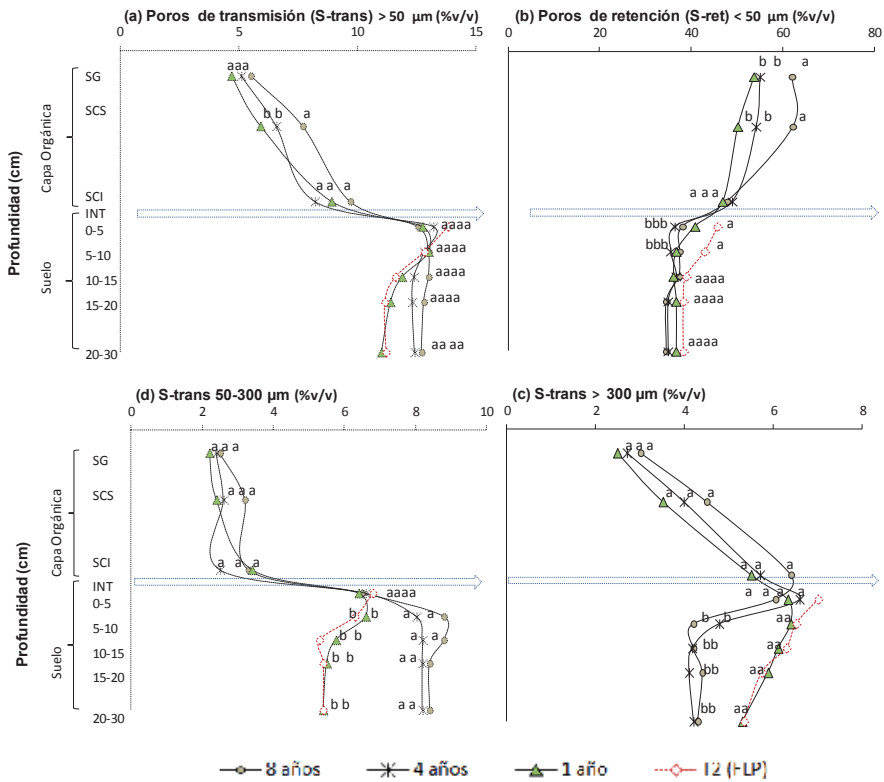


Figura 3.6 - Variación de volúmenes de poros de diferentes tamaños con la profundidad para los distintos periodos de tiempos analizados. Los valores medios ($n=3$) presentaron coeficientes de variación entre 6 y 43%, los mayores coeficientes se establecieron en los poros S-trans>300 (10-24%) y S-trans 50-300 (16 -43%)

Para todos los tratamientos, en el suelo subyacente se alcanzaron los máximos valores de S-trans (Figura 3.6 a), que no difirieron significativamente ($p>0,05$) con respecto al testigo en cada profundidad analizada. Sin embargo, existe una diferencia significativa entre tratamientos cuando se analiza la variación en el perfil de los diferentes macroporos (Figuras 3.6 c y d). En los corrales de 4 y 8 años, el mayor volumen lo alcanzan los macroporos más chicos (S-trans 50-300 μm), que difieren significativamente ($p<0,01$) de los corrales de 1 año y el testigo a la misma profundidad. En estos últimos, los mayores porcentajes estuvieron dados por los macroporos más grandes (S-trans > 300 μm) es decir por un aumento en los canales, túneles y/o grietas. Estos resultados podría estar indicando que con el correr del tiempo, los poros más grandes, existentes en el suelo testigo, podrían sufrir cambios edáficos, transformándose en macroporos de menor tamaño, más estructurados.

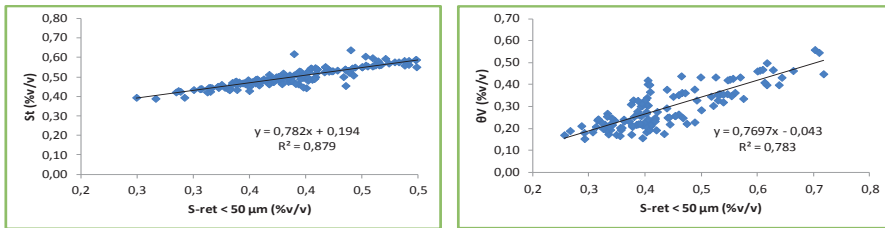


Figura 3.7 - Relación lineal entre: a) St-Sret y b) θv -Sret. Se consideraron los datos obtenidos en los corrales de engorde de 1,4 y 8 años de uso ($n=216$)

Por consiguiente, las variables St, S-ret y S-trans, al igual que pb , en el suelo subyacente a la capa orgánica, no muestran diferencias significativas entre tratamientos para las diferentes profundidades analizadas, y tampoco con el suelo testigo a profundidades mayores a los primeros 5 cm. Es posible inferir que la capa orgánica tendría un efecto protector de la compactación con el tiempo de uso. Sin embargo, existe una diferencia significativa entre tratamientos cuando se analiza el porcentaje que representan los diferentes poros de transmisión. Estos resultados manifiestan que la capa orgánica no sólo podría proteger al suelo subyacente de la compactación provocada por el ganado, sino que además podría favorecer la reestructuración del suelo subyacente, con cambios en la tasa de percolación.

Humedad volumétrica

En la figura 3.8 se muestran los cambios de humedad volumétrica (θv) con la profundidad para los diferentes períodos de uso analizados (perfil de humedad).

A pesar de los diferentes tiempos de muestreo, los dos establecimientos muestran un comportamiento semejante de esta variable. Se manifiesta una acumulación de humedad en la capa orgánica con respecto al suelo subyacente y al suelo testigo. La capa de estiércol provee una amplia superficie capaz de almacenar el agua de lluvia sobre la superficie del *feedlot* y retenerla por más tiempo que un suelo convencional (Kennedy et al., 1999). Esta capacidad la lleva a actuar como reservorio de agua frente al suelo subyacente. Así lo determinaron McCullough et al. (2001), quienes establecieron que en 9 meses de actividad se acumuló 35 mm de agua proveniente del estiércol, semejante a lo encontrado en este estudio en corrales con 1 año de actividad (40,3 mm) (Tabla 3.2).

A partir del cálculo de la lámina de agua acumulada en cada estrato a las diferentes profundidades analizadas (Tabla 3.2), se puede establecer que los corrales de 8 y 15 años de uso presentaron los mayores valores de agua acumulada en la capa orgánica, resultando el 113,6% y 45,9% más de lo que acumuló el suelo subyacente en los primeros 30 cm de profundidad. Sin embargo, la capa de estiércol generada en los corrales de 4 años de uso retuvo una menor proporción de agua (24,6%), y fue menor aún en los corrales de 1 año, donde no alcanzó el valor medio de agua acumulada en el suelo subyacente analizado (Tabla 3.2). Esta disminución pudo ser debida al menor espesor de la

capa orgánica desarrollada y a variaciones en la calidad de la misma con el tiempo de uso.

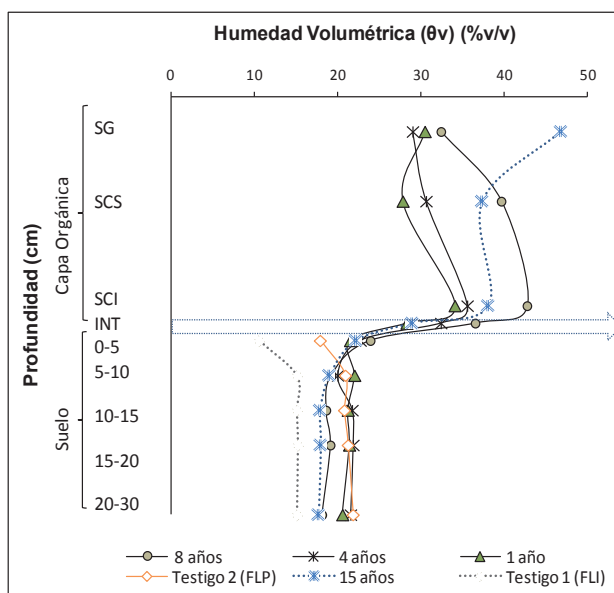


Figura 3.8 - Variación de la humedad volumétrica (θ_v) con la profundidad para los diferentes periodos de tiempo analizados. Los valores medios ($n=3$) presentaron coeficientes de variación entre 9,26 y 31,8%

Tabla 3.2- Lámina de agua acumulada en cada estrato (mm)

Media	15 años	8 años	4 años	1 año	T1 (FLI)	T2 (FLP)
SG	28,1a	17,6b	16,0b	9,8c	-	-
SCS	22,4a	23,8a	18,4ab	13,9b	-	-
SCI	30,5a	84,1b	46,4a	13,6c	-	-
Total capa org	81,1	125,6	80,9	37,3,3	-	-
0 a 5	11,1a*	12,0a	11,4a	10,8a	5,3b	9,0a
5 a 10	9,5ab	9,6a	10,0a	11,0a	7,6b	10,5a
10 a 15	9,0ab	9,3a	10,9a	10,7a	7,6b	10,4a
15 a 20	9,0ab	9,6a	11,0a	10,7a	7,7b	10,7a
20 a 30	17,0ab	18,2a	21,6a	20,6a	15,2b	21,9a
Total suelo (30 cm)	55,6	58,8	64,9	63,9	43,3	62,4

* Diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos, incluyendo los suelos testigos, a la misma profundidad analizada ($\alpha = 0,05$). No se realizó el análisis estadístico vertical ya que no se consideran variables independientes en esa dirección. La lámina se calculó a partir del valor medio de humedad volumétrica ($n = 3$) y el espesor de cada estrato estudiado.

Para poder esclarecer la influencia de estos factores en el espesor de la lámina de agua acumulada, se cuantificó la humedad a capacidad de campo

(θ_v -CC)^{2,3} (Tabla 3.3). Las subcapas orgánicas de los corrales de 4 y 8 años muestran tener la misma capacidad para retener agua cuando se les aplica una presión de 30 Kp ($p>0,05$); es decir, que sus diferencias en la acumulación de humedad están producidas fundamentalmente por el espesor de cada subcapa desarrollada. En los corrales de 1 año, cada subcapa presentó menor espesor y menor retención de humedad a CC que los otros tratamientos, y como consecuencia, menores valores en la lámina de agua acumulada en la capa orgánica (Tabla 3.2). Estos resultados ponen en evidencia que la cantidad de agua acumulada en esta capa aumenta con el desarrollo de la misma y la estabilización de la materia orgánica.

El mayor cambio en la acumulación de agua en el perfil se produjo al atravesar la interfase E-S (INT) (Figura 3.8, Tabla 3.2), es decir, al pasar de la capa orgánica compactada inferior (SCI) (zona de mayor acumulación) a los primeros 5 cm del suelo subyacente. En esta transición, las disminuciones registradas en la lámina de agua acumulada para cada tratamiento fueron: 1,3; 4,1; 7,0 y 2,7 veces para 1, 4, 8 y 15 años de uso. Estos resultados ponen en evidencia el impedimento al flujo de agua que está generando esta subcapa.

La INT presentó valores de θ_v -actual y θ_v -CC (Tabla 3.3) que no muestran diferencias significativas ($p>0,05$) entre los años de uso del corral, siendo la humedad acumulada al momento del muestreo en esta subcapa (θ_v -actual) semejante a la humedad a capacidad de campo (Tabla 3.3).

Los valores medios de las láminas de agua acumulada a cada profundidad analizada del suelo subyacente a la INT, no muestran diferencias significativas ($p>0,05$) entre los distintos corrales (Tabla 3.3). Asimismo, haciendo un análisis vertical, los valores de humedad permanecen casi constantes (Figura 3.8), alcanzando un valor medio para los 30 cm estudiados de los diferentes corrales igual a $20,5\pm 1,85\%$. Este valor fue semejante al encontrado por Miller et al. (2003a), quienes informaron de una humedad de 21,9% en un suelo franco bajo una capa orgánica cuyo espesor promedio fue de 7,4 cm, afectado por la misma actividad durante dos años.

En cada tratamiento, al comparar la humedad del suelo subyacente a la capa orgánica con el correspondiente testigo, no se encontraron diferencias significativas para la mayoría de las profundidades estudiadas ($p>0,05$) (Tabla 3.2). T1 (FLI) mostró menor humedad en los primeros 5 cm del perfil que el suelo subyacente a la capa orgánica tras 15 años de actividad ($p<0,05$). T2 (FLP) tuvo un comportamiento semejante a T1 en los primeros 5 cm con respecto al suelo subyacente de los corrales de 1, 4 y 8 años, aunque las diferencias no fueron significativas. Estas diferencias están relacionadas con la falta de cobertura de la capa orgánica en los testigos, que los expone a diferentes condiciones climáticas locales previas al muestreo. Asimismo, se observa que la humedad retenida al

² La humedad a capacidad de campo (CC) es el mayor contenido de agua que es capaz de retener el suelo después de la saturación, se mide aplicando una presión de 30Kp.

³ Este estudio se realizó en los corrales de 1, 4 y 8 años de uso (*feedlot* Los Pampas), de manera de tener una menor variabilidad en los datos al considerar sólo los corrales del mismo establecimiento.

momento de muestreo en T1 es algo diferente a T2. Estos resultados manifiestan que la capa orgánica anula las diferencias locales y estacionales marcando un patrón de comportamiento para la variación de humedad del suelo subyacente.

Tabla 3.3- Humedad volumétrica actual (% θ_v -actual), a capacidad de campo (% θ_v -CC) y a saturación (% θ_v -Sat) para los diferentes tratamientos

%θ_v-actual	8 años	4 años	1 año	T2 (FLP)
SG	32,5±7,2a*	29,1±6,0a	30,5±7,3a	-
SCS	39,7±5,5a	30,7±5,3ab	27,9±5,8b	-
SCI	42,8±4,1a	35,6±3,3b	28,1±3,6b	-
INT	26,6±4,8a	25,5±3,7a	23,4±5,8a	-
0a5	24,2±5,1a	22,8±3,2a	21,6±5,5a	17,9±5,7a
5a10	19,3±4,2a	20,1±3,8a	22,1±4,5a	20,9±5,5a
10a15	18,7±4,1a	21,8±3,2a	21,3±5,6a	20,8±5,6a
15a20	19,2±4,0a	21,9±3,9a	21,5±4,6a	21,3±4,0a
20a30	18,2±4,0a	21,6±4,1a	20,6±4,4a	21,9±2,1a
%θ_v-CC (30Kp)	8 años	4 años	1 año	T2 (FLP)
SG	37,6±7,6a	43,0±8,7a	24,9±5,3b	-
SCS	42,2±2,9a	42,8±6,2a	25,2±2,2b	-
SCI	43,2±2,0a	42,3±4,5a	24,2±2,7b	-
INT	29,3±1,3a	30,5±1,8a	26,2±1,2a	-
0a5	25,4±2,4a	22,1±3,0a	21,7±2,3a	22,3±1,5a
5a10	25,0±3,2a	23,9±3,2a	23,4±3,6a	21,6±2,9a
10a15	24,8±3,0a	25,4±3,7a	24,9±2,6a	24,7±2,5a
15a20	25,4±2,7a	25,3±2,9a	24,9±3,5a	24,5±2,9a
20a30	25,9±1,5a	25,4±3,1a	24,5±3,5a	24,0±2,0a
%θ_v Sat	8 años	4 años	1 año	T2 (FLP)
SG	71,5±5,4a	65,3±7,0a	61,5±3,9a	-
SCS	62,1±4,8a	59,4±2,9a	57,0±4,2a	-
SCI	56,6±2,8a	60,6±2,7a	55,6±2,3a	-
INT	51,4±3,2a	52,0±2,9a	51,0±3,2a	-
0a5	49,2±2,7a	50,4±3,1a	50,6±3,6a	44,9±3,8a
5a10	49,1±2,4a	48,1±2,9a	50,2±2,8a	43,7±3,7a
10a15	47,7±3,7a	48,4±3,3a	50,2±2,5a	41,4±3,2b
15a20	48,5±2,7a	47,9±3,7a	48,6±2,7a	43,5±2,5a
20-30	48,5±2,2a	48,9±2,5a	48,4±2,9a	43,1±2,1b

* Diferentes letras indican diferencias significativas entre los distintos tratamientos, incluyendo el suelo testigo, a la misma profundidad analizada ($\alpha = 0,05$), $n=3$.

Del análisis de estos resultados se deduce que la capa de estiércol provee una amplia superficie capaz de almacenar agua (proveniente de la lluvia o de la propia actividad- orina y excreta de los animal). Si bien esta capacidad es mayor cuanto más estabilizada es la materia orgánica y más desarrollada está la capa, al año de uso se observa una subcapa compactada con humedad suficiente como para conferirle a la interfase una humedad constante. Esta característica podría

estar contribuyendo al efecto de sellado y a la generación de un flujo característico y constante al suelo subyacente, muy por debajo de la saturación (Tabla 3.3), que se manifiesta al comparar la humedad del suelo mineral subyacente para los diferentes corrales.

Capacidad de contracción - Coeficiente de extensividad lineal (COLE)

Para caracterizar la capacidad de contraerse y expandirse que presenta la capa orgánica y en particular la interfase, frente a los cambios de humedad, se trabajó con las curvas de contracción (Figura 3.9, Tabla 3.4) y los coeficientes de extensibilidad lineal (COLE) (Tabla 3.5).

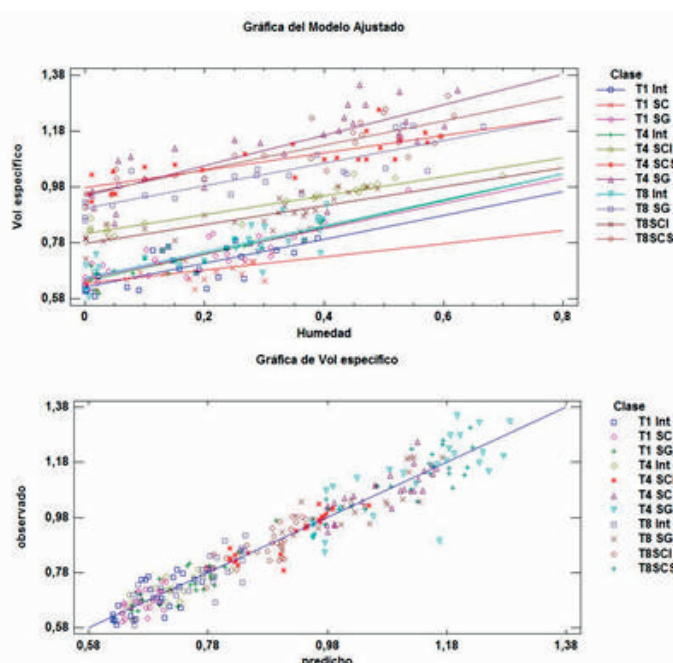


Figura 3.9 - Ajuste del modelo de la capacidad de contracción:
 (a) ajuste de los datos a un modelo lineal, 95% confianza, (b) relación entre valores observados y valores predichos por el modelo

Con respecto a las curvas de contracción, es bien conocido que en un suelo generalmente son de tipo sigmoidea. En este estudio frente a las características de la capa orgánica y de la interfase (elevada absorción de humedad, SG y SC poco estructuradas e INT muy compactada, laminar) se utilizó un modelo de regresión lineal para establecer la variación del volumen específico ($1/pb$) por cada unidad de humedad gravimétrica. Los datos obtenidos se ajustaron a la siguiente ecuación:

$$e_{\theta_i} = e_{\theta_0} \times \alpha \theta_i$$

Donde, $e_{\theta i}$ es el volumen específico a una determinada humedad, $e_{\theta 0}$ es el volumen específico cuando la humedad es 0, θi es la humedad gravimétrica y α es una constante de ajuste definida como la tasa de contracción.

Este modelo tuvo muy buen ajuste con los datos medidos (Figura 3.9). La relación entre las variables fue estadísticamente significativa ($p < 0.05$), con un nivel de confianza del 95,0%. El estadístico R^2 - ajustado fue 0,9242, indicando que este modelo explica el 92,42% de la variación del volumen específico ante el cambio de humedad (ver análisis estadístico Anexo B, R1). Se presentaron diferencias estadísticas entre las pendientes (nivel de confianza 95%) y entre las interceptas (nivel de confianza 99%) para los distintos valores de clase o fracciones analizadas (Tabla 3.4). Si bien el modelo se aplicó a los diferentes estratos de la capa orgánica y a la INT.

Tabla 3.4.- Coeficientes del análisis lineal de la capacidad de contracción

Clase	Intercepta ($e_{\theta 0}$)	Pendiente(α)	Predicho ($e_{\theta i}$)
T1 SG	0,65	0,43	0,79
T1 SC	0,64	0,23	0,71
T1 INT	0,62	0,43	0,74
T1 SS 0-10	0,69	0,19	0,73
T4SG	0,95	0,44	1,11
T4SCS	0,88	0,31	1,07
T4SCI	0,81	0,34	0,93
T4INT	0,64	0,48	0,80
T4 SS 0-10	0,64	0,21	0,69
T8SG	0,90	0,40	1,04
T8SCS	0,89	0,33	1,02
T8SCI	0,78	0,34	0,92
T8INT	0,65	0,47	0,82
T8SS 0-10	0,63	0,21	0,68
T 0-10	0,72	0,11	0,74

Los resultados identifican a la INT, en los corrales de 1, 4 y 8 años, como una de las zonas donde se producen los mayores cambios de volumen frente a procesos de secado y humedecimiento en la capa orgánica, alcanzando los mayores valores en las pendientes o constante de contracción (α), que resultaron estadísticamente iguales para todos los tratamientos (Tabla 3.4, ver análisis estadístico Anexo B, R2). Asimismo, la intercepta ($e_{\theta 0}$) alcanza valores muy semejantes (Tabla 3.4), aunque los corrales de 1 año difieren estadísticamente ($p < 0,01$). La homogeneidad de los datos en la INT ponen en evidencia que los poros rígidos de la misma parecerían no alterarse frente al estrés mecánico producido por el peso y la acción del animal a través del tiempo. Estos resultados, al igual que la homogeneidad en los valores de humedad a capacidad de campo y a saturación, refuerzan la idea de una subcapa con identidad propia.

Otra de las zonas donde se producen los mayores cambios de volumen frente a ciclos de secado y humedecimiento es la SG. La dinámica establecida en

este estrato (permanentemente afectada por el pisoteo animal, así como por la orina y excreta que le confieren una humedad casi permanente), da cuenta de esta característica. Cuando el sistema está muy húmedo, las partículas orgánicas tienden a llenar los espacios porosos con agua haciendo que el sistema alcance su máximo volumen lo que durante el secado conduce a la formación de terrones duros. Es importante destacar la gran heterogeneidad en la calidad de la materia orgánica de esta subcapa [percibida visualmente -residuos más o menos humificados- y a través de la variación en relación C/N de esta subcapa (tabla 3.7)], que justifica la gran variabilidad que se presentó en esta fracción tanto en la pendiente de la curva (tasa de contracción) como en la intercepta (volumen a sequedad).

Los valores de e_{θ_0} y los de e_{θ_i} estimados por el modelo permiten afirmar las diferencias observadas en el perfil de la pb para todos tratamientos. Se estableció un gradiente de mayor a menor volumen (e_{θ_0} y e_{θ_i}) desde las subcapas superiores (SG y SCS) hacia la INT, donde se presentó la mayor compactación (menor volumen específico). Asimismo fue posible identificar una clara diferencia entre los corrales de 1 año y el resto de los tratamientos, ya que los corrales de menor tiempo de uso presentaron menores valores de e_{θ_0} y e_{θ_i} y no se registraron diferencias en la intercepta (e_{θ_0}) para las distintas subcapas (lo que indica que alcanzan un mismo volumen en seco). Esta situación no se observó en los corrales de 4 y 8 años, donde se establecen diferencias entre las distintas subcapas orgánicas en cada tratamiento ($p < 0,01$). La falta de diferenciación de los estratos en los corrales de un año estaría indicando una menor estabilidad de la capa orgánica, dada por el menor tiempo de acumulación.

Los primeros 10 cm del suelo subyacente a la capa orgánica presentaron diferencias significativas tanto en la intercepta ($p < 0,01$) como en la pendiente ($p < 0,05$) entre los diferentes tratamientos y el testigo (ver análisis estadístico Anexo B, R3). Este último, en los primeros 5 cm, resultó con mayor volumen específico en seco y con menor pendiente (menor cambio de volumen frente a los cambios de humedad) que los suelos bajo corrales de engorde, poniendo en evidencia los efectos de la actividad en la disminución del volumen de poros, siendo coherente con el comportamiento de la densidad aparente.

A partir de las curvas de contracción (Figura 3.9) y con los datos de humedad a capacidad de campo (θ_v -CC) (Tabla 3.3) se calculó el COLE (Tabla 3.5).

Los valores obtenidos a las diferentes profundidades analizadas fueron muy semejantes para los corrales con distinto tiempo de uso (Tabla 3.5). Según la clasificación establecida por Grossmann et al. (1968) y adoptada por Soil Survey Staff (1997), para todos los tratamientos se estableció que las subcapas granular (SG) y compactada (SCS y SCI) presentan una contracción y expansión potencial "moderada", en tanto que la interfase (INT) entra en la categoría de "alta" y el suelo subyacente de "baja", a excepción de los primeros 5 cm de los corrales de 4 y 8 años donde se presentaron valores superiores ($p < 0,05$) a los de 1 año y testigo (Tabla 3.5). La baja capacidad del suelo subyacente se relaciona con las

características naturales del mismo (suelo de textura gruesa y poco estructurado de grano simple (Anexo A: Tabla A4).

Tabla 3.5- Coeficientes de extensividad lineal (COLE) para los diferentes tratamientos

Profundidad	8 años	4 años	1 años	T2 (FLP)
SG	0,054	0,058	0,056	-
SCS	0,059	0,052	ND *	-
SCI	0,050	0,040	0,040	-
INT	0,071	0,063	0,060	-
0a5	0,033	0,030	0,019	0,018
5a10	0,010	0,008	0,006	0,008
10a15	0,010	0,010	0,010	0,008
15a20	0,010	0,010	0,010	0,008

* ND (no determinado)

En términos generales, la capa orgánica en su conjunto presentó mayor capacidad potencial para contraerse y expandirse que el suelo mineral subyacente, y dentro de esta capa la interfase alcanzó los mayores valores, coincidiendo con la mayor tasa de contracción (α) estimada a partir del modelo lineal (e_{θ_i} vs θ_i). Este comportamiento posiblemente está relacionado con su configuración. Los agregados formados en esta capa orgánica podrían ser diferentes a los agregados húmicos-arcillosos. Se estima que son pobres en compuestos húmicos de insolubilización como consecuencia de la insuficiente cantidad de elementos insolubilizantes, arcillas y óxidos de Fe (Duchaufour, 1984). En esta capa, los cationes divalentes como el Ca^{2+} y las sustancias cementantes como los polisacáridos microbianos (puestos en evidencia en el estudio de la composición de la materia orgánica), podrían jugar un papel importante en la formación de los compuestos húmicos y de los agregados. Los polisacáridos confieren propiedades mecánicas, como la capacidad para contraerse y expandirse, características de los biofilms (Laspidou & Aravas, 2007) que justificarían el comportamiento de la INT.

3.4.3- Materia orgánica (MO)

Distribución en el perfil

La capa orgánica, dispuesta sobre la superficie del suelo, resulta en un ambiente de alto contenido de humedad y drenaje restringido por el sellado de la superficie del suelo (Figura 3.8), y aunque con buena porosidad (Figura 3.5), está mal aireado con alternancia entre condiciones aeróbicas y anaeróbicas. Las características morfológicas encontradas en la subcapa compactada (SC) dan cuenta de ello (concreciones salinas, geles orgánicos, tonalidades azules de procesos de gleización) (Tabla 3.1)⁴. Bajo estas condiciones, la tasa de

⁴ Es importante aclarar que una descomposición exclusivamente aeróbica o anaeróbica sólo se produce en ambientes controlados (Kirchmann, 1994)

descomposición de la materia orgánica dada por la actividad bacteriana es menor a la del aporte, dando como resultado un balance global positivo de acumulación de materia orgánica sobre el suelo de los corrales (Tabla 3.6; Figura 3.10). Esta acumulación en superficie se incrementó con el tiempo de uso, poniéndose en evidencia con el aumento de espesor de la misma (Figura 3.1). La relación C/N (Tabla 3.7) marca una diferencia entre la tasa de mineralización del nitrógeno en los corrales de 1 y 8 años de uso, indicando una menor tasa en los corrales de menor tiempo de uso, y como resultado un residuo orgánico relativamente fresco, poco estabilizado (Tabla 3.5).

Tabla 3.6- Masa de materia orgánica (MO) por unidad de suelo (kg. m⁻²)*

Profundidad	8 años	4 años	1 año	T2 (FLP)
SG	20,3	20,8	12,7	
SCS	29,8	22,8	18,8	
SCI	27,3	24,5	11,3	
Total capa orgánica	77,6	68,3	42,8	
0a5	4,2	4,4	3,4	3,4
5a10	2,5	2,8	3,2	3,1
10a15	2,5	2,9	3,3	2,9
15a20	2,5	2,8	3,2	2,8
20a30	4,7	4,9	5,8	5,0
Total suelo sub.	16,5	17,9	19,1	17,1

*Para el cálculo se tuvieron en cuenta los valores medios de: *pb*, profundidad, y % de MO de cada estrato o profundidad analizada. Sólo se consideraron los corrales de 8, 4 y 1 año de uso (FLP), dado su registro temporal y menor variabilidad en los datos al pertenecer al mismo establecimiento.

La materia orgánica en el suelo de los corrales mostró un patrón de distribución semejante para los diferentes tiempos de uso (Figura 3.10). En la subcapa granular (SG) no se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos con un valor medio de $38,78 \pm 2,73\%$. La homogeneidad en los valores manifiesta la presencia de actividad en los corrales. Es importante destacar que el estiércol fresco presenta una elevada cantidad de sólidos volátiles o materia orgánica, con valores medios de 80 y 85% en base seca (ASAE 2003; NCSU 1994). Es decir, cerca del 50% de la MO del estiércol ha sufrido una descomposición aeróbica y/o pérdida por erosión tras ser depositado sobre la superficie del corral.

Asimismo, en la figura 3.10 se observa, para todos los tratamientos, que el porcentaje de MO en la capa orgánica disminuyó significativamente ($p > 0,05$) desde la SG hasta alcanzar la interfase, donde registró un valor medio de $15,29 \pm 2,3\%$. Es importante destacar que esta disminución estuvo dada por una descomposición tanto aeróbica como anaeróbica de la materia orgánica, al alternar entre ciclos de humedecimiento y secado en ambientes con drenaje restringido.

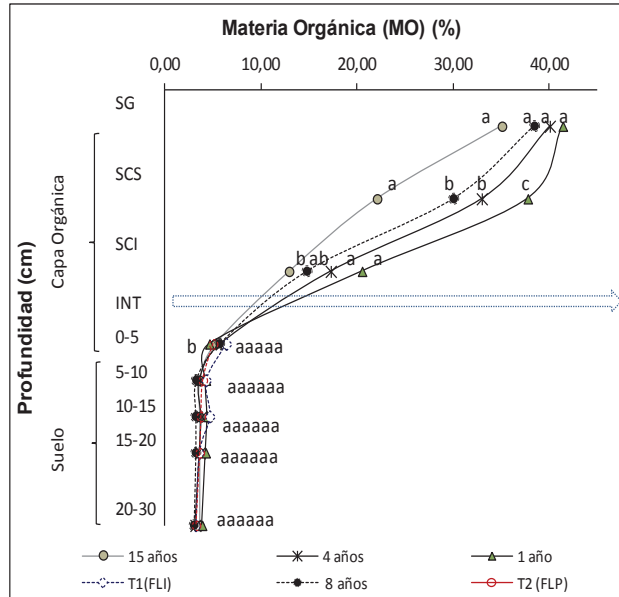


Figura 3.10 - Variación del porcentaje de materia orgánica (MO) con la profundidad para los diferentes períodos de tiempo analizados. Los valores medios para los diferentes tiempo de uso ($n=3$) presentaron coeficientes de variación entre 1,3 y 20%

Tabla 3.7- Variación en el perfil de C/N, CE y pH

Tratamientos	C/N	CE (dS/m)	pH	
Corral 8 años	SG	22,01±7,81	5,52 ± 0,35	9,09±0,16
	SCS	24,59±0,67	5,42 ± 0,30	9,21±0,12
	SCI	11,93±0,58	5,57 ± 0,54	8,81±0,22
	INT	12,25±0,48	4,94 ± 1,33	8,73±0,19
	0-10	15,52±0,93	2,54 ± 0,96	8,39±0,23
	10-20	16,37±0,77	1,97 ± 0,44	8,10±0,45
Corral 1 año	SG	56,14±9,90	4,29 ± 0,88	8,87±0,12
	SC	63,62±2,68	4,52 ± 0,99	8,53±0,15
	INT	38,67±2,21	4,24±0,74	8,61±0,10
	0-10	18,14±0,94	1,93 ± 0,87	7,93±0,47
Testigo	10-20	21,84±1,61	1,59 ± 0,43	7,40±0,64
	0-10	17,09±0,72	0,15 ± 0,03	5,20±0,27
	10-20	21,11±1,21	0,13 ± 0,02	5,81±0,25

En el suelo subyacente a la INT, el %MO no se vio alterado por este uso. Para cada profundidad analizada, no se establecieron diferencias significativas ($p>0.05$) entre los distintos tiempos de uso, ni con los suelos testigo (Figura 3.10). El valor medio alcanzado en los primeros 5 cm del suelo fue de 5,5%, que disminuyó a 3,4% a los 30 cm de profundidad. Analizando la masa de MO se manifestó el mismo comportamiento (Tabla 3.6), con una suave disminución con

el tiempo de uso. Estos resultados ponen en evidencia el impedimento al transporte de MO que ejerce la INT, concordando con estudios realizados por García et al. (2012); Barrington (1987b) y Mielke et al. (1974) en corrales de engorde. Asimismo, Parker et al. (1999), estudiando el piso de un sistema lagunar de tratamiento de efluentes de *feedlot*, encontraron un comportamiento semejante. Estos investigadores informaron que no había movimientos de materia orgánica por debajo de la interfase de la laguna, lo que estaría avalando la hipótesis de un sellado biológico que impermeabiliza la superficie de los sedimentos del fondo de la misma.

Materia orgánica disuelta (MOD)

Para corroborar la ausencia de percolación de la MO por debajo de la interfase se analizó la fracción de materia orgánica disuelta a través del carbono orgánico disuelto en agua (COD). Para este análisis, se emplearon los corrales de 1 y 8 años de uso y el testigo (FLP) (Tabla 3.8).

Los resultados obtenidos muestran una elevada concentración de COD en la capa orgánica comparada con el suelo subyacente y el testigo, estableciendo la gran capacidad para generar este tipo de compuestos que tiene el estiércol. La MOD pueden tener su origen en la materia orgánica fresca o su descomposición (hidrólisis enzimática), o puede generarse por descomposición y mineralización generalmente en fase de anaerobiosis ya que en períodos húmedos se acentúa la despolimerización de la materia orgánica (Duchaufour, 1984). También puede deberse a la formación de huminas microbianas alifáticas (Duchaufour, 1984), que pueden estar unidas a ácidos fúlvicos (AF) y ácidos húmicos (AH) (Stevenson, 1994). La MOD está conformada por compuestos aromáticos y alifáticos: moléculas orgánicas simples (acetato, etanol, lactato, propionato, butirato, y otros) producto de la hidrólisis de compuestos orgánicos más complejos (carbohidratos, lípidos y proteínas), así como azúcares reductores, aminoácidos, polisacáridos y otros compuestos aromáticos de bajo peso molecular (Kirchmann, 1994).

Tabla 3.8- Carbono orgánico disuelto (COD) (mg.kg^{-1}) en corrales de 1, 8 años y testigo

Profundidad	8 años	1 año	T2 (FLP)
SG	5531±971a	10991±3961b	-
SCS	4567±1956a	10755±3324b	-
SCI	693±281a	10621±3280b	-
INT	424±190a	10550±2823b	-
0a5	212±48a	743±180b	ND *
5a10	201±33a	562±100b	ND
10a15	165±22a	243±38a	ND
15a20	163±20a	204±21b	ND

* ND (no detectado)

Las concentraciones medias establecidas en los diferentes estratos de la capa orgánica en los corrales de 1 año de uso son significativamente mayores ($p < 0,05$) a las establecidas en los corrales de mayor uso (Tabla 3.8). En el mismo sentido, el valor medio de la masa de COD acumulada sobre la superficie de los corrales de 1 año es 1,7 veces mayor que la generada en los corrales de 8 años (Tabla 3.9), a pesar del desarrollo de un mayor espesor. Asimismo, fue posible identificar un gradiente de concentración en la capa orgánica de los corrales de 8 años donde el COD de la SG disminuyó un 87% en la SCI. Estos resultados sugieren que podrían estar ocurriendo procesos de degradación del COD, ya que esta fracción es la más fácilmente accesible para su asimilación microbiana como energía y nutrientes. Numerosos estudios de incubación informan que menos del 50% de la MOD es biodegradable (Jandl & Sletten, 1999; Kalbitz et al., 2000; Yano et al., 2000; Sachse et al., 2001), mientras que otros investigadores proponen al COD como un parámetro que disminuye en forma consistente en el proceso de degradación (Tian et al., 2010; Zmora-Nahum, 2005).

Al atravesar la INT, la concentración de COD disminuyó 14 y 2 veces en los corrales de 1 y 8 años, respectivamente. Esto pone en evidencia la restricción al paso de compuestos orgánicos solubles que ejerce la INT. No obstante, la restricción no es total, ya que en los 30 cm del suelo subyacente a los diferentes corrales estudiados se establecieron valores cuantificables de COD que no se registraron en el suelo testigo con la metodología de análisis empleada. La ausencia de COD del suelo bajo pastizales naturales comparado con el suelo bajo corrales de engorde, sugiere menores concentraciones de productos orgánicos provenientes de la biodegradación y por ende menor actividad enzimática que la generada en el suelo bajo corrales de engorde.

Tabla 3.9- Masa de carbono orgánico disuelto (COD) por unidad de suelo ($g \cdot m^{-2}$)*

Profundidad	8 años	1 año	T2 (FLP)
SG	292,9	339,5	-
SCS	452,6	534,0	-
SCI	127,5	584,4	-
Total capa orgánica	873,0	1457,8	-
0a5	16,0	55,1	ND **
5a10	24,8	42,3	ND
10a15	12,7	18,3	ND
15a20	1,18	1,51	ND
Total suelo subyacente	54,7	117,21	ND

*Para el cálculo se tuvieron en cuenta los valores medios de: *pb*, profundidad, y %COD de cada estrato o profundidad analizada.

** ND (no detectado)

La masa de COD en el suelo subyacente a 20 cm de profundidad, en los corrales de 1 y 8 años, fue 2,1 veces mayor en el primero de ellos que en el segundo (Tabla 3.9), y este aumento se registró en los primeros 15 cm. La mayor cantidad de COD generada en la capa orgánica compactada en los corrales de 1 año con respecto a los de 8 años podría justificar esta diferencia. En los corrales

de menor tiempo de uso, la capa orgánica está menos desarrollada y presenta menor grado de humificación que en los corrales de 8 años. En consecuencia, la tasa de descomposición enzimática puede ser mayor, favorecida por una materia orgánica más fresca y lábil que las establecidas en los corrales de mayor tiempo de uso, dando cuenta de estos resultados. Por consiguiente, se puede afirmar que los corrales de 1 año son más vulnerables al pasaje de COD que los corrales de mayor antigüedad de uso.

No se encontraron trabajos que evalúen la variación en profundidad de COD debajo de corrales de engorde, aunque sí hay trabajos que cuantificaron COD en suelos con agregado de estiércol. Tian et al. (2010) midió el COD en superficie en sistemas de producción mixto (rotación agricultura-ganadería) y observó un valor promedio de COD de 78 mg.kg⁻¹. Rolston & Liss (1989) encontraron en diferentes suelos una concentración de COD que varió de 23,8 a 70 mg.kg⁻¹, con un valor medio de 40,3 mg.kg⁻¹. Este valor aumentó a 71,8 mg.kg⁻¹ al mes de agregar estiércol y a 96, 2 mg.kg⁻¹ a los 4 meses del agregado. En el presente estudio, observamos un enriquecimiento de COD mayor al propuesto por estos autores para campos agrícolas con agregado de estiércol (Tabla 3.8).

Ácidos húmicos y fúlvicos

A los efectos de corroborar el pasaje de MOD a través de la interfase y de relacionar el tiempo de uso con posibles cambios en la calidad de la materia orgánica acumulada, se determinaron los espectros IR de las diferentes fracciones húmicas. Los espectros IR de las sustancias húmicas (SH) permiten la identificación cualitativa de componentes estructurales de las diferentes fracciones húmicas y podría ser útil para diferenciar SH de distinta naturaleza y origen en el suelo subyacente, corroborando el pasaje de COD. Las principales bandas de absorción con las cuales se trabajó se muestran en la tabla 3.10 (Barros & Iorio, 2000). En las figuras 3.10, 3.11 y 3.12 se presentan los espectros de IR de los ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) de los diferentes estratos estudiados en los corrales de 1 y 8 años de uso y el suelo testigo.

Tabla 3.10- Principales grupos funcionales de las fracciones húmicas

Bandas de Absorción (N° de ondas cm ⁻¹)	Grupos Funcionales
3400-3300	O:H/N:H
2950	C:H
1720-1725	CO ácido carboxílicos, CO carbonilo cetónico
1460 y 1220	Metal quinona CC aromático,
1625-1650	CO amida secundaria, CO quinónico unido a cetonas conjugadas, COO-
1400-1380	COO-
1080-1030	Polisacáridos
1540-1500	Amidas primarias

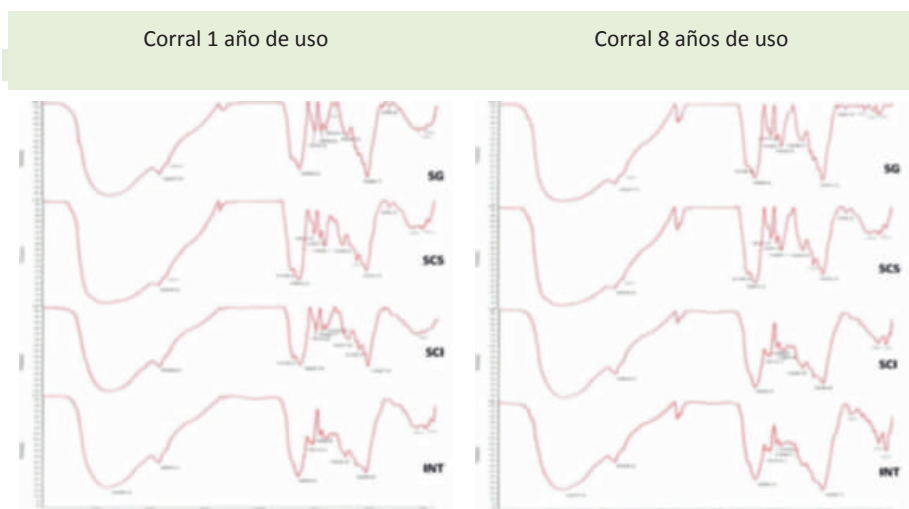


Figura 3.11 - Espectros IR de AH en la capa orgánica de corrales de 1 y 8 años

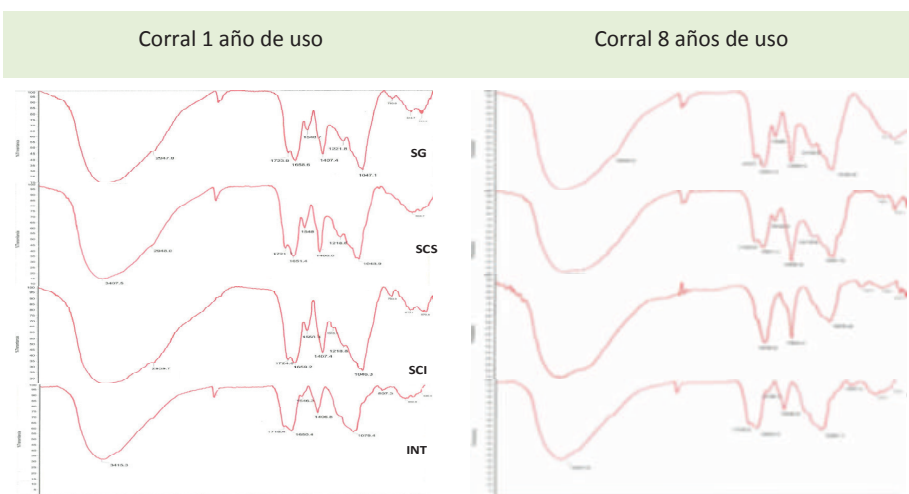


Figura 3.12 - Espectros IR de AF en la capa orgánica de corrales de 1 y 8 años

Diferentes investigadores reportaron bandas de frecuencias ligeramente diferentes, por lo que los valores listados deberían ser considerados como aproximados. Todos los espectros de las SH analizados (AF y AH), ya sea en la capa de estiércol (Figuras 3.11 y 3.12) como en el suelo subyacente y el testigo (Figura 3.13), muestran una banda de absorción en la región 3400 a 3360 cm^{-1} , la cual normalmente se debe a la vibración del enlace O-H de los grupos hidróxido (HO^\cdot). Asimismo, esta región es atribuida, en parte, a la unión N-H ($3000\text{-}3360\text{ cm}^{-1}$), que parecerían estar presentes en todas las profundidades de ambas fracciones, aunque no se puede ver una clara distinción entre ambos tipos de enlaces. Esta banda muestra una menor intensidad en la fracción fúlvica de la INT, comparada con el resto de la capa orgánica, como también en los suelos subyacentes a la capa orgánica comparados con el testigo, indicando estructuras

con menos grupos HO y carboxílicos libres, en concordancia con los elevados pH establecidos (Tabla 3.7)

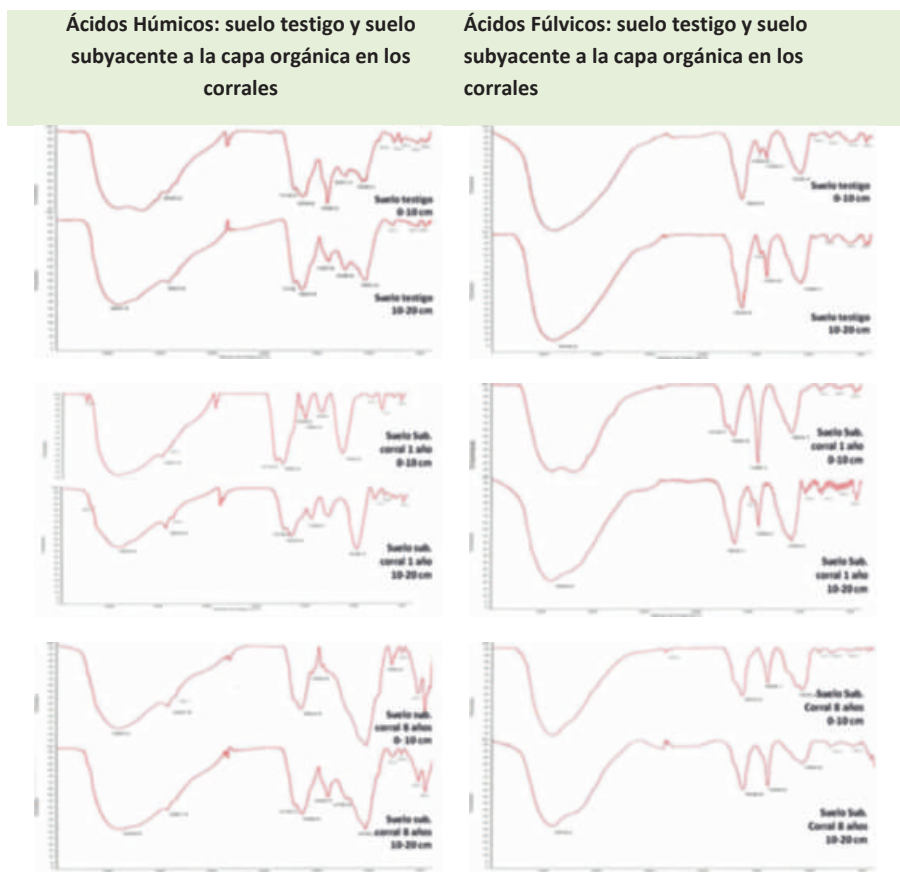


Figura 3.13 - Espectros IR de AH y AF en el suelo testigo y en los suelos subyacentes a la capa orgánica en corrales de 1 y 8 años

La banda de absorción en la región de 2900 cm^{-1} está presente fundamentalmente en los ácidos húmicos tanto del estiércol como del suelo subyacente, y es asignada a la vibración de los enlaces alifáticos C-H de los grupos $-\text{CH}_3$ y $-\text{CH}_2-$. Asimismo, en el corral de 1 año de uso se observa una absorción de baja resolución a $2800\text{-}3000\text{ cm}^{-1}$ correspondiente a tensiones de enlaces C-H en los AF de los estratos de la capa de estiércol (SG, SCS, SCI), que no se percibe en la INT (Figura 3.12) ni en el suelo subyacente (Figura 3.13). Esto pudiera indicar la presencia de grupos metilos en los estratos de materia orgánica más fresca. Probablemente, este resultado se deba a la acumulación de materia orgánica más reciente, y por consiguiente menos estabilizada, con una elevada proporción de moléculas orgánicas simples (acetato, etanol, lactato, propionato, butirato, y otros), producto de la hidrólisis de compuestos orgánicos más complejos (carbohidratos, lípidos y proteínas). Lo mismo sucede en los corrales de 8 años de uso en la SG. En términos generales, estos resultados

manifiestan lo establecido por Senesi & Loffredo (1999), quienes informan que la banda de absorción de 2900 cm^{-1} es más pronunciada en AH que en AF.

La banda 1725 a 1700 cm^{-1} , se debe a la vibración del enlace $\text{C}=\text{O}$, principalmente de los grupos carboxilo (COOH/COO^-) y carbonilos ($\text{C}=\text{O}$), así como cetonas y aldehídos. En la capa orgánica de los corrales de 1 y 8 año de uso, esta banda se detecta en los AF y AH, extendiéndose hacia la INT donde parecería tener una menor intensidad que coincide con la menor intensidad en la banda O-H. En el suelo subyacente a la capa orgánica y en el suelo testigo, esta banda ($1725 - 1700\text{ cm}^{-1}$) está presente en los AH, mientras que en los AF no se detecta en el suelo testigo y solamente se observa en los primeros 10 cm del suelo de los corrales de 1 año y, con menor intensidad, en los de 8 años (marcando una diferencia producida por el uso). La mayor intensidad presentada en los AF en el suelo subyacente a los corrales de 1 año estaría reforzando la idea que el sistema no es estable ante la presencia de una materia orgánica relativamente fresca con grupos carbonilos y carboxilos. Además, estos resultados ponen en evidencia que el suelo subyacente se halla influenciado por la composición de la capa superior.

Otra banda de importancia es la de 1650 - 1625 cm^{-1} asociada a los enlaces $\text{C}=\text{O}$ de amidas secundarias, quinona-carboxilo, vibraciones de uniones $\text{C}=\text{C}$ aromáticas y COO^- . Esta banda se identifica en las diferentes profundidades estudiadas tanto en AF como en AH, adquiriendo una fuerte intensidad en estos últimos.

La banda de absorción de 1400 - 1380 cm^{-1} , también característica de la presencia de COO^- , adquiere una mayor intensidad en AF que en AH. Para la fracción AF, en los suelos subyacentes de los corrales de 1 y 8 años, dicha absorción se observa en los primeros 10 cm, con mayor intensidad que en el suelo testigo, dando cuenta del pasaje de carboxilatos al suelo subyacente. En los primeros 5 cm del suelo subyacente, en la fracción de AH, esta banda no se manifiesta, y su intensidad aumenta en profundidad en los corrales de engorde, mientras que en el suelo testigo presenta un pico de gran intensidad en los primeros centímetros.

Las bandas de absorción de amidas (1650 a 1625 y 1540 a 1500 cm^{-1}) se encuentran presentes tanto en AH como en AF de la capa orgánica y la INT, y provienen de la urea que eliminan los animales en los corrales. En el suelo subyacente a la capa orgánica de los distintos corrales, se observa la primera banda en AH y AF, al igual que en el testigo. Sin embargo, la segunda banda sólo se identifica en los AH del suelo subyacente a los corrales de 8 años de uso, marcando una diferencia con el testigo y, por consiguiente, la influencia de esta actividad en el suelo subyacente.

Existen dos bandas de absorción que indican la formación de complejos metal-quinona, que son las bandas 1460 y 1220 cm^{-1} . En el testigo, la primera frecuencia estuvo asociada a los AF y la segunda a los AH. En la capa orgánica de los corrales de 1 y 8 años, en los AH se presentan las dos bandas y su intensidad disminuye hacia la INT, estando ausente en esta última. En los AF, aparece la segunda banda y disminuye su intensidad con la profundidad de la capa orgánica,

siendo nula en la INT de los corrales de 1 y 8 años. En el suelo subyacente la capa orgánica, no es claramente visible en los AH ni en los AF.

Se puede analizar la presencia de polisacáridos en los sistemas estudiados a través de una banda de absorción de 1080 a 1030 cm^{-1} . En la capa orgánica de los distintos corrales se observa esta banda de absorción tanto en AF como en AH. En estos últimos se presenta con una mayor intensidad (Figuras 3.10 y 3.11), justificando la existencia de una matriz capaz de generar geles o gomas "biofilm". En el suelo testigo, se encuentra un pico de intensidad media asociado a los AH, en tanto que la intensidad en esta fracción aumenta considerablemente en los suelos subyacentes a la capa orgánica en comparación con el testigo, alcanzando la mayor intensidad en los primeros 10 cm del corral de 8 años de uso (Figura 3.12). Este aumento podría justificar los elevados valores de COLE obtenidos en la INT y su extensión a los primeros cm del suelo subyacente en los corrales de 8 años de uso. En la fracción de AF del suelo (testigo y subyacente a los corrales) también se establece esta banda, con una intensidad media semejante para el testigo y los corrales de 1 año, en tanto que en los corrales de 8 años la intensidad es algo menor.

Realizando una síntesis de los resultados, podemos decir que los espectros de AH y AF de la capa orgánica y la INT se caracterizan por bandas de absorción de 3400, 2900, 1725, 1650, 1540, 1460, 1400, 1220, 1030 cm^{-1} , cuyas variaciones en intensidad marcan la diferencia entre AF y AH.

En el caso particular de la INT, tanto en los AF como en AH y a excepción de los polisacáridos, la mayoría de las bandas tienen menores intensidades que en el resto de la capa orgánica, e incluso algunas no están presentes, como por ejemplo la banda 1725 cm^{-1} (C=O del grupo carbonilo y carboxilo) en AH y las bandas 1460 y 1220 cm^{-1} (metal quinona) en AF. Estos resultados manifiestan una menor diversidad y cantidad de compuestos orgánicos en esta subcapa y la existencia de una matriz rica en polisacáridos capaz de formar geles o gomas (biofilms).

En el suelo testigo, los AH están caracterizados por las bandas: 3400, 2900, 1725, 1650, 1400, 1220 y 1030 cm^{-1} . Mientras, los AF presentan las mismas bandas de absorción que los AH a excepción de las correspondientes a 2900 cm^{-1} (C-H), y 1725 cm^{-1} (C=O del grupo carbonilo y carboxilo).

Los suelos subyacentes a la capa orgánica en los corrales de engorde presentan las mismas bandas de absorción que el testigo en los AH, a excepción de la banda de COO^- (1400 cm^{-1}), la cual no está presente en los corrales de 8 años y, en los de 1 año, se muestra con menor intensidad que en el testigo. Además, en los primeros 10 cm muestran, la banda de amidas secundarias (1540 cm^{-1}) en el suelo subyacente a los corrales de 8 años y metal quinona (1460 cm^{-1}) en el suelo de los corrales de 1 año. Es importante destacar que, con respecto al testigo, hubo un aumento en la intensidad de la banda de 1650 cm^{-1} (relacionada a los compuestos aromáticos, CO de amidas secundarias, CO quinónica y COO^-), y de la banda de 1030 cm^{-1} (vinculada a los polisacáridos). En los espectros de los ácidos fúlvicos (AF) se observan las mismas bandas de absorción que en el testigo, siendo la banda de 1400 cm^{-1} (COO^-) de mayor intensidad que en este

(10 cm). Además, en esta misma fracción húmica, se presenta la banda 1725 cm^{-1} en los primeros 10 cm del suelo subyacente en los corrales de 1 año y en menor medida en los de 8 años. Indicando el pasaje a través de la INT y la acumulación en el suelo subyacente a la capa orgánica de grupos C=O de cadenas alifáticas, carboxilos y carbonilos. Estos resultados indican un enriquecimiento en el suelo subyacente de polisacáridos, compuestos aromáticos y amidas secundarias vinculadas a los AH y de material alifático como carbohidratos, cetonas, aldehidos y polisacáridos relacionados con los AF. Asimismo, este estudio pone en evidencia cierta deficiencia en el sellado de la superficie del mismo, indicando que compuestos orgánicos están atravesando la INT hacia la zona vadosa y por consiguiente el pasaje de potenciales contaminantes del agua sub-superficial.

Grado de aromaticidad de las sustancias húmicas. Relación E4/E6

En la estabilización de la materia orgánica, es probable que se produzca un proceso de humificación, y por consiguiente, las diferentes fracciones de las sustancias húmicas sufren cambios en las propiedades. Uno de los parámetros que se utiliza para caracterizar las sustancias húmicas es la relación E4/E6. Esta relación es independiente de la concentración de los materiales húmicos extraídos, pero no es igual para las sustancias húmicas extraídas de distintos sistemas edáficos (Bargiela & Iorio, 2008). Kononova (1982) describió el valor E4/E6 como una relación inversamente proporcional al grado de condensación de la red aromática carbonada de las sustancias húmicas. Por ende, una baja relación E4/E6 es indicativa de un alto grado de condensación de estructuras aromáticas, e inversamente, una alta relación E4/E6 reflejará un bajo grado de condensación aromática, infiriendo la presencia de proporciones relativamente grandes de estructuras alifáticas (Stevenson, 1994). Por otro lado, Schnitzer & Khan (1972) indicaron que la absorción de luz de los AH y AF en la región visible del espectro electromagnético aumenta con la relación entre carbono en el núcleo aromático y carbono de las estructuras alifáticas, y además, con el contenido total de carbono y el peso molecular. Los valores de las relaciones E4/E6 que proponen las investigaciones de Chen (1977) se encuentran dentro del rango de 6,0 - 8,8 para ácidos fúlvicos, y dentro de 3,0 - 5,5 para ácidos húmicos. Zambrano (2011) establece como parámetro de nivel de madurez de un compost la relación E4/E6 de los ácidos húmicos, aumentando la estabilidad del compost al disminuir el valor de dicha relación. Este autor utiliza los valores de referencia planteados por Chen (1977).

En la tabla 3.11 se presenta la relación E4/E6 establecida para cada corral a las diferentes profundidades de análisis. Fue posible establecer en la capa de estiércol de los corrales de 1 y 8 años valores de E4/E6 para los AH superiores a los establecidos por Chen (1977). Este investigador señaló que en la relación E4/E6 intervienen los siguientes factores: tamaño de partícula o peso molecular, pH, concentración de oxígeno y de carbono, y número de grupos carboxílicos. Además, Chen (1977) apuntó que el valor obtenido no está relacionado directamente con la concentración de anillos aromáticos condensados (grado de condensación), y estimó, al igual que otros investigadores (Heymann et al., 2005;

Rupiasih & Vidyasagar, 2007), que la reducción en la relación E4/E6 supone un aumento en el tamaño molecular y una menor proporción de ácidos carboxílicos.

Tabla 3.11- Variación de la relación E4/E6 con la profundidad en corrales de 1 y 8 años de uso

Tratamientos		E4/E6	
		Ácidos Húmicos	Ácidos Fúlvicos
Corral 8 años	SG	7,37±0,87a	6,30±0,65a
	SCS	7,85±1,10	6,46±0,62
	SCI	6,70±0,67a	6,75±0,76a
	INT	8,41±0,76a	4,21±0,60
	0-10	6,23±0,58a	4,66±0,66a
	10-20	6,10±0,47a	5,43±0,69a
Corral 1 año	SG	7,11±1,11a	5,29±0,99a
	SC	6,93±0,87a	4,68±0,57b
	INT	7,16±0,87a	3,98±0,50
	0-10	4,70±0,44b	5,07±0,59a
	10-20	5,10±0,57b	5,21±0,61a
Testigo	0-10	6,11±0,87a	7,33±0,80b
	10-20	6,13±0,91a	7,19±0,76b

Según lo analizado en los espectros IR, en los AH y AF de la capa de estiércol se encontró una alta intensidad de O-H y de C-H en estructuras alifáticas, enlaces C=O de grupos carbonilo y carboxilatos (sobre todo en SG y SCS) y además se presentó un pH básico (Tabla 3.7). Estos tres componentes responden a lo expuesto por Chen et al. (1977), pudiendo ser la causa de la alta relación E4/E6 en los AH de la capa orgánica, superior a lo esperado. Por el contrario, los valores alcanzados en E4/E6 para los AF generados en la capa orgánica son muy bajos, y por consiguiente, de mayor peso molecular que los presentes en el suelo testigo. Estos resultados manifiestan que si bien la capa orgánica presenta AH con un menor grado de humificación que el suelo subyacente y el testigo, los AF generados parecerían tener un mayor grado de condensación que los del suelo testigo. Esta condensación es mayor en los corrales de 1 año. La presencia de compuestos nitrogenados (1650-1625 y 1540-1500 cm^{-1}) y polisacáridos (1080-1030 cm^{-1}) podrían dar cuenta de esta condensación.

Las huminas microbianas alifáticas, son compuestos formados a base de cadenas alifáticas (péptidos, azúcares, polisacáridos), elaborados por la flora microbiana. Una fracción podría estar asociada a los núcleos fenólicos de los AF y los AH (Duchafour, 1984), tal como se observa en los espectros IR de AH y AF. La máxima expresión de este comportamiento se observa en la INT, donde la relación E4/E6 alcanza los mayores valores en los AH, y los menores valores en los AF del perfil estudiado. Estos resultados permiten identificar a la INT como la zona de menor humificación de AH, con ácidos fúlvicos de mayor peso molecular

que en las capas superiores y que en el suelo subyacente, producto de su asociación con cadenas alifáticas como polisacáridos

Los bajos valores de E4/E6 encontrados en los AF del suelo subyacente a los corrales de engorde de 1 y 8 años, menores al suelo testigo (Tabla 3.11), manifiestan el enriquecimiento de los AF en estructuras de mayor peso molecular y la movilización de los AF desde la capa orgánica hacia el suelo subyacente. El elevado pH, dado por la hidrólisis de la urea y/o la fermentación del ácido acético, y la presencia de Ca^{2+} , darían lugar a una polimerización muy lenta de los ácidos húmicos, que permanecerían en gran parte como AF (Duchafour, 1984), justificando el enriquecimiento de los AF en compuestos de mayor peso molecular. Asimismo, los valores de E4/E6 obtenidos en los AH presentes en el suelo subyacente de los corrales de 1 año responden a los propuestos por Chen et al. (1977), lo que indica un mayor grado de humificación.

3.5- Síntesis de Resultados

Las condiciones sobre las cuales se desarrolla y/o evoluciona la capa orgánica (aporte continuo de residuos orgánicos frescos, humedad constante en superficie, ciclos de humectación y secado, erosión por las pezuñas del animal, compactación por el peso animal, clima húmedo y escasas pendientes) hacen que se produzca un medio mal aireado, con alternancia entre condiciones aeróbicas y anaeróbicas. Bajo estas características, la materia orgánica fresca y los productos de su degradación se acumulan sobre la superficie, sin incorporarse al suelo mineral subyacente. Esta acumulación es consecuencia de la lentitud de los procesos de descomposición, mineralización y humificación, que varían en profundidad dando origen a diferentes subcapas sin una estructura bien definida. Así encontramos zonas donde los residuos están muy poco transformados (SG y SCS), y otras donde hay una mayor transformación (SCI y INT). Los procesos que se producen en las diferentes subcapas podrían ser explicados de la siguiente forma:

. **Subcapa granular (SG):** está permanentemente afectada por el pisoteo animal, así como por la orina y excreta que le confieren una humedad casi permanente. Cuando el sistema está muy húmedo, el espacio poroso de la matriz orgánica tiende a llenarse con agua haciendo que el sistema alcance su máximo volumen; mientras que su secado conduce a la formación de terrones duros. En esta zona hay una gran heterogeneidad en la calidad de la materia orgánica, con residuos muy poco transformados que alternan con materia orgánica más descompuesta. Los elevados valores registrados en las relaciones C/N y E4/E6 en los AH indican un bajo nivel de humificación. Se presenta abundante cantidad de COD, proveniente de la descomposición de los residuos frescos que estimulan la actividad de la microflora. El COD está conformado por compuestos aromáticos y alifáticos que pueden tener su origen en el estiércol fresco o en la descomposición y mineralización de residuos en fase de anaerobiosis (en períodos húmedos se acentúa la despolimerización de la materia orgánica), o

bien en la formación de huminas microbianas alifáticas, que pueden estar integradas a los AF y AH.

. **Subcapa compactada (SC):** esta subcapa no tuvo el mismo disturbio que la capa superior, siendo además la evaporación en ella menor. Bajo estas condiciones, en los corrales de mayor tiempo de uso se alcanza una estructura laminar en superficie (SCS) y masiva en profundidad (SCI), sin una incorporación al suelo subyacente. Esta capa se caracteriza por presentar una menor capacidad para contraerse que la SG. En los corrales de 1 año, su diferenciación no ha tenido tiempo de producirse completamente, adquiriendo características de la estructura laminar sin estar incorporada al suelo subyacente. La falta de diferenciación de los estratos, manifestada por las variables analizadas (C/N, COD, volumen específico en seco- e_{60}) estaría indicando una menor estabilidad de la capa orgánica, producida por el menor tiempo de acumulación.

En la SCS o laminar, si bien se producen los mismos procesos que en la SG, la menor evaporación ocasiona que los componentes del sistema no lleguen a contraerse y estructurarse lo suficiente para formar terrones duros. Además, se observa material fresco sin descomponer, con elevada cantidad de COD y menor grado de humificación que en SG. En la SCI, presente en los corrales de 4, 8 y 15 años de uso, no se observan restos de residuos frescos lo que indica una mayor descomposición y mineralización. Las relaciones C/N y E4/E6 dan cuenta de una mayor humificación que las subcapas precedentes, con cantidades sustancialmente menores de COD, aunque es importante destacar que el grado de humificación dado por la relación E4/E6 de los AH es bajo según la clasificación de Chen et al. (1977).

. **Interfase (INT):** es el estrato orgánico de mayor compactación [menor volumen específico en seco (e_{60})], donde se establecieron los principales cambios en las propiedades físicas y biológicas estudiadas. Se presentó en el perfil como una discontinuidad, constituyendo una lámina masiva, de color negro, dispuesta sobre la superficie del suelo subyacente. La misma tiene características propias diferentes a los estratos orgánicos que la preceden y al suelo mineral subyacente, que se mantienen constantes a través del tiempo de uso. Presenta una capacidad potencial para contraerse y expandirse que entra en la categoría de "alta", representando la zona donde se producen los mayores cambios de volumen frente a procesos de secado y humedecimiento de la capa orgánica. Así la constante de contracción (α) es mayor que en otras capas, y resultó estadísticamente no diferente para todos los tratamientos. Asimismo, alcanzó el mismo volumen específico en seco (e_{60}) e iguales valores de humedad a capacidad de campo ($\% \theta_v - CC$) en los distintos corrales. Estos resultados ponen en evidencia que los poros rígidos de la misma parecerían no alterarse frente al estrés mecánico producido por el peso y la acción del animal a través del tiempo. Bajo condiciones extremas de pisoteo y con una humedad que sobrepasa el nivel crítico, la INT juega un papel importante como portante o piso-sostén de los animales.

El estudio de los espectros IR de AH y AF en la INT manifiesta una menor diversidad y cantidad de grupos funcionales asociados a las sustancias húmicas analizadas con respecto a los estratos orgánicos precedentes, como también la existencia de una matriz rica en polisacáridos capaz de formar geles o gomas (biofilms). El grado de aromaticidad del AH en la INT es muy bajo, lo que indica una disminución del tamaño molecular y una menor proporción de ácidos carboxílicos con respecto a las subcapas orgánicas superiores y al suelo mineral subyacente. Por el contrario, el AF de esta subcapa presenta mayor peso molecular que en las capas superiores y que en el suelo subyacente, producto de su asociación con cadenas alifáticas como polisacáridos. La disminución de la relación C/N en la INT, con respecto a las subcapas orgánicas precedentes, también da cuenta de una mayor mineralización.

La mayor capacidad para contraerse o expandirse de la INT puede estar relacionada con la formación de polisacáridos microbianos, y en consecuencia, podemos inferir que en el mecanismo de sellado de la superficie hay una intervención microbiológica importante.

. **Suelo subyacente:** se caracterizó por presentar una textura gruesa, ser poco estructurado y con baja capacidad potencial de contracción y expansión. La constancia en los valores de las propiedades físicas (*St*, *S-ret*, *S-trans* y *pb*) registrados tanto en el suelo subyacente a la capa orgánica de los diferentes corrales, como en el suelo testigo, permiten inferir que la capa orgánica tendría un efecto protector de la compactación con el tiempo de uso. Sin embargo, existe una diferencia significativa entre tratamientos cuando se analiza el porcentaje que representan los diferentes poros de transmisión. Estos resultados manifiestan que la capa orgánica no sólo podría proteger al suelo subyacente de la compactación provocada por el ganado, sino que además podría favorecer la reestructuración del suelo subyacente, con cambios en la tasa de percolación. Los valores del COLE en los primeros cm del suelo subyacente en los corrales de 4 y 8 años, a diferencia del testigo y del corral de 1 año de uso, dan cuenta de esta reestructuración.

El %MO en el suelo subyacente de cada corral, comparado con el suelo testigo, no se vio alterado por el uso. Estos resultados podrían manifestar el impedimento al transporte de MO que ejerce la INT, concordando con estudios realizados en corrales de engorde por Mielke et al. (1974), Barrington (1987b), y García et al. (2012) y . Sin embargo, esta hipótesis no se cumple si consideramos los elevados valores de COD obtenidos en los 20 cm del suelo subyacente en los corrales, que no se cuantifican en el suelo testigo. El aumento de COD del suelo subyacente a los corrales de engorde con respecto al suelo testigo, sugiere mayores concentraciones de productos orgánicos provenientes del estiércol fresco o de la biodegradación del mismo y por ende mayor actividad enzimática que la generada en el suelo testigo. Asimismo, la masa de COD en el suelo subyacente de los corrales de 1 año fue mayor que en el suelo de los corrales de 8 años, y este aumento se registró en los primeros 15 cm. La mayor cantidad de COD generada en la capa orgánica compactada en los corrales de 1 año, con

respecto a los de 8 años, podrían justificar esta diferencia. En los corrales de menor tiempo de uso, la capa orgánica está menos desarrollada y estabilizada que en los corrales de 8 años. En consecuencia, la tasa de descomposición enzimática puede ser mayor, favorecida por una materia orgánica más fresca y lábil, justificando estos resultados. Por consiguiente se puede afirmar que los corrales de 1 año son más vulnerables al pasaje de COD que los corrales de mayor antigüedad de uso.

Los resultados de los espectros IR de las SH, indican un enriquecimiento en el suelo subyacente de polisacáridos, compuestos aromáticos y amidas secundarias vinculadas a los AH, y de material alifático como carboxilatos, cetonas, aldehidos y polisacáridos relacionados con los AF. Por consiguiente, se pone en evidencia que el sellado de la superficie de los suelos, en corrales de engorde, no es total y que compuestos orgánicos solubles de bajo peso molecular están atravesando la INT hacia la zona vadosa, de la misma manera que iones salinos.

Mecanismo de sellado del suelo

Muchos de los investigadores aseguran que en la superficie del *feedlot*, la infiltración y el transporte químico es despreciable una vez que el sellado de la superficie se ha formado, y sostienen que la formación de esta lámina se produce durante los primeros meses de actividad en el corral. En este estudio hubo registro de la INT al año de actividad del corral.

Numerosos investigadores (Schuman & McCalla 1975; Barrintong et al., 1987; Rowsell et al., 1985; Maule et al. 2000) sugirieron tres posibles mecanismos de sellado de la superficie del suelo: 1) mecanismos físicos por los cuales se obstruyen los poros del suelo con la materia orgánica o productos de su degradación (huminas, CaCO_3); 2) mecanismos biológicos a partir de la actividad bacteriana, y; 3) mecanismos químicos donde las partículas de arcilla del suelo se dispersan (causado por la elevada concentración de iones K^+ presente en el estiércol) y la estructura del suelo se debilita a partir de procesos reductivos. La mayoría de ellos ponen el acento en los mecanismos físicos, considerando que juegan el principal rol del sellado.

Mielke et al. (1974) encontró que el sellado de la superficie se debe a una combinación de compactación y taponamiento a partir de la dispersión de partículas del suelo causada por el estiércol y sus subproductos. Rowsell et al. (1985) encontraron sólidos orgánicos interpuestos entre las partículas del suelo cuando se examina el suelo que había sido expuesto a la infiltración de estiércol. Según los estudios de Barrintong et al. (1987) y de Barrington & Madramootoo (1989), el mecanismo físico parece jugar el principal rol en el sellado, ya que los demás mecanismos dependen de la temperatura. Estos investigadores aseguran que los mecanismos bioquímicos sólo aparecen cuando la temperatura excede los $15\text{ }^\circ\text{C}$ y cuando el estiércol tiene un contenido elevado de C biodegradable.

En nuestro caso de estudio, el mecanismo físico de obturación de poros del suelo por materia orgánica particulada o por los productos de su degradación (huminas, CaCO_3), podría intervenir en la formación de la INT, tal como lo

demonstraron numerosos investigadores (Magdoff & Bouma, 1974; Maule et al., 2000; McKinley & Siegrist, 2010). Sin embargo, no se evidenciaron restos orgánicos sólidos asociados a la matriz inorgánica del suelo subyacente, lo que estaría indicando que la obturación sólo se produciría en superficie, en el primer cm del suelo. Probablemente, la textura y el tamaño de los poros del suelo no favorecen la retención, tal como establecieron Barrington & Madramootoo (1989). Tampoco se vio favorecido el mecanismo químico de dispersión de las arcillas como para generar un taponamiento de los poros. El contenido de arcillas del suelo es bajo, y si bien el nivel de salinidad es elevado (Tabla 3.7), no se aprecian signos de dispersión de arcillas en el suelo subyacente a la INT (no se observan cambios en *St*, *S-ret*, *S-trans* y *pb*).

En los sitios de estudio, con temperatura media anual de 16,5°C, se estaría favoreciendo el proceso derivado de la actividad biológica. Además, es importante destacar que el estiércol fresco presenta una cantidad de sólidos volátiles o materia orgánica que varía entre 80 y 85% del peso seco (ASAE 2003; NCSU 1994), registrando en los corrales porcentajes menores al 50%. Esto indica que cerca del 50% de la MO del estiércol ha sufrido una descomposición aeróbica y/o pérdida por erosión tras ser depositado sobre la superficie del corral. Por consiguiente, resulta un residuo orgánico de fácil degradación. Asimismo, la elevada concentración de COD al año de actividad indicaría la presencia de procesos de descomposición y mineralización de los residuos orgánicos. Por consiguiente, se estarían dando las condiciones para la actividad biológica y el sellado del suelo, tal como establecieron McCalla (1950) y Barrington & Madramootoo (1989).

Los resultados obtenidos en este estudio manifiestan la presencia de una matriz de polisacáridos asociada a las sustancias húmicas. La misma podría ser capaz de formar geles orgánicos o biofilms sobre la superficie del suelo y contribuir al sellado de la superficie. Es sabido que los sustratos que generan la más alta densidad de células en el biofilm son los carbohidratos (polisacáridos) y sustancias húmicas, además de los aminoácidos (Ellis et al., 1999). Además, la naturaleza hidrofílica de los geles y polímeros microbianos extracelulares (polisacáridos) les permite actuar como selladores, al formar una capa de muy alto potencial mátrico sobre las partículas inorgánicas del suelo. El menor volumen específico en seco y la mayor capacidad para contraerse que alcanzó esta capa en el perfil, dan cuenta de este proceso.

La formación del biofilm podría basarse en una secuencia de acontecimientos físicos y biológicos que comienza con la adsorción de películas orgánicas a la fase sólida y sigue con la colonización de la superficie por bacterias. A medida que el biofilm madura, se desarrolla la estructura típica de las microcolonias con los espacios intercelulares o canales abiertos a través de los cuales intercambian gases, agua y nutrientes con el exterior. Estos canales podrían regular la humedad que pasa al suelo subyacente. Además, el intercambio de nutrientes, facilitado por la arquitectura del biofilm, permite que estas comunidades desarrollen un espesor y una complejidad considerable, que en este caso alcanzó un espesor de 20 mm.

Una de las propiedades de los biofilms es que el material que lo constituye se endurece o se vuelve más rígido a medida que aumenta la deformación, debido a que se anulan los poros (Laspidou & Aravas, 2007). Esta propiedad de los biofilms, justifica su capacidad portante ya que frente a la compresión generada por el tránsito animal en épocas en donde la humedad es igual o menor a la humedad crítica, esta lámina no se destruye sino que se seca y endurece en mayor o menor medida, soportando la presión ejercida. No obstante, se pueden generar grietas, a través de las cuales el agua de lluvia que infiltra se mueve en profundidad, favoreciendo la percolación de la solución de estiércol hacia el suelo subyacente. Este proceso continúa hasta que la capa orgánica, y la INT en particular, se saturan.

Por consiguiente, los resultados de este estudio permiten identificar a los polisacáridos, que pueden estar integrando los AH y AF, como uno de los factores que constituye la base del sellado. Estos polímeros microbianos extracelulares se caracterizan por su grado de hidrofilia o retención de agua, y son capaces de generar una película o biofilm que se adhiere a las partículas inorgánicas del suelo, sellando su superficie.

CAPÍTULO 4
FLUJO VERTICAL DE ESTIÉRCOL Y DE HUMEDAD

4.1 Introducción

Planteo del problema y revisión de antecedentes

Muy pocos estudios realizados en corrales de engorde divulgaron datos de flujos de agua y solamente lo hicieron en lo referente a las tasas de infiltración y de escorrentía (Sweeten, 1996; Kennedy et al., 1999; Parker et al., 1999a,b; Maule, 2006) sin tener en cuenta el flujo vertical en la zona no saturada del suelo subyacente a la capa orgánica.

Con respecto a este último tópico, la mayor parte de las investigaciones realizadas se efectuaron en zonas de almacenamiento de estiércol (lagunas o cubetas de deflación) (Miller et al., 1976; McCurdy & McSweeney, 1993; Fonstad & Maule, 1996; Ham & De Sutter, 1999; 2000; De Sutter et al., 2005; Sri, McKinley & Siegrist, 2011); o bien en suelos agrícolas intensamente fertilizados con sucesivas aplicaciones de estiércol y enmiendas orgánicas (Sommerfeldt & Chang, 1987; Eghball, 2002; Miller et al., 2002; Tarkalson et al., 2006). Sin embargo, el movimiento vertical de agua y el transporte de solutos disueltos en corrales de engorde son aspectos poco estudiados que demandan atención dada las implicancias ambientales que se establecen en ellos. Hay investigaciones realizadas en corrales de engorde que indican la lixiviación de compuestos altamente contaminantes hacia aguas subsuperficiales (Stewart et al., 1968.; Robertson et al., 1974; Mazzone et al., 1992; Maisonnave, 2002; Andriulo et al., 2003).

En estos ambientes se presentan condiciones diferentes a las mencionadas anteriormente. Por ejemplo, en el suelo de los corrales de engorde generalmente se establecen condiciones hídricas no saturadas, mientras que en las zonas de almacenamiento (cubetas de deflación, lagunas) los suelos se encuentran saturados la mayor parte del año. Por consiguiente, la información existente no es trasladable a estos sistemas. Además, la mayoría de las investigaciones realizadas específicamente en corrales de engorde se desarrollaron en feedlots localizados en ambientes semiáridos, y sólo unos pocos estudios brindan información sobre el flujo de humedad en feedlots localizados en climas húmedos o subhúmedos (García et al., 2006; 2012). Por consiguiente, se hace necesario contar con datos de transporte de solutos y de flujo de humedad obtenidos a campo, que permitan un estudio lo más exacto posible del movimiento vertical de los solutos disueltos transportados por el agua, a partir de los cuales generar herramientas de análisis y predicción.

Como se analizó en el capítulo 3, el perfil del sistema edáfico de los corrales de engorde varía con respecto al perfil natural de un suelo, y por consiguiente es esperable que las características de escorrentía, infiltración y percolación se vean afectadas. Miller et al. (2003b) establecieron que la profundidad de la capa de estiércol, el contenido de humedad, la pendiente y la rugosidad de la superficie del corral determinan las características de estos procesos. La influencia de estos factores y otros relacionados con la intensidad y tiempo de la lluvia caída hacen que no sea posible establecer un patrón de comportamiento de los mismos. No obstante, el agua que infiltra en el estrato

orgánico puede evaporarse o moverse dentro del suelo subyacente, atravesando la INT. Por consiguiente, la cantidad de agua acumulada en la capa orgánica y el sellado de la superficie del suelo (INT) presentan una relación directa con la percolación.

Para evaluar el flujo vertical de agua en la zona no saturada del suelo, los investigadores han tomado diferentes métodos. En situaciones de escaso drenaje es difícil cuantificar los flujos de agua por métodos tradicionales o métodos físicos¹, ya que no son fiables debido a la elevada magnitud de los errores asociados a estas técnicas comparados con los valores de drenaje (Gee & Hillel, 1988). En estas situaciones (zonas semiáridas o de escaso drenaje como el presente sistema) se tiende a utilizar métodos químicos como técnicas de “análisis del perfil” consistentes en el análisis de la variación de la concentración de un soluto o trazador con la profundidad (Freeze & Cherry, 1979), las cuales demuestran tener un mayor ajuste y ser más robustos que los métodos físicos (Allison et al., 1994). En otras ocasiones se opta por soluciones analíticas a ecuaciones que caracterizan los flujos de agua en zonas no saturadas (Joshi & Maule, 2000; Sophocleous, 2004).

Además, es importante destacar que los métodos que utilizan trazadores tienen la ventaja de integrar todos los procesos que afectan al flujo de agua en la zona no saturada (Sophocleous, 2004). Las aproximaciones de primer orden que surgen del modelado de estos perfiles proveen en general una buena estimación del transporte de solutos disueltos y de agua (Casey & Krounbi, 2013).

El indicador o trazador elegido para establecer el flujo de humedad puede estar relacionado con una fuente de contaminación y no sólo representar los movimientos del agua sino además los movimientos del contaminante. El cloruro (Cl⁻) es considerado un trazador de los flujos de agua, es decir, una sustancia que se desplaza con el agua sin interactuar con la matriz sólida del suelo (Sposito & Barry, 1987; Allison et al., 1994). Custodio (1997), la definió como “sustancia disuelta cuasi- conservativa²” y marcó su importancia en el estudio de los flujos de agua y en el transporte de solutos a través del suelo. En general, los suelos agrícolas presentan bajas concentraciones de cloruros, mientras que el estiércol presenta altas concentraciones. Considerando que este ion solamente proviene del estiércol disuelto acumulado en los corrales de engorde, el cloruro puede representar con bastante precisión el movimiento de componentes químicos conservativos que provienen del estiércol. El nitrato podría ser considerado dentro de esta categoría, ya que tampoco tiende a fijarse a la matriz del suelo (aunque puede sufrir reacciones biológicas). Así lo establecieron Ritter & Chirnside (1990), quienes estudiaron el movimiento del estiércol en zonas de acumulación y encontraron una alta correlación entre el movimiento de los iones nitrato y cloruro, y García et al. (2008), quien afirmó que el movimiento de este ion se podría corresponder con los movimientos de nitrato cuando la

¹ Métodos físicos: miden o estiman parámetros físicos e hidrológicos tales como balance de agua en el suelo o conductividad hidráulica.

² El ion Cl⁻ es un elemento traza cuasi-conservativo ya que puede ser retardado por sorción aniónica o acelerado por exclusión aniónica Cf. Gerritse & George, 1988; Bowman, 1984.

denitrificación se vea inhibida. Por consiguiente, la distribución de Cl^- en el perfil puede ser usada no sólo para estimar la percolación (a partir del método de balance de masa del ion cloruro) sino además, para establecer la profundidad y la tasa de lixiviación del estiércol e inferir la profundidad de eluviación y/o lixiviación³ alcanzada por uno de los iones de mayor implicancia ambiental (N-NO_3^-).

En estos sistemas, algunos investigadores sugieren medir nutrientes específicos como indicadores o trazadores del movimiento del agua y del estiércol en el suelo (Miller, 1971; Maule & Fonstad, 2002). Los nutrientes N-NO_3^- y N-NH_4^+ son susceptibles de variaciones biológicas y alteraciones por cambios en las condiciones redox, y por consiguiente no sería prudente considerar estas variables como indicadores. Tampoco el fósforo resultaría un buen indicador, ya que interviene en reacciones de adsorción y precipitación en la matriz del suelo y en reacciones biológicas. No obstante, es importante el estudio de los mismos en el perfil para predecir el movimiento de iones que tienen una implicancia ambiental.

Un primer requerimiento en el manejo de residuos es poder predecir o determinar la tasa de desplazamiento o avance de la pluma de contaminante o la concentración de un contaminante específico a un tiempo determinado y en un lugar distante de la fuente de contaminación. Varios factores y procesos intervienen en el avance de la pluma contaminante. Estos incluyen procesos hidrogeológicos acoplados a una amplia variedad de complejas interacciones y reacciones que se producen entre el contaminante y el sistema suelo-agua. Si bien existen estudios de interacciones entre el suelo y contaminantes que abordan el conocimiento del tema, est son necesariamente limitados, ya que sólo pueden aspirar a cubrir una pequeña gama de intereses en un momento dado. Los modelos matemáticos, ajustados a las condiciones de campo, podrían cubrir un mejor entendimiento de estos sistemas tan complejos y predecir el avance de contaminantes.

4.2- Objetivos

Objetivo general

Evaluar los cambios temporales del flujo vertical de estiércol y de humedad en el suelo subyacente a la capa orgánica, y estimar su progresión a los acuíferos subyacentes a través de modelos empíricos.

³ Glosario: Eluviación: proceso de desplazamiento de sustancias solubles o dispersables (arcilla, sales, hierro, humus) causado por el movimiento vertical o drenaje de agua en el suelo, implica traslocación de una parte a otra dentro del perfil. Lixiviación: es igual a eluviación por disolución pero implica la eliminación fuera del sistema, drenaje completo y es, por lo tanto, característico de climas húmedos Cf. Buol et al., 1986. En este caso de estudio, como el ion Cl^- tiende a moverse libremente en el perfil, sin acumularse en un horizonte iluvial, se hablará de lixiviación del ion, aunque no necesariamente haya salido de sistema. Siendo el movimiento del ion Cl^- representativo del movimiento vertical de la solución de estiércol, este criterio se hará extensivo a lixiviación de estiércol.

Objetivos específicos

- Estimar las tasas de lixiviación y de avance de la solución de estiércol así como el flujo de humedad generados en el suelo bajo la capa orgánica en corrales de engorde.
- Estimar la progresión del avance de la pluma de estiércol a la napa freática, a partir de un modelo matemático empírico.
- Analizar los cambios temporales en el flujo vertical de humedad debido a la conversión de pastizales naturales en corrales de engorde con diferentes tiempos de uso.
- Estimar los diferentes flujos (advectivo y difusivo) que influyen en el transporte vertical del estiércol para los diferentes períodos analizados.
- Analizar los cambios temporales en la lixiviación de N-NO_3^- y P-PO_4^{3-} disueltos, provenientes del estiércol, en el suelo subyacente a la capa orgánica en corrales de engorde, y predecir los procesos químicos que afectan el movimiento de estos iones.

4.3- Materiales y Métodos

Área de estudio

La investigación se centró en los corrales de engorde de los feedlots: “Los Pampas” (FLP) y “La Invernada” (FLI); respectivamente localizados en el partido de Teodelina, provincia de Santa Fe, y Junín, provincia de Buenos Aires, Argentina. Los mismos fueron descriptos en el capítulo 2, secciones: 2.1 y 2.2.

Diseño de muestreo

Para el estudio de percolación y transporte vertical de estiércol se recogieron muestras de suelo disturbadas a distintas profundidades, en las diferentes áreas de estudio (corrales con diferentes tiempos de uso y testigos). En la diagramación del muestreo se siguieron los criterios de: selección de sitio, diseño de muestreo y extracción y acondicionamiento de las muestras descriptos en el capítulo 2, sección 2.4, 2.5 y 2,6 respectivamente, y en el capítulo 3, sección 3.3.

Métodos de análisis

Determinaciones analíticas

Las propiedades físicas y químicas de las muestras recolectadas se determinaron por métodos estandarizados descriptos en el capítulo 2, sección 2.7. Las variables medidas fueron: cloruros (Cl^-), nitrato (N-NO_3^-) y fósforo lábil (P-PO_4^{3-}), humedad gravimétrica (θ_g) y se calculó la humedad volumétrica (θ_v), con los datos de pb y θ_g , descriptos en el capítulo 2, sección 2.7. Asimismo, se calculó la concentración de cloruros (Cl^-) en el extracto de saturación. Para ello, las concentraciones de cloruro extractadas del suelo (Cl^-_{ext}), expresadas en μg de Cl^- por cm^{-3} de solución extractante, fueron transformadas en concentraciones de

Cl^- en la solución del suelo (Cl^-_{sc}) expresadas en $\mu g.cm^{-3}$, de acuerdo a la siguiente ecuación (Murphy et al., 1996; Scanlon et al., 1997; Parker et al., 1999b; Gee et al., 2005):

$$Cl^-_{(sc)} (\mu g.cm^{-3}) = \frac{Cl^-_{ext} (\mu g.cm^{-3}) * \frac{V_{H_2O} (cm^3)}{M_{suelo} (gr)} * \delta_{H_2O} (gr.cm^{-3})}{\theta_{(g)} (gr H_2O.gr\ suelo^{-1})}$$

Análisis descriptivo de los datos

Se utilizó estadística descriptiva (media y desvío estándar) para cuantificar las variables estudiadas. El análisis de varianza (ANOVA) y la comparación de medias fueron llevados a cabo sobre las diferentes variables analizadas, para evaluar los efectos de tratamiento (corral con diferentes tiempos de uso y testigos). El diseño del modelo fue descrito en el capítulo 2, sección 2.8. Asimismo, se establecieron relaciones funcionales entre variables para predecir comportamientos. Las aproximaciones estadísticas se realizaron con el software Info Stat Profesional versión 2010 (Di Rienzo et al., 2010). Para la comparación de los datos de $[N-NO_3^-]_i$ y $(Cl^-)_i$ registrados entre los distintos períodos de uso o tratamientos, se trabajó con el programa Statgraphics Centurion XVI, que permitió la comparación de líneas de regresión.

Análisis de datos para evaluar la tasa de lixiviación de estiércol, la tasa de avance de la pluma de estiércol, y el flujo de humedad

Las tasas de lixiviación y avance del estiércol en el suelo subyacente a la capa orgánica en los diferentes corrales, así como el flujo de humedad, se calcularon mediante la técnica de análisis de perfil, que relaciona la variación de la concentración de un trazador o indicador con la profundidad (Freeze & Cherry, 1979). El ion cloruro fue el elegido como trazador o indicador del movimiento de la solución de estiércol y del flujo de agua debido a las diferencias significativas entre la concentración en el estiércol y el suelo. Las técnicas de análisis del perfil pueden ser usadas a condiciones de campo (Gee & Hillel, 1988; Allison et al., 1994; Joshi et al., 1997) bajo ciertos supuestos:

- (i) un estado estacionario unidimensional (volumen constante), vertical, flujo descendente;
- (ii) una única fuente de entrada de cloruro, en este caso la solución de estiércol;
- (iii) una concentración de cloruro que ingresa al suelo subyacente constante con el tiempo de uso ininterrumpido;
- (iv) un contenido de humedad constante con el tiempo;
- (v) ausencia de flujo lateral;
- (vi) durante cada período de uso, una tasa estable de movimiento vertical descendente del cloruro.

Se ha aplicado esta técnica para el estudio a campo de flujos de solutos y de humedad en corrales de engorde, ya que puede proveer información sobre la

profundidad de penetración del estiércol, la tasa de lixiviación y la tasa de avance de la pluma de estiércol y el flujo de humedad o tasa de percolación en el suelo subyacente a la INT. A continuación se describen las mediciones y cálculos que fueron realizados para obtener estos parámetros.

Tasa mínima de lixiviación y tasa de avance de la pluma de estiércol: la gráfica que representa la variación de la concentración de cloruro en la solución del suelo $(Cl^-)_z$ ($\mu\text{g cm}^{-3}$) con la profundidad (z) se utilizó para estimar la tasa de lixiviación de solutos en el suelo de los distintos corrales. La variación de la concentración de cloruros con la profundidad puede ser descripta como una función de primer orden:

$$\frac{d(Cl^-)}{dz} = -k \cdot (Cl^-),$$

reordenando e integrando esta función se establece el siguiente modelo:

$$(Cl^-)_z = (Cl^-_{m\acute{a}x}) \cdot e^{-k \cdot z} \quad [1]$$

donde:

$(Cl^-)_z$ ($\mu\text{g cm}^{-3}$) es el aumento de la concentración de cloruro en la solución del suelo a diferentes profundidades (z, en cm), k es el coeficiente de ajuste o constante empírica, y $Cl^-_{m\acute{a}x}$ ($\mu\text{g cm}^{-3}$) es la concentración máxima de cloruro en la solución del suelo de los corrales por encima de la concentración background, medida dentro de los 5 cm inmediatamente debajo de la INT. Se asume que esta concentración es constante a través del tiempo de uso del corral y representa la concentración de cloruro en la solución de estiércol que atravesó la INT.

Es necesario además que se cumpla que:

$$(Cl^-)_z = [(Cl^-_{fl})_z - (Cl^-_{bck})_z]$$

siendo $(Cl^-_{fl})_z$ la concentración de cloruro medida en el suelo de los corrales, debajo de la interfase (INT), a diferentes profundidades (z); y $(Cl^-_{bck})_z$ la concentración de cloruro background o línea de base, medida en el suelo testigo a las diferentes profundidades.

La profundidad de lixiviación del cloruro (z) (cm) en el suelo de los corrales se estableció a partir de la mínima concentración de cloruro que proviene del estiércol (Cl^-_{min}) y la curva obtenida del modelo propuesto entre el cloruro medido Cl^-_i y la profundidad (z). Siendo Cl^-_{min} ($\mu\text{g cm}^{-3}$) el 10% of $Cl^-_{m\acute{a}x}$. Este valor Cl^-_{min} fue arbitrariamente elegido para representar el 100% de la disminución de la concentración máxima ($Cl^-_{m\acute{a}x}$), considerando el error del método analítico empleado o la variación natural del $Cl^-_{m\acute{a}x}$ (10%). Por consiguiente, la *tasa mínima de lixiviación de cloruro (S)* ($\text{cm a\~{n}o}^{-1}$) fue calculada para cada período de acuerdo a:

$$S = \frac{z - (Cl^-_{min})}{t} \quad [2]$$

donde:

$z - (Cl^-_{min})$ es la profundidad de la concentración asociada al estiércol (Cl^-_{min}) (cm), y t es el tiempo de uso de los corrales de engorde (años).

La ecuación 2 asume que el Cl^- se mueve tan rápido como el Cl^- de movimiento más rápido (dentro de una distribución de flujos de Cl^-). Sin embargo, debido a la subestimación de z dada por Cl^-_{min} , se define como la tasa más lenta o tasa mínima de lixiviación. Se asume que durante cada período el movimiento descendente de cloruro fue constante.

La *tasa de avance de la pluma de estiércol* (μ) se estableció a partir de la función que relaciona k y el tiempo de uso de los corrales. La relevancia de k en el análisis es explicada en el apartado de resultados y discusión.

Estimación del flujo mínimo de humedad o tasa mínima de percolación (qm): se utilizó el método de balance de masa de cloruro (BMC). Este método proporciona estimaciones de flujo de humedad durante largos períodos, y si bien asume el movimiento de cloruro por flujo de masa advectivo, el método en sí no impone explícitamente una restricción sobre los procesos de flujos (Allison et al., 1994; Joshi & Maule, 2000). Una ventaja a destacar de este método es que el perfil del cloruro está establecido en equilibrio con el clima y las características del área que incluyen el uso antrópico, pudiendo resultar un patrón característico para estos ecosistemas. La utilización del mismo a campo ha sido documentada por varios autores (Allison et al., 1994; Joshi & Maule, 2000). Maule & Fonstad (2002) y García et al. (2012) aplicaron esta técnica para evaluar la humedad del suelo en corrales de engorde. García et al. (2012) adaptaron el método teniendo en cuenta el grado de enriquecimiento de cloruro en el perfil del suelo y la concentración de cloruro máxima como fuente de ingreso constante en el suelo, representado como:

$$qm \left(Cl^-_{m\acute{a}x} \right) t = \int_0^z (Cl^-_i)_z (\theta_v)_z dz,$$

donde:

qm = flujo mínimo de humedad del suelo o tasa de percolación bajo la lámina de estiércol ($cm^3 \text{ cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). Se considera flujo mínimo por la subestimación de z dada por Cl^-_{min} .

$(\theta_v)_z$ = contenido de agua volumétrica, ($cm^3 \text{ cm}^{-3}$) a diferentes profundidades z . La ecuación anterior puede ser reordenada como:

$$qm(cm.a\acute{n}os^{-1}) = \frac{\int_0^z (Cl^-_i)_z (\theta_v)_z dz}{(Cl^-_{m\acute{a}x}) t} \quad [3]$$

Ambos miembros de la igualdad representan la masa total de cloruro por unidad de superficie (cm^2) presente en el perfil de la zona no saturada. qm simboliza el flujo vertical de humedad, o tasa de percolación, del suelo debajo de la capa de estiércol. Este flujo transporta una masa de cloruro que penetra en el perfil del suelo con una concentración que es constante con el tiempo de producción continua. El segundo miembro de la igualdad representa la masa de cloruro atribuible a la solución de estiércol (por encima de la concentración de base o *background*) en el perfil del suelo, que puede ser calculado mediante la integración del producto del contenido de agua medido y el aumento de la concentración de cloruro en la solución del suelo a las diferentes profundidades

[entre 5 cm y la profundidad z alcanzada por la solución de estiércol ($z-CI_{\min}^-$)] del suelo subyacente a la capa orgánica.

Caracterización de los flujos que influyen en el transporte vertical de solutos: se utilizaron ecuaciones analíticas para inferir los distintos flujos que intervienen en el transporte. Así, para inferir en la migración de soluto solamente por difusión se usó el modelo predictivo propuesto por Ogata (1970), en tanto que para ajustar por advección-difusión se usó la ecuación propuesta por Ogata & Banks (1961).

$$\frac{C}{C_o} = \operatorname{erfc} \left[\frac{z}{2 \times \sqrt{D^* \times t}} \right] \quad \text{Ogata (1970)} \quad [4]$$

$$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{z-v \times t}{2 \times \sqrt{D^* t}} \right) + \exp \left(\frac{v \times z}{D^*} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{z+v \times t}{2 \times \sqrt{D^* t}} \right) \right] \quad \text{Ogata \& Banks (1961)} \quad [5]$$

donde:

C = concentración de Cl^- medida ($\mu\text{.cm}^{-3}$)

C_o = concentración máxima de Cl^- ($\mu\text{.cm}^{-3}$)

$\operatorname{erfc}(\beta)$ = función error complementario de argumento β . La misma se halla tabulada.

z = profundidad (cm)

t = tiempo de migración (min)

v = velocidad del agua de los poros (qm/θ_v) ($\text{cm}^2\text{.min}^{-1}$)

D^* = coeficiente de difusión en el suelo ($\text{cm}^2\text{.min}^{-1}$) determinado por Shearer *et al.* (1973), quien lo ajusta a condiciones de suelo no saturado con el siguiente modelo:

$$D^* = \left(\frac{\theta_v}{S_t} \right) \times \theta_v^{4/3} \times D_w \quad [6]$$

Las variables involucradas son:

D_w = coeficiente de difusión en agua a 20° C ($D_w = 1,22 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2\text{.min}^{-1}$ para Cl^-)

El contenido de humedad volumétrica θ_v se consideró estable durante el tiempo de actividad.

4.4- Resultados y Discusión

Análisis del perfil de $[Cl^-]$

La figura 4.1 muestra el perfil de la concentración de cloruro en la solución del suelo para los diferentes tiempos de uso de los corrales analizados. Las mayores concentraciones se establecieron en la capa de estiércol, alcanzando un valor medio igual a $6041,2 \pm 549,2 \mu\text{g.cm}^{-3}$.

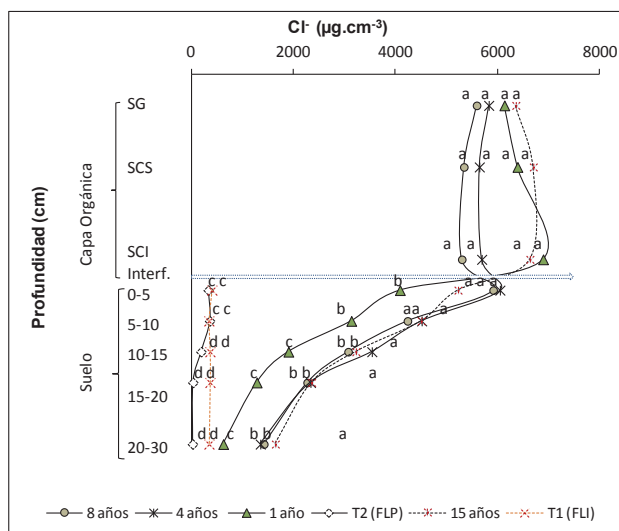


Figura 4.1- Perfil de Cl^- en los suelos de corrales de engorde con diferentes tiempos de uso y en los suelos testigo

Al atravesar la interfase estiércol-suelo (INT), la concentración disminuyó con la profundidad estudiada, y esta variación dependió del tiempo de uso. Los corrales de 1 año mostraron las mayores diferencias, donde la concentración media de cloruro disminuyó 6,73 veces desde la INT a los 30 cm de profundidad; en tanto que las menores diferencias se presentaron en los corrales de 15 años (1,83 veces).

Nótese que se estableció una diferencia de un orden entre las máximas concentraciones de cloruro en el suelo subyacente (establecida inmediatamente por debajo de la interfase estiércol-suelo) y la concentración de referencia (Cl^-_{bck}) (establecida en los suelos testigos como valor medio de los datos recogidos a las diferentes profundidades). Por consiguiente, los valores de estas concentraciones no son una preocupación cuando se considera la sensibilidad de los errores para la estimación de flujos a partir de este indicador.

Bajo condiciones de estado estacionario, con un coeficiente de dispersión hidrodinámica despreciable⁴, la posibilidad de la disminución de la concentración de Cl^- con la profundidad puede deberse a que el movimiento de este trazador esté dominado por la difusión más que por el flujo de masa advectivo. Asimismo, se postulan como hipótesis de esta disminución, la generación de flujos por caminos preferenciales o bien el decrecimiento del flujo de humedad al atravesar la INT con el tiempo de uso. En estos casos, se estaría incumpliendo alguno de

⁴ la contribución al movimiento de cloruro por dispersión desde la INT es despreciable. En este modelo, el mecanismo de dispersión puede ser ignorado, teniendo en cuenta que el sellado de la superficie del suelo reduce la conductividad hidráulica a valores inferiores a aproximadamente $1,0 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ (Maule et al., 2000; Culley & Phillips, 1982), similar al de muchos sistemas áridos. De acuerdo a la información existente, sistemas en los que la velocidad del agua alcanza valores inferiores a $2,3 \times 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$, el mecanismo de dispersión puede ser ignorados (Scanlon, 1991).

los supuestos propuestos para la técnica de análisis empleada. Si bien esta falta de idealidad impediría evidenciar el movimiento del agua per se, permitiría ver claramente el flujo del ión cloruro, cuya tasa de lixiviación sería un poderoso indicativo de la capacidad de sello efectivo que posee la interfase. Seguidamente se realizará un análisis para estudiar estos flujos.

Tasa mínima de lixiviación (S) y Tasa de avance de la pluma de estiércol (μ) en el perfil

Los datos obtenidos tuvieron un buen ajuste al modelo propuesto ($Cl^-_i)_z = (Cl^-_{m\acute{a}x}) e^{-k \cdot z}$ (ecuación 1). Los r^2 variaron entre 0,99 y 0,93 (Figura 4.2), pudiendo estimar con bastante certeza la variación de $(Cl^-)_z$ con la profundidad z para los diferentes tratamientos y además, realizar predicciones para otros años de uso (tal como se explica más adelante).

El factor de ajuste del modelo (k), puede ser considerado una constante empírica que resume información relacionada con la interacción del ion cloruro y el sistema suelo-agua. El mismo está vinculado con la tasa de lixiviación y representa la variación de la concentración por unidad de profundidad (ppm/cm). Su significado físico se traduce como una tasa de variación que indica la magnitud de la relación exponencial concentración-profundidad para un instante t . Según los supuestos del modelo, k es constante con la profundidad para un mismo período, y por consiguiente se asume continuidad de capa.

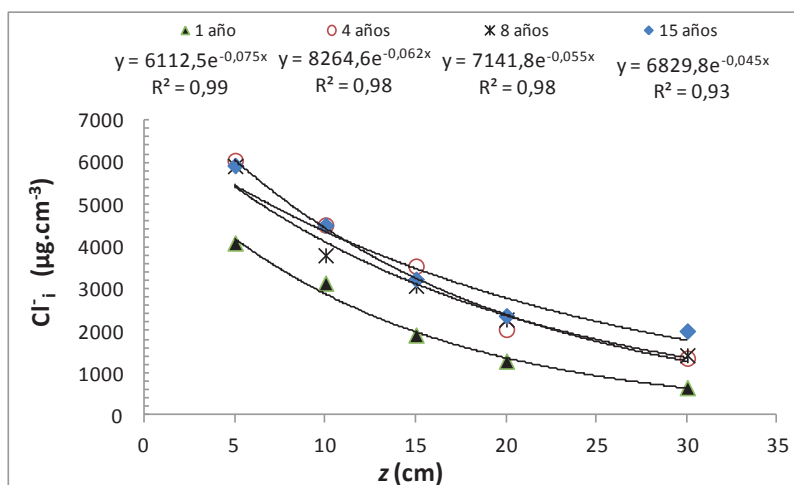


Figura 4.2- Ajuste de los datos a un modelo de primer orden (ecuación 1). Valores medios de concentración de Cl^- en la solución del suelo de los corrales de 15, 8, 4 y 1 año de uso, corresponden a 3 repeticiones ($n=3$) para cada profundidad de análisis, de cada unidad experimental (corral). Los CV de las medias variaron entre 3 y 25%

En la figura 4.2 es posible observar que para los diferentes tiempos analizados, k alcanza valores diferentes. El mayor valor absoluto se presenta en los corrales de menor tiempo de uso, manifestando un mayor cambio de la concentración máxima ($Cl^-_{m\acute{a}x}$) con la profundidad, tal como se indicó

previamente. Le siguen los corrales de 4 años, los de 8 años, y por último los de 15 años. Es decir, que para una profundidad dada los cambios en la concentración de Cl^- producidos por el estiércol son menores con el tiempo de uso. Este resultado se pone en evidencia al realizar el gráfico de k en función del tiempo (Figura 4.3), donde los datos se ajustan en un 95% a una relación lineal.

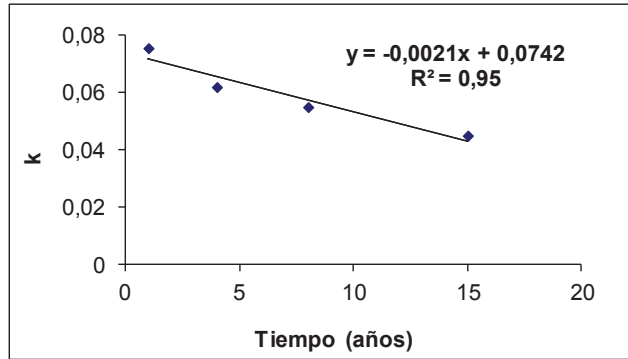


Figura 4.3- Regresión establecida entre k y los años de uso

La pendiente de la recta (μ), estima para un valor fijo de contaminante o estiércol, la expansión del mismo, dando cuenta de cómo avanza, unidireccionalmente, la solución de estiércol a través del tiempo. Por consiguiente, μ se define como la tasa de avance de la pluma de estiércol. Si en el modelo propuesto (ecuación 1) reemplazamos la variable k por la función que la representa (Figura 4.3), el modelo empíricamente desarrollado adquiere la forma de la ecuación 2. La ordenada (c) equivaldría al valor inicial de k , correspondiente a la forma de la pluma en el instante inmediatamente posterior al comienzo del episodio de contaminación, el factor pre-exponencial, corresponde a la concentración inicial o máxima ($Cl^-_{m\acute{a}x}$), (t) es el período analizado y (z) la profundidad.

$$[Cl^-]_{(t,z)} = [Cl^-_{m\acute{a}x}] \cdot e^{-(\mu \cdot t + c) \cdot z} \quad [7]$$

A partir de este modelo [7] se pudo predecir el avance de la pluma de cloruro a través de los años de uso (Figura 4.4). Se consideró como $Cl^-_{m\acute{a}x}$, el valor medio de las diferentes ordenadas, que tuvo el valor de $7087 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Para realizar la comparación de $Cl^-_{m\acute{a}x}$ para los diferentes tiempos, la variación de $(Cl^-)_z$ transformados en función de z se ajustó a funciones lineales. Los interceptos y las pendientes de las funciones lineales no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) para los distintos valores de años analizados. Estos resultados confirman que la $Cl^-_{m\acute{a}x}$ o concentración inicial es igual para los distintos tiempos de uso y la variación en el perfil es constante en cada período analizado, confirmando dos de los supuestos del modelo (ver el análisis en el Anexo B, R5).

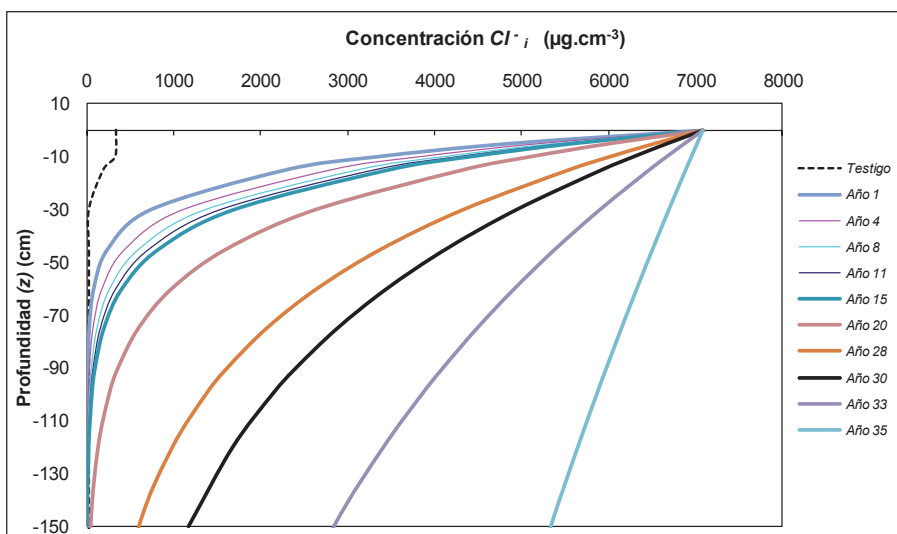


Figura 4.4- Variación del incremento de la concentración de cloruro (Cl^-_i)_z con la profundidad y el tiempo. Progresión de la pluma de estiércol, aplicación del modelo empírico y utilización de la concentración de ion cloruro como trazador.

Los resultados indicaron que bajo las condiciones edafoclimáticas y de manejo de este *feedlot*, la pluma de estiércol, representada por la concentración del ion cloruro proveniente del estiércol a las diferentes profundidades (Cl^-_i)_z, avanzó a una tasa de desplazamiento o variación de la concentración de $0,0021 \text{ cm}^{-1} \cdot \text{años}^{-1}$, llegando a los 35 años a saturar el suelo de los corrales de este *feedlot*.

Asimismo, haciendo una proyección a través del modelo fue posible estimar, para cada período de uso, la profundidad (z) a la cual la concentración de cloruro proveniente de la solución de estiércol alcanzó la mínima concentración (Cl^-_{min}), y a partir de ella estimar la tasa mínima de lixiviación (S). La tabla 4.1 resume los datos de las profundidades (z) estimadas, como también las tasas mínimas de lixiviación (S) obtenidas para cada período empleando la ecuación 2.

Tabla 4.1- Parámetros del modelo, y tasa mínima de lixiviación (S)

Momentos	1 año	4 años	8 años	15 años
$Cl^-_{máx}$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	7087	7087	7087	7087
k	0,075	0,062	0,055	0,045
$z - Cl^-_{min}$ (cm)	30,70	35,98	41,87	51,17
S ($\text{cm}\cdot\text{año}^{-1}$)	30,70	8,99	5,23	3,41

Al igual que el comportamiento de la k , la tasa mínima de lixiviación disminuyó con el tiempo de uso. Los resultados muestran que el ion Cl^- avanzó rápidamente el primer año de uso alcanzando una profundidad de 30,7 cm; a los

4 años de uso, la tasa mínima de lixiviación disminuyó a $8,99 \text{ cm año}^{-1}$ y la profundidad alcanzada fue de 35,98 cm. El movimiento descendente continúa a mayor tiempo de uso pero a tasas cada vez menores. A los 28 años de uso, la solución de estiércol alcanzó 1,40 m de profundidad. Considerando que el modelo subestima la profundidad, posiblemente antes de 28 años de operación ininterrumpida este sistema pueda influenciar la calidad del agua freática, teniendo en cuenta que la altura de la napa en épocas de grandes lluvias llega a una profundidad de 150 cm desde la superficie. La disminución de la tasa de lixiviación con el tiempo se puede justificar argumentando que en un principio, antes del inicio de estas actividades, la tasa de infiltración era mucho más alta y la concentración de cloruro inferior. Después de la construcción del corral de engorde, la tasa de infiltración al suelo subyacente y/o percolación disminuyó (por formación del sellado en superficie) y aumentó la concentración de cloruro (por la presencia de estiércol). La variación continúa con el tiempo de uso, aunque mucho menos pronunciadamente. Es importante destacar que la disminución de la tasa de lixiviación en función del tiempo, podría justificar los perfiles de $(\text{Cl}^-)_z$ obtenidos, donde evidentemente no todos los supuestos propuestos para esta técnica de análisis del perfil se cumplen.

Flujo mínimo de humedad (q_m)

El mínimo flujo de humedad (o tasa mínima de percolación) en el suelo subyacente a la INT, fue estimado a partir del balance de masa del ion cloruro (BMC), ecuación 3. Este enfoque fue adaptado para los sistemas de estudio de *feedlot* por García *et al.* (2012), teniendo en cuenta el grado de enriquecimiento de cloruro en el perfil del suelo $(\text{Cl}^-)_z$, así como la humedad $(\theta_v)_z$ y la concentración de cloruro máxima $(\text{Cl}^-)_{\text{máx}}$ que proviene de la capa orgánica e ingresa al suelo subyacente. La tabla 4.2 muestra los parámetros utilizados por el método BMC para el cálculo de q_m ; θ_v se consideró constante con la profundidad analizada y con el tiempo de uso; el cambio a los 15 años se debe a que es otro momento de muestreo y otro establecimiento. La profundidad del análisis abarca desde los primeros 5 cm por debajo de la INT donde $(\text{Cl}^-)_{\text{máx}}$ hasta la profundidad donde la concentración de cloruro que proviene del estiércol ha disminuido en su totalidad $z-(\text{Cl}^-)_{\text{min}}$.

Los valores de q_m estimados variaron entre $1,63$ y $0,20 \text{ cm año}^{-1}$ (Tabla 4.2). Maule & Fonstand (2002) y García *et al.* (2012) trabajando con la misma técnica registraron valores que se encuentran dentro del rango establecido.

Comparando los datos obtenidos con el flujo de humedad de los suelos de la región establecidos a partir de datos históricos hidro-meteorológicos (datos de balance agua-suelo para el período 1980-2000), el exceso de humedad para suelos agrícolas o con pastizal natural podría alcanzar los 203,3 mm anuales durante períodos húmedos (20% de la lluvia anual), que se pierde esencialmente por percolación (dependiendo de la posición en el paisaje) (Santanatoglia *et al.*, 2010). Por consiguiente, de acuerdo a los resultados obtenidos, se puede informar que el flujo de humedad del suelo debajo de los corrales disminuyó

sustancialmente al año de uso (92%) y su disminución continuó con el tiempo como puede apreciarse en la figura 4.5.

Tabla 4.2- Parámetros utilizados al aplicar el balance de masa de cloruro (BMC). Valores del flujo de humedad (q_m) para los diferentes años de uso.

Parámetros del modelo	1 año	4 años	8 años	15 años
θ_v ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	0,21	0,21	0,21	0,19
$z-(Cl_{\min})$ (cm)	30,46	37,14	41,87	51,17
k	0,075	0,064	0,055	0,045
q_m (cm año^{-1})	1,63	0,53	0,31	0,20

La mayor disminución a partir de los 4 años de uso (97%), posiblemente esté dada por un mayor sellado de la superficie infiltrante del suelo, tal como se observó al analizar los cambios en la macroporosidad en los corrales de 4 y 8 años (Capítulo 3: Figura 3.6). El cambio en la distribución de tamaño de poro en los primeros centímetros del suelo subyacente (aumento de poros más pequeños), podría haber incrementado la tensión requerida para el drenaje de poro y en consecuencia provocar una reducción aún mayor en los flujos.

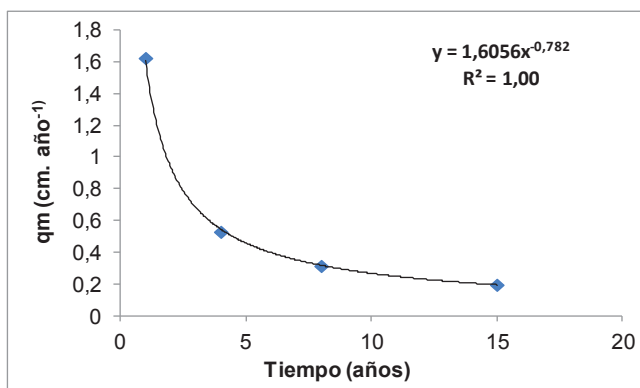


Figura 4.5- Variación del q_m con el tiempo de uso. Progresión del sellado

Numerosos investigadores establecieron un comportamiento semejante al estudiar al suelo como unidad de tratamiento (UTS) de efluentes y materia orgánica biodegradable (Bouman, 1975; Siegrist et al., 2001 y Lowe & Siegrist, 2008). Estos investigadores señalan que cierto grado de sellado es beneficioso para el funcionamiento del suelo como unidad de tratamiento (UTS). Esto se debe a que la obstrucción de la superficie infiltrante genera un perfil del suelo no saturado, aeróbico, con largo tiempo de retención durante el flujo en la interfase, capaz de aumentar la sorción, biodegradación y los procesos de desinfección natural (Departamento de Estado de Washington de la Salud, 2002; Van Cuyk & Siegrist, 2007). Sin embargo, si la obstrucción suelo es demasiado intensa, se puede reducir la capacidad hidráulica hasta hacerse nula. Esto lleva a una mayor escorrentía y contaminación de las aguas superficiales. En este caso

particular, el flujo de humedad del primer año disminuyó un 88% a los 15 años de uso, y es de esperar que a los 35 años (momento en que se satura el perfil) disminuya un 94%.

Diferentes flujos que influyen en el transporte vertical de solutos

Si comparamos la tasa mínima de infiltración del ion cloruro (S) con el flujo mínimo de humedad (q_m) para cada tratamiento, observamos que el cloruro o cualquier otro componente químico conservativo de la solución de estiércol viaja a una tasa mínima cuyo valor es alrededor de 17 veces más alta que el flujo de humedad. Sería esperable que si el flujo de cloruro tiene lugar exclusivamente por flujo advectivo (flujo pistón), tanto S como q_m tuviesen valores dentro del mismo orden de magnitud para cada tratamiento. Además, dado que con el tiempo de uso los flujos de agua y solutos disminuyen en igual magnitud, si bien esta variación podría dar cuenta de la forma de cada perfil, no explica la diferencia encontrada entre ambas variables. Estas diferencias fortalecen la idea de que el ion Cl^- también puede moverse por difusión y/o por caminos preferenciales⁵.

Muchos de los estudios de curvas de avance de la concentración de Cl^- en profundidad muestran formas complejas similares a las presentadas en este estudio (Peck et al., 1981; Allison et al., 1994; Phillips, 1994). Si bien en situaciones de campo el flujo advectivo es frecuentemente capaz de explicar el comportamiento de este trazador en el perfil del suelo, hay crecientes evidencias de que los solutos se mueven en el perfil por caminos preferenciales o por difusión (particularmente en climas húmedos). Maule & Fonstand (2002) explicaron que la mayoría de los solutos del estiércol se mueven lentamente a través del flujo másico (matriz), aunque la presencia de canales, grietas, y fracturas en la INT, posibilita un flujo por caminos preferenciales capaz de contaminar napas de aguas poco profundas. Es importante destacar que estos investigadores trabajaron en suelos que se encuentran congelados la mayor parte del año, lo que puede favorecer la generación de grietas. Por otro lado, García et al. (2012), trabajando en suelos de la pampa húmeda, asociaron con el movimiento de los iones cloruro a mecanismos de difusión, dadas las características del sistema bajo estudio.

A partir de las ecuaciones analíticas empleadas para simular el transporte de contaminantes (ecuaciones 4 y 5), fue posible comparar el perfil de avance del ion cloruro medido con el movimiento de cloruro por difusión (Ecuación de Ogata) y por advección-difusión (Ecuación de Ogata & Banks) (Figura 4.6). En

⁵ El transporte de soluto puede darse por tres tipos de flujos, a saber: **advección** es el fenómeno por el cual el agua "arrastra" las partículas, en cuyo caso, un soluto se mueve con el agua; **difusión molecular**, es el proceso mediante el cual las especies iónicas o moleculares disueltas en el agua se mueven de manera aleatoria, según un movimiento Browniano, desde áreas de alta concentración de las partículas en cuestión, a áreas de baja concentración. Este proceso es independiente de la velocidad de movimiento del agua y el **flujo por caminos preferenciales**, donde el transporte se canaliza a través de vías con elevada velocidad y limitado intercambio con la matriz del suelo Cf: Raats, 1973, IGME 2002

términos generales, la ecuación que representa el flujo advectivo-difusivo adquiere la forma de un flujo puramente difusivo (disminución con la profundidad), dado el bajo flujo advectivo registrado (q_m). Por consiguiente, las diferencias encontradas entre el perfil empírico del flujo de cloruro y los perfiles estimados a partir de las ecuaciones analíticas de Ogata & Banks y Ogata no son muy grandes, así como tampoco lo son las diferencias entre los resultados de ambas ecuaciones analíticas. En los corrales de un año de uso, el movimiento por advección-difusión produjo un buen ajuste en los 10 primeros centímetros del suelo, mientras que a mayor profundidad los valores medidos se alejan de los dos modelos. A medida que aumenta el tiempo de uso, los perfiles de avance del ion Cl^- medidos muestran que el movimiento se va alejando del modelo advectivo-difusivo para acercarse, a los 15 años de uso, al modelo difusivo. Esto indica que cuanto menor es el flujo (q_m), mejor es el ajuste al modelo de transporte por difusión. Además, es importante destacar que el movimiento de cloruro por difusión, si bien se acentúa en condiciones de humedad tales que la tensión mátrica impida un movimiento advectivo significativo de la solución del suelo, se produce cuando el volumen de agua en torno a los agregados es suficiente para permitir el desplazamiento de los iones. Esto se produce con una humedad cercana a capacidad de campo, como las registradas en este estudio. Cook et al. (1989) establecieron que en algunos casos toma especial relevancia la migración del ion Cl^- a la napa freática por difusión más que por flujo advectivo, tal como sucede en este caso.

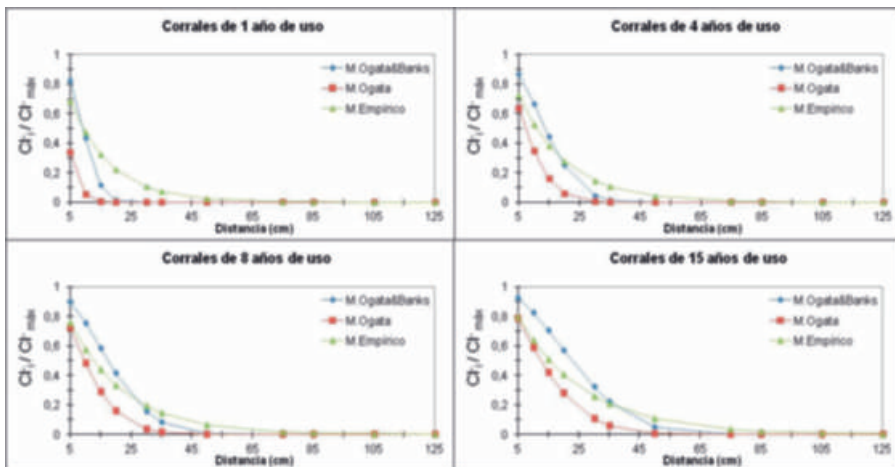


Figura 4.6- Curva de avance del ion cloruro (Cl^-_i)/($Cl^-_{máx}$) ajustada a diferentes modelos o ecuaciones de análisis, en el suelo subyacente a la capa orgánica en los diferentes corrales de engorde

Sin embargo, las diferencias de ajuste encontradas podrían ser indicativas de un flujo por caminos preferenciales, el cual no está representado por ninguna de las ecuaciones (4 y 5), o bien por el decrecimiento del flujo de humedad al atravesar la INT con el tiempo de uso, como fue establecido. En el presente estudio, si bien no se descarta la posibilidad del movimiento por caminos

preferenciales, tampoco se afirma. La impedancia que provoca la capa orgánica y la INT favorecen la inestabilidad o inexistencia del frente de infiltración, como también la posibilidad de generar grietas en momentos de inactividad del *feedlot* (Mielke & Ellis, 1976; Saint-Fort et al., 1995; Ham, 2002). La capa orgánica se seca y puede formar grietas creando un mayor potencial para infiltrar y promover la difusión de gases. No obstante, en este caso de estudio, los corrales analizados han permanecido con actividad de manera casi ininterrumpida durante los diferentes períodos, por lo que el movimiento por caminos preferenciales podría ser desestimado. En consecuencia, las diferencias encontradas con el modelo de Ogata podrían deberse a la falta de idealidad del estado estacionario. No obstante, aunque las condiciones de los *feedlot* se aproximan a este supuesto (humedad constante para cada período analizado), este no se cumple completamente. Las proporciones del movimiento advectivo y difusivo del ion Cl^- dentro del flujo, se determinaron empleando el siguiente método empírico:

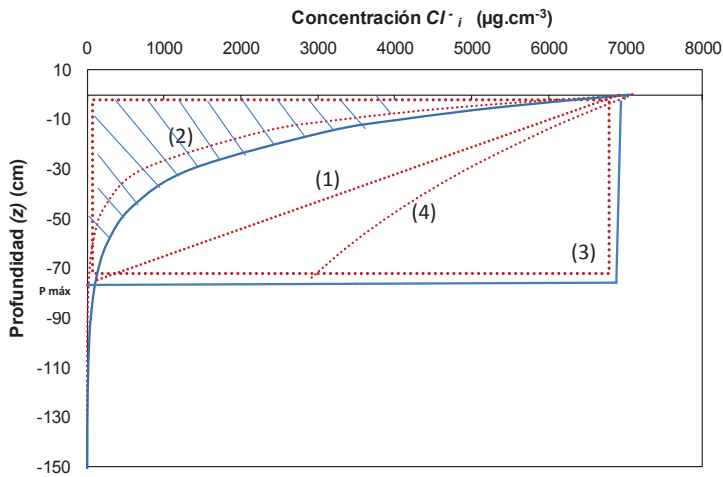


Figura 4.7- Formas de las curvas que tendrían los flujos 100% advectivo (área del rectángulo azul) y difusivo (área marcada con líneas azules). Las curvas y líneas en rojo marcan las diferentes posibilidades de predominio de los diferentes flujos.

Bajo los supuestos ya establecidos [Cl^- soluto conservativo, $Cl^-_{m\acute{a}x}$ constante, Cl^-_{min} con valores del 10% de la $Cl^-_{m\acute{a}x}$, máxima profundidad ($z-Cl^-_{min}$)], y considerando la forma que tendría la curva si el flujo fuera 100% advectivo (Figura 4.7), se calculó el área total (AT) correspondiente al mismo como:

$$AT = z - Cl^-_{min} * (Cl^-_{m\acute{a}x})$$

Asimismo, como ya fue considerado anteriormente, el área marcada con líneas azules en la Figura 4.7 se corresponde al flujo fundamentalmente difusivo (AT'), el cual está dado por:

$$AT' = \int_0^z (Cl^-)_z (\theta_v)_z dz$$

Considérese que AT y AT' son variables de unidades arbitrarias. De su comparación pueden surgir distintos escenarios:

- 1) $\frac{1}{2} AT = AT'$, lo que supone que el flujo advectivo es semejante al difusivo.
- 2) $\frac{1}{2} AT > AT'$, en el que domina el flujo difusivo.
- 3) $\frac{1}{2} AT = \frac{1}{2} AT'$, en cuyo caso $AT = AT'$ y el flujo es 100% advectivo.
- 4) $\frac{1}{2} AT < AT'$, situación en la que domina el flujo advectivo.

La figura 4.8 muestra las distintas áreas correspondientes a cada corral estudiado y la tabla 4.3 indica el porcentaje del área obtenida bajo la curva (AT'), con respecto al área total (AT), o porcentaje de dominancia de flujo.

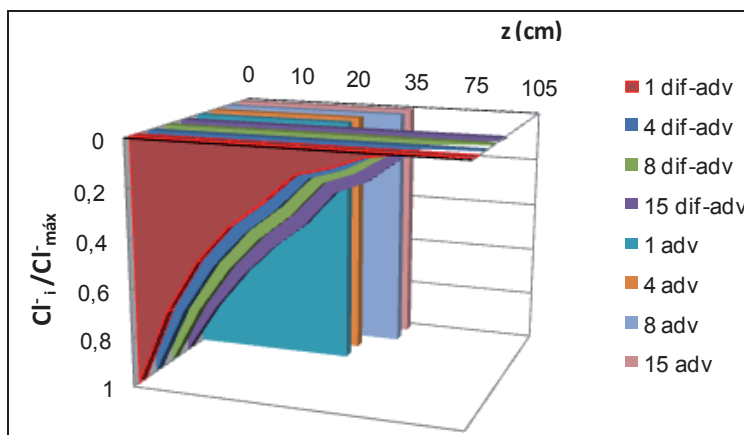


Figura 4.8- Flujos representados por las diferentes áreas

Tabla 4.3- Áreas calculadas para los diferentes flujos. Porcentaje de dominancia de flujo

Tiempo	AT	AT'	% AT'
1	217579	11522	5,30
4	263197	14719	5,59
8	296699	17848	6,02
15	362632	20916	5,77

Según los resultados obtenidos el área que representa el flujo difusivo corresponde a un valor medio del 5,67% del área total correspondiente al flujo 100% advectivo. Por consiguiente, según el criterio establecido en este trabajo, el flujo dominante sería el difusivo y no el advectivo, tal como se estableció al comparar con los modelos de Ogata y Ogata & Banks.

Análisis del perfil de $N-NO_3^-$

En este sistema no se esperó encontrar elevadas concentraciones de $N-NO_3^-$, debido a que las principales formas nitrogenadas provenientes de las heces y de la urea presente en la orina son nitrógeno orgánico (Nkj) y $N-NH_4^+$. Además, se presentaron condiciones que no favorecen la nitrificación biológica. La densificación del estrato orgánico (Capítulo 3: Tabla 3.1), podría conducir a una

limitación en las condiciones de aireación. Debajo de la INT se encuentra una zona biológicamente activa, capaz de degradar la materia orgánica y liberar amonio, que podría oxidarse a nitrato bajo condiciones óxido-reductoras favorables. El aumento de COD (Capítulo 3: Tablas 3.8 y 3.9) da cuenta del proceso de degradación de la materia orgánica. El nitrato es un constituyente móvil del suelo que puede transportarse libremente hasta alcanzar el estrato freático, y por consiguiente constituye uno de los potenciales contaminantes de estos sistemas de producción.

En la Figura 4.9 se observa la distribución del ion nitrato (N-NO_3^-) en profundidad. En la capa orgánica, la concentración permaneció constante con un valor medio de $11,46 \pm 0,86 \mu\text{g.g}^{-1}$. En el suelo subyacente a la capa orgánica, en los corrales de 1 y 4 años la concentración disminuyó suavemente hasta los 15 cm de profundidad, desde donde se mantuvo constante e igual a las concentraciones registradas en el testigo. En los corrales de 8 años, se observó un mayor enriquecimiento en NO_3^- en los primeros 15 cm, con respecto a los de 1 y 4 años. Mientras, en el suelo testigo la concentración de este ion, en los primeros 15 cm, fue superior a las registradas en el suelo de los corrales. Estos resultados podrían manifestar un proceso de denitrificación en los primeros 15 cm debajo de la interfase, siendo más acentuado en los corrales de 1 y 4 años de uso. Es importante recordar que en el corral de 1 año se registró una masa de COD en los 20 cm de profundidad 2,1 veces mayor que en los corrales de 8 años (Capítulo 3: Tabla 3.9), justificando la mayor actividad biológica y por consiguiente la mayor tasa de respiración.

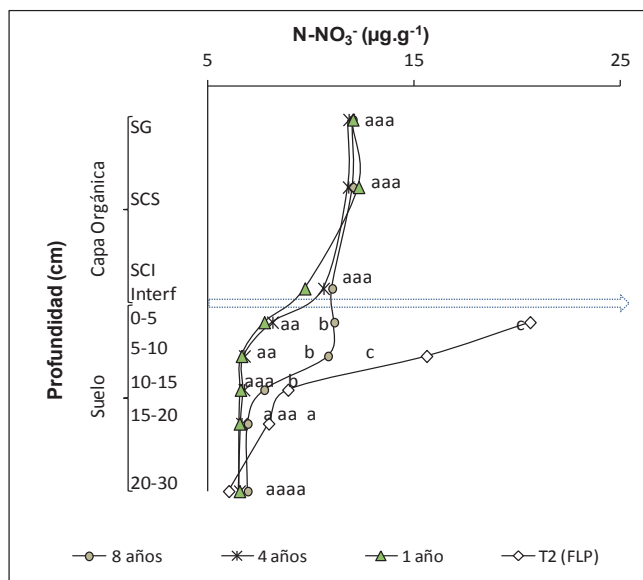


Figura 4.9 – Perfil de N-NO_3^- en los suelos de corrales de ordeño con diferentes tiempos de uso y en los testigos

Estos resultados son semejantes a los encontrados por Schuman & McCalla (1975), quienes registraron a los 10 cm de profundidad de un suelo

franco arenoso una disminución significativa de $N-NO_3^-$, en un feedlot de Nebraska. Estos autores infirieron que la baja concentración encontrada en el perfil se debió a procesos de denitrificación. En este caso, habría que considerar que estos suelos se encuentran congelados durante la mayor parte del año, situación que podría favorecer este proceso. Zhu et al. (2004) establecieron una tendencia semejante en un feedlot de 20 años de actividad, con concentraciones medidas en los primeros 30 cm de profundidad, debajo de la capa orgánica, superiores a la informada en el presente estudio ($31,8 \mu g.g^{-1}$).

Los datos obtenidos no tuvieron un buen ajuste a una función de primer orden como la descrita en la ecuación 1, y en consecuencia se realizó la transformación de los datos de profundidad (z) a $\log_{10}(z)$ y se aplicó un modelo lineal ($[N-NO_3^-]_i = [N-NO_3^-]_{m\acute{a}x} + k * \log z$) que permitió comparar pendientes y ordenadas para los diferentes períodos analizados (Figura 4.9).

El modelo tuvo un buen ajuste con los datos medidos (Figura 4.10). La relación entre las variables fue estadísticamente significativa ($p < 0.05$), con un nivel de confianza del 95%. El estadístico R^2 fue igual a 0,79, indicando que este modelo explicó el 79% de la variación de la concentración de $N-NO_3^-$ con la profundidad. Se presentaron diferencias estadísticas entre las pendientes ($p < 0,01$; nivel de confianza 99%), y entre interceptas ($p < 0,01$; nivel de confianza 99%) para los distintos valores de años analizados (Tabla 4.4, ver análisis Anexo B, R4). Estos resultados confirman que la concentración máxima ($N-NO_3^-_{m\acute{a}x}$) o concentración inicial es diferente para los distintos tiempos de uso y que la variación en el perfil no es constante con el tiempo de uso.

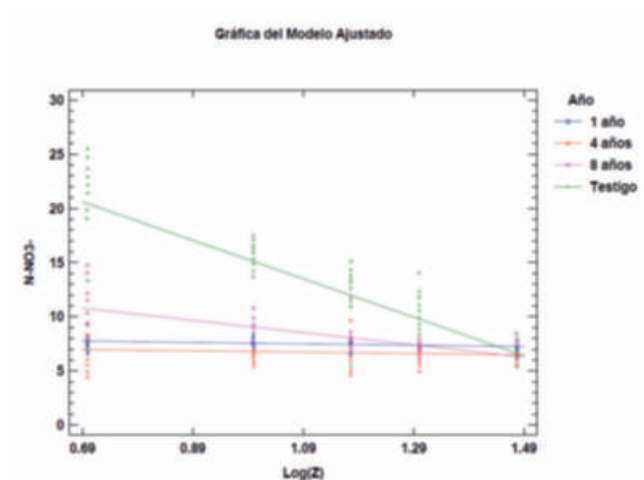


Figura 4.10 – Ajuste de la variación del $N-NO_3^-$ en profundidad a un modelo lineal, 95% confianza

Tabla 4.4- Coeficientes del análisis (ver anexo B, R5)

Clase	Intercepto (N-NO ₃ ⁻ _{máx})	Pendiente(k)	Predicho(N-NO ₃ ⁻ _i)
1 año	8,18	-0,61	7,94
4 años	7,40	-0,60	6,96
8 años	14,69	-5,64	10,74
Testigo	32,84	-17,74	20,44

Además, se puso en evidencia que la mayor variación de la concentración de N-NO₃⁻ en el perfil se dio en el suelo testigo, dada la mayor concentración de N-NO₃⁻ en los primeros centímetros del perfil. Asimismo, los corrales de 8 años muestran una mayor tasa de variación que los de 1 y 4 años de uso, dado por una mayor concentración inicial [N-NO₃⁻_{máx}], y una menor denitrificación (considerando los datos de COD).

Análisis del perfil de P-PO₄³⁻

En la figura 4.11, se muestra la distribución de la concentración de fósforo lábil (P-PO₄³⁻) en el perfil del suelo afectado por los corrales de engorde con diferente tiempo de uso⁶ y en el suelo testigo. En los corrales se diferenciaron dos estratos. El primero incluyó la capa granular y la capa compactada, donde se registraron los mayores niveles de (P-PO₄³⁻). En este estrato, no se presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los años de uso para cada profundidad de análisis y hubo una escasa variación en profundidad alcanzando un valor medio igual a $1210 \pm 146 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Esta concentración fue 4,1; 9,5 y 15,9 veces mayor que las concentraciones registradas en los primeros 5 cm del suelo subyacente en los corrales de 8, 4 y 1 año, respectivamente. El segundo estrato estuvo conformado por los 30 centímetros estudiados del horizonte A del suelo subyacente. En este estrato, y para los diferentes períodos analizados, las concentraciones de (P-PO₄³⁻) disminuyeron rápidamente a los 15 cm de profundidad, siendo la disminución más gradual a partir de este punto. A los 30 cm de profundidad, las concentraciones medias registradas fueron 3,6; 3,1 y 1,8 veces superior al testigo para los corrales de 8, 4 y 1 año de uso respectivamente, aunque en este último la diferencia no fue significativa ($p > 0,05$) (Figura 4.11). Este comportamiento manifestó el pasaje de P a través de la INT, confirmando una vez más que esta lámina es parcialmente permeable al transporte de masa y energía.

⁶ Al igual que para el N-NO₃⁻ para el análisis del perfil del P-PO₄³⁻ se trabajó con concentraciones masa en masa (por ejemplo μg de soluto en 1 gr de suelo), no se consideró la masa real de soluto en función del volumen de suelo, ya que los cambios de densidad aparente establecidos en el horizonte A del perfil del suelo subyacente a la capa orgánica, como así también del suelo testigo, fueron estimados menores frente a los grandes cambios de concentración establecidos para ese horizonte. Por consiguiente se infiere que un aumento de concentración es equivalente a aumento de masa real, pudiendo hacer referencia a un proceso de acumulación. Se siguió este criterio para poder realizar comparaciones con los datos bibliográficos existentes.

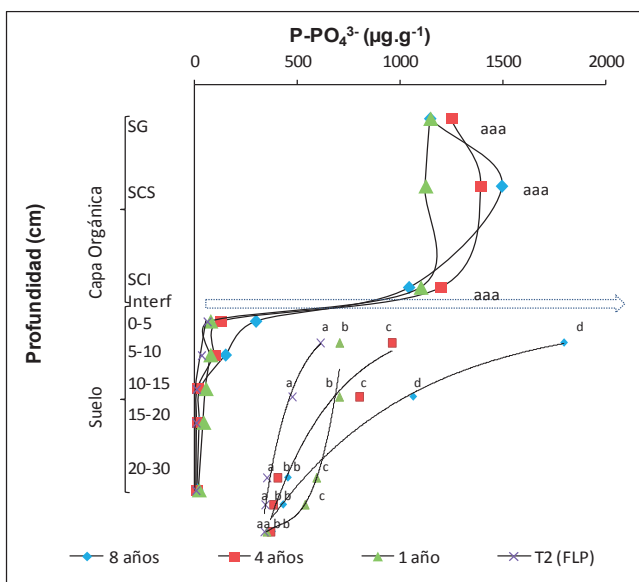


Figura 4.11- Perfil de P-PO₄³⁻ en los suelos de corrales de engorde con diferentes tiempos de uso y en los testigos.

Los datos de las concentraciones de P-PO₄³⁻ a las diferentes profundidades (z) del suelo subyacente se ajustaron a una función de primer orden descrita como la ecuación 1 ($[P-PO_4^{3-}]_i = [P-PO_4^{3-}]_{m\acute{a}x} * e^{-kz}$), con R² que variaron entre 0,80 y 0,95 para los tratamientos de 8, 4 y 1 año de uso (Figura 4.12). Para los diferentes períodos analizados, el factor k alcanza valores diferentes. El mayor valor absoluto se presenta en el suelo de los corrales de mayor tiempo de uso, manifestando un mayor cambio de la concentración máxima (P-PO₄³⁻_{máx}) con la profundidad, tal como se indicó previamente. A continuación le siguen los corrales de 4 años, y finalmente los de 1 año de tiempo de uso. Asimismo, fue posible observar que la concentración inicial o máxima (P-PO₄³⁻_{máx}) aumentó con el tiempo transcurrido desde la implantación de la actividad, es decir que se establece una acumulación en superficie. A diferencia del Cl⁻ disminuyó, indicando menores variaciones de concentración a medida que se satura el perfil.

Muy pocos fueron los trabajos realizados sobre el movimiento vertical de P en corrales de engorde que permitan comparar estos resultados. Campbell & Racz (1975) trabajaron en un *feedlot* localizado sobre un suelo arenoso, y encontraron que la concentración de P-Lábil en superficie fue de 76 µg.g⁻¹, semejante al valor encontrado en los primeros 5 cm del suelo subyacente a la capa orgánica para los corrales de 1 año. Este valor disminuyó entre los 120-150 cm de profundidad, sugiriendo que el P del estiércol se movió hasta esa profundidad. Además, estos investigadores establecieron que el fósforo se encontró fundamentalmente en forma inorgánica.

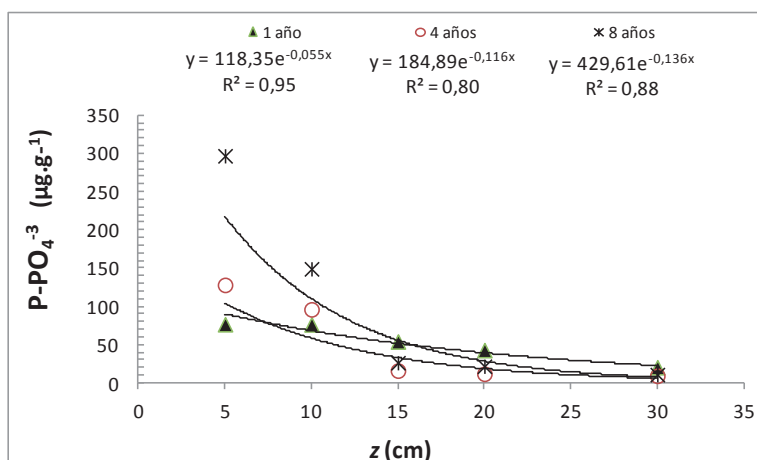


Figura 4.12 – Ajuste de los datos observados de $P-PO_4^{3-}$ al modelo de primer orden. Valores medios de concentración de $P-PO_4^{3-}$ en el suelo subyacente de los corrales de 8, 4 y 1 año de uso, ($n=3$). Los CV de las medias variaron entre 11 y 31%

Sin embargo, hay datos que muestran un comportamiento diferente en el transporte de esta variable en corrales de engorde, como así lo refleja el estudio realizado por Zhu et al. (2004). Estos investigadores evaluaron el efecto del tiempo de actividad *feedlot* sobre la lixiviación de nutrientes en el perfil de los suelos. El mismo fue llevado a cabo al sur de Minnesota, en 4 *feedlots* con diferentes tiempos de producción, localizados sobre suelos de textura franca. Esta investigación dejó como resultado que para *feedlots* que llevan menos de 60 años de actividad, el fósforo (medido como P-Lábil) quedó retenido en los primeros 30 cm de profundidad, comparados con el sitio de control, resultando los valores de concentración en la superficie de los corrales semejantes al obtenido en el presente estudio. Sólo se estableció un enriquecimiento de P-Lábil a mayor profundidad para el *feedlot* de 100 años de actividad. Si bien en nuestro estudio sólo se llegó al *background* o nivel base a los 30 cm en los corrales de 1 año, los corrales de 4 y 8 años mostraron una disminución del 90 y 93%, respectivamente, de la concentración de $P-PO_4^{3-}$ a la profundidad estudiada, marcando un comportamiento semejante al que informaron Zhu et al. (2004). Estudios previos realizados por Sommerfeldt et al. (1973) en tres *feedlot* de Alberta establecieron el mismo comportamiento que el registrado en este estudio, informando concentraciones en el agua subsuperficial menores a 1 mg.L^{-1} . Por consiguiente, el factor de retardo en el movimiento de $P-PO_4^{3-}$ de este sistema, dado por procesos químicos de adsorción y fijación, toma relevancia limitando el movimiento de este ion hacia la napa freática.

4.5- Síntesis de Resultados

Características de los flujos de agua y materia

Los resultados obtenidos indican que la tasa mínima de lixiviación de Cl^- , y por ende de estiércol, disminuyó con el tiempo de uso. El ion Cl^- avanzó rápidamente

el primer año alcanzando una profundidad de 30,7 cm, a los 4 años la tasa mínima de lixiviación disminuyó a $8,99 \text{ cm año}^{-1}$ y la profundidad alcanzada fue de 35,98 cm. El movimiento descendente continuó a mayor tiempo de uso pero a tasas cada vez menores. Asimismo, este estudio puso en evidencia el avance o desplazamiento de la pluma de estiércol bajo las condiciones edafoclimáticas y de manejo de este *feedlot*. En este sentido, la concentración del ion cloruro proveniente del estiércol a las diferentes profundidades (Cl^-_i), avanzó a una tasa de $0,0021 \text{ cm}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, llegando a los 35 años a saturar el suelo de los corrales de este *feedlot*. Se estima que a los 28 años de uso la solución de estiércol alcanzaría 1,40 m de profundidad. Considerando que el modelo subestima la profundidad, posiblemente antes de 28 años de operación ininterrumpida este sistema pueda influenciar la calidad del agua freática (teniendo en cuenta que la altura de la napa en épocas de grandes lluvias llega a una profundidad de 150 cm desde la superficie).

Al igual que la tasa de lixiviación, el flujo de humedad en el suelo subyacente a los corrales disminuyó con el tiempo de uso. Comparando con valores de infiltración normal para los suelos agrícolas de la región, en el primer año de actividad del corral el flujo de humedad disminuyó sustancialmente (92%) y esta disminución continuó hasta los 15 años de uso (99%). La mayor obstrucción de la superficie infiltrante del suelo, tal como se observó al analizar los cambios en la macroporosidad en los corrales de 4 y 8 años, podrían dar cuenta de esta disminución. El cambio en la distribución de tamaño de poro en los primeros centímetros del suelo subyacente (*biozona*) (aumento de poros más pequeños), podría haber incrementado la tensión requerida para el drenaje de poro y consecuentemente provocar una reducción aún mayor en el flujo de humedad. Si la obstrucción del suelo es demasiado intensa, se puede reducir la capacidad hidráulica y causar el sellado casi total de la superficie del suelo.

Las diferencias encontradas entre q_m y S manifiestan la existencia de diferentes flujos de masa en el suelo subyacente a la capa orgánica. De la comparación entre el perfil empírico del flujo de cloruro y los perfiles estimados a partir de las ecuaciones analíticas de Ogata y Ogata & Banks, se observó que a medida que aumenta el tiempo de uso, los perfiles de avance del ion Cl^- se van alejando del modelo advectivo-difusivo para acercarse al modelo difusivo a los 15 años de uso. Esto indica que cuanto menor es el flujo (q_m), mayor es el ajuste al modelo de transporte por difusión. De acuerdo al criterio empírico establecido, el flujo difusivo corresponde a un valor medio del 5,67% del área total correspondiente al flujo 100% advectivo. Por consiguiente, flujo dominante es de tipo difusivo y no advectivo, tal como se estableció al comparar con los modelos de Ogata y Ogata & Banks.

En cuanto a la distribución de N-NO_3^- en el perfil estudiado, se observó una acumulación en la capa orgánica. No obstante, en el suelo subyacente las concentraciones disminuyen, alcanzando valores menores a los registrados en el suelo testigo a las mismas profundidades de análisis. Estos resultados podrían manifestar un proceso de denitrificación en los primeros 15 cm debajo de la interfase, siendo más acentuado en los corrales de 1 y 4 años de uso. La mayor

masa de COD en los 20 cm de profundidad de estos corrales con respecto a los de 8 años de uso, justifica la mayor actividad biológica y, por consiguiente, la mayor tasa de respiración. La distribución de P-PO_4^{3-} es semejante a la del N-NO_3^- , la cual muestra una acumulación en la capa orgánica que disminuye sustancialmente en el suelo subyacente. En este último se establece un enriquecimiento significativo con respecto al testigo en los primeros 15 cm de profundidad, que se presenta con mayor intensidad en los corrales de 8 años de uso. En los corrales de 1 año se alcanzó el nivel base a una profundidad de 30 cm, en tanto que en los de 4 y 8 años, si bien la concentración máxima medida debajo de la INT disminuyó un 90 y 93%, las concentraciones registradas fueron mayores que en el testigo en 3,6 y 3,1 veces, respectivamente. Este comportamiento manifestó una acumulación de P en los primeros centímetros del suelo subyacente y el pasaje de P a través de la INT. Esto confirma, una vez más, que esta lámina es parcialmente permeable al transporte de masa y energía. Asimismo, da cuenta de la mayor vulnerabilidad de los corrales de 1 año al pasaje de iones en solución.

Debilidades y fortalezas de los modelos utilizados

Una de las debilidades más destacada de este modelo es que el estado estacionario no se cumple. Si bien se ha considerado que las condiciones reinantes pueden aproximarse al estado estacionario, ya que el contenido de humedad no varía a través del tiempo, este supuesto no es plenamente válido. La disminución de la tasa de percolación en función del tiempo da cuenta de ello y justifica en parte los perfiles de $(\text{Cl}^-)_z$ obtenidos. No obstante, esto no invalida el modelo de primer orden utilizado para el análisis y la obtención de las tasas de lixiviación y de avance de la pluma de estiércol, ya que se considera estable para cada período analizado, de manera de es posible realizar su proyección en el tiempo. Es decir, en este trabajo se ha discretizado el análisis, trabajando para cada período con un valor contante de k ; lo cual, en síntesis, indica que los análisis realizados permiten obtener valores medios de las tasas de lixiviación y de avance o desplazamiento de la pluma de estiércol.

El modelo de primer orden no permitió un buen ajuste del movimiento de los iones N-NO_3^- y P-PO_4^{3-} , ya que no se cumplen algunos de los supuestos de los que parte el modelo. Por ejemplo, la concentración de N-NO_3^- que ingresa al suelo subsuperficial varía con el tiempo de uso. En el caso del P-PO_4^{3-} , el movimiento vertical descendente está restringido por reacciones de adsorción y precipitación.

Sin embargo, el uso de estos modelos de primer orden para el ajuste de los datos obtenidos a campo presentan fortalezas que se detallan a continuación:

- El factor de ajuste del modelo k puede ser considerado una constante empírica que resume información de una multitud de interacciones que se producen entre el ion cloruro y el sistema suelo-agua, que son difíciles de medir y de cuantificar de manera individual, como para aplicar ecuaciones analíticas.

-La variación de k con el tiempo de uso permite hacer una proyección unidimensional del desplazamiento de la pluma de estiércol, lo que resulta útil a los fines de poder predecir los efectos de esta práctica sobre la napa freática y los acuíferos subyacentes.

- Dada la sencillez del modelo, se pueden estimar tasas de avance o desplazamiento (μ) para diferentes suelos afectados por corrales de engorde a partir de la $Cl_{m\acute{a}x}$ y las curvas características. Esta tabulación de μ , permitiría contar con un criterio empírico, aplicable a las regulaciones y/o auditorías, como así también en estudios de impacto ambiental en cuerpos sub-superficiales de agua.

- En cuanto al método del BMC para estimar flujo de humedad, el método en sí no impone explícitamente una restricción sobre los procesos de flujos (Allison et al., 1994; Joshi & Maule, 2000), por lo que permite incorporar en el análisis tanto al flujo advectivo como al difusivo; y también a los flujos que se dan en situaciones de inequilibrio como cuando existe flujo a través de caminos preferenciales.

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES GENERALES

A lo largo de los dos capítulos anteriores se han considerado en detalle el estudio de los procesos más relevantes para el análisis de las propiedades del suelo impactado por la actividad de engorde a corral. En particular, se estudió la variación temporal de la estratificación física del suelo, con especial atención al sellado de la superficie del suelo, y del flujo vertical de estiércol y de humedad. A partir de los resultados obtenidos, se presenta a continuación las proposiciones teóricas que surgen de esta investigación y su proyección.

Modelo conceptual de desarrollo de la capa orgánica y sellado del suelo

Según las observaciones y los resultados obtenidos podemos establecer como modelo conceptual del crecimiento de la capa orgánica y sellado de la superficie del suelo subyacente, el siguiente esquema:

En corrales de engorde levantados sobre suelos de textura gruesa, la materia orgánica, depositada inicialmente, junto al efecto de pisoteo animal y la humedad casi permanente conferida por la orina y las heces, generan condiciones apropiadas para la formación de la INT. Sobre la INT se construye y desarrollan los diferentes estratos orgánicos a medida que los residuos se acumulan a una tasa superior a la de descomposición y mineralización de los mismos.

El mecanismo que da origen a la INT está ligado a la formación de una película orgánica que se adhiere a la superficie del suelo estimulando la generación de un biofilm. Esta nueva hipótesis confirma las hipótesis 1 y 2 planteadas para este estudio¹. La misma surge de las variables analizadas, a partir de las cuales fue posible esclarecer los factores que están interviniendo en la formación de la INT y por consiguiente estimar el mecanismo de sellado de la superficie, ellos son:

-Calidad de la materia orgánica: la misma estuvo conformada por sustancias cementantes como los polisacáridos y los compuestos húmicos a los que se asocian, fundamentalmente AF. Estos compuestos se caracterizan por su grado de hidrofilia o retención de agua, y son capaces de generar una película de alto potencial mátrico sobre las partículas inorgánicas del suelo, sellando su superficie; lo que confirma la hipótesis 2 propuesta para en este estudio.

-Humedad cercana a capacidad de campo: el contenido de humedad condiciona la formación de esta película y el potencial mátrico. El mismo debería estar cercano a la cantidad de agua a capacidad de campo, ya que si la humedad es mayor, el agua se moviliza por gravedad al ser el potencial mátrico nulo; si es menor, se dificulta la formación del biofilm. Es importante recordar que el contenido de humedad de esta lámina depende de la capacidad para retener agua de la subcapa compactada, entre otros factores. Si bien esta capacidad es mayor cuanto más estabilizada es la materia orgánica y más desarrollada está la

¹ H1-El sellado de la superficie del suelo depende de la calidad de la materia orgánica y de los procesos y productos de su degradación. H2-La naturaleza hidrofílica de la materia orgánica, le permite actuar como sellador de la superficie del suelo.

capa, al año de uso se observa una subcapa compactada con humedad suficiente como para conferirle a la interfase una humedad constante cercana a capacidad de campo.

-Acción biológica: las microcolonias de bacterias cumplen la función de degradar la materia orgánica generalmente en fase de anaerobiosis. De esta degradación surge el COD y la consecuente formación de polímeros microbianos extracelulares (huminas microbianas alifáticas) que pueden estar integrando los AH y AF, constituyendo la base del sellado. Recordemos que los resultados de este estudio permiten identificar a la INT como la zona de menor humificación de AH; con ácidos fúlvicos de mayor peso molecular que en las capas superiores y que en el suelo subyacente, producto de su asociación con cadenas alifáticas como polisacáridos.

Por consiguiente, la INT constituye la subcapa que está adherida al suelo, donde se presentó la mayor compactación dentro de la capa orgánica (menor volumen específico) y la mayor capacidad para contraerse y/o expandirse. La misma cumple funciones de sellado de la superficie del suelo, limitando el flujo vertical de agua y materia, y de piso sostén para los animales. Esta última función se puso en evidencia al establecer el volumen específico en seco. La homogeneidad de los datos en la INT manifiesta que los poros rígidos de la misma parecerían no alterarse frente al estrés mecánico producido por el peso y la acción del animal a través del tiempo.

En este modelo, si bien no existe una evidencia visual de percolación de la materia orgánica particulada en el suelo subyacente, se produce el pasaje a través de la INT de COD y de sales, manifestando que el sellado no es total. El mismo presentó una menor efectividad en los corrales de 1 año de uso cuando la concentración de COD es alta, y la materia orgánica es más fresca y menos humificada que en los corrales de mayor tiempo de uso.

La extensión del sellado se limita a la superficie, reafirmando la hipótesis propuesta por Barrington & Madramootoo (1989) y Vandevivere et al. (1995). No obstante, se producen cambios químicos en los primeros 15 centímetros del suelo subyacente (llamada *biozona* por McKinley & Siegrist, 2010). Los mismos se asocian al enriquecimiento en COD, dado por polisacáridos, compuestos aromáticos y amidas secundarias vinculadas a los AH y material alifático como carbohidratos, cetonas, aldehidos y polisacáridos relacionados con los AF. Este aumento en el COD conduce a la generación de un ambiente propicio para la acción biológica. La actividad microbiana de la *biozona* puede haber estimulado la agregación de las partículas del suelo y el aumento del número relativo de poros más pequeños, tal como se observó al analizar los cambios en la macroporosidad en los corrales de 4 y 8 años. Estos resultados permiten inferir que para un suelo subyacente de textura más fina (limoso o arcilloso), la obstrucción se realizaría de manera más rápida y hasta podría extenderse en profundidad, hipótesis que a ser demostrada en un futuro trabajo.

Principales resultados del flujo vertical de estiércol y de humedad en el suelo afectado corrales de engorde

Los bajos valores observados de la tasa de lixiviación y de avance del ion cloruro, así como del flujo de humedad, son un poderoso indicativo de la capacidad de sello efectivo que posee la INT, confirmando la hipótesis 5 de este estudio². El sellado del suelo posibilita un flujo de humedad lento, que favorece la interacción de los contaminantes con el suelo y por consiguiente la posibilidad de reacción y degradación de los mismos. Considerando los valores de infiltración normal para los suelos agrícolas de la región y los obtenidos por el modelo en los diferentes períodos analizados, fue posible estimar que en el primer año de uso del corral el flujo de agua disminuyó sustancialmente (92%) debido a la formación de la INT, y su disminución continuó hasta los 15 años de uso (99%). La mayor obstrucción de la superficie infiltrante del suelo, tal como se observó al analizar los cambios en la macroporosidad en los corrales de 4 y 8 años, podrían dar cuenta de esta disminución. El cambio en la distribución de tamaño de poro en los primeros centímetros del suelo subyacente (*biozona*) (aumento de poros más pequeños), podría haber incrementado la tensión requerida para el drenaje de poro y consecuentemente provocar una reducción aún mayor en el flujo de humedad. Si la obstrucción del suelo es demasiado intensa, se puede reducir la conductividad hidráulica y causar el sellado casi total de la superficie del suelo. Por consiguiente, si bien el flujo de humedad está regulado fundamentalmente por la capacidad para retener agua de la INT y de la capa orgánica que la precede, los resultados de este estudio muestran que el suelo subyacente también interviene una vez que la INT se formó, aunque lo hace en una menor intensidad, confirmando la hipótesis 3³.

El sellado de la superficie y obstrucción por debajo de la INT (*biozona*), no inhibe la migración de iones y/o solutos disueltos provenientes del estiércol, pudiendo estos moverse en la zona no saturada del suelo de manera diferencial según sus características químicas. De acuerdo al criterio empírico establecido, en el movimiento del ion cloruro domina el flujo difusivo sobre el advectivo. Así, los iones conservativos como el Cl^- , indicador del movimiento de la solución de estiércol, se estima que podrían alcanzar la napa freática antes de los 28 años de uso, y el perfil del suelo quedaría saturado de Cl^- a los 35 años. Por consiguiente el sellado de la superficie no garantiza la protección de los acuíferos subyacentes, confirmando la hipótesis 4⁴.

Este comportamiento es clave para entender los efectos ambientales de este sistema. Sustancias conservativas que provienen del estiércol tendrían un comportamiento semejante al del cloruro, pudiendo llegar a impactar

² H5-La actividad de engorde de ganado vacuno a corral disminuye los flujos verticales de agua y solutos disueltos característicos de los suelos agrícolas de la región.

³ H3-Las características estructurales de la capa orgánica y de la INT en particular, regulan el flujo de humedad del suelo subyacente, más que las características edáficas del suelo subyacente.

⁴ H4- Los iones se mueve principalmente por difusión pudiendo atravesar la capa orgánica y llegar a la zona saturada del suelo.

negativamente en la calidad del agua subyacente. El enriquecimiento en COD en el suelo de los diferentes corrales con respecto al testigo, y de AF, dan cuenta de un potencial impacto en el agua subyacente. No obstante, hay otros iones o solutos disueltos que reaccionan con el suelo limitando su movimiento hacia la napa. Así, se estima que el P-PO_4^{3-} pudo ser retenido (adsorbido o precipitado) acumulándose en los primeros 15 cm del suelo, en tanto que el N-NO_3^- pudo ser degradado por denitrificación en los primeros 15 cm debajo de la interfase, siendo más acentuado en los corrales de 1 y 4 años de uso. Es importante recordar que en el corral de 1 año se registró una masa de COD en los 20 cm de profundidad 2,1 veces mayor que en los corrales de 8 años, justificado por la mayor actividad biológica y por consiguiente la mayor tasa de respiración.

Alcances logrados y su proyección

El conocimiento logrado permitió identificar los factores y estimar el mecanismo que conduce al sellado de la superficie y evaluar los cambios temporales en el flujo vertical de estiércol (representado principalmente por el ion cloruro) y de humedad de un suelo bajo corrales de engorde de ganado vacuno. El entendimiento logrado contribuye al manejo de los residuos en estos sistemas, así como por comparación, en sistemas semejantes, por ejemplo considerando al suelo como unidad de tratamiento de aguas residuales.

Se trabajó en un suelo característico de la pampa arenosa argentina, clasificado como Hapludol éntico, con una gran permeabilidad hacia el agua subyacente y bajo un clima sub-húmedo. Por consiguiente, esta es un área vulnerable a la contaminación del agua subsuperficial. Bajo este escenario, se logró ajustar un modelo matemático a los datos obtenidos. Este modelo permitió establecer cambios temporales en la tasa de lixiviación y estudiar la progresión o avance de la pluma de estiércol hacia la napa freática. Los parámetros del modelo, μ (tasa de avance de la pluma de estiércol), k (tasa de variación de la concentración por unidad de profundidad en un instante t), y c (correspondiente a la forma de la pluma en el instante inmediatamente posterior al comienzo del episodio de contaminación), así como S (tasa de lixiviación), surgen del ajuste de los datos empíricos de concentración de cloruro en un continuo espacio-temporal.

Los modelos matemáticos, ajustados a las condiciones de campo, podrían cubrir un mejor entendimiento de una amplia variedad de complejas interacciones y reacciones que se producen entre el contaminante y el sistema suelo-agua de estos sistemas tan complejos. Constituyen una herramienta fundamental en la predicción de la extensión del transporte del contaminante. Por consiguiente, sería deseable que en un futuro estos parámetros del modelo (μ , k y c) puedan ser tabulados para otros escenarios (diferentes suelos y regiones geográficas), de modo tal que el modelo se convierta en una herramienta útil para la planificación y ordenación del territorio en lo relativo a la instalación de *feedlots*. Además, se presenta como en una herramienta útil para la realización de evaluaciones de impacto ambiental y estudios de

vulnerabilidad potencial de contaminación del agua sub-superficial (relativos a la dinámica de los iones y solutos disueltos en el sistema estiércol-interfase-suelo). Asimismo, en este estudio se pudo definir un criterio empírico a partir del cual establecer las proporciones del movimiento advectivo y difusivo del ion Cl^- dentro del flujo. El mismo se elaboró teniendo en cuenta los supuestos ya establecidos (Cl^- soluto conservativo, $\text{Cl}^-_{\text{máx}}$ constante, Cl^-_{min} 10% de la $\text{Cl}^-_{\text{máx}}$, máxima profundidad ($z\text{-Cl}^-_{\text{min}}$) y considerando las posibles formas que la curva tendría frente al dominio de los diferentes flujos (difusivo o advectivo). Este criterio podría constituir la base para elaborar un índice que permita evaluar la proporción correspondiente a los diferentes flujos en estos sistemas. Dada la complejidad del sistema, ello permitiría resumir la información de su funcionamiento, pudiendo resultar de gran utilidad para futuras investigaciones que analicen la difusividad/advectividad de procesos de lixiviación en diferentes condiciones. Además, conocer dichos procesos es de vital importancia a la hora de realizar estudios de impacto ambiental, situación que justifica la importancia del criterio aquí desarrollado como base para establecer un índice a partir del cual generar información de base.

BIBLIOGRAFÍA

- Alippe, H & OV Satorre. 2001. La invernada en los sistemas de producción argentinos. Consorcio Regional de Experimentación Agrícola (CREA). Cuaderno N° 64: Invernada, 1: 8-15.
- Allison, GB & MW Hughes. 1978. The use of environmental chloride and tritium to estimate total recharge to an unconfined aquifer. *Aust. J. Soil Res.* 16: 181-95.
- Allison, GB; GW Gee & SW Tyler. 1994. Vadose zone techniques for estimating groundwater recharge in arid and semiarid regions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58(1): 6-14.
- Álvarez, R & RS Lavado. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma* 83: 127-141
- Andriulo, A; C Sasal; C Améndola; F Rimatori. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del Agua. INTA, Argentina. *RIA* 32(3): 27-56.
- APHA, AWWA, WPCF. (1989). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos S.A. 1992.
- ASAE. 2002. American Society of Agricultural Engineers Standard S292.5. Uniform terminology for rural waste management. pp. 660-663 in: ASAE Standards 2002. St. Joseph, MI.
- Atlas, RM & R Bartha. 2002. Ecología microbiana y microbiología ambiental. Pearson Educación S.A. Madrid, España. 677 pp.
- Bargiela, M; A Rendina & AF de Iorio. 1997. Determinación de fósforo total en suelos de la pampa deprimida. *Rev. Inter. Inform. Tec.* 8(6): 147-152.
- Bargiela M. Iorio AF de, 2008. Espectros IR de sustancias húmicas de sedimentos del cauce de arroyos de la Cuenca del Río Matanza Riachuelo (Buenos Aires, Argentina). En: Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Pp 197-209 Editor: Juan Alberto Galantini Compiladores: Liliana Suñer, María Rosa Landriscini y Julio Osvaldo Iglesias AACCS, 309 páginas.
- Barrington, SF & PJ Jutras. 1983. Soil selecting by manure in various soil types. ASAE papers N° 83-4571. St. Joseph, Michigan.
- Barrington, SF; PJ Jutras & RS Broughton. 1987a. The Sealing of Soils by Manure. I. Preliminary Investigations. *Can. Agric. Eng.* 29: 99-103.
- Barrington, SF; PJ Jutras & RS Broughton. 1987b. The Sealing of Soils by Manure. II. Sealing Mechanisms. *Can. Agric. Eng.* 29: 105-108.
- Barrington, SF & CA Madramootoo. 1989. Investigating seal formation from manure infiltration into soils. *Trans. ASAE* 32(3): 851-856.
- Barros MJ & AF de Iorio 2000. Espectros IR de ácidos húmicos y fúlvicos y complejos organo metálicos fraccionados de la materia orgánica del suelo en un recinto de cría de bovinos del relieve. *Revista Internacional Información Tecnológica* 11(4):139-146.

- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk Density. In: Klute, A., Ed., *Methods of Soil Analysis, Part 1, 2nd Edition*, Agron. Monogr. 9, American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, 363-375.
- Bowman, RS. 1984. Evaluation of some new tracers for soil water studies. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 987-993.
- Bremner, JM & CS Mulvaney. 1982. Nitrogen Total. Pp. 595–624 in: Page, AL; RH Miller & DR Keeney (eds.). *Methods of Soil Analysis*, American Society of Agronomy, Madison.
- Brindley, G & G Brown. 1980. Crystal structures of clay minerals and their X-ray identification. *Mineral. Soc. Monogr. N° 5*. Mineralogical Society, London.
- Buol, SW; FD Hole & RJ Crackenl. 1980. Génesis y clasificación de suelos. Ed. Trillas. México. 417 pp.
- Buschiazzo, DE; AR Quiroga & K Stahr. 1991. Patterns of organic matter accumulation in soils of the Semiarid Argentinean Pampas. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 154: 437-441.
- CAA (Código Alimentario Argentino). 1994. Bebidas hídricas, agua y agua gasificada. Agua potable. Artículo 982 - (Res MSyAS N° 494 del 7.07.94). Artículo 982 - (Res MSyAS N° 494 del 7.07.94) [Doc. en línea]: <http://www.anmat.gov.ar/codigoa>, [agosto 2007].
- Calvo de Anta, R. 1997. Conocimiento del suelo como principio básico de la gestión de suelos contaminados. pp 211-240 en Tomo Ponencias, 50 Aniversario de la Sociedad Española de la Ciencia del suelo. Madrid.
- Castiglioni, M. 2008. Influencia de la organización y composición del espacio poroso y la matriz en la dinámica hídrica de distintos argiudoles de la pampa ondulada. Tesis para optar al grado de Magister de la Universidad de Buenos Aires. Biblioteca de la Facultad de Agronomía, UBA. 188pp.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1999. Canadian environmental quality guidelines. Environment Canada. Ottawa, ON.
- Chang, AC; WR Olmstead; JB Johanson & G Yamashita. 1974. The sealing mechanism of wastewater ponds. *J. Water Pollut. Control Fed.* 46(7):1715-1721
- Chang, C; TG Sommerfeldt & T Entz. 1991. Soil chemistry after eleven annual applications of cattle feedlot manure. *J. Environ. Qual.* 20: 475-480.
- Chanyasak, V; M Hirai; H Kubota. 1982. Changes of chemical components and nitrogen transformation in water extracts during composting of garbage. *J. Ferm. Technol.* 60, pp 439–446.
- Chen Y, N Senesi & M Schnitzer. 1977. Information provided on Humic Substances by E4/E6 Ratios. *Soil Sci. Soc. AM J*, vol 41. pp 352-357.
- Clark, RN; AD Schneider & BA Stewart. 1975. Analysis of runoff from Southern Great Plains Feedlots. *Trans. ASAE*, 18(2): 319-322.
- Cole, A. 2006. Update on recent protein research for finishing beef cattle fed steam flaked corn-based diets. 21st Annual Southwest Nutrition and Management. Conference. Tempe, AZ

- Crandall, J & J Van Donkersgoed. 1996. Recommended operating procedures for feedlot animal health. Canadian cattlemen quality starts here, Calgary, Alberta. Habilities of the microbial community during composting of manure. *Microb.Ecol.* 31: 77-87
- Custodio, E. 1997. Evaluación de la recarga por la lluvia mediante métodos ambientales químicos, isotópicos y térmicos. pp 83-109 en: Custodio, E; M Llamas & J Samper (eds.). La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica. Palmas de Gran Canaria. AIH Grupo Español.
- Danielson RE & PL Sutherland. 1986. Porosity. In A.Klute (ed.) *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods.* 2nd. Ed. Agronomy 9:443-461.
- Davis, R. 1990. Nitrates, nitrites and metahemoglobinemia in perspectives on Nitrates. pp 10-13 in *Nebraska Cooperative Extension EC 90-2502.*
- De Boodt M; O Verdonck & I Cappaert. 1974. Method for measuring the water release curve of organic substrates. *Acta Horticulturae* 37:2054-2062.
- De Sutter, TM; GM Pierzynski & JM Ham. 2005. Movement of lagoon-liquor constituents below four animal-waste lagoons. *J. Environ. Qual.* 34: 1234-1242.
- Dewis, J & F Freitas. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. Pp. 36-57 in *Boletín sobre suelos N° 10.* FAO. Roma.
- Di Rienzo JA.; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada; CW Robledo. *InfoStat versión 2010.* Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Diaz-Zorita, M & GA Grosso. 2000. Effect of soil texture, organic carbon and water retention on the compactability of soils from the Argentinean pampas. *Soil and Tillage Research* 54: 121-126.
- Duchaufour, P. 1984. *Edafogénesis y Clasificación.* Masson, S A. Barcelona, 493pp
- Dyck, MF; RG Kachanoski & E de Jong. 2003. Long-term movement of a chloride tracer under transient, semi-arid conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 471-477.
- Edberg, SC; EW Rice; RJ Karlin; MJ Allen. 2000. *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. *J. Appl. Micro.* 88: 106-116.
- Eghball, B & JF Power. 1994. Beef cattle feedlot manure management. *J. Soil and Water Cons.* 49: 113-122.
- Eghball, B. 2002. Soil properties as influenced by phosphorus- and nitrogen-based manure and compost applications. *Agron. J.* 94: 128-135.
- Elizalde, JC. 2001. Terminación de animales en corral. Consorcio Regional de Experimentación Agrícola (CREA). Cuaderno N° 64: Invernada 7: 72-82.
- Ellis, BD; P Butterfield; WL Jones; GA McFeters; AK Camper. 1999. Effects of Carbon Source, Carbon Concentration and Chlorination on Growth Related Parameters of Heterotrophic Biofilm Bacteria. *Microbial Ecology*, 38, 330-347

- Elmund, GK; SM Morrison; DW Grant; MP Nevins. 1971. Role of excreted chlortetracycline in modifying the decomposition process in feedlot waste. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 6: 129-132
- Fan, A; C Willhite & S Book. 1987. Evaluation of the nitrate drinking water standard with reference to infant methemoglobinemia and potential reproductive toxicity. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 7: 135-148
- Fayer, R; CA Speer & JP Dubey. 1997. The general biology of *Cryptosporidium*, in *Cryptosporidium* and *Cryptosporidiosis*. in Fayer, R, CRC Press, Boca Raton.FL.pp 1-42.
- Fonstad, TA & CP Maule. 1996. Solute migration beneath earthen hog manure storages. In: Saskatchewan. Paper No. 96-200. The Canadian Society of Agricultural Engineering.
- Forte Lay, JA & L Spescha. 2001. Método para la estimación de la climatología del agua edáfica en las provincias pampeanas de la Argentina. Publicado en *Rev. Arg. Agrometeorología* 1: 67-75.
- Forte Lay, JA, OE Scarpati & AD Capriolo (2009). The 2000-2002 flood event in Buenos Aires province, Argentina. *Journal of Flood Engineering*. Vol.1 (1) 29-40. Serial Publications, India.
- Freeze, RA & JA Cherry. 1979. *Groundwater*. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, NJ. 604 pp.
- García, AR & AF de Iorio. 2005. Incidencia de la descarga de efluentes de un feedlot en la calidad de agua del Arroyo Morales en Pampa Ondulada-Argentina. *Rev. Fac. Agronomía-UBA* 25(2): 167-176.
- García, AR & AF de Iorio. 2003. Phosphorus distribution in sediments of Morales Stream tributary of the Matanza-Riachuelo River, Argentina. The influence of organic point source contamination. *Hydrobiologia* 492: 129-138.
- García AR; SN Fleite; D Vazquez Pugliese; AF de Iorio. 2013. Feedlots and pollution. A growing threat to water resources of agro-production zone in Argentina. *Environmental Science & Technology* 2013 47 (21), 11932-11933
- García, AR; AF de Iorio; F Bado, M Bargiela. 2001. Riesgo potencial de contaminación del Arroyo Morales, provincia de Buenos Aires-Argentina, por influencia de una producción ganadera intensiva. *Rev. Inter. Inform. Tec.* 2(3): 37-42.
- García, AR; M Massobrio & AF de Iorio. 2006. Comportamiento de nutrientes derivados de actividades de engorde a corral (feedlot) en Hapludoles de la provincia de Bs. As.-Argentina. *Agrochimica* (3-4): 148-157.
- García, AR; M Massobrio & AF de Iorio. 2007. Efficiency of deflation hollows in storage of nutrients and salt of the wastewater and feedlot runoff in Sandy Pampa-Argentina. In: OE Scarpati & JAA Jones (eds). *Environmental change and rational water use*. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires.
- García, AR, Maisonnave R, Massobrio M, Iorio AF de. 2012. Field-scale evaluation of water fluxes and manure solution leaching in feedlot pen soils. *J. Environ. Qual.* 41:1591-1599.

- Gee, GW; ZF Zhang; SW Tyler; WH Albright & MJ Singleton. 2005. Chloride Mass Balance: Cautions in Predicting Increased Recharge Rates. *Vadose Zone Journal* 4: 72-78.
- Gee, GW & D Hillel. 1988. Groundwater recharge in arid regions: Review and critique of estimation methods. *Hydrological Processes* 2(3): 255-266.
- Gerritse, RG & R George. 1988. The role of soil organic matter in the geochemical cycling of chloride and bromide. *J. Hydrol.* 101: 83-95.
- Ghersa, CM & RJC León. 1999. Successional changes in agroecosystems of the rolling pampa. In: Walker, LR (ed.). *Ecosystem of Disturbed Ground*. Elsevier Science B.V., Amsterdam. pp. 487-502.
- Gilbertson, CB; JC Nye; RN Clark; NP Swanson. 1981. Controlling Runoff from Feedlots-A State of the Art. *Agricultural Information Bulletin 441*, USDA, Agricultural Research Service, Washington, DC 20250. 19 pp.
- Giraut M; C Lupano; S Ludueña; C Rey. 2007. Área Pampeana Central – reconocimiento de una unidad con identidad hidrológica. Trabajo presentado en el Congreso Nacional del Agua (Conagua), Actas del Congreso.
- Golterman, H; R Clymo & M Ohndtad. 1978. *Methods for the physical and chemical examination of freshwaters*. Blackwell Sci., Publ. Oxford, 166 pp.
- Golterman, HL. 1995. The labyrinth of nutrient cycles and buffers in wetlands: results based on research in the Camargue (southern France). *Hydrobiol.* 315: 39-58.
- Golterman, HL. 1975. *Physiological Limnology. An approach to the Physiology of Lake Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, Oxford, NY. 489 pp.
- Grossman RB; BR Brasher; DP Franzmeier; Walker JL. 1968. Linear extensibility as calculated from natural-clod bulk density measurements. *Soil Science Society of America Proceedings* 32:570-573.
- Ham, JM & TM De Sutter. 2000. Towards site-specific design standards for animal-waste lagoons: Protecting groundwater quality. *J. Environ. Qual.* 29:1721-1732.
- Ham, JM & TM De Sutter. 1999. Seepage losses and nitrogen export from swine-waste lagoons: A water balance study. *J. Environ. Qual.* 28: 1090–1099
- Hamblin AP. 1985. The influence of soil structure on water movement, crop root growth and water uptake. *Advances in Agronomy* 38:95-158.
- Harper, DM. 1992. *Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration*. Chapman and Hall, London. 327 pp.
- Hart, SA. 1998. El manejo del estiércol. En: Engorde a Corral, Cap. XII. Dyer LA y CC O'mary (eds). 1º edn. Argentina. Hemisferio Sur. 344 pp.
- Heymann, K; H Mashayekhi & B Xing. 2005. Spectroscopy analysis of sequentially extracted humic acid from compost. *Spectroscopy Letters*, 38: 293-302.
- Hooda, PS; HA Edwards; A Anderson; M Miller. 2000. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *Sci. Total Environ.* 250: 143-167.

- Howart RW; G Billen; D Swaney; A Townsend; N Jaworski; K Lajtha; JA Downing; R Elmgren; N Caraco; T Jordan; F Berendse; J Freney; V Kudeyarov; P Murdoch & Zhao-liang. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochem.* 35: 75-139.
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria), 1979. Carta de suelos de la República Argentina 3560-1- General Arenales. Doc. en línea: <http://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/3560/LNAlem/index.htm>, julio 2012.
- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 1980. Instituto de Suelo. Carta de suelo de la República Argentina. Hoja 3560-7 y 8 LN Alem-Junín. INTA-CIRN. Buenos Aires. Argentina.
- Jandl R & RS Sletten. 1999. Mineralization of forest soil carbon: interactions with metals. *J. Plant Nutr. Soil Sci. Z. Pflanzenernahr. Bodenk.* 162, 623–629.
- Joshi, B & C Maule. 2000. Simple analytical models for interpretation of environmental tracer profiles in the vadose zone. *Hydrological Processes* 14: 1503-1521
- Kalbitz, K.; S Geyer; W Geyer. 2000a. A comparative characterization of dissolved organic matter by means of aqueous samples and isolated humic substances. *Chemosphere* 40, 1305–1312.
- Kamphorst, A. 1987. A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility. *J. Agr. Sci.* 35: 407-412.
- Kenney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. pp. 643-698 in: Page, AL; RH Miller & DR Kenney (eds.). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, 2°edn. ASA-SSSA, Madison, WI.
- Kennedy, B; RN Coleman; GM Gillund; B Kotelko; M Kotelko; N MacAlpine; P Penney. 1999. Feedlot runoff: Volume 1: Beef Industry Development Fund. Quantity and quality of rainfall and snowmelt runoff from pens. CAESA Res. Project Rep. 109-94. Alberta Agric. Food and Rural Development, Vegreville, AB, Canada.
- Kirchmann, H. 1994. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: Lal, R & BA Stewart (eds.). *Soil Processes and Water Quality. Adv. Soils Sci.* Lewis Publishers. NY. 397 pp.
- Klute, A & C Dirksen. 1986. Method of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods. *Soil Sci. Soc. Am. Inc. Madison, WI.* 1188 pp.
- Kolb, E. 1975. Fisiología veterinaria. *Acribia* (ed.). Vol. II, 1115 pp.
- Kononova, M. 1982. *Materia orgánica del suelo: su naturaleza, propiedades y métodos de investigación.* Oikos-Tau. Barcelona. 365 pp.
- Laspidou CS & Aravas N. 2007. Variation in the mechanical properties of a porous multi-phase biofilm under compression due to void closure. *Water Science and Technology*, 55(8-9), 447–453.
- LNRP (Ley Nacional Residuos Peligrosos). 1993. Ley N° 24051, sancionada el 17 de diciembre de 1991. Decreto Reglamentario 831/93. [Doc. en línea]: Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable de la Nación]: www.medioambiente.gov.ar [agosto 2007].

- Lott, SC. 1998. Feedlot hydrology. Doctor of philosophy thesis. The University of Southern Queensland, Australia. 317 pp.
- Lott, SC. 1995. Australian feedlot hydrology, part 1 (data). In: Proceedings of the feedlot waste management conference. Queensland Department of Primary Industries, Gold Coast, Queensland, Australia. 29 pp.
- Lowe, KS, & Siegrist RL. (2008). Controlled Field Experiment for Performance Evaluation of Septic Tank Effluent Treatment During Soil Infiltration. *Journal of Environmental Engineering*. 134(2):93-101.
- Magdoff, FR & J Bouma. 1974. The development of soil clogging in sands leached with septic tank effluent, p. 37-47. In Proceedings of the National Home Sewage Disposal Symposium. American Society of Agricultural Engineers, Chicago, IL.
- Maisonnave, R. 2002. Consecuencias ambientales de la producción de carne en sistemas intensivos. Tesis para optar al título de Master en Ciencias Ambientales. Biblioteca de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales-UBA.
- Maisonnave, RC & AF de Iorio. 2001. Contaminación de aguas. En: Impacto ambiental en agrosistemas. *Rev. Fac. Agronomía-UBA*. 120 pp.
- Majumdar, G. 1997. Evaluation of sealing and seepage beneath ponded hog manure storages. M.Sc. thesis. Department of Agricultural and Bioresource Engineering, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK.
- Mathers, A; B Stewart; J Thomas; J Blair. 1973. Effects of cattle feedlot manure on crop yields and soil conditions. Technical Report No.11. USDA. Southwestern Great Plains Research Center, Bushland, Texas.
- Maulé, CP & S Bing. 2009. Seepage beneath cattle feedlot pens. [microform] : final report Feb. Agriculture Development Fund, University of Saskatchewan. series Microlog 2010-00576.
- Maule, CP & TA Fonstad. 1996. Ion movement immediately beneath earthen hog manure storages: How much, how deep, and how fast. ASAE Paper no. 962049. ASAE, St. Joseph, MI.
- Maule, CP & TA Fonstad. 2007. Feedlot hydrology, Saskatchewan agricultural development fund, Beef Development Fund. 42 pp.
- Maule, CP. 2006. Development of an evaporative-runoff model for cattle feedlot pens, American Society of Agricultural and Biological Engineers, Portland, Oregon, USA. Paper N°064066, 12 pp.
- Maule, CP & TA Fonstad. 2002. Solute and moisture flux beneath cattle feedlot pens. *Trans. ASAE* 45(1): 73-81.
- Maule, CP & TA Fonstad. 2000. Impacts of cattle penning on groundwater quality beneath feedlots. *Can. J. Agric. Eng.* 42(2): 87-93.
- Maule, CP; TA Fonstad; SK Vanapalli; G Majumdar. 2000. Hydraulic conductivity reduction due to ponded hog manure. *Can. J. Agric. Eng.* 42(4): 157-163.
- Mazzone, J; P Dillion & P Pavelic. 1992. A review of the impact of feedlots on groundwater quality. Center for groundwater studies, Report n° 43, 25 pp.

- McCalla, TM. 1950. Studies of the effect of microorganisms on rate of percolation of water through soil. *Soil Sci. Soc. Proc.* 15:182-186.
- McCullough, MC; DB Parker; CA Robinson; BW Auvermann. 2001. Hydraulic conductivity, bulk density, moisture content, and electrical conductivity of a new sandy loam feedlot surface. *Appl. Eng. Agric.* 17:539-544.
- McCurdy, M & K McSweeney. 1993. The origin and identification of macropores in earthen-lined dairy manure storage basin. *J. Environ. Qual.* 22: 148-154
- McKinley, JW & SR Siegrist. 2010. Accumulation of Organic Matter Components in Soil under Conditions Imposed by Wastewater Infiltration. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 1690-1700. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2009.0395>
- McKinley JW & RL Siegrist. 2011. Soil Clogging Genesis in Soil Treatment Units used for Onsite Wastewater Reclamation: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Available online 4 July 2011. DOI:10.1080/10643389.2010.497445.
- McMillian RJ. 2001. Studies of seepage beneath earthen manure storages and cattle pens in Manitoba. Mielke, LN & AP Mazurak. 1976. Infiltration of water on a cattle feedlot. *Trans. ASAE* 19: 341-344.
- Mielke, LN; NP Swanson & TM McCalla. 1974. Soil profile conditions of Cattle Feedlots. *J. Environ. Qual.* 3(1): 4-17.
- Miller, JJ; T Curtis; FJ Larney; TA McAllister; BM Olson. 2008. Physical and chemical properties of feedlot pen soils located on moderately-coarse- and moderately-fine-textured soils in southern Alberta. *J Environ Qual* 37(4): 1589-1598.
- Miller, JJ; B Beasley; LJ Yanke; FJ Larney; TA McAllister; BM Olson; LB Selinger; DS Chanasyk; P Hasselback. 2003a. Bedding and seasonal effects on chemical and bacterial quality of feedlot cattle manure. *J Environ Qual.* 32(5):1887-94.
- Miller, JJ; B Handerek; ECS Olson; FJ Larney; TA McAllister; LJ Yanke; DS Chanasyk; BM Olson; LB Selinger; P Hasselback. 2003b. Feedlot manure to protect water quality and human health. Pp. 1-498, chapters 2, 4, 5 and 6, Managing 126. From Canada-Alberta Beef Industry Development Fund Project No. 97AB061 Final Report, Alberta Agricultural Research Institute, Alberta Agriculture, Food and Rural Development, Edmonton, AB.
- Miller, JJ; NJ Sweetland & C Chang. 2002. Soil physical properties of a Chernozemic clay loam after 24 years of beef cattle manure application. *Can. J. Soil Sci.* 82: 287-296.
- Miller, JJ. 2000. Are feedlots affecting water quality?. Pp 1-5 in: McAllister, TA; K Jacober & J Hawkins (eds.). *Proceedings of National Beef Science Seminar, Agriculture and Agri-Food Canada, Lethbridge, AB.*
- Miller, WD. 1971. Subsurface distribution of nitrates below commercial cattle feedlots, Texas High Plains. *Water Res. Bulletin* 7(5): 941-950.
- Mitchell, R & Z Nevo. 1964. Effect of bacterial polysaccharide accumulation on infiltration of water through sand. *Appl. Microbiol.* 12: 219-223.

- Moscatelli, G; JC Salazar Lea Plaza; R Godagnogne; H Grimberg; J Sánchez; R Ferraro; M Cuenca. 1980. Mapa de suelo de la provincia de Buenos Aires.
- Murphy, EM; TR Ginn & JL Phillips. 1996. Geochemical estimates of paleorecharge in the Pasco Basin: evaluation of the chloride mass balance technique. *Water Resour. Res.* 32(9): 2853-2868.
- Murphy, J & JP Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem.* 27: 31-36.
- NCSU (North Carolina State University). 1994. Beef Fresh Manure Characterization Values From the North Carolina Data base. [Doc. línea]: <http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/manure/awm/program/barke/r/a&pmp&c/bfm.htm>, [julio 2007].
- NRC (National Research Council). 1980. Mineral tolerances of domestic animals. National Academy of Sciences, Press. Washington, DC.
- Ogata, A. 1970. Theory of dispersion in a granular medium. *Fluid Movement in Earth Materials—US Geological Survey Professional Paper 411-I*, Washington, United States Government Printing Office.
- Ogata, A & RB Banks. 1961. A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media. *U.S. Geol. Surv., Prof. Pap. N° 411- A*.
- Olsen, S; C Cole; F Watanabe; L Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA. Circ.* 939.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 1995. Guías para la calidad del agua potable. Segunda Edición. Volumen 1. Recomendaciones. En: Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. 2005. Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua y Ambiente. Argentina. [Doc. en línea]: http://www.obraspublicas.gov.ar/hidricos/calidaddelagua_actividades.htm, [agosto 2007].
- Otaño, C. 2005. Perspectivas para el Mercado de Carnes. III seminario Outlook de la Agroindustria Argentina. SAGPyA. Buenos Aires. [Doc. en línea]: www.iica.org.ar/autlook2005/presentaciones, [septiembre 2007].
- Page, AL; RH Miller & DR Keeney (eds.). 1982. Method of soil analysis. Part 2: Agronomy Series Monograph No 9. ASA, Soil Sci. Soc. Am., Inc. Madison Wisconsin, USA.
- Parker, DB; DE Eisenhauer; DD Schulte; JA Neihaber. 1999a. Seepage characteristics and hydraulic properties of feedlot runoff storage pond. *Trans. ASAE* 42:369-380
- Parker, DB; DE Eisenhauer; DD Schulte; DL Martin. 1999b. Modeling seepage from an unlined beef cattle feedlot runoff storage pond. *Trans. ASAE* 42: 1437-1445.
- Puricelli, CA. 1985. La agricultura rutinaria y la degradación de; suelo en la región pampeana. *AAPA. Rev. Arg. Prod. Anim.* 4 (2): 33-48.
- Rawls, WJ & DL Brakensiek. 1989. Estimation of soil retention and hydraulic properties. Book chapter in *Unsaturated Flow in Hydrologic Modeling*, edited by Morel-Seytoux. pp 275-300.
- Rawls, WJ; TJ Gish & DL Brakensiek. 1991. Estimation of soil water retention from soil properties a review. *Advances in Soil Sciences* 16: 213-235.

- Rearte, D. 2004. La Intensificación ganadera con impulso agrícola. I Simposio de Ganadería en Siembra Directa organizado por AAPRESID (Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa). El Portal. [Doc. en línea]: www.aapresid.org.ar/socios/nota.asp [agosto, 2007].
- Richards, LA. 1954. Diagnosis and Improvement of saline and alkali soils. Handbook n° 60, U.S. Dept. of Agr. Washington. 172 pp.
- Ritter, WF & AEM Chirnside. 1990. Impact of animal waste lagoons on groundwater quality. *Biological Wastes* 34: 39-54.
- Robertson, JA; JB McQuitty & EM Barber. 1974. Feedlot pollution: Nitrogen under some Central Alberta feedlots. Research Bulletin 74-2. University of Alberta, Dept. of Agricultural Engineerin. Edmonton, Alberta.
- Rolston, DA; HJ Liss. 1989. Spatial and temporal variability of water-soluble organic carbon in a cropped field. *Hilgardia* 57: 1-19.
- Rowell, JG; MH Miller & PH Groenbelt. 1985. Selfsealing of earthen liquid manure ponds. II. Rate and mechanisms of sealing. *J. Environ. Qual.* 14(4): 539-543.
- Rupiasih, NN & PB Vidyasagar. 2007. Humic substances: structure, function, effects and applications. *Asian Journal of Water Environment and Pollution*, 5(2): 39-47
- Ryther, JH & WM Dunstan. 1971. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Sci.* 171: 1008-1013.
- Sachse A; D Babenzie; G Ginzel; J Gelbrecht; CEW Steinberg. 2001. Characterization of dissolved organic carbon (DOC) of a dystrophic lake and an adjacent fen. *Biogeochemistry* 54: 279-296.
- Safley, LM; PW Westerman & JC Barker. 1985. Fresh dairy manure characteristics and barnlot nutrient losses. Pp 191-199 in: ASAE (eds.). *Agricultural waste utilization and management. Proceedings of the fifth international symposium on agricultural wastes.* Michigan.
- Santanatoglia, O; CI Chagas; MJ Massobrio; MG Castiglioni. 2010. Evaluación y transferencia tecnológica para el manejo y conservación de las tierras de la pampa arenosa con énfasis en el Partido de Daireaux. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina. 91pp.
- Scanlon, BR; SW Tyler & PJ Wierenga. 1997. Hydrologic issues in arid, unsaturated systems and implications for contaminant transport. *Rev. Geophys.* 35: 461-490
- Scarpatti, OE, JA Forte Lay & AD Capriolo. 2008. La inundación del año 2001 en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Mundo Agrario.* Centro de Estudios Rurales. Universidad Nacional de la Plata, 9-17 pp. [Doc. en línea]: <http://www.mundoagrario.unlp.edu.ar/>. Junio 2013.
- Schnitzer, M & SU Khan. 1972. Humic substances in the environment. Marcel Dekkar Inc., New York. NY: 327 pp.
- Schuman, FE & TM McCalla. 1975. Chemical characteristics of a feedlot soil profile. *Soil Sci.* 119(2): 113-118.

- Senesi, N & E Loffredo. 1999. The Chemistry of Soil Organic Matter: In: Soil Physical Chemistry. (ed. DL Sparks) CRC Press, Boca Raton. Florida. pp 239-370.
- Sharpley, A; JJ Meisinger; A Breeuwisma; JT Sims; TC Daniel; JS Schepers. 1998. Impacts of animal manure management on ground and surface water quality. pp 173-242 in: Hatfield, JL & BA Stewart (eds.) Animal waste utilization effective use of manure as a soil resource. Ann Arbor Press, Chelsea, MI.
- Siegrist, RL; MA Urynowicz; OR West; ML Crimi; KS Lowe. 2001. Principles and practices of in-situ chemical oxidation using permanganate. Batelle press, Columbus, Ohio.
- Sommerfeldt, TG & C Chang. 1987. Soil-water properties as affected by twelve annual applications of cattle feedlot manure. Soil. Sci. Soc. Am. J. 51: 7-9.
- Sophocleous, MA. 2004. Groundwater recharge and the water budgets of the Kansas High Plains and related aquifers. Kansas Geological Survey Bulletin pp 249-261
- Southcott, P & SC Lott. 1997. Preliminary results on soil permeability and physical characteristics of feedlot pens. Proc. of the 7th Aust. and NZ Conf. on Geomechanics. Adelaide.
- Spalding, RF & ME Exner. 1993. Occurrence of nitrate in groundwater. A review: J. Environ. Qual. 22: 392-402.
- Sposito, G & DA Barry. 1987. On the model of solute transport in groundwater: Foundational aspects. Water Resour. Res. 23(10): 1867-1875.
- SRHN (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación). 2005. Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua y Ambiente. Argentina. [Doc. en línea]: http://www.obraspublicas.gov.ar/hidricos/calidad_del_agua_actividades. [septiembre 2007].
- Stewart, BA; FG Viets & GL Hutchinson. 1968. Agriculture's effect on Nitrate Pollution of Groundwater. J. of Soil and Water Cons. 23(1): 13-15.
- Sweeten, JM. 1992. Environmental management for commercial cattle feedlots in moisture deficit locations. Pp 232-246 in: Proceedings of the National Workshop on National Livestock, Poultry and Aquaculture Waste Management. July, 1991. ASAE, St. Joseph, Michigan.
- Sweeten, JM & SH Amoson. 1995. Manure Quality and Economics. In: Total Quality Manure Management Manual, Chap 4, Texas Cattle Feeders Ass, Amarillo Texas. 10pp.
- Sweeten, JM. 1996. Cattle Feedlot Manure and Wastewater Management Practices for Water and Air Pollution Abatement. Pp 62-83, Chapter 8, in: Albin, A & J Thompson (eds.) Cattle Feeding: A Guide to Management. 2° edn. Trafton Printing Co., Amarillo, Texas.
- Sweeten, J. 2000. Manure and wastewater management for cattle feedlots. Review of Environmental Contamination and Toxicology. DP Morgan (ed) 167:121-153.
- Taboada, MA & F Damiano. 2006. Informe final CIMA/CONICET Hidroestructuras SA B-2. Vulnerabilidad de la pampa bonaerense. [Doc. en línea]:

- <http://aplicaciones.medioambiente.gov.ar/archivos/web/UCC/File/vulnerabilidadzonapampabonaerense>, [septiembre, 2012].
- Thompson, RCA; JA Reynoldson & AJ Lymbery. 1994. Giardia: from molecules to disease. CAB Int., Wallingford, UK.
- Tarkalson, DD; JO Payero; SM Ensley; CA Shapiro. 2006. Nitrate accumulation and movement under deficit irrigation in soil receiving cattle manure and commercial fertilizer. *Agricult. Water Manag.* 85: 201-210.
- Tian, L; E Dell; W Shi. 2010. Chemical composition of dissolved organic matter in agroecosystems: Correlations with soil enzyme activity and carbon and nitrogen mineralization. *Applied Soil Ecology* 46: 426-435.
- Townend J; MJ Reeve & A Carter. 2001. Water release characteristics. In: Smith K A, Mullins C, editors. *Soil and environmental analysis: physical methods*. 2nd edn. New York, NY: Marcel Dekker; pp. 95-140.
- TWC (Texas Water Commission). 1987. Control of certain activities by rule. Pp. 904-909, chapter 321, Subchapter B, Part IX, (31 TAC 321.31;.41). Austin, Texas.
- Tyner, JS & J Lee. 2004. Influence of Seal and Liner Hydraulic Properties on the Seepage Rate from Animal Waste Holding Ponds and Lagoons. *Transactions of the ASAE.* 47(5): 1739-1745.
- UNESCO 1989. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Ed. Pirámide. Madrid.
- USDA (United States Department of Agriculture).1996. Coefficient of linear extensibility (COLE). Soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigation report nº 42. Version 3.0. National Soil Survey Center. pp 177-178.
- USDA (United States Department of Agriculture). 1999. Soil taxonomy. A basic system of soil classification for working and interpreting soil surveys. (2ªedn). United States Government Printing Office. Washington.
- USDA (United States Department of Agriculture) and the EPA (United States Environmental Protection Agency). 1999. Unified National Strategy for Animal Feeding Operations. [Doc. en línea]: <http://www.water.usgs.gov/owq/cleanwater> [mayo, 2014].
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1973. Development document for proposed effluent limitations guidelines and new source performance standards for the feedlots point source category. EPA-440/1-73/004, USEPA, Washington.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1976. Quality criteria for water. Washington DC: USEPA, Office of Water.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1986. Ambient Water Quality Criteria for Bacteria. EPA 440/5-84-00.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1998. National Water Quality Inventory: 1996. Office of Water. EPA 841-R-97-008.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2003a. Manual and example NPDES (national pollutant discharge elimination system) permit

- for concentrated animal feeding operations. Office of Water. Office Wastewater Management. Water Permits Division. EPA-833-B-04-001.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2003b. The National Pollutant Discharge Elimination System (CFR 122). National Archives and Records Administration. Code of Federal Regulations. [Doc.en línea]. <http://www.access.gpo.gov/nara/cfr/waisidx03/40cfr12203>, [mayo 2014].
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2004a. Managing Manure Nutrients at Concentrated Animal Feeding Operations. Office of Water. EPA-821-B-04-006.[Doc. en línea]:www.epa.gov/guide/cafo/final-manure-guidance, [mayo 2014].
- Van Cuyk, S & RL Siegrist. 2007. Virus Removal Within a Soil Infiltration Zone as Affected by Effluent Composition, Application Rate, and Soil Type. *Water Research*. 41(2007): 699-709.
- Vandevivere, P; P Baveye; D Sanchez de Lozada; P DeLeo. 1995. Microbial clogging of saturated soils and aquifer materials: Evaluation of mathematical models. *Water Resour. Res.* 31(9): 2173-2180.
- Viglizzo, EF & ZE Roberto. 1997. El componente ambiental en la intensificación ganadera. *Rev. Arg. Prod. Anim.* 17: 271-292.
- Vivot, EP; MC Cruaños & MJ Cruaños. 1999. Calidad de agua subterránea rural. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos.
- Ward, MH; SD Mark; KP Cantor; DD Weinsburger; A Correa; SH Zahm. 1996. Drinking water nitrate and risk of non-Hodgkin's lymphoma. *Epidemiology* 7: 465-471.
- White, I & MJ Sully. 1987. Macroscopic and microscopic capillary length and time scales from field infiltration. *Water Resour. Res.* 23: 1514-1522.
- White, CL. 1982. The mineral nutrition of livestock minerals appearance. [Doc.en línea]: www.dpi.qld.gov.au, [mayo 2007].
- Woodbury, BL; DN Miller; JA Nienaber; RA Eigenberg. 2001. Seasonal and spatial variations of denitrifying enzyme activity in feedlot soil. *Trans. ASAE* 44(6): 1635-1642.
- Yano, Y; WH McDowell & JD Aber. 2000. Biodegradable dissolved organic carbon in forest soil solution and effects of chronic nitrogen deposition. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1743-1751.
- Zmora-Nahum S; O Markovitch; J Tarchitzky; Y Chen . 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 2109-2116.

ANEXO A

RELEVAMIENTO DE DATOS EDAFO-CLIMÁTICOS

Datos Climáticos

Tabla A1- Temperaturas medias mensuales (T° Med), máximas medias mensuales (T° Máx.) y mínimas medias mensuales (T° Mín), precipitaciones totales mensuales (PP) y precipitaciones acumuladas (PP Acum) en la Estación Junín, año 2010.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
T° Med (°C)	24	22	21	16	14	10	9	9	14	15	20	23
T° Máx (°C)	30	27	28	23	20	16	15	17	20	22	28	32
T° Mín (°C)	17	17	15	9	8	4	3	2	7	8	11	15
PP (mm)	162	251	81	46	88	42	40	2	115	64	9	49
PP Acum (mm)	162	413	493	539	627	669	709	711	826	890	898	948

Fuente: Estación Junín (Aero) perteneciente al Servicio Meteorológico Nacional (SMN).

Tabla A2- Temperaturas medias mensuales (T° Med), máximas medias mensuales (T° Máx.) y mínimas medias mensuales (T° Mín), precipitaciones totales mensuales (PP) y precipitaciones acumuladas (PP Acum) en la Estación Junín, serie de años 1961-2009.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
T° Med (°C)	22	21	20	16	12	9	8	10	12	16	19	21
T° Máx (°C)	28	28	26	22	18	14	14	16	18	22	26	28
T° Mín (°C)	16	14	14	10	6	4	2	4	6	10	12	14
PP (mm)	125	100	150	100	50	25	25	25	50	100	125	100
PP Acum (mm)	125	225	375	475	525	550	575	600	650	750	875	975

Fuente: Estación Junín (Aero) perteneciente al Servicio Meteorológico Nacional (SMN).

Tabla A3- Balance hidrológico climático (mm): evapotranspiración potencial (ETP), precipitación-ETP (Pp-ETP), almacenaje (Alm), variación de Alm (δ Alm), evapotranspiración real (ETR), deficiencia (Def) y excesos de agua (Exc) de la localidad de Junín en 2010. Software agroclimático (Hurtado *et al.*, 2005).

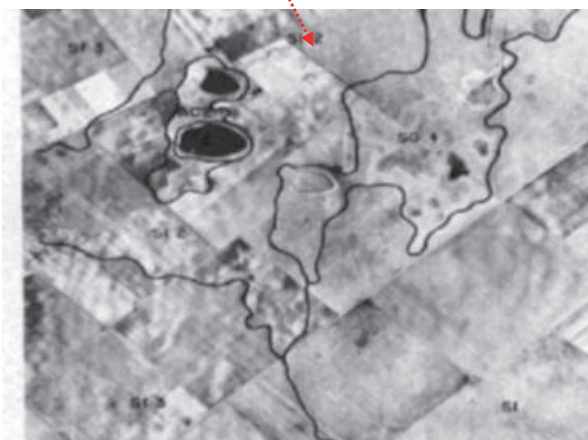
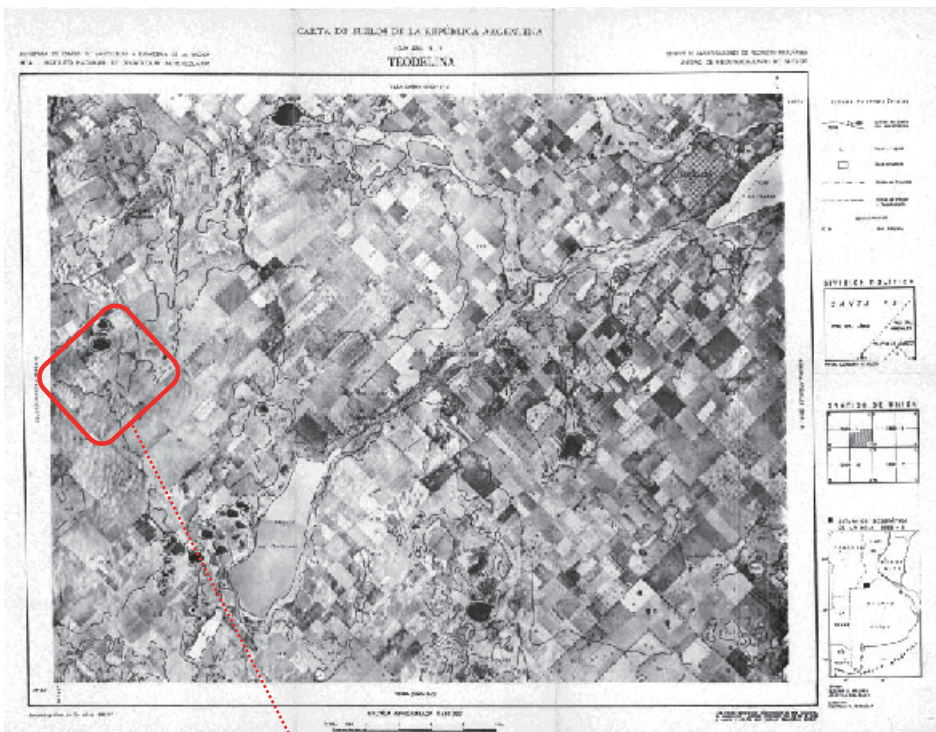
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
ETP	133	102	99	52	38	23	16	21	42	57	93	133
Pp-ETP	29	149	-18	-6	50	19	24	-19	73	7	-85	-84
Alm	139	230	212	207	230	230	230	211	230	230	159	111
δ Alm	29	91	-18	-5	23	0	0	-19	19	0	-71	-48
ETR	133	102	98	51	38	23	16	21	42	57	79	98
Def	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	14	35
Exc	0	58	0	0	27	19	24	0	55	7	0	0

Fuente: Estación Junín (Aero) perteneciente al Servicio Meteorológico Nacional (SMN).

Suelos

Establecimiento “Los Pampas”

Fig. A1- Carta de Suelo de la República Argentina 3560–1 General Arenales; hoja 3563-6-4 *Teodelina* partido de General López-Santa Fe (INTA, 1979). Ubicación del establecimiento Los Pampas (polígono rojo), corrales de engorde (polígono amarillo).

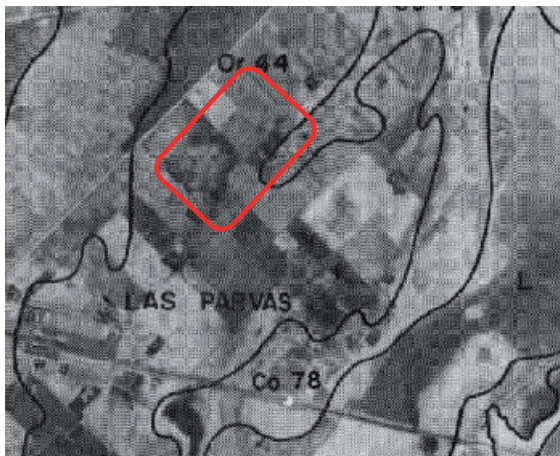


Unidad SI 2

Tipo de unidad: Consociación
 Paisaje: relieve plano o
 tendido.
 Capacidad de uso: ii w.
 Series que la componen: 70%
 Serie Santa Isabel, 10 % serie
 Saforcada y 20% serie Aarón
 Castellano

Establecimiento “La Invernada”

Fig. A2- Carta de Suelo de la República Argentina 3560-7 Leandro N. Alem y Junín; hoja 3560-7-4 Saforcada (INTA, 1980). Ubicación del establecimiento La Invernada (polígono rojo), corrales de engorde (polígono amarillo)



Unidad Or44

Tipo de unidad: Complejo.
Paisaje: lomas medanosas.
Capacidad de uso: iv es.
Componentes taxonomicos=
Series: Ortiz de Rosas (40%), 9 de Julio (30%), Saforcada (20%), Vedia (5%) y Morse (5%).

Tabla A4- Descripción serie SAFORCADA (Sf) (INTA 1980).

Datos Analíticos:				
Horizontes	Ap	A	AC	C
Profundidad (cm)	0-16	16-38	38-73	73-140
Mat. orgánica (%)	1,44	1,19	0,36	0,15
Carbono total (%)	0,84	0,69	0,21	0,09
Nitrógeno (%)	0,082	0,064	0,034	NA
Relación C/N	10	11	6	NA
Arcilla < 2 μ (%)	8,5	9,5	8,8	8,0
Limo 2-20 μ (%)	-	-	-	-
Limo 2-50 μ (%)	9,3	9,5	8,0	6,4
AMF 50-75 μ (%)	-	-	-	-
AMF 75-100 μ (%)	-	-	-	-
AMF 50-100 μ (%)	67,7	66,4	67,6	69,4
AF 100-250 μ (%)	14,5	14,6	15,6	16,2
AM 250-500 μ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
AG 500-1000 μ (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
AMG 1-2 mm (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Clasf. Textural	Ar-Fr	Ar-Fr	Ar-Fr	Ar-Fr
Calcáreo (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Eq.humedad (%)	9,6	10,3	8,6	7,3
Re. pasta Ohms	-	-	-	-
Cond. mmhos/cm	-	-	-	-
pH en pasta	5,7	6,0	6,2	6,8
pH H ₂ O 1:2,5	6,1	6,7	6,7	7,5
pH KCL 1:2,5	-	-	-	-
Cationes de Cambio				
Ca++ m.eq./100gr	8,4	6,4	6,4	5,3
Mg++ m.eq./100gr	1,4	1,6	2,9	2,6
Na+ m.eq./100gr	0,2	0,2	0,3	0,4
K+ m.eq./100gr	1,3	1,3	0,9	1,4
H+ m.eq./100gr	5,4	5,0	3,1	1,7
Na (% de T)	1,5	1,5	2,7	3,8
Suma bases	11,3	9,5	10,5	9,7
CIC m.eq./100gr	12,9	13,1	11,0	10,5
Sat. con bases (%)	88	73	95	92
NA: No Analizado				

ANEXO B

***CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS
ANÁLISIS ESTADÍSTICOS***

Figuras representativas de la estratificación del sistema



Figura B.1- Sub-capa granular y compactada, corral 1 año de uso.



Figura B.3- Interfase estiércol-suelo. Separación del pack orgánico del suelo.

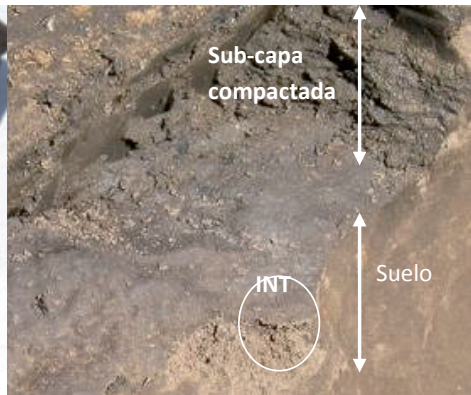


Figura B.2- Sub-capa compactada e interfase, corral 15 años de uso.



Figura B.4- Interfase estiércol-suelo, corral 1 año de uso.



Figura B.5- Eflorescencia, subcapa compactada, corral 4 años de uso.



Figura B.6- Efecto poaching o amasado del suelo.

Comparación de líneas de regresión

R1) Análisis realizado a las subcapas orgánicas de los corrales de 1,4 y 8 años.

Comparación de Líneas de Regresión - Vol específico versus Humedad por Clase

Variable dependiente: Vol específico

Variable independiente: Humedad

Códigos de Nivel: Clase

Número de casos completos: 280

Número de líneas de regresión: 11

Análisis de Regresión Múltiple

Parámetro	Estimado	Error		Estadístico <i>T</i>	Valor-P
		Estándar			
CONSTANTE	0.620263	0.0167887		36.9452	0.0000
Humedad	0.428236	0.0824691		5.19268	0.0000
Clase=T1 SC	0.0153916	0.0252171		0.610363	0.5422
Clase=T1 SG	0.0324846	0.0249291		1.30308	0.1937
Clase=T4 Int	0.0234167	0.0248611		0.941903	0.3471
Clase=T4 SCI	0.193202	0.0252074		7.66449	0.0000
Clase=T4 SCS	0.356907	0.0255344		13.9775	0.0000
Clase=T4 SG	0.327657	0.0247919		13.2163	0.0000
Clase=T8 Int	0.0336626	0.0255369		1.3182	0.1886
Clase=T8 SG	0.284251	0.0248878		11.4213	0.0000
Clase=T8SCI	0.156621	0.0257979		6.07106	0.0000
Clase=T8SCS	0.33606	0.0251746		13.3492	0.0000
Humedad*Clase=T1 SC	-0.193506	0.128579		-1.50496	0.1336
Humedad*Clase=T1 SG	0.0174791	0.112037		0.156013	0.8761
Humedad*Clase=T4 Int	0.0505357	0.122336		0.413089	0.6799
Humedad*Clase=T4 SCI	-0.090889	0.0972874		-0.934232	0.3511
Humedad*Clase=T4 SCS	-0.115358	0.096913		-1.19033	0.2350
Humedad*Clase=T4 SG	0.115124	0.0958413		1.2012	0.2308
Humedad*Clase=T8 Int	0.0381007	0.109082		0.349283	0.7272
Humedad*Clase=T8 SG	-0.0263463	0.0968658		-0.271988	0.7858
Humedad*Clase=T8SCI	-0.0877943	0.103445		-0.848703	0.3968
Humedad*Clase=T8SCS	0.004559	0.0948898		0.0480452	0.9617

Coefficients

Clase	Intercepto	Pendiente
T1 Int	0.620263	0.428236
T1 SC	0.635655	0.234729
T1 SG	0.652748	0.445715
T4 Int	0.64368	0.478771
T4 SCI	0.813465	0.337347
T4 SCS	0.87717	0.312878
T4 SG	0.94792	0.44336
T8 Int	0.653926	0.466336
T8 SG	0.904514	0.401889
T8SCI	0.776884	0.340441
T8SCS	0.886590	0.32795

Análisis de Varianza

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Modelo	9.1663	21	0.43649	163.03	0.0000
Residuo	0.690756	258	0.00267735		
Total (Corr.)	9.85705	279			

R-Cuadrada = 92,9923 por ciento
 R-Cuadrada (ajustada por g.l.) = 92,4219 por ciento
 Error estándar del est. = 0,0517431
 Error medio absoluto = 0,0376584
 Estadístico Durbin-Watson = 1,97029 (P=0,4021)
 Autocorrelación residual de retardo 1 = 0,0145382

Análisis de Residuos

	Estimación	Validación
n	280	
CME	0,00267735	
MAE	0,0376584	
MAPE	4,30037	
ME	-4,65501E-16	
MPE	-0,302842	

El StatAdvisor

La salida muestra el resultado de ajustar un modelo de regresión lineal para describir la relación entre Vol específico, Humedad y Clase. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{Vol específico} = 0,020263 + 0,428236 * \text{Humedad} + 0,013916 * (\text{Clase}=\text{T1 SC}) - 0,0324846 * (\text{Clase}=\text{T1 SG}) + 0,0234167 * (\text{Clase}=\text{T4 Int}) - 0,193202 * (\text{Clase}=\text{T4 SCI}) - 0,356907 * (\text{Clase}=\text{T4 SCS}) + 0,327657 * (\text{Clase}=\text{T4 SG}) + 0,0336625 * (\text{Clase}=\text{T8 Int}) + 0,284251 * (\text{Clase}=\text{T8 SG}) + 0,154621 * (\text{Clase}=\text{T8 SCI}) - 0,33606 * (\text{Clase}=\text{T8 SCS}) - 0,193506 * \text{Humedad} * (\text{Clase}=\text{T1 SC}) - 0,0174791 * \text{Humedad} * (\text{Clase}=\text{T1 SG}) + 0,0505357 * \text{Humedad} * (\text{Clase}=\text{T4 Int}) - 0,090889 * \text{Humedad} * (\text{Clase}=\text{T4 SCI}) - 0,115358 * \text{Humedad} * (\text{Clase}=\text{T4 SCS}) + 0,115124 * \text{Humedad} * (\text{Clase}=\text{T4 SG}) + 0,0381007 * \text{Humedad} * (\text{Clase}=\text{T8 Int}) - 0,0263463 * \text{Humedad} * (\text{Clase}=\text{T8 SG}) - 0,0877943 * \text{Humedad} * (\text{Clase}=\text{T8 SCI}) + 0,004559 * \text{Humedad} * (\text{Clase}=\text{T8 SCS})$$

en donde los términos surales a Clase=T1 SC, son variables indicadoras las cuales toman el valor de 1 si son verdaderas o 0 si son falsas. Esto corresponde a 11 líneas separadas, una para cada valor de Clase. Por ejemplo, cuando Clase=T1 Int, el modelo se reduce a

$$\text{Vol específico} = 0,020263 + 0,428236 * \text{Humedad}$$

Cuando Clase=T1 SC, el modelo se reduce a

$$\text{Vol específico} = 0,635655 + 0,234729 * \text{Humedad}$$

Como el valor-P de la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables, con un nivel de confianza del 95,0%.

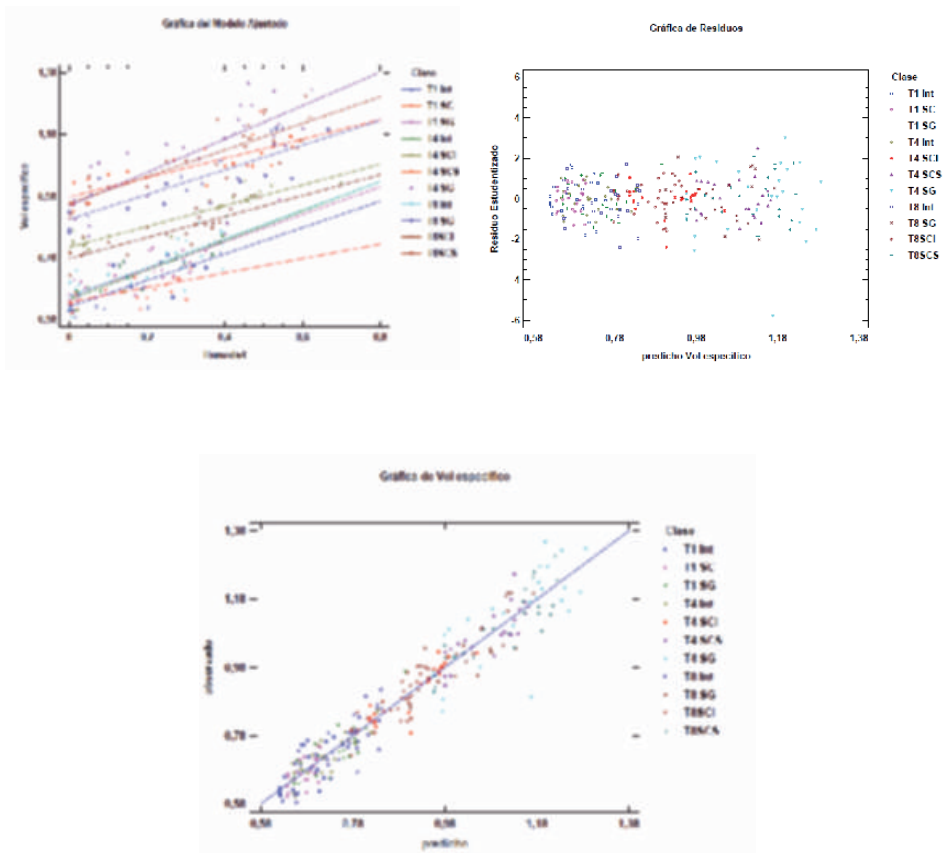
El estadístico R-Cuadrado indica que el modelo, así ajustado, explica 92,9923% de la variabilidad en Vol específico. El estadístico R-Cuadrado ajustado, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes es 92,4219%. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 0,0517431. Este valor puede utilizarse para construir límites de predicción para nuevas observaciones seleccionando la opción de Pronósticos del menú de texto. El error absoluto medio (MAE) de 0,0376584 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si hay alguna correlación significativa basada en el orden en que se presentaron en su archivo de datos. Dado que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no hay indicación de una posible correlación serial con un nivel de confianza del 95,0%. Para probar si hay diferencias estadísticamente significativas entre los interceptos y/o pendientes, seleccionar Suma de Cuadrados Condicionales de la lista de Opciones Tabulares.

ANOVA Adicional para Variables Según el Orden de Introducción

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Humedad	4,15127	1	4,15127	1550,51	0,0000
Interceptos	4,98366	10	0,498366	185,39	0,0000
Pendientes	0,0513647	10	0,00513647	1,92	0,0430
Modelo	9,1663	21			

El StatAdvisor

Esta tabla le permite evaluar la significancia estadística de los términos en el modelo. Dado que el valor-P para las pendientes es menor que 0,05, existen diferencias estadísticas entre las pendientes para los distintos valores de Clase con un nivel de confianza del 95%. Dado el valor-P para los interceptos es menor que 0,01, existen diferencias estadísticamente significativas entre los interceptos para los diferentes valores de Clase con un nivel de confianza del 99%.



R2) Análisis realizado a la INT de los corrales de 1, 4 y 8 años y del suelo testigo.

Comparación de Líneas de Regresión - Vol específico versus Humedad por Curva

Variable dependiente: Vol específico

Variable independiente: Humedad

Códigos de Nivel: Curva

Número de casos completos: 76

Número de líneas de regresión: 3

Análisis de Regresión Múltiple

Parámetro	Error		Estadístico	
	Estimado	Estándar	T	Valor-P
CONSTANTE	0.620255	0.0147023	42.1876	0.0000
Humedad	0.428262	0.0722186	5.93007	0.0000
Curva=T4 Int	0.0234275	0.0217707	1.0761	0.2856
Curva=T8 Int	0.0336703	0.0223626	1.50565	0.1367
Humedad*Curva=T4 Int	0.0504757	0.107126	0.471181	0.6390
Humedad*Curva=T8 Int	0.0380747	0.0955228	0.398593	0.6914

Coefficients

Curva	Intercepto	Pendiente
T1 Int	0.620255	0.428262
T4 Int	0.643683	0.478737
T8 Int	0.653926	0.466336

Análisis de Varianza

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Modelo	0.327067	5	0.0654134	31.86	0.0000
Residuo	0.143712	70	0.00205303		
Total (Corr.)	0.470779	75			

R-Cuadrada = 69,4735 por ciento

R-Cuadrada (ajustada por g.l.) = 67,2931 por ciento

Error estándar del est. = 0,0453104

Error medio absoluto = 0,0343802

Estadístico Durbin-Watson = 2,05833 (P=0,4581)

Autocorrelación residual de retardo 1 = -0,0364364

Análisis de Residuos

	Estimación	Validación
n	76	
CME	0.00205303	
MAE	0.0343802	
MAPE	4.80943	
ME	1.40239E-16	
MPE	-0.366357	

El StatAdvisor

La salida muestra el resultado de ajustar un modelo de regresión lineal para describir la relación entre Vol específico, Humedad y Curva. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{Vol específico} = 0.620255 + 0.428262 * \text{Humedad} + 0.0234275 * (\text{Curva}=T4 \text{ Int}) + 0.0336703 * (\text{Curva}=T8 \text{ Int}) + 0.0504757 * \text{Humedad} * (\text{Curva}=T4 \text{ Int}) + 0.0380747 * \text{Humedad} * (\text{Curva}=T8 \text{ Int})$$

en donde los términos similares a Curva=T4 Int son variables indicadoras las cuales toman el valor de 1 si son verdaderas o 0 si son falsas. Esto corresponde a 3 líneas separadas, una para cada valor de Curva. Por ejemplo, cuando Curva=T1 Int, el modelo se reduce a

$$\text{Vol específico} = 0.620255 + 0.428262 * \text{Humedad}$$

Cuando Curva=T4 Int, el modelo se reduce a

$$\text{Vol específico} = 0.643683 + 0.478737 * \text{Humedad}$$

Como el valor-P de la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables, con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrado indica que el modelo, su ajustado, explica 69,4735% de la variabilidad en Vol específico. El estadístico R-Cuadrado ajustado, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes es 67,2931%. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 0,0453104. Este valor puede utilizarse para construir límites de predicción para nuevas observaciones seleccionando la opción de Pronósticos del menú de texto. El error absoluto medio (MAE) de 0,0343802 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si hay alguna correlación significativa basada e el orden en que se presentaron en su archivo de datos. Dado que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no hay indicación de una posible correlación serial con un nivel de confianza del 95,0%. Para probar si hay diferencias estadísticamente significativas entre los interceptos y/o pendientes, seleccione Suma de Cuadrados Condicional de la lista de Opciones Tablares.

ANOVA Adicional para Variables Segun el Orden de Introducción

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razon-F	Valor-P
Humedad	0,303217	1	0,303217	147,69	0,0000
Interceptos	0,0233246	2	0,0116623	5,58	0,0052
Pendientes	0,000525423	2	0,000262711	0,13	0,8801
Modelo	0,327967	5			

El StatAdvisor

Esta tabla le permite evaluar la significancia estadística de los términos en el modelo. Dado que el valor-P para las pendientes es mayor que 0,1, no existen diferencias estadísticas entre las pendientes para los distintos valores de Curva con un nivel de confianza del 90% o mayor. Puede forzar que se consideren pendientes iguales marcando la casilla correspondiente en el cuadro de diálogo de Opciones de Análisis. Dado el valor-P para los interceptos es menor que 0,01, existen diferencias estadísticamente significativas entre los interceptos para los diferentes valores de Curva con un nivel de confianza del 99%.

Gráfica del Modelo Ajustado

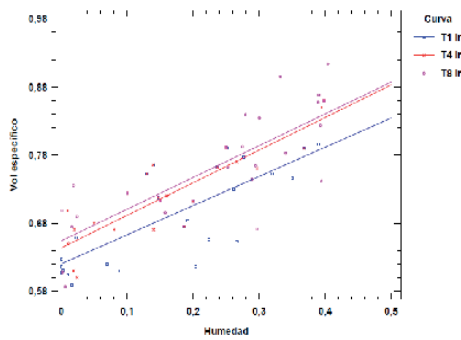
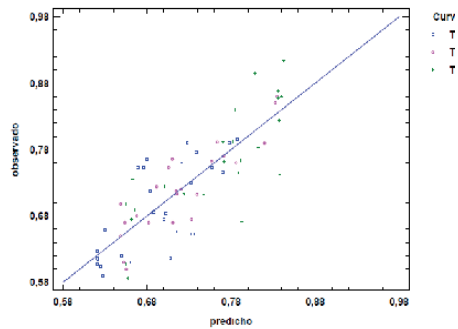
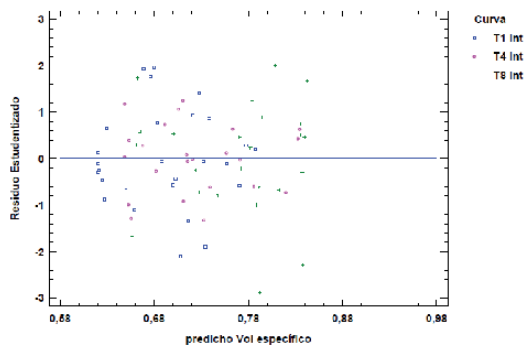


Gráfico de Vol específico



Gráfica de Residuos



R3) Análisis realizado a los 10 primeros centímetros del suelo subyacente de los corrales de 1, 4 y 8 años y del suelo testigo

Comparación de Líneas de Regresión - Vol específico versus Humedad por Curva_2

Variable dependiente: Vol específico

Variable independiente: Humedad

Códigos de Nivel: Curva_2

Número de casos completos: 100

Número de líneas de regresión: 4

Análisis de Regresión Múltiple

Parámetro	Estimado	Error Estándar	Estadístico F	Valor-P
CONSTANTE	0.723902	0.00528343	136.962	0.0000
Humedad	0.110391	0.0222113	4.97003	0.0000
Curva_2=T1 SS 0-10	-0.0335607	0.00805825	-4.16478	0.0001
Curva_2=T4 SS 0-10	-0.079469	0.00773054	-10.2799	0.0000
Curva_2=T8 SS 0-10	-0.0969134	0.00755526	-12.8273	0.0000
Humedad*Curva_2=T1 SS 0-10	0.0764325	0.0355083	2.15252	0.0340
Humedad*Curva_2=T4 SS 0-10	0.103177	0.0405683	2.54329	0.0127
Humedad*Curva_2=T8 SS 0-10	0.105403	0.0369877	2.84968	0.0054

Coefficients

Curva_2	Intercepto	Pendiente
T 0-10	0.723902	0.110391
T1 SS 0-10	0.690341	0.186823
T4 SS 0-10	0.644433	0.213568
T8 SS 0-10	0.626988	0.215794

Análisis de Varianza

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Modelo	0.125285	7	0.0178979	96.32	0.0000
Residuo	0.0239172	92	0.000259969		
Total (Corr.)	0.149202	99			

R-Cuadrada = 87.9935 por ciento

R-Cuadrada (ajustada por gl) = 87.08 por ciento

Error estándar del est. = 0.0161236

Error medio absoluto = 0.0128398

Estadístico Durbin-Watson = 2.23067 (P=0.7360)

Autocorrelación residual de retardo 1 = -0.128572

Análisis de Residuos

	Formación	Validación
n	100	
CME	0.000259969	
MAE	0.0128398	
MAPE	1.8413	
ME	-6.88338E-17	
MOPE	-0.0491124	

El StatAdvisor

La salida muestra el resultado de ajustar un modelo de regresión lineal para describir la relación entre Vol específico, Humedad y Curva_2. La ecuación del modelo ajustado es

$$\text{Vol específico} = 0.723902 + 0.110391 \cdot \text{Humedad} - 0.0335607 \cdot (\text{Curva}_2 = \text{T1 SS 0-10}) - 0.079469 \cdot (\text{Curva}_2 = \text{T4 SS 0-10}) - 0.0969134 \cdot (\text{Curva}_2 = \text{T8 SS 0-10}) + 0.0764325 \cdot \text{Humedad} \cdot (\text{Curva}_2 = \text{T1 SS 0-10}) + 0.103177 \cdot \text{Humedad} \cdot (\text{Curva}_2 = \text{T4 SS 0-10}) + 0.105403 \cdot \text{Humedad} \cdot (\text{Curva}_2 = \text{T8 SS 0-10})$$

en donde los términos similares a Curva_2=T1 SS 0-10 son variables indicadoras las cuales toman el valor de 1 si son verdaderas ó 0 si son falsas. Esto corresponde a 4 líneas separadas, una para cada valor de Curva_2. Por ejemplo, cuando Curva_2=T 0-10, el modelo se reduce a

$$\text{Vol específico} = 0.723902 + 0.110391 \cdot \text{Humedad}$$

Cuando Curva_2=T1 SS 0-10, el modelo se reduce a

$$\text{Vol específico} = 0.690341 + 0.186823 \cdot \text{Humedad}$$

Como el valor-P de la tabla ANOVA es menor que 0.05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables, con un nivel de confianza del 95.0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 87.9935% de la variabilidad en Vol específico. El estadístico R-Cuadrada

ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes es 87,08%. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 0.0161236. Este valor puede utilizarse para construir límites de predicción para nuevas observaciones seleccionando la opción de Pronósticos del menú de texto. El error absoluto medio (MAE) de 0.0128398 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si hay alguna correlación significativa basada e el orden en que se presentaron en su archivo de datos. Dado que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no hay indicación de una posible correlación serial con un nivel de confianza del 95,0%. Para probar si hay diferencias estadísticamente significativas entre los interceptos y/o pendientes, seleccione Suma de Cuadrados Condicional de la lista de Opciones Tabulares.

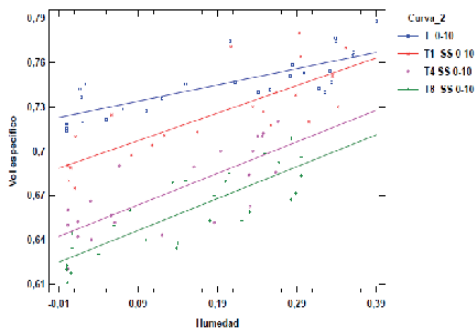
ANOVA Adicional para Variables Según el Orden de Introducción

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Humedad	0.0689373	1	0.0689373	265,17	0.0000
Interceptos	0.103332	3	0.0344439	132,40	0.0000
Pendientes	0.00301598	3	0.00100533	3,87	0.0118
Modelo	0.175285	7			

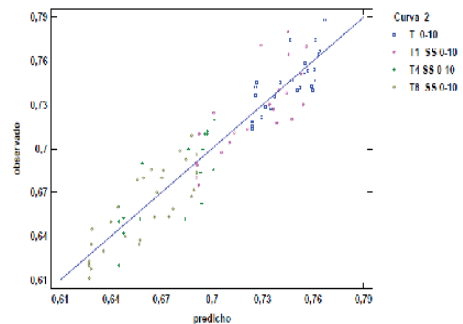
El StatAdvisor

Esta tabla le permite evaluar la significancia estadística de los términos en el modelo. Dado que el valor-P para las pendientes es menor que 0,05, existen diferencias estadísticas entre las pendientes para los distintos valores de Curva_2 con un nivel de confianza del 95%. Dado el valor-P para los interceptos es menor que 0,01, existen diferencias estadísticamente significativas entre los interceptos para los diferentes valores de Curva_2 con un nivel de confianza del 99%.

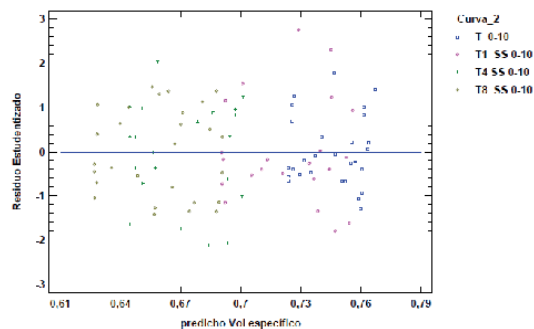
Gráfica del Modelo Ajustado



Gráfica de Vol específico



Gráfica de Residuos



R4) Análisis realizado a los 20 primeros centímetros del suelo subyacente de los corrales de 1, 4 y 8 años y del suelo testigo

Comparación de Líneas de Regresión - N-NO3- versus Log(Z) por Año

Variable dependiente: N-NO3-

Variable independiente: Log(Z)

Códigos de Nivel: Año

Número de casos completos: 135

Número de líneas de regresión: 4

Análisis de Regresión Múltiple

Parámetro	Estimado	Error Estándar	Estadístico T	Valor-P
CONSTANTE	8.17575	1.79275	4.56046	0.0000
Log(Z)	-0.619059	1.54337	-0.401108	0.6895
Año=4 años	-0.780321	2.53533	-0.307779	0.7591
Año=8 años	6.51856	2.5051	2.60212	0.0112
Año=Testigo	24.6618	2.53074	9.74491	0.0000
Log(Z)*Año=4 años	0.00978423	2.18266	0.00448271	0.9964
Log(Z)*Año=8 años	-5.02535	2.14156	-2.34658	0.0216
Log(Z)*Año=Testigo	-17.1187	2.1722	-7.88083	0.0000

Coefficients

Año	Intercepto	Pendiente
1 año	8.17575	-0.619059
4 años	7.39543	-0.609275
8 años	14.6943	-5.64441
Testigo	32.8376	-17.7378

Análisis de Varianza

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Modelo	944.031	7	134.862	39.92	0.0000
Residuo	249.986	129	3.37819		
Total (Corr.)	1194.02	134			

R-Cuadrada = 79.0634 por ciento

R-Cuadrada (ajustada por g.l.) = 77.083 por ciento

Error estándar del est. = 1.83798

Error medio absoluto = 0.985498

Estadístico Durbin-Watson = 1.65191 (P=0.0082)

Autocorrelación residual de retardo 1 = 0.169262

Análisis de Residuos

	Estimación	Validación
n	135	
CME	3.37819	
MAE	0.985498	
MAPE	10.7988	
ME	1.46224E-15	
MPE	-2.73146	

El StatAdvisor

La salida muestra el resultado de ajustar un modelo de regresión lineal para describir la relación entre N-NO3-, Log(Z) y Año. La ecuación del modelo ajustado es

$$N-NO3 = 8.17575 - 0.619059 * \text{Log}(Z) - 0.780321 * (\text{Año}=4 \text{ años}) + 6.51856 * (\text{Año}=8 \text{ años}) + 24.6618 * (\text{Año}=\text{Testigo}) - 0.00978423 * \text{Log}(Z) * (\text{Año}=4 \text{ años}) - 5.02535 * \text{Log}(Z) * (\text{Año}=8 \text{ años}) - 17.1187 * \text{Log}(Z) * (\text{Año}=\text{Testigo})$$

en donde los términos similares a Año=4 años son variables indicadoras las cuales toman el valor de 1 si son verdaderas ó 0 si son falsas. Esto corresponde a 4 líneas separadas, una para cada valor de Año. Por ejemplo, cuando Año=1 año, el modelo se reduce a

$$N-NO3 = 8.17575 - 0.619059 * \text{Log}(Z)$$

Cuando Año=4 años, el modelo se reduce a

$$N-NO3 = 7.39543 - 0.609275 * \text{Log}(Z)$$

Como el valor-P de la tabla ANOVA es menor que 0.05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables, con un nivel de confianza del 95.0%.

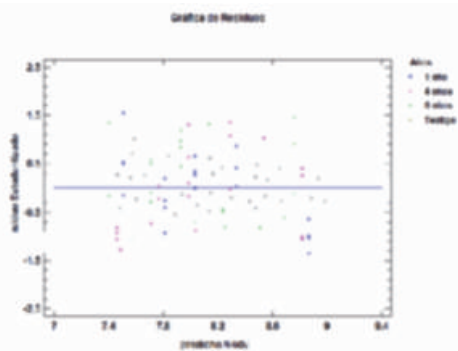
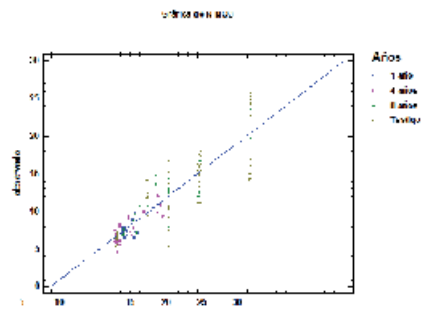
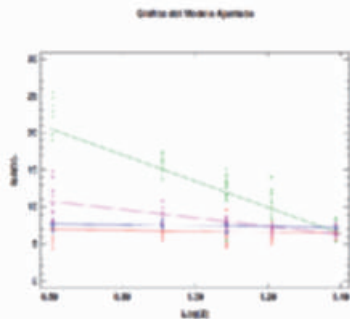
El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 79.0634% de la variabilidad en N-NO3-. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes es 77.083%. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 1.83798. Este valor puede utilizarse para construir límites de predicción para nuevas observaciones seleccionando la opción de Pronósticos del menú de texto. El error absoluto medio (MAE) de 0.985498 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si hay alguna correlación significativa basada e el orden en que se presentaron en su archivo de datos. Dado que el valor-P es menor que 0.05, esto es indicativo de una posible correlación serial con un nivel de confianza del 95.0%. Grafique los residuos versus el orden de las filas para ver si hay algún patrón que pueda detectarse. Para probar si hay diferencias estadísticamente significativas entre los interceptos y/o pendientes, seleccione Suma de Cuadrados Condicional de la lista de Opciones Tabulares.

ANOVA Adicional para Variables Según el Orden de Introducción

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Log(Z)	217.641	1	217.641	64.43	0.0000
Interceptos	444.941	3	148.314	43.90	0.0000
Pendientes	281.448	3	93.8161	27.77	0.0000
Modelo	944.031	7			

El StatAdvisor

Esta tabla le permite evaluar la significancia estadística de los términos en el modelo. Debido a que el valor-P para las pendientes es menor que 0.01, existen diferencias estadísticas entre las pendientes para los distintos valores de Año con un nivel de confianza del 99%. Dado el valor-P para los interceptos es menor que 0.01, existen diferencias estadísticamente significativas entre los interceptos para los diferentes valores de Año con un nivel de confianza del 99%.



R5) Análisis
20 primeros
del suelo

realizado a los
centímetros
subyacente de

los corrales de 1, 4 y 8 años y del suelo testigo

Comparación de Líneas de Regresión - Ln(CI-) versus ln(Z) por Años

Variable dependiente: Ln(CI-)

Variable independiente: ln(Z)

Códigos de Nivel: Años

Número de casos completos: 118

Número de líneas de regresión: 4

Análisis de Regresión Múltiple

Parámetro	Estimado	Error		Estadístico	Valor-P
		Estándar	T		
CONSTANTE	10.0763	0.095797	105.183	0.0000	
ln(Z)	-0.944958	0.0396931	-23.8066	0.0000	
ln(Z) ^a Años=15 años	0.196071	0.0268371	7.30594	0.0000	
ln(Z) ^a Años=4 años	0.167952	0.0246044	6.8261	0.0000	
ln(Z) ^a Años=8 años	0.15321	0.0225928	6.7814	0.0000	

Coefficients

Años	Intercepto	Pendiente
1 año	10.0763	-0.944958
15 años	10.0763	-0.748887
4 años	10.0763	-0.777006
8 años	10.0763	-0.791747

Análisis de Varianza

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Modelo	30.4085	4	7.60211	147.55	0.0000
Residuo	5.82209	113	0.051523		
Total (Corr.)	36.2305	117			

R-Cuadrada = 83.9304 por ciento

R-Cuadrada (ajustada por g.l.) = 83.3616 por ciento

Error estándar del est. = 0.226987

Error medio absoluto = 0.171806

Estadístico Durbin-Watson = 1.2757 (P=0.0000)

Autocorrelación residual de retardo 1 = 0.360781

Análisis de Residuos

	Estimación	Validación
n	118	
CME	0.051523	
MAE	0.171806	
MAPE	2.17679	
ME	9.78502E-17	
MPE	-0.0866014	

El StatAdvisor

La salida muestra el resultado de ajustar un modelo de regresión lineal para describir la relación entre $\ln(CI)$, $\ln(Z)$ y Años. La ecuación del modelo ajustado es

$$\ln(CI) = 10.0763 - 0.944958 * \ln(Z) + 0.196071 * \ln(Z) * (\text{Años}=15 \text{ años}) + 0.167952 * \ln(Z) * (\text{Años}=4 \text{ años}) + 0.15321 * \ln(Z) * (\text{Años}=8 \text{ años})$$

en donde los términos similares a Años=15 años son variables indicadoras las cuales toman el valor de 1 si son verdaderas o 0 si son falsas. Esto corresponde a 4 líneas con el mismo intercepto. Por ejemplo, cuando Años=1 año, el modelo se reduce a

$$\ln(CI) = 10.0763 - 0.944958 * \ln(Z)$$

Cuando Años=15 años, el modelo se reduce a

$$\ln(CI) = 10.0763 - 0.748887 * \ln(Z)$$

Como el valor-P de la tabla ANOVA es menor que 0.05, existe una relación estadísticamente significativa entre las variables, con un nivel de confianza del 95.0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 83.9304% de la variabilidad en $\ln(CI)$. El estadístico R-Cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes es 83.3616%. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 0.226987. Este valor puede utilizarse para construir límites de predicción para nuevas observaciones seleccionando la opción de Pronósticos del menú de texto. El error absoluto medio (MAE) de 0.171806 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si hay alguna correlación significativa basada e el orden en que se presentaron en su archivo de datos. Dado que el valor-P es menor que 0.05, esto es indicativo de una posible correlación serial con un nivel de confianza del 95.0%. Grafique los residuos versus el orden de las filas para ver si hay algún patrón que pueda detectarse. Para probar si hay diferencias estadísticamente significativas entre los interceptos y/o pendientes, seleccione Suma de Cuadrados Condicional de la lista de Opciones Tabulares.

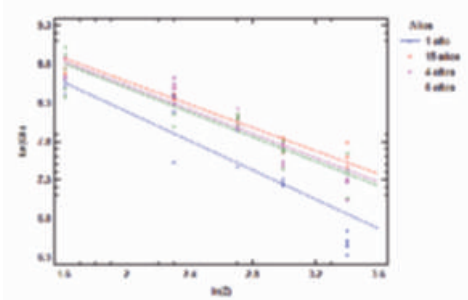
ANOVA Adicional para Variables Según el Orden de Introducción

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Fcción-F	Valor-P
$\ln(Z)$	26.9314	1	26.9314	522.71	0.0000
Pendientes	3.47705	3	1.15902	22.50	0.0000
Modelo	30.4085	4			

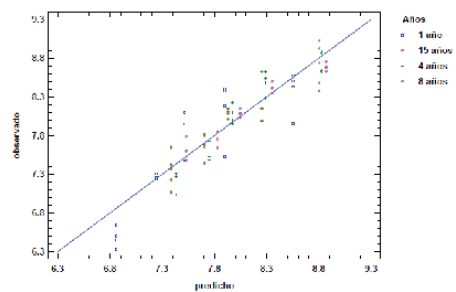
El StatAdvisor

Esta tabla le permite evaluar la significancia estadística de los términos en el modelo. Debido a que el valor-P para las pendientes es menor que 0.01, existen diferencias estadísticas entre las pendientes para los distintos valores de Años con un nivel de confianza del 99%.

Gráfica del Modelo Ajustado



Gráfica de $\ln(CI)$



Gráfica de Residuos

