

Tesis de Posgrado

Consecuencias ambientales de la producción de carne bovina en sistemas intensivos confinados (Feedlots)

Maisonnave, Roberto Carlos

2002

Tesis presentada para obtener el grado de Magister de la
Universidad de Buenos Aires en Ciencias Ambientales de la
Universidad de Buenos Aires

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Maisonnave, Roberto Carlos. (2002). Consecuencias ambientales de la producción de carne bovina en sistemas intensivos confinados (Feedlots). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_3532_Maisonnave.pdf

Cita tipo Chicago:

Maisonnave, Roberto Carlos. "Consecuencias ambientales de la producción de carne bovina en sistemas intensivos confinados (Feedlots)". Tesis de Magister. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2002.
http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_3532_Maisonnave.pdf

EXACTAS UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



UBA

Universidad de Buenos Aires

**“ CONSECUENCIAS AMBIENTALES DE LA PRODUCCIÓN
DE CARNE BOVINA EN SISTEMAS INTENSIVOS
CONFINADOS (*FEEDLOTS*) ”**

Roberto Carlos Maisonnave

Ingeniero Agrónomo (1998, Universidad de Buenos Aires)

Magister Scientiae: Ciencias Ambientales

Departamento de Ciencias de la Atmósfera y los Océanos

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Universidad de Buenos Aires

Director:

Alicia Fabrizio de Iorio

Lic. en Ciencias Químicas

Magister Scientiae Área Ciencias del Suelo

Codirector:

Alicia Fernández Cirelli

Lic. en Ciencias Químicas

Doctora en Ciencias Químicas

Codirector:

Jorge Adámoli

Ingeniero Agrónomo

DEA - Montpellier

JURADO DE TESIS

Presidente: Nombre y Apellido

Título Profesional

Título Académico

Miembro:

Título Profesional

Título Académico

Miembro:

Título Profesional

Título Académico

A mi esposa Silvana,
compañera de todos mis proyectos.

A Camilo, quien continúa preguntándome
cuando puedo jugar con él...

Ahora !

Agradecimientos

A mi esposa Silvana y a mi hijo Camilo, por todo el tiempo juntos resignado, por la paciencia y los silencios imprescindibles para acompañarme en este trabajo de investigación.

A la Lic. Alicia Iorio, quien me alentó a iniciar mis estudios de postgrado y me guió en mis primeros pasos en la investigación.

Al Dr. Jorge Adámoli quien confió en mi capacidad postulándome como becario para la Maestría en Ciencias Ambientales.

A la Dra. Alicia Fernández Cirelli por su apoyo, tiempo y colaboración.

A los integrantes del Comité Académico de la Maestría en Ciencias Ambientales quienes me concedieron media beca para la realización de la Maestría.

A la Ing. Agr. Gabriela Núñez por su enorme esfuerzo en el Laboratorio, su colaboración permanente y sus interesantes sugerencias.

A mis alumnos y amigos: Esteban Mollica, Gastón Guerra, Federico Zuberaman, Martín y Gabriela, quienes colaboraron conmigo en distintas etapas del presente estudio.

Al dueño del Establecimiento donde se desarrolló esta investigación, por confiar en la seriedad de mi trabajo.

A los investigadores de Texas A & M University quienes me transmitieron conocimientos y experiencias invalorable para el abordaje de esta Tesis de Maestría. Muy especialmente al Dr. John Sweeten, Dr. Jacek Koziel, Dr. David Parker, Dr. Bob Stewart y los señores Kevin Heflin, Chris Rogers y Arturo Romanillos.

Índice General

Capítulo I Introducción, Objetivos e Hipótesis	1
1.1 Antecedentes sobre el tema	2
1.2 Objetivos e Hipótesis	18
 Capítulo II Descripción del Área y Establecimiento bajo estudio	 20
2.1 Descripción Regional	21
2.1.1: Ubicación	21
2.1.2: Naturaleza del área	22
2.1.3: Características Agro meteorológicas	23
2.1.4: La agricultura en relación a los parámetros bioclimáticos	26
2.1.5: Vegetación	26
2.1.6: Uso Actual de la Tierra	27
2.1.7: Suelos	28
2.2 Establecimiento bajo estudio	31
2.2.1: Ubicación y antecedentes generales	31
2.2.2: Descripción de Suelos y Aguas	33
2.2.3: Rutina Sanitaria del rodeo bovino	35
2.2.4: Dietas Alimentarias	35
2.2.5: Manejo Productivo	36
2.2.6: Manejo Ambiental	39
 Capítulo III Suelos	 42
3.1 Introducción	43
3.2 Objetivos específicos	45
3.3 Materiales y Métodos	46
3.3.1: Diseño del muestreo de suelos	46
3.3.2: Intensidad de muestreo	50
3.3.3: Determinaciones Analíticas	51
3.3.4: Diseño Estadístico	52

3.4 Análisis en el plano horizontal, Estrato Ao	53
3.4.1: Caracterización preliminar estrato Ao	53
3.5 Resultados y Discusión del Estrato Ao	55
3.5.1: pH, Conductividad Eléctrica y Humedad	55
3.5.2: Sodio, Potasio y Cloruros	58
3.5.3: Carbono Orgánico Total	64
3.5.4: Nitrógeno	69
3.5.5: Fósforo	76
3.6 Análisis en el plano vertical	79
3.6.1: Descripción de los horizontes A1 y B1	79
3.7 Resultados y Discusión del análisis en el plano vertical: Ao, A1 y B1	81
3.7.1: La conductividad hidráulica y su efecto sobre nitratos, amonio y cloruros	81
3.8 Conclusiones	90
3.8.1: Análisis en el plano horizontal, estrato superficial Ao	90
3.8.2: Análisis en el plano vertical, horizontes Ao, A1 y B1	92
3.8.3: Conclusiones Generales del Capítulo	93
 Capítulo IV Aguas Subterráneas y Superficiales	 94
4.1 Introducción	95
4.2 Objetivos específicos	97
4.3 Materiales y Métodos	98
4.3.1: Diseño e Intensidad de muestreo	98
4.3.2: Determinaciones Analíticas	98
4.3.3: Diseño Estadístico	99
4.3.4: Valores Límite en Calidad de Aguas	99
4.4 Resultados y Discusión	100
4.4.1: Nitratos, Amonio, Cloruros y Conductividad Eléctrica	100
4.4.2: Carbono Orgánico Total (COT) y Demanda Química de Oxígeno (DQO)	108
4.4.3: Arsénico en Aguas Subterráneas	112
4.4.4: Análisis Básico de aguas	115

4.5 Conclusiones	119
 Capítulo V Sedimentos	 121
5.1 Introducción	122
5.2 Objetivos	124
5.3 Materiales y Métodos	125
5.3.1: Diseño e Intensidad del muestreo de sedimentos	125
5.3.2: Determinaciones Analíticas	127
5.3.3: Diseño Estadístico	128
5.4 Resultados y Discusión	129
5.4.1: Nitrógeno Orgánico Total, Amonio, Nitratos y COT	129
5.4.2: Fósforo Total	139
5.5 Conclusiones	142
 Capítulo VI Metales Pesados	 144
6.1 Introducción	145
6.2 Objetivos	148
6.3 Materiales y Métodos	149
6.3.1: Diseño e Intensidad de muestreo	149
6.3.2: Determinaciones Analíticas	149
6.3.3: Análisis Estadístico	149
6.4 Resultados y Discusión	150
6.4.1: Aguas	150
6.4.2: Estrato superficial de Suelos y Sedimentos	153
6.4.3: Lixiviación de Metales Pesados en Sedimentos	159
6.5 Conclusiones	168
6.5.1: Aguas	168
6.5.2: Procesos de Transporte en estratos superficiales de Suelos y Sedimentos	168
6.5.3: Procesos de Lixiviación en ambientes de sedimentación	169

Capítulo VII Conclusiones Generales e Investigaciones Futuras	171
7.1 Conclusiones Generales	172
7.2 Investigaciones Futuras	178
 Anexos	 180
Tablas	181 – 197
Fotografías	198 – 207
 Bibliografía	 208 – 222

Indice de Tablas

1: Concentración de nutrientes en excretas de Feedlot, según tratamientos	11
2: Temperatura media mensual	23
3: Régimen de lluvias	24
4: Régimen de lluvias mensuales	24
5: Balance de agua de suelo, serie Hansen	25
6: Distribución de actividades agropecuarias	27
7 a: Clasificación taxonómica de suelos	28
7 b: Datos analíticos del perfil típico	30
8: Análisis químico de aguas subterráneas (Laboratorio Pugnali)	34
9: Composición porcentual de las dietas alimenticias, base tal cual	36
10: pH y CE, por ambiente, horizonte Ao	55
11: Porcentaje de humedad, horizonte Ao	56
12: Concentración Potasio	59
13: Concentración Cloruros	61
14: Concentración Sodio	61
15: Sodio, potasio y cloruros en dos profundidades de montículos	62
16: Porcentaje Carbono Orgánico Total, horizonte Ao	64
17: Porcentaje NKT, horizonte Ao	69
18: Amonio, horizonte Ao	71
19: Amonio, montículos	74
20: Nitratos, horizonte Ao	75
21: Concentración de Fósforo Disponible	76
22: Lixiviación de Nitratos dentro de cada ambiente	82
23: Conductividad Hidráulica, ambientes de agricultura	83
24: Conductividad Hidráulica, ambientes ganaderos	84
25: Lixiviación de amonio, dentro de cada ambiente	86
26: Concentración de nitratos en aguas, según fuentes	100
27: Concentración de nitratos en aguas, según año de muestreo	103

28: Concentración Cloruros en aguas, según fuentes	105
29: Concentración Cloruros en aguas, según año de muestreo	105
30: Valores medios de ph y CE, según año muestreo	107
31: Concentración de amonio en aguas	107
32: Concentración COT y DQO en aguas	109
33: Valores Límite para Agua Potable	116
34: Concentración de Fósforo Reactivo Soluble en aguas	117
35: Concentración de NKT en sedimentos	129
36: Concentración de COT, sedimentos	130
37: Concentración de amonio en sedimentos	132
38: Concentración de nitratos en sedimentos	137
39: Concentración de Fósforo Total en sedimentos	139
40: Concentración de Metales Pesados en heces frescas	147
41: Concentración media de metales pesados	153

Indice de Figuras

1: Secuencia de capas dentro de un corral de engorde	7
2: Ubicación de instalaciones varias	32
3: Esquema de distribución de corrales e instalaciones	37
4: Esquema del corral de engorde, extremo sudeste	38
5: Esquema del sistema de conducción y almacenamiento de efluentes	40
6: Ambientes de muestreo dentro de un corral de engorde	48
7: Correlación pH / CE	57
8: Concentración de sodio, potasio y cloruros para todos los ambientes	63
9: Carbono Orgánico Total por ambientes	65
10: Correlación pH / COT y CE / COT	67
11: Valores medios de pH, CE y COT, estrato Ao	68
12: Relación NKT / COT, para todos los ambientes	70
13: Concentración de Amonio en ambientes ganaderos	73
14: Concentración de nitratos	84
15: Concentración de Amonio en profundidad	87
16: Concentración de Cloruros en profundidad	88
17: Concentración de nitratos en aguas subterráneas según año de muestreo	104
18: Concentración COT, DQO y Amonio en aguas	112
19: Concentración de Arsénico, según año de muestreo	114
20: Concentración de Cationes en aguas	115
21: Concentración de Aniones en aguas	117
22: Ubicación relativa de los ambientes muestreados	125
23: Sitios de muestreo en ambiente Canal Seco	126
24: Sitios de muestreo en ambiente Canal Húmedo	126
25: Sitios de muestreo en ambiente Laguna	127
26: Concentración de NKT y COT en sedimentos	130
27: Relación NKT / COT en sedimentos	131
28: Concentración de Amonio, fases sólida y líquida	133
29: Correlación amonio en agua y sedimentos	135

30: Relación amonio / NKT en sedimentos	136
31: Lixiviación de nitratos en sedimentos	138
32: Lixiviación de amonio en sedimentos	138
33: Distribución espacial de Fósforo Total en sedimentos	140
34: Fósforo Total en sedimentos	141
35: Metales Pesados Disueltos	150
36: Hierro y Cobre Totales en aguas	152
37: Concentración media de metales pesados	154
38: Zinc en suelos y sedimentos	156
39: Hierro en suelos y sedimentos	156
40: Metales pesados en ración y heces	157
41: Hierro y zinc en ración y heces	158
42: Distribución espacial de Hierro	159
43: Distribución espacial de Plomo	160
44: Distribución espacial de Cadmio	160
45: Distribución espacial de Níquel	161
46: Distribución espacial de Cobalto	162
47: Distribución espacial de Zinc	162
48: Distribución espacial de Cobre	163
49: Relación Zinc / COT	163
50: Relación Cobre / COT	164
51: Relación Hierro / COT	165
52: Abundancia relativa de Metales Pesados, por estrato y ambiente	166

Índice de Anexos**Suelos**

pH en pasta	181
Conductividad Eléctrica	182
Humedad	183
Cationes de cambio	184 / 185
Carbono Orgánico Total	186
Nitrógeno Kjeldahl Total	187
Amonio	188
Nitratos	189
Fósforo Disponible	190
Conductividad Hidráulica	191
Fósforo Total	192
Montículos	193

Aguas

Conductividad Eléctrica, pH, cationes y aniones	194
---	-----

Sedimentos

NKT, nitratos, amonio, PT y COT	195
---------------------------------	-----

Metales Pesados

Suelos	196
Aguas	196
Sedimentos	197

Fotografías

198 / 207

Resumen

Se estudiaron variables físicas y químicas de importancia ambiental en un Establecimiento dedicado al Engorde Bovino Intensivo en Confinamiento, comúnmente llamado *feedlot*, con el objetivo de determinar si esta actividad generó contaminación ambiental tras diez años de existencia.

Se determinaron las concentraciones de distintas especies químicas utilizando métodos estandarizados de recolección y acondicionamiento de muestras, como así también métodos químicos y físicos normalizados de determinación.

La especie química contaminante y la magnitud de su acumulación es función del recurso bajo análisis –suelo o agua subterránea- y de la ubicación relativa del sitio de muestreo según un gradiente de paisaje.

Los contaminantes más importantes fueron nitratos, arsénico, cadmio y níquel en aguas subterráneas. En suelos, si bien no existe una variable química o física cuyo estado permita asegurar que la capacidad productiva del recurso ya ha sido afectada, la magnitud de los cambios operados sobre este recurso como consecuencia de la actividad productiva Ganadería Intensiva alertan sobre el estado actual y los usos potenciales futuros para los suelos estudiados.

Analizando el estado de los recursos Agua Subterránea y Suelos, y realizando comparaciones con aguas superficiales y sedimentos de obras de captación y almacenamiento de efluentes, quedó demostrado que la actividad Ganadería Intensiva a Corral genera contaminación ambiental.

Todos los patrones de uso de la tierra mostraron una relación clara con la dinámica de las variables físicas y químicas bajo estudio. Esto permitió establecer un análisis comparativo del estado de los recursos en función del patrón de uso de la tierra en cada caso.

Se demostró que la ganadería intensiva es una actividad que conlleva cierto riesgo ambiental, más localizado y concentrado que en el caso de agricultura, y este efecto de polución se potencia si no se aplican ciertas pautas de manejo.

El diseño correcto y el mantenimiento de las obras de captación de efluentes resultan fundamentales para poder conducir y almacenar los contaminantes con un criterio de cuidado ambiental a favor de la prevención de episodios de contaminación.

Son imprescindibles nuevas investigaciones en el área de diagnóstico del estado de los recursos bajo condiciones de producción en *feedlots* para distintas zonas geográficas. La profundización de los estudios realizados es indispensable para poder definir valores guía de calidad ambiental adaptados al modo de producción y condiciones de los recursos naturales en Argentina.

Palabras clave: *feedlot*, contaminación ambiental, suelos, aguas subterráneas, sedimentos, nitrógeno, fósforo, materia orgánica, metales pesados.

CAPITULO 1

INTRODUCCIÓN, OBJETIVOS E HIPÓTESIS

1.1 Antecedentes sobre el tema

En sus orígenes, la producción ganadera Argentina se desarrolló sobre pastizales naturales de la llanura pampeana, y posteriormente sobre pasturas de especies implantadas por el hombre. Este modelo productivo extensivo se ha destacado por obtener un producto de gran calidad que ha permitido desarrollar nuevos y exigentes mercados de consumo en Europa y Estados Unidos de Norteamérica, a la vez que satisface la demanda total del mercado interno argentino.

A partir de los inicios de la década del '90 el sector agropecuario argentino experimentó un importante cambio en algunas de sus características productivas. El “boom agrícola” de principios de la década de 1990 fue originado por un contexto internacional de precios muy favorables para los cereales y oleaginosas argentinos. Esto permitió un aumento significativo de las hectáreas pampeanas destinadas a la producción agrícola en detrimento de la producción animal, ya que los márgenes brutos obtenidos a partir de cultivos de cosecha llegaron a triplicar los resultados económicos del engorde vacuno extensivo.

Así, aquellos productores que reconocieron en la ganadería extensiva los conceptos de sustentabilidad ecológica y estabilidad económica tan importantes para sus sistemas económico-productivos, se vieron obligados a eficientizar su producción de carne para continuar siendo competitivos. Con la aparición de diversas innovaciones tecnológicas que permitieron cambiar la estrategia de producción –picadoras y ensiladoras de plantas enteras, embutidoras de forraje, confección de silos de pastura y silos de grano húmedo - fue el turno de los ganaderos para incorporar tecnología.

Más tarde el sector ganadero puso atención en variables económicas determinantes del éxito financiero como la velocidad de rotación del capital inmovilizado en hacienda. Entonces, la posibilidad de acelerar los tiempos de engorde se convirtió en una necesidad imperiosa para poder seguir compitiendo con el negocio agrícola.

El engorde a corral o *feedlot* apareció como una tecnología de procesos a la que algunos empresarios agropecuarios rápidamente podrían adaptarse. Así surgieron dos objetivos o estrategias productivas bien diferenciadas: el engorde de rodeos propios y el servicio de *hotelería* para criadores e invernadores faltos de pasto.

Los emprendimientos del primer tipo se realizaron con escasa inversión de capital y muchos hoy han desaparecido ya que fueron concebidos para aprovechar una situación coyuntural favorable: la baja relación de precios entre el grano de maíz –principal componente de la dieta en el engorde a corral- y el kilo de carne producido. Durante los últimos cinco años los productores mixtos pudieron convertir su propio maíz en carne con márgenes económicos muy favorables. Alterada la relación de precios en sentido negativo los corrales fueron eliminados.

El segundo tipo de empresa aún se encuentra vigente. Fue pensado como un servicio de gran escala para terceros y originó *feedlots* con capacidades de engorde variable en muchos casos superiores a los cinco mil animales engordados por año. Y aún subsisten pues las condiciones económicas del sector agropecuario en general –y del empresario ganadero en particular- requieren una rápida rotación del capital invertido y el *feedlot* permite hacerlo ya que reduce a cien o ciento veinte días periodos de engorde que en base a pasto demorarían prácticamente el doble.

En este contexto, la empresa más grande del mundo dentro de la actividad (Cactus Feeders Inc.) inauguró un Establecimiento en Argentina con capacidad para veinticinco mil animales, y más tarde capitales italianos desarrollaron otro *megafeedlot* diseñado para engordar cien mil animales por año. Estas empresas de gran escala se ubicaron en la provincia de San Luis donde el costo de la tierra es bajo comparado con la llanura pampeana y, más importante aún, se dan condiciones climáticas favorables con un clima semiárido de escasas precipitaciones. En cambio, los *feedlots* de pequeña y mediana escala se han desarrollado en los alrededores de las ciudades de Buenos Aires y Rosario.

Es probable que el engorde bovino intensivo se afiance en Argentina ya que permite al productor potenciar la producción en base a pasto en las etapas en que el bovino es más

eficiente en la conversión pasto / carne pasando luego al sistema intensivo con alimento en base a grano y heno, reduciendo el tiempo total de engorde y aumentando el flujo de dinero en su empresa.

Durante el año 2001, y pese al brote de aftosa que afectó negativamente la producción bovina Argentina, la faena total de animales alcanzó los diez millones de cabezas. La producción intensiva de carne a corral aportó el 15 % de la faena con 1,5 millones de cabezas.

La producción en *feedlot* supone mantener al ganado vacuno en corrales sin cobertura vegetal, consumiendo exclusivamente el alimento y agua que el hombre le provee a diario, en espacios reducidos y liberando así una importante cantidad de hectáreas para la agricultura dado que no se requieren pasturas implantadas para pastoreo directo.

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (USEPA) ha definido “Establecimiento de Engorde Intensivo” como aquel donde los animales son confinados en corrales por un período mayor a 45 días en cualquier momento del año y donde los cultivos, especies forrajeras, rastrojos de cosecha o vegetación natural no están presentes dentro de las áreas de confinamiento animal durante la estación normal de crecimiento de las plantas.

En estos corrales la carga animal por unidad de superficie varía entre 15 y 40 m² / cabeza, según zona geográfica y pendiente del terreno, pudiendo ser mayor en Establecimientos ubicados en zonas climáticas semiáridas donde el secado de la superficie del corral es más rápida. (Engorde a Corral, 2000).

Esta relación superficie / carga convierte a las deyecciones biológicas en una fuente de contaminación puntual muy peligrosa. Por ello los corrales presentan una pendiente natural o diseñada por el propietario que normalmente oscila entre 0.5 y 6 %, dependiendo del régimen climático y el sistema de captación de efluentes (Reference Manual for the Establishment and Operation of Beef Cattle Feedlots in Queensland, 2000), para asegurar una rápida conducción de los contaminantes ubicados en superficie transportados por la lámina de escorrentía hacia las obras de captación.

Este sistema de producción intensiva de carne tiene como objetivo lograr la mayor cantidad de kilos de carne en el menor tiempo y superficie posible. El producto principal es carne pero también genera dos subproductos de enorme interés ambiental por su potencialidad contaminante: el residuo biológico sólido y la escorrentía superficial líquida (Sweeten, 1996).

En algunos países con tradición ganadera como Estados Unidos, Australia y Canadá la práctica del engorde a corral es común hace más de cuatro décadas reconociéndose sus ventajas en cuanto a productividad y control de calidad en el proceso de engorde. Sin embargo, para prevenir problemas de contaminación potencial de suelos y aguas los productores deben establecer una serie de programas técnicos y sistemas de monitoreo.

Estos programas incluyen el control de la escorrentía superficial de corrales, manejo de residuos sólidos, construcción y operación de instalaciones para tratamiento de efluentes líquidos, utilización de biosólidos y aguas residuales como enmiendas y fertilizantes en lotes agrícolas (Sweeten, 1996). Esto es necesario ya que el engorde a corral genera diariamente importantes cantidades de nitrógeno y fósforo, entre otros nutrientes y patógenos, lo cual resulta de un peligro de contaminación real ya sea para las fuentes de agua subterránea, los cursos de agua superficiales, los suelos y la baja atmósfera.

Asimismo, la USEPA establece que un Establecimiento con una carga instantánea superior a trescientos animales será considerado una Fuente de Contaminación Puntual si se encuentra dentro de la cuenca de algún arroyo, mientras que si se halla en una cuenca sin cursos superficiales será considerado Fuente de Contaminación Puntual cuando su carga instantánea exceda las mil cabezas de ganado (Encyclopedia of Rural America, 1997).

En Argentina no existe legislación específica que regule la actividad del engorde intensivo. Inclusive la Ley 24051 -conocida como Ley de Residuos Peligrosos- no es aplicable a estos establecimientos ni incluye a los deshechos biológicos como residuos de potencialidad contaminante.

En el sistema de producción de carne intensivo un bovino consume entre 2.5 y 3 % de su peso vivo en alimentos. Esto supone un valor promedio de 12 kg alimento / día. Las excretas

líquidas y sólidas representan un 5 a 6 % del peso vivo / día, de manera que el bovino aporta unos 27 kg de residuo biológico por día. De esta cantidad, puede asumirse que 24 kg serán agua mientras 3 kg de sólidos por día y por animal serán depositados sobre la superficie del corral (Lott, 1998).

Generalmente, los periodos de engorde a corral oscilan entre 100 y 130 días dependiendo del biotipo y tamaño del animal. Dentro de los corrales se van acumulando sobre el suelo las deyecciones de los bovinos mientras transcurre el proceso de engorde.

Esta capa de residuos orgánicos recibe el efecto de compactación debido al pisoteo del animal e interactúa químicamente con el estrato de suelo subyacente y la baja atmósfera. Las heces de un corral de engorde típicamente presentan un 2 a 2,5 % de nitrógeno, 0,3 a 0,8 % de fósforo y entre 1,2 y 2,8 % de potasio, expresado en base peso seco (Mathers *et al.*, 1973; Arrington and Pachek, 198; Sweeten and Amoson, 1995).

La superficie del corral desarrollará capas bien definidas en función de procesos químicos, bioquímicos y físicos que ocurren (Kennedy *et al.*, 1999; Mielke *et al.*, 1974). Estas capas se describen a continuación y se grafican en la **Figura 1**:

- el residuo superficial en descomposición, subdividido en capa superficial y basal. Su espesor depende del contenido de humedad y la frecuencia de las tareas de limpieza, los valores comunes de espesor de esta capa se ubican entre 2 y 10 cm. Su densidad oscila entre 750 y 930 kg / m³.
- una zona de interfase que presenta residuos orgánicos en descomposición y suelo mezclados. Su espesor varía normalmente entre 25 y 50 mm y su densidad entre 1000 y 1700 kg / m³.
- la capa de suelo mineral original que ha sido compactada por el pisoteo de los animales y el tránsito de maquinaria de limpieza y acondicionamiento de corrales. La densidad de esta última capa puede ubicarse entre 1200 y 1600 kg / m³.

La capa superior puede dividirse en dos subcapas (Watts, 1991), una superficial que se convierte en una costra extremadamente dura en condiciones de sequía y otra subyacente que se presenta más húmeda y plástica debido a una densidad aparente menor. La capa de interfase es muy densa e impermeable siendo su contenido de humedad prácticamente constante (Walker and Turner, 1980). Esta capa retarda el lixiviado de residuos orgánicos hacia el suelo. Según Sweeten (1992) también existe un efecto de obstrucción de poros por células de bacterias y materia orgánica en general, lo que contribuye a un efecto de sellado de la superficie del corral.

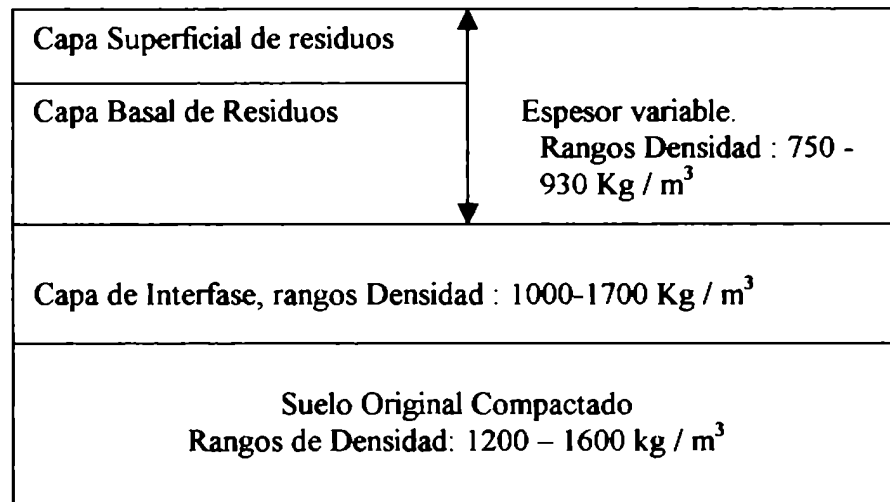


Figura 1. Secuencia de capas dentro de un corral de engorde (Adaptado de Watts, 1991)

Finalmente la lámina de percolación se encuentra con el suelo original compactado aún más, disminuyendo la velocidad de infiltración y atenuando posibles episodios de contaminación en profundidad (McCullough *et al.*, 2002; Southcott and Lott, 1996; Mielke *et al.*, 1974).

Especies químicas como sodio y potasio presentes en la orina y heces pueden dispersar coloides del suelo. Esto, sumado al efecto de compactación por pisoteo, sostiene los argumentos de diversos autores que plantean un sistema suelo dentro de los corrales con propiedades de infiltración mínimas lo que protege a los acuíferos del lixiviado de nutrientes (Kennedy *et al.*, 1999; Sweeten *et al.*, 1995).

Debe notarse que si bien el lixiviado de nutrientes sería retardado por las características edáficas descritas, existirá una acumulación de contaminantes en superficie que pueden ser transportados ante la ocurrencia de precipitaciones que desencadenen procesos de escorrentía laminar.

Una porción considerable de las investigaciones se han centrado en estudiar el transporte de los contaminantes hacia las obras de captación o tratamiento y su dinámica físico – química, demostrando mínimas plumas contaminantes por debajo de las lagunas de almacenamiento y un escaso movimiento de cloruros y nitratos en profundidad (Lehman *et al.*, 1970; Clark, 1975).

Sin embargo no son tan abundantes los trabajos sobre la situación dentro de los mismos corrales de engorde donde podría existir un importante lixiviado de compuestos altamente contaminantes hacia las aguas subterráneas (Mazzone *et al.*, 1992; Stewart *et al.*, 1968). La escasez de estos estudios se entiende si se tiene presente que en las zonas típicas de engorde a corral de los Estados Unidos de Norteamérica y Australia el clima es semiárido, la profundidad hasta el acuífero puede ser de hasta 100 metros y, además, los suelos generalmente presentan estratos arcillosos de muy baja conductividad hidráulica, con lo cual la vulnerabilidad de los acuíferos resulta muy baja (Sweeten *et al.*, 1995).

En Argentina, las explotaciones de engorde a corral se han localizado mayoritariamente en las cercanías de Buenos Aires para disminuir costos de flete en el traslado de terneros hacia el *feedlot* como también de novillos terminados hacia los mercados concentradores o frigoríficos. Esta situación no resulta conveniente desde el punto de vista ambiental, ya que es un ambiente con clima templado húmedo donde las precipitaciones anuales superan los 1000 mm y la profundidad hacia las napas freáticas difícilmente supere los 20 metros, presentándose en ciertas zonas a 6 u 8 metros de profundidad (Santa Cruz y Silva, 1999).

Desde un punto de vista estrictamente económico – productivo, desarrollar emprendimientos de este tipo en cercanías de Buenos Aires resulta inconveniente, pues se restan tierras altamente productivas a la actividad agrícola.

La conjunción de razones ambientales y productivas indican que los emplazamientos de engorde a corral intensivo deben situarse en zonas semiáridas, donde la actividad agrícola es limitada, el costo de la tierra es bajo y la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación también es leve.

Mientras se desarrolla el engorde de una tropa en un corral, por un lado se acumulan residuos sólidos sobre el terreno, y por otro, ante la incidencia de precipitaciones se genera una lámina de esorrentía que transporta materiales hacia las zonas más bajas del terreno.

Una vez concluido el proceso de engorde se quitan los animales terminados del corral y con distintas maquinarias se procede a la limpieza del mismo. Sin embargo, debe señalarse que estas operaciones de limpieza tienen lugar en corrales con varios años de producción. Durante los primeros años no se retira el material fuera del corral sino que, utilizando palas frontales u otra herramienta efectiva, se lo aprovecha para realizar montículos dentro de los mismos (**Foto 1, Anexos**).

Estos montículos son muy útiles desde un punto de vista zootécnico, ya que al estar muy compactados ante eventuales precipitaciones absorben menos humedad que el resto del corral proveyendo a los animales de un ambiente seco donde descansar.

Cuando no existen estos montículos el animal puede estar sometido por varios días a permanecer con sus extremidades sobre el barro que se forma en la capa orgánica en descomposición.

Esto incide negativamente en su capacidad para engordar, ya que el ambiente húmedo exige al animal un gasto extra de energía para poder mantener su temperatura corporal estable, con lo cual se destina más energía consumida a funciones de mantenimiento disminuyendo la proporción invertida en producción y deposición de tejidos como músculos y grasa. Además los suelos húmedos favorecen la incidencia de distintas patologías que atacan las extremidades del animal, como por ejemplo el pietín (NRC, 1981).

En aquellas explotaciones norteamericanas con varios años de antigüedad o de inauguración muy reciente sometidas a la nueva legislación (USC, 1977; 1990) las labores de limpieza consisten en quitar la capa superficial del corral que resulta en una mezcla de materia orgánica en descomposición y compuestos inorgánicos propios del suelo.

El operario debe estar bien entrenado para extraer del corral sólo la capa orgánica en descomposición cuidando de no descabezar el suelo original. Actualmente existe una fuerte tendencia a cambiar la perspectiva de esta operación e incluir el concepto de “cosecha” de residuos –*manure harvesting*- en lugar de limpieza.

Esto debido a las nuevas exigencias legislativas de EPA que orientan al productor a reemplazar las típicas gigantescas montañas de residuo en descomposición –algunas con varias decenas de metros de altura y más de 20 años de antigüedad- por pilas de compostaje ubicadas fuera de los corrales de engorde. Recientemente se ha dispuesto que en las nuevas Explotaciones inauguradas deben prever el destino de los residuos ya que se les prohíbe la acumulación indefinida.

La composición química de las heces vacunas según diferentes métodos de tratamiento se detallan en la **Tabla 1**. Esta Tabla muestra como varían algunos parámetros como sólidos totales o volátiles cuando se compara el residuo fresco con otros tratamientos, como el recogido luego de algunos días (recogido tal cual), recogido y posteriormente compostado y recogido y posteriormente apilado sin tratamiento.

El primer efecto claro del envejecimiento del residuo orgánico es la pérdida de humedad, lo que indirectamente resulta en un aumento relativo de las fracciones sólidas. Respecto de los nutrientes, el análisis resulta más complejo ya que los procesos de transformación de compuestos químicos varían en función de las especies involucradas y las condiciones del medio.

El nitrógeno total disminuye a medida que el residuo –tratado o no- envejece, debido principalmente a las pérdidas de amoníaco por volatilización. Shi *et al.* (2001) demostraron que la volatilización de amonio desde la superficie de un feedlot asume valores de 100000 mg / m²

en un ensayo de 21 días, mientras el suelo testigo –sin deposición de excretas- emitió 430 mg / m²

Variable	Tratamiento				
	Fresco ¹	Recogido tal cual ²	Compostado ²	Apilado ³	Apilado ²
Humedad, % (bh)	83.3	35.4 ± 11.2	30.8 ± 6.4	34.5	24.2 ± 8.9
Sólidos Totales % (bh)	14.7	64.6 ± 11.2	69.2 ± 6.4	65.5	75.8 ± 8.9
Cenizas, % (bs)	15.3	56.3 ± 11.9	51.4 ± 7.3		63.7 ± 3.8
Sólidos Volátiles, % (bs)	84.7	43.7 ± 11.9	48.6 ± 7.3		36.3 ± 3.8
Nutrientes, % base seca (b.s.)					
Nitrógeno Kjeldahl Total	4.00	1.99 ± 0.72	2.39 ± 0.35	2.05	1.95 ± 0.24
Amonio (N-NH ₄)	1.04	-	-	-	-
Fósforo	1.08	0.60 ± 0.20	0.83 ± 0.03	0.81	0.64 ± 0.09
Ortofostato	0.35	-	-	-	-
Potasio	2.47	1.69 ± 0.39	2.78 ± 0.27	2.27	2.10 ± 0.41
Sodio	0.35	0.40 ± 0.13	0.72 ± 0.03	1.13	0.48 ± 0.06
Calcio	1.65	1.77 ± 0.74	2.03 ± 0.45	1.98	1.58 ± 0.18
Magnesio	0.58	0.57 ± 0.16	0.69 ± 0.15	0.76	0.53 ± 0.09
Hierro	0.09	0.20 ± 0.15	0.12 ± 0.06	0.32	0.073 ± 0.028
Azúfre	0.53	0.66 ± 0.17	0.98 ± 0.18	-	0.79 ± 0.11
Cloro	-	1.18 ± 0.57	1.68 ± 0.49	-	1.17 ± 0.58
Zinc	-	0.010 ± 0.006	0.004 ± 0.004	0.014	0.004 ± 0.008
Manganeso	-	0.017 ± 0.007	0.015 ± 0.002	-	0.013 ± 0.004
Cobre	-	0.0019 ± 0.0006	0.015 ± 0.002	-	0.002 ± 0.0005

¹ASAE, 1998. ²Sweeten, 1994. ³Mathers et al., 1973.

b. h. = base húmeda, b.s. = base seca

Tabla 1. Concentración de nutrientes en excretas de Feedlot, según tratamientos (elaboración propia)

Cálculos de EPA estiman la producción media anual de heces frescas para un vacuno de 450 kg en 10 tn / año. Cada tonelada contiene 5 kg de nitrógeno tal cual se excreta el residuo, pero luego de los procesos de pérdida –volatilización principalmente- se encuentran sólo 2 kg en el lapso de un año (Eghball and Power, 1994).

En consecuencia, a modo orientativo las pérdidas de nitrógeno como amoníaco y óxidos volátiles sería del 60 % del total aportado. Estos procesos continúan luego en montículos o pilas de compostaje de residuos sólidos reduciendo aún más el contenido de nitrógeno remanente.

Los aportes de gases con efecto invernadero de los residuos animales es un tema de gran interés actualmente. Ross (1991), sobre datos de la United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1990 a), advierte que la contribución de metano por descomposición de residuos animales representa el 7 % del total. El metabolismo de los rumiantes, que producen metano como consecuencia del proceso de regurgitación, adiciona un 20 % del metano total a la atmósfera. En total, la ganadería aportaría el 27 % del metano que se emite hacia la atmósfera.

El metano resulta particularmente importante ya que contribuye con cerca del 15 % al calentamiento global por efecto invernadero, superado sólo por el dióxido de carbono. En la estratosfera, el metano tiende a disminuir la cantidad de oxhidrilos a través de reacciones químicas lo que afecta la capacidad oxidativa de la atmósfera. Esto significaría menor capacidad para degradar compuestos clorofluorocarbonados hidrogenados y otros contaminantes del aire (Thompson *et al.*, 1990).

La fisiología interna del rumiante determina que las especies nitrogenadas difieren según la forma de la excreta. Por bosta se elimina nitrógeno orgánico, proveniente de proteínas bacterianas sintetizadas en rúmen y de restos de proteína *by pass* de la dieta que no fue descompuesta. En cambio, la orina excreta nitrógeno en forma de urea tras la oxidación que sufre el amoníaco en hígado (Kolb, 1975). En promedio, el bovino excreta entre 70 y 80 % del nitrógeno que consume. De esta cantidad, el 60 % se encuentra en la orina bajo la forma de urea (Eghball and Power, 1994).

Respecto del fósforo, el bovino lo excreta como fosfato y casi exclusivamente en heces sólidas donde puede encontrarse el 96 % del fósforo total excretado. Parte del fósforo aportado por deyecciones puede perderse por fenómenos de escorrentía o fijarse a la matriz inorgánica del suelo.

El sodio se concentra en el suelo a medida que se pierden otros elementos mientras el potasio no muestra una tendencia clara en su respuesta. El potasio es un constituyente muy abundante, en cantidad relativa, de las heces vacunas. Principalmente es excretado vía urinaria alcanzando hasta el 73 % del total, mientras en bosta su concentración es baja (Safley *et al.*, 1985).

El compostado del residuo sólido, como alternativa para prevenir episodios de contaminación, requiere de 8 a 12 semanas y luego puede ser utilizado como fertilizante. El empresario debe contar con el asesoramiento profesional para determinar tasas y cantidades totales a aplicar, ya que la sobrefertilización puede deprimir los rendimientos, incrementar innecesariamente los costos de fertilización y aumentar el riesgo de polución de cuerpos de agua superficiales y subterráneos por escorrentía y lixiviado de nutrientes en exceso que no serán absorbidos por los cultivos (Gilbertson *et al.*, 1979).

Parte del nitrógeno de los residuos descargados sobre los corrales puede lixiviarse en profundidad alcanzando fuentes de agua subterránea, lo cual puede representar un peligro para la salud humana (Stewart *et al.*, 1968, Addiscott *et al.*, 1991). Este mismo caso puede presentarse ante desbordes de las lagunas de retención de efluentes cuando el diseño de las mismas no ha contemplado las variables climatológicas apropiadas (Parker *et al.*, 1999 a).

La escorrentía originada en corrales de engorde contiene una alta concentración de nutrientes, sales, patógenos, materia orgánica y demanda de oxígeno, ya sea medida como demanda bioquímica de oxígeno –DBO₅– o como demanda química de oxígeno –DQO– (USEPA, 1973; Reddell and Wise, 1974). Diversos investigadores han estudiado la composición química de dicha escorrentía (Clark *et al.*, 1975; Sweeten *et al.*, 1981). Datos publicados por Loehr (1974) informan intervalos de concentración en la escorrentía entre 920 y 2.100 ppm de nitrógeno total y entre 290 a 360 ppm de fósforo total; siendo estos valores hasta cien veces superiores a los medidos en escorrentía de campos de pastoreo y agrícolas (Hooda *et al.*, 1997).

En países como Estados Unidos, Canadá y Australia la legislación ambiental vigente prohíbe la descarga de efluentes sin tratamiento en cursos de agua como así también establece

las pautas de producción y control para proteger los cuerpos subterráneos. Por caso, en el estado de Texas, Estados Unidos de Norteamérica, el empresario engordador debe asesorarse para estimar su producción de residuos diaria y anual, incluyendo los niveles de los principales componentes como sólidos volátiles, nutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio), sales y demanda bioquímica de oxígeno en la lamina de escorrentia.

El control de la escorrentia de un *feedlot* requiere la construcción de instalaciones específicas. Las lagunas de sedimentación son el caso más sencillo, y en ellas se procura separar físicamente –por sedimentación– las partículas orgánicas e inorgánicas en suspensión. El liquido puede ingresar posteriormente a una laguna de almacenamiento donde se continúan produciendo transformaciones químicas y biológicas (Mukhtaar *et al.*, 1999). Según el grado de tratamiento de los efluentes generados estos pueden utilizarse como fertilizantes en tierras agrícolas ya que contienen una importante cantidad de nitrógeno, fósforo y otros microelementos necesarios para las plantas.

El contenido de nitrógeno de los sedimentos de una laguna de sedimentación o almacenamiento puede ser hasta un 50 % superior al contenido de nitrógeno en los suelos de la cuenca. Esto se debe a que la materia orgánica rica en nitrógeno es liviana y por lo tanto más susceptible a erosión que otras partículas del suelo. Por razones similares vinculadas al peso y tamaño, los limos y arcillas que son más ricos en nitrógeno que las arenas– son también más susceptibles al transporte laminar por lo que predominarán en los sedimentos. El mismo razonamiento es válido para el fósforo, asociados a partículas finas del suelo, por lo que junto al nitrógeno se hallan en sedimentos en concentraciones mayores a los suelos circundantes (Sweeten and Reddel, 1977).

Estas lagunas deben cumplir con ciertas propiedades para asegurar el aislamiento hidráulico de su contenido con el suelo y los acuíferos subyacentes por lo que resulta imprescindible monitorear la dinámica hidráulica en los contornos de estos depósitos de efluentes (Parker *et al.*, 1999 b). Uno de los parámetros considerados por las autoridades es la conductividad hidráulica del estrato geológico base de la laguna, que no debe ser superior a 1×10^{-7} cm / segundo. Deben considerarse las probabilidades de ocurrencia de precipitaciones

excepcionales en el diseño de estas obras de captación de efluentes, de modo de asegurar la protección de los recursos naturales adyacentes ante cualquier eventualidad.

Los sistemas de conducción y las lagunas deben diseñarse para poder contener la escorrentia producida por una precipitación de 24 horas de duración en una probabilidad de ocurrencia de 25 años (25 year frequency – 24 hour duration storm), y además tener capacidad suficiente para albergar el volumen de líquidos resultante de la ocurrencia de una inundación con probabilidad de ocurrencia de 100 años. En ocasiones estas ambiciosas previsiones resultan inútiles ante catástrofes naturales de ocurrencia más que excepcional, provocándose la ruptura de los sistemas de almacenamiento con riesgo de polución para los cursos de aguas superficiales (Burkholder *et al.*, 1997)

Las especificaciones constructivas y técnicas de organismos ambientales mundialmente reconocidos como la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (USEPA) o el Department of Primary Industries (DPI-Queensland) no pueden extrapolarse ligeramente y tomarse definitivamente como válidos para los sistemas de producción de Argentina, ya que podrían existir diferencias sustanciales a nivel de propiedades de estratos y sedimentos geológicos en suelos y de profundidad y potencia de los acuíferos. Estas variables definen las características hidráulicas y la vulnerabilidad de los acuíferos freáticos y profundos a la contaminación (Maisonave e Iorio, 2001). Además, las diferencias físicas y químicas a nivel de suelos determinarán capacidades diferenciales para filtrar y degradar contaminantes antes de que estos alcancen los reservorios.

En nuestro país resulta frecuente observar el desarrollo de feedlots cercanos o sobre la margen misma de algún curso de agua superficial. En algunos casos se construyen zanjas o canales para conectar los efluentes de los corrales sin tratamiento alguno con el cuerpo de agua natural que será el receptor (**Foto 2, Anexos**).

En un estudio desarrollado en Argentina por investigadores de la Cátedra de Química Analítica de la Facultad de Agronomía –UBA-, se analizó la variación en la concentración de fósforo a lo largo de una zanja de filtración existente entre los corrales de engorde de un feedlot y su descarga en el Arroyo Morales, tributario de la cuenca Matanzas-Riachuelo (García *et al.*,

2001). Los resultados mostraron que la concentración de fósforo total y fósforo reactivo soluble disminuía 68.3 y 67.9 % respectivamente entre el inicio de la zanja en los corrales de engorde y la descarga en el Arroyo Morales. Sin embargo los efluentes que alcanzan finalmente el Arroyo poseen una elevada carga contaminante, lo que fue demostrado analizando aguas antes y después de la descarga de la zanja, confirmando que los efluentes analizados constituyen un riesgo potencial de polución para el cuerpo de agua receptor.

Si los corrales de engorde carecen de infraestructura para capturar y tratar el efluente y además presentan pendiente hacia un curso de agua superficial que puede ser alcanzado por la lámina de escorrentía, el exceso de materia orgánica y nutrientes incorporado al sistema fluvial pueden desencadenar una rápida disminución de la concentración de oxígeno disuelto y un posterior proceso de eutrofización por alteración del balance de nutrientes (Harman and Sweeten, 2000)

En climas semiáridos existe la posibilidad de almacenar los efluentes en lagunas o estanques permitiendo la evaporación gradual del sobrenadante mientras el sedimento sólido del fondo deberá removerse luego de una serie de años de acumulación, controlando intensamente posibles variaciones en los parámetros físicos e hidráulicos de seguridad para los cuerpos de agua cercanos (Sweeten, 1992).

En condiciones climáticas húmedas, donde los corrales de engorde están rodeados de campos de producción agrícola, la alternativa del uso de residuos sólidos y efluentes líquidos como fertilizantes no sólo significa una respuesta ambiental al problema de la contaminación sino que permite mejorar parámetros económicos a través de la reducción de costos de producción a la vez que restituye fertilidad al suelo (Sweeten, 1998).

Durante las estaciones de otoño e invierno y, principalmente en climas semihúmedos, las obras de almacenamiento de líquidos presentan efluentes remanentes que deben ser aplicados a un cultivo aprovechando sus aptitudes fertilizantes (Rhoades *et al.*, 2001; Sweeten *et al.*, 1994; Miller *et al.*, 2001). Es común que la aplicación se haga bajo la forma de asperjado, siendo la lámina neta y tasa de aplicación limitadas por el contenido de nitrógeno, salinidad y concentración de sodio del fertilizante (Butchbaker, 1973). La conductividad eléctrica del

efluente almacenado varía entre 4 y 7 mmhos/cm dependiendo del tipo de ración consumida por el animal y la tasa de evaporación. Potasio y cloruro son importantes como fuente de salinidad, pero también el sodio y el amonio pueden estar presentes.

El presente estudio centrará su atención en la acumulación de contaminantes a través de los distintos ambientes identificados en el Establecimiento bajo análisis. Asumiremos como contaminante todo compuesto químico que se encuentre fuera de su lugar de origen acumulándose en concentraciones mayores a las normales y que tiene efectos adversos en cualquier organismo o sobre las funciones potenciales del suelo y las aguas.

1.2: Objetivos e hipótesis

Objetivo General

Identificar las especies químicas contaminantes que se acumulan en los diferentes ambientes del Establecimiento como resultado de la producción de carne intensiva a corral – *feedlot*–.

Objetivos específicos

Identificar las especies químicas contaminantes presentes en aguas subterráneas y superficiales.

Identificar las especies químicas contaminantes presentes en los distintos horizontes del suelo como así también las formas de acumulación en sedimentos del sistema de canales y laguna de almacenamiento de efluentes.

Relacionar la presencia de los contaminantes con distintas modalidades de manejo del ambiente productivo y con las obras de captación y conducción de efluentes.

Analizar comparativamente el estado de los recursos en función del patrón de uso de la tierra, a saber: Testigo Alambrados vs. Agricultura vs. Ganadería intensiva vs. Canales y lagunas.

Hipótesis

La actividad productiva de engorde intensivo en confinamiento –*feedlot*– genera acumulación de especies químicas contaminantes en suelos, sedimentos y aguas.

Las aguas subterráneas se encuentran contaminadas con especies químicas de alta movilidad en el suelo, principalmente nitratos, debido a la elevada carga contaminante aportada por las deyecciones biológicas tras diez años de actividad.

Las aguas superficiales de la laguna de almacenamiento de efluentes y sus sedimentos presentan contaminación de especies poco móviles en el suelo como los fosfatos y de metales pesados, como consecuencia del arrastre de material superficial en fenómenos de escorrentía.

Los suelos de los corrales de engorde se hallan contaminados superficialmente y en profundidad debido a la saturación del sistema suelo para procesar una carga contaminante continua y elevada.

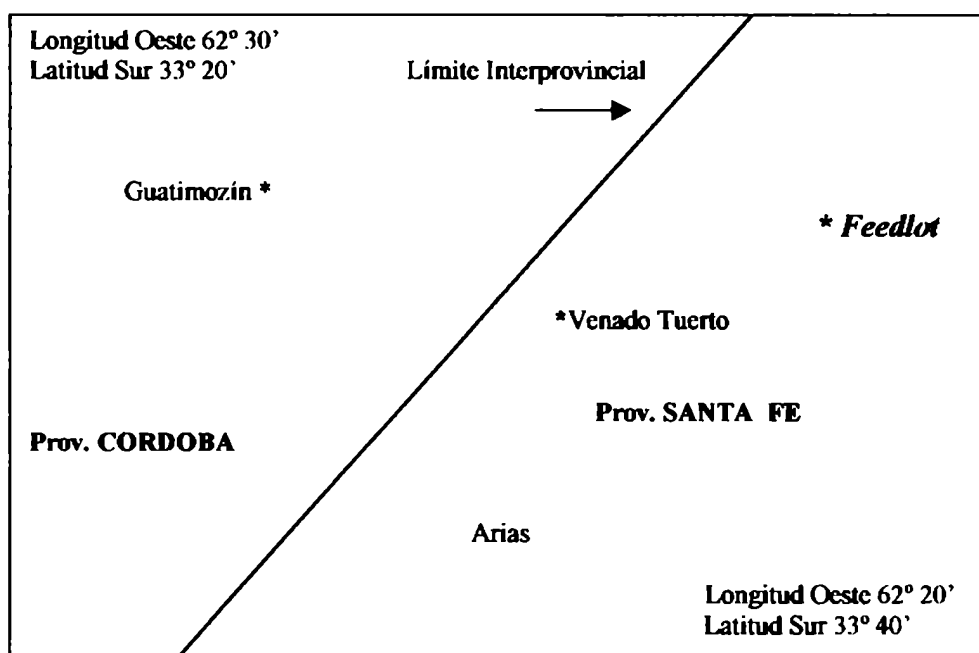
CAPÍTULO 2

DESCRIPCION DEL AREA Y ESTABLECIMIENTO BAJO **ESTUDIO**

2.1: Descripción Regional

2.1.1: Ubicación

El establecimiento estudiado se encuentra en el Departamento General López, en el extremo sudoeste de la provincia de Santa Fé .



Croquis n° 1: Ubicación del sitio de estudio

La ciudad de Venado Tuerto, cabecera del Departamento General López, se ubica sobre ruta nacional n° 8 kilómetro 360. De allí hasta el *feedlot* analizado existen unos 40 km por distintos caminos de tierra o rutas provinciales.

La ciudad de Venado Tuerto, sitio de residencia de los propietarios, ofrece todo tipo de servicios y opciones comerciales. No existe servicio de ferrocarril o aeropuerto comercial en la zona, ni tampoco se encuentran ríos de importancia.

2.1.2: Naturaleza del área

Se utilizó la información regional disponible en la carta de suelos del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Hoja ARIAS número 3363-29, que es la carta que describe la zona del Establecimiento bajo estudio (INTA, 1988).

La denominación de las cartas de suelos de INTA toman el nombre de la localidad más destacada dentro del área muestreada –Arias en nuestro caso- y luego llevan una numeración de cuatro dígitos que resume la localización geográfica de la carta.

En este caso el número 3363 significa 33° latitud sur 63° longitud oeste. Por último el número 29 está relacionado con la escala de estudio utilizada en el área, para las distintas fuentes de información y diagnóstico como fotografías aéreas, mosaicos aerofotográficos semiapoyados y hojas topográficas.

Del análisis de la carta surge que la región del sudeste de Córdoba / sudoeste de Santa Fé se divide en tres subregiones fisiográficas definidas: lomas aplanadas, llanura eólica franco arenosa y pampa ondulada.

La zona bajo estudio pertenece a la subregión lomas aplanadas, caracterizada por amplias lomas casi planas surcadas por líneas de escurrimiento con distinto grado de expresión.

El drenaje es pobre y, generalmente, las vías de desagüe actúan como tales después de fuertes lluvias llevando las aguas hacia las áreas más deprimidas que se encuentran diseminadas en amplios sectores en los cuales el drenaje es deficiente, con suelos afectados por salinidad y alcalinidad sódica y hacia lagunas temporarias donde el agua se elimina por evaporación e infiltración.

En ocasiones se forman lagunas permanentes por alimentación continua de la capa freática. Los materiales originarios de los suelos, de textura franco a franco arenosa, son transicionales de materiales loésicos franco limosos del noreste a franco arenosos del sudoeste.

2.1.3: Características Agrometeorológicas

La región de Arias se clasifica como subhúmeda - húmeda. Su clima presenta oscilaciones interanuales, entre las condiciones húmedas y semiáridas, que caracterizan al sector occidental de la pradera pampeana. La elevación sobre el nivel del mar es de 121 metros.

El período libre de heladas se extiende por 254 días, entre fines de mayo y principios de septiembre. Los valores de temperatura media mensual se presenta en la **Tabla 2**, sobre datos de la serie 1900 – 1928 e interpolación de datos para series posteriores de las estaciones agrometeorológicas de Marcos Juárez y Laboulaye en el sudeste de la provincia de Córdoba.

MES	TEMPERATURA (° C)
Enero	23.9
Febrero	23.1
Marzo	18.6
Abril	16.8
Mayo	13.0
Junio	9.3
Julio	9.3
Agosto	10.6
Septiembre	13.5
Octubre	16.2
Noviembre	19.5
Diciembre	22.4
Año	16,4

Tabla 2. Temperatura media mensual.

La serie de lluvias diarias procesadas corresponde al período 1916 – 1955 y proviene del archivo pluviométrico del Servicio Meteorológico Nacional. El total medio anual es de 795 mm con oscilaciones extremas desde 481 mm hasta 1320 mm. La distribución estacional indica una marcada concentración del régimen de lluvias en el semestre cálido del año en el orden del 72 % , como muestra la **Tabla 3**.

ESTACION	PRECIPITACION MEDIA (mm)	PRECIPITACION MEDIA (%)	COEFICIENTE VARIACION (%)
Invierno	91	11,44	55
Primavera	273	34,34	35
Verano	303	38,11	44
Otoño	128	16,10	54

Tabla 3. Régimen de lluvias – Período 1916 –1955.

MES	LLUVIA (mm)			
	Promedio	Máximo	Mínimo	C.V. (%)
Enero	98	394	5	77
Febrero	92	391	14	83
Marzo	113	300	20	63
Abril	60	166	10	71
Mayo	46	149	8	93
Junio	22	97	0,3	109
Julio	26	135	2	144
Agosto	18	74	2	118
Septiembre	47	132	1	82
Octubre	85	394	13	79
Noviembre	87	234	7	64
Diciembre	101	317	8	70
Año	795	1320	481	24

Tabla 4. Régimen de lluvias mensuales – Período 1916 – 1955

La amplitud de las oscilaciones pluviométricas se advierten claramente en la **Tabla 3**, analizando los coeficientes de variación. Esto representa una característica distintiva de la marcha mensual de las lluvias en la llanura pampeana que es su erraticidad. Así, alternativamente, a través de los años un mismo mes puede ser desde seco hasta húmedo, como se observa en la **Tabla 4**.

En cuanto al balance hidrológico, en la carta de suelos Arias existen cinco grupos de suelos de drenaje libre. La capacidad de retención hídrica de estos suelos cubre una gama donde se destacan como límite inferior la serie El Cantor con 263 mm de agua total por metro de espesor de suelo y como límite superior la serie Hansen con 387 mm de agua total.

MES	ETP (mm)	LLUVIA (mm)	ETR (mm)	DÉFICIT (mm)	ETR / ETP (%)
Julio	24	26	24	0	100
Agosto	36	18	24	12	67
Septiembre	55	47	47	8	85
Octubre	85	85	85	0	100
Noviembre	126	87	87	39	69
Diciembre	162	101	101	61	62
Enero	169	98	98	71	58
Febrero	131	92	92	39	70
Marzo	103	113	103	0	100
Abril	70	60	66	4	94
Mayo	45	46	45	0	100
Junio	23	22	23	0	100
Año	1029	795	795	234	77

ETP: Evapotranspiración Potencial; ETR: Evapotranspiración Real

Tabla 5. Balance de agua del primer metro de suelo serie Hansen

Asumiendo que el contenido del agua del suelo es equivalente al punto de marchitez permanente –valor umbral a partir del cual las plantas no pueden absorber más agua del suelo- en el mes de febrero, se advierte que las lluvias promedio sólo ocasionalmente exceden a la demanda hídrica. En consecuencia, la pequeña reserva hídrica de un mes se agota al siguiente.

Como muestra la **Tabla 5** las deficiencias hídricas son marcadas entre noviembre y febrero, mientras un segundo pico de sequía de menor intensidad se advierte a la salida del invierno. Durante marzo existe una débil recarga de agua edáfica.

2.1.4: La Agricultura en relación a los parámetros bioclimáticos

La disponibilidad hídrica es uno de los factores, junto al tipo de suelo, que condiciona las posibilidades de implantar cultivos y pasturas con éxito. La agricultura prevalece sobre la ganadería en la zona bajo estudio, siendo la estabilidad de la producción de granos comparativamente menor que la de los sistemas mixtos de producción debido a las fluctuaciones de los aportes hídricos en momento y cantidad.

El potencial de rendimiento de los cultivos de verano es mayor al de los cereales de invierno, aunque el Maíz por ejemplo debe afrontar normalmente periodos de sequía próximos al momento de floración del cultivo entre fines de diciembre y mediados de enero. La secuencia trigo – soja resulta la alternativa más riesgosa ya que, habitualmente, no están disponibles los 1000 a 1100 mm que requieren ambos cultivos.

2.1.5: Vegetación

Caracterizados botánicos y naturalistas han relevado la vegetación nativa de la región de Arias. Parodi (1959) puntualiza que la zona presenta la vegetación herbácea del Chaco y salvo la falta de árboles, es notablemente semejante a la zona oriental de aquel territorio fitogeográfico.

Cabrera y Zardini (1978) sostienen que la provincia fitogeográfica del Espinal rodea en forma de arco a la región pampeana, por lo que se observan ejemplares de especies arbóreas de tipo xerófilo, del distrito del algarrobo, introducidos dentro del área más húmeda de la región pampeana.

La región ha sido intensamente modificada por el hombre, particularmente desde que la colonización agrícola tomó impulso en la zona a principios del siglo pasado. Actualmente es casi imposible hallar comunidades autóctonas intactas ya que el desmonte, el fuego y el arado han alterado la vegetación nativa .

2.1.6: Uso actual de la tierra

Según datos de los Censos Nacionales Agropecuarios de 1974 y 1988 la superficie destinada a agricultura va aumentando a la vez que disminuye la destinada a ganadería. Los Censos Agropecuarios no se realizan desde 1988 por lo que no existen datos más recientes, aunque informes de las Agencias de Extensión Rural de INTA y Delegaciones de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación dan cuenta de que este proceso de expansión de la agricultura y retroceso de la ganadería se ha acentuado marcadamente durante la década del '90.

En 1985 la Agencia de Extensión Rural INTA - Arias censó al 70 por ciento de los productores del área que explotan el 88,4 por ciento de la tierra de la hoja, unas 152 mil hectáreas. Los datos obtenidos fueron los que muestra la **Tabla 6**.

SISTEMAS	PRODUCTORES (%)	SUPERFICIE (%)
Agricultura permanente	38,0	35,0
Agricultura y bovinos	33,0	48,0
Agricultura, bovinos, cerdos	13,0	6,5
Agricultura, bovinos, tambo	8,0	7,5
Agricultura y cerdos	7,0	2,5
Otras combinaciones	1,0	0,5

Tabla 6. Distribución de actividades agropecuarias.

Como consecuencia del aumento de los precios de los cereales y oleaginosas durante la década pasada, actualmente se observan escasos campos dedicados a la producción animal cuando se recorre la zona del sudoeste santafesino.

En algunos casos se observa inclusive la eliminación de alambrados perimetrales para aprovechar las fracciones de terreno que separan campos de caminos aumentando el área sembrada.

2.1.7: Suelos

A continuación se presentan una serie de datos respectivos a la carta de suelos Arias.

ORDEN	SUBORDEN	Gran GRUPO	SUBGRUPO	FAMILIA	SERIE
Molisol	Albol	Natralbol	típico	Franco fina	Cnia. Progreso
				Franco fina	A. Castellanos
				Franco gruesa	Los Medanitos
				Fina	Cafferata
		Argialbol	típico	Franco gruesa	Aguila Cautiva
			argiácuico	Franco fina	La Leoncita
	Ustol	Haplustol	údico	Franco gruesa	Laborde
			udorténtico	Franco gruesa	Alejo Ledesma
	Udol	Argiudol	típico	Franco fina	El Cantor
				Franco fina	Maggiolo
				Limosa fina	Baldissera
				Limosa fina	Hansen
			ácuico	Fina	Namuncurá
		Hapludol	típico	Franco fina	Santa Isabel
				Franco fina	El Abolengo
				Franco gruesa	Cavanagh
				Franco gruesa	La Bélgica
			éntico	Franco gruesa	Ea. Santa Ana
			tapto-nátrico	Franco fina	Lazzarino
Alfisol	Acualf	Natracualf	típico	Limosa fina	Guatimozín
			mólico	Franco fina	La Pluma

**Tabla 7a. Clasificación taxonómica de los suelos de la hoja 3363-29 Arias
(INTA, 1988)**

La **Tabla 7 a** muestra la clasificación taxonómica de los suelos de la Hoja 3363-29 Arias, destacando en **negrita** el origen taxonómico del suelo existente en el Establecimiento bajo estudio (serie Hansen), mientras la **Tabla 7 b** informa sobre los datos analíticos de la serie.

Un grupo homogéneo de suelos desarrollados sobre un mismo material originario y donde la mayor parte de sus características y propiedades son similares, constituye una *serie de*

suelos. Cada *serie* se identifica con el nombre tomado de alguna localidad, paraje o estancia cercana.

La *serie* es la más pequeña de las unidades taxonómicas del sistema de clasificación empleado. Cuando se estima que las diferencias observadas entre distintos sitios de una misma serie pueden afectar el uso potencial del recurso tierra y requerir un manejo diferencial, se distingue a estos sectores y si es posible se los separa en el mapa de suelos como *fases* de la serie respectiva.

Las unidades compuestas por un suelo netamente dominante donde se permiten sólo pequeños porcentajes de otros suelos –15 a 20 % como máximo– en forma de inclusiones se conocen como *consociaciones*.

La siguiente Tabla muestra los datos analíticos publicados por técnicos de INTA para la serie Hansen, que es la serie de suelos del Establecimiento bajo estudio.

En dicha **Tabla 7 b** se observan parámetros químicos como nitrógeno total o materia orgánica, de gran importancia para la potencialidad de la producción agropecuaria, expresados en las unidades usuales para la interpretación agronómica de los resultados.

También se presentan datos físicos, relacionados con la mineralogía presente en cada horizonte caracterizado. En general, la proporción relativa de arcillas aumenta hacia los horizontes B2 que por este motivo se denominan texturales (t). Luego los contenidos de arcillas disminuyen hacia el horizonte C1 mientras aumenta significativamente el contenido relativo de fracciones minerales gruesas, genéricamente arenas.

Los valores de pH resultan ácidos para todos los horizontes, y obsérvese que a pesar de existir calcio no se informa presencia de carbonatos de calcio.

HORIZONTE	Ap	B1	B21t	B22t	B3	C1
Profundidad de muestra, en cm	0-17	17-26	26-49	49-72	72-101	101-148
Materia Orgánica, %	3,08	1,91	1,15	0,72	0,32	0,17
Carbono Orgánico, %	1,79	1,11	0,67	0,42	0,19	0,10
Nitrógeno Total, %	0,140	0,105	0,079	0,067		
Relación C/N	12	10	9	6	-	-
Arcilla, < 2 micrones, %	22,9	28,9	31,3	28,3	25,4	16,5
Limo, 2-50 micrones, %	62,1	58,9	60,1	59,4	64,2	61,3
Arena muy fina, 50-100 mic., %	14,5	11,8	8,2	11,7	9,5	20,2
Arena fina, 100-250 mic., %	0,5	0,4	0,1	0,6	0,9	1,8
Calcáreo, CaCO ₃ , %	0	0	0	0	0	0
Equivalente de Humedad, %	27,2	29,8	32,9	31,3	27,6	24,1
pH en Pasta	5,8	5,9	6,2	6,4	6,5	6,8
Cationes de Cambio, m.c./100 gr						
Calcio	9,7	12,1	15,8	15,4	14,2	12,7
Magnesio	2,3	4,1	5,4	5,1	5,0	3,6
Sodio	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3
Potasio	2,4	1,9	2,5	2,3	2,3	2,4
Suma de Bases, m.c./100 gr (S)	14,6	18,3	24,0	23,1	21,8	19,0
C. I. C., m.c./ 100 gr (T)	17,5	20,9	27,5	25,2	22,9	19,6
Saturación con Bases, % (S/T)	83	88	87	92	95	97

Tabla 7b. Datos Analíticos del perfil Típico – Serie HANSEN.
(Adaptado de INTA, 1988)

En la sección siguiente dedicada al Establecimiento bajo estudio se detallan las características sobresalientes de la consociación y serie de suelo existentes en el mismo.

2.2 Establecimiento bajo estudio

2.2.1: Ubicación y antecedentes generales

Este trabajo de investigación se llevó a cabo en un Establecimiento dedicado a la producción agropecuaria y al engorde intensivo de ganado vacuno en sistema confinado – *feedlot*-, ubicado en la zona sudeste de la Provincia de Santa Fé, a unos 40 km de la ciudad de Venado Tuerto cabecera del Departamento General López..

Históricamente el campo se destinó a la actividad agrícola. La superficie total es de 130 hectáreas, de las cuales 20 se destinan al *feedlot*. La actividad agrícola predominante es la siembra de cultivos de verano como Maíz y Soja. En 1990 se instalaron los primeros cuatro corrales de engorde intensivo. Posteriormente se agregaron más corrales totalizando treinta en la actualidad. En general, las medidas de los corrales son de 50 metros de frente por 120 metros de largo, lo que representa 6000 m² / corral.

El propietario estima una carga promedio anual de 2500 animales, con picos estivales de 1500 e invernales de 5000. Debe considerarse que estos datos responden a la situación previa al brote de aftosa que paralizó la actividad ganadera en nuestro país durante el año 2001.

El establecimiento cuenta con una planta de acopio y acondicionamiento de alimentos, constituida por varios silos y sistemas de mezcla de ingredientes (**Foto 3, Anexos**). Contiguo a la planta se encuentra la vivienda ocasional de propietarios y las instalaciones permanentes del casero, como muestra la **Figura 2**. A 20 metros de estas viviendas encontramos las perforaciones proveedoras de agua subterránea.

La provisión de agua tiene dos fuentes: un molino que succiona el fluido desde unos 8 metros de profundidad y una electrobomba que trabaja a unos 25 metros de profundidad. El agua de ambos pozos se almacena en un tanque australiano con capacidad para cien mil litros, desde donde se envía luego a las viviendas y a los corrales de engorde. También en este sector se hallan los corrales de encierre, manga de trabajo y cargador.

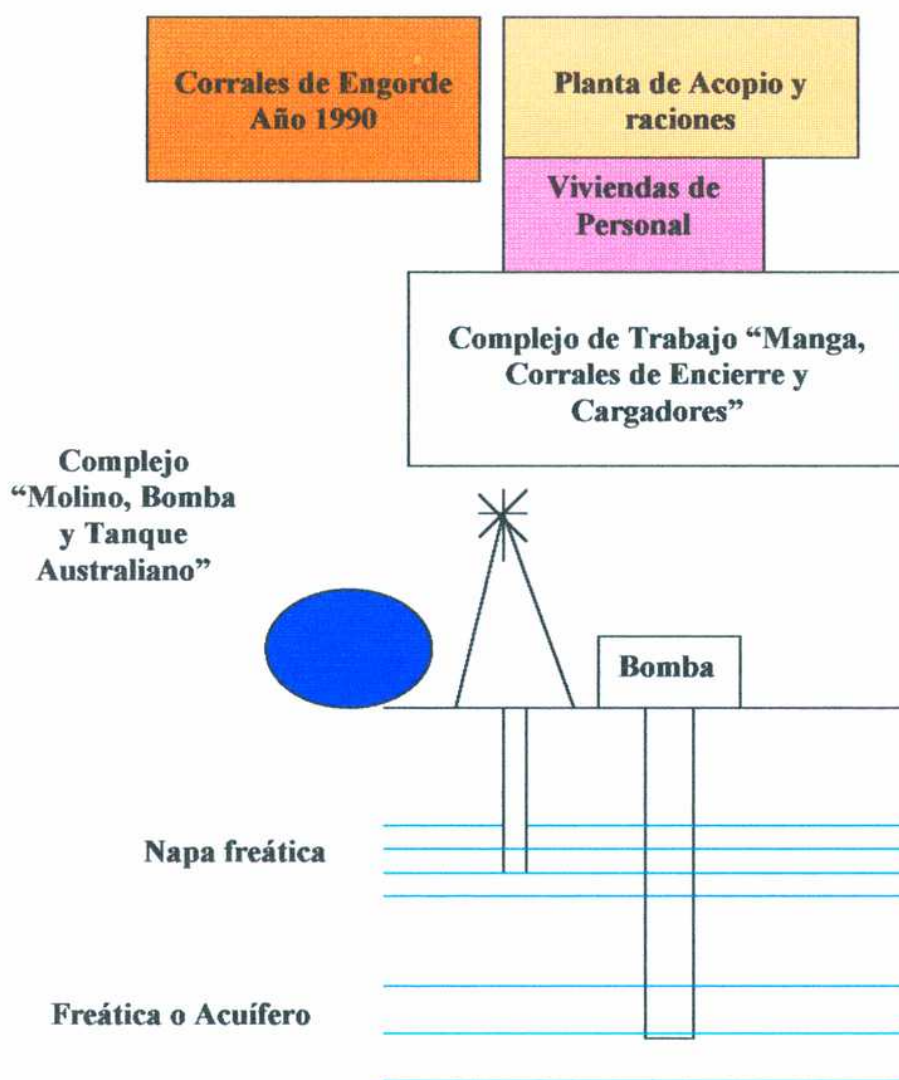


Figura 2. Ubicación de instalaciones varias

La caracterización hidrogeoquímica de los cuerpos de agua subterránea no está contemplada en los objetivos de esta Tesis. Al no disponer de información pertinente, no se puede dilucidar si el molino y la bomba succionan agua de un mismo cuerpo estratificado o si se trata de mantos independientes.

2.2.2: Descripción de suelos y aguas

Los suelos del Establecimiento han sido clasificados por los técnicos de INTA como pertenecientes a la consociación Hansen, símbolo cartográfico Ha. La serie predominante dentro de la consociación es también Hansen.

La **Tabla 7 a** muestra que la serie Hansen comprende un Argiudol típico de textura limosa fina. Son suelos profundos, bien drenados, de planos altos con muy escasa pendiente. El perfil típico está formado por un horizonte superficial de 18 cm de espesor promedio (horizonte Ap) de textura franco limosa con un 23 por ciento de arcilla y muy bien estructurado, con un 3 % de materia orgánica (**Tabla 7 b**).

Le sigue un horizonte transicional (B1) que presenta características del suelo superficial y del subsuelo. A partir de los 25 cm promedio comienza el subsuelo de textura franco arcillo limosa (horizonte B2t), con barnices brillantes sobre las caras de los agregados estructurales de unos 50 cm de espesor.

El material original del suelo (horizonte C) se alcanza al metro de profundidad. El substrato consiste en un sedimento franco limoso suelto que contiene un 22 por ciento de arenas muy finas. Por debajo de 1,5 metros aparece calcáreo en forma de carbonatos libres en la masa.

Son suelos fértiles, bien provistos de materia orgánica hasta 50 cm de profundidad, buena capacidad de retención hídrica y de intercambio catiónico. Son los suelos de mejor aptitud agrícola de toda la hoja Arias.

La clasificación de capacidad de uso los ubica como suelos Clase I, que constituye la mejor clase de suelos desde el punto de vista de la potencialidad productiva. Permiten el desarrollo de diversos cultivos agrícolas, incluyendo los que requieren un uso intensivo de la tierra. El peligro de erosión hídrica y eólica es mínimo o nulo.

La información disponible en carta de suelos de INTA fue reforzada con estudios y análisis propios efectuados sobre el terreno. En una primera visita al Establecimiento se llevó a

cabo el diagnóstico preliminar. Realizando una calicata se distinguió la secuencia de horizontes idéntica a la descrita en la carta de suelos pero con alguna diferencia en cuanto a espesor de los horizontes. El detalle del muestreo de suelos se encuentra en la sección Materiales y Métodos del **Capítulo III Suelos**.

Respecto de las aguas subterráneas, si bien no se encontraron datos disponibles en la literatura, se realizaron diversos análisis para determinar la composición química de las mismas y se comparan con datos del Sr. Propietario sobre ensayos realizados por un Laboratorio privado de algunos años de antigüedad. Al igual que se indicó en el caso de los suelos, la sección Materiales y Métodos del **Capítulo IV Aguas** se detallan los procedimientos.

Los informes referentes a Aguas Subterráneas, provistos por el Laboratorio Pugnali, de Venado Tuerto, realizados sobre análisis básico de aguas de años 1994 y 1995, destacan las siguientes características: el agua se presentaba con escasa turbidez, inodora e incolora, con sedimentos escasos, el pH determinado fue de 8,2 en todos los casos. Los valores de las variables químicas más importantes se muestran en la siguiente tabla.

VARIABLE mg / l	MOLINO		BOMBA	
	1994	1995	1994	1995
Salinidad	1000	1360	1400	1360
Cloruros	200	150	80	220
Sulfatos	100	100	180	200
Nitratos	80	85	15	10
Fluor	1	1,3	1,5	1,5
Anonio	0	0	0	0
Arsénico	0,05	0,06	0,10	0,10
Calcio	70	96	20	16
Magnesio	70	84	31	36

Tabla 8. Análisis Químico de Aguas Subterráneas
(Laboratorio Pugnali, Venado Tuerto)

Como muestra la tabla precedente el pozo bombeado por el Molino en los años de muestreo indicados se encontraba contaminado por nitratos cuyo límite para el consumo

humano es de 45 mg/l. Nótese que la tendencia entre 1994 y 1995 es al aumento en la concentración de nitratos en el pozo de molino mientras se reduce en el pozo de bomba. El resto de los parámetros mostraron valores normales.

Para el pozo de la electrobomba, el valor de nitratos no fue de consideración, aunque aparecen valores de Arsénico que alcanzan los umbrales máximos recomendados por la Organización Mundial de la Salud de 0,10 mg/l, mientras los demás parámetros presentaron valores corrientes.

2.2.3 Rutina Sanitaria del rodeo bovino

Cada tropa que ingresa al Establecimiento recibe el mismo tratamiento sanitario, a saber:

- A) Vacunación: se realiza para prevenir incidencias de queratoconjuntivitis (Bioqueratogen Oleo Max), carbunco (Bioclostrigen) y virosis varias como rinotraqueitis infecciosa bovina y diarrea bovina única (Biopoligen). Entre paréntesis figuran los nombres comerciales de los productos utilizados.
- B) Suplementación de Micronutrientes: aplicación de Cobalto, Zinc, Cobre, Selenio y Fósforo por vía subcutánea.
- C) Antiparasitarios: ivermectinas y feromonas para control de piojos y moscas.
- D) Antibióticos: oxitetraciclinas.
- E) Implantes Anabólicos: trenbolona + zeranol (Forplix) como promotores de crecimiento.

La tropa ingresante permanece 24 horas en los corrales de encierre del sistema manga mientras se realizan las aplicaciones sanitarias y se observa la evolución y respuesta al stress del transporte y de la medicación recibida.

2.2.4: Dietas Alimentarias

Se manejan tres dietas diferentes, a saber:

Ingredientes	Composición % Dieta Inicio	Composición % Dieta Media	Composición % Dieta Terminación
Maíz Grano	30	36	32
Gluten Feed	42.5	46	50
Heno de pastura	25	15	5
Sorgo Grano	0	0	10
Núcleo Mineral	2.5	3	3
Materia Seca Total	68	66	64.5
Suministro en días	7 a 10	10	100 a 120

Tabla 9. Composición Porcentual de las Dietas Alimenticias (base tal cual)

La dieta de inicio se utiliza para acostumbrar al animal a una nueva composición del alimento a base de grano. En la totalidad de los casos, los animales que ingresan al Establecimiento provienen de campos de pastoreo por lo que esta rutina de acostumbramiento que comienza con la Dieta Inicio resulta imprescindible.

Luego se continúa con una Dieta Media en cuya composición se aumenta levemente el contenido de maíz grano y gluten feed. Por último se suministra la Dieta Terminación. Estas previsiones en la rutina alimentaria son necesarias para evitar trastornos gástricos en los animales que algunas veces conducen hasta la muerte de los mismos, típicamente en cuadros de acidosis gástricas clínicas.

2.2.5: Manejo productivo

Se trabaja con tres categorías de animal. Los "Terneros" son engordados en 100 días desde 130 a 240 kg. Esto representa un suministro de 600 kg de materia seca para obtener 110 kg de carne producidos, o 5.5 kg m.s. / kilo vivo.

Las "Vaquillonas o Novillitos" se engordan en 80 días desde 220 hasta 320 kg, unos 650 kg de materia seca para 100 kg de carne producidos, es decir 6.5 kg m.s. / kilo vivo.

Por último los "Pesados" se llevan de 300 a 400 kg en 70 días, suministrándoles unos 800 kg de materia seca para obtener 100 kg de carne producidos, o sea 8 kg m.s. / kilo vivo. El agua se suministra "ad libitum" y la ración se entrega por la mañana.

De estos datos surge que a medida que el animal crece y aumenta su peso disminuye su eficiencia para sintetizar tejidos a partir de los alimentos ingeridos, variando las eficiencias de conversión entre 5.5 y 8 kg m.s / kilo vivo.

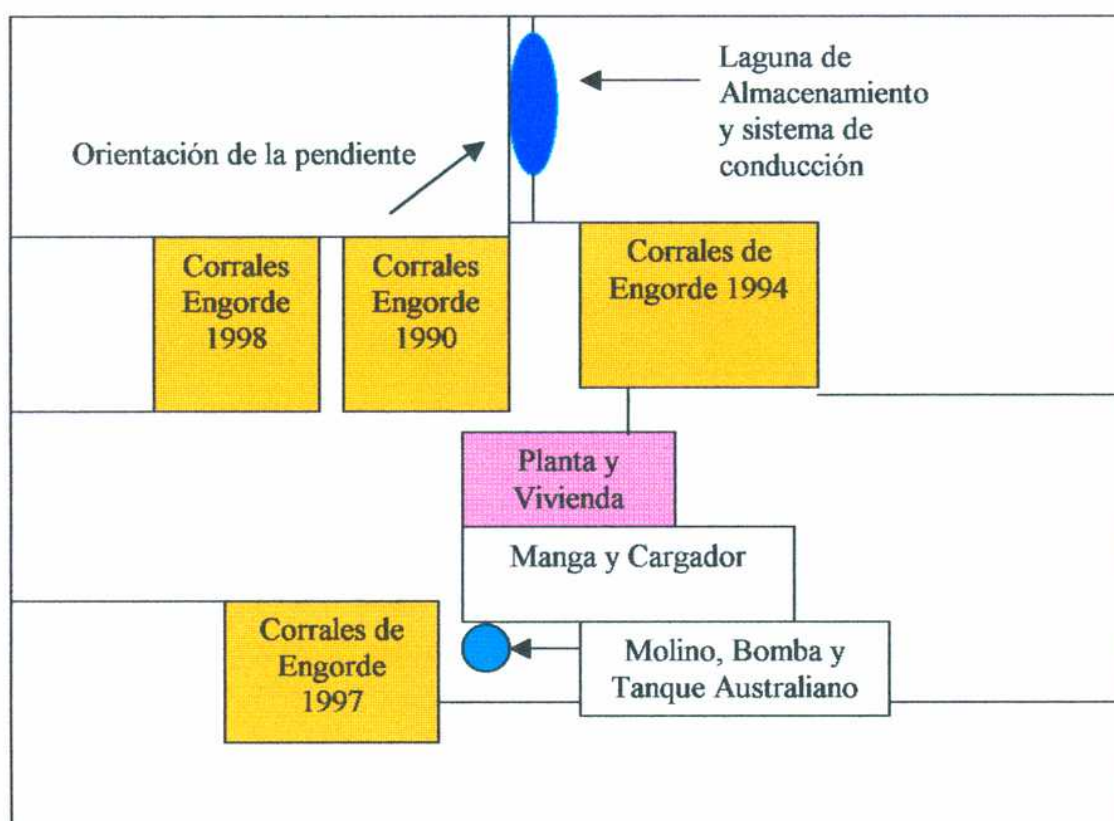


Figura 3. Esquema de Distribución de Corrales e Instalaciones
(No a Escala)

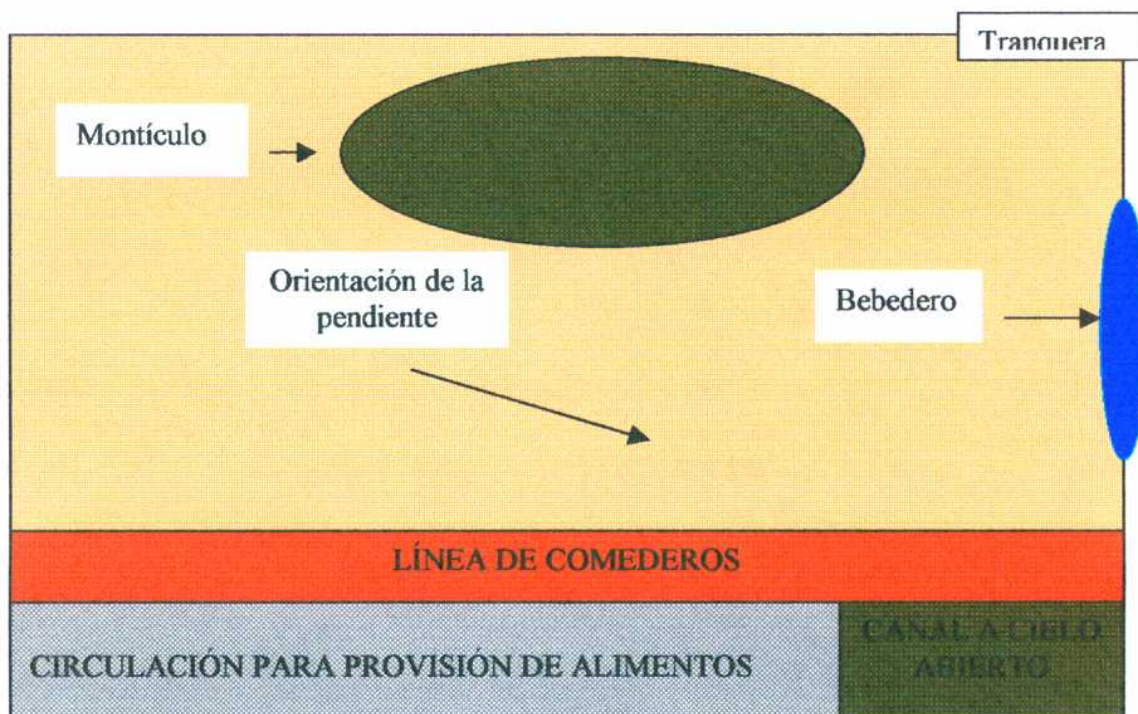
La **Figura 3** muestra la distribución de corrales con su año de construcción, ubicación de viviendas e infraestructura del establecimiento.

La carga animal del establecimiento es altamente variable ya que depende de la demanda del servicio de engorde por parte de los ganaderos criaderos de la zona. Esta demanda

presenta marcada estacionalidad, siendo los envíos de hacienda de mayor importancia durante el invierno que es la época en la que generalmente los campos de cría se encuentran faltos de pasto en la cantidad necesaria para cubrir requerimientos de las vacas que deben amamantar un ternero y preñarse nuevamente.

Al resultar la carga variable no todos los corrales permanecen ocupados. Dada la proximidad existente entre los corrales instalados en 1990 y la Planta de Alimentos estos corrales son los que se priorizan para ser ocupados, ya que distribuir el alimento a estos corrales significa un gasto menor de gas-oil para movimiento del carro distribuidor (mixer).

Este razonamiento es adecuado desde un punto de vista económico ya que –al decir del propietario– el impacto del combustible en los costos de la empresa resulta significativo. Sin embargo, desde un punto de vista ambiental resulta cuestionable ya que con esta metodología de trabajo los corrales 1990 además de ser los más antiguos son los que más carga contaminante reciben cada año ya que se encuentran siempre ocupados.



**Figura 4. Esquema del Corral de Engorde Extremo Sudeste
(No a Escala)**

La **Figura 4** muestra el esquema de un corral de engorde intensivo típico del establecimiento bajo estudio. Se observa el montículo, la tranquera de acceso, ubicación de bebedas y línea de comederos. Sobre la calle indicada circula el carro que reparte el alimento, volcándolo directamente sobre la línea de comederos. También se muestra el inicio del canal a cielo abierto que dirige la lámina de escorrentía hacia la laguna de almacenamiento.

En **Foto 4, Anexos**, puede observarse la ubicación de animales en la zona de bebederos y comederos, como así también al abundancia de deyecciones sólidas superficiales.

2.2.6: Manejo Ambiental

En el establecimiento bajo estudio no se realiza compostaje con el residuo biológico. Las tareas de limpieza y acondicionamiento de corrales se efectúan una vez que el engorde de la tropa ha finalizado, en promedio dos a tres veces al año.

Con un tractor provisto por una pala frontal se arrastra el material orgánico superficial en descomposición y se lo acumula en la zona posterior del corral en forma de montículos, cuidando de no incluir el material original del suelo compactado. Estos montículos tienen actualmente una altura aproximada de 70 cm y un diámetro de 13 m, siendo su forma geométrica aproximadamente circular. La superficie del corral ocupada por el montículo representa algo más del 2 % (**Foto 5, Anexos**).

Realizadas las tareas de limpieza, la superficie del corral queda nivelada perdiendo la rugosidad propia del efecto de compactación del animal sobre las deyecciones, lo cuál resulta evidente cuando puede observarse un corral recién barrido junto a otro en pleno uso animal (**Foto 5 y 6, Anexos**).

Dentro de las posibilidades, el propietario intenta mantener una carga animal dentro del corral de aproximadamente 200 animales, lo que representa una densidad de 30 m² por animal, pero esto es un valor promedio de alta variabilidad en función de la magnitud de las tropas enviadas por distintos clientes.

Sistema de Captación de Efluentes

Los corrales bajo estudio fueron planificados aprovechando el sentido de la pendiente natural del terreno que, aunque leve, se orienta hacia el extremo sudeste de los mismos. No se realizaron movimientos de tierra recomendables para acentuar la pendiente y favorecer así la escorrentía rápida hacia el sistema de conducción que permitiría un rápido secado de los corrales tras las lluvias. La falta de estos laboreos se evidencia en la presencia de pequeños hoyos o cubetas dentro de los corrales que los animales van pronunciando con el efecto compactador de sus pezuñas.

En el extremo sudeste del último corral se ha realizado un canal a cielo abierto con el objetivo de reunir la escorrentía que proviene de estos corrales y conducirla, tras recorrer 80 metros hasta una Laguna de Almacenamiento de Efluentes (**Foto 7, Anexos**).



Figura 5. Esquema del Sistema de Conducción y Almacenamiento de Efluentes
(No a Escala)

En su primera porción, el canal se encontró seco. Hacia la zona de Laguna el canal presentaba una pequeña columna de agua, hecho que determinó diferenciar entre canal seco y canal húmedo (**Fotos 8, 9 y 10, Anexos**).

El canal presenta una profundidad de 70 cm y un ancho de 5 metros. Superficialmente se desarrolla una capa de sedimentos orgánicos por debajo de la cual se encontró un horizonte

arcilloso. Este horizonte probablemente coincide con el B22t descrito en la carta de suelos INTA – Arias, de ser así representaría una barrera física a la lixiviación de compuestos.

El objetivo del Sistema de Almacenamiento es acumular efluente permitiendo su evaporación gradual según las condiciones atmosféricas. Según la información recabada mediante entrevistas al propietario, el dimensionamiento del Sistema permitiría almacenar los efluentes provenientes de los cuatro corrales estudiados en cualquier momento del año, no reconociéndose episodios de desborde de la Laguna hasta el momento.

La Laguna de Almacenamiento de efluentes tiene una profundidad de 2 metros, 30 metros de largo y 9 de ancho, la que se continúa con un segundo Canal de menores dimensiones que conduce el flujo hacia la calle pública (ver **Figura 5 y Foto 11, Anexos**).

Tras diez años de actividad la limpieza de la Laguna para extraer sedimentos acumulados en los fondos no ha sido necesaria, a juicio del Empresario. Esto representa una ventaja para nuestro estudio ya que se analizarán sedimentos no disturbados con la antigüedad mencionada.

CAPITULO 3

SUELOS

3.1: Introducción

El suelo es un recurso natural que, como otros, puede ser perjudicado por las actividades antrópicas. En general, las actividades industriales y los residuos domiciliarios de las grandes ciudades son bien conocidos e identificados como potenciales contaminantes de aguas y suelos. Pero también existen ciertos compuestos que provienen de actividades agrícolas o ganaderas que pueden generar contaminación.

En todos los casos, la contaminación de un suelo puede afectar su calidad y capacidad para desarrollar ciertas funciones, siendo en ocasiones necesario someter al suelo a tratamientos de recuperación muy costosos y de efectividad discutida (Doran *et al.*, 1994).

La contaminación de suelos generalmente está referida a metales pesados y derivados de hidrocarburos, y sus efectos sobre la capacidad del suelo para brindar un ambiente propicio para el crecimiento de plantas y cultivos, o para desarrollar distintas actividades humanas sin riesgos para la salud.

En cuanto a contaminantes de origen animal, como los compuestos de fósforo y nitrógeno, no solo se carece de estudios en Argentina sino que tampoco existe legislación normativa. En algunos casos el suelo se interpreta como un sistema de paso para un contaminante mientras alcanza las aguas subterráneas. Tal es el caso de los nitratos en suelos, generalmente estudiados para vincular su concentración al riesgo potencial de contaminación del acuífero subyacente.

Los contaminantes pueden provenir de distintas fuentes. En nuestro estudio las deyecciones biológicas de los bovinos son sin duda la principal fuente de deposición directa. Existen deposiciones atmosféricas de ciertos compuestos químicos cuyo análisis y medición no se hallan dentro de los objetivos de este trabajo. Luego, distintos contaminantes pueden ser trasladados en sentido horizontal por procesos de escorrentía laminar desencadenados por precipitaciones. También pueden transportarse en sentido vertical ingresando al perfil del suelo

disueltos o arrastrados por la lámina de precolación que se produce cuando la intensidad de la lluvia así lo permite (Maisonave e Iorio, 2001).

En ambientes sometidos a actividades ganaderas intensivas, los contaminantes generados son principalmente compuestos de nitrógeno y fósforo presentes en las heces líquidas y semisólidas. En algunos casos particulares como la producción aviar, el subproducto conocido como *guano* o cama de pollo puede contener valores considerables de metales pesados (Maynard and Bomke, 1980).

En países desarrollados donde las granjas de producción animal intensiva son de gran escala, es común encontrar distintas instalaciones para atenuar o evitar la contaminación de suelos y aguas. Tal es el caso de la nivelación de corrales de *feedlot* con desembocadura hacia colectores o lagunas de almacenamiento que es común en los Estados Unidos.

Se diseñan pendientes importantes (comúnmente 3 a 6 %) para que al producirse precipitaciones la lamina de escorrentía se desplace rápidamente transportando contaminantes hacia las obras de tratamiento, reduciendo así el riesgo de polución del suelo y acelerando el secado de la superficie del corral lo que es importante para el bienestar de los animales.

Para el caso de engorde vacuno a corral, los estudios de contaminación de suelos a nivel mundial se concentran en la lixiviación de compuestos móviles como los nitratos y el transporte de compuestos fosforados por escorrentía (Butchbaker, 1973; Clark, 1975; Kennedy *et al.*, 1999; Lehman and Clark, 1975; Norstadt and Duke, 1982; Stewart *et al.*, 1968; Sweeten *et al.*, 1995).

En el presente estudio se analizarán principalmente los compuestos nitrogenados y fosforados que pudieran estar acumulándose en el suelo afectando sus cualidades productivas o aumentando el riesgo potencial de contaminación profunda.

3.2: Objetivos específicos

Identificar las especies químicas contaminantes presentes en los distintos horizontes del suelo.

Relacionar la presencia de los contaminantes con distintas modalidades de manejo del ambiente productivo.

Analizar comparativamente el estado de los recursos en función del patrón de uso de la tierra, a saber: Testigo vs. Agricultura vs. Ganadería Intensiva.

3.3 Materiales y Métodos

3.3.1: Diseño del muestreo de suelos

Una vez visitado el Establecimiento y obtenida la información básica necesaria por parte del propietario respecto a historia y modalidad de trabajo en el mismo, se procedió a desarrollar la etapa de relevamiento de recursos bajo estudio. En octubre de 2001 se llevó a cabo el muestreo de diagnóstico, que resultó fundamental para dar forma al diseño e intensidad de muestreo definitivo.

El sistema suelos se muestreó en seis ambientes diferenciados por razones de manejo, a saber:

- * testigo alambrados
- * agrícola
- * manga
- * corrales de engorde montículo
- borde montículo
- feedlot

Esta organización del muestreo es función de los objetivos planteados en 3.2.

Para analizar la hipotética contaminación de los suelos sometidos ya sea directamente a la actividad del *feedlot* (corrales de engorde *feedlot*) o como consecuencia indirecta de la implementación de este sistema productivo (manga y corrales de engorde montículos), es necesario realizar comparaciones tendientes a determinar cual es el nivel base de los compuestos químicos o características físicas de estos suelos a partir del cual se puede inferir algún tipo de proceso de acumulación anormal.

Para ello se muestreó debajo de la línea de alambrados donde no se ha practicado agricultura ni ganadería al menos en los últimos cincuenta años. Esta situación será

considerada referencia base o testigo, lo que supone asumir las propiedades de este subsistema como características de escasa alteración antrópica directa.

La inclusión de los ambientes agrícola y manga en el muestreo responde al objetivo de comparar los niveles de alteración operada sobre el medio natural por la actividad específica del engorde a corral –representada por el ambiente corrales de engorde - y las distintas actividades y ambientes típicos de un establecimiento mixto representados en este caso por manga, alambrados y agricultura.

Durante la etapa de elaboración del diagnóstico se realizó una calicata para determinar la secuencia de horizontes en distintos sitios de lotes sometidos a agricultura y testigos, encontrándose:

- *horizonte superficial Ap entre 0 y 18 cm
- *horizonte subsuperficial B1 entre 18 y 33 cm
- *horizonte profundo B21 entre 33 y 43 cm

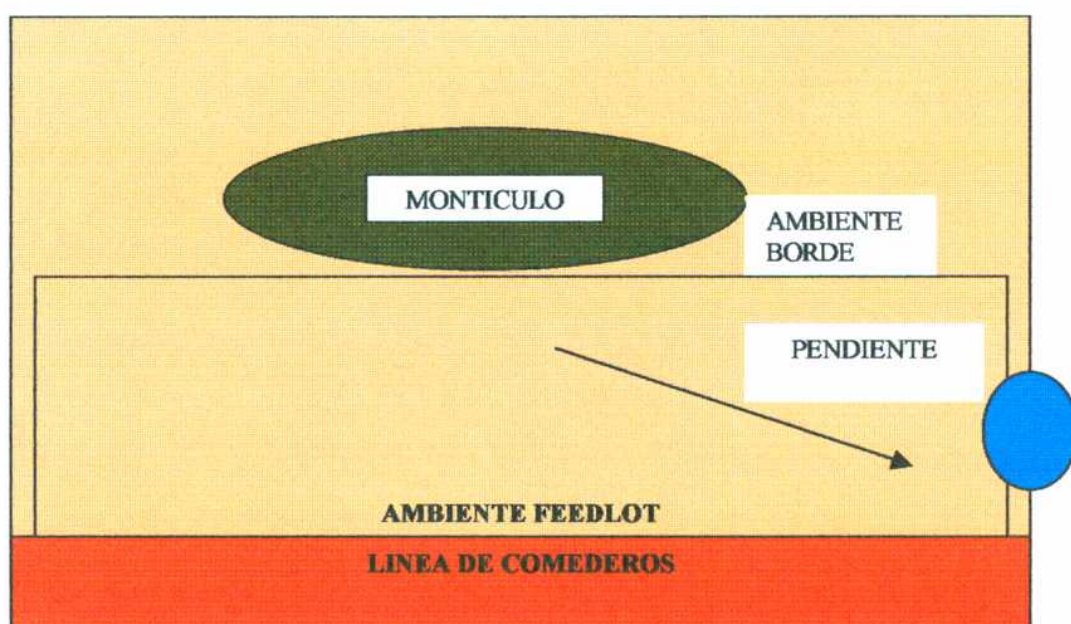
Según las modificaciones realizadas en los últimos años sobre la taxonomía de suelos, los horizontes antes citados se nombran como Ap, AB y B1 respectivamente. En el presente estudio se mantendrá la denominación anterior a efectos de presentar más claramente las comparaciones con carta de suelos de INTA.

Se tomaron los horizontes descriptos anteriormente como guía para todos los ambientes. Ahora bien, dentro de los corrales de engorde se han muestreado diferentes microambientes, a saber: montículos, bordes y feedlot según muestra la **Figura 6**. El objetivo es relevar las diferentes situaciones o microambientes que existen dentro del ambiente corrales. De aquí en más, montículos, borde y feedlot serán referidos como ambientes. Estos, más el ambiente manga se nombran en conjunto como **ambientes ganaderos** mientras alambrados y agrícola se denominarán **ambientes agrícolas** cuando se pretenda aludir a ambos.

Tal como se explicó en el **Capítulo I**, los suelos de los corrales de engorde van generando una secuencia de capas particular (ver **Figura 1, Capítulo I**) donde se distingue una

capa de acumulación orgánica superficial de espesor variable según la frecuencia de las tareas de limpieza. En los corrales del establecimiento bajo estudio la profundidad promedio de esta capa fue de 5 cm, pudiendo estar incluida la capa de interfase en esta porción.

El ambiente **feedlot** abarca una extensa franja paralela a la línea de comederos y que llega hasta la zona posterior del corral donde se encuentran los montículos. En esta zona el animal pasa gran parte del día ya sea comiendo, abrevando o caminando. Además es una zona donde naturalmente se concentran los residuos biológicos, detalle que fue comprobado *in situ*. También recibe aportes por volcado de alimento concentrado desde los comederos.



**Figura 6. Ambientes de muestreo dentro de un corral de Engorde
(no a escala)**

El ambiente **borde** representa el área de desplazamiento preferencial de la lámina de escorrentía proveniente de los montículos en función de la pendiente existente en éstos, que se estimó alrededor del 10 %.

Cuando el bovino pretende descansar se dirige al ambiente **montículos** y se *hecha* sobre ellos, generando una compactación muy significativa sobre los mismos. Debe tenerse en cuenta

que este ambiente del sistema suelos no es un suelo propiamente dicho sino un sitio de acumulación de origen antrópico consecuencia de la implementación del modelo productivo intensivo que requiere las tareas de limpieza ya detalladas.

Como se comentó anteriormente, los horizontes descriptos en lotes agrícolas y testigo fueron A1, B1 y B21. Ciertas particularidades del establecimiento obligaron a introducir algún cambio metodológico para abordar el estudio comparativo de los suelos.

En lotes agrícolas se desarrollan cultivos bajo sistema de siembra directa desde hace unos 10 años. Este sistema de siembra produce la acumulación superficial de los rastrojos o residuos de cosecha, dando origen a un horizonte superficial de características orgánicas que debe separarse del horizonte original subyacente para el su estudio. Entonces, la secuencia de horizontes original se modifica a los fines analíticos de este estudio, siendo ahora:

- *Ao de 0 a 5 cm
- *A1 de 5 a 18 cm o Ap
- *B1 de 18 a 33 cm o AB
- *B21 de 33 a 45 cm o B1

La existencia de este horizonte superficial agrícola de espesor delgado (Ao) fue potenciada en forma muy favorable, al tener su homólogo en los corrales de engorde donde ya se explicó la generación de un horizonte de acumulación. Esto nos permitió comparar las características de horizontes superficiales de acumulación de materia orgánica originados, por un lado por residuos vegetales de cosecha o descomposición de malezas –lotes agrícolas y testigo alambrados- y por el otro por aportes animales –manga y corrales de engorde-.

En resumen, el diseño de muestreo definitivo para suelos que permite cumplir todos los objetivos de estudio planteados fue el siguiente:

- horizonte Ao, 0 a 5 cm
- horizonte A1, 5 a 18 cm
- horizonte B1, 18 a 33 cm

Debe explicarse una situación particular y diferente a todo el resto, que es la existencia de los **montículos**. Este sitio de muestreo no es un suelo, ya que existe gracias a las tareas de limpieza y acondicionamiento de corrales operadas por el hombre. Por lo tanto no reconoce una secuencia litológica clásica. Sus dimensiones promedio son de 13 metros de diámetro por 0,7 metro de alto, con forma aproximadamente circular. Se estimó una pendiente aproximada del 10 % en los montículos.

En este sitio no resulta útil seguir la metodología de muestreo impuesta por las secuencias litológicas, por lo tanto se definieron dos zonas de estudio dentro del montículo a saber: capa superficial entre 0 y 30 cm de profundidad y capa profunda entre 30 y 70 cm de profundidad. Nótese que la capa profunda es la que se encuentra en contacto con el suelo del corral.

En la sección resultados, los datos de **montículos** se presentarán independientemente de los demás ambientes, ya que el criterio de organización para el capítulo suelos ha sido la comparación entre horizontes que no existen en este ambiente. De todos modos, el análisis de las características químicas y físicas de estos montículos probablemente sean fundamentales para explicar la acumulación de contaminantes en otros ambientes de muestreo.

3.3.2: Intensidad de Muestreo

Sobre la base de la información contenida en la Carta de Suelos INTA – Arias, los estudios y observaciones realizadas durante el diagnóstico y las recomendaciones generales que aparecen en la bibliografía (Herrera, 1989; Chapman y Pratt, 1979) se determinaron en primer lugar las áreas homogéneas o ambientes a ser muestreados, que fueron: testigo alambrados, lote agrícola, manga y corrales de engorde montículo – borde montículo – feedlot.

En todos los ambientes se muestrearon 3 sitios diferentes (repeticiones) para cada uno de los tres horizontes o profundidades estudiadas, con excepción de montículos donde se trabajó con sólo dos profundidades.

Para los casos de testigo alambrados y lote agrícola se extrajeron con barreno 10 submuestras de cada horizonte (0 a 5 cm; 5 a 18 cm y 18 a 33 cm) para cada uno de los sitios, las que dieron origen a una muestra compuesta para cada profundidad. En el resto de los ambientes se tomaron 6 submuestras por horizonte y por sitio.

Cada bolsa conteniendo submuestras de un mismo horizonte y sitio se mezcló *in situ*, tras lo cual se pesó la masa necesaria para realizar las extracciones de ciertos elementos químicos (amonio y nitratos) que exigen un tratamiento inmediato de la muestra. Posteriormente se mantuvo estas últimas muestras en ambiente refrigerado a 4° C hasta el momento de su tratamiento en laboratorio, mientras que el resto se transportó en envase plástico y se procedió a su secado al aire en laboratorio. Luego se realizó nuevamente una mezcla y cuarteo del material para obtener la muestra representativa y definitiva, que fue molida con rodillo y tamizada por malla de 2 mm.

3.3.3: Determinaciones Analíticas

Los parámetros estudiados se dividen en dos grandes grupos: los análisis físicos y los químicos. Los métodos de laboratorio utilizados en general coinciden con los sugeridos por el Soil Conservation Service del United States Department of Agriculture y volcados en el “Soil Survey Laboratory Methods and procedures for collecting Soil Samples” (S.C.S. – U.S.D.A., 1972).

Dentro de los análisis físicos se determinó :

- humedad gravimétrica por secado a estufa 105° C durante 24 hs (Gardner, 1986)
- conductividad hidráulica saturada según Klute (1986)

En el caso de los análisis químicos de suelos se determinó:

- pH por potenciometría en pasta (Thomas, 1996)
- Conductividad Eléctrica en pasta por potenciometría (Rhoades, 1996)

- Carbono Fácilmente Oxidable según método de Walkley - Black (Nelson and Sommers, 1996)
- Calcio y Magnesio por método de titulación complejométrica (Loeppert and Suarez, 1996)
- Sodio y Potasio por método de fotometría de llama (Helmke and Sparks, 1996)
- Fósforo Total por método de calcinación húmeda (Bargiela *et al.*, 1997)
- Fósforo Disponible por método de Kurtz y Bray (Kuo, 1996)
- Nitratos por extracción con KCl 2M y posterior reducción con sulfato de hidracina (Mulvaney, 1996)
- Amonio por extracción con KCl 2M y posterior colorimetría según método del azul de indofenol (Mulvaney, 1996)
- Nitrógeno Total por método macro - Kjeldahl (Mulvaney, 1996)
- Metales Pesados por espectrofotometría de absorción atómica en Cobalto, Zinc, Níquel, Cadmio, Cobre, Hierro y Plomo

3.3.4: Diseño Estadístico

El diseño estadístico utilizado fue completamente aleatorizado –DCA- para el análisis en el plano horizontal, es decir para la comparación de valores observados en un mismo horizonte de distintos ambientes. Se realizó un análisis de variancia entre medias, formulando la hipótesis fundamental con un nivel de significancia de 1% ($p < 0.01$).

El mismo tratamiento estadístico se aplicó al estudio de la dinámica de la concentración de los parámetros químicos y físicos en profundidad, es decir en el estudio en el plano vertical.

En algunos casos se incluye un análisis de regresión entre dos parámetros. Se calculó la ecuación de la recta de ajuste y su coeficiente de regresión, en general con un nivel de significación del 5 %. Estos valores aparecen citados para cada regresión utilizada en nuestro análisis, al pie de la figura correspondiente.

3.4 Análisis en el plano horizontal

Estrato Ao

3.4.1: Caracterización preliminar del estrato superficial Ao

La capa superficial que denominamos Ao no es un horizonte edáfico propiamente dicho en todo los ambientes estudiados. En Alambrados y Agrícola este estrato tiene características de horizonte de acumulación de material vegetal, mucho más abundante en el último caso ya que recibe los rastrojos de cultivos como Maíz, Soja y Trigo; mientras debajo de los Alambrados sólo crecen malezas que escapan al control químico de los lotes sembrados.

En el caso de los ambientes con actividad ganadera –manga, montículos, borde y feedlot- si bien el estrato Ao también recibe una elevada cantidad de materia orgánica aportada por las deyecciones, su desarrollo no puede ser considerado el de un epipedón ya que está sometido a frecuentes disturbios antrópicos principalmente representados por las tareas de limpieza de corrales. Debe tenerse en cuenta que en el ambiente Manga no se realizan estas tareas por lo que puede representar una situación intermedia entre lo descrito anteriormente.

Los datos completos para todas las determinaciones efectuadas, incluyendo los valores independientes de cada repetición pueden consultarse en la sección **Anexos**. En la sección **3.5 Resultados y Discusión** se muestran los datos promedio y desvío standard por horizontes para cada determinación cuyo análisis resulta relevante.

La materia orgánica recibida por el estrato superficial de los diferentes ambientes es función directa del manejo al que están sometidos provocando cambios en las propiedades físico – químicas del suelo. El estudio de la dinámica de los compuestos orgánicos en el suelo resulta fundamental, no sólo por que es el proceso que permite liberar el carbono fijado por fotosíntesis –cerrando parcialmente el ciclo del carbono en la naturaleza- sino porque otros nutrientes serán mineralizados o inmovilizados en procesos acoplados.

Los desechos orgánicos comienzan a descomponerse sobre el suelo gracias a la acción de los microorganismos, siendo las condiciones ideales suelos bien aireados, húmedos, cálidos y poco ácidos. El rango óptimo de humedad para la actividad de los descomponedores se ubica alrededor del 30 %, mientras que el de temperatura es de 25 °C.

En condiciones óptimas, la materia orgánica aportada se descompone rápidamente de forma tal que no existe acumulación excepto que la cantidad aportada supere la tasa de descomposición intrínseca del sistema biológico del suelo.

La materia orgánica representa una porción importante del pool de carbono de los suelos. Distintos investigadores han propuesto factores de conversión para estimar el porcentaje de materia orgánica a partir de la concentración de Carbono Orgánico, utilizándose durante varias décadas el valor de 1.724 (factor de Van Bemmelen). Nelson y Sommers (1996) sostienen que este factor de conversión no sólo cambia entre distintos suelos sino también entre horizontes de un mismo suelo. Los investigadores consideran más apropiado el uso de factores de 1.9 y 2.5 para horizontes superficiales y subsuperficiales respectivamente (Broadbent, 1953).

En nuestro caso de estudio, además de las diferencias apuntadas en el párrafo anterior, debe indicarse que trabajando sobre ambientes expuestos a cargas contaminantes de considerable magnitud y siendo ambientes periódicamente alterados por tareas antrópicas, no es indicado convertir carbono a materia orgánica ya que los coeficientes de referencia han sido desarrollados para suelos agrícolas con un equilibrio y dinámica de procesos definida.

Como fue mencionado en el **Capítulo II** los aportes de agua en forma de excretas pueden resultar de gran magnitud dentro de un corral de engorde. Así, el microambiente formado sobre el suelo puede, por sus propiedades físicas y químicas, favorecer la descomposición de la materia orgánica por microorganismos aerobios o anaerobios. Una u otra vía predominará en función del manejo antrópico del ambiente dando como resultado diferentes productos (Lunney and Lott, 1995).

3.5 Resultados y Discusión del Estrato Ao

3.5.1: pH, Conductividad Eléctrica y Humedad.

Las determinaciones de pH y Conductividad Eléctrica (CE en mmho / cm), realizadas sobre pasta de saturación, entregaron los siguientes resultados medios y sus respectivos desvíos standard (Desv. St.) :

	Alambrado	Agrícola	Manga	Borde	Feedlot
pH					
Media	5.80 b	5.60 b	7.40 a	7.50 a	7.30 a
Desv. St.	0.10	0.06	0.20	0.20	0.20
CE					
Media	0.5 c	0.3 c	2.3 b	3.6 a	3.3 a
Desv. St.	0	0	0.1	0.2	0.1

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 10. pH y CE por Ambiente, Horizonte Ao

El pH de ambiente Agrícola mostró valores muy similares a los publicados por la Carta de INTA (ver **Tabla 7b**). Ente este ambiente y el testigo Alambrados no existieron diferencias significativas, pero sí entre éstos y los ambientes ganaderos que se mostraron homogéneos entre sí.

En el caso de la conductividad eléctrica el máximo valor correspondió a Bordes y Feedlot que no difirieron significativamente. Alambrado y Agricultura se presentaron dentro del mismo grupo homogéneo y Manga mostró un comportamiento intermedio. Los datos aparecen inconfundiblemente agrupados según se trate de ambiente ganadero o de agricultura, evidenciando el efecto del manejo antrópico sobre los parámetros estudiados.

La elevada conductividad eléctrica de los ambientes Borde y Feedlot se explica pues además de recibir el considerable aporte de excretas sólidas y líquidas es la zona próxima a los comederos desde los cuales se pierden considerables cantidades de alimento concentrado que es depositado superficialmente actuando como una fuente adicional de sales y nutrientes. En

laboratorio se determinaron valores de pH de 5.60 y 4.80 para alimento concentrado y bosta respectivamente, mientras que los valores de CE fueron de 2.6 mmho / cm y 1.2 mmho / cm para alimento y bosta, en ambos casos superiores a la CE de ambientes de agricultura.

Un ensayo elaborado por Norstadt y Duke (1982) en *feedlots* con una densidad de 15.2 m² / animal dio como resultado un incremento significativo de la CE en los estratos superficiales de los corrales. Tomando mediciones de la CE en profundidad sobre corrales contiguos con idéntico manejo pero sobre estratos diferentes, encontraron que sobre suelo arenoso la CE se incrementaba de 0.1 mmho / cm antes de ingresar los animales a 5.8 mmho / cm tras cuatro años de engorde. Sobre suelo arcilloso la CE varió de 0.4 mmho / cm a 4 mmho / cm en idéntico periodo. En nuestro caso, los valores de CE variaron dentro de un rango similar a los publicados por Norstadt y Duke, entre 0.5 mmho / cm para el testigo Alambrados y 3.56 mmho / cm para el ambiente Borde, trabajando sobre suelos originales de textura franco limosa.

Los ambientes Feedlot y Borde presentaron los máximos contenidos de humedad. Esto resultaría en condiciones apropiadas para disolver sales presentes en las excretas y posteriormente, a medida que la superficie se deseca por efecto de la evaporación de agua, producir una concentración de sales en el estrato superficial.

	Alambrado	Agrícola	Manga	Borde	Feedlot
Media	21 c	13 d	14 d	28 a	24 b
Desv. St.	1	1	0	1	1

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 11. Porcentaje de humedad, Horizonte Ao

Los residuos animales depositados sobre la superficie del corral actúan como reservorio de agua, ya que tienen un elevado contenido de humedad (83 % en bosta, **Tabla 1, Capítulo I**) y una buena capacidad de rehidratación tras secarse.

Cleary (1991) muestra que el contenido de humedad de excretas sólidas en animales de feedlot varía entre 10 y 400 % base seca, siendo el valor registrado en Laboratorio para el presente trabajo del 102 %. El contenido de humedad del estrato superficial en corrales debería estar muy influenciado por la humedad del residuo.

El contenido de humedad de los ambientes Agrícola y Manga no difirieron significativamente, aunque sí difirieron de Alambrado, Borde y Feedlot. Los contenidos de humedad de Borde y Feedlot refuerzan la hipótesis planteada en el párrafo anterior, considerándose que el volumen total de excretas tiene capacidad de alterar significativamente ciertas propiedades del estrato superficial, al punto de hacerlo significativamente distinto de otros ambientes.

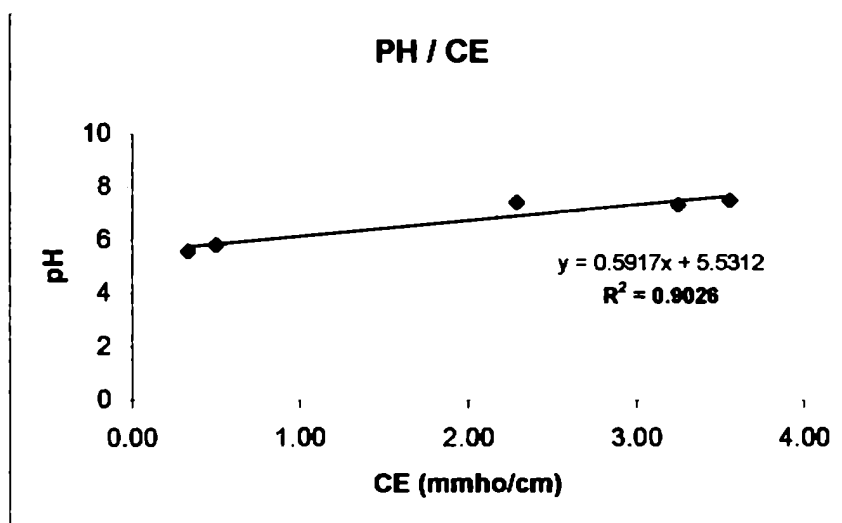


Figura 7. Correlación pH / Conductividad Eléctrica
($p < 0.05$)

La correlación entre pH y CE presentó un coeficiente R^2 de 0.90 ($p < 0.05$), lo que indicaría que la elevada concentración salina de los residuos animales estaría extrayendo protones Hidrógeno de la solución del suelo o bien estaría aportando una cantidad muy considerable de aniones Oxhidrilos. Indistintamente, el efecto claro es el ascenso de los valores de pH bien explicado por la elevada concentración salina (**Figura 7**).

Como se verá más adelante, el aporte de materia orgánica representa una magnitud muy considerable de nitrógeno orgánico en las heces. La descomposición de la urea contenida en la orina genera amoníaco que, en medio ácido, se convierte a amonio alcalinizando el medio. Esto podría explicar el incremento observado en los valores de pH.

La tendencia general descrita por diversos autores es a la reducción del pH con el incremento de sales. En suelos ácidos este efecto estaría relacionado al reemplazo de iones Al^{3+} del complejo de cambio y al incremento en la hidrólisis de distintas especies de aluminio en presencia de sales (Ragland and Coleman, 1960). Sin embargo, otros autores han señalado una tendencia al incremento de pH ante elevadas concentraciones salinas (Van Raij and Peech, 1972), lo que coincide con los resultados del presente estudio.

3.5.2: Sodio, Potasio y Cloruros

Estos tres parámetros resultan importantes en nuestro análisis ya que están presentes en cantidades considerables en las excretas bovinas. Fundamentalmente son aportados vía orina.

Desde el punto de vista ambiental resultan interesantes ya que potasio y cloruros podrían lixiviarse contaminando napas subterráneas, mientras el sodio podría actuar sobre las partículas de arcilla presentes en el suelo provocando su hinchamiento afectando propiedades físicas del suelo.

El sodio es un hábil competidor de otros cationes monovalentes por los sitios de adsorción a las arcillas, y su efecto sobre la estructura conlleva problemas de reducción en la porosidad del suelo que determina menores velocidades de infiltración.

La literatura consultada indica que la excreta líquida aporta cantidades considerables de potasio, cloruros y sodio (Kaneko, 1988; Kolb, 1975, Safley *et al.*, 1985). La presencia de éstos elementos sería una fuente adicional de sales determinante de los rangos de conductividad eléctrica encontrados.

McCullough *et al.* (2002) estudiando la dinámica de ciertos parámetros físicos y químicos en corrales de engorde intensivo inaugurados para su investigación, encontraron que los animales alojados a una densidad de $15.6 \text{ m}^2 / \text{animal}$ con una dieta en base a grano de maíz aportaron 350 mm de agua en heces. Esto representa un volumen de 350 litros de agua por m^2 en un período analizado de 270 días, lo que equivale a 1.3 litros de agua diarios por m^2 de los cuales el 37 % correspondió exclusivamente a orina (0.48 litros orina / día m^2).

El porcentaje de 37 % de orina sobre el total de heces citado por McCullough *et al.* (2002) coincide con mediciones de varios otros autores (Eghball and Power, 1994; Overcash *et al.*, 1983; Safley *et al.*, 1985).

Si afectamos esa fracción de casi medio litro de orina diaria aportada a cada metro cuadrado de corral por los valores corrientes de concentración de elementos publicados por Kolb (1975) para vacas lecheras, se concluye que el aporte de estos elementos en condiciones de relación superficie / carga típicas de feedlot ($15 \text{ m}^2 / \text{animal}$) sería: potasio $6.54 \text{ g} / \text{m}^2 \text{ día}$, $1.56 \text{ g} / \text{m}^2 \text{ día}$ de cloruro y $0.23 \text{ g} / \text{m}^2 \text{ día}$ de sodio, para un volumen total de orina de $8 \text{ l} / \text{animal} / \text{día}$. Estos valores significan una proporción relativa de $100 \text{ K} / 23.85 \text{ Cl} / 3.5 \text{ Na}$.

El potasio se encuentra en el suelo en cuatro fracciones: solución, intercambiable, no intercambiable y fijado dentro de minerales arcillosos. Se determinó la concentración de potasio en extracto de saturación, que incluye formas intercambiable y disuelto, expresándose en miliequivalentes por cien gramos de suelo.

	Alambrado	Agrícola	Manga	Borde	Feedlot
Media	2.9 c	2.5 c	12.2 b	11.8 b	15.6 a
Desv. St.	0.3	0.4	0.4	0.3	0.3

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 12. Concentración Potasio (mE / 100 g)

Como se esperaba, las concentraciones de potasio en suelos fueron significativamente diferentes entre ambientes ganaderos y agrícolas, siendo los valores más altos correspondientes a Feedlot. Los valores registrados en ambientes de agricultura –alambrados y agrícola- son muy próximos a los publicados por carta de suelos de INTA, donde el valor de potasio para el primer horizonte es $2.4 \text{ mE} / 100 \text{ g}$.

La excreta sólida vacuna es rica en nitrógeno orgánico, mientras la orina contiene altos tenores de potasio, cloruros y sodio principalmente. Para fortalecer la idea acerca de que el aumento en contenido de potasio en estratos superficiales de ambientes ganaderos se atribuye fundamentalmente a la excreta animal líquida se realizan los siguientes cálculos:

Un m^2 del estrato Ao, de profundidad definida por muestreo en 0.05 m y cuya densidad media según diversas fuentes es de $800 \text{ kg} / \text{m}^3$ (Lott, 1998; Mielke *et al.*, 1974; Cleary, 1991) tiene un peso de 40 kg.

Tomando como ejemplo el ambiente Feedlot, se determinaron 15.60 mE/100g que equivalen a 608.4 mg K⁺/100 g suelo.

Entonces:

$$\begin{array}{rcl} 100\text{g} & \text{-----} & 608.4 \text{ mg potasio} \\ 40000\text{g (40 kg)} & \text{-----} & x = 243.36 \text{ g potasio} \end{array}$$

que es la cantidad de potasio contenida en la capa superficial de 3 dimensiones anteriormente descripta.

Ahora, en el Establecimiento bajo estudio la carga animal promedio puede asumirse como $30 \text{ m}^2 / \text{animal}$. Significa que un m^2 recibe –en promedio- la excreta equivalente a 0.04 animal. El volumen total de orina vacuna diaria depende de varios factores y puede ser altamente variable, en función de dieta, condiciones climáticas, calidad del agua, edad del animal y manejo (Dr. González, com. pers.).

Se ha tomado como válido el valor de 8 litros de orina diarios por animal (Kolb, 1975) con una densidad de $1000 \text{ kg} / \text{m}^3$ (ASAE, 1998), de donde:

$$\begin{array}{rcl} 30 \text{ m}^2 \text{ (1 animal)} & \text{-----} & 8 \text{ kg de orina / día} \\ 1 \text{ m}^2 \text{ (0.04 animal)} & \text{-----} & x = 0.26 \text{ kg de orina / día} \end{array}$$

Kolb (1975) sostiene que en 8 kg orina diarios se encuentran 109 g de potasio, por lo tanto para nuestra fracción sería:

$$8 \text{ kg orina / día} \text{-----} 109 \text{ g potasio}$$

$$0.26 \text{ kg orina} / \text{m}^2 \text{ día} \text{-----} \times = 3.54 \text{ g potasio} / \text{m}^2$$

Este sería el aporte diario total de potasio por la orina para cada metro cuadrado del estrato superficial de corrales asumiendo una distribución uniforme del líquido sobre la superficie. Este valor permite justificar las elevadas concentraciones superficiales registradas, que para el caso del ambiente Feedlot es del orden de 243.36 g de potasio para un m² del horizonte Ao.

Parte de ese aporte de potasio se perderá en procesos de escorrentía laminar y también en profundidad dentro del suelo por lixiviación. Evidentemente, al ser tan significativa la magnitud del aporte, otras fracciones del suelo deben estar enriqueciéndose en potasio que estará bajo una forma química más estable (potasio no intercambiable y fijado). La considerable magnitud del aporte de potasio por excretas puede justificar la variación de tenores de potasio disponible en los suelos que en ambiente Agrícola es de 2.5 mE/100 g mientras en Feedlot asciende a 15.6 mE/100g.

Se presentan **Tabla 13 y 14**, con las concentraciones de Cloruros y Sodio respectivamente, medidas en el extracto de saturación.

	Alambrado	Agrícola	Manga	Borde	Feedlot
Media	1.2 d	0.9 d	11.2 c	33.9 a	29.0 b
Desv. St.	0	0	0.3	0.4	0.3

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 13. Concentración Cloruros (mE / 100 g)

	Alambrado	Agrícola	Manga	Borde	Feedlot
Media	0.3 b	0.3 b	3.7 ab	5.9 a	7.5 a
Desv. St.	0	0	1.4	2.5	1.8

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 14. Concentración Sodio (mE / 100 g)

Al igual que en el caso del potasio, los ambientes de ganadería permanente se diferenciaron de los agrícolas, mostrando la manga un comportamiento intermedio. La magnitud de las diferencias de concentración encontradas son realmente notables.

Los ambientes agricultura –alambrados y agrícola- se ubicaron en el mismo grupo homogéneo tanto para el análisis de cloruros, como en los de sodio y potasio. Esto sugiere que la actividad agricultura no incide en los valores de estos parámetros químicos en el suelo.

Sin embargo, en ambientes ganaderos el valor más elevado correspondió a Feedlot para potasio, mientras Borde mostró el valor superior en cloruros. En cuanto a sodio, Borde y Feedlot no presentaron diferencias significativas.

	Potasio	Cloruros	Sodio
Montículos 0-30 cm			
Media	20.9	58.7	11.8
Desv. St.	1.7	0.1	0.5
Montículos 30-70 cm			
Media	20.2	56.7	12.6
Desv. St.	1.2	0.2	1.8

Tabla 15. Sodio, Potasio y Cloruros (mE/100 g) en dos profundidades de Montículos

La **Tabla 15** muestra que las concentraciones de cloruros en ambiente Montículos son varias veces mayores a los promedios del resto de los ambientes ganaderos, no existiendo diferencias tan relevantes para sodio y potasio.

Esto permitiría explicar la elevada concentración de cloruros en Borde, aceptando el efecto de fuente de Montículos. La sección 30-70 cm de Montículos podría estar aportando cloruros al ambiente Borde que se encuentra a su lado, probablemente a través de dispersión hidráulica subsuperficial.

Si tomamos el Testigo Alambrados como 100 % de concentración normal de Sodio (0.3 mE / 100 g) y potasio (2.9 mE / 100 g), el valor mostrado para Feedlot representa un

incremento del 2510 % en sodio y 538 % en potasio, mientras que en Cloruros si el Alambrado se asume como 100 % el valor de Borde muestra un crecimiento de 2827 %. Gráficamente:

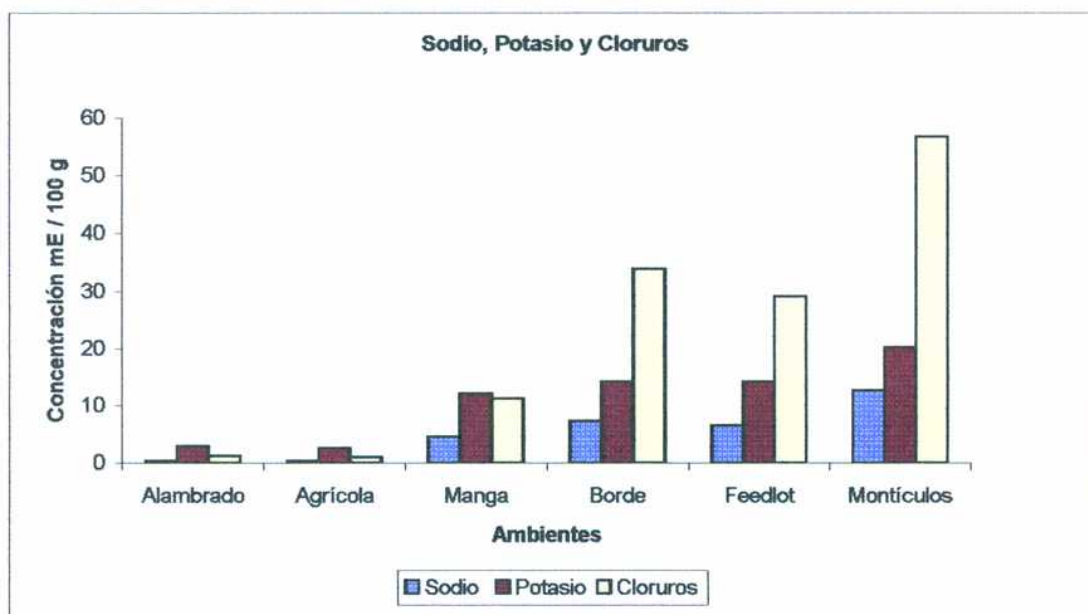


Figura 8. Concentraciones de Sodio, Potasio y Cloruros para todos las ambientes.

El grano de maíz, principal componente de la dieta del bovino en feedlot, contiene potasio como principal micronutriente (0.37 %), mientras que sodio y cloro son aportados por el núcleo mineral (Complemix, Alimental) que contiene 8.4 % y 12.7 % respectivamente.

Retomando los valores citados por Kolb (ver 3.5.2) podemos comprobar que la relación entre nutrientes de 100 K / 23.85 Cl / 3.5 Na en bosta se han modificado respecto del suelo. Si tomamos como ejemplo los valores obtenidos en ambiente Feedlot, se establece una relación dominada por los cloruros, según 74 K / 100 Cl / 35 Na.

A expensas de una disminución considerable en Potasio, Cloruros y Sodio se han concentrado en el estrato superficial del suelo. El Potasio podría estar perdiéndose por escorrentía o, ante un aporte muy considerable desde las heces, fijándose a fracciones de suelo en formas químicas estables que no se incluyen en la determinación realizada sobre el extracto de saturación.

3.5.3 Carbono Orgánico Total

Para el análisis de la fracción orgánica del suelos, se utilizarán los datos de Carbono Orgánico Total obtenidos a partir de la determinación de Carbono Fácilmente Oxidable por método de Walkley y Black.

	Alambrado	Agrícola	Manga	Bordes	Feedlot
Media	2.6 d	1.9 e	5.5 c	8.7 a	6.2 b
Desv. St.	0	0	0.1	0.2	0.2

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 16. % Carbono Orgánico Total por Ambientes, Horizonte Ao

El análisis estadístico del parámetro COT muestra diferencias significativas entre todos los tratamientos. Agrícola presentó el valor más bajo mientras Bordes mostró el más alto.

La reducción en el contenido de COT de Agrícola respecto de Alambrados se atribuye al efecto de la agricultura. Es bien sabido que el nivel de carbono disminuye rápidamente en los primeros años de cultivo para equilibrarse luego en un nuevo valor inferior al inicial.

Además, los materiales genéticos de cereales han sido mejorados para incrementar la acumulación de C en semillas o bien en el material verde cosechable para el caso de forrajeras. Por el contrario, especies nativas o invasoras como pueden ser las malezas llegan a concentrar el 70 % del carbono en sus raíces, lo cual constituye un mecanismo adaptativo vinculado a la reserva de recursos. Esto, sumado a la inexistencia de exportación de C vía cosecha permite explicar las diferencias encontradas entre Alambrados y Agrícola.

Los incrementos en el contenido de Carbono Orgánico Total respecto del testigo fueron importantes para todos los ambientes ganaderos. Los valores adoptados por la American Society of Agricultural Engineers asumen contenidos de Carbono Orgánico Total en heces frescas alrededor de 12 % (ASAE, 1998) a partir del cual se producen pérdidas como CO₂ y CH₄ en estado gaseoso.

Los porcentajes de COT determinados en estratos superficiales de los corrales de engorde, Borda y Feedlot, son consonantes con los valores corrientes contenidos en heces que son la fuente de aporte de materia orgánica (Tabla 16).

En la Figura 9 se incluye el porcentaje de COT para el estrato 30-70 cm de Montículos (en contacto con el estrato Ao) cuyo valor medio es de 9.85 %. Esto permite explicar el alto contenido de carbono en Bordes, ya que el montículo actúa como una fuente adicional.

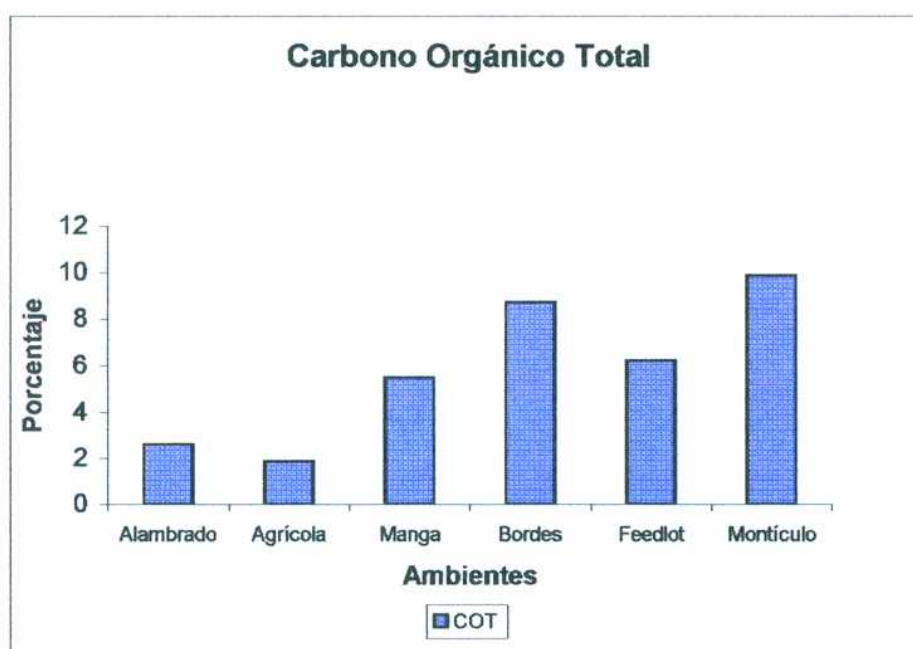


Figura 9. Carbono Orgánico Total por Ambientes

El tipo de materia orgánica que aporta el rumiante es más estable que aquella provista por un rastrojo de cultivo, ya que en los estómagos se producen fermentaciones y otros procesos que degradan parcialmente el material ingerido. Por esto, cuando se compara el % de C remanente en suelos tras la incorporación de un abono orgánico de origen animal vs. rastrojo de cosecha, tras un período de un año en el primer caso se conserva aún el 75% del C incorporado mientras en el segundo este valor sólo alcanza el 30 %. El efecto conjunto de una mayor cantidad neta de material aportado y la menor tasa de descomposición de residuos

animales permite explicar los incrementos relativos encontrados en ambientes ganaderos respecto de agrícolas.

El muestreo de este estudio se efectuó en Abril de 2001, cuando en ambiente Agrícola persistía en superficie el rastrojo de un cultivo de Maíz cosechado unos días antes. Un cultivo de maíz con rinde promedio de 7 tn / ha de grano aporta unas 10 tn / ha de residuo que contienen un 10 % de agua. El ingreso medio anual de Carbono al suelo por efecto de descomposición de este rastrojo es de 921 g / m² en promedio para estos rindes en grano, sumando parte aérea y raíces, debiendo tener presente que el cultivo requiere en promedio unos 180 días para acumular esa cantidad de C.

En cambio, en los corrales de engorde podemos considerar que un novillo de 350 kg peso vivo aporta un 6 % de su peso en heces diariamente. Esto representa unos 21 kg de residuos diarios particionados en 18 kg de agua y 3 kg de materia seca. Considerando una densidad de 15 m² / animal, que es el valor utilizado en estudios en *feedlots* experimentales, el aporte total de heces sería de 1.4 kg / m² día.

Retomando a los valores adoptados por ASAE (12 % de C) los residuos animales aportarían unos 176 g C / m² día., lo que en el periodo que abarca un cultivo de maíz acumularía más de 31 kg C que representa un incremento del 3365 % respecto de los 921 g C / m² del rastrojo.

Sin embargo, los resultados mostrados en la **Tabla 16** muestran diferencias relativas porcentuales de COT del orden del 466 % entre Agrícola y Borde –los dos ambientes que difirieron más significativamente-.

Esta diferencia se debe a dos cuestiones: en primer lugar el aporte de C por residuos de maíz comprende el carbono que efectivamente ingresa al suelo, sin incluir las importantes pérdidas de CO₂ y CH₄. El valor determinado como de ingreso medio anual debe adicionarse al nivel de carbono orgánico ya existente en el suelo. Mientras, los cálculos desarrollados para los residuos animales contemplan el total de C presente en la deyección. Al descomponerse la

materia orgánica animal se producen CO_2 y CH_4 gaseosos que en magnitudes importantes se trasladan al sistema atmosférico y tampoco se incluyen en nuestro análisis (Ross, 1991).

En segundo lugar, los cálculos de ASAE se desarrollaron sobre una densidad de 15 m^2 / animal mientras en el Establecimiento bajo estudio ese parámetro es del orden de 30 m^2 / animal, con lo cual se estarían reduciendo en un 50 % las masas aportadas por unidad de superficie a lo que aún deberían descontarse las significativas pérdidas gaseosas de carbono.

Las relaciones entre los parámetros químicos pH, CE y COT no siempre son claras. Sin embargo, las regresiones presentadas en la **Figura 10** presentan elevados coeficientes de correlación entre éstos parámetros. COT explica mejor los aumentos de CE (coeficiente de regresión R^2 0.9553) que los de pH (coeficiente de regresión R^2 0.8708), probablemente debido a la elevada concentración de materia orgánica y sales en los residuos biológicos animales.

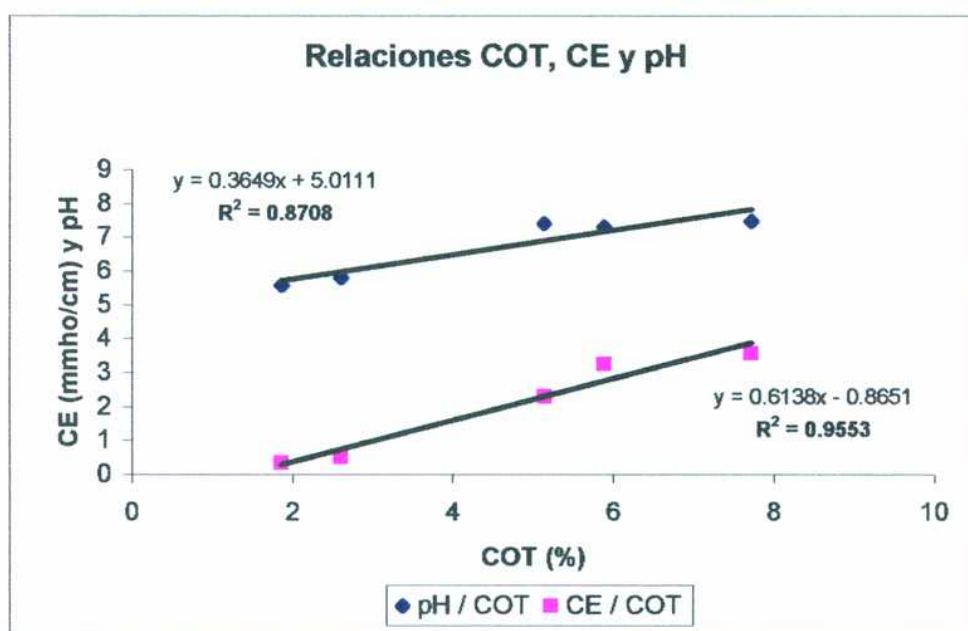


Figura 10. Correlación pH / COT y CE / COT ($p < 0.05$)

El estrato superficial del corral donde se depositan comúnmente las deyecciones resulta un ambiente de alto contenido de humedad, buena aireación inicial debido a la porosidad de las deyecciones sólidas aunque luego sufre compactación por el pisoteo animal, y

leve alcalinidad; todo lo cual potencia la actividad bacteriana para descomponer la materia orgánica pero a una tasa que es menor a la de aporte, resultando en un balance global positivo de acumulación de materia orgánica en superficie.

Además, la migración de materia orgánica disuelta por lixiviación hacia horizontes profundos estaría restringida por el sellado subsuperficial producido por la obstrucción del sistema de poros por acción de células bacterianas y la propia materia orgánica en descomposición (Lott, 1998; Mielke *et al.*, 1974; Sweeten, 1992).

En la capa superficial Ao, en ambientes ganaderos, las deyecciones depositadas sobre el corral comienzan a descomponerse aeróbicamente mientras pierden agua por evaporación directa, proceso que se potencia al tratarse de un suelo desnudo.

Esto determina que las sales aportadas por los residuos orgánicos se concentren alcanzando concentraciones considerables lo que dependerá fundamentalmente del tipo de ración consumida y la densidad de animales dentro del corral.

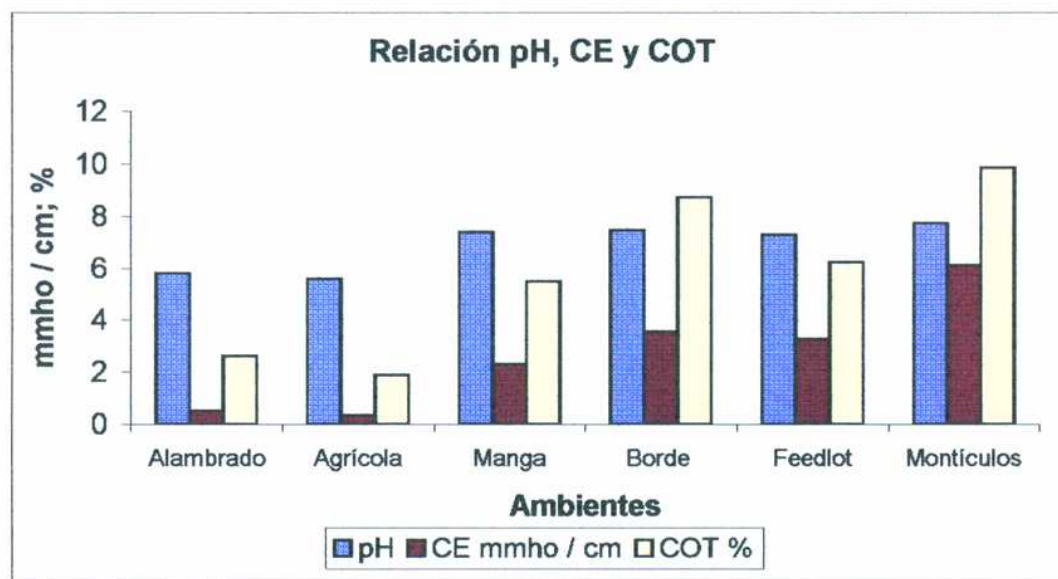


Figura 11. Valores Medios de pH, CE y COT, estrato Ao.

La **Figura 11** muestra más gráficamente cómo son acompañados los incrementos de CE por incrementos en COT. Se incluyen los valores de Montículos por su importancia como fuente de C.

Con esta información más los datos analizados en secciones anteriores también se puede concluir que el parámetro pH resulta más estable que la CE a los cambios operados en función de la carga orgánica. El suelo tiene una capacidad amortiguadora propia de su potencial acidez, siendo la CE un parámetro más afectado.

3.5.4: Nitrógeno

A continuación se presentan los resultados medios y desvíos de Nitrógeno Kjeldahl Total (NKT) en el estrato Ao .

	Alambrado	Agrícola	Manga	Bordes	Feedlot
Media	0.24 d	0.16 d	0.49 c	0.94 a	0.63 b
Desv. St.	0.01	0.06	0.02	0.06	0.04

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 17. % NKT, Horizonte Ao

El Nitrógeno Total presentó diferencias significativas entre los ambientes de agricultura y todos los ambientes ganaderos. Resulta evidente que las fuentes de aporte deben estar relacionadas a las diferencias provocadas por el manejo antrópico del ambiente. Los incrementos relativos entre ambiente extremos, como Agrícola y Bordes, son del orden del 580 %.

Obsérvese que el valor de nitrógeno total de Agrícola de 0.16 % es muy similar al valor publicado en carta de suelos de INTA para la serie Hansen (0.14%).

En cuanto al contenido de nitrógeno total, los valores corrientes para heces en la literatura oscilan dentro de un rango de 4 a 6 % base seca (Overcash *et al.*, 1983; Sweeten, 1994; Stewart 1995; ASAE, 1998; Powell 1994).

El rastrojo de maíz presenta una relación C/N aproximada de 50/1, mientras en las deyecciones animales esta relación es aproximadamente 12/1. En el primer caso el nitrógeno puede ser agotado por los microorganismos que atacan el carbono orgánico para utilizarlo como fuente energética mientras consumen nitrógeno del pool del suelo para sintetizar proteína bacteriana, generando un proceso de inmovilización de nitrógeno.

En el segundo caso, con abundancia de carbono y nitrógeno, es más probable que la descomposición de la materia orgánica esté limitada por la dinámica poblacional propia de los descomponedores.

Comparando porcentajes de nitrógeno total en heces y los registrados en el estrato superficial de los corrales, comprobamos una reducción muy significativa. Esto se explicaría principalmente debido a la emisión de amoníaco como consecuencia de la descomposición de la materia orgánica.

La **Figura 12** muestra cómo los aumentos de NKT responden a incrementos de COT, siendo el coeficiente de la regresión de 0.996 ($p < 0.05$), constituyendo otra evidencia experimental que sostiene que la tendencia mostrada por los valores de NKT se explica en más de un 99 % por los contenidos de carbono orgánico total.

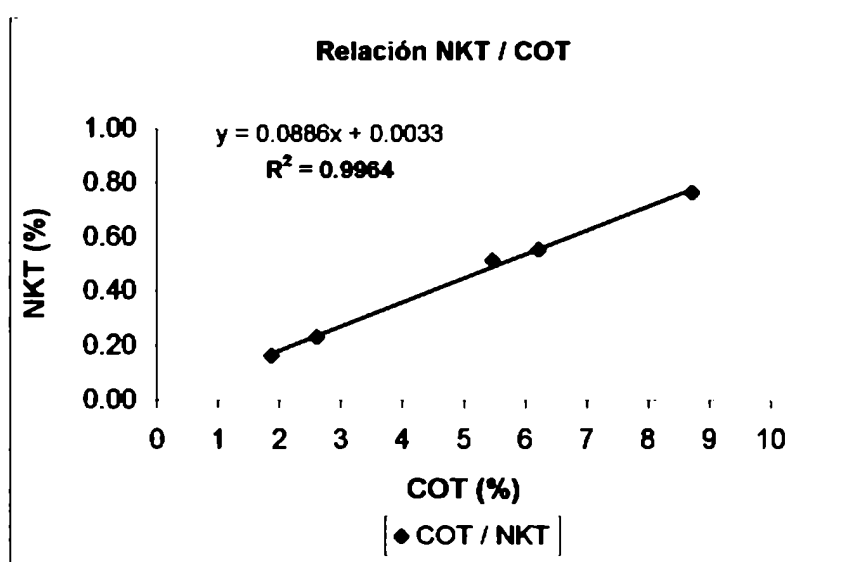


Figura 12. Relación NKT/ COT, para todos los ambientes ($p < 0.05$)

Los valores de nitrógeno total en suelos cultivados oscilan entre 0.06 y 0.5 % (Nelson and Sommers, 1996), ubicándose las concentraciones encontradas en Alambrado y Agrícola dentro de este rango.

Debe tenerse presente que las fracciones nitrogenadas medidas según la técnica de macro – Kjeldahl incluye formas orgánicas y amoniacales, una porción de las cuales puede volatilizarse durante el aireado de la muestra previo a su determinación analítica. En las deyecciones bovinas el componente amoniacal es de gran magnitud, como se verá más adelante. Según ASAE Standards (ASAE, 1998) el contenido de nitrógeno amoniacal representa el 0.15 % del total de heces frescas, mientras que este valor asciende al 1% si se expresa en base seca.

La determinación de amonio en suelos fue realizada sobre muestra húmeda tratada con KCl 2 M inmediatamente después de extraída. Los resultados obtenidos en base húmeda se presentan a continuación:

	Alambrado	Agrícola	Manga	Bordes	Feedlot
Media	< 0.6 d	< 0.6 d	625 c	3722 a	3367 b
Desv. St.	-	-	18	207	72

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 18. NH_4^+ (ppm) base húmeda, Horizonte Ao

Todos los ambientes ganaderos difirieron significativamente de Alambrado y Agrícola que se mostraron homogéneos entre sí. Manga mostró también para NH_4^+ un comportamiento intermedio entre agricultura y ganadería permanente, lo cual demuestra la consistencia de los valores hallados.

En los ambientes Alambrado y Agrícola el aporte de nitrógeno en forma amoniacal por los rastrojos y malezas resulta insignificante, ya que es una especie química de concentración despreciable en tejidos vegetales, además de descomponerse la materia orgánica de la superficie en condiciones de aerobiosis lo que origina un predominio de productos de especies de nitrógeno oxidadas (nitratos principalmente).

En los ambientes ganaderos la bosta y orina actúan como fuente de nitrógeno amoniacal y orgánico, existiendo importantes pérdidas de amonio por volatilización durante las primeras horas de exposición.

Un 50 % del nitrógeno presente en heces frescas puede ser fácilmente convertido a amonio en un breve período posterior a la excreción animal, y por tanto susceptible a la volatilización (Eghball and Power, 1994).

Gilbertson *et al.* (1971) recuperaron entre el 42 y el 55 % del nitrógeno total excretado sobre el corral, asumiendo que el resto se pierde por volatilización y denitrificación.

No se encontraron datos publicados sobre emisiones directas de amonio desde los corrales de engorde, pero al utilizar la bosta compostada como fertilizante orgánico no incorporado al suelo el 65 % del nitrógeno disponible puede perderse por volatilización (Chambers *et al.*, 2001; Shi *et al.*, 2001).

El metabolismo hepático y ruminal del bovino determina que se excrete nitrógeno proteico por heces sólidas y nitrógeno amoniacal por la orina. El valor de amonio en residuos frescos publicado por ASAE (ASAE, 1998) es de 0.15 % mientras que el dato obtenido en Laboratorio para nuestro estudio fue de 2.04 %.

La diferencia entre estas dos magnitudes puede deberse a que el dato de ASAE resulta de un promedio realizado a nivel nacional sobre muestra de bosta más orina tal cual la deposita el animal, obtenida inmediatamente después de la deyección. Esto significa un amplio número de establecimientos de los Estados Unidos estudiados, lo que incluye diversas situaciones ambientales y productivas.

Los autores del ASAE Standard advierten que estos valores promedio pueden variar en función de la composición de la dieta y del agua, edad del animal y manejo del mismo. En cambio, nuestra determinación proviene de una muestra compuesta de varias tortas de bosta semi fresca de antigüedad heterogénea, que permaneció un tiempo indeterminado sobre la

superficie del corral, depositada por distintas categorías de animales sometidos a una misma dieta.

En esta situación, tomada la muestra sobre un estrato superficial de elevado contenido de humedad y cierta compactación, probablemente los altos valores de amonio encontrados respondan a procesos de descomposición anaeróbica de la materia orgánica con predominio de producción de especies nitrogenadas reducidas como N_2 , NH_3 y NH_4^+ (nitrógeno elemental, amoníaco y amonio respectivamente). Además, los valores de CE y amonio para el estrato superficial Ao están dentro de los intervalos que inhibirían la nitrificación (Norstadt and Porter, 1976).

La **Tabla 18** muestra que Manga difirió significativamente de Bordes y Feedlot, lo cuál se explica considerando que la carga de los corrales estudiados es permanente a lo largo del año mientras la presencia de animales en la Manga es circunstancial.

La Figura 13 da una clara representación gráfica de la situación comentada.

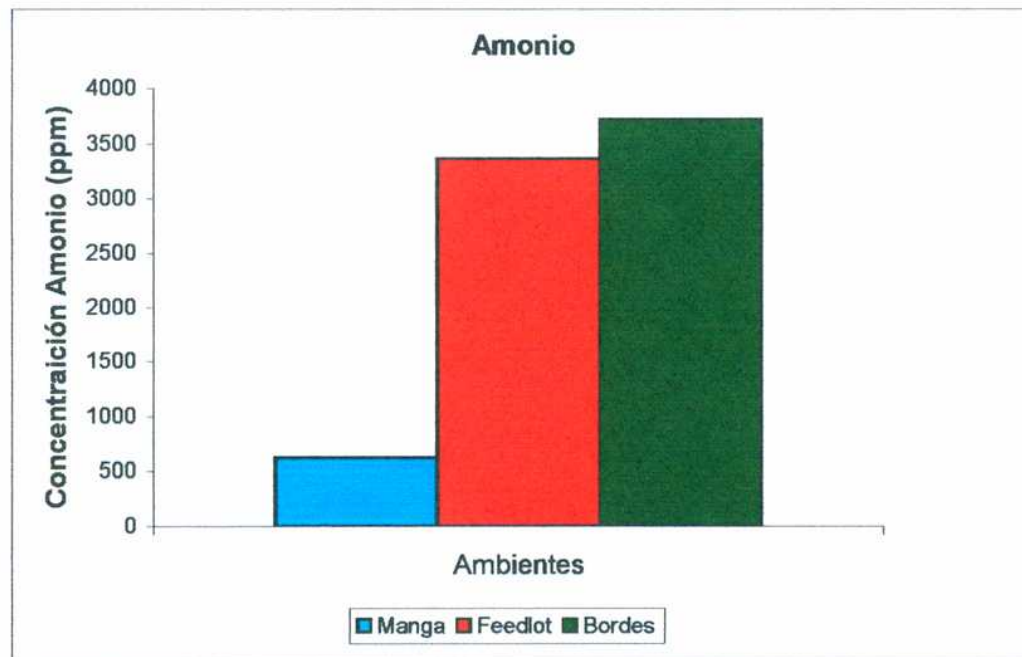


Figura 13. Concentración de Amonio en ambientes ganaderos

Norstadt y Duke (1982) citan valores medios de amonio de 1780 ppm sobre suelos arenosos y 310 ppm sobre estratos arcillosos, de una profundidad de 50 cm en ambos casos, tras cuatro años de engorde intensivo. Los valores de nuestras determinaciones oscilan entre 625 y 3722 ppm de amonio base húmeda en ambientes ganaderos.

Resulta necesario incluir los resultados de amonio obtenidos para el ambiente Montículos con el objetivo de fortalecer las explicaciones sobre los incrementos registrados entre los ambientes ganaderos (manga, feedlot y borde).

Los Montículos fueron muestreados en dos secciones, entre 0 y 30 cm medidos desde la parte superior y entre 30 y 70 cm. La sección profunda estaría prácticamente en contacto con el suelo del corral subyacente. Las concentraciones entre las dos profundidades analizadas difirieron significativamente, y resulta obvio que presentan un incremento de gran magnitud cuando se comparan con el resto de los ambientes ganaderos.

	Montículos
Media 0-30 cm	88695 b
Desv. St.	21511
Media 30-70 cm	142424 a
Desv. St.	9367

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 19. NH_4^+ (ppm) base húmeda, Montículos

La sección profunda se presentó con menor dispersión de datos, probablemente por constituir un microambiente más homogéneo donde el material prácticamente se encuentra en estado de compost maduro.

En cambio, la sección superior está en contacto con la atmósfera desarrollando procesos de intercambio gaseoso y evaporación, a la vez que se halla expuesta al efecto de disturbio de animales que se acuestan sobre el montículo y, en ocasiones, hasta escarban sobre él. Por último, dos a tres veces en el año el corral es barrido superficialmente arrastrando el material hacia los montículos, tarea que va enterrando y estabilizando cada vez más las capas profundas.

Asumiendo que el montículo se halla saturado de formas nitrogenadas reducidas, principalmente amonio, este ambiente actuaría como fuente de su ambiente próximo que es el Borde, ya sea a través de infiltración y posterior dispersión hidrodinámica o sencillamente como consecuencia de procesos de escorrentía laminar superficial desatados ante la ocurrencia de precipitaciones.

Los altos valores de amonio en Feedlot se relacionan con las condiciones del medio ya descriptas, que favorecerían la descomposición de materia orgánica en medio reducido con una considerable producción de amonio.

Como es habitual en la literatura de suelos, los resultados de concentración de nitratos se presenta en ppm sobre base seca.

	Alambrado	Agrícola	Manga	Bordes	Feedlot
Media Ao	108 ab	45 c	129 a	84 b	86 b
Desv. St.	15	3	14	8	3

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 20. NO_3^- (ppm), Horizonte Ao

El máximo valor correspondió a Manga, que no se diferenció significativamente de Alambrados. Luego, en un segundo grupo homogéneo se ubican Bordes y Feedlot que no lograron diferenciarse de Alambrados pero sí de Manga y Agrícola.

La acumulación de nitratos en Alambrado es coherente con la característica del sistema que si bien no presenta una gran producción de biomasa tampoco existe un parámetro de extracción de nutrientes marcado como en un cultivo agrícola. Además, este ambiente podría estar enriqueciéndose por aporte de nitrógeno proveniente de fertilizantes como la urea que en dosis importantes se utilizan en la producción de maíz.

El valor menor de nitratos en Agrícola, con una media de 45 ppm, constituye un valor dentro del intervalo de concentraciones corrientes en horizontes superficiales del cinturón maicero argentino.

El máximo valor correspondió a la Manga, donde la carga animal transitoria no logra formar un microambiente con limitaciones en la disponibilidad de oxígeno, por lo que la nitrificación resulta un proceso dominante. Además de recibir una carga orgánica menor que los corrales, los porcentajes de humedad también han sido los más bajos (**Tabla 11**) lo que refuerza la hipótesis de una menor actividad de bacterias anaeróbicas (Watts and Tucker, 1993; Klieve *et al.*, 1995).

Los valores de nitratos para Bordes y Feedlot, en promedio 84 y 86 ppm respectivamente, son semejantes a los publicados por otros investigadores. Norstadt y Duke (1982) determinaron valores de nitratos de 80 ppm para el estrato superficial del corral.

3.5.5: Fósforo

Se determinó la concentración de fósforo disponible, que se presenta a continuación.

	Alambrado	Agrícola	Manga	Bordes	Feedlot
Media Ao	43 d	7 e	652 c	913 a	848 b
Desv. St.	3	1	6	9	19

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 21. Concentración de Fósforo Disponible (ppm)

El ambiente Bordes mostró el valor más elevado difiriendo significativamente del resto de los ambientes. Manga y Feedlot tuvieron un comportamiento intermedio, aunque con concentraciones muy considerables. Alambrado y Agrícola tuvieron las concentraciones más bajas evidenciando incluso heterogeneidad entre sí.

Nuevamente, el análisis de este parámetro químico se sustenta en las diferencias de manejo que determinan distintos aportes de residuos —en cantidad y calidad— sobre el suelo.

La problemática ambiental vinculada al fósforo se relaciona generalmente con la potencial eutroficación de cursos de agua superficiales. En la ganadería intensiva, el fósforo representa un problema mayúsculo ya que, aunque no se adiciona particularmente fósforo a las

dietas normales, los ingredientes utilizados poseen tenores del nutriente muy superiores a la capacidad de absorción del bovino.

Raciones de uso generalizado en Texas, USA, contienen 0.22 % de fósforo en Maíz – principal componente de la dieta representando hasta el 85 % de la misma- y hasta 0.90 % en pellet de semilla de algodón que es el segundo componente en importancia pero con un 20 % como máximo de participación en la ración (Dr. W. Greene, com. Pers.).

Datos propios sobre la ración utilizada en el Establecimiento bajo estudio informan 0.37 % de fósforo. En todos los casos citados, los contenidos de fósforo de la ración superan ampliamente los requerimientos nutritivos del novillo, que son menores a 0.22 %.

Las pérdidas de P en el rumiante son considerables. Sin embargo, a diferencia del caso de nitrógeno, el rumiante recicla una importante cantidad del P ingerido vía saliva, fracción que podría constituir hasta el 10 % del P de las heces.

Estimaciones de Tamminga (1992) para vacas lecheras en Holanda, indican que aproximadamente un 75 % del P ingerido es excretado en forma casi exclusiva a través de heces sólidas ya que en orina se encuentran muy escasas cantidades. En consecuencia, pueden esperarse al menos pérdidas de P del orden del 70 % del total ingerido en función de la composición dietaria y edad del animal, convirtiéndose el fósforo en un contaminante de gran importancia para el ambiente (Tamminga, 1996).

Norstadt y Duke (1982) informan valores aproximados a 300 ppm sobre suelo arenoso en corrales de engorde. Aunque el valor citado es un promedio para 50 cm de suelo homogéneo resulta útil a efectos comparativos. En nuestro estudio, trabajando sobre suelo franco limoso, la capacidad del complejo coloidal de adsorber fósforo resulta mayor y también es mayor el contenido de humedad del estrato, con lo cual pueden esperarse valores más altos de fósforo disponible.

En general la literatura disponible se concentra en estudiar la probabilidad de que el fósforo se pierda por erosión desde los corrales pudiendo eutrofizar aguas superficiales y

también está bien documentado el efecto de enriquecimiento de P en el suelo tras varios años de utilización de abonos de orgánicos bovinos como fertilizante (Shepherd and Withers, 2001).

Sin embargo, en las condiciones de un corral de engorde también debe atenderse la posibilidad de lixiviación de fósforo dentro del suelo ya que el complejo de cambio podría estar saturado no admitiendo más que una proporción de fósforo adsorbido permaneciendo el resto en solución.

El fósforo de las heces está principalmente bajo la forma de P – inorgánico ligado a la fracción sólida (van Riemsdijk *et al.*, 1987). La descomposición y mineralización de la materia orgánica puede presentar tasas menores en condiciones de drenaje pobre, cual puede ser la situación del estrato Ao. Esto puede resultar en lixiviación de fósforo orgánico que es más móvil que las formas inorgánicas (Kuo and Baker, 1982) mientras se acumulan importantes cantidades de fósforo en superficie.

3.6 Análisis en el plano vertical

El objetivo principal de esta sección es estudiar procesos de lixiviación que permitan transportar contaminantes hacia los estratos profundos, lo que podría resultar en un peligro de polución para las aguas subterráneas.

El abordaje de los resultados obtenidos para estos horizontes se realiza en consonancia con los objetivos planteados en 3.2, donde se destaca el interés por analizar la dinámica de ciertos contaminantes en profundidad (análisis en el plano vertical). A pesar de que el estrato Ao ya fue analizado en 3.5, aquí se incluyen los datos de ese estrato para analizar la dinámica de los contaminantes en profundidad, comparando los horizontes Ao, A1 y B1.

3.6.1: Descripción de los Horizontes A1 y B1

Los horizontes que se analizan a continuación ya han sido descriptos en base a la información publicada por la carta de suelos INTA (ver **Tabla 7b, Capítulo II**). Se presenta un resumen de las características sobresalientes.

El horizonte A1 contiene algo más de 3% de materia orgánica, su textura es franco limosa y presenta un pH ácido de 5.8. No se informa presencia de carbonato de calcio.

El horizonte B1 presenta una disminución manifiesta del contenido de materia orgánica (1.91 %). Su textura presenta un incremento importante de arcillas respecto del horizonte suprayacente. Si bien la fracción predominante es limo, con 58.9 %, las arcillas alcanzan el 28.9 %, casi un 25 % más que en el A1. Al mismo tiempo disminuye el contenido de arenas en profundidad, con 15 % en A1 y 12.4 % en B1.

Es importante considerar que en nuestro análisis no se incluye el horizonte siguiente, denominado B21t, pero es necesario tener presente algunas de sus características. B21t es un horizonte profundo, con un espesor de 23 cm, 1.15 % de materia orgánica con una relación C/N

de 9 (C/N 12 en A1 y 10 en B1). El contenido de arcillas aumenta al 31.3 % y las arenas se reducen a 8.2 %.

Los porcentajes de humedad aumentan en profundidad, desde 27.2 % en superficie a 32.9 en B21t. Esto se relaciona con la mineralogía propia del horizonte, siendo las arcillas más aptas para almacenar agua aunque la retienen con gran energía.

3.7 Resultados y Discusión del análisis en el plano vertical:

Horizontes Ao, A1 y B1

3.7.1: La Conductividad Hidráulica y su efecto sobre Nitratos, Amonio y Cloruros

En investigaciones corrientes sobre campos agrícolas o de pastoreo bovino, generalmente el interés en el análisis de la variabilidad espacial de las especies nitrogenadas se centra en los contenidos de nitratos (Hooda *et al.*, 1997).

Esta especie oxidada presenta particular interés ya que al alcanzar acuíferos subterráneos –a través de lixiviación- puede desencadenar procesos de intoxicación en humanos que consuman dichas aguas. Abundante información se encuentra en la literatura acerca de la metahemoglobinemia, patología desencadenada por la ingesta de aguas contaminadas con nitratos (Fan *et al.*, 1987; Davis, 1990).

Los rumiantes, particularmente los bovinos, también son susceptibles a la intoxicación por nitratos debido a la acción de microorganismos del rumen que reducen nitratos a nitritos. Algunos autores sugieren valores límite cualitativos de nitratos en aguas destinadas a la ingesta de bovinos. Vivot *et al.* (1999) consideran que aguas con concentraciones superiores a 200 ppm de nitratos son de mala calidad para el bovino, mientras pueden tolerarse como aguas buenas aquellas que presenten valores menores a 100 ppm.

En suelos de corrales de engorde intensivo, siendo tan considerable la magnitud del aporte de materia orgánica en superficie, pueden presentarse elevados contenidos de especies nitrogenadas en profundidad.

Stewart *et al.* (1968), estudiando pozos de agua subterránea en establecimientos de engorde intensivo a corral del estado de Colorado (USA), encontraron que las concentraciones de nitratos en el perfil del suelo disminuían con la profundidad. Valores superiores a las 200 ppm en los primeros 60 cm de suelo se redujeron a 15 ppm para una profundidad de 3 metros.

Se analizó el comportamiento de nitratos y amonio en profundidad para cada ambiente. A continuación se resume la información obtenida, el análisis estadístico se realizó dentro de cada ambiente estudiando las variaciones en profundidad.

	Alambrado	Agrícola	Manga	Bordes	Feedlot
Media NO ₃ ⁻ Ao	108 a	45 a	129 b	84 c	86 c
Media NO ₃ ⁻ A1	40 b	31 b	117 b	163 b	644 b
Media NO ₃ ⁻ B1	23 b	10 c	544 a	544 a	878 a

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 22. Lixiviación de nitratos (ppm) dentro de cada ambiente.

Dentro de los ambientes de agricultura -Alambrado y Agrícola- los nitratos se concentran en el estrato superficial. Las cantidades absolutas en cada horizonte pueden inducir a conclusiones equivocadas.

Si consideramos las ppm de nitratos de Ao como 100 % se observa que en Agrícola la proporción que se lixivia al A1 es mucho mayor que en Alambrado, aunque los valores absolutos sugieran lo contrario. Luego, en B1 los porcentajes de lixiviación son similares en ambos ambientes (25 % aproximadamente).

Los datos obtenidos para nitratos se refuerzan con los valores de conductividad hidráulica (Kh). Puede observarse a continuación que el incremento en la lixiviación de nitratos en profundidad del ambiente Agrícola se explica por incremento de la conductividad hidráulica.

Este parámetro asume idéntico valor para horizontes A1 y B1 del ambiente mencionado, concluyéndose que el efecto acumulado de la siembra de cultivos con raíces profundas como maíz es más importante que la composición mineralógica del suelo para definir el comportamiento de Kh, lo que permitiría explicar los incrementos observados en Kh de ambiente Agrícola A1 y B1 respecto de los mismos horizontes en Alambrado. En la Tabla 23 se incluye el análisis estadístico del parámetro Kh para todos los horizontes de ambientes de

agricultura. El máximo valor corresponde al estrato superficial del alambrado que no sufre compactación ya que no es laboreado.

	Alambrado	Agrícola
Media Ao	48 a	15 c
Media A1	23 c	37 b
Media B1	5 d	37 b

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 23. Conductividad hidráulica ambientes de agricultura (cm / h)

Debe recordarse que al descomponerse las raíces de los cultivos se forman canaliculos que favorecen la infiltración de la lámina de agua.

En el ambiente Alambrados la dinámica del parámetro Kh tiene más relación con las fracciones minerales predominantes, que en profundidad presentan disminución de fracciones minerales gruesas –arenas- y aumento de la proporción de fracciones de textura más fina como limos y arcillas (fracciones con menor Kh).

Los ambientes Bordes y Feedlot mostraron una tendencia idéntica en cuanto a las variaciones de nitratos en profundidad. Así, en ambos ambientes, las mayores concentraciones se hallaron en el horizonte B1 (prof. 33 cm), las intermedias en A1 (prof. 18 cm) y las menores en Ao (prof. 5 cm).

A continuación se presenta la **Figura 14** con la variación de nitratos en profundidad (ver **Tabla 22**) para todos los horizontes de todos los ambientes, y la **Tabla 24** que muestra la variación del parámetro Kh en todos los horizontes de ambientes ganaderos. En esta Tabla se incluye el análisis estadístico entre todos los horizontes de ganadería.

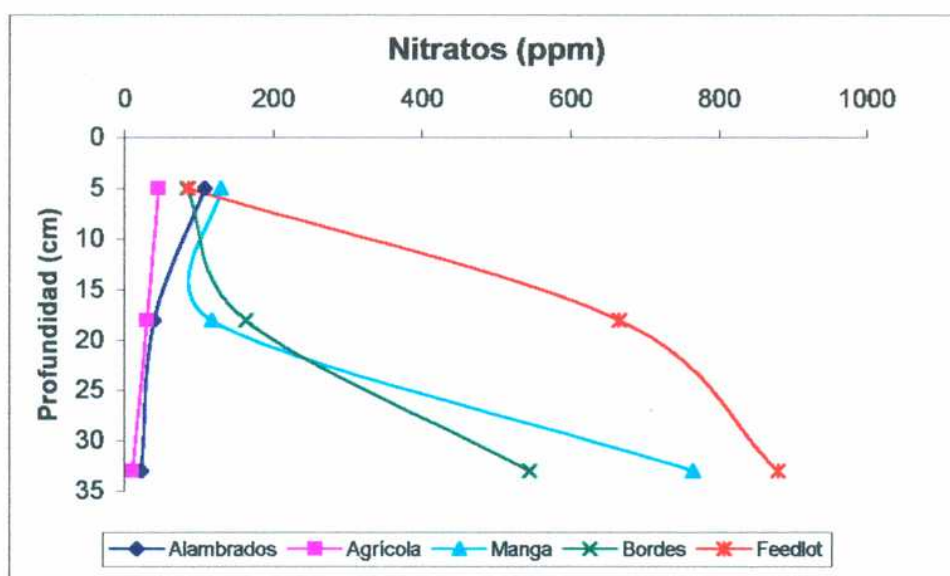


Figura 14. Concentración de Nitratos (NO_3^- ppm)

	Manga	Bordes	Feedlot
Media A0	34.0 c	85.0 a	26.3 c
Media A1	50.0 b	6.7 d	4.7 d
Media B1	5.7 d	6.7 d	9.7 d

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 24. Conductividad hidráulica ambientes ganaderos (cm / h)

Resulta interesante que, mientras las concentraciones de nitratos en profundidad aumentan la conductividad hidráulica disminuye. Debe considerarse que la K_h es una medida de velocidad expresada aquí en cm / h (distancia / tiempo), mientras los valores de nitratos surgen de una concentración (ppm).

Si bien la disminución en K_h indica una menor velocidad de desplazamiento entre profundidades nada nos informa sobre la concentración de nitratos en esa lámina percolante. La situación real podría explicarse como que si bien la K_h disminuye en profundidad la cantidad de nitratos que transporta se halla cada vez más concentrada. Luego, al encontrarse la lámina con un horizonte B21t (debajo de los 33 cm) de escasa conductividad hidráulica, los nitratos se acumulan en el B1 pues no tienen otra ruta alternativa excepto el escurrimiento lateral. La

escasa conductividad hidráulica del horizonte B2lt se infiere a partir de su contenido de arcillas que supera el 30 %.

La presencia de un horizonte B2lt debajo del B1, que por su alto contenido de arcillas actúa como barrera ante la lixiviación, y la mineralogía del A1 que permite un paso más rápido de la lámina percolante a su través, explican la acumulación de nitratos en B1 con valores muy elevados. Estos resultados no coinciden con los postulados de algunos autores a cerca de que el estrato Ao presentaría un sellado en su base que impediría la lixiviación de nutrientes (Sweeten, 1996; Lott 1998).

Las diferencias podrían atribuirse a la falta de pericia de operarios que realizan las tareas de limpieza de corrales, que podrían alterar reiteradamente las características de la zona de interfase entre Ao y A1, eliminando la capa compacta que debería sellar la comunicación entre estos estratos.

Debe recordarse que a nivel superficial dentro de los corrales, la especie química nitrogenada dominante es el amonio (**ver 3.5.4**) mientras que los valores de nitratos en Ao resultan menores que los hallados en ambientes de Agricultura. El ambiente Manga presenta una situación intermedia entre ambientes agrícolas y ganaderos, predominando en su estrato superficial condiciones de descomposición aeróbicas de la materia orgánica.

Algeo *et al.* (1972) no encontraron grandes diferencias entre las concentraciones de nitrógeno como nitratos de los primeros 60 cm del suelo de un corral de engorde en California y los suelos agrícolas adyacentes (60 a 180 ppm N-NO₃⁻). Debajo del metro de profundidad las concentraciones de ambos sitios asumieron los mismos valores (20 a 40 ppm N-NO₃⁻).

En un feedlot de Nebraska, las concentraciones de nitratos (NO₃⁻) de los primeros 10 cm fue de 7,5 ppm, en los 10 cm subyacentes disminuyó a 1 ppm debido, según los autores, a la presencia de una capa de sellado y predominio de condiciones de denitrificación (Shuman and McCalla, 1975).

Sin embargo, Norstadt y Duke (1982) encontraron que sobre suelos arenosos el nitrógeno de nitratos dentro de los primeros 50 cm alcanzó valores de 730 ppm, mientras sobre suelo arcillosos este valor fue de 280 ppm. Obsérvese que si estos valores se convierten a nitratos serían de aproximadamente 3200 ppm sobre arenas y 1240 ppm sobre arcillas.

Los valores hallados en el presente estudio resultan intermedios de los antecedentes presentados. En general, las zonas de estudio de feedlots en Norteamérica son de clima semiáridos, donde las precipitaciones son del orden del 50 % de las que se producen en la zona de Venado Tuerto donde se desarrolló nuestro estudio. Esto es importante tenerlo presente ya que, existiendo o no una capa de sellado, la disponibilidad del doble de agua para lixiviar nutrientes es una característica de consideración a la hora de establecer comparaciones. Esta hipótesis se fortalece analizando los datos de Norstadt y Duke (1982) obtenidos sobre feedlots del estado de Colorado con precipitaciones abundantes.

La especie amonio mostró una tendencia diferente a los nitratos. Se presentan los datos obtenidos para todos los ambientes y el análisis estadístico se desarrolló dentro de cada ambiente.

La situación del amonio (**Tabla 25**) en los ambientes agrícolas muestra que, ante una carga de aporte mínima a partir del material vegetal en descomposición, esta especie percola parcialmente y se acumula en el horizonte A1 donde se adsorbería a las cargas negativas de las arcillas. Estas arcillas con carga neta negativa son más abundantes en el horizonte B1 pero la concentración de amonio disminuiría ya que el aporte es mínimo. En la Tabla siguiente se incluye el análisis estadístico para los ambientes ganaderos en profundidad.

	Alambrados	Agrícola	Manga	Bordes	Feedlot
Media Ao	< 0.6	< 0.6	625 a	3722 b	3367 a
Media A1	< 0.6	< 0.6	624 a	5933 a	840 b
Media B1	< 0.6	< 0.6	345 b	6397 a	219 c

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 25. Lixiviación de amonio (ppm) dentro de cada ambiente.

En alambrados y agrícolas, las determinaciones se ubicaron por debajo del límite de detección del método, por lo tanto el análisis estadístico no puede realizarse.

En los ambientes ganaderos se observa una diferencia importante entre Manga y los ambientes de corrales. En Bordes existe una gran concentración de amonio en los horizontes A1 y B1 (tendencia creciente en profundidad) mientras en Feedlot la tendencia es a disminuir hacia B1.

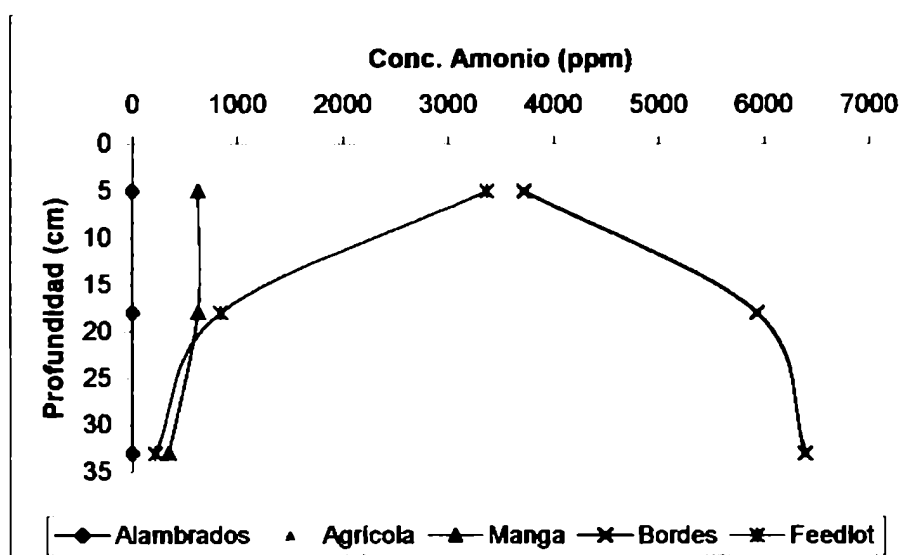


Figura 15. Concentración de amonio en profundidad (NH₄⁺ ppm)

Sin embargo, obsérvese que las concentraciones de amonio en superficie –Ao– son muy similares. Las diferencias en profundidad entre estos ambientes sólo pueden explicarse por el aporte potencial de amonio desde los Montículos. Este ambiente mostró una media de amonio en el estrato superior (0-30 cm) de 83700 ppm mientras el estrato profundo (30-70 cm) en contacto con el horizonte Ao de bordes presentó valores de 142400 ppm.

Esto sugiere que los Montículos aportarían amonio en procesos de dispersión hidrodinámica subterránea, probablemente a nivel del horizonte A1, en una solución acuosa saturada de amonio. La distribución del amonio en profundidad, con elevados valores de concentración, permiten también explicar la acumulación de nitratos. Las grandes cantidades de amonio que percolan hacia horizontes profundos encontrarían condiciones ambientales

favorables para la actividad de microorganismos nitrificadores que serían los que oxidando amonio aportan a los estratos elevadas concentraciones de nitratos.

La dispersión subterránea de amonio fue comprobada por otros autores. Pate *et al.* (1974) muestran que una laguna de almacenamiento de efluentes de feedlot contaminó un pozo de agua subterránea próximo, incrementando los niveles de amonio desde 4 a 24.1 ppm.

La conductividad hidráulica por sí sola no permite explicar completamente la aparición de semejantes cantidades de nitratos. La relación de estos con cambios en condiciones que permitan la oxidación de una parte del amonio disponible se refuerzan al analizar la dinámica de los cloruros.

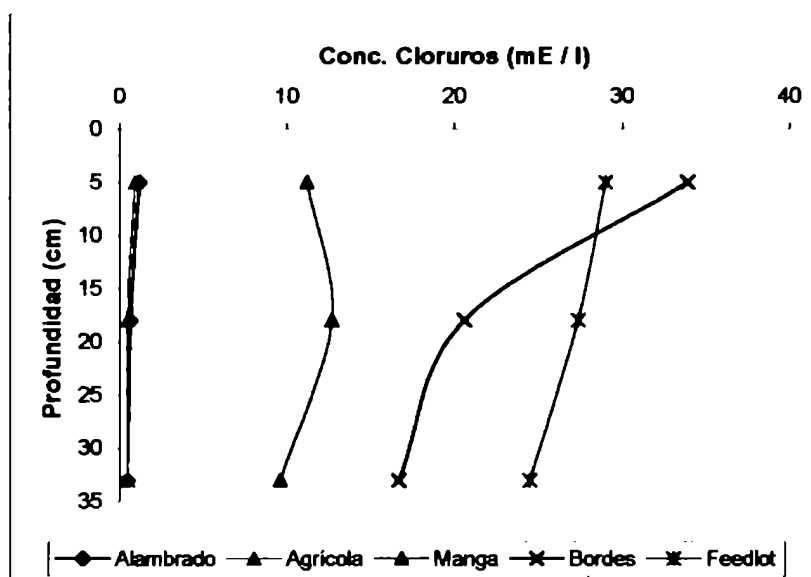


Figura 16. Concentración de cloruros (mE/l) en profundidad.

Los cloruros han sido identificados como potenciales contaminantes de aguas subterráneas bajo feedlots, indicándose que su dinámica sería similar a la de los nitratos. En estudios de Miller (1971) analizando aguas subterráneas de 80 feedlots en Texas, se determinó que en un 25 % de los casos estudiados los valores de nitratos superaban los límites de 45 ppm, describiendo una tasa de migración anual dentro del rango de 0.07 mg/l año a los 0.40 mg/l tanto para nitratos como para los cloruros. La media de este valor de lixiviación fue de 0.17 mg/l año.

Sin embargo, la tendencia de los cloruros no sería siempre tan definida. Sweeten *et al.* (1995) estudiaron las aguas subterráneas de dos feedlots de una misma región. En el primero de ellos, la concentración de cloruros fue mayor que la de los pozos de campos vecinos sin actividad ganadera. En el segundo feedlot estudiado, la concentración de cloruros fue menor a la de los pozos vecinos.

En nuestro estudio, los cloruros muestran una tendencia hacia la disminución en profundidad, aunque la tasa de migración se muestra diferente entre los distintos ambientes ganaderos. Dado que los nitratos aumentan en profundidad mientras los cloruros disminuyen, la hipótesis basada en lixiviación de amonio y posterior oxidación a nitratos cobra más fuerza.

Bordes y Feedlot presentaron los valores de cloruros más elevados, indiscutiblemente relacionados con el aporte de cloruros por heces y alimentos. Además, como fue mencionado en el análisis de otros parámetros, es indiscutible el efecto de los Montículos como fuente de cloruros para el ambiente Bordes. Las concentraciones determinadas para las secciones analizadas en Montículos no mostraron diferencias significativas entre sí, siendo las medias obtenidas de 58.8 mE / l en la primer sección (0-30 cm) y de 56.8 mE / l para la sección 30-70 cm. Estos valores son superiores a los hallados para el estrato superficial de cualquier ambiente, mostrándose más similares a Bordes que a cualquier otro ambiente.

3.8 Conclusiones

3.8.1: Análisis en el plano horizontal, estrato superficial Ao

Las diferencias en cuanto al manejo productivo de los diferentes ambientes analizados se traducen en situaciones químicas bien definidas. Así, todos los parámetros estudiados en el estrato Ao muestran una tendencia inequívoca: en un extremo se ubican los ambientes genéricamente referidos como agricultura –Alambrados y Agrícola- y en el otro los ambientes de ganadería permanente –Borde y Feedlot-.

El ambiente Manga representa una situación de manejo intermedia, ya que su carga animal no es permanente sino ocasional. Esto se reflejó en los análisis efectuados, describiendo este ambiente una tendencia en su estado químico intermedio entre los extremos descriptos en el párrafo anterior.

Para todos los estudios realizados se asume como fuente primaria de nutrientes al alimento consumido por los animales. Este alimento es degradado y absorbido sólo parcialmente por el metabolismo del bovino, con lo cual existirá una fracción remanente que se excreta en heces sólidas y líquidas que se constituyen en la fuente de contaminación.

Los parámetros pH y CE (conductividad eléctrica) diferenciaron a los ambientes según su manejo, observándose incrementos para los ambientes ganaderos respecto de la situación de base (Alambrados). La correlación entre ambos parámetros fue elevada (R^2 0.90, $p < 0.05$) explicando la CE un 90 % de los valores de pH.

Potasio, sodio y los cloruros mostraron valores muy elevados en ambientes ganaderos. En el caso de potasio se probó numéricamente que difícilmente exista otra explicación que el aporte de este elemento vía orina animal. El sodio predominó en el ambiente Feedlot mientras cloruros lo hizo en Bordes, relacionándose esto último con el contenido de cloruros en Montículos que actuaría como fuente adicional de los Bordes.

El carbono orgánico total (COT) predominó en el ambiente Bordes, explicado también por las importantes concentraciones de esta fracción orgánica en los Montículos.

La correlación entre COT y CE fue elevada (R^2 0.9553) explicando así el claro origen de las sales en el estrato superficial. Mientras, la correlación COT y pH también fue elevada (R^2 0.8708) pero menor a COT / CE, de lo que se desprende que el pH resulta un parámetro más estable que la conductividad en el sistema suelo, debido a la capacidad propia del sistema para amortiguar su variación.

Las especies nitrogenadas estudiadas confirmaron algunas hipótesis respecto a las condiciones de los ambientes estudiados. Mientras los ambientes ganaderos mostraron elevados contenidos de nitrógeno total y amonio, los ambientes agrícolas predominaron en los tenores de especies nitrogenadas oxidadas como los nitratos.

Si bien en Argentina no existe legislación específica sobre los residuos de origen orgánico que aporta la actividad productiva del feedlot, la considerable magnitud de las concentraciones determinadas para amonio en estratos superficiales de corrales de engorde indican que es necesario definir valores guía de calidad para este parámetro en suelos.

Aunque el amonio no representa un peligro en sí mismo, como se explicó en el análisis en el plano vertical, esta especie química puede convertirse en fuente para la producción de nitratos en horizontes profundos, incrementando la vulnerabilidad de los acuíferos subyacentes a la contaminación.

La altísima correlación entre COT y nitrógeno orgánico –NKT- con un coeficiente de correlación R^2 de 0.9964 ($p < 0.05$) constituye otra evidencia experimental respecto de que los aportes de materia orgánica de origen animal son la principal fuente de contaminación. Así, la ganadería intensiva es la pauta de manejo que explica el estado diferencial de los recursos afectados respecto de una situación base de referencia (Alambrados).

Estos resultados confirman que se trata de medios con condiciones diferentes para la descomposición de la materia orgánica, además de ser consistentes con las explicaciones

sugeridas respecto de las diferencias en cuanto a cantidad y composición del material aportado en los distintos ambientes.

En el caso de los nitratos, el mayor valor correspondió al ambiente Manga, que recibiendo menor carga orgánica que los corrales y mostrándose más seco, desarrolló un microambiente con predominio de procesos de descomposición aeróbicos, dando como resultado un alto contenido de nitratos.

El fósforo disponible mostró valores máximos dentro de los corrales, explicándose esta situación por el considerable aporte del elemento en dieta y la baja absorción del mismo por parte del animal.

El análisis general del estrato superficial Ao permitió comparar resultados obtenidos con distintos autores, ubicándose los valores obtenidos para el presente estudio dentro de los rangos esperados.

Los valores de ambientes contaminados estuvieron dentro de los intervalos publicados en distintos trabajos mientras los resultados obtenidos en ambientes de agricultura coincidieron con los publicados por INTA.

Se identificaron las principales especies químicas contaminantes en el estrato Ao, siendo las más destacadas las sales (CE), cloruros y potasio, nitrógeno orgánico, amonio y fósforo disponible.

3.8.2: Análisis en el plano vertical. Horizontes Ao, A1 y B1.

La distribución de contaminantes en profundidad mostró tendencias bien definidas para los ambientes de alta carga contaminante.

Los nitratos evidenciaron una clara tendencia a acumularse en profundidad como consecuencia de procesos de lixiviación, probablemente potenciado por la elevada concentración de amonio en estratos superficiales.

El amonio, en cambio, mostró una tendencia a disminuir con la profundidad, con excepción del ambiente Bordes que recibiría aportes subterráneos desde los Montículos. Se destaca que esto no sucedió con nitratos ya que la concentración de los mismos en Montículos resultó relativamente baja (en el orden de 100 ppm).

La disminución en concentración de amonio en profundidad se asoció a procesos de degradación oxidativa de la materia orgánica en tránsito en los horizontes, donde se oxidaría amonio incrementando la concentración de nitratos en el medio.

3.8.3: Conclusiones Generales del Capítulo

Se establece claramente que la distribución de los compuestos químicos citados obedece a pautas de manejo diferencial del ambiente, estando siempre vinculados los resultados obtenidos con la cantidad y composición del material orgánico aportado en cada ambiente.

La frecuencia de los aportes ha sido fundamental para explicar diferencias en contenidos de carbono y nitrógeno entre ambientes ganaderos y agrícolas, siendo los resultados del ambiente Manga una situación intermedia que refuerza algunos de los razonamientos ensayados.

La ganadería intensiva, como pauta de manejo productivo sobre el ambiente, revela su potencialidad contaminante para el ambiente en el estudio del estrato superficial Ao y en los horizontes y acuíferos subyacentes a través de procesos de lixiviación de compuestos tóxicos, como los nitratos.

CAPITULO IV

AGUAS SUBTERRÁNEAS Y SUPERFICIALES

4.1 Introducción

El análisis de las aguas cobra una importancia mayúscula ya que puede convertirse en el medio de transporte de contaminantes riesgosos para los organismos vivos. Además, la alteración de la calidad de este recurso puede limitar sus usos potenciales en producción agropecuaria.

En el establecimiento bajo estudio se encontraron dos fuentes de agua (ver sección **2.2.1, Capítulo II**). La fuente más superficial se encuentra a unos 8 metros de profundidad y es explotada por acción de un molino de viento. La fuente más profunda estaría a unos 25 metros y es explotada por una electrobomba.

Debe destacarse que ambas perforaciones son contiguas y que, como muestran las figuras del **Capítulo II**, se hallan junto al complejo de trabajo Manga y Corrales de Engorde y a escasos 30 metros de las viviendas de personal.

Estos datos resultan fundamentales. Es sabido que las napas freáticas de zonas rurales pueden presentar contaminación con nitratos debido a la cercanía de pozos negros. Estos pozos pueden actuar como fuentes de emisión de contaminantes ya que frecuentemente no se hallan cementados. Incluso en este último caso pueden presentarse fracturas en el revestimiento que permitan el lixiviado de nutrientes (Maisonnave y Fabrizio de Iorio, 2001).

La aplicación de insumos tecnológicos de origen sintético en la agricultura moderna puede resultar en otra fuente de contaminación de aguas –difusa en este caso– como consecuencia de la baja eficiencia de aprovechamiento de herbicidas y fertilizantes (Pimentel, 1994).

La agencia de protección ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (USEPA) encontró que los nitratos son el contaminante más común en pozos rurales, mostrando un valor relativo del 57 % del total (USEPA, 1990 b).

En el presente trabajo centraremos nuestra atención en la posibilidad de contaminación de las fuentes de agua subterránea del Establecimiento como consecuencia de la actividad productiva de engorde intensivo.

Se abordará también el estudio de las características químicas del agua en las obras de almacenamiento (laguna) para determinar su estado químico.

Las muestras tomadas en los bebederos donde abreva el ganado se analizan con el objetivo de determinar cuál es el estado del recurso al alcanzar los corrales donde es incorporado por el ganado. Dado que las aguas de ambos pozos de bombeo se mezclan en el tanque australiano de almacenamiento, el estado químico del agua en los bebederos representaría una situación promedio entre las dos fuentes de provisión y constituye la última estación posible de análisis del agua antes de que se transforme en heces dentro del organismo animal.

4.2 Objetivos específicos

Determinar si las fuentes de agua subterráneas se encuentran contaminadas con especies químicas de alta movilidad en el suelo.

Comparar los resultados obtenidos con análisis químicos realizados previamente por laboratorios de análisis privados, con el fin de establecer el estado de avance en el potencial deterioro de las aguas subterráneas.

Determinar si las obras de captación y almacenamiento están concentrando especies químicas que preferentemente se trasladan junto al material particulado que escurre por la superficie del suelo al producirse episodios de escorrentía laminar, o disueltos en la lámina de dicha escorrentía.

4.3 Materiales y Métodos

4.3.1: Diseño e Intensidad de muestreo

Las fuentes de aguas subterráneas y superficiales fueron muestreadas en dos ocasiones, a saber Octubre de 2000 y Abril de 2001. El objetivo de este muestreo en dos etapas fue eliminar efectos de estacionalidad que pudieran alterar el comportamiento de algún parámetro de interés.

En la situación bajo estudio, no se contaba con ninguna fuente de agua subterránea que estando próxima al establecimiento y aguas arriba del emplazamiento de engorde intensivo, pudiera tomarse como situación testigo.

Se muestrearon entonces todos los cuerpos de agua del Establecimiento en dos ocasiones y se trabajó posteriormente en base a datos promedio.

Las muestras obtenidas fueron: Molino y Bomba (aguas subterráneas), Bebederos Animales y Laguna (agua superficial). En cada oportunidad de muestreo se recolectaron tres envases distintos, de 2 litros cada uno, para cada fuente a muestrear. Esto se realizó en distintos momentos del día para neutralizar variaciones ocasionales. La recolección de muestras se efectuó en envases plásticos y fueron inmediatamente refrigeradas a 4° C hasta el momento de su análisis, siguiendo las normas de la American Society for Testing and Materials (ASTM, 1979)

4.3.2: Determinaciones Analíticas

Las determinaciones químicas efectuadas fueron las siguientes:

- pH y conductividad eléctrica por potenciometría (ASTM, 1979)
- nitratos por reducción con sulfato de hidracina (APHA, 1992)
- amonio por método de azul de indofenol (APHA, 1992)

- fósforo reactivo soluble por colorimetría con molibdato – ascórbico (Murphey y Riley, 1962)
- calcio y magnesio por método titulométrico con EDTA (APHA, 1992)
- cloruros por titulación con nitrato de plata (APHA, 1992)
- carbonatos y bicarbonatos por titulación con ácido clorhídrico (APHA, 1992)
- sodio y potasio por fotometría de llama (APHA, 1992)
- sulfatos por método de Fritz y Freeland (Kolthoff y Sandell, 1976)
- demanda química de oxígeno –DQO- por método de reflujo cerrado por oxidación con dicromato de potasio (APHA, 1992)
- carbono orgánico total por espectrofotometría diferencial (APHA, 1992)
- arsénico por método de Callan y Jones (Vogel, 1963)

4.3.3: Diseño estadístico

El diseño estadístico utilizado fue completamente aleatorizado –DCA- para el análisis entre distintas fuentes de agua subterránea y superficial. Se realizó un análisis de variancia entre medias, formulando la hipótesis fundamental con un nivel de significancia de 1% ($p < 0.01$).

4.3.4: Valores límite en calidad de agua

En cuanto al consumo humano, se aceptarán como valores límite de concentración de elementos los definidos en el Decreto 999/92 “Normas de Calidad del agua de consumo” de la Presidencia de la Nación Argentina. Mientras tanto, los límites para consumo de bovinos se asumirán según valores sugeridos por distintos autores que se citan oportunamente.

4.4 Resultados y discusión

En el **Capítulo II - Tabla 8** se mostraron los valores de distintos elementos informados por un laboratorio de análisis químicos privado que estudió el estado del agua subterránea durante 1994 y 1995. Se compararán algunos resultados obtenidos en nuestro muestreo con los antecedentes disponibles.

4.4.1: Nitratos, Amonio, Cloruros y CE

La **Tabla 26** muestra los resultados de nitratos (NO_3^-) obtenidos para Bomba, Molino, Bebederos y Laguna, expresado en ppm. Se incluye valor medio, desvío standard y el análisis estadístico entre fuentes de muestreo para determinar diferencias significativas en concentración.

	Bomba	Molino	Bebederos	Laguna
Media	44 c	396 a	94 b	15 d
Desv. St.	2	3	2	0

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 26. Concentración de nitratos NO_3^- en ppm, según fuentes

Todas las fuentes de muestreo mostraron diferencias significativas entre sí para el contenido de nitratos. El valor registrado en Molino (8 metros de profundidad) excede ampliamente el límite de 45 ppm NO_3^- sugerido para el consumo humano, mostrando un exceso de casi 900 %, mientras que el pozo Bomba (25 metros de profundidad) muestra una concentración que se acerca peligrosamente al valor límite.

El agua proveniente de las dos fuentes existentes se mezcla en el tanque australiano mientras se almacena transitoriamente para su distribución posterior. Esto explicaría el valor de nitratos presente en Bebederos de 94 ppm.

Al no existir registros de los caudales bombeados desde cada pozo, no es posible determinar si la concentración de nitratos en bebederos resulta de un promedio ponderado por

los caudales bombeados. Sin embargo, se podría afirmar que el pozo explotado por electrobomba trabajaría más horas anuales que el pozo de molino, ya que este último depende de la frecuencia de vientos mientras la bomba puede funcionar casi permanentemente salvo cortes excepcionales en el suministro eléctrico.

El ganado consume agua permanentemente, por esto resulta lógico pensar que en promedio el pozo Bomba aportaría mayores proporciones de agua que el pozo Molino. Así resulta coherente que la concentración de nitratos en Bebederos se acerque más al valor de Bomba que al de Molino.

Naturalmente la concentración de nitratos debería ser baja en aguas subterráneas, excepto que exista una fuente de contaminación. Valores promedio de mantos subterráneos en los Estados Unidos no superan las 2 ppm (Baird, 2001). Como fuera comentado anteriormente, las fuentes de contaminación nitrogenada pueden surgir como consecuencia de aplicación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos, deposiciones atmosféricas y fugas desde pozos sépticos.

En los países desarrollados donde la actividad de engorde intensivo es una práctica común, los emplazamientos productivos se ubican en zonas semiáridas donde los acuíferos se hallan a profundidades considerables.

Las altas planicies americanas de Texas se conocen como capital mundial del *feedlot*, por cuanto allí se engordan el 25 % de los animales faenados en los Estados Unidos, constituyéndose en la región de mayor concentración mundial de animales engordados en sistemas intensivos. En esa región el acuífero Ogallala se halla a una profundidad variable entre 80 y 100 metros. Existen algunos trabajos de investigación sobre el impacto de los *feedlots* en la calidad del agua subterránea.

Sweeten *et al.* (1995) estudiaron la concentración de nitratos en el acuífero Ogallala debajo de dos emplazamientos de engorde intensivo, a una profundidad superior a los 80 metros. Las concentraciones promedio de nitratos fueron de 5.45 ppm en uno de los *feedlots*, mientras en el segundo el valor promedio fue de 23.68 ppm. Los autores concluyen que, no siendo estos valores significativamente superiores a los de otros pozos vecinos sin influencia

del engorde a corral, la actividad no supone *per se* un riesgo de contaminación para las aguas subterráneas.

Miller (1971) estudió el estado del mismo acuífero debajo de 80 emplazamientos productivos. El autor encontró que un 25 % de los pozos se aproximaban o excedían el valor límite de 45 ppm NO_3^- . Mientras los nitratos y cloruros presentaron un promedio en su tasa de acumulación de 0.17 ppm / año, la conductividad varió de 40 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ anualmente.

Las conclusiones de Miller (1971) fueron: que la tasa de dispersión de contaminantes es función de la frecuencia de bombeo del acuífero, que cantidades significativas de contaminantes que transitan el subsuelo hacia el acuífero se recuperan a través del bombeo y que la tasa de infiltración y acumulación de sólidos disueltos es más alta en suelos arenosos que en aquellos que presentan mayor proporción de limos y arcillas.

McReynolds (1994) encontró, estudiando la misma zona, que las plumas contaminantes se movían entre 0.6 y 6 metros año en profundidad. Asimismo, la dispersión de iones en el agua subterránea varió de 14 a 122 m / año horizontalmente.

En el establecimiento bajo estudio, donde los pozos de bombeo se encuentran junto al ambiente Manga, sería difícil no atribuir el nivel actual de nitratos en aguas subterráneas a la concentración de ganado en ese sector. Los conos de bombeo producidos en los mantos subterráneos al bombearse agua se extienden por decenas y hasta cientos de metros, en función de la profundidad del acuífero y la intensidad de bombeo, aportando contaminantes desde zonas distantes a los pozos. Siguiendo los valores citados por McReynolds (1994), los corrales de engorde 1990 estudiados y otros muy próximos a los pozos de bombeo (corrales 1997) podrían estar aportando nitratos al manto subterráneo (**Capítulo II, Figura 3**).

Si se comparan los datos obtenidos en el presente estudio con los informados por Laboratorio Privado en 1994 y 1995, para la concentración de nitratos se obtienen los siguientes resultados:

	Laboratorio Privado 1994 / 1995	En el presente estudio 2001
Media NO ₃ ⁻ Molino	82 b	396 a
Desv. St.	2	2
Media NO ₃ ⁻ Bomba	12 b	44 a
Desv. St.	2	2

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 27. Concentración de nitratos NO₃⁻ en ppm, según año de muestreo

El análisis estadístico de los resultados presentados en la **Tabla 27** se realizó entre distintos años para una misma fuente. Para Molino, se observa que existen diferencias significativas entre los valores de 1994/1995 y los actuales, con un incremento considerable de la concentración de nitratos. En el caso de Bomba, también se exhiben diferencias significativas entre años, siendo siempre mayor la concentración de nitratos en la determinación más reciente.

Con la información disponible en **Tabla 27** y **Figura 17** es posible comparar la proporción relativa de la concentración de nitratos en aguas de distintas fuentes para distintos años de muestreo.

Nótese que las 12 ppm de nitratos en Bomba determinados para 1994 / 1995 representan un 15 % de la concentración presente en el pozo Molino. Tras seis años de actividad de engorde intensivo, los nitratos se concentraron considerablemente en ambos pozos.

Sin embargo, las proporciones se mantuvieron cercanas a la situación antecedente. Así, la concentración de nitratos en Bomba para 2001 representa un 11 % de la concentración en Molino. Esto indica que el proceso de concentración del contaminante ha descrito una tasa de acumulación similar en ambos casos, aunque como se explicará más adelante, quizá determinada por variables distintas en uno y otro caso.

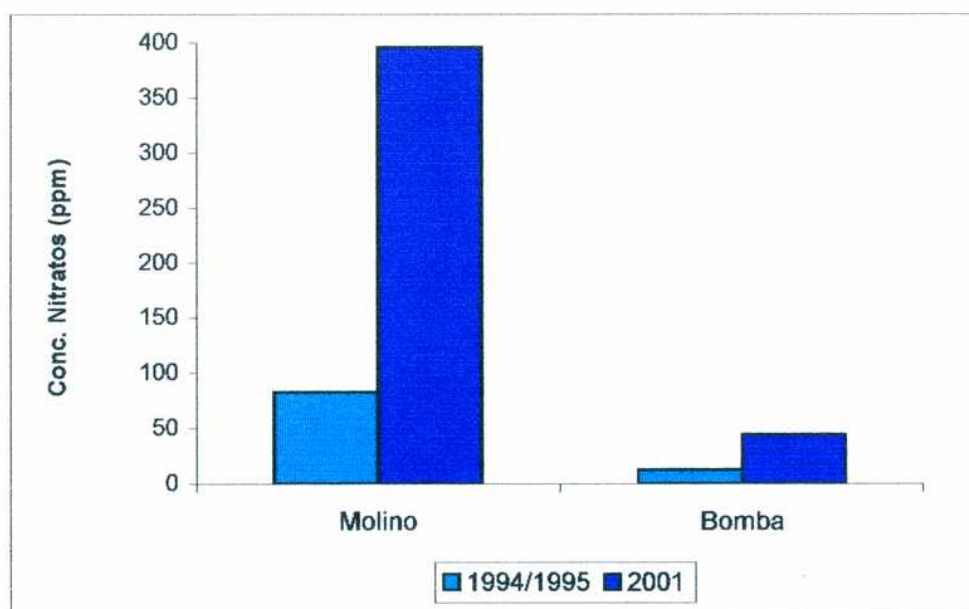


Figura 17. Concentración de nitratos en aguas subterráneas según año de muestreo (NO_3^- en ppm)

Realizando un análisis en función del tiempo, si se toman los valores informados para 1994/1995 como 100 % en cada caso se observan incrementos superiores al 480 % en Molino y del 350 % en Bomba. Resulta claro que la actividad del engorde intensivo estaría actuando como fuente de nitratos a las aguas subterráneas.

Los valores de nitratos en Laguna resultaron comparativamente bajos (15 ppm), lo que se relaciona con las probables condiciones químicas fuertemente reductoras en este ambiente. Mientras los valores de amonio en aguas resultaron despreciables para Bomba, Molino y Bebederos, en la Laguna esta concentración fue superior a las 49 ppm. Esto se ampliará más adelante al analizarse las concentraciones de contaminantes en sedimentos del ambiente Laguna.

En 3.7.1 se explicó porqué las tendencias en lixiviación de cloruros y nitratos fueron diferentes. En consecuencia, estos elementos también deberían mostrar diferencias en su acumulación en aguas. Analizando sólo Molino y Bomba, mientras los nitratos se concentran en Molino, los cloruros se concentran en Bomba.

	Bomba	Molino	Bebederos	Laguna
Media	61 a	41 b	59 a	37 c
Desv. St.	1	2	1	0

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 28. Concentración de Cloruros en ppm, según fuentes

La información precedente muestra que las concentraciones de cloruros no fueron significativamente diferentes entre Bomba y Bebederos, pero sí entre estas fuentes y Molino y Laguna. El aumento de cloruros en Bomba respecto de Molino resulta difícil de explicar.

Si bien la **Figura 16 (Capítulo III)** mostró que los cloruros en ambiente Manga tendieron a conservar su concentración en profundidad, no parecería lógico que tras alcanzar el primer manto de agua (Molino, 8 metros) continuaran hacia el próximo estrato explotado concentrándose aún más (Bomba, 25 metros).

Sin embargo, el análisis estadístico comparativo entre los datos 1994/1995 y los del 2001 (**Tabla 29**) muestran que en la fuente Bomba no existen diferencias significativas entre años mientras en Molino los valores difieren significativamente ($p < 0.01$).

	Laboratorio Privado 1994 / 1995	En el presente estudio 2001
Media Cloruros Molino	175 a	42 b
Desv. St.	3	2
Media Cloruros Bomba	150 a	61 a
Desv. St.	3	2

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 29. Concentración de Cloruros en ppm, según año de muestreo

En virtud de estos resultados, la concentración de cloruros en Molino (más cerca de la superficie) parecería más inestable mostrando dependencia de algún factor ambiental o de manejo desconocido.

Sweeten *et al.* (1995) encontraron valores medios de cloruros en aguas subterráneas de dos feedlots de 32 ppm (32 ± 25.5) en un caso y 42 ppm (42 ± 14.2) en otro. Estos datos mostraron una variabilidad muy amplia sobre cuatro muestras analizadas en cada caso.

Si se analizan los datos informados por el laboratorio privado sobre muestras de 1994 y 1995, se observa que para el caso del año 1995 los cloruros se hallaban más concentrados en Bomba que en Molino. En el análisis del año 1994 la tendencia fue opuesta (**Tabla 8, Capítulo II**). Estos datos alientan a pensar que la estabilidad del parámetro cloruros en aguas resulta débil, mostrando cambios en su concentración que obedecen a causas no abordadas en este estudio.

Probablemente debería profundizarse un análisis que integre datos completos de la composición mineralógica de los diferentes estratos geológicos profundos y la variabilidad estacional en el ciclo hidrológico de los cuerpos de agua estudiados. Las diferencias en concentraciones de cloruros podrían deberse a cambios considerables en la potencia del acuífero que permitan diluir o concentrar el elemento.

La concentración de cloruros máxima registrada (61 ppm) se halla distante del valor de 250 ppm para consumo humano y más aún de los 1 a 5 gramos / litro establecidos para bovinos.

La conductividad eléctrica (CE) de las fuentes estudiadas no presentó diferencias significativas ($p < 0.01$) entre Molino, Bomba y Bebederos, mostrando valores promedio en el rango de 1.8 a 2 mmho / cm. Existieron diferencias significativas entre estos ambientes y la Laguna, cuyo valor medio fue de 1.4 mmho / cm.

En el análisis comparativo con datos previos, se observaron diferencias significativas en CE para la fuente Molino entre 1994/1995 y 2001. Los datos obtenidos en este estudio tuvieron una media de 1.8 mmho / cm mientras los antecedentes fueron del orden de 1 mmho / cm. Mientras tanto, la fuente Bomba no mostró diferencias significativas entre años, con valores medios en el rango de 1.4 a 2 mmho / cm.

	Laboratorio Privado 1994 / 1995	En el presente estudio 2001
Media pH Molino	8.10 a	7.70 b
Desv. St.	0.10	0.04
Media CE Molino	1 b	1.8 a
Desv. St.	0	0

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 30. Valores medios de pH y CE (mmho/cm) según año de muestreo

En cuanto al parámetro pH, existieron diferencias significativas entre Laguna y el resto de los ambientes. En el análisis entre años, el pH mostró diferencias significativas sólo para la fuente Molino, con valores superiores en antecedentes –1994/1995- que fueron reduciéndose con los años. Obsérvese que la tendencia en pH en el tiempo es opuesta a la de CE.

El parámetro amonio fue analizado en todas las fuentes durante el 2001, mostrando valores insignificantes tanto para Molino como para Bomba, mientras en Bebederos se encontró incremento. El valor de amonio en Laguna fue el más elevado. No se realiza un análisis de la variabilidad del parámetro amonio entre años ya que el Laboratorio no informó concentraciones.

	Bomba	Molino	Bebederos	Laguna
Media	< 0.5 c	< 0.5 c	3.4 b	50 a
Desv. St.	0	0	0	0

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 31. Concentración de Amonio NH_4^+ en ppm, según fuentes

La **Tabla 31** informa diferencias significativas entre Laguna y el resto de los ambientes, con Bebederos en situación intermedia, Bomba y Molinos con los valores más bajos y homogéneos entre sí.

Un estudio desarrollado en el estado de Florida, USA, mostró que una laguna de almacenamiento de efluentes aportaba contaminantes al agua subterránea de pozos distantes a 7.8, 30 y 61 metros en todas las direcciones (Pate *et al.*, 1974). En estos pozos el agua se

muestreó a intervalos de profundidad entre 3.65 y 6.10 metros. No existieron diferencias significativas en la concentración de amonio entre las dos profundidades de un mismo sitio.

La variación de la concentración de amonio entre 4 y 24 ppm comparando antes de las descargas de efluentes a la laguna y varias semanas después de la descarga, indujo a los autores del trabajo citado a afirmar que la laguna contaminó los pozos de agua subterránea. Explicaron que a medida que la pluma contaminante atravesaba el suelo disminuía la demanda química de oxígeno (COD), los fosfatos solubles y la totalidad de los nitratos, alcanzando el amonio los pozos bajo estudio.

Si bien en nuestro trabajo no se puede hacer esta comparación, pues la distancia entre laguna y pozos de bombeo es superior a los 200 metros, si nos resulta útil para mostrar que en ambientes con alta carga de amonio –como nuestros corrales de engorde intensivo– puede existir lixiviación y dispersión hidráulica subterránea del amonio.

Sweeten *et al.* (1995), en pozos de bombeo de feedlots ubicados a más de 80 metros de profundidad, encontraron valores promedio de 0.03 ppm. Stewart *et al.* (1968), muestreando a una profundidad variable entre 3 y 20 metros, hallaron valores promedio de hasta 4.5 ppm de amonio debajo de unos treinta establecimientos. Ambos trabajos fueron desarrollados en zonas geográficas distintas de Norteamérica, pudiendo relacionarse las mayores precipitaciones en la zona de Colorado (Stewart *et al.*, 1968) con valores más elevados de amonio lixiviado en comparación con la zona semiárida del norte de Texas (Sweeten *et al.*, 1995).

Los datos de concentraciones de amonio de Pate *et al.* (1974) resultan aún mayores, habiéndose desarrollado ese estudio en el estado de Florida, con precipitaciones más abundantes y una napa freática a escasos 4 metros de la superficie del suelo.

4.4.2: Carbono Orgánico Total (COT) y Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La capacidad de consumir oxígeno que se presenta en una muestra de agua, como consecuencia de la degradación biológica de la materia orgánica contenida en la misma, se denomina Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Experimentalmente se evalúa

determinando la concentración de oxígeno disuelto al comienzo y al final de un periodo, usualmente de cinco días, obteniéndose la DBO_5 .

Este parámetro permite determinar la materia orgánica biodegradable de la muestra y es una medida de la capacidad de biodepuración del cuerpo de agua. Un valor corriente de este parámetro en aguas superficiales es de 0.7 ppm de oxígeno disuelto.

Una determinación más rápida de la demanda de oxígeno puede obtenerse evaluando la DQO, utilizando el ión dicromato como agente oxidante. La dificultad de DQO como parámetro de medida de la demanda de oxígeno es que la disolución ácida de dicromato es tan oxidante que oxida sustancias que en aguas naturales consumen oxígeno muy lentamente y, por lo tanto, no representan una amenaza real a sus niveles de oxígeno (Baird, 2001).

El COT se utiliza frecuentemente para caracterizar la materia orgánica disuelta y en suspensión de una muestra de agua. Habitualmente, este valor puede ser de 1 ppm de carbono en aguas subterráneas (Baird, 2001).

A continuación se observan los resultados obtenidos para los parámetros COT y DQO en las fuentes Molino, Bomba y Laguna. Se incluye el análisis estadístico entre fuentes para un mismo parámetro.

	Bomba	Molino	Laguna
Media COT	25.4 b	20.4 c	101.5 a
Desv. St.	0.5	0.5	0.5
Media DQO	60.2 c	98.9 b	254.0 a
Desv. St.	1.0	0.4	3.6

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 32. Concentraciones de COT y DQO en ppm, según fuentes

Laguna muestra los valores más altos tanto para COT como para DQO. Esto es debido al aporte de materia orgánica arrastrada por láminas de escorrentía que recibe esta fuente proveniente de los corrales de engorde (Sweeten, 1996).

Las fracciones orgánicas que se incorporan continuamente al suelo estarían presentes en mayor cantidad en Molino, puesto que es el manto acuífero más superficial, oxidándose lentamente mientras atraviesan perfiles donde existan condiciones aeróbicas para la descomposición (A1 y B1). Esto determinaría, en primer término, que menores cantidades de compuestos orgánicos en general estén disponibles para migrar al siguiente estrato (Bomba).

Simultáneamente, se espera que las fracciones orgánicas más resistentes a la descomposición se lixivien en menor cantidad hacia el estrato más profundo, debido a su estabilidad química que las convierte en menos solubles y también por su peso y tamaño, variables que son determinantes en el proceso de lixiviación.

Fue explicado que en la determinación de DQO se oxidan algunos compuestos que en el suelo se descompondrían lentamente en condiciones naturales. Esto explicaría por qué los valores de DQO son superiores en Molino, ya que en este manto se concentrarían las fracciones más resistentes a la descomposición y el lixiviado, que incrementan el valor de DQO por ser un método de oxidación muy agresivo.

Respecto de los valores de COT, han presentado diferencias significativas entre ambientes. La mayor concentración de carbono en profundidad se explica por una mayor acumulación de materia orgánica lixiviada tras diez años de actividad ganadera intensiva y, quizá también por aportes laterales.

Al ubicarse el pozo de bombeo a mayor profundidad y estar accionado por un dispositivo más potente que el Molino, se magnificarían los alcances del cono de depresión generado pudiendo captarse mayores cantidades de materia orgánica desde puntos más alejados como los corrales de engorde. Esta materia orgánica debe atravesar primero varios horizontes debajo de los corrales, donde se descompondría bajo condiciones aeróbicas, alcanzando el acuífero materia orgánica ya descompuesta. Esto explica definitivamente la mayor concentración de COT y menor de DQO al comparar Bomba con Molino.

El resultado del análisis de regresión efectuado entre COT y DQO ($R^2 = 0.9406$, $p < 0.001$) permite explicar los valores de DQO como consecuencia de la carga de materia orgánica que reciben los mantos subterráneos debido a la actividad ganadera intensiva.

Si se vinculan los datos de DQO y la concentración de nitratos en aguas subterráneas se observa que las elevadas concentraciones de DQO en Molino se corresponden con altos contenidos de nitratos, describiendo la misma tendencia –pero de menor magnitud- el pozo Bomba.

En cambio, en Laguna la tendencia es opuesta: una elevada DQO se corresponde con contenidos menores de nitratos. Estos resultados coinciden con las previsiones sobre las condiciones químicas imperantes en las distintas fuentes, siendo generalmente los cuerpos subterráneos ambientes altamente oxidativos mientras cuerpos superficiales contaminados presentan condiciones reductoras.

Parker *et al.* (1999), estudiando el comportamiento físico – químico de una laguna de almacenamiento de efluente de feedlot, encontró concentraciones de N-NO_3^- de 0.2 ppm y 2.9 ppm de N-NH_4^+ .

Stewart *et al.* (1968) informa concentraciones de COT en pozos subterráneos de feedlot en el rango de 30 a 130 ppm, con una media de 73 ppm. En su estudio, estos autores determinaron que altos contenidos de COT se correspondían con elevados tenores de amonio, pero advierten que la concentración de nitratos bajo feedlots también resulta elevada.

Las mediciones de amonio resultan más útiles que las de nitratos si se pretende relacionar el comportamiento de estos parámetros con COT, ya que el amonio proviene directamente de los compuestos orgánicos nitrogenados presentes en la materia orgánica.

La **Figura 18** muestra las concentraciones comparadas entre amonio (ppm), COT (%) y DQO (ppm) para las tres fuentes analizadas. Se observa una tendencia sostenida en la dinámica de las variables COT y DQO entre fuentes, lo que ya fue explicado por un elevado coeficiente de correlación entre las variables citadas ($R^2 = 0.9406$, $p < 0.001$).

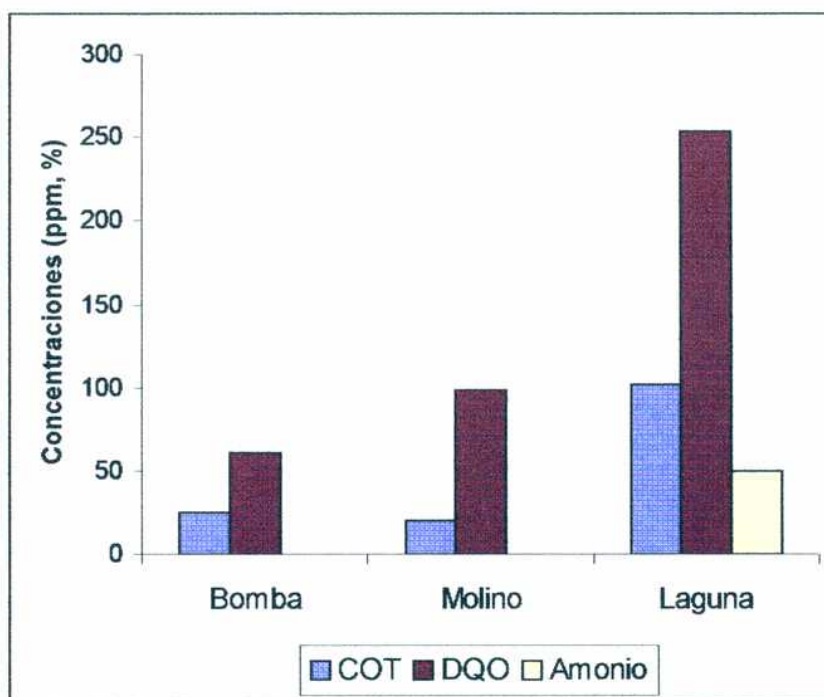


Figura 18. Concentración COT (%), DQO (%) y Amonio (ppm), según fuentes

Asimismo, puede observarse que en fuentes de agua subterránea la concentración de amonio fue menor al nivel de detección del método utilizado, mientras en Laguna la concentración de amonio resulta considerable, relacionado esto con condiciones de alta carga de materia orgánica y descomposición de la misma en medio reductor y anaerobio.

4.4.3: Arsénico en aguas subterráneas

La fuente de contaminación arsenical más común para los seres humanos son las aguas subterráneas utilizadas para consumo diario. Elevados contenidos de arsénico en el agua pueden provocar la aparición de hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE) lo que puede determinar cánceres de piel (Maisonave, 1998).

El límite actual sugerido por la Organización Mundial de la Salud para aguas destinadas al consumo humano es de 0.05 mg /l o ppm. La toxicidad del arsénico depende de la forma química en la que se encuentre, siendo los arsenitos los compuestos más peligrosos. A

diferencia de los metales pesados, en el caso del arsénico los compuestos de origen inorgánico son más tóxicos que los orgánicos.

Para la producción animal, algunos autores sostienen que el límite de tolerancia de arsénico podría ser mayor que para humanos, basados en el razonamiento de que el animal está expuesto a la ingesta del metal durante un período menos prolongado de tiempo respecto del hombre.

Si bien es cierto que la vida media de un bovino –en promedio 4 años– representa menos de un diez por ciento de la expectativa de vida moderna para seres humanos, se requieren fundamentos fisiológicos y metabólicos que sustenten la idea de la inocuidad del arsénico para bovinos en un tiempo de exposición de algunos años (Ammerman *et al.*, 1977).

Bergqvist *et al.* (1991) sostienen que dosis superiores a 7,5 mg / kg de peso vivo de arseniato de sodio podrían resultar tóxicas en bovinos. Mientras la concentración umbral para arsénico trivalente sería de entre 33 y 55 mg / kg de peso vivo.

En Argentina existen zonas donde la presencia de arsénico en aguas subterráneas resulta considerable, atrayendo la atención de distintos investigadores (Blarasin *et al.*, 1998; Biagini *et al.*, 1995; Castro *et al.*, 1998; Maisonnave *et al.*, 1998; Maisonnave *et al.*, 1999). Entre estas pueden citarse las zonas serranas de las provincias de San Luis y Córdoba, el sudoeste de Buenos Aires, sur de Santa Fé, sudeste de Córdoba y noroeste de La Pampa.

Maisonnave *et al.* (1998), estudiando mantos freáticos del sudeste de Córdoba, encontraron concentraciones de arsénico en aguas subterráneas de hasta 0.50 ppm, lo que representa un incremento de un orden de magnitud respecto al valor límite recomendado.

Se realizaron determinaciones de la concentración de arsénico en ambas fuentes de agua subterránea, debido a que la zona del sur de Santa Fé puede presentar elevados contenidos de este metal extremadamente tóxico.

La **Figura 19** indica que la concentración de arsénico se encuentra en un claro proceso de concentración, superando en Bomba el límite máximo indicado por la OMS en un 500 %, mientras los valores de Molino describen un incremento del orden del 250 % por encima del umbral de seguridad.

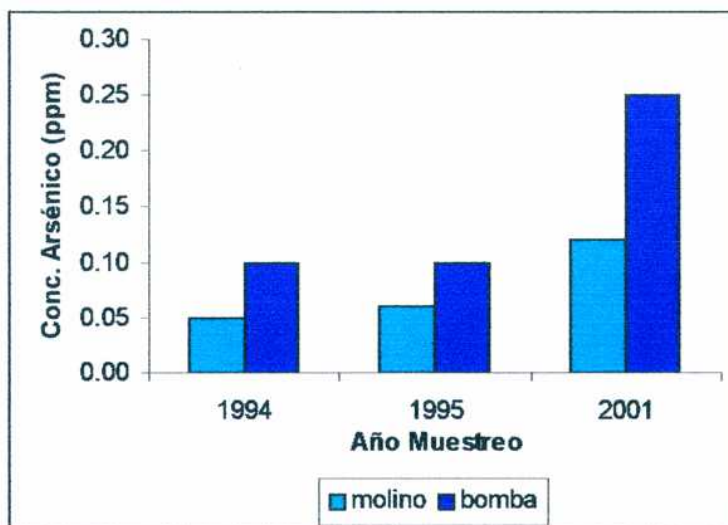


Figura 19. Concentración de Arsénico (ppm), según año de muestreo

Asimismo, puede afirmarse que la magnitud del incremento en los valores de arsénico respecto del año 1995 es del orden de 250 % tanto para Molino como para Bomba. Esto sugiere que el incremento relativo responde a cierta variable que se vincula al patrón de explotación de los pozos en función de las necesidades de proveer a los animales de grandes cantidades diarias de agua.

Si asumimos una carga promedio de 2500 animales en el establecimiento que consuman 25 litros de agua diarios como media, estaríamos ante un escenario de bombeo superior a los sesentamil litros diarios. Probablemente, este patrón de extracción intensivo de agua esté afectando el equilibrio de disolución de arsenitos desde los minerales originales de los estratos geológicos profundos. Esta hipótesis requiere estudios específicos e intensivos para ser confirmada.

4.4.4: Análisis Básico de Aguas

Se realizaron todas las determinaciones que constituyen un análisis básico de aguas. Los datos completos pueden consultarse en **Anexos**, mostrándose a continuación un breve resumen de los resultados obtenidos.

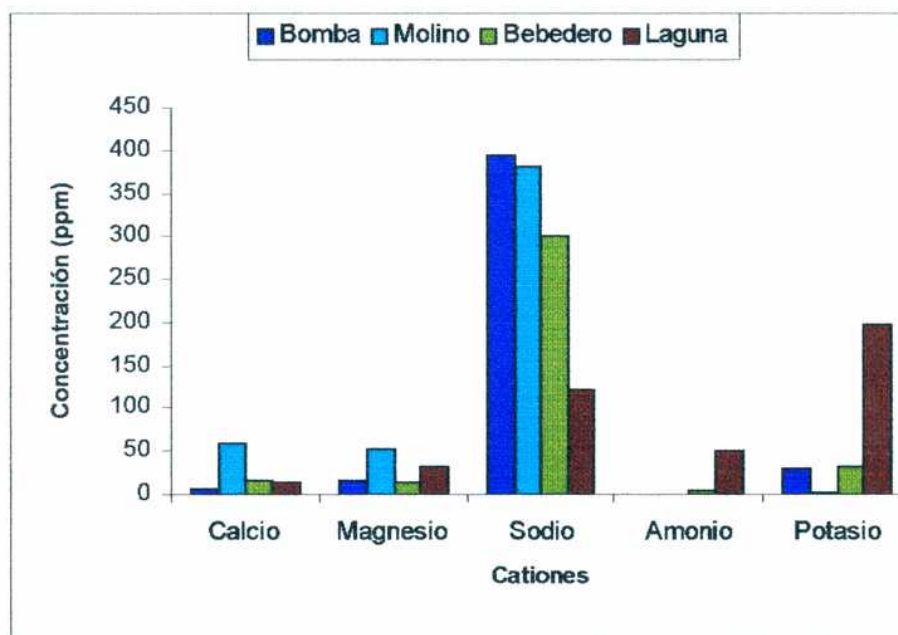


Figura 20. Concentración de Cationes en aguas (ppm)

La **Figura 20** muestra la variación en la concentración de cationes para las cuatro fuentes estudiadas, mientras la **Figura 21** contiene la información relativa a aniones.

En lo que respecta a las fuentes de agua subterránea –Molino y Bomba– que se utilizan para consumo humano, tomando los valores umbrales vigentes para aguas potables en Argentina (Decreto 999/92) no existe ningún parámetro que exceda los valores máximos admisibles. Debe destacarse que en dicho Decreto no se menciona al sodio, pero si los valores de sólidos disueltos totales cuyo umbral se fija en 1500 ppm, valor que resulta mayor a los determinados en el presente estudio.

Los valores limites en el Decreto citado son los siguientes:

Parámetro	Límite de Concentración
Cloruros (Cl^-)	250 ppm
Nitratos NO_3^-	45 ppm
Sulfatos (SO_4^{2-})	400 ppm
pH	6.5-8.5
Sólidos Disueltos Totales	1500 ppm

Tabla 33. Valores límite para agua potable.

Fuente: Decreto 999/92, Presidencia de la Nación Argentina.

Del análisis de los resultados de cationes surge que el calcio y el magnesio aparecen asociados, mostrando valores similares para ambas fuentes de agua subterránea. El sodio, aportado desde las fuentes de agua subterránea, disminuye hacia la Laguna de almacenamiento mientras aumenta la concentración de potasio.

Recordando que sodio y potasio son muy importantes en la excreta bovina, aparentemente el sodio estaría permaneciendo sobre la superficie de los corrales fijado a los complejos húmico – arcillosos mientras el potasio estaría siendo transportado preferencialmente hacia la Laguna en eventos de escorrentía laminar.

La presencia de sodio en Laguna puede justificarse según los valores de las fuentes, mientras resulta difícil explicar el contenido de potasio. Sin embargo, el grano de maíz que es el principal componente de la dieta en feedlot, contiene relativamente más potasio que cualquier otro elemento minoritario.

La presencia de amonio se vincula al transporte de excretas hacia la Laguna, mientras son minoritarios los tenores de nitratos en este ambiente (**Figura 21**). La concentración de sulfatos en Laguna evidencian un proceso de concentración muy marcado.

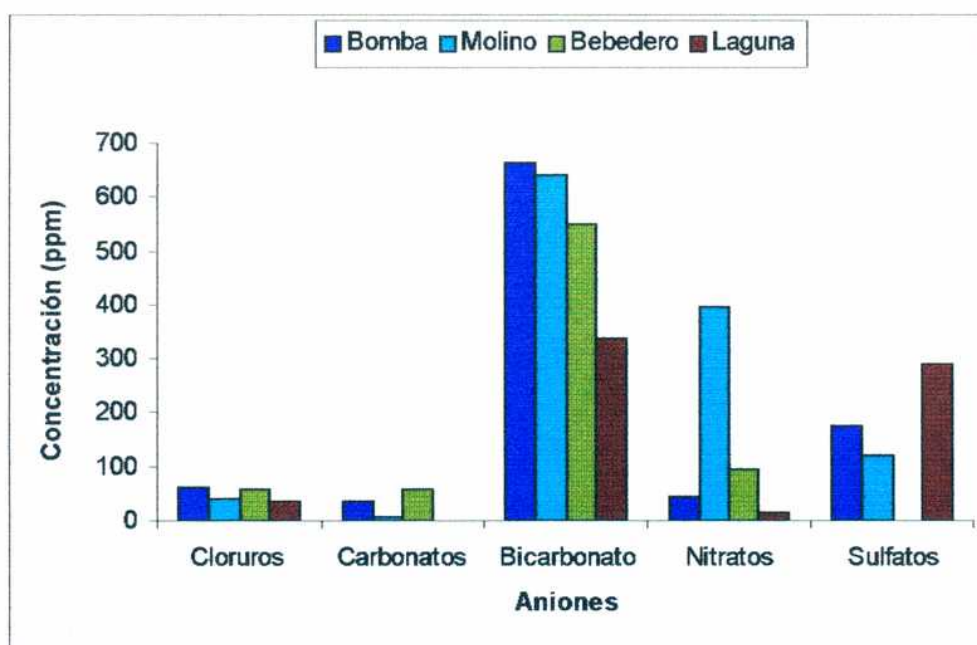


Figura 21. Concentración de Aniones en aguas (ppm)

En el **Capítulo 5 Sedimentos**, se retomarán algunos de estos valores para explicar las concentraciones que podrían presentarse en los sedimentos de la Laguna. Es importante destacar que el análisis comparativo de aguas realizado tiene como objetivo mostrar diferencias evidentes entre fuentes, destacando qué elementos podrían responder en sus concentraciones a la acción de procesos de escorrentía. Sin embargo, para analizar profundamente los valores determinados en Laguna es imprescindible incorporar al análisis los resultados de sedimentos.

Las determinaciones de fósforo reactivo soluble (PRS) no se incluyeron en las gráficas precedentes pues las magnitudes halladas son leves, no permitiendo una visualización clara de los datos. A continuación se muestra la variación de este único parámetro entre fuentes.

	Bomba	Molino	Bebederos	Laguna
Media PRS	0.03 b	0.01 b	0.02 b	25.84 a
Desvío St.	0	0	0	1.25

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 34. Concentración de PRS (ppm), según fuente

El análisis estadístico muestra que existen diferencias significativas entre la Laguna y el resto de las fuentes relevadas. Indiscutiblemente, los procesos de escorrentía laminar desencadenados por precipitaciones sirven de medio de transporte del fósforo adsorbido a fracciones orgánicas e inorgánicas, depositándolo en la Laguna de almacenamiento. Este análisis se completa en el próximo Capítulo junto con los datos obtenidos para Sedimentos.

4.5 Conclusiones

Las aguas subterráneas del establecimiento bajo estudio se hallan afectadas en sus características químicas, de tal forma que limitan su utilización potencial y resultan riesgosas para el consumo humano.

Las concentraciones de nitratos y arsénico, tanto para la fuente Molino como para Bomba, exceden los valores de tolerancia sugeridos por la OMS, de modo que su utilización para el consumo humano debería suspenderse de inmediato y reemplazarse por agua de otro origen.

En tanto, la potencialidad del recurso en función de su utilización en producción bovina, no aparece tan afectada. Los contenidos salinos, la concentración de nitratos y cloruros en Bebederos –fuente de la cual consumen agua los animales- se halla dentro del intervalo aceptado para aguas de calidad Muy Buena a Buena (Vivot *et al.*, 1999).

Sin embargo, la concentración de nitratos en Molino resulta peligrosa incluso para los bovinos, por lo que debería preverse siempre su dilución con agua proveniente de Bomba.

El arsénico podría aparecer como limitante para el aprovechamiento de esta agua en producción animal. Sin embargo, en virtud del escaso tiempo de exposición de los animales de feedlot a la ingesta, que nunca supera los 150 días totales, se descarta los efectos del arsénico sobre la calidad del recurso a los fines exclusivamente productivos.

Los nitratos y cloruros mostraron tendencias diferentes en cuanto a su concentración en profundidad. Los cloruros aparecen como un parámetro más inestable en función de datos y antecedentes disponibles.

Las aguas superficiales y subterráneas mostraron una interesante correlación entre amonio y COT, lo que permite pensar en un origen conjunto de ambos que es la materia orgánica en descomposición.

La concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) en aguas de la Laguna presenta un incremento notable respecto de los valores normales en aguas subterráneas, vinculándose los valores determinados en la obra de almacenamiento con los aportes de material por escorrentía.

CAPITULO V

SEDIMENTOS

5.1 Introducción

Los corrales de engorde y la Laguna se hallan conectados por un canal a cielo abierto (**Foto 7, Anexos**). Este sistema de conducción comienza en el extremo sudeste de los corrales 1990, como muestra la **Figura 5 del Capítulo II**.

El objetivo de este canal es conducir la lámina de esorrentía proveniente de los corrales hacia la Laguna, donde los efluentes se almacenan y se van perdiendo gradualmente por evaporación.

El canal presentaba una profundidad efectiva de unos 70 cm al momento del muestreo. Su longitud alcanza los 80 metros. Su ancho aproximado es de 5 metros, de bordes irregulares que parecerían definidos por la carga hidráulica y la colonización de ese espacio por diversas malezas (**Foto 8, Anexos**).

En la visita de Octubre 2000 se identificaron distintas especies de malezas que crecían sobre los bordes del canal, en general presentaban buen aspecto y un color verde intenso relacionado con buenas condiciones de fertilidad. Entre estas especies se encontró cebadilla criolla, yuyo colorado, mostacilla, capiquí, hinojo y lengua de vaca.

Dentro del canal, que se hallaba seco, se observaba el crecimiento de especies del tipo juncáceas. En la visita realizada en Abril 2001 las especies presentes estaban en estado de senescencia, siendo dominado el paisaje del canal por material seco en descomposición, evidenciando un gran aporte de broza (**Foto 7, Anexos**).

Al momento del muestreo de suelos (Abril 2001), una importante porción del canal se encontraba absolutamente seca, mientras a unos 20 metros de la Laguna de almacenamiento comenzaba un tenue pelo de agua que luego iba aumentando en su altura. En las cercanías de la Laguna la columna de agua del canal no superaba los 20 cm.

Las dimensiones aproximadas de la laguna fueron determinadas como: 30 metros de longitud, 9 metros de ancho y unos 2 metros de profundidad (**Foto 11, Anexos**). En su extremo, la laguna se continúa con un segundo canal de menores dimensiones que conduciría los efluentes en exceso hacia la calle pública para evitar desbordes de la laguna (**Figura 5, Capítulo II**). Este último canal se extiende por más de 100 metros, con una profundidad de 0.5 m y un ancho de 1.5 m.

Durante Octubre 2000, a la salida del invierno, la laguna presentaba una columna de agua de altura aproximada de 40 cm. Mientras, en Abril 2001, salida del verano, la columna excedía el metro de altura. En ningún caso se observaron plantas dentro de la laguna.

El abordaje teórico del presente capítulo se basa en el análisis de la variabilidad de ciertos compuestos químicos contaminantes aplicado al concepto de gradiente. Los compuestos químicos pueden provenir desde las heces bovinas que representarían la consecuencia biológica de la ingesta de una calidad de agua y alimentos determinados. Ciertos compuestos podrán provenir de las fuentes de agua subterránea y otros de los alimentos que consumen los animales, y en última instancia se encontrarán en las heces que serán transportadas hacia el sistema de conducción primero y a la laguna después, como producto de los procesos de escorrentía laminar provocados por las precipitaciones.

Se establecerá un gradiente probable de contaminantes a través del paisaje, para estudiar cómo se concentran o diluyen en distintos ambientes y bajo condiciones químicas diferentes.

La laguna y la fracción de canal que presentaba una columna de agua, representan un complejo sistema que integra aguas y sedimentos. La presencia de algunos contaminantes en la columna de agua ha sido comentada en el capítulo anterior, respondiendo al objetivo de comparar las concentraciones de contaminantes entre fuentes de agua superficial y subterránea. En el presente capítulo se retomarán las concentraciones en agua de Laguna cuando sea necesario para analizar el comportamiento de algún elemento en los sedimentos.

Los Metales Pesados se estudiarán independientemente, en el **Capítulo VI**.

5.2 Objetivos

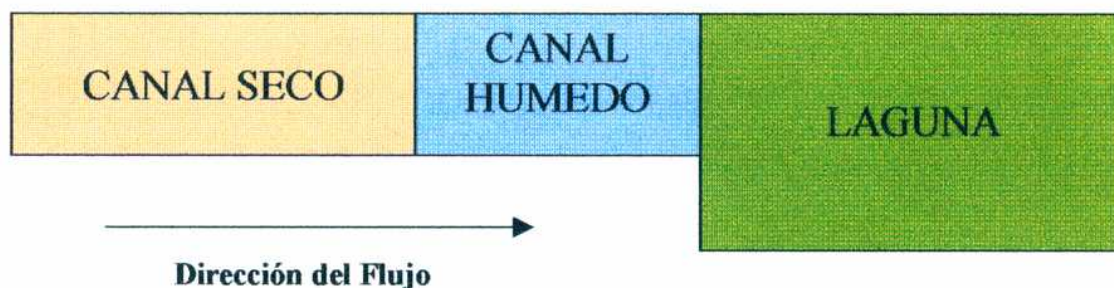
Se determinarán las especies contaminantes presentes en sedimentos de canales y laguna.

Se relacionará la presencia de contaminantes con las pautas de manejo productivo y ambiental vigentes en el Establecimiento bajo estudio.

5.3 Materiales y Métodos

5.3.1: Diseño e intensidad del muestreo de sedimentos

El muestreo se realizó en Abril 2001. En ese momento, el sistema de conducción presentaba porciones secas y húmedas. Estas porciones se muestrearon independientemente para su estudio, denominándose canal seco y húmedo respectivamente.



**Figura 22. Ubicación relativa de los ambientes muestreados
(no a escala)**

Se utilizaron corels de PVC para extraer los sedimentos sin disturbarlos (**Foto 8, Anexos**). En algunos ambientes se trabajó en distintas profundidades.

El ambiente Canal Seco presentaba un estrato orgánico superficial de acumulación de unos 20 cm de espesor. Debajo de éste, se identificó un horizonte de textura arcillosa, probablemente el B22t o el B3 citado por INTA. En carta de suelos Arias de INTA se describe el horizonte B22t ubicado entre los 49 y 72 cm de profundidad, y debajo un horizonte B3 hasta el metro de profundidad (**Tabla 7b, Capítulo II**).

En cada sitio de muestreo se tomaron 3 muestras que se analizaron independientemente en laboratorio, presentándose finalmente valores medios. Se obtuvieron las siguientes muestras de sedimentos por ambiente.

Canal Seco: se relevaron cuatro puntos de muestreo, desde la zona próxima a corrales hacia la laguna, en el centro del canal. Los rótulos fueron CSI para Canal Seco Inicio, CSIM para Inicio Medio, CSMF para el Medio Fin y CSF para la muestra al final del canal (**Figura 23**). La longitud total del ambiente seco fue de aproximadamente 60 metros.



Figura 23. Sitios de muestreo en ambiente Canal Seco

Canal Húmedo: se relevaron dos sitios, inicio (CHI) y fin (CHF) ya que la longitud de este ambiente no superaba los 20 metros (**Figura 24**).

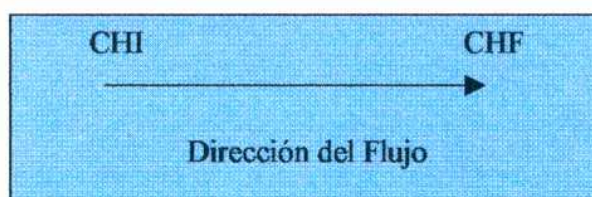


Figura 24. Sitios de muestro en ambiente Canal Húmedo

Laguna: se relevaron cuatro sitios, inicio (Lag-I), inicio medio (Lag-IM), medio fin (Lag - MF) y laguna fin (Lag-F), como se muestra en la **Figura 25**. Las muestras se obtuvieron sobre una transecta de cuatro puntos equidistantes respecto de los bordes, en relación a la línea de sedimentación esperada.

En algunos sitios de muestreo se identificaron capas de sedimentos heterogéneas, identificadas por su color. Así, en Laguna Medio y Fin se analizaron los sedimentos en sus porciones superficiales y subsuperficiales. En los casos en los que se identificó una capa orgánica en los sedimentos de la laguna, la altura de esta capa orgánica no superó nunca los 10 cm. Este detalle será importante a la hora de explicar algunos resultados.

La fracción superficial estaría compuesta por los sedimentos de origen orgánico que llegan por arrastre a la laguna. En cambio, el estrato subsuperficial estaría compuesto por los estratos geológicos arcillosos originales que quedaron expuestos al construirse esta obra de almacenamiento de efluentes. Se presentarán resultados medios del estrato superficial, para todos los ambientes, salvo que se indique lo contrario.

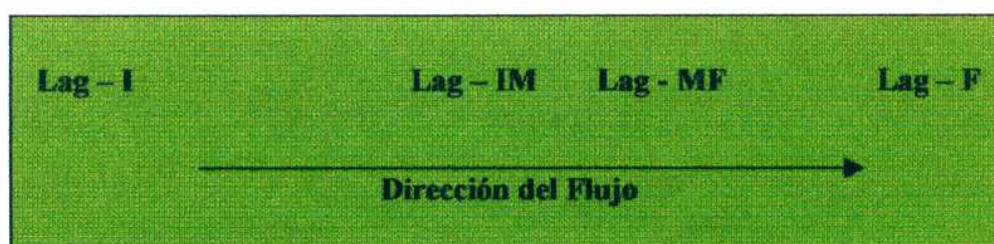


Figura 25. Sitios de muestreo en ambiente Laguna

En general se observará que no todas las muestras están incluidas en todas las determinaciones. Esto se debió a la escasez de masa obtenida en el muestreo. Las muestras de sedimentos presentaban mayoritariamente agua, en un rango de entre 80 y 400 % según el sitio muestreado. Los resultados se expresan en peso seco.

Los sitios de muestreo se hallan a distancias determinadas, esto es a 10 metros entre sitios de Canal Seco, entre 20 metros para las dos muestras de Canal Húmedo, y a 10 metros para las cuatro muestras de Laguna.

5.3.2: Determinaciones analíticas

Las determinaciones analíticas efectuadas se realizaron con los mismos métodos utilizados en el análisis de suelos (ver 3.3.3, Capítulo III).

En todos los sitios de muestreo se determinó la concentración de:

- Fósforo Total
- Calcio, Magnesio, Sodio y Potasio en extracto de saturación
- Carbono Orgánico Total

- Nitratos
- Amonio
- Nitrógeno Kjeldahl Total

5.3.3: Diseño estadístico

Al igual que en los ambientes antes analizados, el estudio estadístico incluye un diseño completamente aleatorizado (DCA) y análisis de variancia entre medias con un nivel de significancia de 1% (Test de Tukey).

5.4 Resultados y Discusión

5.4.1: Nitrógeno Orgánico Total, Amonio, Nitratos y Carbono Orgánico Total

En los distintos ambientes estudiados en el capítulo de Suelos fue demostrado estadísticamente que las concentraciones de nitrógeno total están correlacionadas con la carga orgánica aportada, medida como COT.

La **Tabla 35** muestra la concentración de nitrógeno Kjeldahl total (NKT) para los distintos ambientes de sedimentación estudiados. Se incluyen valores medios, desvío standard y el análisis estadístico entre sitios de muestreo de los diferentes ambientes. No se halla disponible el dato para la primer estación de muestreo en canal seco inicio (CSI).

	CSIM	CSMF	CSF	CLI	CLF	LAG-I	LAG-IM	LAG-MF	LAG-F
Media	1.71 a	1.28 a	1.70 a	1.70 a	1.17 a	0.14 b	0.29 b	0.15 b	0.46 b
Desv. St.	0.02	0.04	0.03	0.04	0.03	0.03	0.03	0.04	0.05

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 35. Concentración de NKT (%), según ambientes

El análisis estadístico muestra claramente que las concentraciones de nitrógeno total se agrupan en dos categorías de homogeneidad. Los sitios muestreados en canal seco y húmedo presentan las mayores concentraciones, ubicándose dentro del mismo grupo. Mientras, las concentraciones disminuyen hacia la laguna y no presentan heterogeneidad entre sí.

En la **Tabla 36** se muestran las diferencias en COT para los distintos ambientes. La tendencia del parámetro no es del todo clara en los canales, aunque aumenta su concentración hacia el Canal Húmedo.

Mientras, la concentración en la Laguna disminuye significativamente. Excepto en uno de los cuatro sitios analizados en Laguna, el resto se ubicó en un mismo grupo de

homogeneidad (f). En cambio, en los sitios de canales se presentó mayor variabilidad, determinándose cuatro grupos de homogeneidad (a, b, c y d).

	CSIM	CSMF	CSF	CLI	CLF	LAG-I	LAG-IM	LAG-MF	LAG-F
Media	10.0 c	9.4 d	10.5 a	10.5 a	10.3 b	0.6 f	1.4 e	0.5 f	0.5 f
Desv. St.	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0	0	0	0

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 36. Concentración de COT (%), según sitios y ambientes

La **Figura 26** muestra la variación del nitrógeno orgánico (NKT) y carbono orgánico (COT) a través del paisaje. Las mayores concentraciones se observan en el canal seco, disminuyen algo en canal húmedo y por último descienden abruptamente en la laguna. A pesar de las diferencias en el análisis estadístico entre ambientes para cada uno de los dos parámetros analizados, la variación de NKT y COT guardan una estrecha relación. Si nos abstraemos de las diferencias relativas en los valores de los parámetros, se observará que la tendencia de los valores son muy similares.

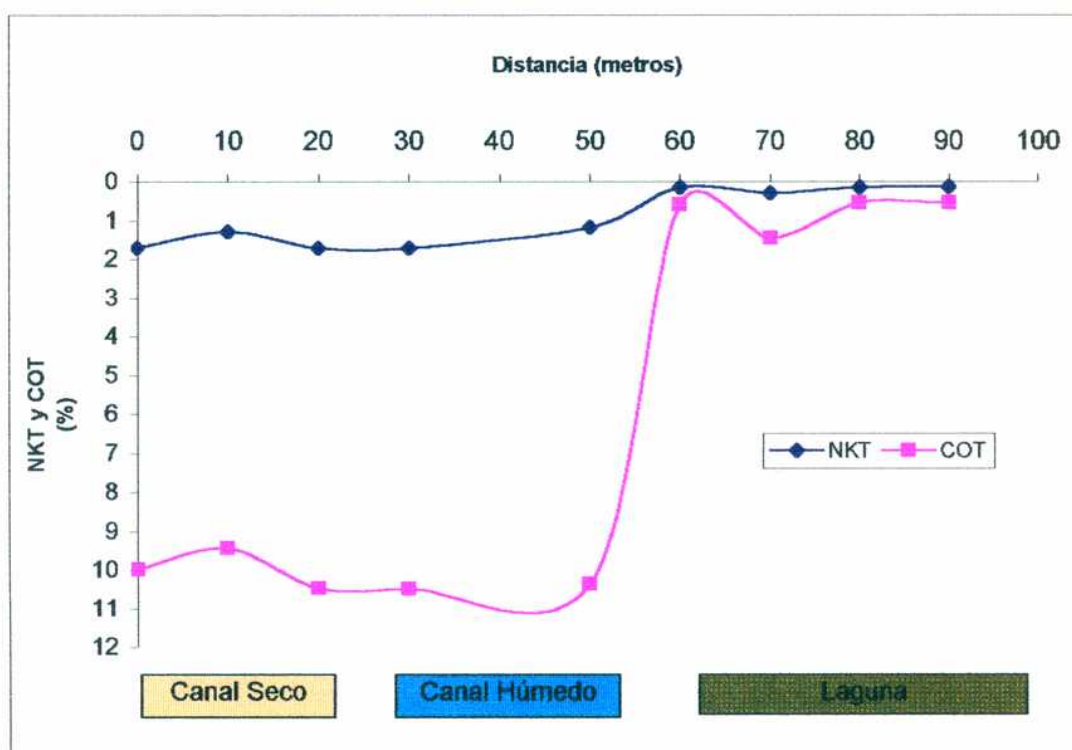


Figura 26. Concentración de NKT y COT (%) en sedimentos, según ambiente

Este último razonamiento debería estar reforzado por una elevada correlación lineal entre los dos parámetros involucrados. Si se observa la **Figura 27** no quedan dudas respecto del vínculo entre el contenido de nitrógeno orgánico y la materia orgánica que lo contiene, describiendo la regresión entre NKT y COT un coeficiente de correlación muy elevado ($R^2 = 0.9839$, $p < 0.001$).

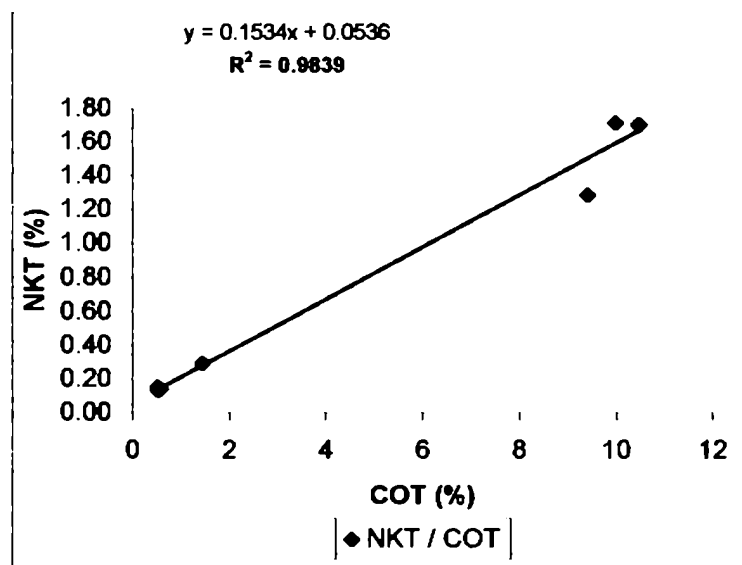


Figura 27. Relación NKT / COT en sedimentos ($p < 0.001$)

El fenómeno de escorrentía laminar aporta material a las obras de captación y laguna. Analizando los datos de NKT, y considerando su alta correlación con COT, la materia orgánica estaría depositándose preferentemente sobre los canales, disminuyendo considerablemente el aporte de NKT y COT hacia la laguna.

La considerable columna de agua presente en Laguna disuelve parte del nitrógeno y carbono que ingresa por escorrentía. Recuérdese que el valor de carbono orgánico total –COT– medido en laguna fue de 101 ppm, cuatro veces más que los valores hallados en Bomba y Molino.

Si la energía disponible en la lámina de escorrentía ante una precipitación determinada no es suficiente para transportar el material hasta la laguna, entonces ese material sedimentará

en los canales. Allí comenzará el proceso de descomposición aeróbica en la porción seca, originando básicamente nitratos y dióxido de carbono a expensas de la oxidación de la materia orgánica. Una porción continuará hacia la laguna, pudiéndose diluir aún más algunos compuestos en función de la columna de agua presente y las condiciones químicas predominantes.

Parker *et al.* (1999 c) estudiaron las propiedades físicas y químicas de una laguna de almacenamiento en feedlot. Los valores de nitrógeno orgánico se ubicaron dentro de un amplio intervalo entre 2000 y 9600 mg / kg. En otro estudio en lagunas de almacenamiento, se encontraron valores de NKT en sedimentos en un rango de 2200 a 10500 mg / kg, sobre sedimentos de distintas profundidades (Parker *et al.*, 1999 d).

Si convertimos los valores de NKT (%) del presente estudio a mg / kg obtenemos un rango de concentración de 1400 a 4600 mg / kg para los sitios de muestreo de Laguna. Estos valores se hallan dentro del rango descrito por los autores citados.

Las determinaciones de amonio que se han obtenido para los sedimentos, y para la columna de agua que se halla en contacto con los mismos, se muestran a continuación. El canal seco, obviamente, no se incluye en este análisis sedimento – agua ya que no presentaba columna de agua.

	Canal Húmedo	Laguna
Agua		
Media Amonio (ppm)	39 b	50 b
Desv. St.	6.9	3.3
Sedimentos		
Media Amonio (ppm)	25 b	107 a
Desv. St.	4.5	39.2

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 37. Concentración de amonio NH_4^+ (ppm)

El análisis estadístico de los datos obtenidos muestra que los sedimentos de Laguna difieren significativamente del contenido de amonio del resto de las muestras. Tanto las aguas

de ambos ambientes, como los sedimentos de Canal Húmedo, se presentan como un mismo grupo homogéneo en sus concentraciones de amonio.

La elevada concentración de amonio en sedimentos de Laguna se relacionaría con la sedimentación de la materia orgánica que ingresa a la laguna y su posterior descomposición en anaerobiosis, produciendo amonio que puede adsorberse a las cargas superficiales de los materiales presentes en sedimentos o migrar hacia estratos más profundos.

La **Figura 28** muestra la relación amonio en agua y sedimentos para los dos ambientes analizados. La tendencia es opuesta, mientras en Canal Húmedo esta especie predomina en la fase acuosa, en Laguna predomina en los sedimentos.

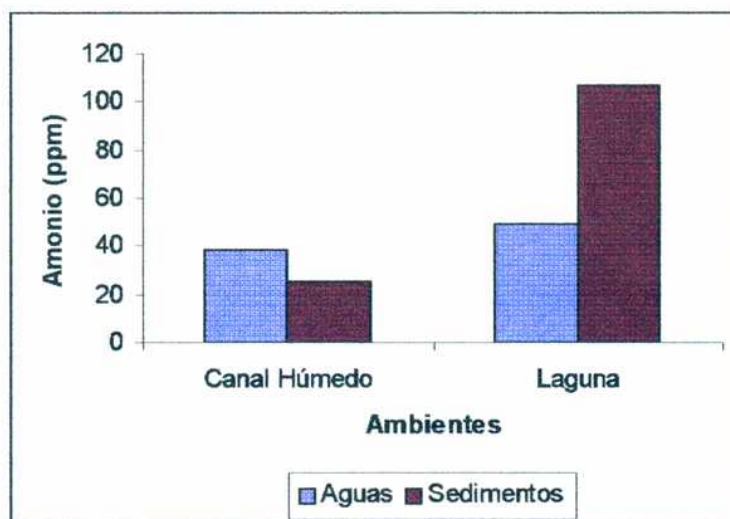


Figura 28. Concentración de amonio NH₄⁺ (ppm) en fases sólidas y líquidas, según ambiente.

El volumen de agua presente en cada uno de estos dos sistemas puede resultar útil para el análisis de los resultados obtenidos. Al momento del muestreo el canal presentaba no más de 20 cm de agua mientras en laguna la altura de la columna de agua superaba el metro de altura.

Los sedimentos del canal están expuestos a una situación cambiante, ya que el canal se seca y luego retoma un contenido de agua determinado ante la ocurrencia de precipitaciones.

Esta situación podría resumirse –asumiendo el riesgo de la simplificación de los procesos involucrados- en situaciones de oxidación y reducción respectivamente. Si bien no se han incluido mediciones de la lámina de escorrentía, la DQO en aguas de la laguna resultó muy elevada, con lo que podría pensarse que en canales la columna de agua presentaría condiciones de anoxia aunque con un intercambio de oxígeno con la atmósfera en contacto con el cuerpo de agua.

Recuérdese que el canal debe tener una pendiente algo pronunciada hacia la laguna para poder conducir los efluentes. Por lo tanto, y por razones de dimensionamiento, la laguna permanece casi constantemente con un volumen de agua determinado dentro de ella.

Así, podría hipotetizarse que los sedimentos del canal se hallan saturados en su posibilidad de fijar amonio, y saturada la escasa columna de agua, esta especie estaría lixiviándose o volatilizándose a medida que se descompone materia orgánica.

Mientras tanto, la mayor cantidad de sedimentos en laguna permitiría fijar más amonio, y su columna de agua –saturada o no- presenta valores menores de esta especie que también puede estar volatilizándose en este ambiente. Las hipótesis ensayadas nos permiten pensar en que, de estar bien orientadas, las relaciones de concentración de amonio en distintas fases de los ambientes estudiados presentarían diferencias en sus tendencias.

La siguiente figura muestra la correlación entre amonio de agua y sedimentos para un mismo ambiente. El ajuste entre la concentración de amonio en agua y sedimentos del Canal Húmedo resultó elevada (R^2 0.9867), explicándose más del 98 % de la concentración de la especie en agua por su contenido en la fase sólida.

Por el otro lado, el ajuste para el ambiente Laguna es bajo (R^2 0.0832), mostrando que existen otras variables que determinan la concentración el amonio en agua. Si la columna de agua se hallara saturada de amonio, ya no sería relevante la concentración de la especie en sedimentos, por cuanto la fase líquida no podría recibir más amonio.

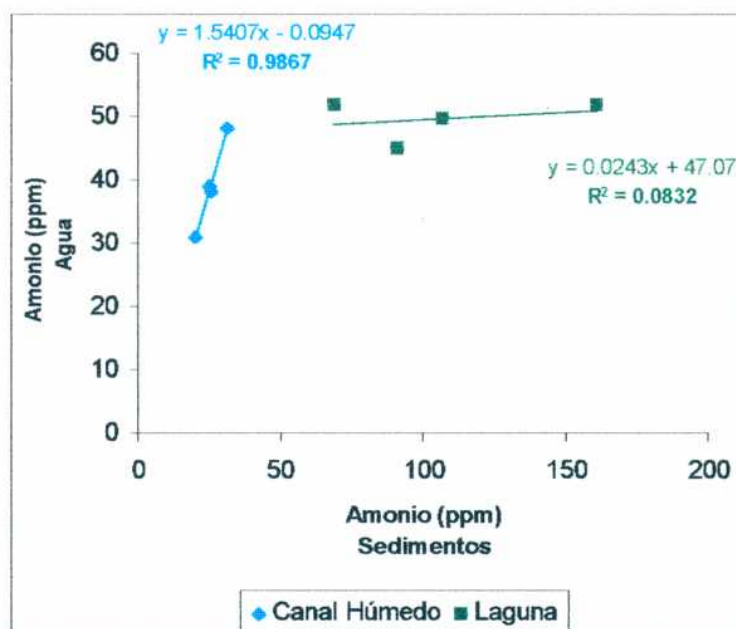


Figura 29. Correlación Amonio en Agua y Sedimentos, según ambientes
($p < 0.05$)

Un estudio sobre la dinámica de los contaminantes en una laguna de almacenamiento de efluentes determinó que, 20 semanas después de interrumpida la descarga de materia orgánica, la concentración de amonio en aguas era de 52.7 ppm, con un valor de Carbono Orgánico Disuelto de 1432 ppm. En nuestro estudio, el valor medio de amonio en aguas de Laguna fue de 50 ppm, con una concentración de Carbono Orgánico Total variable entre 5300 y 14000 ppm, según sitio de muestreo (**Tabla 36**).

En cuanto a sedimentos, Parker *et al.* (1999 c) publican valores de entre 8 y 145 ppm de amonio, mientras nuestras determinaciones se ubicaron entre 25 y 107 ppm (**Tabla 36**).

El parámetro NKT, genéricamente referido como nitrógeno orgánico, incluye el nitrógeno de origen orgánico y el amonio presente en la muestra.

En la **Figura 30** se observa que el coeficiente de correlación entre los parámetros involucrados es sumamente bajo. Esto indica que los valores de amonio en sedimentos no pueden explicarse a partir de las cantidades de NKT determinadas analíticamente.

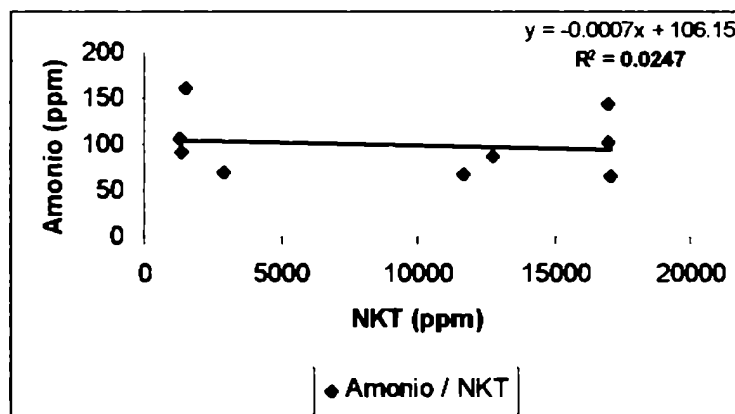


Figura 30. Relación amonio / NKT en sedimentos, según sitios y ambientes
($p < 0.05$)

Las diferencias de concentración entre NKT y amonio son, en promedio, de dos ordenes de magnitud (100 ppm de amonio y 10000 de NKT). Evidentemente, el nitrógeno de origen orgánico no descompuesto representa la fracción más importante.

Esto puede orientar nuestro análisis hacia dos conclusiones: la población bacteriana que inmoviliza gran parte del nitrógeno disponible, representa una porción de gran magnitud respecto del pool total de nitrógeno orgánico del sistema de sedimentos; o bien la carga de materia orgánica en el sistema es tan grande que la capacidad biológica para descomponerlo se haya saturada, acumulándose la materia orgánica sin descomponer describiendo los sedimentos un elevado contenido de NKT. Ambas hipótesis pueden ser complementarias.

Obsérvese que las concentraciones de NKT son mayores en Canal Seco que en Laguna (Tabla 35), lo que refuerza la idea planteada anteriormente acerca de que la materia orgánica sedimenta preferentemente en los canales, transportándose sólo una porción hacia la laguna.

Watts y Tucker (1993) demostraron que sobre superficie de corrales o canales secos, 48 hs después de una precipitación aumentaba la producción de compuestos orgánicos volátiles como ácidos grasos volátiles, sulfuros y compuestos nitrogenados. Estos compuestos son producto de la acción bacteriana en anaerobiosis y se liberan a la atmósfera, el proceso comienza una vez que se agota el oxígeno para descomponedores aeróbicos.

El sistema de conducción estaría actuando como cuenca de sedimentación, retardando la llegada de contaminantes a la laguna favoreciéndose otros procesos como lixiviación y volatilización según las condiciones del medio. Esto llevaría con el tiempo a la colmatación del sistema de conducción, imponiéndose la necesidad de dragar los sedimentos.

La Tabla 36 muestra la concentración de nitratos para los sitios de muestreo. Las concentraciones disminuyen desde los canales hacia las lagunas, posiblemente por las condiciones anaerobias imperantes en este último ambiente, lo que está corroborado por los valores de amonio y materia orgánica citados anteriormente. En Laguna, la concentración de nitratos en agua fue determinada en 15 ppm.

	CSIM	CSMF	CSF	CLI	CLF	LAG-I	LAG-IM	LAG-MF	LAG-F
Media	180 d	601 b	95 f	610 a	487 c	70 g	101 e	65 h	44 i
Desv. St.	0	2	1	1	2	1	1	1	1

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 38. Concentración de Nitratos NO_3^- en sedimentos, según sitios y ambientes

Parker *et al.* (1999 c) publican valores medios de 55 ppm de nitratos en sedimentos de lagunas, pero advierten sobre la alta variabilidad del parámetro para distintos sitios de muestreo dentro de la laguna. Los autores vinculan la alta variabilidad con una porosidad diferencial sobre las paredes de las lagunas debido a la presencia de raíces de plantas.

Como fue postulado anteriormente, los sedimentos de los canales en contacto con el aire y, en consecuencia, bajo condiciones de oxidación, favorecen la descomposición aeróbica de la materia orgánica que produce nitratos que pueden perderse por lixiviación.

Para el sitio de muestreo CSIM, en Canal Seco, se determinó la concentración de nitratos en el sedimento subsuperficial o profundo. La misma determinación fue realizada en Lag – IM y Lag – F, en Laguna, para evaluar la lixiviación de nitratos.

La concentración de nitratos en el canal seco aumentó en profundidad desde 352 a 600 ppm mientras en laguna disminuyó desde 102 a 34 ppm en inicio medio (lag IM) y se mantuvo constante para la estación de muestreo Fin (Lag – F).

Fue mencionado que los bordes del canal se hallaban colonizados por diversas malezas mientras dentro del mismo se encontraron plantas de tipo juncáceas en senescencia. La existencia de raíces en profundidad es otro factor que permite explicar la lixiviación en canales, mientras en laguna no existen canaliculos de raíces debido a la ausencia de plantas.

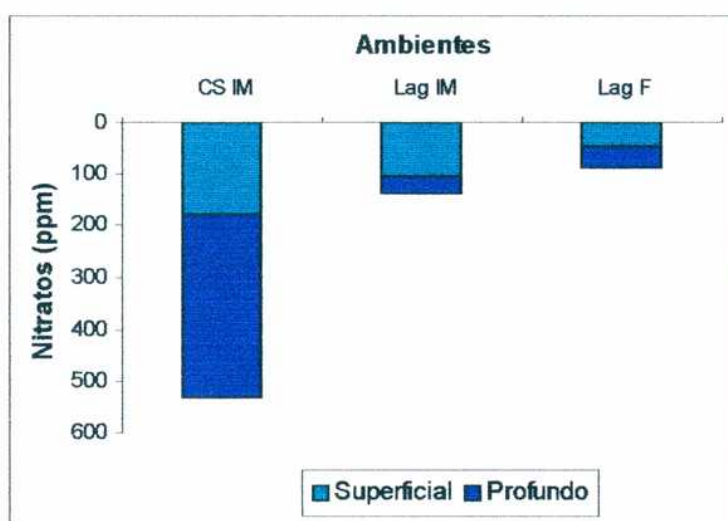


Figura 31. Lixiviación de nitratos en sedimentos

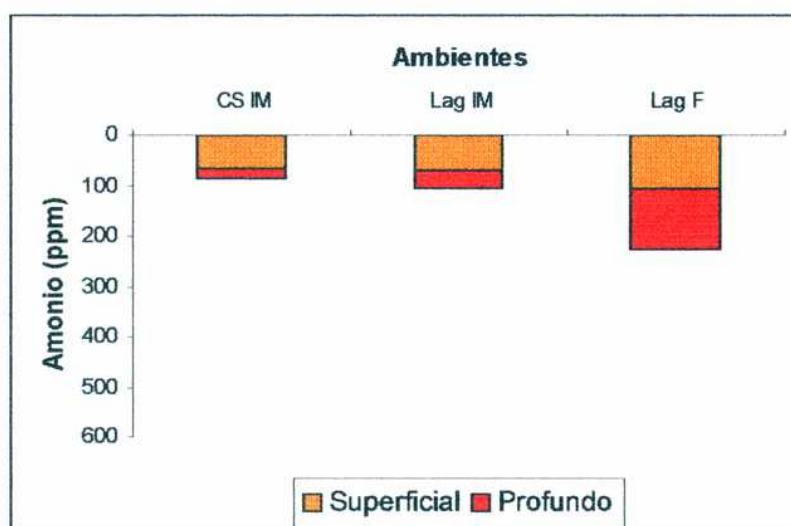


Figura 32. Lixiviación de amonio en sedimentos

Los efluentes de corrales de engorde proveen de un sellado efectivo a las lagunas de almacenamiento (Davis *et al.*, 1973). Barrington y Jutrás (1985) afirman que las células bacterianas y las finas partículas de materia orgánica causan un sellado físico de los sedimentos

y paredes de lagunas de almacenamiento, mostrando que tras varios meses de almacenamiento de efluentes los valores de conductividad hidráulica se reducen hasta en tres ordenes de magnitud. Esto limita la posibilidad de lixiviar compuestos móviles desde los sedimentos de las lagunas. La tendencia en los datos es clara, reduciéndose los valores absolutos y relativos de nitratos lixiviados a medida que progresamos desde los canales hacia el final de la laguna.

Si se comparan las **Figuras 31 y 32** se observará que, evidentemente, más allá de los argumentos físicos que explican la lixiviación diferencial según ambientes existen situaciones químicas que dan como producto distintas especies químicas nitrogenadas predominando en cada sitio.

Así, mientras en canales las magnitudes de nitratos son superiores, en laguna predominan las formas de nitrógeno reducido (amonio) que al estar en concentraciones que saturan la capacidad de fijación del sedimento superficial se lixivian fijándose a fracciones arcillosas originales del suelo con alta capacidad de intercambio catiónico.

5.4.2: Fósforo Total

A través del presente estudio se ha vinculado al fósforo con los procesos de erosión laminar, esperando encontrar acumulación de este elemento en los ambientes de sedimentación. Se determinó la concentración porcentual de fósforo total para los distintos ambientes, datos que se presentan en la Tabla siguiente.

	CSIM	CSMF	CSF	CHI	CHF	Lag I	Lag IM	Lag MF	Lag F
Media	0.86 ab	0.80 b	0.92 a	0.80 b	0.57 c	0.11 d	0.14 d	0.13 d	0.14 d
Desv. St.	0.03	0.01	0.02	0.02	0.02	0.05	0.01	0.01	0.02

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 39. Concentración de Fósforo Total (PT %) en sedimentos, según sitios y ambientes

El análisis estadístico realizado entre sitios de todos los ambientes estudiados muestra que las mayores concentraciones se presentan en los sitios de canales, disminuyendo hacia la

laguna. Esto se halla en concordancia con lo expuesto para especies nitrogenadas y carbono orgánico.

Los canales, al actuar como cuenca de sedimentación, acumulan en sus sedimentos una mayor proporción de los compuestos orgánicos que se transportan por escorrentía, fijándose el fósforo a fracciones electropositivas del sedimento como pueden ser algunas cargas superficiales de la materia orgánica, óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio y a las arcillas.

La **Figura 33** muestra gráficamente como disminuye la concentración de PT desde los canales hacia la laguna de almacenamiento.

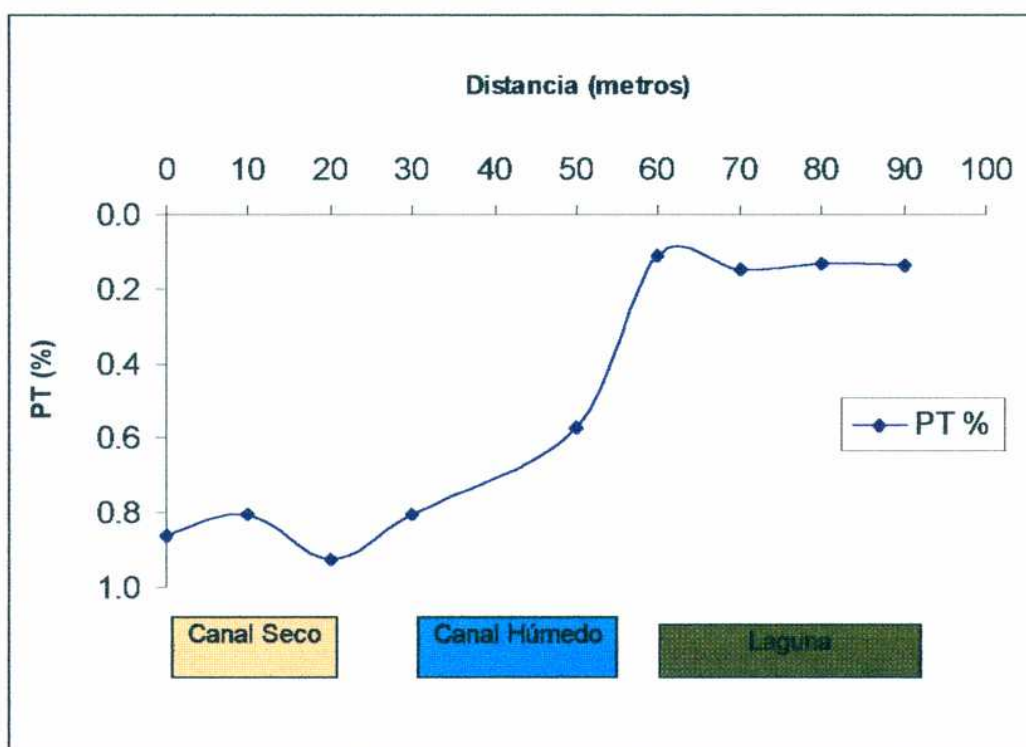


Figura 33. Distribución especial de PT (%) por ambientes

En las hipótesis preliminares fue planteado que se esperaba una acumulación de fósforo en ambientes de sedimentación, ya que este elemento aparece normalmente asociados a los fenómenos de escorrentía laminar.

Como fue comentado anteriormente, la fuente de fósforo es el alimento consumido por los animales, de modo que debería encontrarse un incremento considerable de los valores de fósforo en el suelo en ambientes de ganadería respecto a los de agricultura, y una posterior acumulación de este elemento en sedimentos.

La **Figura 34** muestra la dinámica en la concentración del parámetro fósforo total (PT) expresado en porcentaje para estratos superficiales de suelos y sedimentos.

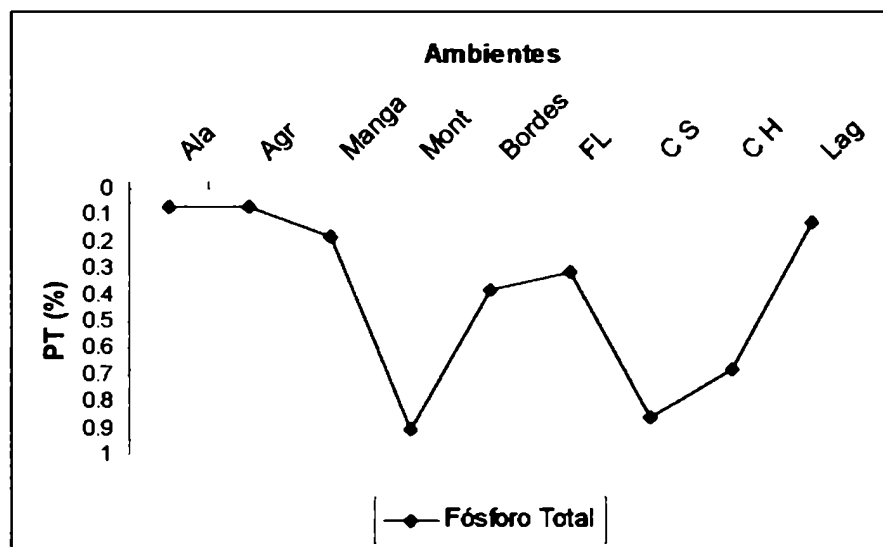


Figura 34. Fósforo Total (%) por ambientes

Referencias: Ala Alambrado; Agr Agrícola; Manga; Bordes; FL Feedlot; CS Canal Seco; CH Canal Húmedo y Lag Laguna.

En la figura se observa la confirmación de las hipótesis planteadas. La fuente de fósforo en corrales es evidente al analizar los valores de montículos, bordes y feedlot respecto de los ambientes de agricultura. Luego se observa la concentración de PT en sedimentos de canales y su posterior disminución hacia laguna. Así, la dinámica del parámetro PT también confirma el efecto de cuenca de sedimentación de los canales conductores.

5.5 Conclusiones

A través del análisis de diversos parámetros químicos fue demostrado que los canales conductores están actuando como cuenca de sedimentación, concentrando gran cantidad de contaminantes.

La laguna de almacenamiento recibe una cantidad de sedimentos disminuida por lo expuesto en el punto anterior.

Los análisis de NKT, COT y PT muestran el efecto de acumulación de sedimentos en Canal Seco.

El análisis del amonio demostró que su dinámica presenta diferencias respecto a los demás parámetros, concentrándose en los sedimentos de la Laguna.

Los análisis comparativos de concentraciones a través de un gradiente en el paisaje, desde los lotes de agricultura hacia la laguna, permiten descubrir cuáles son los sitios del ambiente donde se evidencia la sedimentación de material transportados por escorrentía.

En relación a esto último, los resultados de PT son claros y alientan las conclusiones acerca de las razones físicas que determinan que el canal seco actúe principalmente como ambiente de sedimentación y no como conductor de efluentes hacia la laguna.

Esto se debe a un diseño incorrecto de pendientes en las obras y a la falta de mantenimiento de las mismas, constituyendo la presencia abundante de malezas dentro del canal un claro ejemplo de la falta de cuidado y mantenimiento de estas obras.

Las condiciones de aerobiosis en canales y anaerobiosis en laguna explican –en términos químicos- los resultados encontrados. Así predomina el amonio en sedimentos de laguna donde incluso llega a lixivarse debido a la elevada carga de materia orgánica descompuesta en condiciones de anaerobiosis.

Mientras tanto, la especie nitrogenada más abundante en canal seco resultó ser nitratos que describió un proceso de lixiviación considerable hacia el estrato de arcillas subyacente.

Los resultados encontrados para PT muestran claramente que la fuente de contaminación de este elemento son los corrales de engorde, a partir de la importante cantidad de fósforo excretado por los animales.

CAPITULO VI

METALES PESADOS

6.1 Introducción

Los metales pesados presentan interés para su estudio en las ciencias ambientales debido a su potencialidad tóxica para los seres humanos. La denominación de “pesados” se vincula con su alta densidad, razón por la cual se ubican en la parte inferior de la Tabla Periódica de Elementos.

Los metales difieren de los compuestos orgánicos tóxicos en que son totalmente no degradables, acumulándose en los sistemas ambientales. Los reservorios de metales pesados con riesgo potencial para la salud humana son los suelos y sedimentos; mientras la atmósfera puede actuar como una fuente adicional de metales pesados (Baird, 2001).

Más del 99 % de la corteza terrestre se halla compuesta por oxígeno, sílice, aluminio, hierro, calcio, sodio, potasio, magnesio y fósforo. El resto de los elementos, referidos genéricamente como elementos traza, se presentan en concentraciones que no exceden normalmente las 1000 ppm, aunque muchos pueden presentar concentraciones inferiores a las 100 ppm. Este grupo incluye a los metales pesados.

Las rocas sedimentarias representan cerca del 75 % del material mineral de la corteza terrestre, por lo que son más importantes que otras rocas en relación a su abundancia en el material original (roca madre) del suelo. La presencia de elementos traza en rocas sedimentarias depende de la mineralogía del material y sus características adsorptivas. En general, las arcillas presentan mayores cantidades de metales pesados que las arenas, debido a su capacidad para fijar cargas superficiales (Rose *et al.*, 1979).

La distribución de metales pesados en el perfil de un suelo y su biodisponibilidad están controladas por una serie de factores como las propiedades intrínsecas del metal, la forma química en que se encuentra y por algunas características del sistema suelo como roca madre, cantidad y calidad de sitios de adsorción, concentración y tipo de aniones complejantes, drenaje del suelo y actividad microbiana (Iorio, 1999).

En general, los cationes metales pesados son más móviles y están más biodisponibles a pH ácido, con excepción del Molibdeno. Los valores altos de potencial redox favorecen la ocurrencia de especies oxidadas y los valores bajos los de especies reducidas. La adsorción de los metales pesados en suelos reconoce cuatro mecanismos, a saber: intercambio catiónico, adsorción específica, co-precipitación y precipitación de compuestos insolubles (Alloway, 1995).

El interés por estudiar los metales pesados en el presente trabajo surge de la utilización de complejos minerales en ganadería intensiva. Como fue descrito en **2.2.3 (Capítulo II)** el empresario del feedlot bajo estudio suministra por vía subcutánea a cada tropa que ingresa al establecimiento un suplemento mineral que contiene Cobalto, Zinc, Cobre, Selenio y Fósforo. Además se utiliza un suplemento mineral sólido que se adiciona a la ración en una proporción del 2 %. Este suplemento contiene 1395 ppm de zinc, 375 ppm de cobre, 2370 ppm de hierro y 47 ppm de cobalto entre otros metales y nutrientes varios.

El grano de maíz –principal componente de la ración utilizada- contiene elevados tenores de distintos metales pesados. El maíz utilizado presenta, en promedio, 26 ppm de hierro, 16 ppm de zinc, 6 ppm de manganeso, 4 ppm de cobre y 0.04 ppm de cobalto.

Realizada una extensa búsqueda bibliográfica en publicaciones de varios países, no se encuentran trabajos específicos sobre contaminación con metales pesados bajo condiciones productivas intensivas de carne vacuna. El tema de metales pesados en ganadería está principalmente ligado en la literatura científica a las producciones aviares y porcinas, donde se reconoce la excreta animal como una fuente importante de metales pesados. La American Society of Agricultural Engineers –ASAE- ha publicado valores medios de los distintos componentes en heces vacunas.

La **Tabla 38** muestra la producción diaria de distintos metales en heces frescas por cada 1000 kilos de peso vivo. En el establecimiento bajo estudio, donde asumimos una carga promedio de 30 m² / animal de 350 kg, los datos de la Tabla corresponderían al aporte diario realizado sobre unos 90 m² de superficie, de donde luego se podría calcular el aporte por unidad

de superficie. Se destacan los aportes de hierro que resultan altamente predominantes en las heces según los datos de ASAE.

Parámetro	Media (mg)	Desvío Standard (mg)
Hierro	7.8	5.9
Molibdeno	0.042	s/d
Zinc	1.1	0.43
Cobre	1.31	0.12
Manganeso	1.2	0.51

Tabla 40. Concentración de Metales Pesados en heces frescas de animales en feedlot (mg / día cada 1000 kg de peso vivo)
(Adaptado de ASAE Standards)

En el presente Capítulo se compararán los contenidos de Metales Pesados Totales en estratos superficiales de suelos de Ambientes Testigo (Alambrados y Agricultura) y de los corrales, como así también con sedimentos de Laguna. Se incluyen las determinaciones de Metales Pesados Disueltos en aguas subterráneas y superficiales.

En el caso de aguas también se determinaron Metales Pesados Totales. Los valores resultaron sin diferencias significativas con respecto a los Disueltos, por lo que se dispuso presentar únicamente los datos de estos últimos.

Esto significó que en las aguas analizadas las partículas en suspensión no contenían concentraciones considerables de los metales pesados bajo estudio.

6.2 Objetivos

Determinar la concentración de Metales Pesados Totales en estratos superficiales de suelos y sedimentos.

Determinar la concentración de Metales Pesados Disueltos en aguas subterráneas y superficiales.

Analizar la acumulación de Metales Pesados Totales y Disueltos en ambientes de sedimentación.

Analizar comparativamente las concentraciones de Metales Pesados Totales en suelos entre ambientes Testigo y ambientes de ganadería intensiva.

Analizar si algunos metales pesados podrían estar lixiviándose desde los sedimentos de origen orgánico hacia el estrato mineral subyacente.

Relacionar los valores determinados con los patrones de uso de la tierra en función del objetivo productivo del Establecimiento.

6.3 Materiales y Métodos

6.3.1: Diseño e Intensidad de muestreo

El muestreo para determinación de metales pesados incluye aguas, estratos superficiales de suelos y sedimentos y estrato profundo de sedimentos de algunos ambientes. El diseño y la intensidad del muestreo responde a lo planteado en los **Capítulos III, IV y V**, Suelos, Aguas y Sedimentos respectivamente, ya que la determinación de Metales Pesados se ha desarrollado sobre las mismas muestras procesadas a efectos del resto de los análisis.

Se presentan los resultados obtenidos para aguas en sus distintas fuentes subterráneas – Bomba y Molino- como así también para superficiales –Bebederos y Laguna-. Luego se incluyen resultados para suelos en ambientes de agricultura –Alambrado y Agrícola- comparados con ambientes de ganadería –Manga, Montículos, Borde y Feedlot-. Por último se discuten los valores determinados en ambientes de sedimentación –Canal Seco, Canal Húmedo y Laguna-.

6.3.2: Determinaciones Analíticas

La determinación de metales pesados se obtuvo por espectrofotometría de absorción atómica, previa mineralización ácida con una mezcla de ácido nítrico, perclórico y fluorhídrico (Iorio, 1999). Los metales analizados fueron Zinc, Níquel, Cadmio, Cobalto, Cobre, Hierro y Plomo.

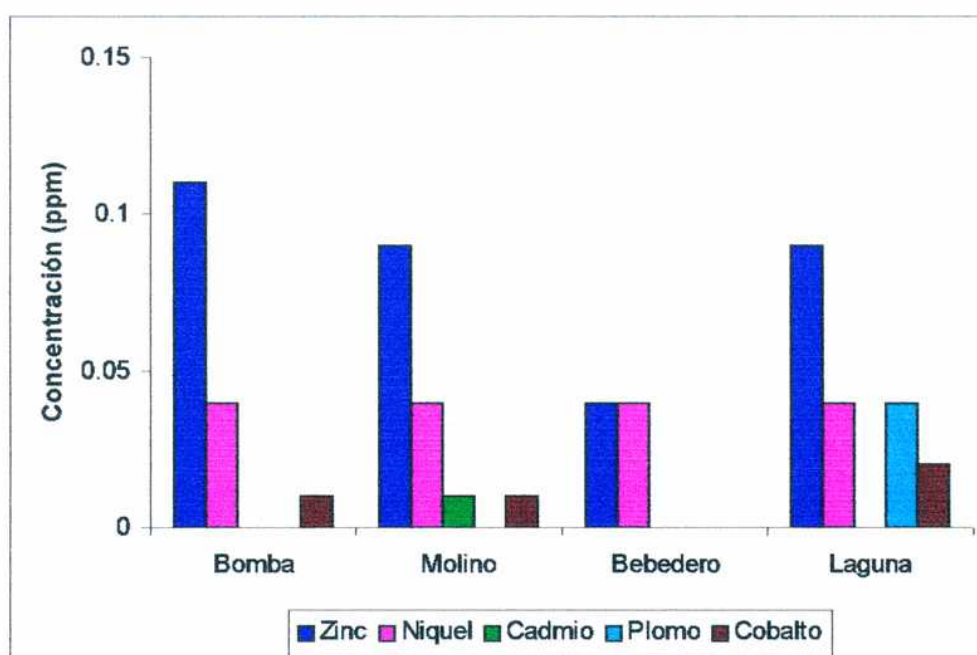
6.3.3: Análisis Estadístico

El análisis estadístico utilizado es idéntico al citado en Capítulos precedentes, incluyendo análisis de variancias para un diseño completamente aleatorizado y comparación de medias por test de Tukey.

6.4 Resultados y Discusión

6.4.1: Aguas

Las cuatro fuentes de aguas muestreadas fueron analizadas en su contenido de Metales Pesados Totales y Disueltos para las especies zinc, níquel, cadmio, plomo, cobalto, hierro y cobre. Se analizan y presentan únicamente los datos de Metales Totales ya que estos valores y los Disueltos fueron prácticamente idénticos y muy bajos en todas las determinaciones.



**Figura 35. Metales Pesados Disueltos (ppm) en aguas
Zinc, Níquel, Cadmio, Plomo y Cobalto Totales**

La figura precedente muestra la variación en la concentración de distintos metales para todas las muestras de aguas obtenidas.

El metal que presentó mayor concentración fue el zinc, pero los valores no superan en ningún caso, ni resultan próximos, a las 5 ppm establecidos como umbral para el consumo humano. En producción bovina, el zinc ha sido considerado prácticamente atóxico para el

ganado, ya que la mayoría de los animales exhibe una amplia tolerancia a la ingesta de este metal (Underwood, 1977).

En cuanto al níquel, los valores guía para consumo humano son de 0.025 mg / litro de níquel total. En nuestro estudio los valores de níquel fueron de 0.04 mg / litro (ppm), representando un elemento a tener en cuenta. No se hallaron niveles de tolerancia para bovinos.

Para el cadmio la situación es más grave. Los valores guía para consumo de las personas son de 0.005 ppm, mientras nuestra determinación en Molino es de 0.1 ppm. Nótese que este metal no se detectó en otras fuentes de aguas. Esto puede indicar que el cadmio estaría siendo aportado al manto acuífero explorado por el Molino debido a una carga puntual de cadmio, cual podría ser el aporte de heces en el ambiente Manga. El cadmio tiene baja afinidad de adsorción con la materia orgánica, con lo cual los aportes de este metal estarían lixiviándose hacia las aguas subterráneas a una tasa que aún no le permite alcanzar el manto explorado por Bomba.

El cadmio es un tóxico acumulativo en ganado, el cual inhibe las funciones metabólicas del cobre, hierro y zinc cuando se lo suministra en dosis relativamente pequeñas. Aunque sus efectos en humanos son bien documentados, las referencias de niveles tóxicos para el ganado son particularmente escasas requiriéndose investigaciones al respecto (Bergqvist *et al.*, 1991).

El plomo aparece sólo en aguas de Laguna, por lo cual carece de sentido analizar su potencial toxicidad para humanos o animales.

El cobalto mostró concentraciones de 0.01 ppm en Molino y Bomba y de 0.02 en Laguna. La legislación Argentina no advierte valores de referencia para este metal en relación al consumo humano, ni siquiera en su ley 24051 (Ley de Residuos Peligrosos). Para ganado no se advierten valores umbral, aunque se reconoce que aves y cerdos son menos sensibles a las elevadas dosis de plomo en dieta que bovinos y equinos.

En la **Figura 36** se muestran las concentraciones correspondientes a Hierro y Cobalto, que por la magnitud de la escala necesaria se presentan independientemente del resto de los metales.

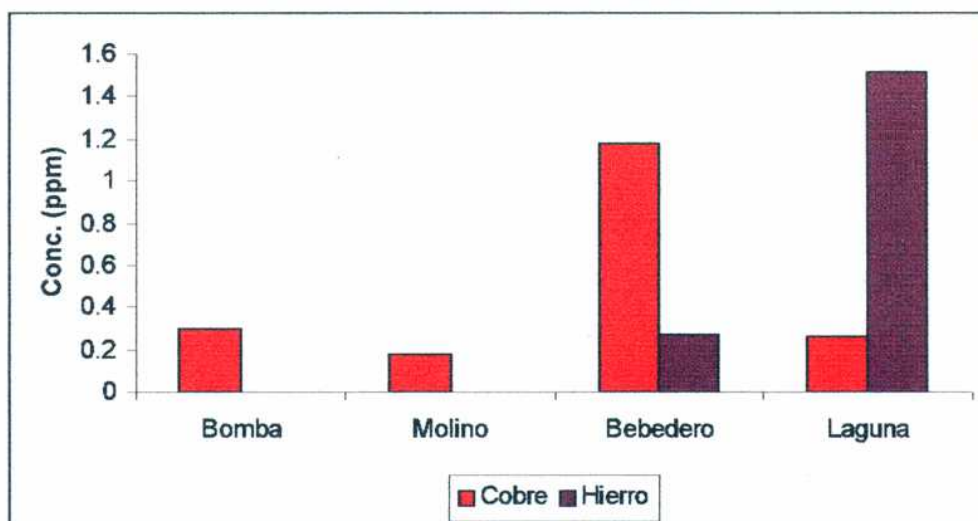


Figura 36. Hierro y Cobre Totales (ppm) en aguas

El valor umbral de cobre para consumo humano es de 1 mg / litro (ppm), mientras en bovinos se describen altos contenidos de cobre en hígado y riñón en animales que consumieron pastos con concentraciones de 37 mg / kg de materia seca (Parada *et al.*, 1985). Bergqvist *et al.* (1991) advierten que si bien la intoxicación podría darse a través del agua de bebida este aspecto no ha sido suficientemente estudiado. Los valores de cobre determinados son menores a los niveles guía según legislación Argentina.

El hierro presentó una marcada concentración en Laguna, estando ausente en las aguas subterráneas. Este metal es el principal componente metálico en el grano de maíz, habitualmente en concentraciones promedio de 26 ppm, y también predomina como componente metálico del complejo mineral sólido adicionado en la ración.

El origen dietario del hierro permitiría explicar su aparición en Bebederos, donde los animales aportan restos de la ración que conservan en su boca al momento de abreviar, y su posterior concentración en Laguna.

La ración suministrada, donde predomina el grano de maíz, está aportando hierro, zinc, cobre y cobalto principalmente. Además los animales son inyectados con un suplemento mineral de zinc, cobre y cobalto. Esto explicaría los elevados valores de zinc, hierro y cobre en aguas de laguna y bebederos. Además los comederos son piezas metálicas –comúnmente llamados tambores de 200 litros- que también pueden aportar metales al sistema.

6.4.2: Estrato superficial de Suelos y Sedimentos

A continuación se presentan los datos de las concentraciones de metales pesados en los ambientes bajo estudio. El objetivo de incluir en la comparación Alambrados, Agrícola y Manga apunta a definir los valores normales o típicos en estos suelos –situación representada por Alambrados- y los valores afectados por la agricultura y la ganadería temporaria, Agrícola y Manga respectivamente.

La **Tabla 41** muestra los valores medios obtenidos para cada ambiente muestreado. El análisis estadístico realizado, que incluyó análisis de variancias y comparación de medias por test de Tukey, determinó diferencias significativas entre valores de un mismo metal para los distintos ambientes. La variación en concentraciones medias se presenta gráficamente en la **Figura 37**.

	Níquel	Cadmio	Cobre	Plomo	Cobalto	Zinc	Hierro
Alambrados	23.9 d	2.0 b	29.1 d	30.1 b	27.5 c	76 d	4754 b
Agrícola	25.1 c	2.0 b	25.9 e	33.7 a	32.0 b	61 d	4780 b
Manga	22.5 e	1.5 d	35.0 c	30.0 b	25.5 d	108 c	4500 d
Montículos	22.0 e	1.5 d	44.5 b	29.3 c	23.2 e	181 b	4388 e
Corrales	22.0 e	1.5 d	36.3 c	25.0 d	25.0 d	123 c	4450 d
Canal Seco	25.2 c	1.8 c	60.6 a	32.5 a	26.6 c	275 a	4750 b
C. Húmedo	26.7 b	2.0 b	62.3 a	34.0 a	32.5 b	283 a	4684 c
Laguna	32.2 a	2.3 a	29.5 d	31.1 b	40.7 a	77 d	4850 a

Medias con letras distintas difieren significativamente ($p < 0.01$)

Tabla 41. Concentración Media de Metales Pesados (ppm), según ambientes

El análisis de Níquel muestra diferencias significativas entre ambientes. El mayor valor determinado correspondió a Laguna, seguido por Canal Húmedo y Seco respectivamente. Los valores de Agrícola pertenecen al mismo grupo de homogeneidad que Canal Seco, y

obsérvese que los valores de ambientes de ganadería intensiva son los de menor concentración de níquel y no difieren significativamente entre sí entre los distintos sitios considerados.

En el caso de Cadmio, nuevamente el valor mayor fue para Laguna, seguido por canal húmedo, alambrados y agrícola. Nuevamente las menores concentraciones correspondieron a ambientes ganaderos.

Estos datos indican que la actividad específica de ganadería intensiva no resulta en aportes considerables de níquel y cadmio al medio ambiente, siendo los valores que se acumulan en ambientes de sedimentación similares a los originales para suelos agrícolas de la zona.

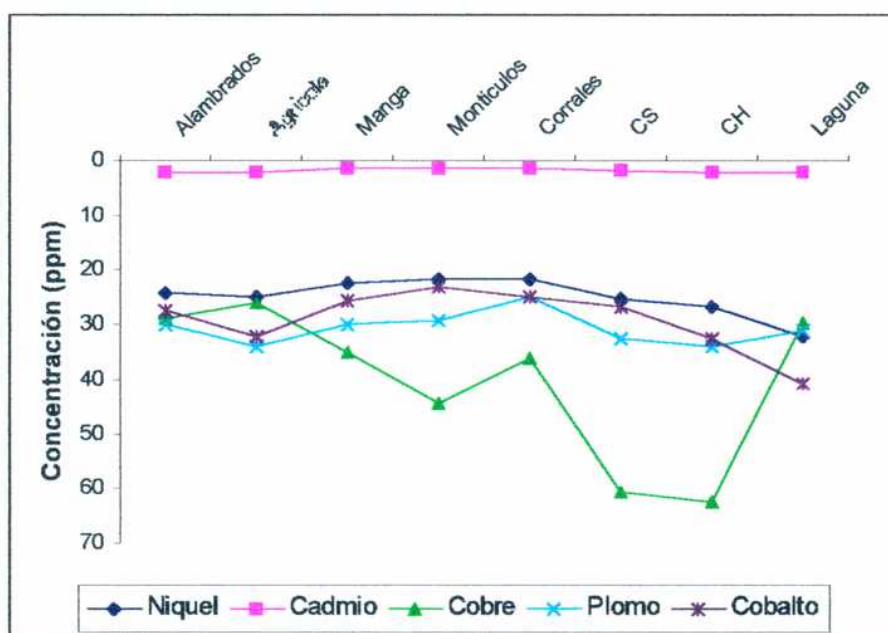


Figura 37. Concentración media de metales pesados (ppm) en suelos y sedimentos según ambientes

El cadmio presenta una afinidad mínima por la materia orgánica, si se lo compara con otros metales, aunque las cantidades de cadmio en juego son mucho menores que otros metales, por lo que este factor de afinidad resulta secundario. El Níquel, en cambio, presenta afinidad intermedia para la adsorción a complejos orgánicos. En ambos casos las máximas concentraciones fueron en Laguna, esto es consecuencia de una baja afinidad relativa de estos

metales por la materia orgánica que se acumula principalmente en Canales y también de cantidades relativas mayores de otros metales de mayor afinidad.

En cuanto a Plomo es evidente que la ganadería no actúa como fuente, ya que las concentraciones de este metal en los corrales, montículos y manga están dentro de los menores valores registrados. Las concentraciones de Pb en los canales resultaron máximas, junto con las obtenidas para el lote agrícola. La situación relativa de plomo en cuanto a su afinidad por los sitios de adsorción de la materia orgánica es alta, es decir que es uno de los cationes con mayor afinidad después de hierro, mercurio y aluminio. Esto explica su mayor concentración en ambientes de sedimentación preferencial como los Canales.

El cobalto mostró claramente que resulta móvil y es transportado hacia la Laguna y canal húmedo, donde se ubican los máximos valores. La baja afinidad de este metal por la materia orgánica hace que el mismo no se fije preferencialmente en los ambiente sedimentarios en los que la carga orgánica es mayor (canales), transportándose mayoritariamente hacia laguna por esorrentía. El proceso descrito por cobalto es similar a los casos de níquel y cadmio.

El Cobre muestra acumulación en el ambiente de sedimentación Canales, tanto seco como húmedo. Luego declina en Laguna hasta valores similares a los de ambientes de agricultura. Nótese que en ambientes de ganadería, como montículos y corrales, el parámetro comienza a describir una tendencia creciente respecto a los testigos. Esto indica que el aporte de cobre se está realizando en los corrales de engorde. Inclusive el valor para manga resulta en diferencias significativas al compararlo con Alambrados y Agrícola que presentaron los valores más bajos de todo el sistema.

La **Figura 38** aporta información acerca de la dinámica del Zinc, cuyo análisis resulta similar al realizado para Cobre. Zinc muestra valores máximos en canales de sedimentación, y es un metal con alta afinidad por la materia orgánica al igual que cobre.

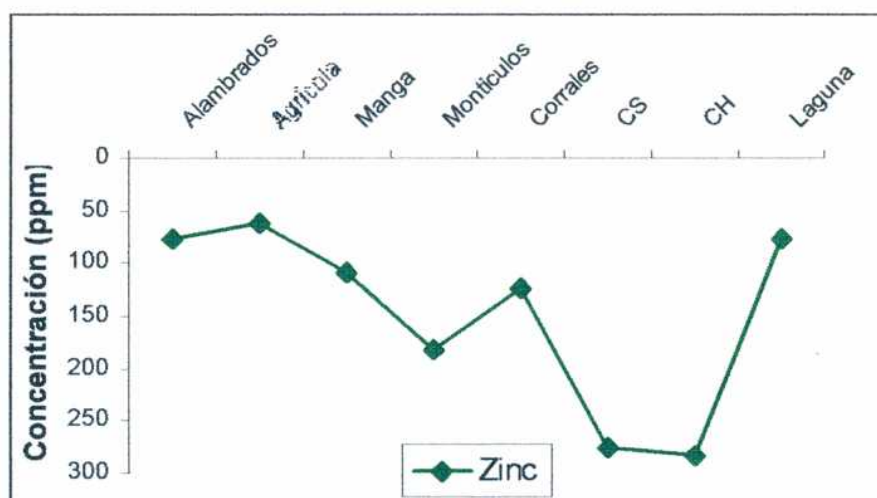


Figura 38. Zinc (ppm) en suelos y sedimentos, según ambientes

Además, puede observarse en la figura precedente que a partir de los ambientes de ganadería la tendencia del parámetro se torna creciente –en comparación con los ambientes agricultura- señalando este hecho el efecto de fuente de aportes de la actividad de engorde a corral.



Figura 39. Concentración media de Hierro (ppm) en suelos y sedimentos, según ambientes

El Hierro es probablemente el metal de mayor afinidad por la materia orgánica, junto a Cobre y Zinc, de todos los incluidos en nuestro análisis. Nótese que aunque los valores de

aporte de hierro por ganadería, evidenciados en manga – montículos – corrales, resultan bajos respecto a los valores originales en suelos (**Tabla 41 y Figura 39**) la concentración de hierro aumenta significativamente hacia los canales de sedimentación pero asumiendo valores similares a los de ambientes testigo y agrícola. Esta dinámica del hierro es explicada por la menor concentración relativa en heces respecto del material original del suelo.

Debe tenerse presente que Cobre y Zinc se utilizan como suplemento mineral para todos los animales ingresados al establecimiento, mientras en el grano de maíz además de encontrar estos dos metales en concentración importante, el hierro constituye el metal de mayor concentración.

En las **Figuras 40 y 41** se muestra la concentración de los Metales Pesados analizados en ración y heces. Fue necesario realizar dos figuras pues los intervalos de concentración son amplios y de esta forma se obtiene una mejor visualización de los datos.

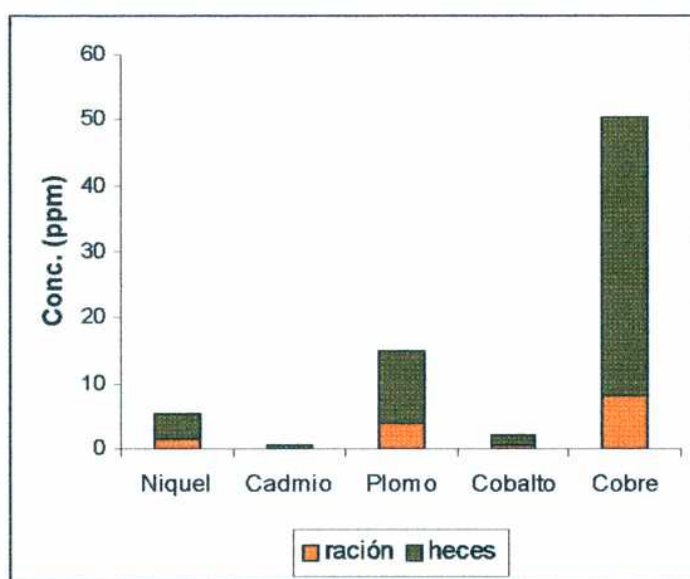


Figura 40. Metales Pesados (ppm) en ración y heces

Obsérvese que la proporción de Cobre y Zinc excretada es muy superior a la ingerida, lo que estaría mostrando el efecto del suplemento mineral aportado a los animales vía subcutánea. Para el caso del hierro, que proviene del grano de maíz y el complejo mineral

ingerido, los datos sugieren que su asimilación metabólica por el animal es muy baja, concentrándose este metal en las heces recogidas.

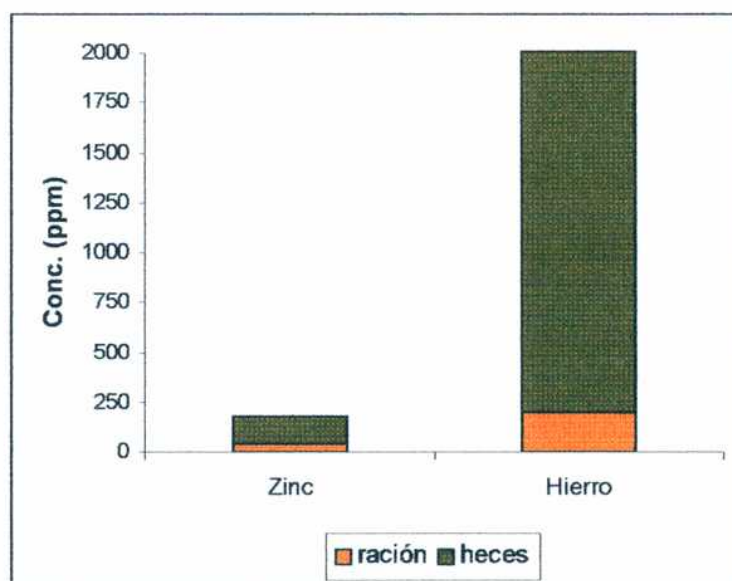


Figura 41. Hierro y Zinc (ppm) en ración y heces

Si bien la concentración de hierro en heces es cercana a las 2000 ppm, su valor en estrato superficial de ambientes ganaderos fue de 4388 a 4500 ppm (Tabla 41). Esto indica que se está desarrollando un proceso de acumulación del metal en el estrato superficial de corrales cuya composición es una mezcla de heces y suelo original.

Si retomamos las cantidades de bosta aportadas a diario por un novillo de engorde citadas en capítulos anteriores, habíamos planteado una excreta diaria de aproximadamente 3 kg de materia seca sólida. El valor de hierro en bosta según la figura precedente es de aproximadamente 1750 ppm o mg/kg, con lo cual el aporte diario de un novillo de 350 kg de peso vivo sería cercano a las 5200 mg.

Recordando nuestro valor de carga de 30 m² / animal, el aporte diario por metro cuadrado oscilaría los 170 mg. Este valor resulta leve comparado con las 4700 ppm de hierro en horizontes superficiales de los suelos agrícolas. Cálculos similares pueden ensayarse para zinc arribando a una conclusión similar.

6.4.3: Lixiviación de Metales Pesados en Sedimentos

En tres sitios de ambientes de sedimentación fue posible obtener muestras de sedimentos de distintas profundidades y proseguir con su respectivo análisis en laboratorio obteniendo datos independientes.

En sitios Canal Seco Inicio, Laguna Inicio y Laguna Fin (CSI, Lag I y Lag F) se determinó la concentración de metales pesados para un primer estrato de sedimentos orgánicos y para el estrato subyacente, este último se asumió como mineral arcilloso original del suelo por sus características físicas y químicas.

Los metales describieron tres respuestas diferentes al analizar su comportamiento tanto en el plano horizontal (transporte) como en el plano vertical (lixiviación).

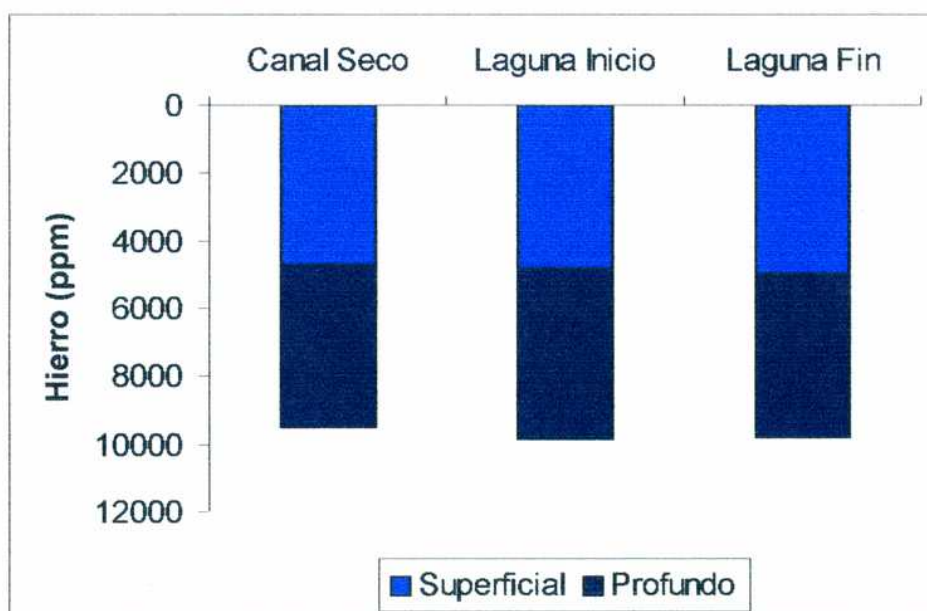


Figura 42. Distribución espacial de Hierro (ppm)

La figura muestra que en el caso de hierro, su concentración se mantuvo poco variable a través de los tres sitios, tanto para el sedimento orgánico superficial como para el estrato arcilloso profundo. La misma tendencia mostró el plomo (Figura 43).

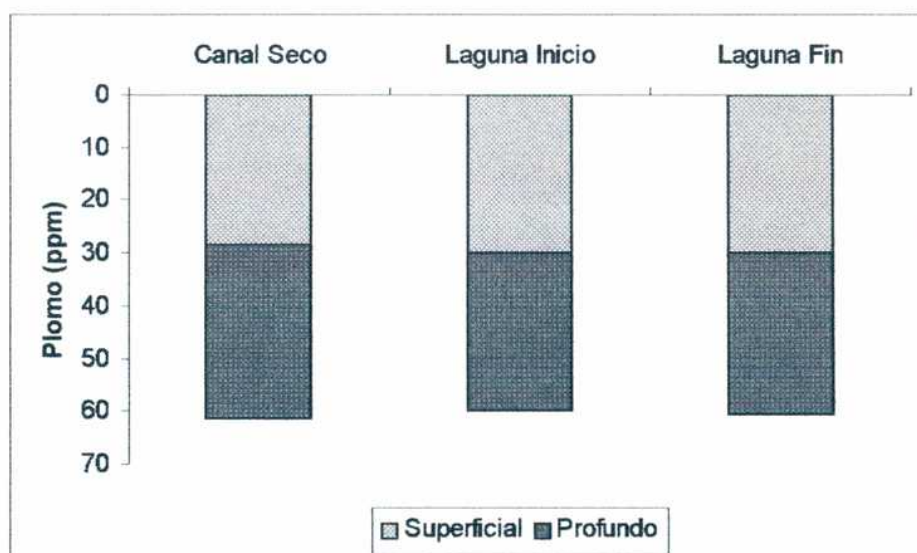


Figura 43. Distribución espacial de Plomo (ppm)

La tendencia del Cadmio difiere sensiblemente de hierro y plomo, ya que si bien se mantiene poco variable en el sedimento superficial, la proporción lixiviada aumenta a medida que nos movemos dentro de la Laguna.

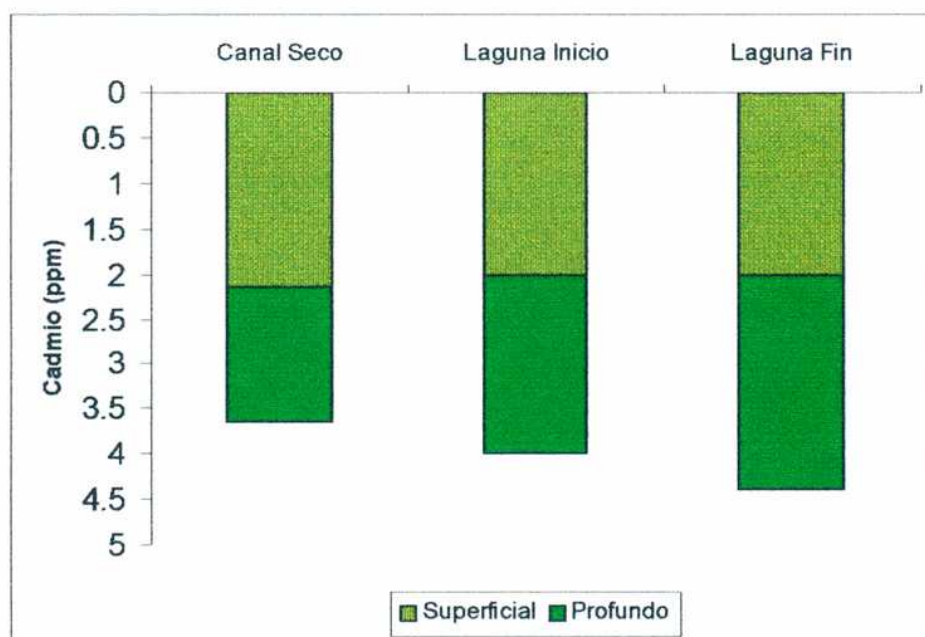


Figura 44. Distribución espacial de Cadmio (ppm)

Esto puede atribuirse a la dificultad del cadmio para competir por sitios específicos de unión de la materia orgánica en los sedimentos superficiales de los canales, ya que presenta menor afinidad que otros metales y además a que su concentración relativa es despreciable frente a las cantidades de hierro o plomo presentes en el canal (efecto másico). El mismo razonamiento puede utilizarse para Níquel y Cobalto.

A continuación se presenta las **Figuras 45 y 46** que muestran la variación espacial de la concentración de Níquel y Cobalto para los tres sitios de muestreo bajo estudio.

Debe considerarse que los valores determinados en estrato profundo para Cadmio, Níquel y Cobalto resultaron similares a los obtenidos en suelos agrícolas en este estudio, con lo cual si se está manifestando un proceso de lixiviación la magnitud del mismo no sería de gran consideración (ver **Figura 37**).

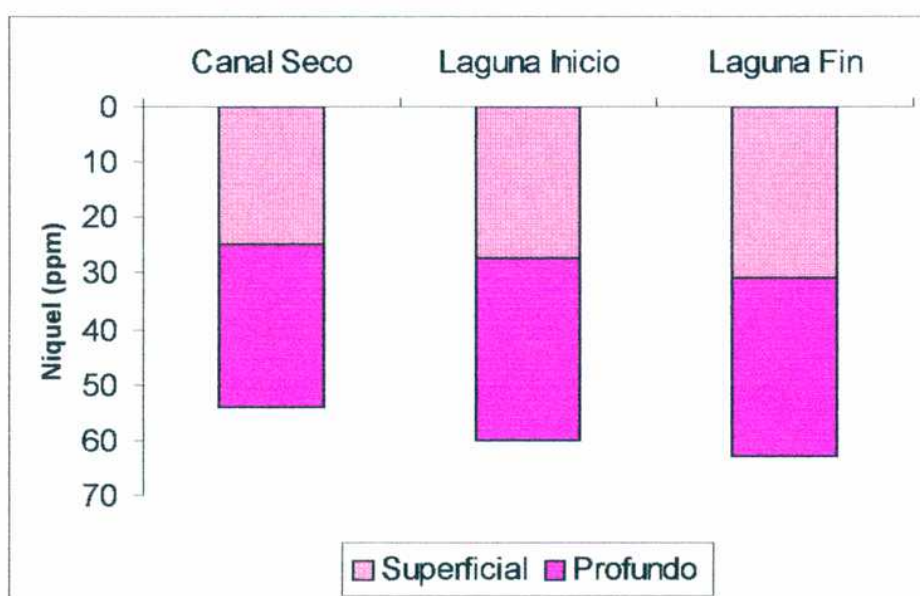


Figura 45. Distribución espacial de Níquel (ppm)

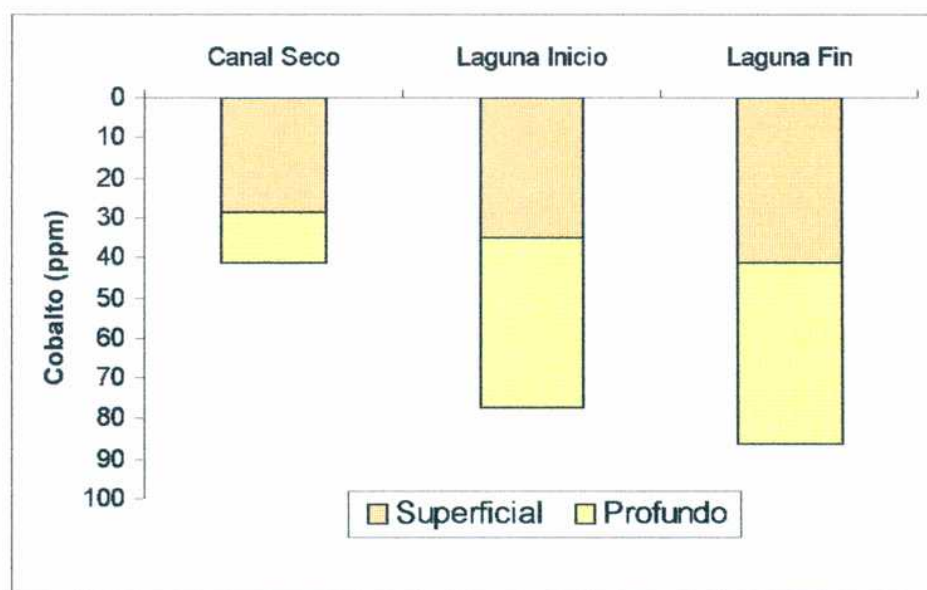


Figura 46. Distribución espacial de Cobalto (ppm)

Los metales de menor afinidad por la materia orgánica (Ni, Co y Cd) son transportados hacia la laguna y, una vez allí, encuentran menos competencia por los sitios de adsorción ya que una proporción importante de los metales de mayor afinidad (Zn, Cu, Fe) se han adsorbido en canales previamente

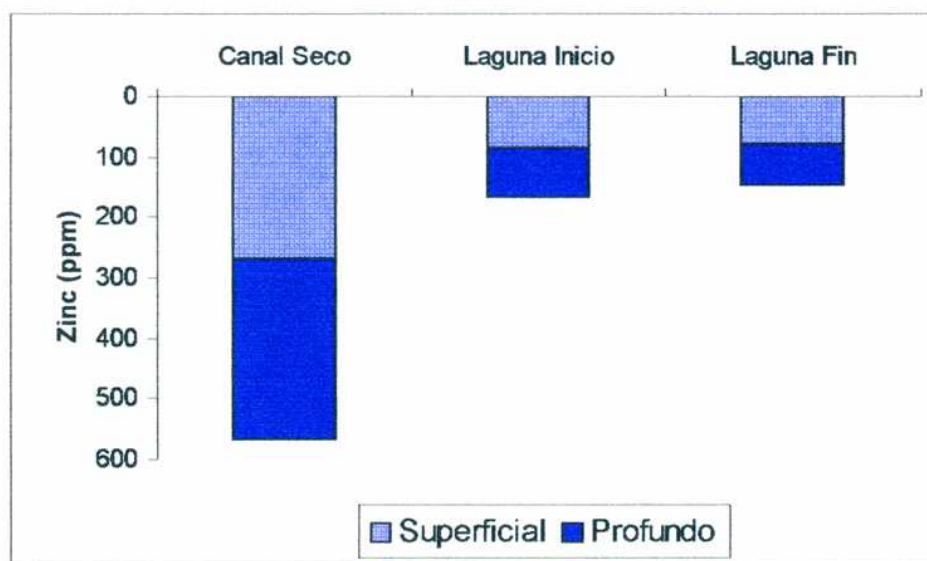


Figura 47. Distribución espacial de Zinc (ppm)

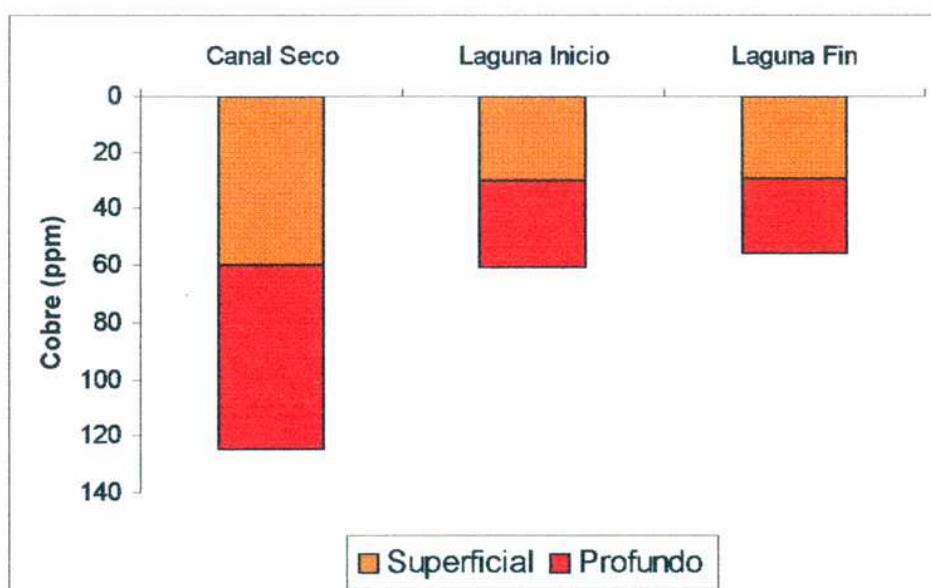


Figura 48. Distribución espacial de Cobre (ppm)

En las **Figuras 47 y 48** se advierte claramente la tendencia de acumulación en canales de Zinc y Cobre, dos metales con alta afinidad de adsorción con la materia orgánica.

Si las hipótesis esbozadas son válidas, la relación entre Zinc o Cobre y el carbono orgánico total presente en los sedimentos (COT) debería mostrar un elevado coeficiente de correlación. En la **Figura 49** se observa que el coeficiente R^2 para la regresión zinc / cot fue superior a 0.99 tanto para el sedimento superficial como para el profundo ($p < 0.05$).

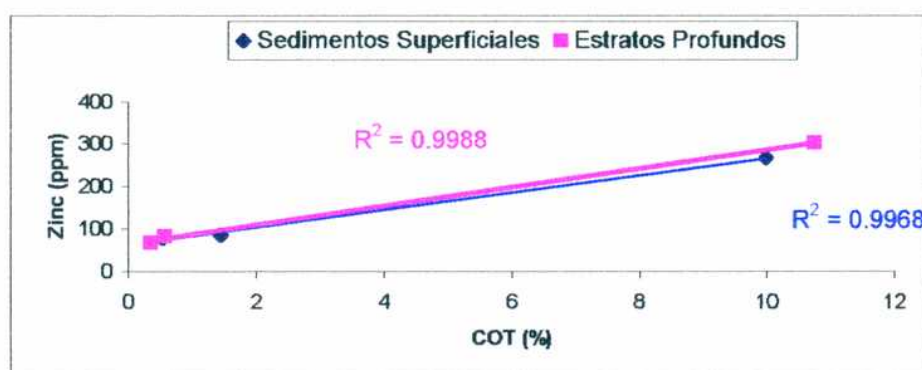


Figura 49. Relación Zinc / COT
($p < 0.05$)

En el mismo sentido, la figura siguiente muestra la correlación cobre / cot con coeficientes R^2 superiores a 0.99 en ambos estratos analizados ($p < 0.05$)

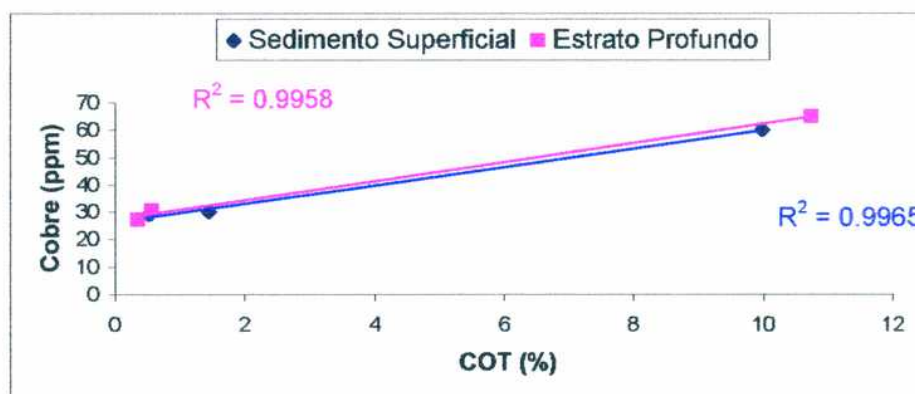


Figura 50. Relación Cobre / COT

($p < 0.05$)

Los datos obtenidos y su análisis estadístico de regresión refuerzan nuestras explicaciones vinculando la facilidad propia de cada metal para establecer uniones químicas con las cargas superficiales de la materia orgánica y la estabilidad de estas uniones.

Por ello, el contenido de carbono orgánico explica más del 99 % de las concentraciones de Zinc y Cobre, metales de alta afinidad de absorción que forman compuestos estables con la materia orgánica.

Esta misma tendencia debió observarse en hierro, pero el efecto de fijación preferencial o selectiva se halla enmascarado por efecto másico. Lo que evidencia que la fracción predominante de hierro no es la unida a materia orgánica, lo cual es lógico ya que el hierro se encuentra en suelos y sedimentos preferentemente formando óxidos hidratados (Iorio, 1999). Al ser tanto más considerable la proporción de hierro en comparación a otros metales, una porción importante de este metal se transporta hacia la laguna por fenómenos de escorrentía

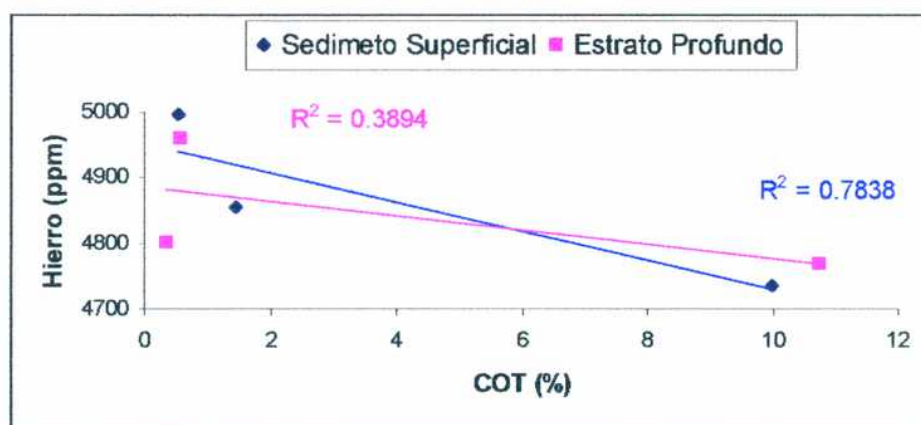


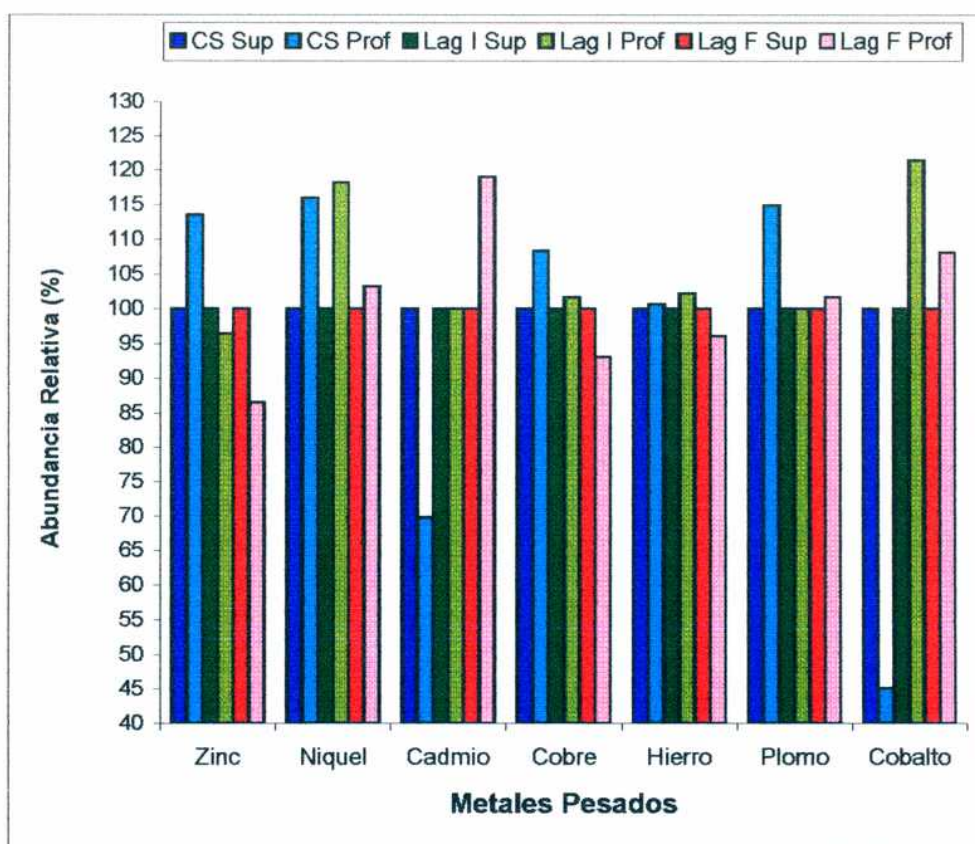
Figura 51. Relación Hierro / COT
($p < 0.05$)

Obsérvese en la figura precedente que, finalmente, encontramos más hierro en ambientes con menor contenido de carbono orgánico. Como fue explicado, la cantidad de hierro es tan considerable que, en definitiva, es más importante la proporción que se transporta por escorrentía hacia la Laguna que la que logra fijarse en sedimentos. En este caso las correlaciones resultaron lineales y negativas, mostrando coeficientes de correlación bien distintos para uno y otro sedimento.

A modo de síntesis de la compleja dinámica mostrada por los distintos metales pesados en situaciones ambientales particulares, se presenta la **Figura 52**. En la misma se muestra la lixiviación relativa de cada metal desde el estrato superficial orgánico al estrato mineral profundo, para cada uno de los tres sitios analizados.

Para obtener dicha información a efectos comparativos, las concentraciones de los metales pesados en el estrato superficial se asumieron como 100 % para calcular la abundancia relativa del mismo metal en el estrato subyacente.

Por esto, considérese que solamente son válidas las comparaciones entre estratos superficial y profundo para un metal en un mismo sitio, ya que el 100 % de concentración de un metal es diferente –en términos absolutos– al 100 % del mismo metal en otro ambiente o del 100 % de otro metal en el mismo ambiente.



**Figura 52. Abundancia relativa de Metales Pesados (%)
por estrato y ambiente**

La **Figura 52** permite visualizar que para el sitio Canal Seco se presentaron concentraciones de zinc, níquel y cobre, en estrato profundo que alientan a sostener la hipótesis de lixiviación.

Comparativamente, este proceso se muestra con mayor énfasis para cobre y zinc en canal respecto a los sitios de laguna, lo cual fue explicado por la acumulación de materia orgánica dicho ambiente y la marcada afinidad de ambos metales por los sitios de adsorción.

Si analizamos cobre y zinc, integrando los resultados de las correlaciones de estos metales con la materia orgánica y su abundancia relativa en estratos profundos (**Figuras 49, 50 y 52**), puede verse que el zinc se lixivia en una proporción relativa superior a la de cobre, probablemente relacionado esto con una afinidad por sitios de adsorción comparativamente menor en el caso de zinc (Iorio, 1999).

Hierro, plomo, cobalto y cadmio mostraron valores en estrato profundo del canal seco similares a los obtenidos en suelos de ambiente agricultura, por lo que probablemente no se esté desarrollando un proceso de enriquecimiento vertical de estos metales sino que se trate de las concentraciones normales para el estrato arcilloso estudiado.

Sin embargo, en Laguna puede observarse que cadmio y cobalto, dos metales que caracterizamos como sensibles al transporte por escorrentía debido a su escasa afinidad de adsorción con el material orgánico, se han acumulado y presentan una potencial lixiviación desde el estrato superficial al subyacente (**Figura 52**).

Níquel también presenta valores en sedimentos de laguna algo superiores a los de suelos originales, por lo que podría incluirse en el mismo proceso detallado para cadmio y cobalto.

6.5 Conclusiones

6.5.1: Aguas

Las concentraciones de Cadmio y Níquel Disueltos en aguas exceden los valores umbrales para humanos. Varios investigadores han planteado la necesidad de profundizar estudios sobre cadmio en bovinos.

Los altos valores de zinc, cobre y hierro en bebedero y laguna se originan como consecuencias de la actividad, ya sea por la composición de la ración o material desprendido desde los comederos. Estos valores, aunque elevados, no excedieron los valores guía definidos por la legislación vigente.

Existe acumulación de Hierro, Plomo, Cobre y Cobalto en Laguna respecto a los valores de aguas subterráneas.

La falta de datos previos a nuestro estudio limitan la posibilidad de establecer comparaciones en función del tiempo como consecuencia de la actividad ganadera intensiva.

6.5.2: Procesos de Transporte en estratos superficiales de Suelos y Sedimentos

El análisis de datos obtenidos para estratos superficiales de suelos y sedimentos nos permitió diferenciar entre metales pesados cuya dinámica de acumulación o transporte resulta particular.

La afinidad diferencial que presentan los metales por los sitios de adsorción disponibles en la materia orgánica ha permitido explicar algunos parámetros de concentración en ambientes de sedimentación preferencial (canal seco y húmedo).

Particularmente para cobre, hierro y zinc, además del concepto de afinidad diferencial por arcillas, resultó sumamente útil la información obtenida a partir del análisis de excretas y ración.

Se mostró que la actividad productiva bajo estudio –ganadería bovina intensiva– aporta cobre, hierro y zinc al medio ambiente. Para el caso del hierro la magnitud de los aportes resulta despreciable frente a las concentraciones de base de los suelos, siendo más significativa la cantidad relativa aportada en el caso del zinc.

Los aportes de hierro, cobre y zinc por la actividad específica se evidenciaron en los incrementos en concentración que se determinaron para estos parámetros al momento de realizar un análisis de la dinámica de los mismos en función de un gradiente de paisaje.

Los metales cobre y zinc mostraron un proceso de acumulación en sedimentos superficiales de canales y laguna.

Los valores obtenidos para los siete metales estudiados en los distintos ambientes resultaron inferiores –en todos los casos– a los valores guía de calidad de suelos para uso agrícola definidos según la Ley de Residuos Peligrosos de la República Argentina.

6.5.3: Procesos de lixiviación en ambientes de sedimentación

Las correlaciones entre concentraciones de metales y contenido de materia orgánica del sedimento, como así también la comparación con valores testigo (alambrados y agrícola), resultaron dos herramientas fundamentales para abordar el estudio del proceso de lixiviación en ambientes de sedimentación.

En el ambiente Canal Seco se comprobó un enriquecimiento del estrato profundo para níquel, zinc y cobre. La acumulación de materia orgánica en canales permitió justificar, en el caso de zinc y cobre, que este enriquecimiento en profundidad fuese menor en ambiente de Laguna. Este último concepto fue fortalecido con el análisis de regresión con la materia orgánica del sedimento superficial.

Cadmio y cobalto, dos metales con menor afinidad por la materia orgánica sedimentada en canales, fueron transportados hacia Laguna donde muestran un estrato profundo con valores superiores a los suelos testigo, permitiéndonos pensar en un proceso de transporte de estos metales en profundidad. En menor magnitud, también níquel presentó un incremento en sedimentos profundos respecto de los testigos, pudiéndose sumar al análisis ensayado para cadmio y cobre.

El hierro presentó un nivel de concentración base en suelos muy elevado, con lo cual los aportes de la actividad resultan leves tanto en el plano horizontal como vertical.

CAPITULO VII

CONCLUSIONES GENERALES

E INVESTIGACIONES FUTURAS

7.1 Conclusiones Generales

A través del desarrollo del presente estudio se probó que la actividad productiva de engorde bovino intensivo a corral *-feedlot-* genera contaminación ambiental. Se identificaron las especies químicas contaminantes que se acumulan en los distintos ambientes del Establecimiento como consecuencia de la actividad de engorde intensivo.

Se cumplieron todos los objetivos propuestos y se confirmaron las cuatro hipótesis preliminares enunciadas.

Tras diez años de actividad continua, las aguas subterráneas se hallan contaminadas por nitratos y arsénico, en valores que exceden los límites de tolerancia vigentes. En el caso de los nitratos, la ubicación del complejo Manga junto a los pozos de bombeo de agua representa un fuente de contaminación puntual para los mismos, incrementándose notoriamente el contenido de nitratos en aguas en los últimos cinco años.

La proximidad de los corrales de engorde, desde donde se lixivia una importante cantidad de amonio, puede representar una fuente adicional de nitratos que tras la oxidación del amonio en horizontes del subsuelo podrían desplazarse hacia el acuífero por lixiviación y posterior dispersión hidrodinámica lateral.

En el caso del arsénico el aumento en sus valores en aguas subterráneas probablemente podría relacionarse a un proceso de concentración como consecuencia de la magnitud de los bombeos practicados diariamente sobre los pozos, siendo más importante la magnitud de este efecto –y por consiguiente el incremento en concentración de arsénico- en el caso del pozo accionado por bomba ubicado a 25 metros de profundidad.

El cadmio y el níquel se informan como metales contaminantes en el estrato hídrico más superficial –pozo molino- ya que exceden los valores de concentración máximos admisibles según la legislación vigente en la República Argentina.

La aptitud del agua subterránea para el consumo humano se halla limitada, debido a la abundancia de nitratos, arsénico, cadmio y níquel siendo imprescindible detener su consumo por parte del personal del Establecimiento. Se sugiere al propietario realizar una nueva perforación aguas arriba del feedlot o proveer a los empleados de agua que provenga de una fuente ajena al establecimiento.

En términos generales, el recurso hídrico conserva una buena aptitud para su utilización con fines productivos.

Realizando un análisis comparativo entre la Laguna y las aguas subterráneas se mostró que las concentraciones de amonio y fósforo reactivo soluble se incrementaron en la laguna, como consecuencia clara del aporte de nitrógeno y fósforo por excretas animales y su posterior transporte por fenómenos de escorrentía laminar.

Se obtuvo una elevada correlación entre amonio y carbono orgánico total en todas las aguas, lo que permitió vincular la contaminación por amonio en laguna al contenido de nitrógeno presente en las heces en descomposición.

Para el ambiente Laguna también se determinó que existe una acumulación en aguas de hierro, plomo, cobalto y cobre como consecuencia de la actividad de engorde intensivo.

Siendo el único objetivo de esta laguna el almacenamiento de efluentes no corresponde evaluar su estado ambiental con índices de protección de recursos vigentes, como los valores guía de calidad de aguas para protección de la vida acuática (Ley 24051).

El análisis del estrato superficial A0 de los suelos del establecimiento permitió demostrar que el engorde intensivo actúa, a través de la deposición de excretas, como fuente de contaminación para los suelos. Aplicando los resultados obtenidos a un gradiente de paisaje se mostró la variación de los parámetros químicos con relevancia ambiental desde los ambientes testigos y de agricultura hacia los ambientes de ganadería.

El medio, originalmente con un pH ácido, resultó alcalinizado en los corrales de engorde. Se incrementó notablemente el pH y la conductividad eléctrica, atribuido esto a la elevada carga salina de las excretas. Correlacionados estos parámetros con el carbono orgánico total, se encontró que pH resultó un parámetro de mayor capacidad para neutralizar los efectos de las excretas, mientras las variaciones resultaron más importantes en la conductividad eléctrica.

El fósforo disponible, potasio, cloruros y sodio fueron identificados como elementos que describen una acumulación importante en el estrato superficial de los corrales de engorde en comparación con los valores base de ambientes testigo y agrícola.

La existencia de montículos de materia orgánica en descomposición dentro de los corrales demostró, en parámetros como carbono orgánico total, cloruros y amonio, el rol de fuente de contaminantes de estos montículos para con el suelo cercano.

El patrón de uso de la Tierra también determinó diferencias en cuanto a las especies nitrogenadas predominantes en distintos ambientes. Así, los nitratos resultaron la especie nitrogenada más abundante en ambientes de agricultura mientras el amonio predominó en ambientes ganaderos.

Una vez más, la elevada correlación amonio / carbono orgánico total permitió demostrar que la ganadería intensiva es el factor de uso del recurso suelo que permite explicar la abundancia de ciertas especies químicas en el ambiente.

En cuanto al análisis de los suelos en el plano vertical, la comparación de concentraciones entre horizontes Ao, A1 y B1 permitió demostrar que los nitratos tienden a acumularse en profundidad mientras disminuye el amonio. Este proceso de lixiviación fue asociados a una percolación inicial de amonio que posteriormente se oxida parcialmente a nitrato cuando las condiciones físicas, químicas y biológicas del medio lo permiten. Así, el amonio en profundidad actuaría como una fuente de nitratos que se lixivian más profundo aún contaminando el acuífero subyacente.

Los fenómenos de escorrentía que se producen sobre el estrato superficial del suelo conducen compuestos disueltos y partículas en suspensión hacia los canales y lagunas.

El sistema de conducción de efluentes del establecimiento, referido en este estudio como Canal, actúa como cuenca de sedimentación. Por lo tanto, el canal acumula material orgánico sedimentado transportándose menores cantidades de sedimentos hacia la laguna. Esta situación fue clara al comparar las concentraciones de nitrógeno orgánico total, carbono orgánico total y fósforo total entre ambientes.

El objetivo del sistema de conducción, que es precisamente transportar, no se está desarrollando en la forma esperada debido a errores en el diseño y falta de mantenimiento del mismo. En un futuro cercano la capacidad de transporte del canal estará severamente disminuida, situación que significará un desborde del sistema de conducción ante precipitaciones abundantes y de alta intensidad aportando contaminantes a los suelos cercanos.

Se sugiere al propietario implementar, como mínimo, un programa de mantenimiento del canal basado en el control de malezas que colonizan este ambiente y alteran su capacidad de transporte, situación que sostenida en el tiempo significaría la colmatación del sistema de conducción.

Las especies nitrogenadas predominantes en canales y lagunas son diferentes, respondiendo este patrón de distribución a condiciones químicas bien definidas. Mientras en Canal Seco se esperan condiciones oxidativas en el medio predominando los nitratos, en Laguna las variables químicas estudiadas dan elementos para suponer un ambiente altamente reductor, siendo lógica la predominancia del amonio entre las formas químicas estudiadas. En Canal Seco se mostró la lixiviación de nitratos mientras en Laguna se lixivió amonio.

La ganadería se identificó como fuente de fósforo analizando las concentraciones de esta variable en corrales de engorde, y su abundancia en sedimentos se vinculó a procesos de escorrentía laminar.

El estudio de los metales pesados en ganadería bovina intensiva resulta escaso en la literatura científica, probablemente debido al prejuicio de que los aportes podrían existir pero en cantidades tan pequeñas que no representarían una amenaza ambiental. Evidentemente, los aportes de nitrógeno y fósforo al medio por esta actividad resultan mayores en varios órdenes de magnitud, y su potencialidad contaminante de aguas subterráneas y eutroficación de cursos superficiales han potenciado su investigación científica.

Sin embargo, el presente estudio demostró que el engorde intensivo no sólo es una actividad que aporta metales pesados al medio ambiente, sino que en el caso de aguas subterráneas limita incluso sus usos potenciales.

En el análisis de la dinámica de los metales pesados en el plano horizontal de suelos y sedimentos, se destaca que la afinidad diferencial que presentan los metales por los sitios de adsorción disponibles en la materia orgánica ha permitido explicar algunos parámetros de concentración en ambientes de sedimentación preferencial (canal seco y húmedo).

La ganadería está aportando cobre, hierro y zinc al medio, aunque en el caso de hierro el efecto es menor ya que las concentraciones originales en el ambiente resultan de gran magnitud. Cobre y zinc se acumularon en sedimentos superficiales de canales y laguna.

Los valores obtenidos para los siete metales estudiados en los distintos ambientes resultaron inferiores –en todos los casos- a los valores guía de calidad de suelos para uso agrícola definidos según la Ley 24051 de Residuos Peligrosos de la República Argentina.

En el análisis en el plano vertical de la dinámica de los metales pesados en sedimentos, se mostró que zinc y cobre se acumulan y lixivian en Canal Seco donde permanecen por su alta afinidad con la materia orgánica. Mientras tanto, cadmio, cobalto y níquel fueron transportados hacia la Laguna, en virtud de su menor afinidad por la materia orgánica, donde incluso se lixiviaron en profundidad.

La actividad ganadería bovina intensiva sostenida durante diez años con su aporte de metales pesados y otros contaminantes no afectó aún la potencialidad productiva de los suelos

para la actividad agrícola que es el uso de la tierra predominante en la zona de estudio. Sin embargo, los procesos de acumulación resultaron evidentes y, a través de nuevas investigaciones, debe prevenirse un escenario futuro donde las funciones potenciales de los recursos naturales en cuestión se hallen amenazadas.

7.2 Investigaciones Futuras

En la Argentina existen muchos emplazamientos de engorde intensivo que carecen de obras de captación y almacenamiento de efluentes, descargando los mismos en cursos de agua naturales, como arroyos o ríos. En estos casos serían aplicables las leyes provinciales o la ley nacional de aguas -según el curso de agua en cuestión- para asegurar la preservación del recurso hídrico y las comunidades asociadas en ecosistemas acuáticos.

En este contexto, es importante destacar que las leyes vigentes no contemplan los contaminantes más importantes que genera la actividad del engorde intensivo a corral. No se mencionan valores de parámetros como fósforo reactivo soluble, carbono orgánico total ni demanda química de oxígeno.

Si quisieran definirse valores guía de los parámetros citados resultaría evidente el vacío existente en el campo de la investigación específica de este tipo de producción en la Argentina.

El presente trabajo de investigación se realizó al nivel de análisis de Establecimiento. Otro aspecto fundamental a tener en cuenta para futuras investigaciones es la relación existente entre la potencialidad contaminante de la actividad productiva y la capacidad de resiliencia del sistema ambiental.

Si una zona determinada de nuestro país concentrara un número importante de estas explotaciones, cuál sería el efecto en el ambiente si definiéramos un sistema bajo estudio de límites más amplios que el de Establecimiento, por ejemplo estudiando la dinámica de los contaminantes a nivel de cuenca hidrológica.

El presente estudio constituye un primer paso en este sentido resultando imprescindible generar nuevas investigaciones en diferentes zonas geográficas donde se desarrolla esta actividad para obtener valores guía adaptados a nuestros recursos naturales y modo de producción.

En este sentido, además de estudios de diagnóstico en distintas zonas geográficas, es preciso avanzar sobre el tratamiento alternativo que puede darse a los subproductos generados por esta actividad.

Se destaca la necesidad de realizar investigaciones aplicadas sobre compostaje de residuos sólidos y tratamiento de efluentes almacenados en lagunas para evaluar sus propiedades fertilizantes. Luego deberían definirse dosis de aplicación de estos fertilizantes orgánicos en función del contenido de nutrientes de los mismos y su dinámica y acumulación en el suelo donde se apliquen.

En cuanto a la protección de cuerpos de agua subterránea se requieren investigaciones que incluyan un monitoreo permanente de la dinámica de los contaminantes en los mismos, para poder determinar tasas de lixiviación y las pautas de manejo apropiadas para proteger la calidad del recurso alojado en los acuíferos.

En cuerpos de agua superficiales, a la luz de los datos publicados en el presente estudio, surge la necesidad de evaluar el impacto ambiental que provoca la descarga de este tipo de efluentes fundamentalmente vinculado al riesgo potencial de eutroficación de las aguas.

ANEXOS

TABLAS Y FOTOGRAFIAS

pH pasta - SUELOS

	Alambrado	Agrícola	Manga	Borde	Feedlot
Ao 1	5.7	5.5	7.2	7.6	7.5
Ao 2	5.8	5.6	7.6	7.6	7.3
Ao 3	5.9	5.6	7.4	7.2	7.1
Media Ao	5.80	5.57	7.40	7.47	7.30
Desv. St.	0.08	0.05	0.16	0.19	0.16
A1 1	5.8	5.2	7.5	7.9	7
A1 2	5.7	5.3	7.4	6.6	7
A1 3	5.75	5.3	6.8	7.2	6.7
Media A1	5.8	5.3	7.2	7.2	6.9
Desv. St.	0.04	0.05	0.31	0.53	0.14
B1 1	5.7	5.4	7.1	7.1	6.5
B1 2	5.65	5.3	6.7	6.8	6.7
B1 3	5.7	5.4	6	7	6.3
Media B1	5.7	5.4	6.6	7.0	6.5
Desv. St.	0.02	0.05	0.45	0.12	0.16

Conductividad Eléctrica (mmho / cm) - SUELOS

	Alambrado	Agrícola	Manga	Borde	Feedlot
Ao 1	0.5	0.3	2.5	3.8	3.3
Ao 2	0.5	0.3	2.3	3.6	3.4
Ao 3	0.5	0.4	2.2	3.4	3.2
Media Ao	0.5	0.3	2.3	3.6	3.3
Desv. St.	0.0	0.0	0.1	0.2	0.1
A1 1	0.4	0.3	2.8	4.3	2.4
A1 2	0.4	0.3	1.7	1.8	2.4
A1 3	0.4	0.3	1.7	2.3	2.0
Media A1	0.4	0.3	2.1	2.8	2.3
Desv. St.	0.0	0.0	0.5	1.1	0.2
B1 1	0.4	0.3	2.4	3.6	1.9
B1 2	0.4	0.3	1.6	1.5	2.2
B1 3	0.4	0.4	1.6	2.0	1.6
Media B1	0.4	0.3	1.9	2.4	1.9
Desv. St.	0.0	0.0	0.4	0.9	0.2

Humedad (%) - SUELOS

	Alambrado	Agrícola	Manga	Borde	Feedlot
Ao 1	20.24	11.94	13.72	28.1	24.5
Ao 2	22.54	12.97	14.08	28.8	24.8
Ao 3	21.41	12.85	13.92	27.1	23.6
Media	21.40	12.59	13.91	28.00	24.30
Desv. St.	1.15	0.56	0.18	0.85	0.62
A1 1	17.90	14.65	17.57	28.90	18.30
A1 2	17.36	14.06	18.82	15.10	16.10
A1 3	16.49	13.47	18.65	22.90	14.80
Media	17.25	14.06	18.35	22.30	16.40
Desv. St.	0.71	0.59	0.68	6.92	1.77
B1 1	17.69	16.51	17.27	19.80	16.30
B1 2	17.51	15.86	17.75	16.10	16.30
B1 3	17.88	16.28	16.39	17.90	16.50
Media	17.69	16.22	17.14	17.93	16.37
Desv. St.	0.19	0.33	0.69	1.85	0.12

Cationes de Cambio (mE / 100 g) - SUELOS

	Calcio	Magnesio	Sodio	Potasio
Alambrado A0 1	12.30	4.00	0.30	2.70
Alambrado A0 2	12.30	4.20	0.30	3.30
Alambrado A0 3	12.30	4.50	0.30	2.70
Media	12.30	4.23	0.30	2.90
Desv. St.	0.00	0.25	0.00	0.35
Alambrado A1 1	10.90	4.20	0.30	2.40
Alambrado A1 2	11.40	4.40	0.30	2.60
Alambrado A1 3	12.40	3.90	0.30	2.40
Media	11.57	4.17	0.30	2.47
Desv. St.	0.76	0.25	0.00	0.12
Alambrado B1 1	11.30	3.80	0.30	2.20
Alambrado B1 2	11.40	4.40	0.30	2.40
Alambrado B1 3	12.30	3.50	0.30	2.10
Media	11.67	3.90	0.30	2.23
Desv. St.	0.55	0.46	0.00	0.15
Agrícola A0 1	9.90	3.80	0.30	3.00
Agrícola A0 2	11.40	4.20	0.30	2.40
Agrícola A0 3	11.70	3.60	0.30	2.20
Media	11.00	3.87	0.30	2.53
Desv. St.	0.96	0.31	0.00	0.42
Agrícola A1 1	10.10	3.10	0.30	2.50
Agrícola A1 2	11.90	2.40	0.30	1.90
Agrícola A1 3	11.50	2.90	0.30	1.80
Media	11.17	2.80	0.30	2.07
Desv. St.	0.95	0.36	0.00	0.38
Agrícola B1 1	10.60	3.10	0.30	2.70
Agrícola B1 2	11.90	3.50	0.30	1.80
Agrícola B1 3	11.00	4.80	0.30	1.50
Media	11.17	3.80	0.30	2.00
Desv. St.	0.67	0.89	0.00	0.62
Manga A0 1	25.10	8.80	6.10	12.60
Manga A0 2	22.00	19.50	4.20	11.80
Manga A0 3	19.40	22.80	3.20	12.00
Media	22.17	17.03	4.50	12.13
Desv. St.	2.85	7.32	1.47	0.42
Manga A1 1	16.70	18.50	5.30	13.50
Manga A1 2	17.60	14.90	3.50	10.50
Manga A1 3	13.20	4.80	2.20	7.80
Media	15.83	12.73	3.67	10.60
Desv. St.	2.32	7.10	1.56	2.85
Manga B1 1	15.80	7.10	3.40	11.10
Manga B1 2	14.10	5.30	2.40	9.00
Manga B1 3	8.40	4.80	2.00	7.50
Media	12.77	5.73	2.60	9.20
Desv. St.	3.88	1.21	0.72	1.81

Cationes de Cambio (mE / 100 g) - SUELOS

	Calcio	Magnesio	Sodio	Potasio
Borde A0 1	27.70	20.70	10.00	18.80
Borde A0 2	16.30	15.40	5.30	11.50
Borde A0 3	33.40	15.90	6.20	12.20
Media	25.80	17.33	7.17	14.17
Desv. St.	8.71	2.93	2.49	4.03
Borde A1 1	27.70	16.30	8.20	17.00
Borde A1 2	13.20	5.30	2.90	7.00
Borde A1 3	22.40	13.20	4.00	9.50
Media	21.10	11.60	5.03	11.17
Desv. St.	7.34	5.67	2.80	5.20
Borde B1 1	19.40	11.40	5.50	11.80
Borde B1 2	13.20	4.40	2.30	4.50
Borde B1 3	12.30	8.80	3.20	7.30
Media	14.97	8.20	3.67	7.87
Desv. St.	3.87	3.54	1.65	3.68
FL A0 1	29.90	23.80	7.70	15.50
FL A0 2	24.20	18.50	7.50	15.90
FL A0 3	20.20	10.60	4.40	11.00
Media	24.77	17.63	6.53	14.13
Desv. St.	4.87	6.64	1.85	2.72
FL A1 1	13.20	9.60	4.20	10.70
FL A1 2	13.20	8.40	4.00	10.80
FL A1 3	13.20	4.80	3.10	7.50
Media	13.20	7.60	3.77	9.67
Desv. St.	0.00	2.50	0.59	1.88
FL B1 1	10.10	7.50	2.90	6.20
FL B1 2	13.20	8.80	3.10	6.20
FL B1 3	11.40	5.80	2.10	4.30
Media	11.57	7.37	2.70	5.57
Desv. St.	1.56	1.50	0.53	1.10

Nitrógeno Kjeldahl Total (%) - Suelos

	Alambrado	Agrícola	Manga	Bordes	Feedlot
Ao 1	0.24	0.16	0.47	1.00	0.67
Ao 2	0.25	0.17	0.51	0.94	0.59
Ao 3	0.22	0.16	0.5	0.88	0.63
Media Ao	0.24	0.16	0.49	0.94	0.63
Desv. St.	0.012	0.003	0.017	0.049	0.033
A1 1	0.13	0.07	0.39	0.5	0.25
A1 2	0.17	0.14	0.33	0.38	0.22
A1 3	0.14	0.09	0.34	0.44	0.19
Media A1	0.15	0.10	0.35	0.44	0.22
Desv. St.	0.017	0.029	0.026	0.049	0.024
B1 1	0.13	0.09	0.18	0.26	0.13
B1 2	0.14	0.12	0.2	0.22	0.14
B1 3	0.11	0.11	0.16	0.16	0.13
Media B1	0.13	0.11	0.18	0.21	0.13
Desv. St.	0.012	0.012	0.016	0.041	0.005

Amonio (ppm) - SUELOS

	Alambrado	Agrícola	Manga	Bordes	Feedlot
Ao 1	n/d	n/d	510.88	4909.22	2358.97
Ao 2	n/d	n/d	745.32	1480.07	3742.57
Ao 3	n/d	n/d	145.45	21114.26	2358.97
Media Ao	n/d	n/d	467.22	9167.85	2820.17
Desv. St.			302.31	10487.01	798.82
A1 1	n/d	n/d	1044.1	5936.49	1143.76
A1 2	n/d	n/d	687.97	3903.81	725.81
A1 3	n/d	n/d	534.24	6458.63	244.54
Media A1	n/d	n/d	755.44	5432.98	704.70
Desv. St.			261.54	1349.79	449.98
B1 1	n/d	n/d	140.24	7252.81	124.77
B1 2	n/d	n/d	335.86	1480.07	221.6
B1 3	n/d	n/d	458.52	10857.4	310.63
Media B1	n/d	n/d	311.54	6530.09	219.00
Desv. St.			160.53	4730.26	92.96

n/d : no detectado según el límite de
detección del método analítico utilizado.

Nitratos (ppm) - SUELOS

	Alambrado	Agricola	Manga	Bordes	Feedlot
Ao 1	118	43	122	80	83
Ao 2	115	48	120	93	89
Ao 3	91	46	145	79	86
Media Ao	108	46	129	84	86
Desv. St.	15	2	14	8	3
A1 1	41	32	124	165	670
A1 2	41	32	111	156	668
A1 3	38	30	117	168	656
Media A1	40	31	117	163	665
Desv. St.	2	1	6	6	8
B1 1	23	9	786	543	850
B1 2	21	12	747	540	896
B1 3	25	11	760	550	889
Media B1	23	11	764	544	878
Desv. St.	2	1	20	5	25

Fósforo Disponible (ppm) - SUELOS

	Alambrado	Agricola	Manga	Bordes	Feedlot
Ao 1	46	33	656	1022	743
Ao 2	51	9	655	604	870
Ao 3	43	6	645	783	604
Media	47	16	652	803	739
Desv. St.	4	15	6	210	133
A1 1	14	19	422	707	544
A1 2	19	7	288	235	454
A1 3	13	4	399	586	238
Media	15	10	370	509	412
Desv. St.	3	8	72	245	157
B1 1	7	9	382	586	129
B1 2	7	4	361	105	191
B1 3	6	3	236	221	83
Media	7	5	326	304	134
Desv. St.	1	3	79	251	54

Conductividad Hidráulica (cm / h) - SUELOS

	Alambrado	Agrícola	Manga	Borde	Feedlot
A0 1	46.3	14.0	36.3	81.2	25.3
A02	49.1	15.4	32.8	85.4	28.2
A0 3	49.2	16.4	34.3	89.0	26.9
Media	48.2	15.3	34.5	85.2	26.8
Desv. St.	1.6	1.2	1.8	3.9	1.4
A1 1	23.0	37.5	55.9	8.4	4.0
A1 2	23.3	42.3	45.4	5.6	4.8
A1 3	19.2	35.2	50.5	6.2	5.7
Media	21.8	38.3	50.6	6.7	4.8
Desv. St.	2.3	3.6	5.3	1.5	0.9
B1 1	3.6	37.3	7.9	6.3	9.9
B1 2	4.8	37.0	5.8	7.7	8.9
B1 3	5.3	39.3	4.2	7.0	10.2
Media	4.6	37.9	5.9	7.0	9.6
Desv. St.	0.8	1.2	1.9	0.7	0.7

Fósforo total - SUELOS

	Alambrado	Agrícola	Manga	Bordes	Feedlot
Ao 1	740	732	1941	3837	3100
Ao 2	748	674	1840	4500	3233
Ao 3	732	641	1740	5443	3090
Media	740	682	1840	4593	3141
Desv. St.	8	46	101	807	80
A1 1	610	631	2434	6079	1441
A1 2	618	622	2600	5600	1592
A1 3	601	639	2759	4132	1221
Media	610	631	2598	5270	1418
Desv. St.	9	9	163	1015	187
B1 1	691	673	1250	2836	432
B1 2	948	834	1115	2500	558
B1 3	665	750	1455	1760	400
Media	768	752	1273	2365	463
Desv. St.	156	81	171	550	84

MONTICULOS

	Humedad	NKT	NH4	NO3	ch	COT	P Total	P Disp
0-30 1	30.8	1.13	85583	88	44.5	9.04	0.9	850
0-30 2	32.3	1.00	64045	100	39.5	9.24	0.91	844
0-30 3	30.7	1.09	116458	107	45.9	9.94	0.8	1040
Media	31.27	1.07	88695	98	43.3	9.41	0.87	911
Desv. St.	0.90	0.07	26345	10	3.3	0.47	0.06	111
30-70 1	28.5	1.24	131142	82	60.4	9.81	0.93	1497
30-70 2	30.3	1.06	142054	100	63.9	9.55	0.89	788
30-70 3	27.3	1.1	154078	123	55.4	10.2	0.82	891
Media	28.70	1.13	142424	102	59.9	9.85	0.88	1059
Desv. St.	1.51	0.09	11472	20	4.3	0.33	0.06	383

	Ca	Mg	Na	K
0-30 1	26.4	18.9	11.8	21.4
0-30 2	26.4	25.5	11.3	19.1
0-30 3	26.4	22.4	12.4	22.2
Media	26.4	22.27	11.83	20.9
Desv. St.	0.00	3.30	0.55	1.61
30-70 1	26.4	23.3	14.6	21.6
30-70 2	25.1	23.3	11.1	19.5
30-70 3	23.8	22	12.2	19.5
Media	25.1	22.87	12.63	20.20
Desv. St.	1.30	0.75	1.79	1.21

AGUAS

	pH	CE	Ca	Mg	Na	K	NH4
Bomba 1	8.00	2.00	7.44	16.18	395.67	29.00	0.01
Bomba 2	8.00	1.98	7.15	15.20	395.00	29.00	0.01
Bomba 3	8.00	2.02	7.80	17.00	397.00	31.00	0.01
Media	8.00	2.00	7.46	16.13	395.89	29.67	0.01
Desv. St.	0.00	0.02	0.33	0.90	1.02	1.15	0.00
Molino 1	7.70	1.80	60.50	53.00	380.00	3.00	0.04
Molino 2	7.70	1.75	59.00	50.00	382.00	3.00	0.04
Molino 3	7.70	1.85	62.00	55.00	380.00	3.20	0.04
Media	7.70	1.80	60.50	52.67	380.67	3.07	0.04
Desv. St.	0.00	0.05	1.50	2.52	1.15	0.12	0.00
Bebedero 1	8.00	1.90	16.70	14.51	300.00	32.00	3.46
Bebedero 2	8.10	1.80	16.40	14.00	305.00	32.00	3.50
Bebedero 3	8.00	1.90	17.00	14.80	302.00	30.00	3.50
Media	8.03	1.87	16.70	14.44	302.33	31.33	3.49
Desv. St.	0.06	0.06	0.30	0.41	2.52	1.15	0.02
Laguna 1	6.80	1.40	13.00	31.00	121.80	197.00	49.64
Laguna 2	6.80	1.40	12.00	32.00	122.00	195.00	49.00
Laguna 3	6.90	1.45	13.00	31.00	120.00	195.00	52.00
Media	6.83	1.42	12.67	31.33	121.27	195.67	50.21
Desv. St.	0.06	0.03	0.58	0.58	1.10	1.15	1.58

	Cl	NO3	CO3	HCO3	SO4	As
Bomba 1	61.30	44.60	36.00	664.90	177.60	0.25
Bomba 2	60.00	42.00	35.00	662.00	179.00	0.25
Bomba 3	62.00	46.00	36.00	664.00	179.00	0.25
Media	61.10	44.20	35.67	663.63	178.53	0.25
Desv. St.	1.01	2.03	0.58	1.48	0.81	0.00
Molino 1	41.70	396.70	8.52	641.00	120.00	0.10
Molino 2	40.00	398.00	8.50	640.00	120.00	0.10
Molino 3	43.00	394.00	8.55	640.00	122.00	0.10
Media	41.57	396.23	8.52	640.33	120.67	0.10
Desv. St.	1.50	2.04	0.03	0.58	1.15	0.00
Bebedero 1	59.50	94.00	60.00	549.00	144.00	s/d
Bebedero 2	59.00	95.20	62.00	550.00	140.00	s/d
Bebedero 3	60.00	95.50	60.00	550.00	146.00	s/d
Media	59.50	94.90	60.67	549.67	143.33	s/d
Desv. St.	0.50	0.79	1.15	0.58	3.06	
Laguna 1	36.80	15.50	0.00	335.50	288.00	s/d
Laguna 2	36.00	15.00	0.00	330.00	280.00	s/d
Laguna 3	38.00	15.20	0.00	335.00	292.00	s/d
Media	36.93	15.23	0.00	333.50	286.67	s/d
Desv. St.	1.01	0.25	0.00	3.04	6.11	

SEDIMENTOS

	NKT %	Nitratos ppm	Amonio ppm	P tot %	COT %
CS IM sup	1.71	180	65	0.86	s/d
CS IM prof.	1.57	352	23	0.98	9.99
CS MF	1.28	600	88	0.80	9.43
CS FIN	1.70	95	102	0.92	10.47
CL INICIO	1.70	610	144	0.80	10.49
CL FIN	1.17	490	67	0.57	10.35
LAGUNA INICIO	0.14	69	92	0.11	0.59
LAGUNA IM sup	0.29	102	69	0.15	1.45
LAGUNA IM prof.	0.13	34	38	0.12	s/d
LAGUNA MF	0.15	66	161	0.13	0.53
LAGUNA FIN sup	0.13	44	107	0.14	0.54
LAGUNA FIN prof.	0.14	44	120	0.16	s/d

Referencias:**CS: Canal Seco; CH: Canal Húmedo; Lag: Laguna;****I: Inicio; M: Medio; F: Fin**

Metales Pesados Totales (ppm)- Estrato Superficial Ao

	Zinc	Niquel	Cadmio	Cobre	Hierro	Plomo	Cobalto
Alambrado	76	24.0	2.0	29.0	4758	30.0	27.5
Agrícola	61	25.0	2.0	26.0	4781	33.8	32.0
Ración	35	1.5	0.0	8.0	198	3.9	0.5
Heces Semifrescas	143	4.0	0.5	42.5	1816	11.0	1.5
Manga	109	22.5	1.5	35.0	4501	30.0	25.5
Montículo Superficial	183	21.0	1.5	43.0	4385	29.3	23.2
Montículo Profundo	181	22.0	1.5	46.0	4370	29.5	23.2
Borde	131	19.5	2.0	36.5	4460	25.0	24.5
Feedlot	115	24.0	1.0	36.0	4440	25.0	25.5

Metales Pesados Disueltos (ppm) - AGUAS

	Zinc	Niquel	Cadmio	Cobre	Hierro	Plomo	Cobalto
Bomba	0.11	0.04	0.00	2.93	0.0	0.00	0.00
Molino	0.09	0.04	0.01	0.18	0.0	0.00	0.00
Bebedero	0.04	0.04	0.00	1.18	0.3	0.00	0.10
Laguna	0.09	0.04	0.00	0.26	1.5	0.04	0.00

Metales Pesados Totales (ppm)- Estrato Superficial Ao

	Zinc	Niquel	Cadmio	Cobre	Hierro	Plomo	Cobalto
Alambrado	76	24.0	2.0	29.0	4758	30.0	27.5
Agrícola	61	25.0	2.0	26.0	4781	33.8	32.0
Ración	35	1.5	0.0	8.0	198	3.9	0.5
Heces Semifrescas	143	4.0	0.5	42.5	1816	11.0	1.5
Manga	109	22.5	1.5	35.0	4501	30.0	25.5
Montículo Superficial	183	21.0	1.5	43.0	4385	29.3	23.2
Montículo Profundo	181	22.0	1.5	46.0	4370	29.5	23.2
Borde	131	19.5	2.0	36.5	4460	25.0	24.5
Feedlot	115	24.0	1.0	36.0	4440	25.0	25.5

Metales Pesados Disueltos (ppm) - AGUAS

	Zinc	Niquel	Cadmio	Cobre	Hierro	Plomo	Cobalto
Bomba	0.11	0.04	0.00	2.93	0.0	0.00	0.00
Molino	0.09	0.04	0.01	0.18	0.0	0.00	0.00
Bebedero	0.04	0.04	0.00	1.18	0.3	0.00	0.10
Laguna	0.09	0.04	0.00	0.26	1.5	0.04	0.00

Metales Pesados Totales (ppm) - Sedimentos

	Zinc	Niquel	Cadmio	Cobre	Hierro	Plomo	Cobalto
CSI Superficial	244	28.5	1.6	56.5	4865	33.8	28.8
CSIM Superficial	266	25.0	2.2	60.0	4735	28.5	28.4
CSIM Profundo	302	29.0	1.5	65.0	4769	32.8	12.8
CSMF	281	24.0	2.0	60.0	4741	34.0	29.9
CSF	314	23.0	1.4	66.0	4651	34.0	19.2
CHI	281	29.5	2.0	61.5	4668	31.3	35.5
CHF	286	24.0	2.0	63.0	4705	36.5	29.6
Lag I	70	34.0	2.2	30.0	4549	29.5	43.9
Lag IM Superficial	85	27.5	2.0	30.0	4855	30.0	35.0
Lag IM Profundo	82	32.5	2.0	30.5	4961	30.0	42.5
Lag MF	77	36.0	2.3	29.3	5000	35.0	42.5
Lag F Superficial	78	31.0	2.0	29.0	4997	30.0	41.5
Lag F Profundo	68	32.0	2.4	27.0	4803	30.5	44.8

Referencias:

CS: Canal Seco; CH: Canal Húmedo; Lag: Laguna;

I: Inicio; M: Medio; F: Fin



Foto 1. El montículo se presenta más seco que el piso del corral.

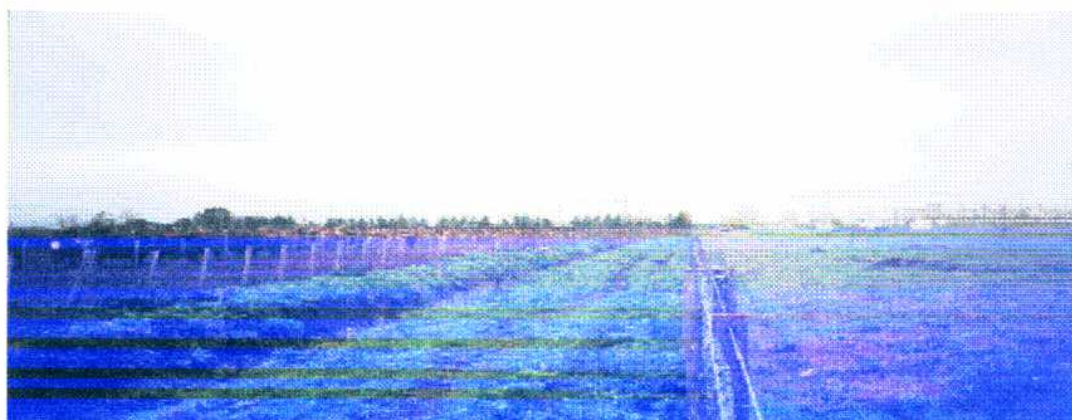


Foto 2. Zanja de filtración de contaminantes a cielo abierto.

Ambas fotografías en Feedlot cercano a Buenos Aires.

Fotos 3 a 11 exclusivamente del Establecimiento bajo estudio.



Foto 3. Planta de almacenamiento de alimentos y formulación de raciones.

En la fotografía también puede apreciarse la superficie de un corral bajo estudio y la leve pendiente del mismo en sentido sudeste.



Foto 4. Animales concentrados en zonas de bebederos (izquierda) y comederos (derecha).

Obsérvese la distribución de heces frescas sobre la superficie del corral y el sistema de varilla y alambre eléctrico para separar corrales entre sí.



Foto 5. Montículos en corrales bajo estudio.

En segundo plano puede apreciarse a un grupo de animales precisamente sobre el montículo. También se aprecia en primer plano la distribución de heces frescas sobre el corral.



Foto 6. Comparación de superficies barridas y sin barrer.

En esta fotografía se muestra el estado de un primer corral que acaba de ser “barrido” con tractor provisto de pala frontal (suelo más oscuro) y un segundo corral que estando en uso aún no fue limpiado.

Si bien al realizar la limpieza el suelo parece más rugoso, esto sólo se aprecia hacia los bordes del corral donde se acumula material, en el resto del corral la superficie se presenta más bien compactada por el peso de la maquinaria y el efecto de la pala cortante.

Detrás se hallan rollos de alfalfa secos que son utilizados como fuente de fibra en la ración de los animales. A la derecha, una pila de envases plásticos de productos utilizados en sanidad de cultivos.



Foto 7. Inicio del sistema de conducción de efluentes (Canal Seco y Húmedo).

En la imagen se aprecian las fracciones que llamamos Canal Seco y Húmedo respectivamente. Al final se ubica la Laguna de almacenamiento que no aparece en esta foto.

Persisten malezas en estado de senescencia que colonizan el sistema de conducción, disminuyendo la velocidad del flujo de efluentes lo que favorece la sedimentación de la materia orgánica.



Foto 8. Muestreo de sedimentos en Canal Seco.

Se observa la utilización de corels de PVC para la recolección de muestras de sedimentos sin disturbar. Las muestras se conservaron en frío para el traslado a laboratorio.



**Foto 9. Recolección de muestras de aguas superficiales en
Canal Húmedo.**



Foto 10. Porción final de Canal Húmedo.

Se aprecia claramente la irregularidad de los bordes del canal, como consecuencia de la invasión de malezas no controladas por el propietario. Al final del Canal se observan algunos residuos plásticos en la Laguna de almacenamiento.



Foto 11. Laguna de Almacenamiento de Efluentes.

Hacia el final de la laguna se observan algunos envases plásticos y fuera de la misma una pila de alimento balanceado seco. Alguna semilla de maíz presente en la ración ha brotado y crecido junto a la laguna, mostrando un color verde intenso que indica una buena provisión de nitrógeno.

Aquí también existen malezas sobre los bordes de la obra pero las mismas no logran establecerse dentro de la misma.

BIBLIOGRAFIA

Addiscot, T.M.; Whitmore, A.P. and D. S. Poulson (1991). Farming, fertilizers and the nitrate problem. C.A.B. International (Ed), pp 170.

Algeo, J.W.; Elam, C.J.; Martinez, A. and T. Westing (1972). Feedlot air, water, and soil analysis. Bulletin D, How to control Feedlot Pollution. California Cattle Feeders Association. Bakersfield, California, pp 75.

Alloway, B.J. (1995). Heavy Metals in soils. Second Edition. B. J. Alloway (Ed.). Blackie Academic and Professional. Glasgow, United Kingdom, pp 363.

Ammerman, C.B.; Miller, S.M.; Fick, K.R. and S. Hansard (1977). Contaminating elements in mineral supplements and their potential toxicity: A review. Journal of Animal Science 44 (3): 485-508.

Arrington, R.M. and C.E. Pachek (1981). Soil nutrient content of manures in an arid climate. *In*: Livestock Waste: A Renewable Resource, Proceedings of the Fourth International Symposium on Livestock Waste, American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan, U.S.A, pp 150-152

ASAE –American Society of Agricultural Engineers- (1998). Manure Production and Characteristics. ASAE D-384-I, ASAE, St. Joseph, Michigan.

ASTM (1979). Annual Book of ASTM Standards. Part 31, Water. American Society for Testing and Materials (Ed). USA, pp 1280.

APHA, AWWA, WPCF (1992). Métodos normalizados para análisis de aguas potables y residuales. Ed. Diaz de Santos. Madrid, España.

Baird, C. (2001). Química Ambiental. Segunda Edición. Reverté (Ed.). Barcelona, España, pp 622.

Bargiela, M.; Rendina, A. y A. F. de Iorio (1997). Determinación de fósforo total en suelos de la Pampa Deprimida. *Revista Internacional de Información Tecnológica*. Vol. 8 nº 6 (Nov – Dic 1997).

Barrington, S. F. and P.J. Jutras (1985). Selecting sites for earthen manure reservoirs. *In: Agricultural waste utilization and management, Proceedings of the 5th International Symposium on Agricultural Wastes*, American Society of Agricultural Engineers, pp. 386-392.

Bergqvist, E.; Parada, R. e I. Palavicino (1991). Ingestión crítica de metales pesados en diversas especies animales. *Agricultura Técnica*. 51 (4): 370-373 (Octubre – Diciembre, 1991).

Biagini, R.; Salvador, M.; Queiro, R.; Torres Soruco, C.; Biagini, M. y A. Diez Barrantes (1995). HACRE: Casos diagnosticados en el período 1972/1993. *Archivo Argentino de Dermatología*. 45: 47-52

Blarasin, M.; Bernetti, G.; Cabrera, A. y M. L. Gómez (1998). Evaluación ambiental del agua subterránea de uso rural y urbano en la zona de Alejo Ledesma, Córdoba, Argentina. *Actas 2º Reunión Geología Ambiental*, pp. 10-21.

Broadbent, F. E. (1953). The Osoil organic fraction. *Adv. Agron.* 5: 153-183.

Burkholder, J.; Mallin, M.; Glasgow, H.; Larsen, M.; Mc Iver M.; Shank, C.; Deamer-Melia, N.; Briley, D.; Springer, J.; Touchette, B. and E. Hannon (1997). Impacts to a coastal river and estuary from rupture of a large swine waste holding lagoon. *Journal of Environmental Quality*, 26: 1451-1466.

Butchbaker, A. F. (1973). Feedlot Runoff disposal on grass or crops. L-1053, Texas Agricultural Extension Service, Texas A&M University. (DPE-7521, Great Plains Beef Cattle Feeding Handbook), pp 4.

Cabrera, A.L. y E.M. Zardini (1978). *Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires*. Editorial ACME, Buenos Aires. Argentina, 755 pp.

Castro, E.; Schultz, C. y E. Marino (1998). El agua potable en la provincia de La Pampa. Consecuencias por presencia de flúor y arsénico. Actas 2º Reunión de Geología Ambiental, pp 43-55.

Chambers, B.; Nicholson, N. and K. Smith (2001). Making better use of livestock manures on arable land.. *In* Managing Livestock Manures Booklet I. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. United Kingdom of Great Britain, pp 25.

Chapman, H. D. y P. F. Pratt (1979). Métodos de Análisis para suelos, plantas y aguas. Editorial Trillas. México, 195 pp.

Clark, R.N. (1975). Seepage beneath feedyard runoff catchments. *In*: Managing Livestock Wastes, Proceedings of the Third International Symposium on Livestock Wastes, American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan, pp 289-325.

Clark, R. N.; Gilbertson C. B. and H. R. Duke (1975). Quantity and quality of beef feedyard runoff in the Great Plains. *In*: Managing livestock wastes, proceedings of the third International Symposium on Livestock Wastes, American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan, pp 429-431.

Cleary, C. (1991). Physical characteristics of cattle feedlot manure. Undergraduate Thesis. University of Southern Queensland, Toowoomba.

Davis, S.; Fairbank, W. and W. Weisheit (1973). Dairy waste ponds effectively self – sealing. Transactions of the ASAE, 18 (2): 319-322.

Davis, R. (1990). Nitrates, nitrites and metahemoglobinemia in perspectives on Nitrates. Nebraska Cooperative Extension EC 90-2502, pp 10-13.

Doran, D.; Coleman, D.; Bezdicek, B. and D. Stewart (1994). Defining soil quality for a sustainable environment. Soil Science Society of America 58, pp 244.

Eghball, B. and J.F. Power (1994). Beef cattle feedlot manure management. *Journal of soil and water conservation*. March – April 1994, pp 113-122.

Encyclopedia of Rural America, The Land and People (1997). Gary Goreham Editor. ABC-CLIO. Santa Barbara, California. Denver, Colorado. Oxford, England, pp 262- 265.

Engorde a Corral (2000). M. Sada Ed. Año 2, N° 10. Noviembre – Diciembre de 2000. pp 4 - 9.

Fan, A.; Willhite, C. and S. Book (1987). Evaluation of the nitrate drinking water standard with reference to infant methemoglobinemia and potential reproductive toxicity. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. Vol. 7 pp 135-148.

García, A.; Iorio, A. F. de; Bado, F. y M. Bargiela (2001). Evaluación del riesgo potencial de polución en un establecimiento de producción ganadera intensiva. *Revista Internacional Información Tecnológica*. La Serena, Chile. Vol. 12 N° 3, pp 37-42.

Gardner, W. H. (1986). Water Content. *In* *Methods of Soil Analysis, Part 1*, 2nd Ed., A. Klute (Ed). Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA, pp 493-544.

Gilbertson, C.B.; McCalla, T.M.; Ellis, J.R. and W.R. Wood (1971). Characteristics of manure accumulations removed from outdoor, unpaved beef cattle feedlot. *In: Livestock wastes management and pollution abatement. Proceedings of International Symposium on Livestock wastes*, Columbus, Ohio. ASAE. St. Joseph, Michigan. Pp 56-59.

Gilbertson, C.B.; Nienaber, J.A.; Gartrung, J.L.; Ellis J.R. and W. E. Splinter (1979). Runoff control comparisons for commercial beef feedlots. *Transactions of the ASAE*, 22 (4): 842-849.

González, G. (comunicación personal). Profesor Dr. en Cátedra de Fisiología Veterinaria y Nutrición Animal, Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires.

Greene, L.W. (comunicación personal). Professor of animal nutrition. Texas A & M University. Agricultural Research and Extension Center. Amarillo, Texas.

Harman, W. and J. Sweeten (2000). Feedlot manure utilization and management: Environmental Impacts and Profitability. Tierra Blanca Creek Watershed. Texas High Plains. Final Report submitted to: Texas State Soil and Water Conservation Board, pp 51.

Helmke, P. and D. Sparks (1996). Lithium, Sodium, Potassium, Rubidium and Cesium. *In: Methods of Soil Analysis. Part 3 Chapter 19. Chemical Methods –SSSA Book Series N° 5-.* D. L. Sparks *et al.* (Ed.) Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA, pp 551-574.

Herrera, G. E. (1989). Análisis Químico de suelos y de aguas. Primer curso para auxiliares de laboratorio. Laboratorio de Química de Suelos – Instituto de Suelos. CIRN – Castelar. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Argentina, 108 pp.

Hooda, P.S.; Moynagh, M.; Svoboda, I.F.; Thurlow, M.; Stewart, M.; Thomson, M. and H. A. Anderson (1997). Streamwater nitrate concentrations in six agricultural catchments in Scotland. *The Science of the Total Environment* 201: 63-78.

INTA- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (1988). Carta de Suelos de la República Argentina, Hoja ARIAS 3363-29, Provincia de Santa Fé. Argentina, 75 pp.

Iorio, A.F. de (1999). Distribución y dinámica de las formas químicas de cobre, en relación con el hierro y el manganeso en un Natracuol de la Pampa Deprimida. Tesis de Maestría. Área Ciencias del Suelo. Escuela para Graduados de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, pp 156.

Kaneko, J. J. (1988). *Clinical Biochemistry of Domestic Animals* 4th Ed. Jiro J. Kaneko (Ed.). Academic Press, pp 930.

Kennedy, B.; Coleman, R.; Gillund, G.; Kotelko, B.; Kotelko, M.; Mac Alpine, N. and P. Penney (1999). Feedlot Runoff (Volume 1): Quantity and Quality of rainfall and snowmelt runoff from pens. Canada – Alberta Environmentally Sustainable Agriculture Agreement, pp 51.

Klieve, A. V.; White, R. J. and D. Ouwerkerk (1995). Role of Bacterial Decomposition in Odour Generation. Feedlot Waste Management Conference. Royal Pines Resort. 12-14 June, 1995. Queensland, Australia. 3 pp.

Klute, A. (1986). Methods of soil analysis. Part I: physical and mineralogical methods. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA, pp 1188.

Kolb, E. (1975). Fisiología veterinaria. Acribia (Ed.). Vol. II, pp 1115.

Kolthoff, Y. y E. Sandell (1976). Análisis Químico Cuantitativo. Omega (Ed.). Barcelona, España, pp 1230.

Kuo, S. (1996). *In: Methods of Soil Analysis. Part 3 Chapter 32. Chemical Methods –SSSA Book Series no. 5. D. L. Sparks et al. (Ed.) Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA, pp 869-919.*

Kuo, S. and A. S. Baker (1982). The effect of soil drainage on Phosphorus status and availability to corn in long-term manure amended soils. Soil Science Society of America Journal, Vol. 46: 744-747.

Lehman, O. R.; Stewart, B. A. and A. C. Mathers (1970). Seepage of feedyard runoff water impounded in Playas. MP – 944. Texas Agricultural Experiment Station, Texas A & M University, College Station, Texas. U.S.A., 7 pp.

Lehman, O.R. and R. N. Clark (1975). Effect of cattle feedyard runoff on soil infiltration rates. Journal of Environmental Quality, 4 (4): 437-439.

Loehr, R. C. (1974). Characteristics and comparative magnitude of nonpoint sources. Journal of water pollution control federation, 46 (8): 1849.

Loeppert R. and D. Suarez (1996). Carbonate and Gypsum. *In: Methods of Soil Analysis. Part 3 Chapter 15. Chemical Methods –SSSA Book Series no. 5. D. L. Sparks et al. (Ed.) Soil*

Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA, pp 437-474.

Lott, S. C. (1998). Feedlot Hydrology. Doctor of Philosophy Thesis. The University of Southern Queensland, Australia, pp 317.

Lunney, C. M. and S. C. Lott (1995). Minimising Feedlot Odours. Feedlot Waste Management Conference. Royal Pines Resort. 12-14 June, 1995. Queensland, Australia, pp 1-17.

Maisonave, R. (1998). La calidad del agua como factor determinante para la implementación de producciones intensivas y semi-intensivas y su aptitud para el consumo humano en la localidad de Villa Rossi, Córdoba. Tesis de Grado. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, pp 91.

Maisonave, R.; Núñez, G. y A. F. de Iorio (1998). Arsénico en aguas freáticas del sur de Córdoba. *En: Actas del XXII Congreso Argentino de Química, Libro de Resúmenes, Sección Química Analítica I* : 37.

Maisonave, R.; Rendina, A.; Núñez, G.; Delfino, S. y A.F. de Iorio (1999). El agua como factor determinante para la sustentabilidad de la producción agropecuaria y la conservación del suelo. *En: Actas del XIV Congreso Latinoamericano de Ciencias del Suelo*. Noviembre de 1999. Temuco, Chile. Pág. 617.

Maisonave, R. C. y A. F. de Iorio (2001). Contaminación de aguas. *En: Impacto ambiental en agrosistemas*. Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Bs. As. , pp 69-91.

Mathers, A.C.; Stewart, B.A.; Thomas, J.D. and B.J. Blair (1973). Effects of cattle feedlot manure on crop yields and soil conditions. Technical Report No. 11. U.S.D.A. Southwestern Great Plains Research Center, Bushland, Texas.

Maynard, D. and A. Bomke (1980). The response of a grass – legume sward to poultry manure. *Canadian Journal of Soil Science* 60: 451 – 459.

Mazzone, J.; Dillion, P. and P. Pavelic (1992). A review of the impact of feedlots on groundwater quality. Center for groundwater studies, Report n° 43, August, 1992. 25 pp.

McCullough, M.C.; Parker, D.B.; Robinson, C.A. and B. W. Auvermann (2002). Hydraulic conductivity, bulk density, moisture content and electrical conductivity of a new Sandy Loam feedlot surface. Transactions of the ASAE. American Society of Agricultural Engineers. Vol. 17(4): in press.

McReynolds (1994). Groundwater quality near selected South Plains feedlot operations. *In*: Proceedings of the Playa Basin Symposium. Urban, L. and W. Wyatt (Eds.), Lubbock: Texas Tech University, pp 175-186.

Mielke, L.N.; Swanson, N.P. and T. M. McCalla (1974). Soil profile conditions of Cattle Feedlots. Journal of Environmental Quality, 3 (1): 4-17.

Miller, W.D. (1971). Infiltration rates and groundwater quality beneath cattle feedlots, Texas High Plains. Final Report No. 16060 EGS. Washington, DC: Water Quality Office, USEPA.

Miller, B.; Parker, D.; Sweeten, J and C. Robinson (2001). Response of seven crops and two soils to application of beef cattle feedyard effluent. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers. Accepted for publication. Vol 44 (3) , in press.

Mukhtar, S.; Sweeten J. M. and B. Auvermann (1999). Solid - liquid separation of animal manure and wastewater. E-13. 9-99. Texas Agricultural Extension Service. The Texas A&M University System.

Mulvaney, R. (1996). Nitrogen – Inorganic Forms., *In*: Methods of Soil Analysis. Part 3 Chapter 38. Chemical Methods –SSSA Book Series N° 5. D. L. Sparks *et al.* (Ed.) Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA, pp 1123-1184.

Murphy, J. and J. Riley (1962). A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27: 31-36.

Nelson, D. and L. Sommers (1996). Total Carbon, Organic Carbon and Organic Matter., *In: Methods of Soil Analysis. Part 3 Chapter 34. Chemical Methods –SSSA Book Series N° 5.* D. L. Sparks *et al.* (Ed.) Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA, pp 961-1010.

Norstadt, F. A. and Lynn K. Porter (1976). Interactions of beef cattle wastes with soil. *In: Environmental biogeochemistry.* Jerome O. Nriagu (Ed.). Annual Arbor Science Publication Inc., Michigan, USA, pp 763-775.

Norstadt, F. A. and H. R. Duke (1982). Stratified profiles: characteristics of simulated soils in a beef cattle feedlot. *Soil Science Society American Journal* 46: 827 – 832.

NRC –National Research Council- (1981). Effect of environment on nutrient requirements of domestic animals. National Academy Press. Washington D.C.

Overcash, M.R.; Humenik F.J. and J.R. Miner (1983). Livestock waste management. Vol I. CRC Press. Boca Raton, Florida.

Parada, N.R.; Bergqvist, A.E. y S.M. González (1985). Intoxicación crónica por cobre de origen industrial en bovinos de carne. *Arch. Médico Veterinario* 17 (1): 53-59.

Parker, DB.; Eisenhauer, D.E.; Schulte, D.D. and D.L. Martin (1999 a). Modelling seepage from an unlined beef cattle feedlot runoff storage pond. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, Vol. 42 (5): 1437-1445.

Parker, D.; Schulte, D. and D. Eisenhauer (1999 b). Seepage from earthen animal waste ponds and lagoons. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, Vol. 42 (2): 485-493.

- Parker, D.B.; Eisenhauer, D.E.; Schulte, D.D. and J.A. Nienaber (1999 c). Seepage characteristics and hydraulic properties of a feedlot runoff storage pond. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, Vol. 42 (2): 369-380.
- Parker, D.B.; Schulte, D.D. and J.A. Nienaber (1999 d). Flat – Plate freeze sampler for sludge characterization in a feedlot runoff storage pond. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, Vol. 42 (1): 123-125.
- Parodi, L. R. (1959). Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, Editorial ACME. Buenos Aires. Argentina, 420 pp.
- Pate, F.M.; Volk, B.G.; Casselman, T.W. and J.R. Crockett (1974). Disposal of cattle feedlot waste in an Anaerobic Lagoon on the organic soils of south Florida – Preliminary Results. Soil and Crop Science Society of Florida. Proceedings, Volume 33. pp 224-237.
- Pimmentel, D. (1994). Amounts of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethics. Journal of Agricultural and Environmental Ethics, 8: 17-21.
- Powell, E. (1994). Economic management of feedlot manure. Final report Part 3, M.R.C. Project M. 087, pp 64.
- Ragland, J. L. and N. T. Coleman (1960). The hydrolysis of aluminum salts in clay and soil systems. Soil Science Society of America Proceedings 24: 457-460.
- Reference Manual for the Establishment and Operation of Beef Cattle Feedlots in Queensland (2000). Department of Primary Industries, Queensland, Australia.
- Reddell, D. L. and G. G. Wise (1974). Water quality of storm runoff from Texas beef feedlot. Texas Agricultural Experiment Station, PR – 3224, College Station, Texas.
- Rhoades, J. (1996). Salinity: Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids. *In*: Methods of Soil Analysis. Part 3 Chapter 14. Chemical Methods –SSSA Book Series Nº 5. D. L. Sparks *et*

al. (Ed.). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA, pp 417-435.

Rhoades, M.; Parker, D.; Sweeten, J.; Cole N. and M. Brown (2001). Application of beef cattle feedyard effluent to Wheat in field plots. American Society of Agricultural Engineers Meeting Presentation, Sacramento, California. Paper nº 01-2199. ASAE, St. Joseph, Michigan. U.S.A.

Rose, A. W.; Hawkes, H.E. and J.S. Webb (1979). Geochemistry in mineral exploration, second edition. Academic Press, London, pp 276.

Roos, K.F. (1991). Profitable alternatives for regulatory impacts on livestock waste management. *In* National livestock, poultry and aquaculture waste management. Proceedings of the National Workshop. ASAE. Kansas, Missouri, pp 89-99.

Safley, L.M.; Westerman, P.W. and J.C. Barker (1985). Fresh dairy manure characteristics and barnlot nutrient losses. *In* Agricultural waste utilization and management. Proc. 5th Int. Symp. On Agricultural Wastes, ASAE, St. Joseph, Mi., pp 191-199.

Santa Cruz, J. y A. Silva (1999). Contaminación de aguas subterráneas. En: Curso sobre contaminación de aguas subterráneas. Convenio I.N.A. – U.P.C.N. Instituto Nacional del Agua y el Ambiente, Presidencia de la Nación, Gobierno de la República Argentina, pp 69.

Shepherd, M.A. and P.J. Withers (2001). Phosphorus leaching from liquid digested sewage sludge applied to sandy soils. Journal of Agricultural Science, Cambridge. Cambridge University Press. United Kingdom, 136: 433-441.

Shi, Y.; Parker D. B.; Cole N. A.; Auvermann B. W. and J. E. Melhorn (2001). Surface amendments to minimize ammonia emissions from beef cattle feedlots. Transactions of ASAE (in press).

Shuman, G.E. and T. M. McCalla (1975). Chemical characteristics of a feedlot soil profile. Soil Science 119: 113-118.

SCS - Soil Conservation Service – United States Department (1972). Soil Survey Laboratory Methods and procedures for collecting Soil Samples. Soil Survey Investigations, Report N° 1; Soil Conservation Service, USDA.

Southcott, P. and S. C. Lott (1996). Preliminary results on soil permeability and physical characteristics of feedlot pens. In 7th Australia New Zealand Conference on Geomechanics, Geomechanics in a Changing World. Australia: Institution of Engineers, pp 844 – 849.

Stewart, B.; Viets, F. and L. Hutchinson (1968). Agriculture's effect on Nitrate Pollution of Groundwater. Journal of Soil and Water Conservation. Volume 23, N° 1, 3 pp.

Stewart, B.A. (1995). Agronomic Benefits of Compost. *In* Innovations and new horizons in Livestock and Poultry manure management. Proceedings, Volume I. Austin, Texas, pp 88-94.

Sweeten, J.M. and D. L. Reddel (1977). Nonpoint Sources: State-of-the-Art Overview. ASAE Paper n° 76-2563. Soil and Water Division of ASAE.

Sweeten, J. M.; Safley L. M. and S. W. Melvin (1981). Sludge removal from lagoons and holdings ponds: case studies. In: Livestock Waste: a renewable resource, Proceedings of the Fourth International Symposium on livestock wastes, American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan, pp. 204-210.

Sweeten, J.M. (1992). Environmental management for commercial cattle feedlots in moisture deficit locations. Proceedings of the National Workshop on National Livestock, Poultry and Aquaculture Waste Management. July, 1991. Kansas City, Missouri. Published by American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan. U.S.A, pp 232-246.

Sweeten, J. M. (1994). Water Quality associated with Playa Basins receiving Feedlot runoff. *In*: Proceedings of the Playa Basin Symposium. L.V. Urban and A. Wyatt Eds. Texas Tech University, Lubock, Texas. U.S.A., pp. 161 –174.

Sweeten, J.M.; Sokora, G.; Seymour, R.; Hickey, M. and S. Young (1994). Irrigation of cattle feedlot runoff on winter wheat. Great Plains Animal Waste Conference on Confined Animal Production and Water Quality. October, 1994. Denver, Colorado. U.S.A, pp. 1 –12.

Sweeten, J. M.; Marek, T.H. and D. McReynolds (1995). Groundwater quality near two cattle feedlots in Texas High Plains: a case study. *Applied Engineering in Agriculture*. Vol. 11 (6): 845-850

Sweeten, J.M. and S.H. Amoson (1995). Manure Quality and Economics. In: *Total Quality Manure Management Manual*, Chapter 4, Texas Cattle Feeders Association, Amarillo, pp 10.

Sweeten, J. M. (1996). Cattle feedlot manure and wastewater management practices for water and air pollution control. *In: Cattle feeding: a guide to management*. Chapter 8..Second Edition, pp 72-84.

Sweeten, J. M. (1998). Cattle Feedlot Manure and Wastewater Management Practices. In: *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource*. Hatfield and Stewart (Eds.). Sleeping Bear Press. United States of America, pp 125-147.

Tamminga, S. (1992). Nutrition management of dairy cows as a contribution to pollution control. *J. Dairy Science*, 75: 345-357.

Tamminga, S. (1996). A review on environmental impacts of nutrition strategies in ruminants. *J. Animal Science*, 74: 3112-3124.

Thomas, G. W (1996). Soil pH and Soil Acidity. *In: Methods of Soil Analysis*. Part 3 Chapter 16. Chemical Methods –SSSA Book Series N° 5. D. L. Sparks *et al.* (Ed.). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA, pp 475-490.

Thompson, A.M.; Huntley M.A. and R. W. Stewart (1990). Perturbations to tropospheric oxidants, 1985-2035:1, calculations of ozone and OH[•] in chemically coherent regions. *Journal of Geophysical Research* 95: 9829-9844.

Underwood, E.J. (1977). Trace elements in human and animal nutrition. Cuarta Edición. Academic Press, New York. Pp 196-242.

USC - United States Congress (1977). Clean Water Act. 33 s/s 1251 et seq.

USC - United States Congress (1990). Pollution Prevention Act. 42, 13101 and 13102, s/s et seq.

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 DC, pp 59-64.

USEPA - United States Environmental Protection Agency (1990 a). Methane emissions and opportunities for control. Workshop results of the Intergovernmental panel on Climate Change, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. U.S.A., 26 pp.

USEPA - United States Environmental Protection Agency (1990 b). National pesticide survey. Summary results of EPA's National Survey Pesticide in Drinking Water Wells. Draft 31 October, Washington, D.C.

Van Riemsdijk, W. H.; Lexmond M.; Enfield C.G. and S. van der Zee (1987). Phosphorus and heavy metals: accumulation and consequences. *In*: Animal manure on grassland and forage crops. H. van der Meer, R. Unwin, T.A. van Dijk and G.G. Ennik (Eds.), pp 213-227.

Walker, L.W. and A.K. Turner (1980). Quantity and Peak Flow Rates of Storm water Runoff from a Cattle Feedlot. In: Proceedings of Conference on Agricultural Engineering, Geelong, Institution of Engineers, Australia, pp 166-170.

Watts, P.J. (1991). Feedlot Waste Management Series: No. 1 – Manure Production Data. Farm note. Feedlot Services Group, Queensland Department of Primary Industry, Toowoomba. Australia, 7 pp.

Watts, P. J. and R. W. Tucker (1993). The effect of ration on waste management and odor control in feedlots. Recent Advances in Animal Nutrition in Australia, pp 117-129.

Van Raij, B. and M. Peech (1972). Electrochemical properties of some oxisols and alfisols of the tropics. Soil Science Society of America Proceedings 36: 587-593.

Vivot, E.P.; Cruaños, M.C. y M.J. Cruaños (1999). Calidad de agua subterránea rural. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos.

Vogel, A. (1963). Química Analítica Cuantitativa. Ed. Kapelusz. Buenos Aires. Tomo II, 632 pp.