



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES  
Facultad de Farmacia y Bioquímica  
Cátedra de Salud Pública e  
Higiene Ambiental

***Uso y manejo del agua y efluentes  
en un área rural: Consecuencias  
sanitarias y ambientales  
de la intensificación de la  
producción primaria de leche***

Autora  
Ing. Agr. Mag. María Alejandra Herrero  
Directora  
Dra. Sonia Edith Korol

2014

---

A mi familia, especialmente a mi esposo y compañero Alejandro  
y a mis hijos, Agustín y María Paz,  
por su apoyo incondicional y la comprensión  
que me brindan en todos los momentos de mi vida.

---

El desarrollo de este trabajo dio lugar a las siguientes publicaciones

- Herrero, M. A., Orlando, A., Ormazabal, J.J., Uriarte, E.; Korol, S. E., Fortunatto, M. S. (2000). Evaluación y distribución de las aguas de distinta calidad para fines rurales en el partido de Exaltación de la Cruz. *Revista de Medicina Veterinaria*, 81, 355-359.
- Herrero, M. A., Iramain, M.S., Korol, S. E, Flores, M. C., Pol, M., Maldonado May, V., Sardi, G., Buffoni, H., Fortunato, M.S. (2002). Calidad de agua y contaminación en tambos de la cuenca lechera de abasto sur. *Revista Argentina de producción Animal* 22 (1), 61-70.
- Nosetti, L., Herrero, M. A., Pol, M., Maldonado May, V., Iramain, M., Flores, M.C. (2002). Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros, 1. Demanda de agua y manejo de efluentes. *Investigación Veterinaria* 4 (1), 37-43.
- Nosetti, L., Herrero, M. A.; Pol, M., Maldonado May, V., Flores, M.C., Korol, S.E., Rossi, S., Gemini, V. (2002). Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros II. Calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento. . *Investigación Veterinaria* 4 (1), 45-54
- Iramain, M. S., Pol, M., Korol, S.E., Herrero, M. A., Fortunato, M. S., Bearzi, C., Chaves, C. J.; Maldonado May, V. (2005). *Pseudomonas aeruginosa* en agua y leche cruda: estudios preliminares. *Investigación Veterinaria* 7 (1), 133-138
- Herrero, M. A. (2006). Origen y procesos de contaminación del agua en el medio rural En: Jornada de Nitritos y Nitratos en la Alimentación Humana. 22/09/06 Foro de la alimentación, la nutrición y la salud (FANUS-Bolsa de cereales, Buenos Aires, Argentina). <http://www.fanus.com.ar/eventos/nitratos-nitritos-alimentacion-humana>
- Herrero, M.A., Korol S.E., Charlon, V., Salazar, F., La Manna, A. (2009). Informe internacional "Uso del agua, manejo de efluentes e impacto ambiental en el tambo" fue presentado en las III Jornadas Internacionales para la calidad de leche (JICAL III), Buenos Aires, Argentina, 26 al 28 de Marzo de 2009, y publicado en las memorias de las Jornadas, Pp. 27-57.

---

## AGRADECIMIENTOS

*A la Dra. Sonia Korol quien, dirigió con total entusiasmo este trabajo aportando ideas, críticas precisas y todo el material necesario para la realización de esta tesis.*

*A todas las personas entrevistadas, esencialmente profesionales del medio rural y productores rurales, los cuales, sin excepción dedicaron parte de su valioso tiempo a facilitar la información solicitada, con una predisposición invaluable.*

*A la Profesora Myriam Flores, de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la UBA, quien aportó las ideas y colaboró con los modelos estadísticos utilizados.*

*A la Bioq. María Susana Fortunato, al Dr. Alfredo Gallego y a la Dra. Virginia Gemini de la cátedra de Salud Pública e Higiene Ambiental de la Facultad de Farmacia y Bioquímica de la UBA, quienes colaboraron con parte de los ensayos de laboratorio realizados.*

*A los Veterinarios Martín Pol, Valeria González Pereyra y Marcos Bontá de la cátedra de Bases Agrícolas de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la UBA, quienes facilitaron el contacto con los productores a entrevistar y colaboraron en gran parte de las toma de muestras y en la discusión crítica de resultados.*

*A la Vet. Lorna Carbó de la cátedra de Bases Agrícolas de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la UBA, quien colaboró con los análisis físico-químicos de muestras de agua y en la discusión de sus resultados.*

*A mis compañeros de muchos años, Graciela Sardi y Agustín Orlando, quienes supieron dar su apoyo incondicional para que pudiera dedicar parte de mi tiempo a la concreción de este trabajo.*

*A todos los docentes de mi equipo de trabajo en la cátedra de Bases Agrícolas de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la UBA, por su apoyo y estímulo brindado.*

*A la Ing. PA Verónica Charlón del INTA Rafaela con la cual compartimos proyectos y financiamiento interinstitucionales que permitieron la concreción de algunos ensayos regionales.*

*Al programa UBACyT por el financiamiento aportado en los diferentes proyectos que fueron transcurriendo en el período en el cual se realizaron los estudios de este trabajo de tesis.*

*A María Paz, mi hija, con la cual compartimos la pasión por la agronomía y hemos discutido parte de los resultados.*



---

## Resumen

La historia de la humanidad ha demostrado los estrechos vínculos entre la producción agropecuaria y el ambiente. La intensificación de sus procesos de producción, en general, y de la lechera, en particular, se incrementó en los últimos 50 años, con consecuencias como la contaminación del agua, suelos y aire. El principal problema resulta ser las excretas animales, que se concentran en sectores determinados donde se acumulan nutrientes, microorganismos patógenos y residuos de drogas veterinarias. Éstos llegan por descarga directa, escurrimiento o lixiviación a cuerpos de agua, produciendo su deterioro en calidad y cantidad, esto limita su uso. El propósito de este trabajo fue evaluar las consecuencias ambientales y sanitarias originadas por los procesos de intensificación en la producción primaria de leche en tambos comerciales de la región productiva más importante de la Argentina, para desarrollar una propuesta de manejo integral del agua y de los residuos generados. Para lograrlo se indagaron tres aspectos: a) uso y manejo del agua; b) uso, manejo e impacto de efluentes y c) uso e impacto de antibióticos. La caracterización de la calidad química del agua subterránea para bebida animal, para higiene de instalaciones y para uso humano, en 583 instalaciones de ordeño en las diferentes cuencas lecheras, demostró que los principales problemas resultan las sales totales, la dureza y la contaminación por nitrato y arsénico. Cuando se combinaron los aspectos evaluados, solo el 2,2% resultaría apto para consumo humano. Fue seleccionada la cuenca lechera Abasto Sur en Buenos Aires por su importancia productiva y diferentes problemáticas, evaluándose 112 establecimientos que mostraron que los problemas de

---

calidad química y microbiológica se incrementan en el sector sur de la cuenca, como consecuencia del acuífero freático a menor profundidad. Los modelos de regresión logística utilizados definieron la incidencia del tipo de suelos y de la construcción de perforaciones como factores de riesgo de contaminación del agua subterránea. Se demostró que los problemas de contaminación microbiológica se incrementaron en los tanques de almacenamiento, por falta de limpieza y mantenimiento, y que algunas buenas prácticas implementadas en el ordeño limitaban la llegada de *Pseudomonas aeruginosa* y *Escherichia coli* presentes en el agua, a la leche. El consumo de agua en las instalaciones de ordeño fue en promedio entre 7 y 9,1 L de agua/L de leche, correspondiendo entre el 76 y 80% a la placa de refrescado. Ésta fracción puede ser reutilizada, disminuyendo la extracción y la dilución de los efluentes. Se relevaron los sistemas de manejo de efluentes en la región demostrándose su falta de eficiencia para disminuir los valores de demanda química y bioquímica de oxígeno, los nutrientes y los microorganismos a valores compatibles con el vertido a cuerpos de agua según reglamentaciones vigentes. Por otra parte, la salinidad del agua subterránea disponible y utilizada para diluir los efluentes, limita la situación de su posible reuso para riego de forrajes. Se identificaron aquellas prácticas asociadas al manejo de excretas, que afectan la calidad química y microbiológica de fuentes de agua en sectores críticos y vinculados a la alimentación de los animales y a su manejo. Las pistas de alimentación, las lagunas de tratamiento y las instalaciones de ordeño, con su conjunto de calles y aguadas, favorecen los procesos de contaminación del agua subterránea, siendo de mayor gravedad las lagunas de efluentes sin sellado adecuado,

---

independientemente de la permeabilidad de los suelos. Los vertidos directos de excretas y la escorrentía desde corrales de animales y desde industrias fueron determinadas como las causas de mayor impacto en la calidad del agua de un arroyo típico. El último aspecto abordado fue el uso y posible presencia ambiental de los antibióticos utilizados en los tambos. Los mecanismos por los cuales estos medicamentos llegan y permanecen en el ambiente son complejos. En este trabajo se determinó que su uso, cuantificado por el indicador Densidad de Uso, fue entre 4,85 y 5,46, expresado como Dosis Diaria Definida/Vaca ordeño/año, siendo menor al estimado en otros países. Los antibióticos más utilizados fueron aminoglucósidos y beta-lactámicos, para tratamiento y prevención de mastitis, y poseen menor residualidad ambiental. Se utilizaron también oxitetraciclina y tilosina para otras enfermedades del ganado, siendo productos que pueden persistir por tiempo prolongado en estiércol y suelos, estimándose entonces su concentración ambiental esperable. Se demostró que no existe riesgo de concentración ambiental importante, excepto en las pistas de alimentación, donde se superaron las concentraciones determinadas como críticas por reglamentaciones europeas. Finalmente se aislaron 24 cepas de *Escherichia coli*, de lagunas de tratamiento de efluentes que mostraron un rango de cepas resistentes entre 21% y 100% a 10 antimicrobianos. El bajo uso y los escasos residuos de antibióticos que llegarían al ambiente en los tambos estudiados, serían suficientes para causar resistencia en microorganismos provenientes de las excretas animales. Los problemas hallados de contaminación de aguas, a escala predial y regional, la falta de sistemas de tratamiento de efluentes eficientes y de manejo del estiércol y el uso de antibióticos y sus

---

consecuencias ambientales y sanitarias, no se pueden abordar exclusivamente sin considerar un manejo integral de los predios. Este manejo se basa en el abordaje temprano, y en conjunto, de ciertos aspectos críticos como la alimentación animal, la eficiencia de los procesos de tratamiento y reuso del estiércol y efluentes, y el uso racional de medicamentos veterinarios, que permitan evitar los impactos ambientales y sanitarios que afecten la salud de la población rural (animales y humanos), produciendo además alimentos con calidad e inocuidad.

---

## ÍNDICE DE CAPÍTULOS

	Páginas
<b>Capítulo 1 El uso y manejo del agua y efluentes, un problema pendiente</b>	
1.1 La relación agricultura-ambiente a lo largo de la historia: Un poco de historia	2
1.2 La intensificación de los sistemas de producción primaria	11
1.3 Calidad, uso y manejo del agua en la producción de leche	18
1.4 El manejo de los efluentes	27
1.5 Reglamentaciones	31
1.6 Argentina, los problemas pendientes	34
1.7 Hipótesis de la investigación	36
1.8 Objetivos general y específicos	36
1.9 Esquema conceptual de la investigación	38
1.10 Esquema del cronograma de muestreos y ensayos	39
<b>Capítulo 2 El agua y la producción de leche en la Argentina</b>	
2.1 Introducción	40
2.2 Metodología utilizada	42
a) Caracterización de la calidad de agua en las principales cuencas lecheras de la Argentina	43
- Zona de estudio	43
- Muestreo y análisis	44
b) Caracterización de la calidad química y microbiológica del agua y de las prácticas productivas que la impactan en una Cuenca de la provincia de Buenos Aires	47
- Selección de la zona de estudio	47
- Muestreo y análisis	49
- Análisis de resultados	50
- Identificación de aspectos y prácticas de manejo productivo que impactan en la calidad del agua	51

<b>c)</b> Evaluación de la influencia de la contaminación microbiológica del agua en la calidad de leche cruda y en la rutina de ordeño	53
<b>d)</b> Cuantificación de la cantidad de agua utilizada en las instalaciones de ordeño	57
<b>2.3</b> Resultados y discusión	58
<b>2.3.1</b> Caracterización general de la calidad química del agua subterránea en las principales cuencas lecheras de la Argentina	58
- Salinidad, Cloruros y Sulfatos	60
- pH	71
- Dureza	72
- Contaminación por nitratos y arsénico	75
<b>2.3.1.1</b> Diagnóstico de la calidad de agua para bebida de los animales	84
<b>2.3.1.2</b> Diagnóstico de la calidad de agua para el lavado de la máquina de ordeño	85
<b>2.3.1.3</b> Diagnóstico de la calidad de agua para bebida humana	85
<b>2.3.2</b> Evaluación de la calidad del agua en una cuenca y su relación con prácticas de manejo de perforaciones	86
<b>2.3.2.1</b> La calidad química y microbiológica en las salas de ordeño en una cuenca lechera	86
<b>2.3.2.2</b> Análisis de la presencia de factores de riesgo en el manejo de perforaciones en relación con la contaminación de aguas subterráneas	97
<b>2.3.2.3</b> La relación entre la presencia de Pseudomonas aeruginosa en agua y leche	102
<b>2.3.2.4</b> Impacto de la presencia de Escherichia coli en agua en la rutina de ordeño	104
<b>2.3.3</b> Cuantificación de la cantidad de agua utilizada en instalaciones de ordeño y su relación con prácticas de manejo productivo	107

---

2.4 Síntesis	111
--------------	-----

### Capítulo 3 Manejo de efluentes y la calidad del agua

3.1 Introducción	112
3.2 Metodología utilizada	113
a) Identificación y caracterización de los sistemas de tratamiento de efluentes en tambos de la región pampeana.	113
- Selección de establecimientos	114
- Diseño y aplicación de la encuesta	115
b) Evaluación de la eficiencia de los procesos de tratamiento de efluentes en los tambos	116
- Selección de establecimientos	116
- Muestreo y análisis químicos, microbiológicos y de toxicidad	117
- Análisis estadístico	119
c) Identificación de prácticas, asociadas al manejo de excreta, que afectan la calidad química y microbiológica de fuentes de agua	119
c1. Ensayo A	120
c2. Ensayo B	122
c3. Ensayo C	125
o Área de estudio	126
o Muestreo y análisis	127
3.3 Resultados y discusión	130
3.3.1 Identificación y caracterización de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en tambos de la región pampeana.	130
3.3.2 Evaluación de la calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento en tambos.	146
3.3.3 Ensayo A: Influencia de distintos factores asociados a la calidad y manejo del agua en instalaciones de ordeño sobre la calidad de los efluentes	163

<b>3.3.3.1</b>	Salinidad de fuentes de agua	163
<b>3.3.3.2</b>	Prácticas de reuso del agua	164
<b>3.3.4</b>	Ensayo B: Relación entre manejo de estiércol y efluentes con la calidad del agua subterránea	168
<b>3.3.5</b>	Ensayo C: Impacto de actividades ganaderas en la calidad del agua de un arroyo típico de la región pampeana (Arroyo Cañete)	181
<b>3.4</b>	Síntesis	191

## Capítulo 4 **Una mirada ambiental del uso de antimicrobianos en los rodeos lecheros**

<b>4.1</b>	Introducción	193
<b>4.2</b>	Metodología utilizada	194
<b>a)</b>	Estimación del uso de drogas antimicrobianas	194
-	Selección de establecimientos	194
-	Diseño y aplicación de la encuesta	195
-	Estimación del uso de drogas antimicrobianas	196
<b>b)</b>	Predicción de la concentración ambiental	199
<b>c)</b>	Evaluación de la susceptibilidad a drogas antimicrobianas en microorganismos de los sistemas de tratamiento de efluentes	203
<b>4.3</b>	Resultados y discusión	206
<b>4.3.1</b>	Estimación del uso de drogas antimicrobianas	206
o	Características productivas y de manejo de los predios	206
o	Prevalencia y tratamiento de enfermedades	210
o	Estimación del uso de drogas antimicrobianas	214
<b>4.3.2</b>	Predicción de la concentración ambiental	226
<b>4.3.3</b>	Evaluación de la susceptibilidad a drogas antimicrobianas de microorganismos seleccionados de las lagunas de efluentes	239



---

<b>4.4 Síntesis</b>	250
<b>Capítulo 5</b>	<b>Conclusiones y propuestas</b>
5.1. Conclusiones	251
5.2 Propuestas	259
<b>Referencias Bibliográficas</b>	266
<b>Anexos</b>	292
Anexo Capítulo 2	294
Anexo Capítulo 3	326
Anexos Capítulo 4	329



### **El uso y manejo del agua y efluentes, un problema pendiente**

La problemática ambiental es la crisis inminente que hoy asume la mayor importancia. Su impacto se vincula a la seguridad alimentaria de una población en aumento porque afecta a varios compartimentos ambientales como el cambio climático, la contaminación del agua, la erosión de los suelos y la disminución de la biodiversidad, entre otros. Cada uno de estos problemas ambientales resulta de vital importancia para la supervivencia y el desarrollo de la humanidad.

Entre las acciones recientes y de alcance mundial, se han promovido consultas en el ámbito internacional como "La Visión del Agua "(proyecto organizado por la UNESCO durante 1999, y finalizado en marzo del 2000) ó la "Sombra de la Ganadería" (proyecto coordinado y publicado por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) en el año 2006). Con la primera se logró la prospectiva del problema del agua, considerando escenarios probables al año 2025. En el segundo caso, se analizó el futuro de la producción de alimentos ganaderos al año 2050. En ambos casos se han podido definir problemas y prioridades a considerar en cada una de las regiones del planeta (Global Water Partnership, 2000; FAO, 2006)

En la definición de estos problemas y sus prioridades no se puede evitar tener en consideración su condición de problemas complejos, que involucran una estrecha relación entre la naturaleza, la ciencia, la tecnología y la sociedad, relación que asume, en estos casos, una importancia particular. En

---

este marco, se hace evidente que la producción de conocimientos científico-tecnológicos debe ser acompañada por estrategias de aplicación para que todos los actores sociales correspondientes, tengan las herramientas necesarias para poder aplicar estos conocimientos. En este sentido, la producción primaria de leche posee una cadena de actores que debería ser considerada en su totalidad para el logro de leche de calidad en un ambiente sano.

## **1.1 La relación agricultura-ambiente a lo largo de la historia**

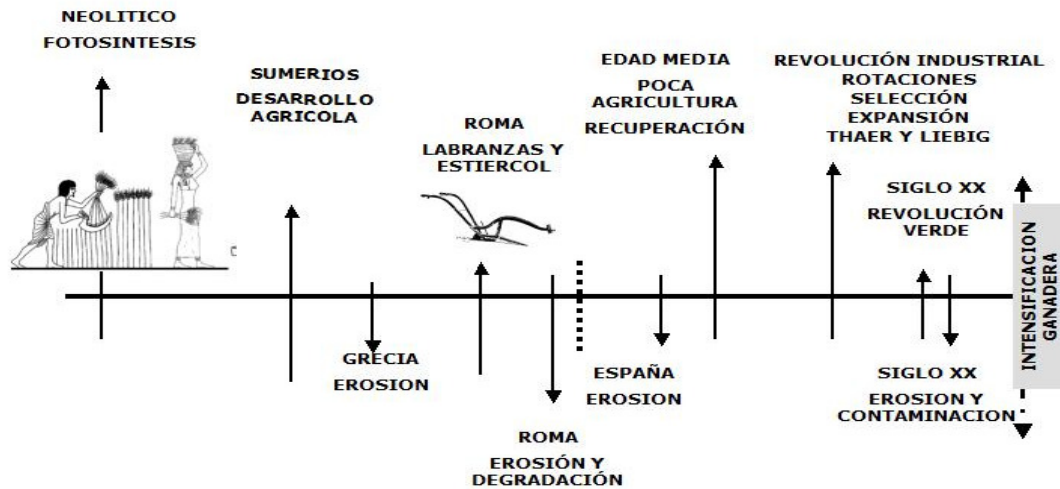
### **Un poco de historia**

Para mejorar su comprensión nos interesa ubicar la importancia de la problemática ambiental en el contexto del devenir histórico de la misma, y de su relación con el desarrollo agropecuario y social de las diferentes culturas.

En la Figura 1.1 se presenta un esquema histórico de los desarrollos más importantes y de problemas ambientales asociados. Partimos de lo que se ha denominado la mayor Revolución de la Humanidad, la Revolución Neolítica. Ésta es definida como el "dominio" de la fotosíntesis por el hombre, permitiéndole establecerse en comunidades y aumentar más de 10 veces la eficiencia en la utilización de alimentos. Para lograrlo el hombre necesitó comprender la importancia de la producción agrícola y la domesticación de los animales y al agua como motor de su desarrollo (Molina, 1980).

Las modificaciones climáticas obligaron al asentamiento de las civilizaciones cerca de grandes ríos, en el cercano Oriente, Egipto y en la Mesopotamia, llegando al máximo de agriculturización en el 3500 a.C. En el Valle del Indo y finalmente en China, en el río Amarillo y Azul, la revolución agrícola ocurrió entre el 5000 al 3500 a.C. Los desarrollos en la media luna fértil

condicionaron a las dos grandes civilizaciones, es decir Grecia y Roma. En Europa esta agriculturización se extiende entre el 4500 al 1500 a.C. (Cipolla, 1964; Boserup, 1984).



**Figura 1.1** Esquema histórico de desarrollos tecnológicos asociados a las prácticas agropecuarias y algunas consecuencias ambientales.

El gran desarrollo de estas sociedades y de las técnicas correspondientes estuvo asociado a la agricultura. Fue una etapa de grandes innovaciones acorde con el desarrollo y crecimiento de las diferentes poblaciones. Las técnicas pesadas eran las hidráulicas, y generalmente vinculadas a la explotación de recursos naturales.

La multiplicación de la población del mundo antiguo no se parece a las explosiones demográficas recientes. El crecimiento inicial fue lento permitiendo la adaptación a las nuevas necesidades y mejorando tanto la calidad de los productos y de sus insumos, como la de los sistemas de producción. Si bien había varios tipos de insumos, en un principio la fuente

---

principal de energía era la mano de obra. El perfeccionamiento de los sistemas agrícolas permitió mejorar las tasas de crecimiento de la población, disminuyendo la tasa de mortalidad.

El incremento progresivo de la densidad demográfica imponía nuevas y mayores demandas, exigiendo el aumento de la eficiencia en las operaciones que conducían a la obtención de alimentos y llevando, en consecuencia, a una mayor tecnificación de las mismas. El aumento de cultivos disminuía la fertilidad de los suelos, involucrando una aplicación mayor de abonos y donde además se necesitó del desarrollo del riego, situación similar a los procesos de intensificación de la actualidad (Cipolla, 1964; Herrero, 2003).

En la Mesopotamia, los asentamientos se realizaron a partir del año 8000 a.C. Por estas fechas todos los asentamientos ocurrían en las laderas, siendo preferentemente pueblos pastores y cazadores que realizaban una agricultura semiextensiva. Esto lentamente se fue modificando y alrededor del año 1000 a.C. la densidad demográfica de los valles eran de las más altas hasta entonces alcanzada. Los sumerios, desde el año 4000 a.C. estaban dispersos en una amplia zona de la Mesopotamia y sus emplazamientos estaban considerablemente distanciados unos de otros. Los mismos regaban sus campos porque el clima era muy seco y las grandes zonas no cultivadas se utilizaban para el pastoreo. Aparentemente la superficie que se regaba en el 3000 a.C. representaba 0,6 hectáreas por habitante, superando la superficie regada por habitante en la actualidad. Entre los años 3000 y 1000 a.C. la población volvió a multiplicarse y para lograr mayor espacio para la producción se desarrollaron sistemas de drenaje de los espacios inundables (Boserup, 1984).

---

En América el cultivo de maíz muestra evidencias de haber sido cultivado desde el año 7000 a.C. Sin embargo otras corrientes suponen que llegaron habitantes desde Asia en el año 2500 a.C. y que se establecieron en América Central en el 500 a.C.; éstas fueron civilizaciones sin intercambio, y dieron origen al imperio Maya en el VI d.C. Esta civilización con escritura jeroglífica y grandes ciudades con monumentos, no supera a un estado neolítico técnicamente elevado y equivalente al del alto Egipto. Se llegó a densidades demográficas de las zonas núcleo tan altas como las de la Mesopotamia y crearon sistemas de terrazas rodeadas de canales de drenaje para eliminar el agua sobrante. Sus principales centros estaban cerca de pantanos, lo que los condujo a construir islas artificiales (Cipolla, 1964).

Un claro ejemplo de cómo el desarrollo de la agricultura, a partir del respeto y la cultura del medio ambiente, sirvió tanto para engrandecer a un pueblo como también para hacerlo desaparecer, se encuentra en el Imperio Incaico. Los Incas fueron el mejor ejemplo de eficiencia en el manejo de la tierra y el respeto por el equilibrio ecológico de la región. Ningún otro sistema posterior consiguió suministrar alimentos a tanta gente, sin degradar los recursos naturales (Brailovsky y Foguelman, 1992). Pudieron producir en un frágil ecosistema natural, desarrollando complicados mecanismos tecnológicos y sociales que les permitieron establecer una base económica sin deterioro ecológico. Con largas y angostas terrazas construidas con piedras que les servían para contener la tierra fértil que fabricaban con suelo, agua y guano, distribuían la humedad, permitiendo que las lluvias escasas se pudieran aprovechar plenamente, evitando la erosión. Se regaba con agua traída desde las nacientes de los arroyos que era encauzada por una red de canales. En la Argentina, hay registros de una cultura anterior a la incaica que construyó obras para la

---

agricultura similares a los incas cultivando tierras áridas en la zona que hoy es Catamarca (Levi, 1986).

Cuando llegaron los españoles había un imperio estimado en 10 a 30 millones de habitantes, perfectamente vestidos, alimentados y con un sistema de seguridad social para viudas, enfermos, ancianos y niños, donde cada familia disponía sin propiedad de toda la tierra que necesitaba para su subsistencia, no había moneda, ni esclavos, ni latifundios, ni guerras por la propiedad privada. Los españoles pudieron exterminar a este imperio establecido, mediante la desorganización del sistema de protección social y destruyendo el sistema ecológico. El sistema de riego se paralizó, ya que estaba vinculado a la organización social y de las personas; las terrazas fueron abandonadas y muchas de ellas convertidas en lotes de pastoreo para el ganado. El pastoreo, junto a la introducción del arado, terminó de ayudar a su destrucción (Brailovsky y Foguelman, 1992).

En Europa la agriculturización comenzó en el año 4500 a.C.; a partir de allí hay algunas evidencias de crecimiento demográfico lo que permitió el desarrollo de técnicas intensivas. Los incrementos de la población los llevaron a la intensificación pero también a la emigración, permitiéndoles dispersarse sin cambiar el modo de vida ni de alimentación. El clima húmedo dejaba una cosecha anual sin riego. Importaron la tecnología del manejo hierro desde Asia a partir del año 2000 a.C. y tecnológicamente lograron una posición intermedia entre la Mesopotamia y América (Boserup, 1984).

Los lugares contrastantes, por la elevada presión demográfica, eran Grecia e Italia que con mejor situación climática los llevó a tener métodos intensivos de cultivo sin necesidad de regar. Los romanos aportaron una enorme



---

capacidad de desarrollo de técnicas y de administración de las mismas. La famosa argamasa romana sirvió para que realizaran importantes construcciones, especialmente hidráulicas, entre las que se cuentan los acueductos; el primero fue el acueducto Appia, que permitió el abastecimiento de agua potable a Roma. Utilizaban cañerías de plomo, lo que a su vez suponía el desarrollo de la minería correspondiente. Por otro lado desarrollaron la gestión y mantenimiento de las instalaciones, reconociéndolos como excelentes administradores (Jacomy, 1995). Entre las técnicas agrícolas desarrollaron el arado romano y utilizaron abonos orgánicos. Cabe destacar que en las granjas se disponía de animales que aportaban el estiércol para fertilizar los campos agrícolas. Se utilizaba entre 30 y 40 toneladas de estiércol fresco por hectárea, situación similar a la de nuestros días. La expansión del imperio extendió el uso del arado pero no del estiércol, llevando a la erosión de muchas de las tierras conquistadas (Molina, 1980).

Otro ejemplo interesante lo constituye China. La población se ubicaba en el año 3000 a.C. a orillas del Río Amarillo. Lograron grandes progresos desde el año 1000 hasta el final de la dinastía Ming (1368 a 1664 d.C.) (Jacomy, 1995). Una de sus innovaciones en el uso del agua fue la ejecución de perforaciones con cañas de bambú como elemento fundamental, mientras que se debe tener en cuenta que el desarrollo de los primeros pozos artesianos se realizó en Artois (Francia) en 1126 d.C. La difusión de las norias en Europa, fue realizada por los árabes durante los siglos VII y VIII, donde también se utilizaron para proveer de agua a las ciudades o para baños públicos. La noria es un ejemplo de una técnica que atravesó 2000 años. La agricultura fue el área de las innovaciones durante este tiempo, y éstas se harán más importantes durante el siglo X (Jacomy, 1995). En la edad Media hubo algunos desarrollos técnicos como los

---

arados pesados, los molinos hidráulicos, el cambio del buey por el caballo, y en asociación a este último, la herradura y los aperos. Sin embargo, los más importantes resultaron la organización del trabajo de los campesinos por parte de los señores feudales y la agricultura intensiva propiciada por los monjes de los monasterios. La expansión agrícola de las tierras cultivables se hizo a expensas de la reducción de la superficie del bosque y de la incorporación de tierras marginales. En el siglo XI, los holandeses comenzaron con las obras hidráulicas para prevención de inundaciones. Desde el siglo XV pudieron explotar las tierras con ayuda de molinos de viento con ruedas hidráulicas que les permitían elevar el agua. También comenzaron a explotar hidráulicamente los pantanos. En el siglo XVIII, el maquinismo naciente incide también sobre el mundo agrícola, siendo los molinos de desecamiento de tierras sobre todo en los países bajos y los trabajos de irrigación en España, las obras hidráulicas de mayor envergadura (Jacomy, 1995).

Además de las cuestiones relativas a la producción de alimentos, otro aspecto importante que hace al desarrollo de la sociedad, es la necesidad de contar con infraestructura sanitaria. Roma se destacó por su sistema de cañerías y cloacas, donde el problema de la disposición de efluentes en el siglo VI a.C. llevó a la construcción de la Cloaca Máxima (Figura 1.2) para su recolección y posterior descarga en el río Tiber. Los ríos Rin en Alemania y el Támesis en Londres se convirtieron en ejemplos claros de contaminación de aguas asociada a la urbanización y el consecuente vertido de aguas residuales urbanas (Reible, 1998).



**Figura 1.2** Cloaca

Máxima, Roma (Italia).

Fuente: <http://universassassing.blogspot.com.ar>

China se preocupó por la salud de su población desde el año 1000 a.C. Erradicaban cadáveres, los policías de sanidad controlaban el barrido organizado de calles, insistían en la importancia de beber agua pura y de limpiar periódicamente los pozos. A pesar de la importancia que le asignaban a la salud fueron desbordados por la elevada presión demográfica sobre los recursos naturales, que se manifestaba por las necesidades para el suministro de energía, haciendo que la deforestación originase una fuerte pérdida de suelos y erosión (Boserup, 1984).

La decadencia por las guerras y las epidemias fueron mermando las diferentes poblaciones. En Europa entre los siglos V y X no quedaban grandes centros urbanos, el colapso tecnológico de Europa ocurrido en el período post-romano, fue consecuencia del colapso demográfico. Las grandes epidemias a las que se vio sometida en diferentes períodos, sirvieron para crear los primeros conceptos de saneamiento ambiental (Cipolla, 1964). En el siglo XIX los conocimientos de prevención y limpieza, como así también de la incipiente

---

bacteriología aumentaron la importancia del agua. La expansión de las ideas de la revolución industrial aportó innovaciones agropecuarias, como el doble cultivo y el inicio del concepto de las rotaciones de cultivos, surgen la selección y el desarrollo de las razas de animales y la comprensión de la utilización de nutrientes por las plantas (Ley del mínimo de Liebig) (Molina, 1980).

Los problemas generados por la contaminación ambiental fueron incrementándose a lo largo de la historia de la humanidad. Desde mediados del siglo XX comienza una nueva concepción con respecto al ambiente y es la del mantenimiento y la no-contaminación de los recursos. El incremento de los productos de desecho derivados del exceso de industrialización de las zonas pobladas e industrializadas del planeta y la intensificación de la agricultura y ganadería, mediante la utilización de paquetes tecnológicos de insumos potencialmente contaminantes (agroquímicos), son causa de este cambio de concepción. Una de las primeras personas en denunciar estos efectos perjudiciales fue Rachel Carson en su libro "Primavera Silenciosa", editado en 1962 como artículos separados, donde advierte sobre la contaminación producida por los pesticidas y logra que se comiencen a revisar los efectos del DDT, insecticida clorado de amplio uso en esa época. Algunos hoy todavía creen que en esta situación puede llegar a estar en el origen de un nuevo colapso. Diversos compuestos químicos se han aplicado deliberadamente al medio ambiente con el fin de controlar las enfermedades transmitidas por vectores o aumentar la producción de alimentos para la creciente población mundial. No cabe duda que, en muchos casos, los compuestos químicos han sido convenientes para el hombre, pero en otros, los daños ambientales causados han sido mayores que los beneficios conseguidos (Vega, 1985).

---

Ya entrado el siglo XXI, dada la necesidad de alimentos y el incremento de tierras desertizadas, conlleva a la intensificación agrícola y ganadera con extensa incorporación de tierras para riego y con uso masivo de fertilizantes y agroquímicos (Herrero, 2003).

## **1. 2 La intensificación de los sistemas de producción primaria**

La intensificación en los sistemas de producción animal es una consecuencia de cambios producidos, desde 1950, en los países industrializados, involucrando una mayor cantidad de animales por unidad de superficie y de insumos asociados (Upton, 1997).

Los sistemas ganaderos extensivos son los que han caracterizado la producción animal acompañando la historia de la humanidad. Se identifican por formar parte de un ecosistema natural denominado agroecosistema. En general, se consideran como sostenibles a lo largo del tiempo, dado que se realizan con mínimos insumos externos y con un nivel de productividad compatible con los recursos propios. Si los sistemas son exclusivamente ganaderos, los animales se alimentarán con forraje, como alimento básico por pastoreo, y dependerán de la productividad de las pasturas a lo largo del año.

Cuando se comienza con el proceso de intensificación los primeros cambios ocurren en las granjas mixtas (Figura 1.3). En las mismas se producen granos o suplementos que pueden ser suministrados a los animales en épocas en las cuales el forraje escasea. A medida que se aumenta la demanda de productos de origen animal éstos sistemas se vuelven cada vez mas intensivos, denominándose sistemas abiertos, dado que necesitan cada vez más de

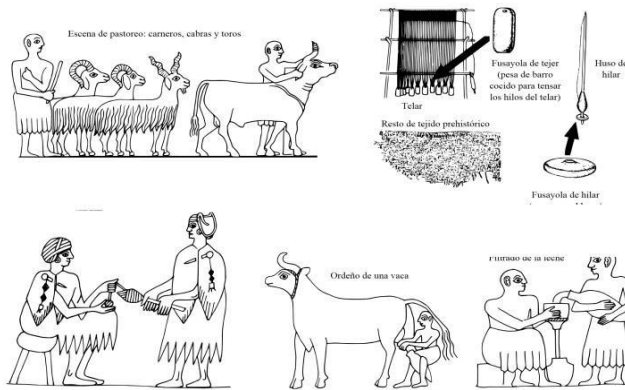
---

insumos externos para producir. En la máxima expresión de la ganadería intensiva los animales se encuentran en corrales o establos, con el objetivo de incrementar la producción en el menor lapso de tiempo. La alimentación es en base a granos, forraje conservado y subproductos de otras industrias. Si bien este sistema intensivo se destaca por sus altos niveles de productividad, también lo hace por la gran cantidad de energía fósil que requiere (agroquímicos y combustibles) y por la contaminación que se produce principalmente por las excretas acumuladas de los animales.

Desde la mirada de la utilización de la tierra en el mundo, hoy la ganadería es su principal usuaria, ocupa más de 3.900 millones de hectáreas, representando el 30% de la superficie terrestre. Del total de la superficie, 500.000 hectáreas están cultivadas en forma intensiva, 1.400 millones son pastizales de medianamente alta productividad y el resto está ocupado por pastizales de baja productividad y sistemas extensivos. En este contexto se puede decir que la ganadería ocupa el 78% de la tierra agrícola y cerca del 33% de la tierra con cultivos, siendo éstos últimos los que se utilizan para proveer de granos a los sistemas intensivos (FAO, 2006).

En Europa, hasta 1980, hubo un sostenido incremento de la producción, en relación con el aumento de la demanda de productos ganaderos (EIPPCB 2001). La situación en Estados Unidos de América resultó similar, con un incremento de los denominados "establecimientos de alimentación de animales en confinamiento" (Concentrated Animal Feeding Operations - CAFOs), que se concentraron durante 1960 en las producciones de aves y porcinos, y luego en la década del 80, para las de engorde de carne bovina y las de leche bovina

(Burkholder y col., 2007). Estos cambios se facilitaron por las mejoras en la genética animal y en la producción de alimentos para animales.



**El neolítico y la ganadería**



**Granjas productivas mixtas**

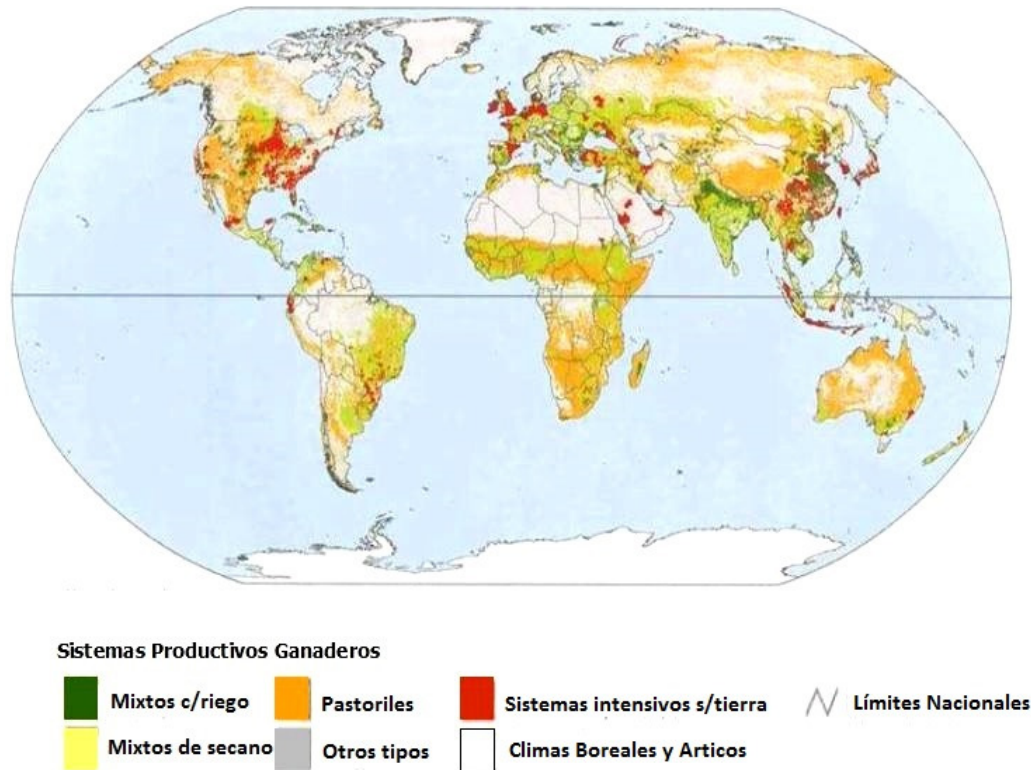
**Granjas intensivas estabuladas**



**Figura 1.3** Modelos de producción animal a lo largo de la historia

En los países considerados en desarrollo, y en especial en los de América Latina, el proceso fue diferente. En 1970 ante un proceso de expansión de las fronteras agrícola-ganaderas, comenzó la transformación de selvas y montes en

pastizales y lotes de cultivos con una estructura de demanda de insumos (Pérez Espejo, 2007). En la Figura 1.4 se observa la distribución en el mundo de los sistemas de producción animal, donde las mayores densidades de animales se encuentran en Europa, Asia y Estados Unidos de Norteamérica.



**Figura 1.4** Distribución mundial aproximada de los sistemas de producción de ganado en la actualidad (Fuente: FAO-LEAD, 2006)

Estos cambios se han sostenido en el tiempo y se supone que seguirán incrementándose. Actualmente, la mayor necesidad de productos de origen animal a escala mundial, tienen como fundamento una mejor capacidad económica de países como China e India, que aumentan el consumo de proteínas de origen animal. En la Tabla 1.1 se observan los cambios producidos en la dieta de los habitantes de países en desarrollo en los últimos 40 años,



expresado en kg de tipo de alimento/ habitante/ año. Se observa que no se ha incrementado demasiado el consumo de cereales (18%), ha disminuido el de almidones y raíces, y ha aumentado considerablemente el de carne (190%) y de leche (71%). En la Figura 1.5 se observa como estos patrones, mirados además como tendencias, resultan más importantes en los países en desarrollo<sup>1</sup>, principalmente por la mayor tasa de natalidad que presentan.

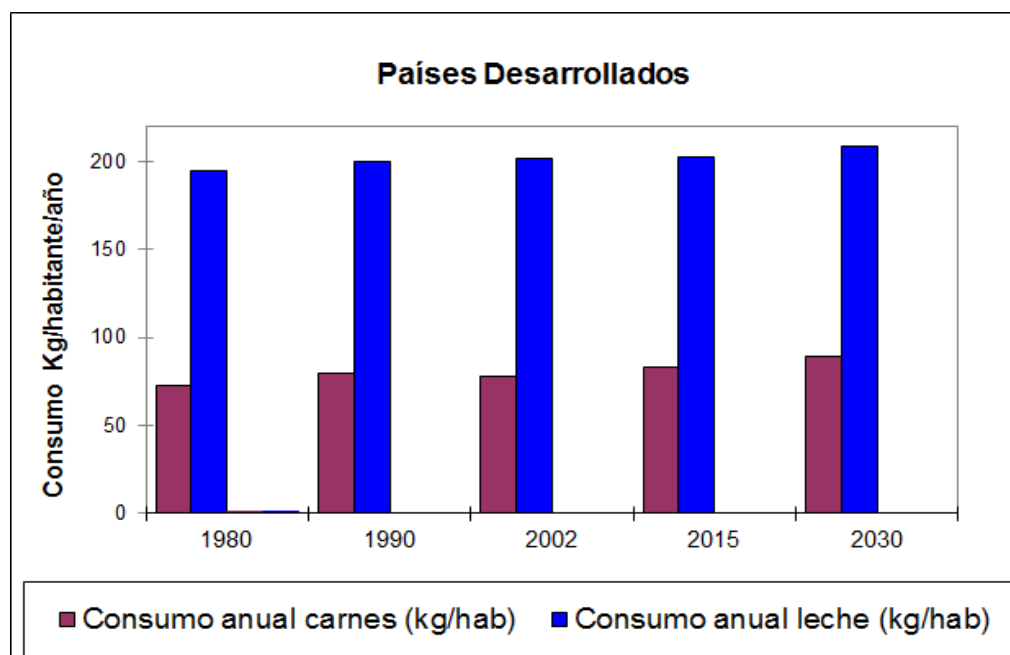
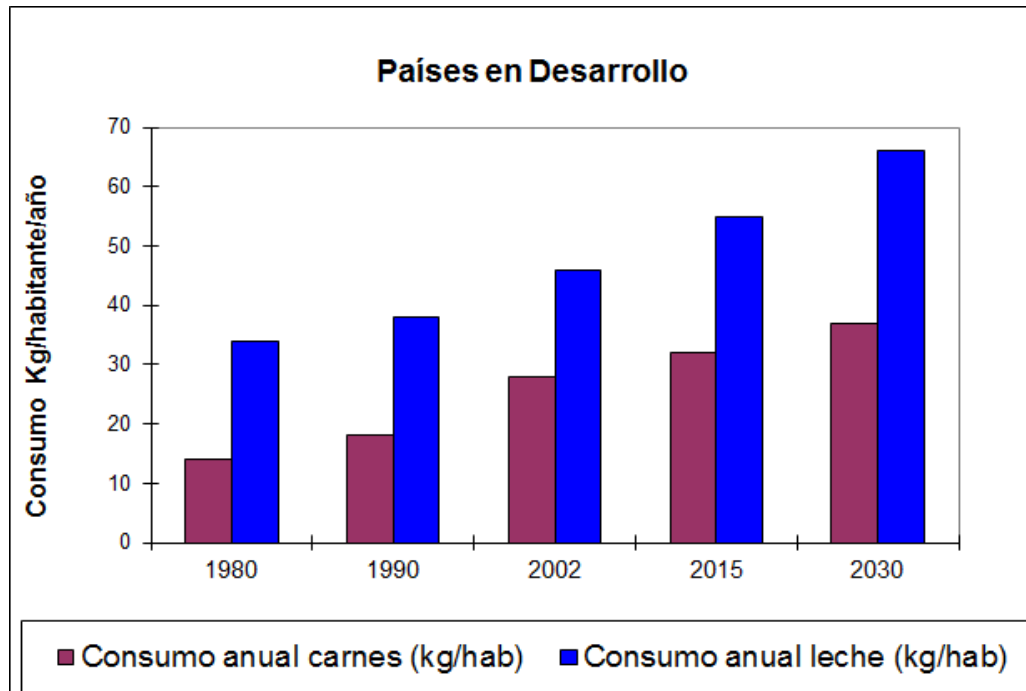
**Tabla 1.1** Consumo de alimentos en países en desarrollo (kg/habitante/año).

	1962	1970	1980	1990	2000	2003
<b>Cereales</b>	132	145	159	170	161	156
<b>Raíces y tubérculos</b>	18	19	17	14	15	15
<b>Almidones</b>	70	73	63	53	61	61
<b>Carnes</b>	10	11	14	19	27	29
<b>Leche</b>	28	29	34	38	45	48

Fuente: adaptado de FAO, 2006

Este proceso, acompañado por la adopción de nuevas tecnologías y prácticas de manejo permitió, en el pasado, mejorar eficiencias e incrementar la producción. Hoy la producción animal es mirada desde su vínculo con el ambiente y se desarrollan a escala mundial tecnologías para disminuir su impacto y los efectos negativos sobre la salud humana.

<sup>1</sup> En la clasificación de la FAO los países en desarrollo son todos los países de África excepto Sudáfrica, los países de Asia, excepto Israel y Japón, todos los países de Oceanía, excepto Australia y Nueva Zelanda, y todos los países de Norte y Centroamérica, excepto Canadá y EE.UU., y todos los países de América del Sur. Los países desarrollados (industrializados) son los europeos y los que excluye la anterior definición y que los que están en transición como Europa del Este.



**Figura 1.5** Tendencias pasadas y futuras del consumo de carnes y leche por habitante y por año en países en desarrollo y desarrollados (FAO, 2006)

En los sistemas ganaderos se incrementan los flujos de energía y nutrientes, exponiéndose a procesos de contaminación (Viglizzo y Roberto, 1997). Los animales eliminan al sistema entre el 60 y el 80 % del nitrógeno (N) y

---

fósforo (P) ingeridos, mediante orina y heces, permaneciendo una escasa proporción en los productos animales (Van Horn y col., 1994; Watson y Atkinson, 1999). Las excretas generadas en las producciones intensificadas se concentran en áreas reducidas y resultan la fuente principal de nutrientes, metales pesados, microorganismos patógenos, antimicrobianos y otras drogas veterinarias (Morse, 1995; Burton y Turner, 2003; Herrero y col., 2006). Actualmente se intenta que las nuevas tecnologías no impacten negativamente en el medio ambiente, evitando la degradación de los recursos naturales, como el agua, el aire y el suelo (Morse, 1995).

En la Argentina la situación es más reciente. Para el caso que nos ocupa en este trabajo referida a la producción lechera, se observa desde 1990 una respuesta a este proceso de intensificación. La misma se expresa mediante la reducción del número de tambos, el aumento del tamaño del rodeo y el incremento de producción por vaca y por tambo (Taverna y col., 2004). El aumento en el número de animales por unidad de superficie, generalmente causa el aumento de las horas que éstos permanecen en corrales de alimentación y en las instalaciones de ordeño. Esta situación aumenta el riesgo de contaminación puntual y de interferencia en el reciclaje natural de nutrientes, al permanecer un gran número de animales en sectores reducidos durante parte del día, ocurriendo la transferencia de excretas desde el área primaria de producción (parcelas de pastoreo) a estos sectores intensivos (Atkinson y Watson, 1996).

Tanto la acumulación de excretas como la necesidad de su reutilización como fertilizantes, trae consigo problemas que se manifiestan en el ámbito mundial. Por un lado el exceso de nutrientes, microorganismos patógenos y

---

metales pesados ocasiona su acumulación en suelos, llegando por descarga directa, escurrimiento y lixiviación a cuerpos de agua. Por otro lado, la presencia de residuos de drogas veterinarias (antimicrobianos utilizados para tratar las enfermedades), denominados "microcontaminantes emergentes" (Teuber, 2001; Boxall y col., 2004), resultan de gran preocupación por los efectos adversos en el ecosistema y por la posibilidad de afectar la salud humana. Estos productos pueden llegar a cuerpos de agua a partir de la descarga directa de lagunas de tratamiento, cuyos mecanismos bióticos y abióticos no son capaces de removerlos (Huang y col., 2001).

### **1.3 Calidad, uso y manejo del agua en la producción de leche**

La obtención de leche de calidad está sujeta a varios factores, siendo especialmente dos los que tienen relación directa con la calidad del agua: uno es mantener una adecuada salud animal y otro el de sostener las condiciones de higiene, tanto de las instalaciones, como de los implementos que maneja el ordeñador (National Academy of Science, 1974; Misas Restrepo, 1998). Lamentablemente existen algunas evidencias de que el agua disponible para la producción de leche en Argentina, presenta problemas de contaminación química y microbiológica, llegando al 70% las aguas contaminadas por exceso de nitratos, arsénico y microorganismos (Herrero y col., 2000ab; Charlon y col., 2002).

Para resguardar la salud animal es fundamental considerar, por un lado, los elementos presentes en el agua en su rol de minerales, y por otro, prestar especial atención a ciertos elementos presentes, como son los nitratos y el arsénico. La calidad bacteriológica del agua destinada a la bebida de los

---

animales no es una exigencia para algunas especies, como los bovinos, que son bastante resistentes a diversas bacterias, dada su condición de rumiantes. Sin embargo, según Adams y Sharpe (2005) el agua destinada a consumo de los animales más jóvenes (terneros), debería estar prácticamente libre de coliformes fecales y de estreptococos fecales. Se admite para los coliformes hasta un máximo de 1UFC/100 mL para terneros y hasta 10 UFC/100 mL para vacas adultas. Recuentos superiores constituyen un riesgo para la salud animal, especialmente en los animales más jóvenes (terneros), ya que se comportan como monogástricos, pudiendo producirse diarreas, daño hepático y mayor posibilidad de infecciones (Payment y col., 1997; Adams y Sharpe, 2005).

Las vacas en lactancia demandan gran cantidad de agua en relación a su peso vivo y al nivel de producción, dada la gran participación del agua (87%) como principal constituyente de la leche (Meyer y col., 2004). Hay distintos factores que modifican el consumo de agua, entre ellos se pueden mencionar los que están relacionados al animal, como la raza, edad y peso, y los vinculados al tipo de alimentación, como el porcentaje de materia seca y la cantidad de proteína aportada por los alimentos. También son importantes las condiciones ambientales como sombra, viento, temperatura y humedad relativa ambiente, y las condiciones del agua como salinidad y temperatura (Herrero, 2007).

Otro aspecto fundamental es el agua utilizada en las instalaciones de ordeño, tanto por su calidad como por la cantidad requerida. Es necesario conocer la calidad del agua para el lavado, tanto de la máquina de ordeño como de los utensilios utilizados para este fin. En diversos países se recomienda que la calidad de agua para este uso particular deberá considerar los mismos

---

criterios que para la bebida humana (Willers y col., 1999). Como ejemplos de importancia se puede mencionar a la dureza del agua, aspecto que disminuye la eficiencia de limpieza en las ordeñadoras, especialmente cuando los detergentes no incluyen agentes ablandadores en la proporción adecuada (Pedraza, 1998), facilitando la presencia de bacterias, en especial las pertenecientes al género *Pseudomonas* (Erksine y col., 1987). La leche obtenida asépticamente de la glándula mamaria está libre de gérmenes psicrotrofos, la presencia de éstos resulta de una contaminación exógena (Thomas, 1960). Las fuentes primarias para el caso de *Pseudomonas* spp., son el agua y el suelo (Jay, 2000). Estas bacterias pueden colonizar las superficies de los equipos de ordeño y mangueras, generando una biopelícula que favorece su adherencia y las protege de los agentes desinfectantes, convirtiéndose en una fuente de contaminación para la leche (Ombaka y col., 1983; Erksine y col., 1987, Page Dinsmore y col., 2003). La presencia de *Pseudomonas* ha sido detectada en el 51% de las muestras de leche cruda en tambos de Santa Fe, mostrando su importancia para la industria local (Reinheimer y col., 1990).

La cuantificación de las necesidades de agua a extraer y el conocimiento de la cantidad de agua que estaría disponible para ser extraída, es un aspecto de suma importancia. Lograr un equilibrio entre oferta y demanda, podría evitar la sobre-extracción del agua subterránea y su consecuente pérdida de calidad por salinización. Un aspecto importante es regular los consumos de agua en las instalaciones, porque incrementan el volumen de efluentes generados. En estudios preliminares realizados en Buenos Aires por Iramain y col. (2001) se determinó que, después del consumo para agua de bebida, la placa de refrescado es la que utiliza el mayor volumen (4,6 a 9,2 litro de agua/litro de leche producida), representando entre el 74,5 y el

---

91,3 % del consumo total de agua dentro de las operaciones realizadas durante el ordeño. Otros usos son el lavado de la máquina de ordeñar y del tanque de almacenamiento de leche, la preparación e higiene de pezones y la higiene de las instalaciones (corrales y sala) luego de cada ordeño. Para el lavado de corrales Charlon y Taverna (1999) reportan valores de entre 7 a 14 litros de agua por Vaca en Ordeño (VO).

La calidad y cantidad de agua disponible en los establecimientos lecheros es afectada por procesos de contaminación, muchas veces relacionados al propio sistema productivo (Herrero, 1998). Como ya se mencionó anteriormente, muchos de los contaminantes que pueden afectar la calidad del agua se encuentran en las excretas, donde se incluyen los considerados nutrientes, como nitrógeno y fósforo (Morse, 1995; Herrero y Thiel, 2002), metales pesados (Brumm, 2002), microorganismos patógenos (Nicholson y col., 2005) y drogas de uso veterinario (Jjemba, 2003), siendo estos últimos los más difíciles de eliminar en los procesos de tratamiento de efluentes.

Los procesos de intensificación que llevan a la concentración de animales en áreas de poca superficie complica aún más la situación, tanto por el aumento en la cantidad de excretas que se producen, como por los contaminantes presentes en ellas. Se ha determinado que en Estados Unidos se producen por año 133 millones de toneladas de excretas (base materia seca), provenientes de la producción animal, representando 13 veces más de la que deben manejar los sistemas sanitarios urbanos y rurales (Burkholder y col., 2007).

Los contaminantes presentes en las excretas ingresan tanto a los cuerpos de agua superficial, como subterránea. El escurrimiento desde corrales y terrenos fertilizados con estiércol, el desborde de lagunas de efluentes por

---

eventos de lluvia torrenciales y la deposición atmosférica de compuestos nitrogenados y azufrados (Galindo y col., 2004), resultan las principales vías de entrada a las aguas superficiales. Los contaminantes llegan a las aguas subterráneas (acuíferos) por los procesos de infiltración y lixiviación, propios del suelo que se encuentra por encima de ellos. Los acuíferos de la región pampeana (Argentina) son de tipo multicapa y semiconfinados (Krusse y Zimmerman, 2002; Carbó y col., 2009). En este caso los contaminantes provenientes de corrales o de lagunas de efluentes mal construidas, entre otras causas, llegarán rápidamente al acuífero freático que se encuentra relativamente cercano a la superficie (entre 2 y 6 metros) y luego, por lixiviación, a las distintas napas de agua subterránea (Carbó y col., 2009), conformándose como fuentes puntuales de contaminación (Morse, 1995).

Las concentraciones naturales de iones nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) en aguas subterráneas son generalmente bajas (1 mg/L, equivalente a 4,4 mg/L de  $\text{NO}_3^-$ ). En Argentina, se halló en aguas subterráneas cercanas a lagunas de efluentes de tambos los mayores valores de  $\text{N-NO}_3^-$  (mayor de 34 mg/l) (Herrero y col., 2000a; Herrero y col., 2005). Andriulo y col., (2003) reportaron una situación similar (27 mg/L de  $\text{N-NO}_3^-$ ) en el molino de los corrales de trabajo de un establecimiento de engorde a corral. Elevados valores de nitrato resultan peligrosos para la salud humana, ya que su ingesta produce metahemoglobinemia también denominada enfermedad de los bebés azules. En los Estados Unidos el límite máximo de nitrato en agua para consumo humano es de 44 mg/L (10 mg/L de  $\text{N-NO}_3^-$ ) y fue fijado en 1973 por la Agencia de Protección Ambiental (USEPA, 1983). La Organización Mundial de la Salud (OMS) sugiere para Latinoamérica como valor guía 50 mg/l de  $\text{NO}_3^-$  y la Argentina establece, en el Código Alimentario Argentino, un límite de 45 mg/l



---

(Urrutia Perez y col., 2003; ANMAT, 2007). Pozos poco profundos, antiguos y localizados en suelos permeables o cercanos a campos fertilizados o en establecimientos de engorde a corral, son más vulnerables a la contaminación por  $\text{NO}_3^-$  (Gelberg y col., 1999; Herrero y col., 2005). Un estudio realizado en 1058 perforaciones de áreas rurales localizadas en la provincia de Buenos Aries, mostró que los valores promedio de  $\text{NO}_3^-$  en todas las zonas, superan los 45 mg/L. Las muestras provenientes de las instalaciones de ordeño de los tambos eran las que presentaron los valores más elevados (Herrero y col., 2000b). Esta situación resulta grave, dadas las restricciones al uso de agua contaminada para el lavado de máquina de ordeño.

El fósforo, en forma de fosfatos, puede ser el mayor contaminante de aguas superficiales. Su llegada por escurrimiento produce eutrofización en el ecosistema acuático, provocando mortandad de peces. Sus fuentes principales son los fertilizantes y los desechos animales. Este nutriente no resulta tan frecuente en la contaminación del agua subterránea, ya que los fosfatos se fijan a las partículas del suelo (Herrero y Thiel, 2002). Sin embargo, recientes estudios muestran que, ante excesos en la aplicación de estiércol ó por uso indiscriminado de fertilizantes, puede llegar a valores de 7 mg/L en agua subterránea a 6 metros de profundidad (Rao y Rajendra, 2004) y entre 50 y 90 mg/L en el agua de lisímetros colocados a 50 cm de profundidad (Volpe y col., 2008).

Los desechos animales contienen distintos tipos de microorganismos que pueden llegar al suelo y de allí al agua superficial y subterránea. Las bacterias de origen entérico provenientes del tracto digestivo de los animales son indicadoras de contaminación fecal y nos advierten sobre la posible presencia

---

de microorganismos patógenos (Stephenson y Street, 1978; Craun y col., 1997). Existen trabajos que muestran que muchas enfermedades en seres humanos provienen de la contaminación del agua por microorganismos presentes en heces de animales (Hubbard y col., 2004). Los bovinos lecheros han sido identificados como un reservorio importante de microorganismos patógenos como *Salmonella* y *Escherichia coli* O157:H7. En la medida que aumenta el número de animales por superficie y se produce la concentración de establecimientos en áreas determinadas, se incrementan los riesgos de transmisión de éstos patógenos al suelo y al agua (Edrington y col., 2009). El tiempo de persistencia en los suelos dependerá de las condiciones ambientales, donde algunos microorganismos pueden persistir por más de un año (Burton y Turner, 2003).

Por último, un área de reciente interés es la aparición de residuos de drogas de uso veterinario en los cuerpos de agua. Estos productos pueden llegar a partir de la descarga directa de lagunas de tratamiento, cuyos sistemas no son capaces de removerlos, o por escurrimiento desde suelos contaminados, en los cuales estos efluentes son utilizados como fertilizantes (Davis y col., 2006). Existen datos reportados de su presencia en cuerpos de agua en áreas ganaderas, lo que confirma tanto su origen, como la persistencia de algunos de ellos (Jjemba, 2003; Davis y col., 2006).

Las drogas antimicrobianas resultan de gran preocupación por los efectos adversos en el ecosistema y por la posibilidad de afectar la salud humana, ya que pueden actuar sobre microorganismos presentes en suelo y agua, y colaborar en generar resistencia, proceso que ciertos autores denominan "pool global de resistencia" (Teuber, 2001; Burnes, 2003; Boxall y col., 2004; Kümmerer,

---

2004). Los hallazgos de estas sustancias son recientes, principalmente por la complejidad de los métodos de detección. Hamscher y col., (2005), detectaron residuos de sulfametazina (0,14  $\mu\text{g/mL}$ ) en agua subterránea a 1,40 m de profundidad, asociada a los suelos arenosos en superficie que habían recibido aplicaciones frecuentes de estiércol. Tanto para tetraciclina (295  $\mu\text{g/mL}$ ), como para sulfametazina (2  $\mu\text{g/mL}$ ) y clortetraciclina (39  $\mu\text{g/mL}$ ), los mayores residuos fueron hallados en suelos y no en el agua subterránea. Esta situación muestra la importancia que tiene la actividad biológica del suelo en la degradación potencial de estos productos retenidos. Otros trabajos demostraron la presencia de genes de resistencia a antibióticos en bacterias aisladas en aguas subterráneas ubicadas a una distancia de hasta 250 m pendiente abajo de lagunas de efluentes de porcinos, aún cuando no se registraron valores de las drogas por encima de los límites de detección (Halling-Sørensen y col., 2002),

La presencia de residuos de las drogas veterinarias en el ambiente es un problema que ocupa a muchos países, especialmente cuando existen reglamentaciones que exigen la disposición de estiércol y/o efluentes como fertilizantes. La Agencia Europea para la Evaluación de Medicamentos (EMA, 1997) viene trabajando desde hace más de 20 años para la evaluación del riesgo ambiental derivado del uso de productos veterinarios. Los escenarios que evalúa se relacionan con las propiedades de cada producto para establecer la forma en que deberían ser utilizados y así determinar como se pueden disponer en los establecimientos agropecuarios. En este último aspecto consideran las diferentes vías de entrada de los productos. Pueden llegar al agua en forma directa, por ejemplo en acuicultura, pueden llegar al suelo vía estiércol o por efluentes aplicados como fertilizantes, o como excretas que se depositan directamente al suelo a través del pastoreo directo por parte de los animales.

---

Luego del primer documento de la EMEA (1997), se realizó un proceso de armonización internacional entre los países de la Unión Europea, Estados Unidos de América y Japón creándose una comisión Internacional de Cooperación para la Armonización de Requisitos Técnicos para el Registro de Productos de Medicina Veterinaria que produjo un documento que sustituyó al de la EMEA del 1997 (VICH, 2000). Este documento establece los valores de exposición para productos de uso veterinario en forma general para que no resulten peligrosos para el ambiente. Para el caso del agua considera como valor crítico 1 µg/L, para el estiércol excretado de 10 µg/kg y para el suelo abonado con estiércol de 100 µg/kg. Estos valores son los que se establecen en la denominada Fase I de la evaluación de su concentración ambiental, considerando en su evaluación al peor escenario, es decir que toda la droga sea excretada tal cual es administrada y en un corto período de tiempo. Los críticos a este procedimiento consideran que la metodología además tiene en cuenta el total de la droga, independientemente que sea excretado como una mezcla de sustancias (metabolitos y principios activos), cuyo impacto sobre el ambiente puede ser menor o mayor que la droga individual (De Knecht y Montforts, 2001).

#### **1. 4 El manejo de los efluentes**

De acuerdo a lo analizado hasta el momento, resulta evidente que uno de los principales problemas asociados a la intensificación de los sistemas de producción primaria, es el incremento de la cantidad de excretas. En consecuencia, la necesidad de realizar el correcto manejo de estos residuos es un aspecto fundamental para lograr la sustentabilidad ambiental de los sistemas de producción animal lechera intensificados. Para comprender esta situación

---

basta decir que un tambo de 400 vacas en ordeño genera una contaminación localizada equivalente a 500 seres humanos (Taverna y col., 2004).

Los residuos generados en las instalaciones de ordeño presentan diferentes características y se pueden agrupar en diversas fracciones. Por ejemplo, están los efluentes líquidos (también denominados "purines"), que corresponden a excretas (heces y orina) recolectadas con agua de lavado, restos de alimentos, restos de leche y soluciones de limpieza del equipo de ordeño y tanque de refrigeración y, barro, que se disponen en un sistema de tratamiento, caracterizándose por tener un porcentaje de materia seca menor al 10% (Aguirre, 1999). También está el estiércol, que constituido por excretas sólidas recolectadas de corrales o de separadores en el tratamiento primario o de animales estabulados y que tienen un porcentaje de materia seca cercano al 20% y un excelente potencial para ser utilizados como abono. Por otra parte existe una categoría que algunos denominan "mixtas" y que resultan provenientes de animales confinados sobre pisos en los cuales se ha drenado el líquido y el mismo es colectado en algún punto del sistema (Burton y Turner, 2003). El tratamiento de estos residuos, en general, consiste en eliminar la carga orgánica que contienen. Los sistemas existentes varían sustancialmente entre tipos de producción, regiones y países, identificándose en Europa siete formas de manejo para ponedoras y bovinos lecheros, y 35 para porcinos (Menzi, 2002).

En los tambos, los efluentes provienen de la limpieza de instalaciones con agua, tratándolos generalmente en lagunas de estabilización. Por ejemplo, en Holanda, una parte de los tambos inyectan sus efluentes a la red cloacal, otros descargan a instalaciones de tratamiento o directamente a cuerpos de agua superficial y suelos (Willers y col., 1999). En países en los cuales existen

---

reglamentaciones que impiden el vertido a cuerpos de agua, la estrategia es su reutilización como fertilizantes. En los que no existe una reglamentación clara al respecto, como la Argentina, es frecuente el vertido a cursos de agua en forma directa o indirecta, como se determinó en un estudio realizado en 40 tambos de Buenos Aires, Argentina, donde el 50% eliminaba directamente los efluentes generados a cursos de agua próximos (Nosetti y col., 2001)

El tratamiento de estos residuos se puede realizar bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas. En las primeras puede ser con o sin separación de sólidos. Si éstos se separan en un tratamiento primario, el estiércol resultante puede ser depositado en pilas, donde solo se realiza su estacionamiento sin un tratamiento a la espera de ser utilizado, o sometidos a un proceso de compostaje, que resulta útil para incrementar la concentración y disponibilidad de nutrientes y la remoción de patógenos (Sweeten, 1988). Los líquidos son sometidos a tratamiento aeróbico en lagunas de estabilización, donde el oxígeno que oxida la materia orgánica puede ser cuantificado por la Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y por la Demanda química de oxígeno (DQO). Si el tratamiento es eficaz, estos líquidos podrán utilizarse para su aplicación en cultivos y pasturas, o ser vertidos a cuerpos de agua. Si aún fuese necesaria su depuración, se debería continuar con un tratamiento terciario empleando, por ejemplo, especies vegetales que funcionan como filtros biológicos organizados en franjas implantadas con especies forrajeras (Misauri y col., 1998), plantas acuáticas o árboles. Se han hallado valores de remoción de fósforo que oscilan entre el 0 y 83%, de nitrógeno entre el 27 al 87% (Leeds y col., 1994) y de metales pesados entre 0-100% (Bernal, 2005). Para diseñar cualquier sistema de tratamiento es importante considerar la cantidad de agua utilizada, el estiércol producido y recolectable en la instalación y en los corrales de alimentación, su

---

concentración final en el efluente (incluyendo el agua de lavado) y las precipitaciones locales, dado que por el aporte de las lluvias pueden colapsar las lagunas (Salazar Sperberg, 2012).

En Argentina, los escasos estudios realizados, muestran una gran variabilidad en los métodos de tratamiento de efluentes empleados y un excesivo uso del agua de lavado que diluye a la fracción sólida, rica en nutrientes (Taberna y col., 2004; Salazar Sperberg y col., 2010). Por otra parte, no existe información fehaciente del destino final de los efluentes y hasta el momento su eliminación, en general, ha consistido en conducirlos a algún tipo de laguna artificial, o a su vuelco directo sin tratamiento (Nosetti y col., 2001), donde en ambos casos se realiza su posterior vertido a algún curso de agua. Esta situación puede incrementar la presencia de determinados contaminantes como por ejemplo: fósforo, nitratos, microorganismos patógenos y drogas de uso veterinario. Para el caso del fósforo cuando un exceso se vierte a los ecosistemas acuáticos, se acelera el proceso de eutrofización, caracterizado por un incremento de las plantas acuáticas, depleción o disminución del oxígeno disuelto, variabilidad del pH ocasionando efectos indeseables y en consecuencia, reduciendo la calidad de las aguas (Herrero y Thiel, 2002).

Recientemente se ha incrementado la utilización de efluentes crudos o tratados como fertilizantes de cultivos y forrajes. En varios países del mundo se promueve esta práctica para disminuir los impactos ambientales del vertido de estas excretas. En general las reglamentaciones de cada país limitan a la dosificación en base a Nitrógeno, reglamentándose para la UE (Unión Europea) un valor de 170 kg por hectárea y por año, para zonas vulnerables a la lixiviación de nitratos al agua subterránea y hasta un máximo de 200 kg por hectárea y por

---

año en zonas con menor riesgo (Martinez y Burton, 2003). En Argentina, los estudios en este sentido son incipientes y no han considerado los riesgos epidemiológicos y sanitarios.

Para evaluar el impacto de las prácticas agrícola-ganaderas es importante disponer de información confiable, especialmente con respecto al manejo del estiércol y de los efluentes o purines. Por ejemplo, la información obtenida de encuestas e interpretada por expertos, resulta clave para realizar los inventarios de emisiones de gases con efecto invernadero, que sí deben realizar los países dentro de sus compromisos con el protocolo de Kioto (Menzi, 2002). Lamentablemente en la Argentina y en otros países de Sudamérica, prácticamente no se realizan encuestas a escala de predio de manera oficial que permita conocer estas cuestiones de manejo, (Salazar Sperberg y col., 2010), ni se realizan estadísticas sobre estos temas que puedan ser de utilidad para comprender procesos y diseñar políticas públicas.

## **1.5 Reglamentaciones**

La situación descrita ha llevado a varios países industrializados a definir normativas que tiendan a reducir los efectos ambientales de la producción animal intensiva (Morse, 1995), tanto mediante controles como con incentivos (Oenema y col., 2003). Entre ellas se encuentran algunos ejemplos de normativas existentes en la Unión Europea: 1) las que limitan diferentes tipos de emisiones y contaminantes como el UNECE Gottenburg protocol (1999), la EU National Emissions Directive 2001-81-EC y la Integrated Pollution Prevention Control y 2) las que limitan el número de animales por superficie en relación a la calidad y manejo del agua (Council directive 91/676/CEE 12-12-91) y 3) las



---

referidas al manejo de los efluentes generados en las explotaciones (Council directive 91/156/CEE- 18-3-91).

En Canadá existe una amplia legislación ambiental basada en el Acta de Manejo Ambiental (Ministry of Environment, 2003). Relacionada a ella se encuentra el Acta para Manejo de Residuos (Ministry of Environment, 2004), que considera diversos contaminantes y establece los valores límites para cada uno. En los Estados Unidos existen cinco legislaciones importantes que conciernen a esta problemática. Se denominan Clean Water Act, Clean Air Act, Safe Drinking Water Act, Endangered Species Act y Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act. Estas leyes generales sirven de base a las regulaciones regionales y por estados, siendo éstos últimos los que tienen la función de control, además de establecer estándares para la mayoría de los contaminantes (Morse 1995).

En Argentina hasta hace poco se consideraban legislaciones generales que se aplican, por carencia de normativas específicas, a las actividades ganaderas intensivas. Se cuenta con leyes nacionales: Ley General del Ambiente (Ley N° 25.675, 2002) que brinda presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable; el Régimen de Gestión Ambiental de Aguas (Ley N° 25.688, 2002), que establece los presupuestos mínimos ambientales, para la preservación de las aguas, su aprovechamiento y uso racional, sobre el vertido de sustancias en aguas superficiales, y propone determinar los límites máximos de contaminación aceptables para los distintos usos; Gestión integral de residuos industriales (Ley N° 25612, 2002), en la cual podrían considerarse a las explotaciones ganaderas

---

siendo, que esta ley establece los requisitos para la generación y tratamiento de los residuos; la Ley de Residuos Peligrosos (Ley N° 24.051, 1992), que si bien aborda las cuestiones generales referidas a la contaminación ambiental, establece los niveles guía que se pueden encontrar en diferentes recursos naturales, por ejemplo el agua y sus uso. En la provincia de Buenos Aires se aprobó en 1999 el Código de Aguas que establece el régimen de protección, conservación y manejo del recurso hídrico de la Provincia de Buenos Aires. Para el caso de la calidad del agua se considera el Código Alimentario Argentino, que establece los criterios para agua potable en su artículo XII, y si bien estos criterios se relacionan al consumo humano, tienen una estrecha relación con la producción primaria de leche, dado que por ejemplo para exportar productos lácteos a la Unión Europea (UE) es requisito utilizar en los tambos agua potable para lavar las máquinas de ordeñar (Iramain y col., 2001).

En los últimos años se han utilizado reglamentaciones generales para efluentes industriales y se las han aplicado a los efluentes de origen agropecuario en diferentes provincias. Una excepción es la provincia de Buenos Aires que en enero de 2013 dictó una resolución específica para tambos, criaderos de cerdos y engorde de ganado a corral. En la Tabla 1.2 se presenta un análisis comparativo de la situación actual de las diferentes provincias en las cuales se produce la mayor cantidad de leche.

**Tabla 1.2** Parámetros y valores máximos para vertido de efluentes a cuerpos de agua superficial según diferentes normativas provinciales coincidentes con cuencas lecheras.

<b>Parámetros</b>	<b>Córdoba (1)</b>	<b>Buenos Aires (2)</b>	<b>Santa Fe (3)</b>	<b>Entre Ríos (4)</b>	<b>La Pampa (5)</b>
pH	6-9	6,5-10	6,5-8,5	5,5-10	6,5-10
DQO(mg/L)	<i>ne</i>	250	125	<i>ne</i>	250
DBO (mg/L)	50	50	50	50	50
Coliformes Totales (NMP/100 ml)	5000	<i>ne</i>	5000	5000	20000
Coliformes Fecales (NMP/100 ml)	1000	2000	1000	<i>ne</i>	5000
Fósforo (mg/L)	10	1	2	<i>ne</i>	3
Nitrógeno Orgánico (mg/L)	20	10	15	<i>ne</i>	15

(1) Decreto 415-99, (2) Resolución 336-03, (3) Resolución 1089-82, (4) Decreto 5837, (5) Decreto 2793-06. DQO: Demanda Química de Oxígeno, DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno, NMP: Número más probable, *ne*: no establece limite.

## 1.6 Argentina, los problemas pendientes

Para evaluar la magnitud del problema debe considerarse que actualmente existen aproximadamente 13.000 establecimientos dedicados a la producción primaria de leche en las principales cuencas lecheras de la Argentina (Cursack y col., 2008), considerando un tamaño de rodeo lechero que va desde 20 hasta más de 1000 vacas en ordeño. En el año 1988 la cantidad de tambos era de 30.500, indicando una reducción en el número de establecimientos productores de leche del 57% en solo 15 años. Esta disminución no solo no afectó la existencia de ganado (vacas totales), sino que se produjo un incremento en la producción de leche total desde casi 6.000 millones L/año a

---

10.000 millones L/año (Chimicz y Gambuzzi, 2007). Esta situación alerta sobre el proceso de intensificación de la producción primaria de leche en la Argentina.

Con el fin de formular propuestas para el manejo sustentable de los establecimientos productivos de una región determinada, se requieren datos logrados en estudios locales. Los problemas ambientales se incluyen en el área denominada de los "problemas globales" (Sábato, 1980). Estos problemas deberían ser resueltos en cada región, requiriendo de la cooperación entre aquellos afectados por la misma problemática, y encarándose en forma interdisciplinaria, donde cada aspecto (el agua, los efluentes, el manejo productivo) constituirá un aporte a la solución global.

En Argentina existen escasos estudios sobre la temática, abordando algunos de los aspectos de manera independiente. Sin embargo, en general coinciden en que el vertido a cuerpos de agua de aquellos efluentes con tratamiento insuficiente y la contaminación de acuíferos en las zonas de producción, generan un serio impacto ambiental, afectando directa o indirectamente la salud de la población.

---

Esta situación plantea la necesidad de generar aportes fundamentales a la prevención y protección del medio ambiente en las áreas rurales dedicadas a la producción de leche en Argentina, con especial énfasis para las cuencas lecheras de la provincia de Buenos Aires.

Las tareas pendientes se centran en:

- a) la falta de mapas regionales que aporten información sobre la calidad de las aguas subterráneas para que los establecimientos productivos puedan conocer su situación;
- b) las insuficientes propuestas de cómo se pueden reutilizar las aguas residuales y el estiércol en sectores productivos de los establecimientos considerando su condición higiénico-sanitaria;
- c) la falta de definición de aquellos factores de riesgo de contaminación en la región, que permitan diseñar políticas de control de estos efluentes y de prevención de contaminación de acuíferos y aguas superficiales;
- d) la ausencia de una caracterización de la situación actual del manejo de las aguas residuales en los tambos, siendo ésta información fundamental para que se pueda evaluar el cumplimiento de las incipientes normas de manejo que están siendo aplicadas en las diferentes provincias,
- e) la insuficiente información que permita abordar el uso y manejo del agua y de los efluentes, dentro de un enfoque integrado.

Es en este contexto, en el cual éste trabajo de tesis ha indagado en los problemas descritos con el propósito de obtener información que sea de utilidad para el diseño de estrategias de transferencia que promuevan prácticas de manejo para lograr sistemas agropecuarios sustentables, y para el diseño de estrategias educativas que sirvan para la gestión de los recursos hídricos en zonas de actividad agropecuaria y agroindustrial.

---

## **1.7 Hipótesis de la investigación**

Los sistemas ganaderos intensificados dedicados a la producción primaria de leche generan un exceso de nutrientes en determinados sectores de los predios, que sumado a la presencia de microorganismos patógenos y residuos de drogas de uso veterinario, contenidos en los efluentes de origen animal, son causa de contaminación de distintos recursos naturales.

Estos efectos contaminantes podrían ser reducidos mediante diferentes alternativas de manejo productivo vinculadas a estrategias de alimentación del ganado, uso racional de fármacos y adecuado tratamiento y reutilización de los efluentes dentro del mismo sistema de producción.

## **1.8 Objetivos**

### **Objetivo General**

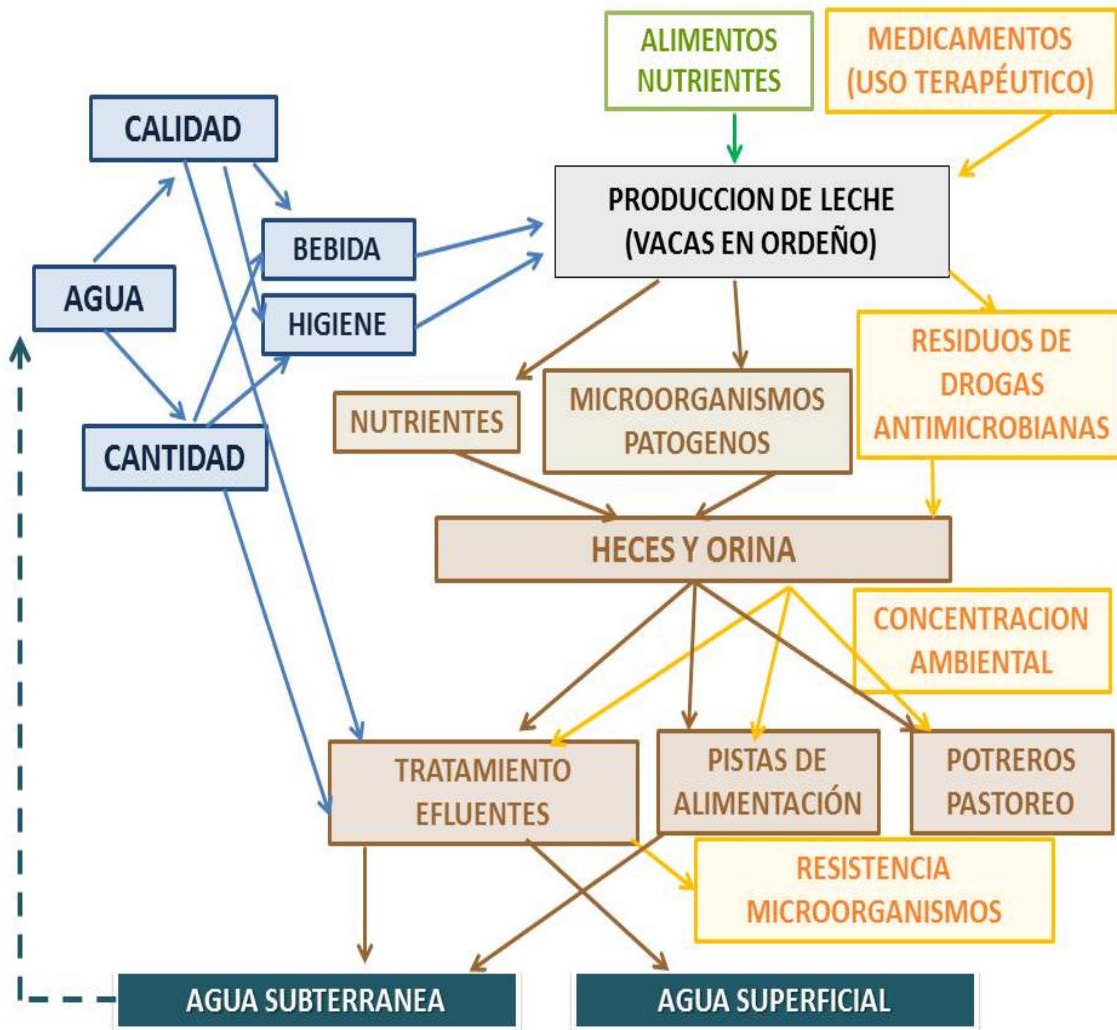
Evaluar las consecuencias ambientales y sanitarias originadas por los procesos de intensificación en la producción primaria de leche en tambos comerciales de la Región Pampeana (Argentina) para desarrollar una propuesta de manejo integral del agua y de los residuos generados.

---

- **Objetivos Específicos**

- Identificar los diferentes sistemas de producción lechera en el área de estudio.
- Conocer la calidad de agua disponible para diferentes usos (bebida y ordeño) en los sistemas de producción primaria de leche y cuantificar el agua utilizada en las instalaciones de ordeño.
- Estudiar la influencia de distintos factores asociados a las prácticas de manejo productivo en la calidad química y microbiológica del agua subterránea y superficial.
- Identificar los sistemas de manejo de efluentes utilizados en los tambos.
- Caracterizar los efluentes mediante el empleo de parámetros químicos, microbiológicos y bioensayos de toxicidad.
- Evaluar la eficiencia de los procesos de tratamiento de efluentes existentes.
- Evaluar la utilización de drogas antimicrobianas y su impacto en sistemas existentes para el tratamiento de efluentes y en suelos de diferentes sectores de los tambos.
- Desarrollar alternativas de manejo del agua y de los residuos ganaderos, adecuadas a estos sistemas de producción, mediante un abordaje integrado de sus componentes.

## 1.9 Esquema conceptual de la investigación



CAPITULO 2

CAPITULO 3

CAPITULO 4





### El agua y la producción de leche en la Argentina

#### 2.1 Introducción

La Región Pampeana, zona en la cual se localizan las principales cuencas lecheras de la Argentina, presenta particularidades con respecto a la hidrogeología regional (Kruse y Zimmermann, 2002). Entre sus principales características se encuentran la profundidad del agua subterránea, que se encuentra generalmente entre 5 y 60 metros, y su variable calidad donde coexisten aguas de buena calidad y otras con salinidad, dureza y concentración elevada de contaminantes, principalmente arsénico y nitratos (Herrero y col., 1997; Herrero, 2007). El problema de la calidad se agrava en aquellos acuíferos que presentan diferente calidad a medida que se profundizan, como en la cuenca lechera del Oeste de Buenos Aires o en las proximidades del Río Salado en la cuenca lechera de Abasto Sur (Galindo y col., 2004).

En los establecimientos dedicados a la producción primaria de leche el agua se utiliza para distintos fines y con diferentes exigencias de calidad. Los usos más frecuentes son:

- a) *Para la salud y nutrición animal*, donde los componentes minerales son mirados como nutrientes y/o como contaminantes que pueden causar problemas disminuyendo la productividad ó afectando la salud (National Academy of Science, 1974, Herrero, 1998 y 2007),

- 
- b) *Para la higiene de las instalaciones de ordeño, siendo la dureza y la contaminación microbiológica los parámetros de mayor importancia para una limpieza correcta (Pedraza, 1998; Iramain y col., 2001) y*
- c) *Para la salud de la población rural involucrada, donde se considera una situación particularmente importante, dado que las fuentes de agua son utilizadas para varios usos, siendo la bebida humana el uso de mayor importancia en amplias regiones sin abastecimiento de agua de red (Goss y col., 1998; Gelberg y col., 1999; Herrero y col., 2000b).*

Estos usos reflejan la importancia del agua mirada desde la producción de leche. En la actualidad se suman presiones comerciales por parte de las empresas lácteas, específicamente en lo referente a la calidad de agua en los tambos. Por ejemplo, una de las condiciones requeridas para poder pertenecer a la categoría de tambo exportador para la Unión Europea, es tener agua de calidad "potable", siendo esta calidad regulada a partir de las normas establecidas por el Código Alimentario Argentino (CAA, 2007) y significando exigencias relativamente nuevas para los productores lecheros (Herrero y Maldonado, 2000; INTI, 2007).

Estos requerimientos internacionales además se plantean en el contexto de establecer los riesgos de bioacumulación en la cadena agroalimentaria. En este sentido, la leche es considerada como uno de los caminos de mayor importancia en la exposición a contaminantes en la cadena de los alimentos (Stevens, 1991). Los problemas de la contaminación química del agua en los tambos se manifiestan mayoritariamente por la presencia de: - el *arsénico*, como contaminante natural en la región pampeana (Santa Cruz y Silva Busso, 1999) que puede ser bioacumulado en la leche (Pazos, 2007), - los *nitratos*, como

---

contaminante antropogénico muy asociado a la ganadería y sus excretas, y que puede afectar la salud humana y animal, y - la *sobreexplotación* de acuíferos que produce su *salinización*, es decir por extraer mayor cantidad de agua que la que el acuífero podría aportar en forma sustentable (Herrero y col. 2000b; Custodio, 2002; Herrero, 2007).

Especialmente aquellas contaminaciones de tipo antropogénico derivadas de las prácticas productivas, son aquellas que hacen que se produzca un círculo vicioso. Es decir, el agua con una calidad determinada, es apta para los requerimientos del sistema productivo. Si el mismo sistema altera esta calidad, perjudicándola, tendremos una nueva calidad de agua que nos resulta con mayores limitaciones para el sistema de producción y así sucesivamente.

## **2.2 Metodología utilizada**

Para responder a los objetivos planteados en esta etapa del trabajo se diseñaron cuatro actividades:

- a) La caracterización general de la calidad química del agua subterránea para los usos habituales (bebida animal, higiene y uso humano) en las diferentes cuencas lecheras de la Argentina,
- b) La caracterización de la calidad química y microbiológica del agua y de las prácticas productivas que la impactan, en una Cuenca de la provincia de Buenos Aires,
- c) La evaluación de la influencia de dos aspectos de la contaminación microbiológica del agua en la rutina de ordeño y en la calidad de leche cruda,
- d) La cuantificación del consumo de agua en instalaciones de ordeño según prácticas de manejo.

---

## **a) Caracterización de la calidad de agua en las principales cuencas lecheras de la Argentina**

El propósito central de esta actividad fue el de realizar un muestreo, a modo de “screening”, para conocer las principales limitantes en las cuencas lecheras respecto a la calidad química del agua subterránea, y así obtener información para las otras actividades a realizar, entre ellas la selección de una de las cuencas a ser estudiada con mayor profundidad.

### *o Zona de estudio*

Se seleccionó como zona de estudio a la región Pampeana, dado que allí se realiza la mayor proporción de la producción primaria de leche de la Argentina (98%) (Canitrot e Iturregui, 2011). En esta selección quedaron excluidas las cuencas denominadas extrapampeanas en las cuales más del 80% de la producción se realiza para autoabastecimiento familiar. Dentro de la zona de estudio, se eligieron a su vez las principales cuencas lecheras que representan el 96% de la producción de esta región y que se encuentran en las provincias de Córdoba, Santa Fe y Buenos Aires (SAGPyA, 1996; MAA, 2008; Mancuso y Terán, 2008). A su vez en cada provincia se seleccionaron para el muestreo y análisis de fuentes de agua subterránea a las siguientes zonas:

- *Provincia de Córdoba:* Departamentos de Marcos Juárez y Gral. San Martín, pertenecientes a la denominada Cuenca de Villa María y al Departamento de Gral. Roca que se encuentra en la denominada Cuenca Sur.
- *Provincia de Santa Fe:* Departamentos de San Martín y Castellanos, ambos pertenecientes a la denominada Cuenca Santa Fe Centro, la de mayor importancia en la provincia.

- 
- *Provincia de Buenos Aires:* En este caso se tomaron en consideración las tres cuencas de mayor importancia y que representan casi el 80% del total provincial, es decir las cuencas Oeste, de Abasto Norte y de Abasto Sur. Dentro de cada una de éstas, se seleccionaron diferentes partidos de acuerdo a su participación relativa en la productividad de la cuenca (SAGPyA, 1996).

- *Muestreo y análisis*

Se seleccionaron 583 tambos representativos de los sistemas de producción predominantes en las cuencas en estudio. La proporción (expresada en %) de los tambos muestreados respecto del total de cada cuenca se muestra en la Tabla 2.1.

Fueron contactados productores representativos de los sistemas de producción predominantes en todas las cuencas lecheras referidas. Se les solicitó que indicasen cuales eran las perforaciones de mayor utilización en el establecimiento y que a su vez fueran representativas de la calidad del agua del predio. En el total de los casos indicaron que la más utilizada era la de la instalación de ordeño. Por esta razón se optó por tomar muestras de la perforación de las instalaciones de ordeño, considerando su importancia en la producción de leche (bebida animal e higiene de instalaciones) y además porque es la que se utiliza para bebida del personal (Pedraza, 1998; Herrero y col., 2000b). En general las perforaciones se hallaban entre los 12 y 40 metros de profundidad y se encontraban en condiciones aceptables de construcción y mantenimiento (Carbó y col., 2009).

Durante una visita, entre los años 1999 y 2003, a los establecimientos productores de leche seleccionados, se tomaron muestras de agua de las

perforaciones por duplicado, para realizar un diagnóstico químico de la problemática existente y referida a la calidad para distintos usos en el tambo. Entre los usos se consideró preferentemente la calidad de agua para bebida de los animales (salinidad total, cloruros, sulfatos, nitratos y arsénico) y algunos parámetros básicos que definen el uso para lavado de máquina de ordeño (específicamente dureza) y de aquellos componentes químicos fundamentales que limitan la calidad para bebida humana (nitratos, arsénico, sulfatos y salinidad total) (Gelberg y col., 1999; Herrero y col., 2000a; Herrero, 2007).

**Tabla 2.1** Cantidad de establecimientos muestreados y porcentaje según cuencas lecheras.

Provincias y Cuencas	Cantidad de tambos muestreados <sup>2</sup>	Porcentaje según total de tambos (%)*
<b>Córdoba</b>	<b>77</b>	<b>5,9</b>
<b>Santa Fe</b>	<b>129</b>	<b>3,3</b>
<b><u>Buenos Aires</u></b>	<b>377</b>	<b>17,6</b>
- Cuenca Abasto Norte	87	30,2
- Cuenca Abasto Sur	132	24,5
- Cuenca Oeste	152	11,65

\*Según información de organismos nacionales y provinciales (SAGPyA, 1996, M.A.A., 2008)

Las muestras refrigeradas fueron remitidas al laboratorio dentro de las 72 horas. La metodología utilizada para la toma de muestras y su posterior análisis fue la correspondiente al Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, (APHA, 1998 y 2005).

<sup>2</sup> Un detalle del número de establecimientos muestreados por partido se encuentra en Anexo 1.a

---

La calidad físico-química del agua se analizó a través de pH, por el método potenciómetro, y salinidad total, por conductividad eléctrica *in situ* y sólidos totales según secado de muestra a 105°C. Además se determinó la dureza por el método de versenato, expresando su resultado en mg/L de carbonato de calcio. En el caso de los cloruros se determinaron por el método de Mohr y los sulfatos por el método volumétrico por rodizonato de sodio. Para el caso de los nitratos se utilizó método colorimétrico modificado para reflectómetro (Merck N° 116971) y para arsénico el método modificado de Gutzeit.

Los resultados obtenidos fueron analizados por estadística descriptiva, agrupando según regiones y cuencas lecheras. Para evaluar su aptitud para consumo humano se consideró el criterio de potabilidad establecido por el Código Alimentario Argentino (CAA, 2007). Este criterio también fue tenido en cuenta para el lavado de la máquina de ordeñar, dado que en general las recomendaciones en los diferentes países son lavar la máquina con agua potable (Roman, 2005).

Para el caso de agua como bebida para animales, y al no existir normativas específicas locales, los valores fueron interpretados según límites admitidos para agua de bebida en bovinos lecheros (Herrero, 1998 y 2007; Herrero y Maldonado, 2000; SSRH, 2005) y según lineamientos y recomendaciones internacionales (CCME, 1999; Australian and New Zealand Guidelines, 2000; Ontario Ministry of Agriculture, 2007)<sup>3</sup>. Al respecto y según la experiencia localmente desarrollada (Herrero y col., 2000b) se definieron dos tipos de límites, el Límite de Seguridad (LS) y el Límite Máximo (LM) que fueron también aplicados al diagnóstico de los resultados.

---

<sup>3</sup> Un detalle de los criterios utilizados para los diferentes usos se encuentran en el anexo 2.c



---

Con los resultados obtenidos se realizaron mapas de aptitud considerando la calidad en cada partido relevado de Buenos Aires o departamento de Santa Fe y Córdoba. Se utilizaron los valores promedio del total de muestras obtenidas en cada distrito, desarrollándose una escala de colores para cada variable que permitiese apreciar rápidamente la gravedad del problema.

Además, durante el muestreo se consideró un cuestionario a los responsables sobre cuestiones básicas de tamaño del predio y manejo productivo, para evaluar la representatividad de la muestra elegida respecto a otros trabajos en la región (Castagnini y col., 2005).

**b) Caracterización de la calidad química y microbiológica del agua y de las prácticas productivas que la impactan en una Cuenca de la provincia de Buenos Aires**

o *Selección de la zona de estudio*

Considerando los resultados de la evaluación general de la calidad del agua en la región pampeana en la Argentina, se seleccionó una cuenca lechera a ser estudiada en profundidad ubicada en Buenos Aires. Se eligió la cuenca de Abasto Sur (ABS) según aspectos productivos y ambientales. Entre los primeros se destacan su importancia histórica en la producción lechera argentina, que se remonta a 1886 para abastecer a la ciudad de Buenos Aires (Mancuso y Terán, 2008) y además, por ser la segunda cuenca en importancia en la provincia de Buenos Aires, produciendo el 18% del total de leche, en 15 partidos y con 700 tambos (MAA, 2001) y con una densidad geográfica de los tambos que facilita su muestreo en un periodo de tiempo acotado.

---

Según sus aspectos ambientales considerados, se tuvo en cuenta que en toda la región los acuíferos poseen características similares (Santa Cruz y Silva Busso, 1999), situación que permite evaluar el impacto en la calidad y contaminación del agua subterránea de diferentes tipos de suelo, por cambios en la profundidad de la freática y por prácticas de manejo productivo que puedan afectar su calidad (Goss y col., 1998; Rudolph y col., 1998). En este caso sus acuíferos son semiconfinados y de característica multicapa (Santa Cruz y Silva Busso, 1999). Por otra parte las inundaciones son frecuentes en el sector sur de la cuenca, en áreas cercanas al Río Salado, situación que origina el ascenso de las napas freáticas y su probable contaminación por contacto con pozos negros y lagunas de efluentes que podrían complicar su situación. Otra consecuencia de las inundaciones es la disminución de la superficie para pastoreo, con el aumento de la densidad animal (animales / hectárea), situación que ha sido identificada como causante de contaminación en aguas superficiales y subterráneas en áreas de pastoreo en estudios realizados en Irlanda por Foy y Kirk, (1995) por la concentración de las excretas. Además, y considerando los resultados que se presentan en la evaluación general de las aguas de la región pampeana, se tuvo en cuenta que esta zona presenta dos sectores de salinidad y dureza contrastantes, que a su vez resultan similares a otras zonas de la región. La misma situación ocurre con la presencia de nitratos y arsénico.

- *Muestreo y análisis*

En esta cuenca se realizó un primer muestreo durante el año 2001 y se completó entre marzo del 2003 y julio del 2005, en 103 tambos representativos de los sistemas de producción predominantes de la cuenca en estudio,

---

distribuidos en diferentes partidos de la región, para evaluar la calidad química y microbiológica de las fuentes de agua utilizadas en los establecimientos lecheros y de los factores de manejo productivo, y de las perforaciones, que pudiesen tener algún impacto en la calidad del agua. En el segundo período de muestreo se tomó contacto con muchos de los productores que ya habían sido evaluados en el año 2001 (Herrero y col., 2002) y varios pudieron ser muestreados nuevamente. Se agregaron nuevos tambos en los partidos que faltaba relevar, siempre considerando que quisieran aportar la información requerida y que estuvieran dentro de las situaciones ambientales mencionadas.

Para la realización de los análisis físico – químicos se muestrearon las perforaciones ubicadas en las instalaciones de ordeño, correspondiendo a acuíferos ubicados entre 6 y 30 metros de profundidad. En el total de ellas se realizaron análisis microbiológicos, muestreando también los tanques de almacenamiento de agua correspondientes.

La metodología utilizada para la extracción y el análisis de las muestras, fue la correspondiente al Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Las muestras fueron tomadas del acuífero Pampeano por duplicado, conservándose durante 24 horas (4°C) en que fueron analizadas. La calidad físico – química del agua se analizó a través de los siguientes parámetros: pH, sales totales, dureza; alcalinidad, carbonatos y bicarbonatos, cloruros, sulfatos, nitratos, calcio, magnesio, sodio y arsénico. La calidad microbiológica fue determinada mediante el recuento de bacterias aerobias mesófilas viables (UFC/ml), la determinación del número de coliformes totales por 100 ml de muestra, la investigación de *Escherichia coli* y de *Pseudomonas aeruginosa* en 100 ml de muestra (APHA, 2005).

---

- *Análisis de resultados*

Para evaluar la calidad del agua de acuerdo a la profundidad, se consideraron dos sectores diferentes de acuerdo a tipo de suelos y profundidad del acuífero freático. Se realizaron dos diagramas de Piper (Piper, 1944) agrupando a las muestras de la cuenca en dos grupos: aquellas localizadas en los partidos del norte y las ubicadas en el sur, siendo estas últimas perforaciones más próximas al río Salado. Se seleccionó este tipo de diagramas hidroquímicos, porque permite visualizar gráficamente con facilidad la composición química de un grupo de muestras y, de esta manera conocer si tienen el mismo origen (Custodio y Llamas, 1983).

Se obtuvo información relativa al uso del agua en cada establecimiento con el objeto de realizar la interpretación de los resultados. En cada sector se consideraron los mismos usos que en la evaluación general, es decir por un lado la aptitud para bebida humana y para higiene de máquina de ordeñar (CAA, 2007), y por otro lado para la bebida de los animales (Herrero y Maldonado, 2000; Herrero, 2007). En esta oportunidad la calidad microbiológica se consideró para todos los usos del tambo, de acuerdo a la importancia que las industrias lácteas consideran a los parámetros microbiológicos para la certificación de calidad de agua en relación con la calidad de la leche (Roman, 2005).

Se realizó un análisis descriptivo de las variables estudiadas. Se evaluó por prueba de Shapiro-Wilk si la distribución de las variables estudiadas era normal. Dada la asimetría de la mayoría de las variables encontrada en cada grupo se realizó la prueba de la Mediana para comparar los valores centrales de los parámetros químicos obtenidos entre el Norte y el Sur. Para evaluar la relación entre el contenido de nitratos y los resultados microbiológicos se recurrió a la

---

prueba de Correlación de Spearman ( $\alpha= 0,05$ ). Se estudió la relación entre la calidad microbiológica del agua de los pozos y sus respectivos tanques de almacenamiento para lo cual se utilizó la prueba de Wilcoxon y Pruebas de independencia de Ji cuadrado con las variables categorizadas como presencia o ausencia. En todos los casos el nivel de significancia fue de  $\alpha= 0,05$  (Infostat, 2008).

- o *Identificación de aspectos y prácticas de manejo productivo que impactan en la calidad del agua*

Para evaluar el posible impacto de ciertas prácticas de manejo realizadas en los tambos y de ciertos aspectos ambientales en la calidad del agua subterránea, se utilizaron modelos de regresión logística (Chirstensen, 1997). La propuesta de construir estos modelos se basa en que permitan predecir la probabilidad de contaminación del agua, en función de algunas características de construcción y manejo de las perforaciones (Nolan, 2001).

Estudios realizados en una región mas amplia en la provincia de Buenos Aires demostraron la utilidad de identificar los factores de riesgo de mayor importancia en la contaminación de aguas subterráneas por nitratos (Carbó y col., 2009). En este estudio, realizado en la cuenca de Abasto Sur, además de aplicar estos modelos a los factores que puedan impactar en el aumento del contenido de nitratos en el agua, se utilizaron para intentar explicar la relación entre algunos aspectos ambientales y de manejo productivo, y los recuentos de bacterias aerobias mesófilas viables, de coliformes totales, y en la presencia de *Escherichia coli* y de *Pseudomonas aeruginosa*. De este modo se buscó determinar cuáles serían los factores de riesgo que incrementan la probabilidad

---

de aparición de valores por encima de los considerados aptos para bebida humana (CAA, 2007). Cada variable fue categorizada en forma dicotómica, es decir para nitratos se consideró  $\geq 45$  mg/L y  $< 45$  mg/L; para recuento de bacterias aerobias mesófilas viables  $\geq 500$  /100 mL y  $< 500/100$  mL; para coliformes totales  $\geq 3$  /100 mL y  $< 3/100$  mL y para *Escherichia coli* y *Pseudomonas aeruginosa* se consideró como presencia o ausencia en 100 ml.

Se relevó además información relativa al manejo productivo y a características específicas de la perforación. Algunos aspectos como el tipo de suelo, fueron posteriormente verificados por el uso de mapas específicos (GeoINTA, 2008). Un cuestionario detallado fue aplicado, visitando los establecimientos (2008-2009) para identificar: -cinco aspectos de la construcción de la perforación (edad, tipo -encamisado o no encamisado-, profundidad del pozo, estado de construcción de la boca y tipo de pendiente alrededor del pozo, -dos aspectos de condición del sitio (tipo de suelo y profundidad de la freática) y tres aspectos de manejo (tipos de fuentes de contaminación dentro de 100 metros, distancia de cada una a la boca del pozo y su ubicación en relación al nivel del pozo, es decir aguas arriba, a nivel o hacia abajo de la pendiente)<sup>4</sup> (Carbó y col., 2009).

Con esta última información categorizada en forma dicotómica y los resultados analíticos, categorizados de igual manera, se estimó un modelo de regresión logística, a fin de establecer la relación entre la contaminación de agua subterránea y los aspectos evaluados (Christensen, 1997; Agresti, 2002). Se calcularon los *odds ratios*, que representan "las veces que podría ocurrir un fenómeno de acuerdo a ciertas circunstancias en relación a las que no ocurre"

---

<sup>4</sup> El modelo de encuesta se presenta en el Anexo 2d.

---

y que, en nuestro caso, permiten estimar el grado de impacto de las variables asociadas sobre el riesgo de contaminación del acuífero multicapa (Gardner y Vogel, 2005).

### **c) Evaluación de la influencia de la contaminación microbiológica del agua en la calidad de leche cruda y en la rutina de ordeño**

Ante la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en el agua subterránea de los tambos estudiados en la cuenca de Abasto Sur y de los tenores elevados en la dureza del agua, como factor asociado a la contaminación de equipos de ordeño por impedir la correcta actividad de los detergentes en el lavado de los equipos (Simões y col., 2010), se procedió a realizar un estudio de mayor alcance en tambos localizados en las tres cuencas de Buenos Aires que ya fueron estudiadas químicamente en la primer instancia (Abasto Norte (ABN-BA), Abasto Sur (ABS-BA) y Oeste (O-BA)). Se seleccionaron tambos, de las bases de datos de los estudios previos, que tuviesen placa de refrescado como sistema de preenfriado de la leche previo al tanque de enfriamiento. Los productores fueron contactados y 122 accedieron a que se tomaran muestras del agua utilizada en el lavado de la máquina de ordeñar y de la leche obtenida en el ordeño. En todos los establecimientos se evaluaron aspectos vinculados a la rutina de ordeño. Finalmente, se tomaron muestras de agua de 111 perforaciones y de 92 tanques de almacenamiento. La metodología utilizada para toma e investigación de *P. aeruginosa* en las muestras de agua se realizó de acuerdo al Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), utilizándose el método de filtración a través de membrana. La toma de muestras e investigación de la presencia de *Pseudomonas aeruginosa*

---

en leche cruda de tanque de enfriamiento en los 122 tambos, se realizó de acuerdo al Standard Methods for the Examination of Dairy Products (APHA, 1992).

En el segundo estudio se evaluó el impacto que podría tener en la calidad de leche cruda el uso del agua contaminada con *Escherichia coli* en la práctica de preparación de pezones que se realiza como rutina en el ordeño. Se definieron dos rutinas de ordeño, entre las sugeridas en la bibliografía internacional y que además son de uso muy frecuente en los tambos de las cuencas lecheras en la Argentina (Galton y col., 1982, 1984, 1986 y 1988; McKinnon y col, 1983; Pankey, 1989; Mangusson y col., 2006). En ambos casos se lavaba el pezón con agua y se diferenciaban por: 1) sin secado posterior, 2) secado posterior con papel descartable. Se adaptó la metodología desarrollada por el Consejo Nacional para la Mastitis (National Mastitis Council, USA desde 1961) en estudios de evaluación de eficiencia de diferentes terapias preventivas para evitar infecciones intramamarias, en pezones expuestos a microorganismos patógenos productores de mastitis (Hogan y col., 1990). Los pezones son utilizados frecuentemente para reducir el número de vacas en los experimentos (Galton y col., 1982; Mangusson y col., 2006).

Se seleccionaron 32 vacas de raza Holando Argentino en estado de lactancia sin lesiones en la piel de los pezones, dentro de un grupo de vacas en ordeño. Las vacas se identificaron, numerándolas en la parte posterior y superior del cuarto trasero (ancas o grupa) con pintura para identificación de celo. Las ubres fueron peladas con pelador de llama fría y se tusaron y pelaron las colas, para trabajar con mayor higiene y comodidad (Hogan y col., 1990).



---

Para las dos rutinas seleccionadas se determinaron tres concentraciones bacterianas y un control de agua estéril. Las 32 vacas se dividieron al azar en cuatro grupos de ocho vacas cada uno para ser asignadas a cada concentración bacteriana. Las concentraciones bacterianas seleccionadas fueron  $10^2$ ,  $10^4$  y  $10^6$  UFC/ml y solución fisiológica estéril como control. Estas concentraciones bacterianas fueron elegidas en base a relevamientos previos de contaminación bacteriológica de perforaciones de agua de tambos y por ser además concentraciones similares a las utilizadas en estudios desarrollados para comprobar como la contaminación del pezón podría incidir en infecciones intramamarias (Neave y Oliver, 1962).

Se lo seleccionó *Escherichia coli* como microorganismo de ensayo, ya que es una bacteria que se encuentra frecuentemente en aguas contaminadas y eventualmente en ubres de vacas que están en pistas de alimentación, corrales y caminos con excretas en superficie. Además es uno de los dos microorganismos más importantes en la generación de mastitis por organismos coliformes (Muñoz y col., 2008) y ha sido hallada en leche cruda (Jayarao y Wang, 1999; Zdanowicz y col., 2004; Perkins y col., 2009).

La suspensión bacteriana se preparó a partir de un repique de 24 horas de incubación de *Escherichia coli* ATCC 25922 en solución fisiológica. Posteriormente se realizaron diluciones en solución fisiológica con el fin de obtener las concentraciones finales de trabajo mencionadas.

Los pezones y la base de las ubres se desinfectaron con solución de iodopovidona en concentración de 2.500 mg/L. Luego se retiraron los restos de yodo con torundas de algodón embebidas en alcohol 70°, hasta que el algodón

---

se observó limpio. Posteriormente se sumergieron los pezones en alcohol 70° y se dejaron secar al aire.

Para asignar las rutinas para todas las concentraciones bacterianas se utilizó el diseño de pezones cruzados (Hogan y col. 1990), asignado a la Rutina 1 (R1= Lavado) los pezones Anterior Derecho (AD) y Posterior Izquierdo (PI) y a la Rutina 2 (R2= lavado y secado) los pezones Anterior Izquierdo (AI) y Posterior Derecho (PD). A continuación se sumergieron los pezones hasta una altura de 2,5 cm durante diez segundos, en el agua con las distintas concentraciones de bacterias en los envases correspondientes según los tratamientos asignados. La profundidad en cm a ser sumergidos fue estudiada por Neave y Oliver (1962) encontrando que la supervivencia es mayor en la piel del extremo de los pezones en relación con la del cuerpo del mismo. Luego de un minuto se procedió a secar con toallas de papel descartable los pezones AI y PD. Inmediatamente se irrigaron los pezones con 10 mL de solución fisiológica estéril, recuperándose el enjuague en envases estériles colocados debajo de los pezones. Dicho procedimiento fue utilizado por Neave y Oliver (1962) como método para recuperar los microorganismos de la piel con mejores resultados que cualquier otra alternativa. El enjuague recuperado se refrigeró a 5°C inmediatamente y se conservó a esta temperatura hasta la llegada al laboratorio donde se procesaron dentro de las 12 horas. La siembra se realizó en placas de Petri conteniendo medio agar-violeta-rojo-bilis-lactosa (Biokar Diagnostics, Beauvais, France), y fueron incubadas durante 24 horas a 37°C. Se registró desarrollo bacteriano en la solución recuperada de cada pezón. Se realizó el recuento de bacterias expresando en UFC/mL. Se analizaron

---

estadísticamente las proporciones de respuesta mediante prueba T de Student ( $\alpha=0,05$ ), para cada concentración bacteriana considerándose ambas rutinas.

#### **d) Cuantificación de la cantidad de agua utilizada en las instalaciones de ordeño**

La caracterización de las operaciones en las cuales se utiliza agua en las instalaciones de ordeño y su cuantificación, permiten el desarrollo de estrategias para su utilización racional y, en consecuencia, su menor consumo. Este último aspecto resulta central en aquellas zonas en las cuales la cantidad de agua de calidad que puede ser extraída, resulta limitada.

En el presente trabajo se determinó el consumo de agua en el ordeño y se evaluó su relación con el tamaño de los rodeos en producción. Para ello fueron seleccionados 12 tambos de la provincia de Buenos Aires, categorizándolos en: Chicos ( $TCH \leq 200$  VO,  $n=6$ ) y Grandes ( $TG > 200$  VO,  $n=6$ ).

En cada tambo se cuantificó el uso del agua para las siguientes actividades: - para el refrescado de la leche por equipos de placa, - para el lavado de la sala de ordeño y del corral de espera, - para la preparación de ubres (pezones) y - para el lavado de la máquina de ordeño y del tanque de frío. Durante dos ordeños consecutivos en cada uno de los tambos se determinó el caudal (L/segundo) y el tiempo de uso de cada una de las mangueras utilizadas para las diferentes actividades. El volumen de agua consumido por la máquina de ordeño se estableció mediante el volumen de llenado de la pileta de lavado, una vez finalizada ésta actividad. El valor del consumo de agua para el lavado del tanque de frío fue informado por los tamberos, según requisitos de cada fabricante.

---

A partir de los consumos de las actividades se determinó el consumo total (CTAg), que fue expresado para su comparación entre todos los tambos, en litros de agua equivalentes a un tambo de 100 Vacas en ordeño (VO) y estandarizado a una producción de leche de 20 L/Vaca en Ordeño/día. Se evaluó por prueba de Shapiro-Wilk si su distribución era normal y dada su asimetría se realizó la prueba de la Mediana para comparar dos poblaciones independientes (TCH y TG), considerando las variables: CTAg y porcentaje de incidencia de cada actividad de acuerdo a su proporción en el CTAg ( $\alpha=0,05$ ) (Infostat, 2008).

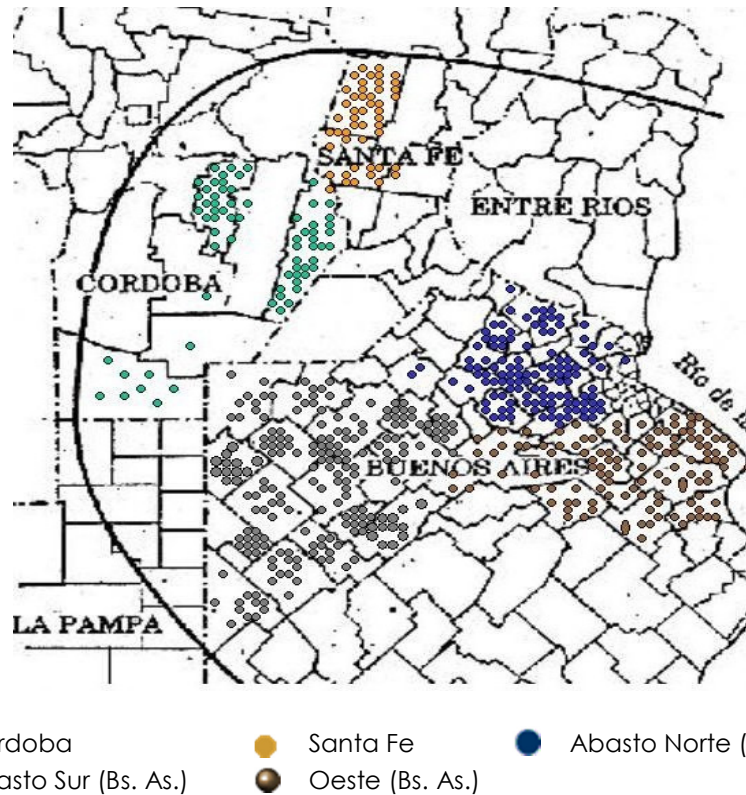
## **2.3 Resultados y discusión**

### **2.3.1 Caracterización general de la calidad química del agua subterránea en las principales cuencas lecheras de la Argentina**

Se tomaron y analizaron muestras provenientes de perforaciones de instalaciones de ordeño de 583 establecimientos (Figura 2.1). Éstos representan una proporción de los tambos en cada cuenca (Tabla 2.1 y Anexo 2a<sup>5</sup>). Se relevaron, finalmente, mayor cantidad de establecimientos en Buenos Aires donde, dependiendo de la cuenca lechera, se logró evaluar entre el 12 y 30%.

---

<sup>5</sup> En el Anexo 2a se presentan los partidos que integran cada cuenca de la provincia de Buenos Aires y datos generales para las provincias de Córdoba y Santa Fe. Se muestra la cantidad de tambos según estadísticas oficiales y el número y proporción de tambos que fueron muestreados en cada cuenca para la realización de esta actividad.



**Figura 2.1** Localización aproximada de los 583 establecimientos relevados dedicados a la producción primaria de leche en las distintas provincias, donde se hallan las Cuencas lecheras de la región pampeana.

Para realizar un diagnóstico regional los resultados obtenidos se agruparon por zonas asociadas a la producción primaria: en Buenos Aires se analizaron separadamente las cuencas Abasto Norte (ABN-BA), Abasto Sur (ABS-BA) y Oeste (O-BA), en Córdoba (C-C) se analizaron juntas las Cuencas de Villa María y Sur, y en Santa Fe (C-SF) se analizó la Cuenca Central.

Los predios relevados poseían una superficie promedio de 266 ha, en general, y según zonas de 202 ha en ABN-BA, 260 ha en ABS-BA, 350 ha en O-BA, 278 ha en C-SF y 237 ha en C-C, con un amplio rango en todos los casos de entre 25 y 1000 ha por tambo, abarcando las diferentes situaciones reales de las cuencas. Por otra parte la carga animal (n° de vacas totales/ha) se hallaba en

---

1,32 en ABN-BA, 1,23 en ABS-BA, 1,25 en O-BA, 1,15 en C-SF y 1,01 en C-C, mostrando mayor intensificación del uso de la tierra en los tambos de Buenos Aires. Estos resultados son similares con los relevados por Castignoni y col., (2005) donde hallaron, para las mismas cuencas, una superficie promedio de 271 ha y una carga animal de 1,17 vacas totales/ha, donde la mayor frecuencia de tambos se hallaba con valores de carga animal entre 1,1 y 1,4 vacas totales /ha.

- **Salinidad, Cloruros y Sulfatos**

Los resultados descriptivos obtenidos respecto del contenido de sales totales (sólidos totales disueltos), de cloruros y de sulfatos se muestran en la Tabla 2.2 y en la Figura 2.2.

Se observa que las cuencas ABN-BA y ABS-BA presentan los menores valores de salinidad, con menor dispersión de resultados y con menores valores mínimos, siendo 52 y 152 mg/L respectivamente. Respecto a sus valores máximos ABS-BA presenta valores extremos en tambos ubicados cerca del Río Salado. En la cuenca O-BA se observan los mayores valores y la mayor dispersión (165-15382 mg/L), probablemente se deba a que los acuíferos tienen características diferentes a los anteriores, vinculados a la presencia de médanos que actúan como "filtrantes" y que funcionan, cuando existen, mejorando la calidad del agua. Por otra parte, éstos acuíferos se pueden salinizar con relativa facilidad por sobre-explotación prolongada (Custodio, 2002; Kruse y Zimmerman, 2002). Para el caso de C-C y C-SF se presentan valores intermedios, es decir más elevados que las ABN-BA y ABS-BA y menores que en la O-BA.

Con excepción de la cuenca en C-C, en el resto de las cuencas se observa que los cloruros se comportan de igual forma que la salinidad total, es

decir mayores valores en ABS-BA cerca del río Salado y en O-BA, correspondiendo al tipo de calidad de agua en éstos acuíferos, en los cuales los cloruros resultan el componente principal de las sales totales (Herrero, 2000a; Galindo y col., 2004). En Córdoba la incidencia de perforaciones ubicadas en la cuenca sur de la provincia muestra la mayor importancia de los sulfatos respecto de los cloruros, llegando a valores de 3000 mg/L, mientras que en las zonas ABN-BA, ABS-BA Y C-SF no superan las 1300 mg/L (Figura 2.2).

Para evaluar estos resultados según los diferentes usos del tambo (bebida humana, higiene de máquina y bebida animal) se consideraron los límites, utilizados en la Argentina, que se resumen en la Tabla 2.3. Para el caso de bebida animal se construyó una escala, que considera los efectos en animales en producción de acuerdo a diferentes categorías (bovinos jóvenes y adultos en producción) y tipo de sal predominante (National Academy of Science, 1974; Herrero y col., 2000 b; Herrero y Maldonado, 2000)<sup>6</sup>.

**Tabla 2.2** Valores (medios  $\pm$  desvío estándar) de Sales totales (mg/L), Cloruros (mg/L) y Sulfatos (mg/L) en muestras de agua subterránea de establecimientos dedicados a la producción primaria de leche en las diferentes zonas productoras de la Argentina (n= 583 perforaciones de tambos).

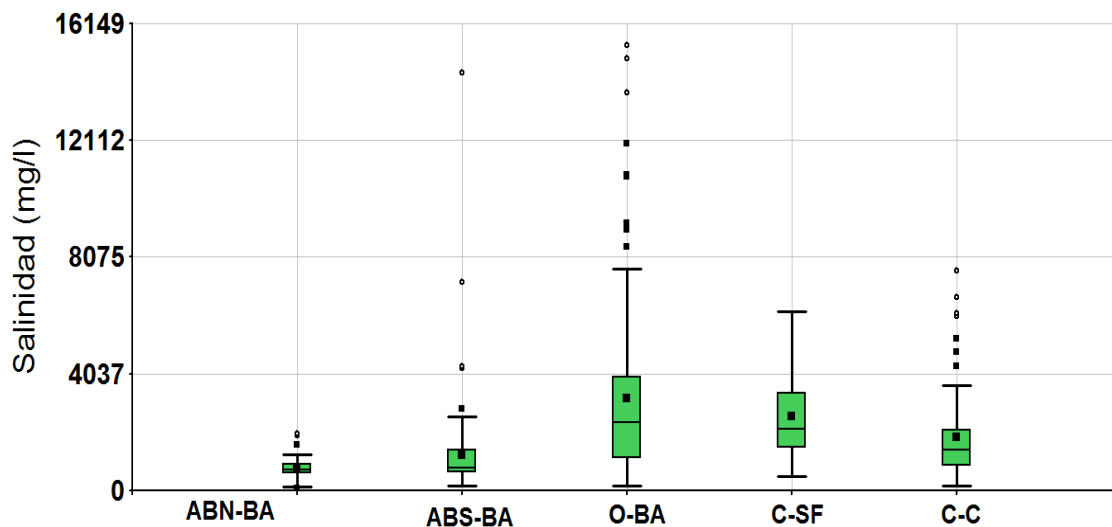
Provincia y Cuencas lecheras	N° de muestras	Salinidad Total	Cloruros	Sulfatos
		Valores medios $\pm$ desvío estándar (mg/L)		
<b>Córdoba</b>				
1. Cuenca de Villa María y Cuenca Sur (C-C)	77	1844 $\pm$ 1524	657 $\pm$ 672	707 $\pm$ 549
<b>Santa Fe</b>				
2. Cuenca Central (C-SF)	129	2539 $\pm$ 1351	1481 $\pm$ 764	407 $\pm$ 331

<sup>6</sup> Se desarrolla mayor información para diferentes países en el anexo 2 c.

## Buenos Aires

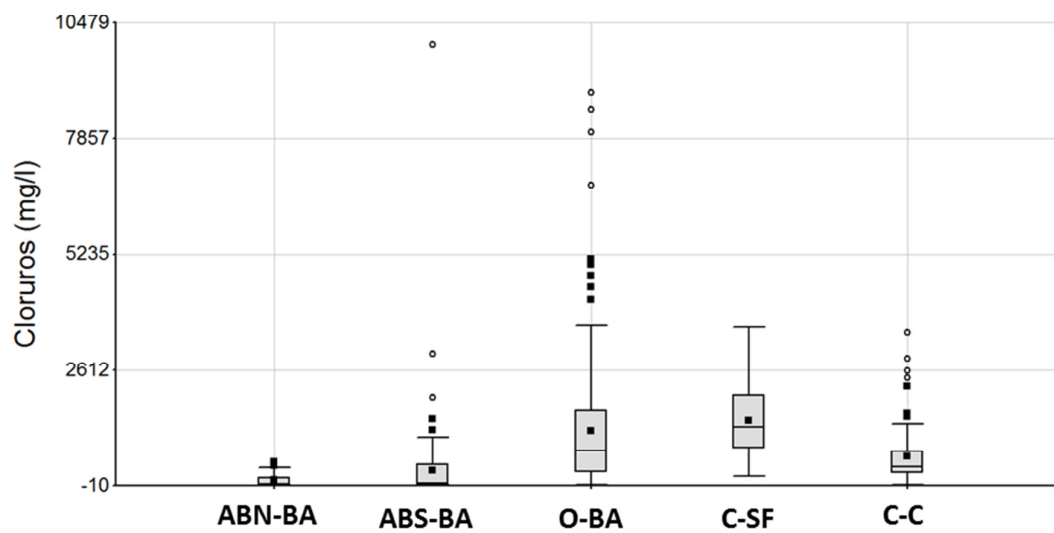
3. Cuenca Abasto Norte (ABN-BA)	87	807 ±347	111 ±163	286 ±230
4. Cuenca Abasto Sur (ABS-BA)	138	1236 ±1438	352 ±941	266 ±195
5. Cuenca Oeste (O-BA)	152	3161 ±2848	1230 ±1540	839 ±1158

### Salinidad en aguas subterráneas



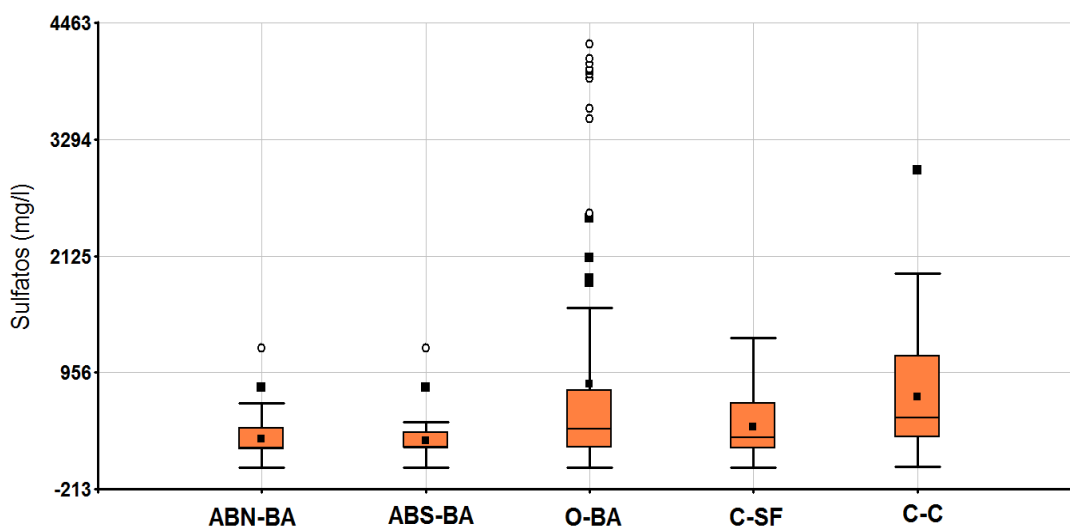
**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba.

### Cloruros en aguas subterráneas





## Sulfatos en aguas subterráneas



**Figura 2.2** Estadística descriptiva (n= 583) del contenido de sales totales, cloruros y sulfatos en muestras de agua subterránea en diferentes cuencas lecheras de la Argentina.

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba.

Respecto a los límites considerados para bebida animal se clasificaron según sus efectos en los animales:

- Apta sin restricciones: no se afecta a ninguna categoría de animales
- Con restricciones
  - o Afecta jóvenes: se tiene en cuenta que afecta a los terneros
  - o Límite producción: cuando no se afecta a vacas en su producción diaria, ni ocurren problemas reproductivos
- Límite máximo: cuando se afecta la salud y no puede ser consumida por ninguna categoría de animales

En la Figura 2.3 se muestran los porcentajes de perforaciones aptas para los diferentes usos de acuerdo a estas categorías mencionadas. Se observa que

la mayor cantidad de muestras aptas para todos los usos según su contenido en sales totales, se encuentra en las zonas cercanas a Buenos Aires (ABN y ABS). Estos resultados son consistentes con los relevados en un muestreo previo de 1085 perforaciones en diversos tipos de predios rurales en Buenos Aires por Herrero y col., (2000a).

A partir de los límites considerados se construyó una escala de gravedad, para el contenido de sales totales. Se consideraron los resultados promedio obtenidos para los diferentes municipios en los cuales se habían tomado muestras (Anexo 2 b)<sup>7</sup> y se describió esta situación en un mapa de detalle que se muestra en la Figura 2.4.

**Tabla 2.3** Límites considerados para evaluar la calidad de agua para diferentes usos

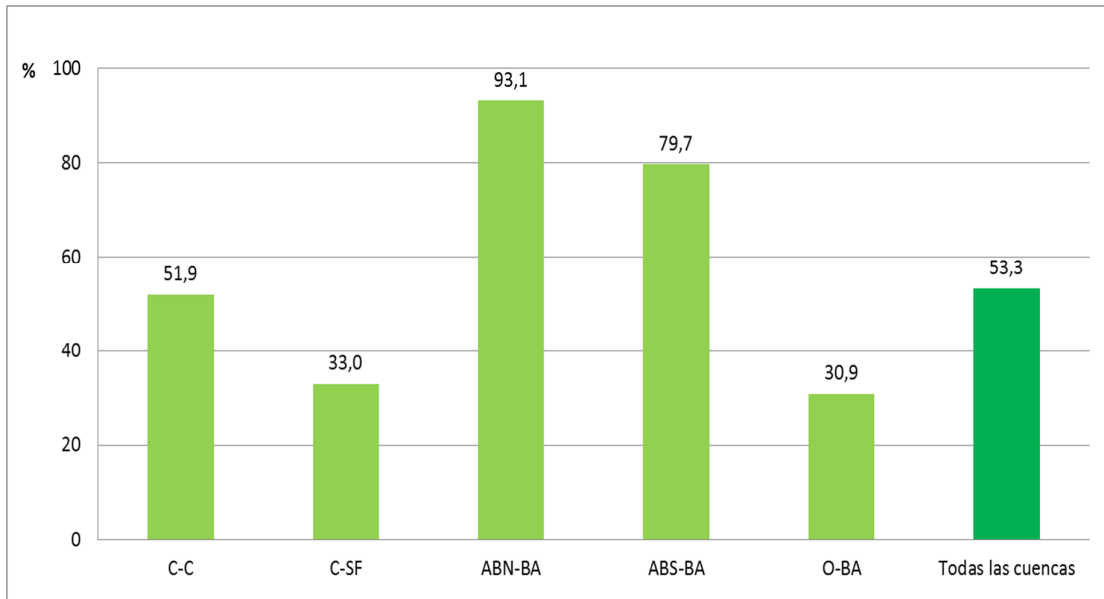
Usos	Sales totales (mg/L) <sup>1</sup>	Cloruros (mg/L)	Sulfatos (mg/L)
Bebida Humana	1500	350	400
Higiene de máquina	1500	350	400
Bebida Animal	Sin restricciones	≤ 2000* ≤ 5000**	≤ 300
	Afecta jóvenes	3001 - 5000	301 - 700
	Límite producción	5001 a 7000	≤ 5000 701 - 999
	Límite máximo	≥ 7000 y ≥ 10000***	≥ 10000 ≥ 1000

<sup>1</sup>- Las sales totales corresponden a los sólidos totales disueltos.

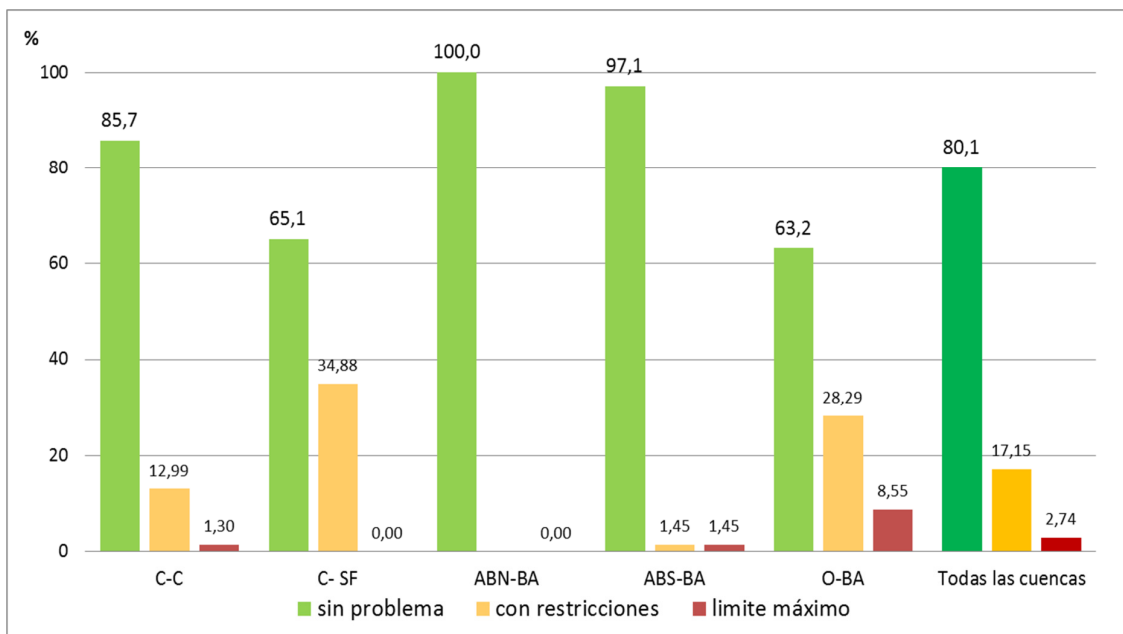
\* Valor máximo si corresponde a Cloruro de magnesio, \*\* valor recomendable como límite si corresponde a Cloruro de sodio. \*\*\* Menores valores para vacas en lactancia y

<sup>7</sup> En el anexo 2 b se presentan los valores detallados de todos los parámetros analizados en esta actividad (promedio, desvío estándar, mínimos y máximos) por municipio para cada provincia relevada

mayores para demás categorías adultas en el tambo.



Porcentaje de muestras aptas para bebida humana y para higiene de la máquina de ordeñar según concentración de sales totales



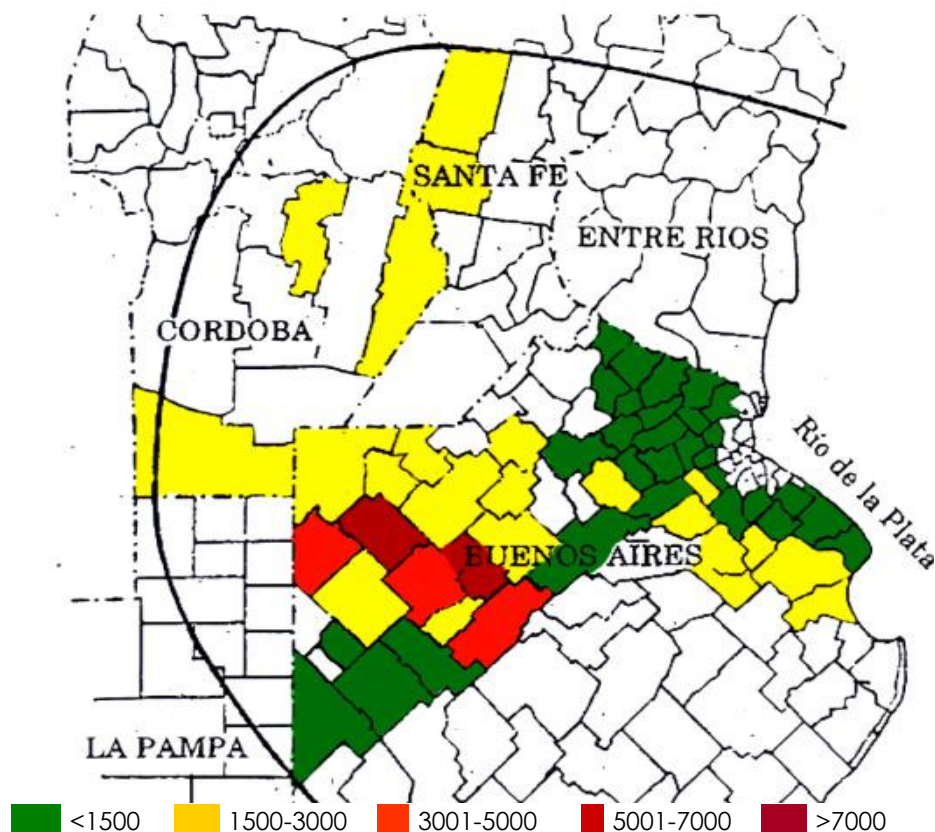
Porcentaje de muestras aptas para bebida animal (en el grupo con restricciones se incluyen a los animales jóvenes y al límite para la producción)

**Figura 2.3** Aptitud del agua subterránea (n= 583) para diferentes usos según

concentración de sales totales en diferentes cuencas lecheras de la Argentina.

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba.

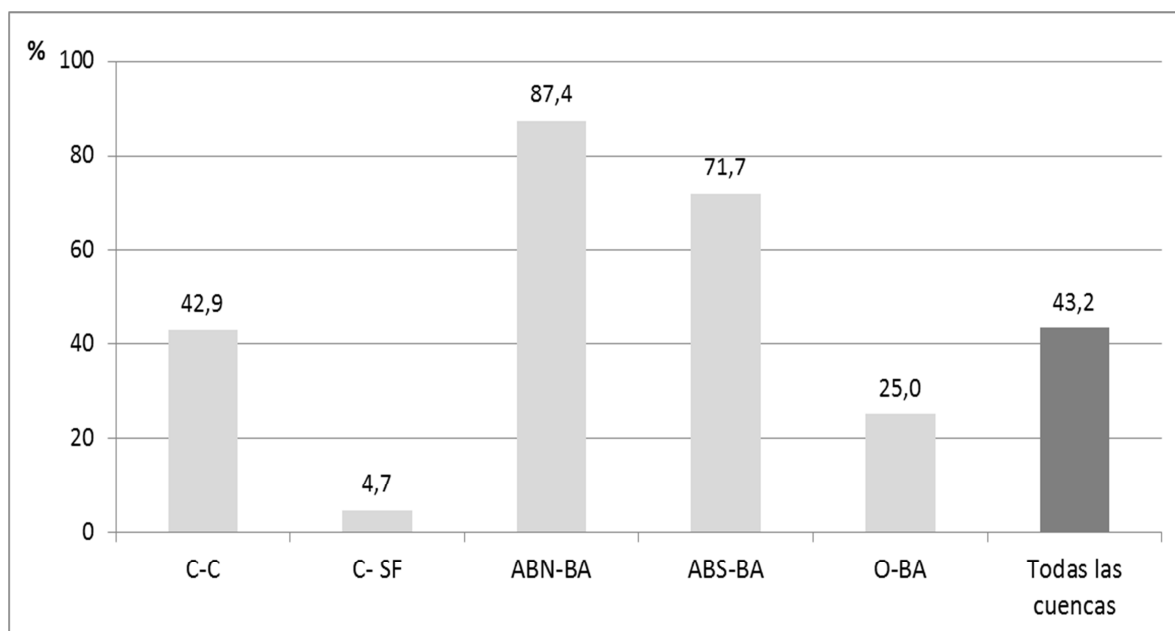
Se observa que en dos partidos de la cuenca Oeste, cuyas aguas subterráneas presentan mayores problemas de salinidad, los valores medios son superiores a 7000 mg/L, máximo recomendado para bebida de animales lecheros, independientemente de su categoría. Por otra parte el promedio en los partidos del sudoeste resultó menor al límite establecido para bebida humana (1500 mg/L). Todas estas situaciones son previsible en esta región hidrogeológica, donde los acuíferos se presentan con variable espesor de agua dulce, denominadas comúnmente "lentejones de agua", y donde su calidad tiene grandes diferencias entre los diferentes municipios (Santa Cruz y Silva Busso, 1999; Kruse y Zimmerman, 2002).



**Figura 2.4** Mapa del contenido de sales totales (mg/L) según escala de gravedad (referida a los valores límites en Tabla 2.3).

En toda la zona de la cuenca de Abasto Sur lindante al río Salado se observan aguas más salinas, de acuerdo a la salinización de los acuíferos por efecto de incursiones marinas (Santa Cruz y Silva Busso, 1999; Galindo y col., 2004). Es importante tener en cuenta que estos valores elevados pueden ser aún mayores cuando se producen sequías prolongadas (Herrero y col., 2000a).

Cuando se investigan los aniones más importantes para la producción y salud animal, se consideran los cloruros y sulfatos. Para el caso de los cloruros se presenta la situación respecto a la aptitud para uso humano e higiene de la máquina de ordeñar, con igual tendencia que para las sales totales (Figura 2.5).

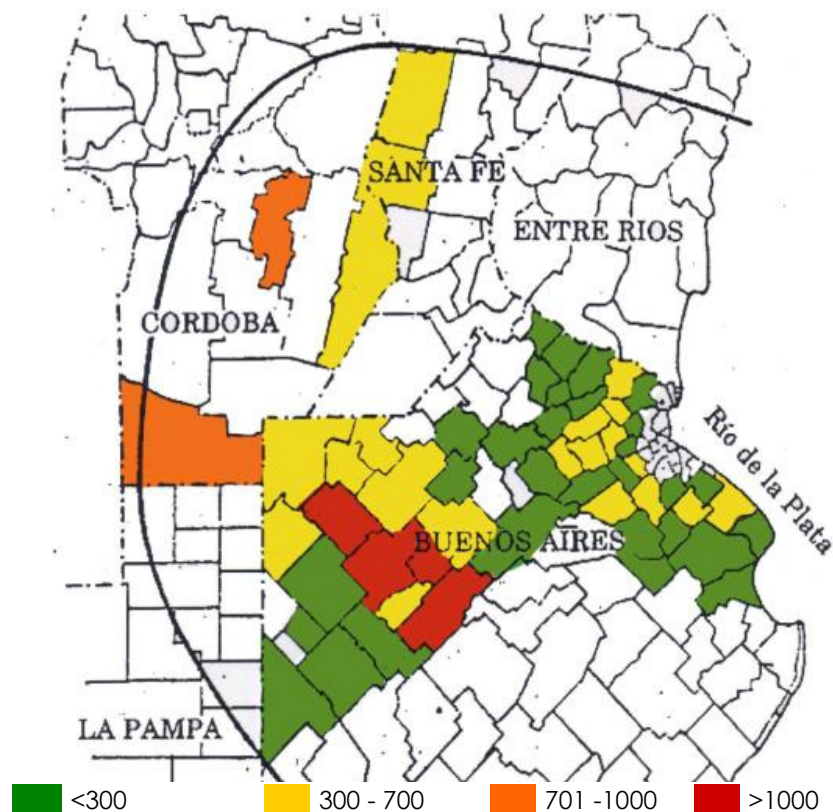


**Figura 2.5** Aptitud del agua subterránea (n= 583) para bebida humana e higiene de la máquina de ordeñar según contenido de cloruros en diferentes cuencas lecheras de la Argentina.

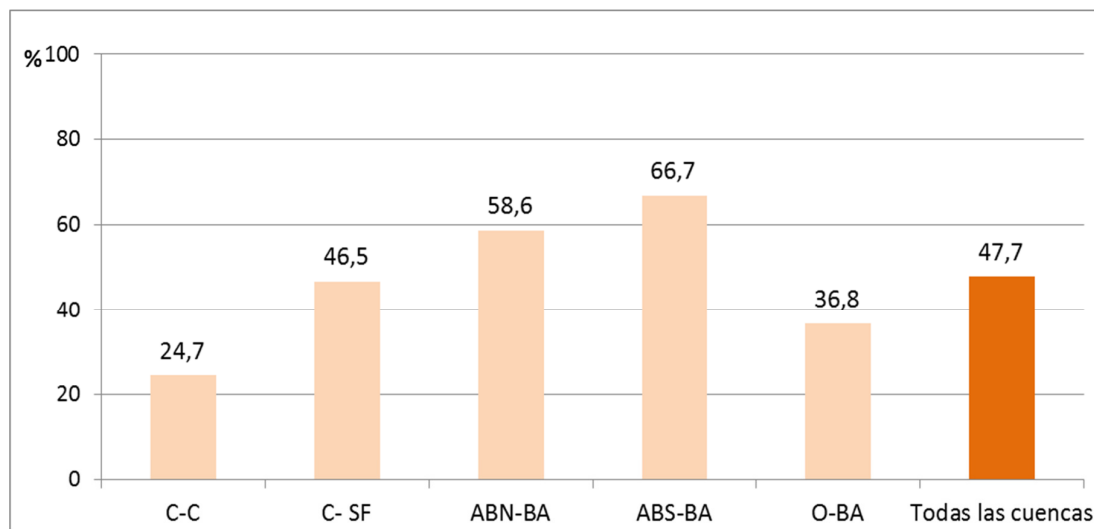
**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba.

Para el caso del uso del agua para bebida de los animales solo una muestra en ABS-BA y cinco muestras en la cuenca O-BA superan el límite de 5000 mg/L. Los cloruros del agua son importantes para el consumo animal dado que son la principal fuente natural de provisión mineral como cloruro de sodio para animales en pastoreo (Herrero, 2007, Castillo y col., 2013).

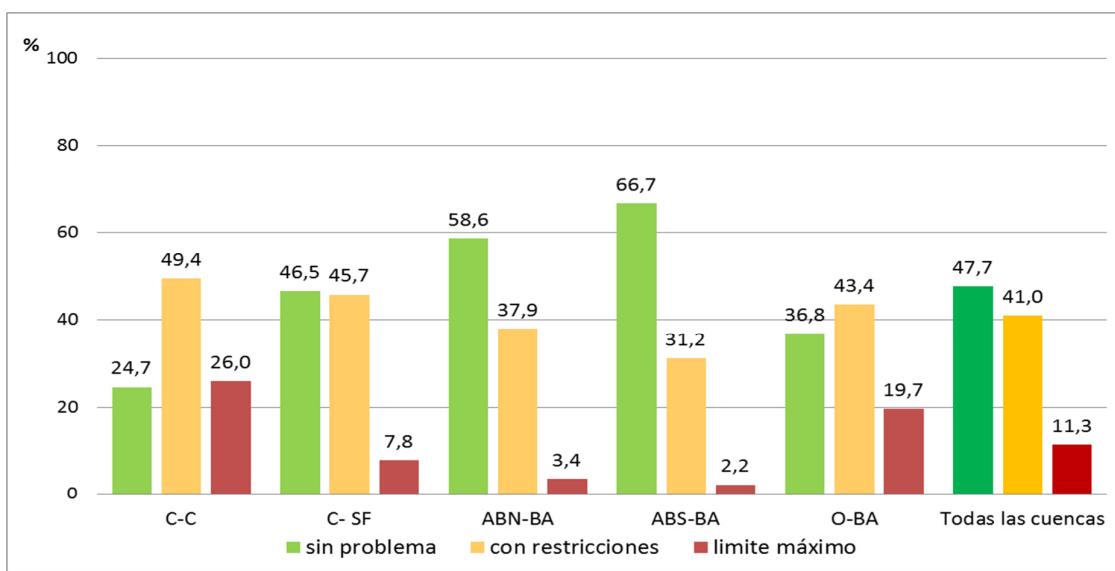
Los que resultan mucho más perjudiciales son los sulfatos, dado que, aún en poca concentración, ocasionan diarreas en seres humanos y diferentes problemas reproductivos en animales (Tabla 2.3). Los resultados de la aptitud del agua según su contenido de sulfatos para diferentes usos se muestran en la Figura 2.6 y 2.7, hallándose concentraciones elevadas en partidos cercanos a la ciudad de Buenos Aires (Herrero y col., 2000) y valores más elevados, en general, que las obtenidas en estudios previos en la provincia de Buenos Aires (Herrero y col., 2000 a).



**Figura 2.6** Mapa de contenido de sulfatos (mg/L) según escala de gravedad (referida a los valores límites en Tabla 2.3).



Porcentaje de muestras aptas para bebida humana y para higiene de la máquina de ordeñar



Porcentaje de muestras aptas para bebida animal

**Figura 2.7** Aptitud del agua subterránea (n= 583) para diferentes usos según contenido de sulfatos en diferentes cuencas lecheras de la Argentina.

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba.

---

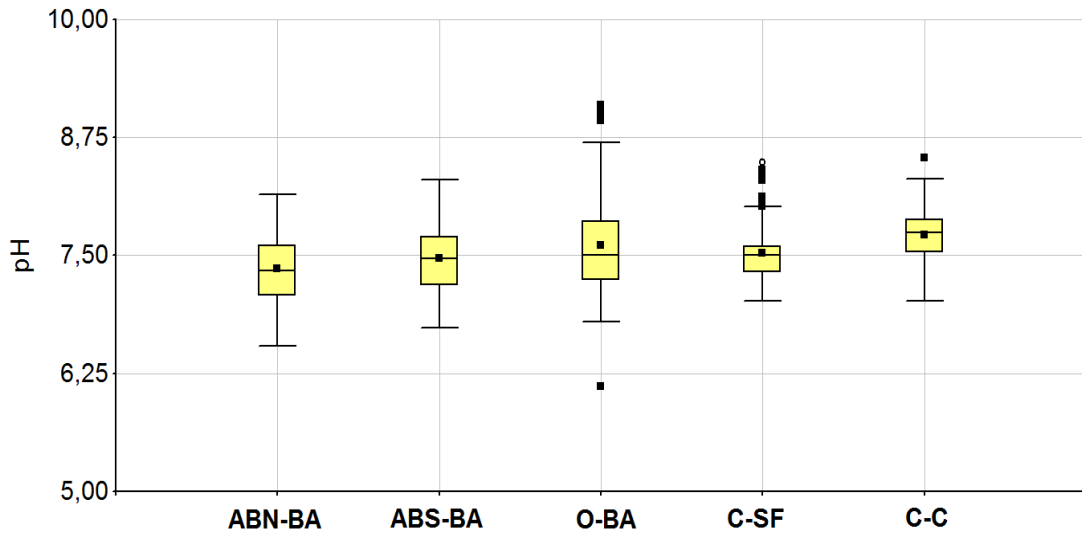
Estos aniones resultan un problema, tanto para bebida humana como animal, mostrando que se supera el límite máximo permisible en diferentes proporciones en todas las cuencas lecheras (2,2% al 26%). Estos valores elevados pueden comprometer, en períodos iniciales de consumo, la salud de animales jóvenes y no acostumbrados a estas concentraciones de sulfatos y a disminuir la producción lechera en vacas en período de lactancia hasta su acostumbramiento (Digesti y Weeth, 1976).

- **pH**

En las cuencas estudiadas los valores promedio de pH obtenidos se encuentran entre 7,3 y 7,7 con valores extremos entre 6,1 y 8,4, a excepción de dos perforaciones en el Oeste de Buenos Aires que presentan valores mayores a 9. Es el parámetro que presenta la menor variabilidad, observándose su comportamiento en la Figura 2.8.



### pH en aguas subterráneas



**Figura 2.8** Estadística descriptiva (n= 583) de los valores de pH en muestras de agua subterránea en diferentes cuencas lecheras de la Argentina.

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba.

Cuando el agua se evalúa para bebida de los animales los valores de pH que no representan restricciones se encuentran entre 5 y 9 (Herrero, 2007). Si es menor a 5 colabora con la producción de acidosis ruminal y el animal consume menos alimento y reduce la producción de leche. Cuando se supera el valor de 9 colabora en la producción de alcalosis afectando procesos digestivos y también reduce la producción de leche (National Academy of Science, 1974, Adams y Sharpe, 2005).

Los resultados de pH determinados resultaron similares a los obtenidos para la provincia de Buenos Aires (Herrero y col., 2000b). Se observa que en dos muestras en la cuenca Oeste se superan el valor de 9, pero en el resto de toda la región no se presentan problemas (Herrero y col., 2000; Herrero, 2007).

- **Dureza**

La dureza del agua es importante por su impacto en la correcta higiene de la máquina de ordeñar, razón por la cual se construyó una escala que pueda representar estos requerimientos para el lavado. En este caso aquellas aguas con dureza inferior a 70 mg/L de Carbonato de calcio, son consideradas aguas blandas y de buena calidad, de 71 a 200 mg/L serían semiduras, de 201 a 360 mg/L se consideran duras y mayores a 360 mg/L resultarían demasiado duras para el lavado (Herrero y col., 2002; Herrero, 2007).

En general la dureza por si misma no es un problema para la bebida de los animales, sin embargo se considera que con valores superiores a los 3000 mg/L se afecta la disponibilidad y absorción de minerales desde los alimentos (National Academy of Science, 1974). Según el Código Alimentario Argentino para bebida humana el límite es de 400 mg/L (CAA, 2007).

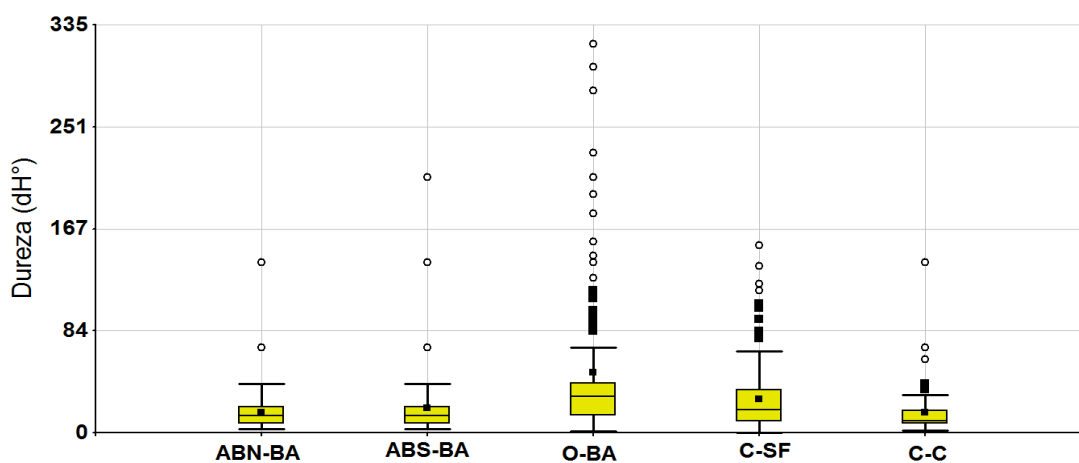
Los valores promedio obtenidos en las cuencas se presentan en la Tabla 2.4, junto al porcentaje de muestras aptas para todos los usos. Además se presenta su estadística descriptiva en la Figura 2.9.

**Tabla 2.4** Valores (medios  $\pm$  desvío estándar) de Dureza (mg/L de carbonato de calcio) en muestras de agua subterránea de establecimientos dedicados a la producción primaria de leche en las diferentes zonas productoras de la Argentina y porcentaje de muestras aptas para diferentes usos (n= 583 perforaciones de tambos).

	<b>Córdoba</b>	<b>Santa Fe</b>		<b>Buenos Aires</b>	
	<b>Villa María y</b>	<b>Cuenca</b>	<b>Abasto</b>	<b>Abasto Sur</b>	<b>Oeste</b>
	<b>Sur</b>	<b>Central</b>	<b>Norte</b>		
Nº de muestras	77	129	87	138	152

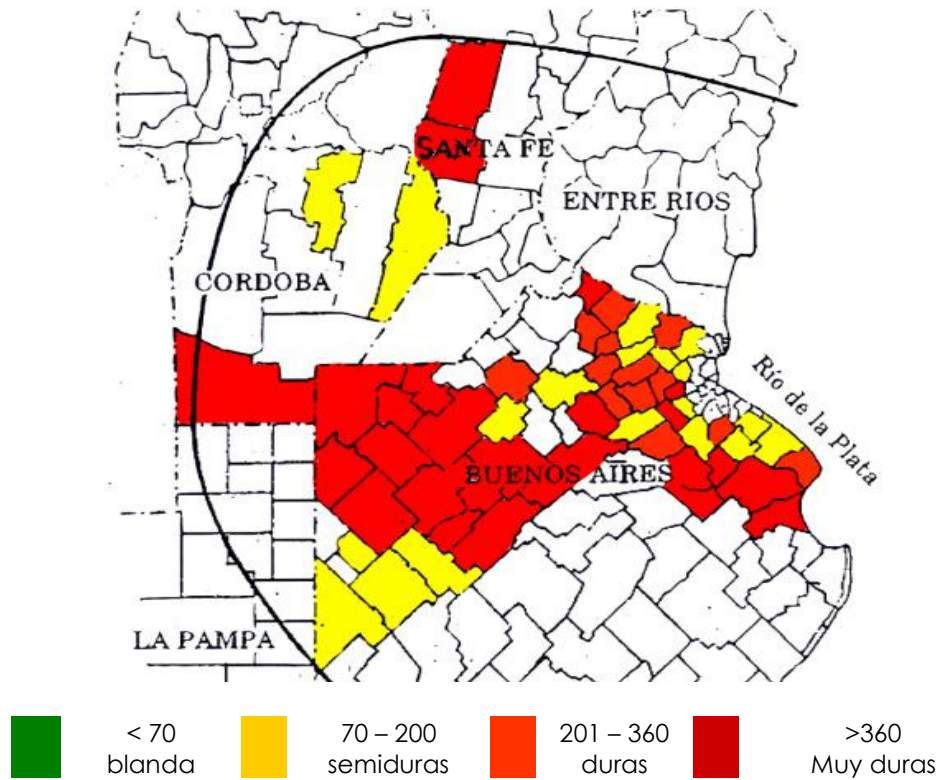
Valores medios					
± desvío	280 ±334	469 ±486	282 ±286	346 ±425	843 ±1069
73estándar					
(mg/L)					
% apta	81,8	61,2	90,8	80,4	36,8
Humano					
% apto Lavado	76,6	56,6	71,3	63,8	30,9
% apto Animal	100	100	100	99,3	92,8

**Dureza en aguas subterráneas**



**Figura 2.9** Estadística descriptiva (n= 583) de los valores de dureza en muestras de agua subterránea en diferentes cuencas lecheras de la Argentina.

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba.



**Figura 2.10** Mapa de contenido de dureza (mg/L de carbonato de calcio) según escala de gravedad para lavado de máquina de ordeño

En el mapa (Figura 2.10) se observa que en toda la región el agua es semidura y dura, con valores extremos en todas las cuencas. Las concentraciones menores se encuentra en Córdoba, situación que se debe a las características generales de los acuíferos de las región (Kruse y Zimmermann, 2002; Galindo y col., 2004)

En la cuenca de Abasto Sur, en solo dos perforaciones y en la cuenca Oeste, en el 10% de las muestras, se presentan valores mayores a 3000 mg/L, considerados como máximo para bebida de animales. coincidiendo en general con las perforaciones de alta salinidad.

- **Contaminación por nitratos y arsénico.**

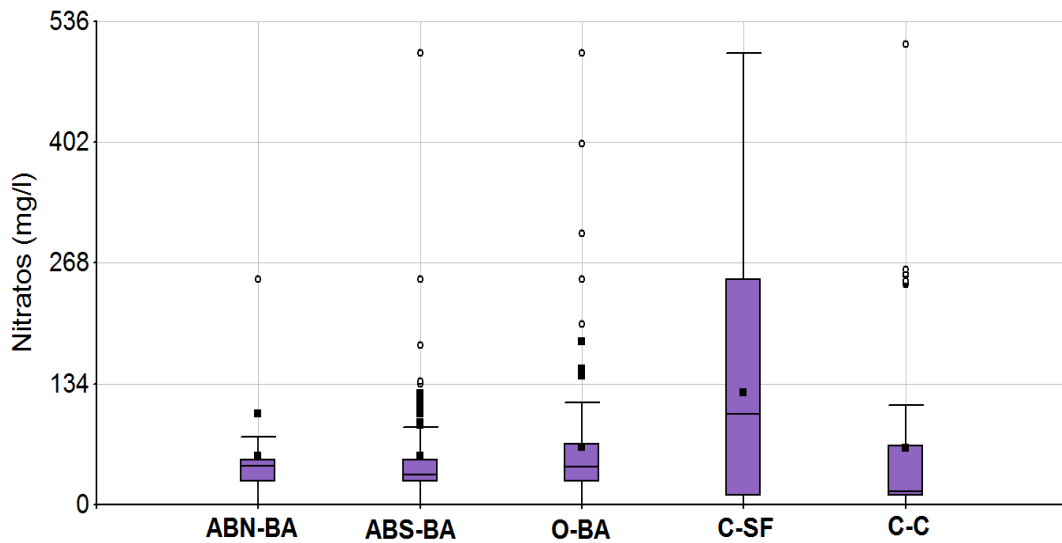
Los resultados promedio obtenidos de contenido de nitratos y arsénico en las muestras de agua subterránea, se presentan en la Tabla 2.5 y la estadística descriptiva se presenta en la Figura 2.11. Como puede observarse, en todos los casos los valores promedio de nitratos superan el límite de 45 mg/L, mostrando la gravedad del problema extendido en todas las cuencas lecheras (Herrero, 2006). Los mayores valores corresponden a la cuenca de Santa Fe, siguiéndole en importancia la del Oeste y la de Córdoba. En estas últimas dos zonas, los suelos arenosos facilitan la llegada de los nitratos al agua subterránea. Para el caso de Santa Fe se podría pensar que la existencia de muchos establecimientos en áreas concentradas podría estar afectando a los acuíferos de la región.

**Tabla 2.5** Valores (medios  $\pm$  desvío estándar) de Nitratos y Arsénico (mg/L) en muestras de agua subterránea de establecimientos dedicados a la producción primaria de leche en las diferentes zonas productoras de la Argentina. (n= 583 perforaciones de tambos)

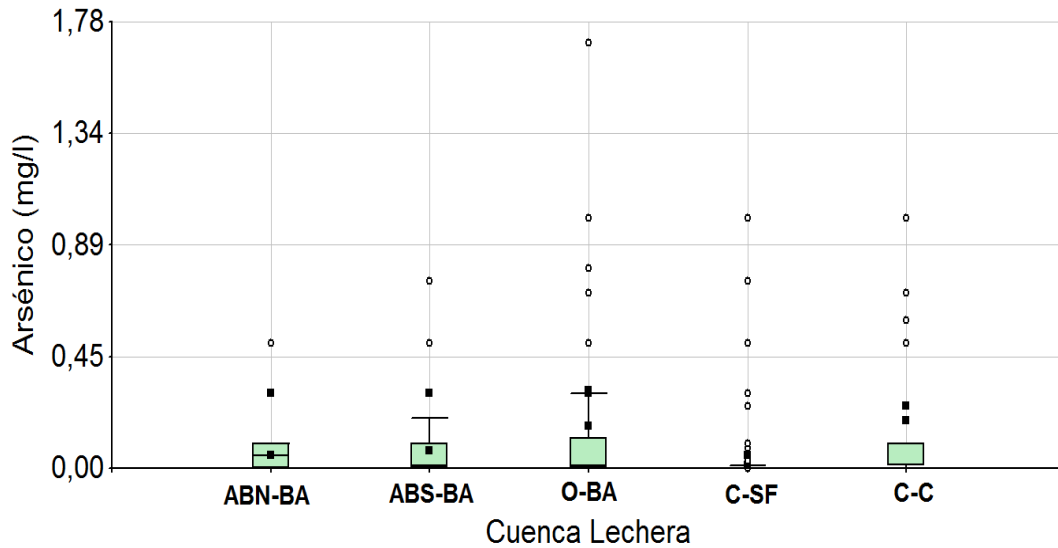
Provincia y Cuencas lecheras	Nº de muestras	Valores medios $\pm$ desvío estándar (mg/L)	
		Nitratos	Arsénico
<b>Córdoba</b>			
1. Cuencas de Villa María y Sur (C-C)	77	62,1 $\pm$ 92,9	0,19 $\pm$ 0,28
<b>Santa Fe</b>			
2. Cuenca Central (C-SF)	129	130,08 $\pm$ 137,93	0,05 $\pm$ 0,14
<b>Buenos Aires</b>			
3. Cuenca de Abasto Norte (ABN-BA)	87	53,8 $\pm$ 59,6	0,05 $\pm$ 0,07
4. Cuenca de Abasto Sur (ABS-BA)	138	53,6 $\pm$ 65,7	0,07 $\pm$ 0,14
5. Cuenca Oeste (O-BA)	152	63,31 $\pm$ 72,8	0,17 $\pm$ 0,31

Sin embargo, en todas las zonas se presentan valores extremos máximos similares cercanos a los 500 mg/L (Figura 2.10), a excepción de la cuenca ABN-BA, en la cual son menores (Herrero y col., 2000). Las causas en cualquiera de las zonas podría ser atribuida a la contaminación producida en las áreas de ordeño, donde suelen concentrarse diversas fuentes de contaminación. Dependiendo del manejo que se realice de estas fuentes y de ciertas condiciones ambientales, será la incidencia que las mismas tendrán en la calidad del agua del pozo (Carbó y col., 2009). Estos resultados son coincidentes con otros trabajos donde se muestra que las perforaciones cercanas a lagunas de efluentes y corrales poseen concentraciones de nitratos superiores a los 200 mg/L en más del 70% de los casos (Wang y col., 1999; Herrero y col., 2000b-c).

### ***Nitratos en aguas subterráneas***



### Arsénico en aguas subterráneas



**Figura 2.11** Estadística descriptiva (n= 583) del contenido de nitratos y arsénico en muestras de agua subterránea en diferentes cuencas lecheras de la Argentina.

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba.

En el caso del arsénico los mayores valores promedio se hallaron en la provincia de Córdoba y en el Oeste de Buenos Aires, coincidente con la información disponible en mapas de distribución de arsénico en la Argentina que señalan a estas regiones como zonas de alta concentración (Goyenechea, 1917; Trelles y col., 1970; Smedley y Kinniburgh, 2002). En Santa Fe y en las cuencas de Abasto de Buenos Aires se presentan valores menores y similares entre sí (Silva Busso y Santa Cruz, 2005). Si bien existe una variabilidad importante, ésta puede ser explicada por la diversidad espacial del contenido natural, en las aguas subterráneas de toda la región como consecuencia de los eventos de sedimentación volcánica que le dieron origen (Kruse y Zimmermann, 2002).

Para evaluar el contenido de nitratos y arsénico según los diferentes usos del tambo (bebida humana y lavado de máquina según Código Alimentario

Argentino y bebida animal según diferentes fuentes bibliográficas (en anexo 2c) se consideraron los límites que se presentan en la Tabla 2.6.

**Tabla 2.6** Límites <sup>(1,2)</sup> considerados para evaluar la calidad de agua para diferentes usos en tambos según su contenido de nitratos y arsénico

Usos	Nitratos (mg/L)	Arsénico (mg/L)	
Bebida Humana <sup>1</sup>	45	0,01	
Higiene de máquina <sup>1</sup>	45	0,01	
Bebida Animal <sup>2</sup>	• Sin problemas	45	0,05
	• Afecta jóvenes	>45	0,3
	• Límite producción	>150	0,5
	• Límite máximo	> 250	1

<sup>1</sup> Según Código Alimentario Argentino (CAA, 2007)

<sup>2</sup> Según Herrero, 2007 y diversas fuentes bibliográficas en Anexo 2 c

Se observa la distribución de muestras aptas en las diferentes zonas según nitratos para los distintos usos en la Figura 2.12 y el mapa según escala de gravedad en la Figura 2.12 (Goss y col., 1998; Gelberg y col., 1999).

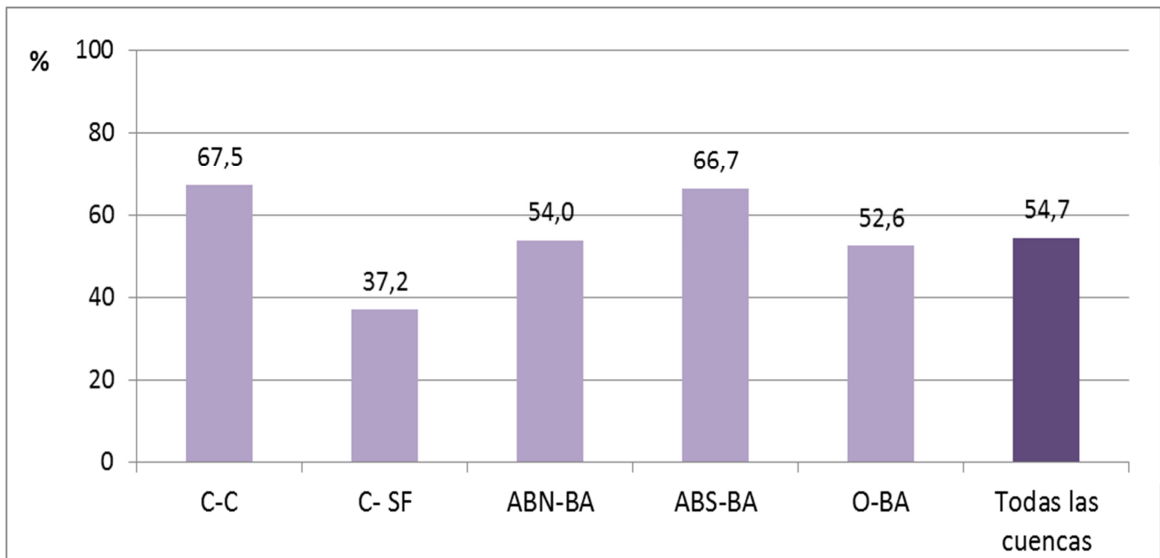
Excepto para Santa Fe (C-SF) (Figura 2.12) las demás cuencas muestran resultados de muestras aptas para bebida humana mayores al 50%. Sin embargo, los porcentajes mirados como muestras no aptas, son más elevados cuando se los compara con otros estudios en los cuales fue hallado que entre el 7 y el 21% de las muestras excedían los valores máximos para consumo humano,



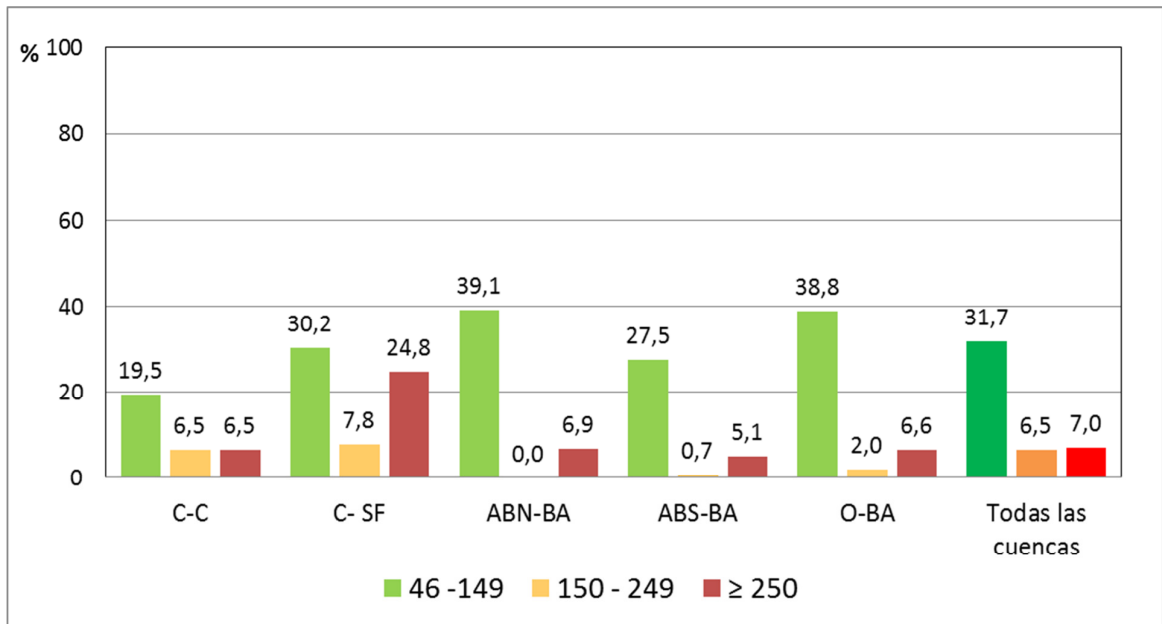
llegando, como valores extremos, al 27% para perforaciones situadas en suelos arenosos (Goss y col., 1998).

Se observa que para la bebida de animales (Figura 2.12) los principales problemas resultan para el consumo por animales jóvenes (más de 46 mg/L) y menores porcentajes de muestras con valores extremos que puedan afectar la salud de animales adultos, siendo coincidente con estudios previos realizados en diferentes tipos de predios rurales (Herrero, 2000 b-c, Herrero, 2006).

En la Figura 2.13 se observa la amplia distribución del problema de concentración de nitrato en toda la región. Se consideró como verde claro a aquellas muestras en las cuales existe algún indicio de contaminación antropogénica (valores mayores a 30 mg/L).



Porcentaje de muestras aptas para bebida humana y para higiene de la máquina de ordeñar

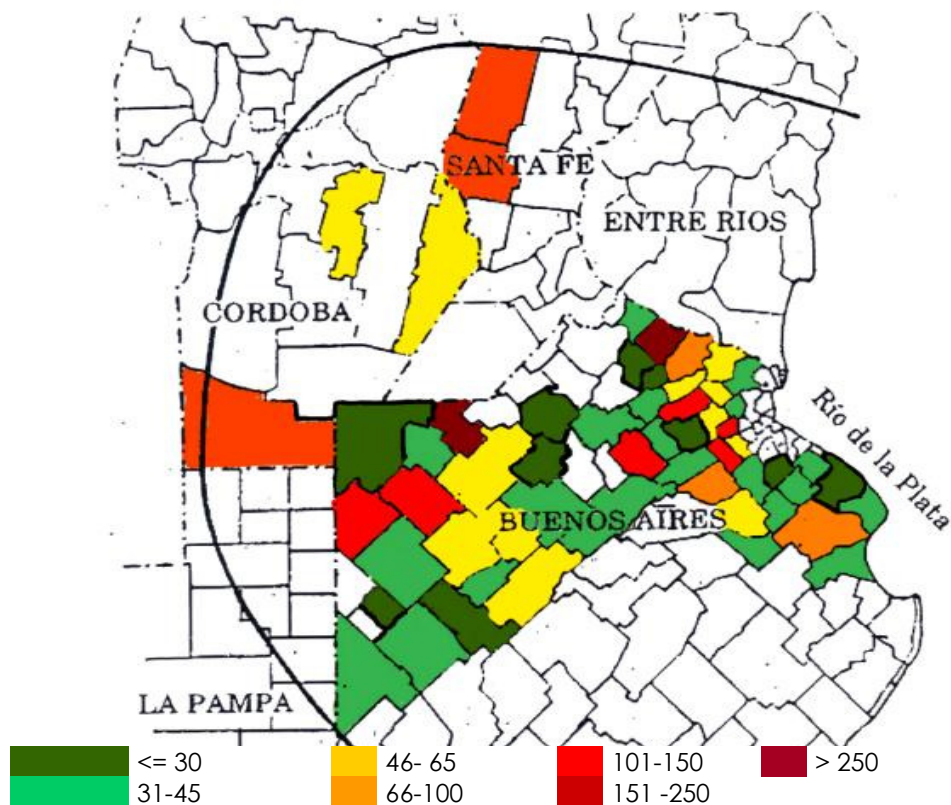


Porcentaje de muestras según escala de aptitud para bebida de animales

**Figura 2.12** Aptitud del agua subterránea (n= 583) para diferentes usos según concentración de nitratos en diferentes cuencas lecheras de la Argentina.

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba.

En el caso del arsénico se consideraron dos valores límites para bebida humana (Figura 2.14), el de 0,05 mg/L que era el límite admitido al momento de realizar el muestreo y 0,01 mg/L que es el valor propuesto recientemente (CAA, 2007). Los valores más elevados se observan en Córdoba (C-C), siendo estos valores elevados similares a los encontrados en los primeros trabajos en la región por Goyenechea (1917) y confirmados por Trelles y col. (1970) en un estudio más amplio donde se incluye a Buenos Aires y Santa Fe.



**Figura 2.13** Mapa del contenido de nitratos (mg/L) según escala de gravedad para uso humano, lavado de máquina de ordeño y bebida de animales.

El porcentaje de perforaciones que no resultaban aptas para consumo humano e higiene de las instalaciones ya resultaba elevado cuando el límite era de 0,05 mg/L (CAA, 2007). En Córdoba, especialmente en la denominada Cuenca de Villa María, el porcentaje de tambos en esta situación es mayor al 50% independientemente del valor que se considere. Estos resultados son coincidentes con relevamientos previos, en los cuales los productores manifestaron su preocupación debido a que, ante esta situación, no podían acceder, por los elevados tenores de arsénico, a los beneficios de acreditación ante la Unión Europea (UE). Hay que considerar también que la presencia de otros contaminantes, frecuentes en esta región, como la presencia de contaminación microbiológica por coliformes y *Escherichia coli*, complican la

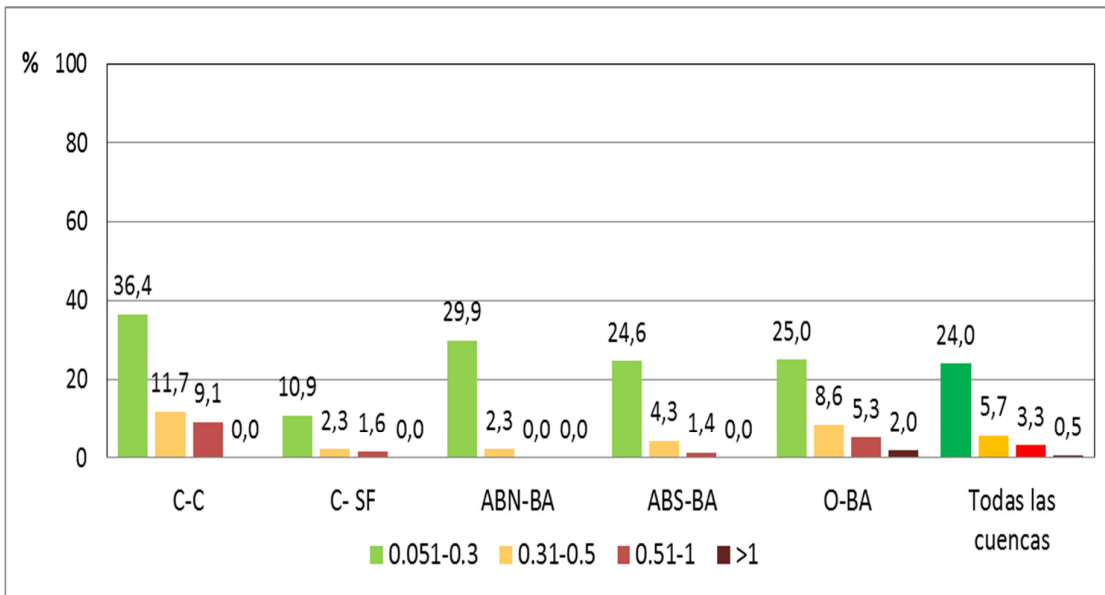
situación de esta acreditación (Herrero y Maldonado, 2000; Pazos, 2007). Si se considera el nuevo límite para el contenido de arsénico, es decir de 0,01 mg/L, el problema se ve agravado en todas las cuencas lecheras.

En toda la región se observa (Figuras 2.14 y 2.15) que existen perforaciones que sobrepasan los límites para bebida de los animales (Herrero y col., 2000; Herrero y col., 2002).

Existe distinto porcentaje de perforaciones que sobrepasan el límite de seguridad de arsénico (0,3 mg/L) para consumo animal, con mayor proporción en Córdoba, y en algunos establecimientos se exceden los límites máximos (0,5 y 1 mg/L). Sin embargo, no hay evidencias registradas de que en dichos establecimientos se hayan detectado problemas de salud.



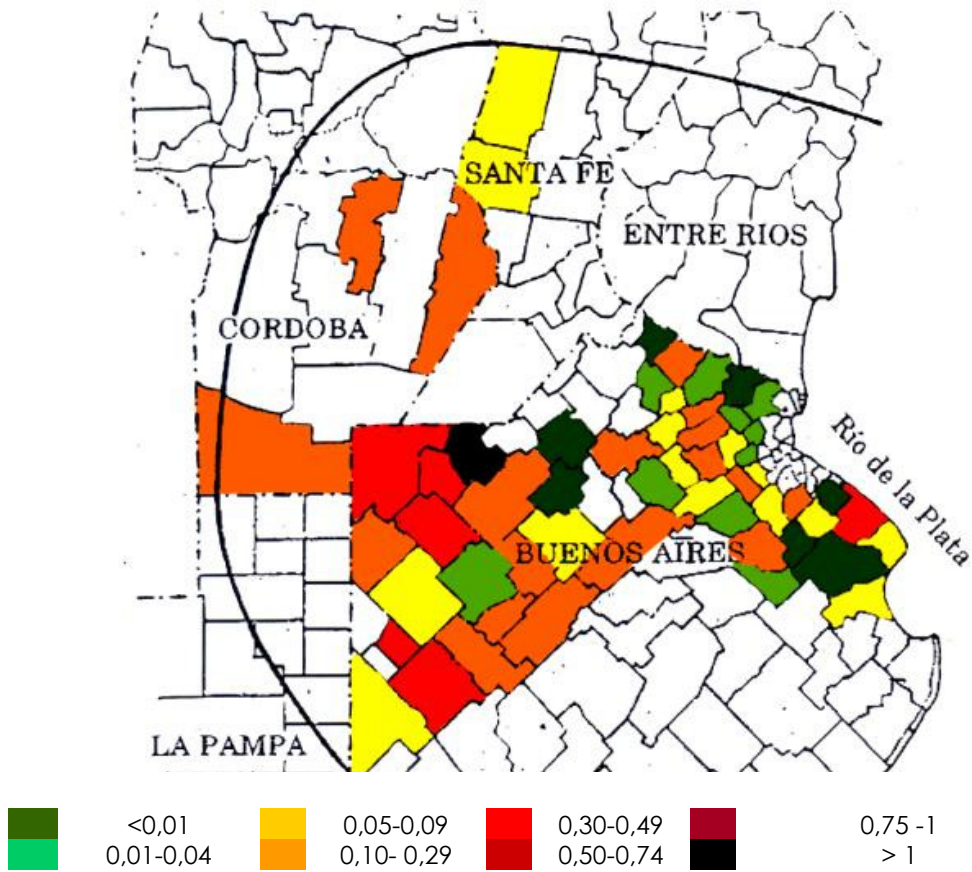
Porcentaje de muestras aptas para bebida humana y para higiene de la máquina de ordeñar considerando dos límites máximos para contenido de arsénico en aguas.



Porcentaje de muestras según escala de aptitud para bebida de animales  
**Figura 2.14** Aptitud del agua subterránea (n= 583) para diferentes usos según contenido de arsénico en diferentes cuencas lecheras de la Argentina.

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba.

Diversos trabajos muestran que cuando se realizan necropsias en animales muertos en zonas con estos valores máximos, se puede hallar piel frágil, lesiones en el tracto intestinal, ruptura de los vasos sanguíneos, hepatitis pulmonar y hemorragias epicárdicas. Si bien existen otros procesos que pueden confundir, el hecho de hallar gastroenteritis hemorrágica, sobre todo en presencia de edema, implica la necesidad de determinar la presencia de arsénico en el agua de bebida (Herrero, 2007).



**Figura 2.15** Mapa del contenido de arsénico (mg/L) según escala de gravedad para consumo humano, higiene de instalaciones y bebida de animales.

### 2.3.1.1 Diagnóstico de la calidad de agua para bebida de los animales

En general se observa que la calidad de agua para bebida de los animales en producción no se presenta como un problema grave, según el contenido de sales totales, cloruros, sulfatos y dureza, a excepción de algunas muestras que presentaron valores extremos en la cuenca Oeste de Buenos Aires y en las zonas relevadas de Córdoba.

Contrariamente los valores promedio de nitrato se presentan como un problema de mayor distribución geográfica, dado que en todas las zonas

---

resultan mayores a los límites admitidos para terneros en crianza en guacheras. Para el caso de vacas en lactancia, si bien éstas resultan más tolerantes, habría que tener en cuenta la vigilancia de determinados problemas como los abortos, por falta de oxígeno al feto y que se presentan con valores mayores a 200 mg/L de nitrato (National Academy of Science, 1974, Brunning-Fann y Kaneene, 1993).

En el caso del arsénico se debe considerar que si bien los valores hallados no serían limitantes para la salud animal, las restricciones para la comercialización de productos lácteos obtenidos en cuencas comprometidas con esta problemática, podrían resultar una limitante para la producción de leche de calidad (Pazos, 2007).

#### **2.3.1.2 Diagnóstico de la calidad de agua para el lavado de la máquina de ordeño**

Se observó que en todas las zonas relevadas el problema más importante vinculado a este aspecto es la dureza del agua. En este sentido el logro de una buena calidad de leche estará asociado a la higiene de la máquina de ordeñar, entre otros factores. La actividad bactericida de los desinfectantes se ve limitada con aguas duras, dado que junto al pH y a la presencia de compuestos orgánicos que pueden afectar la actividad de los biocidas y permitir el desarrollo de biofilms que favorecerían el crecimiento bacteriano (Cloete y col., 1998; Cloete y Jacobs, 2004; Simões y col., 2010).

#### **2.3.1.3 Diagnóstico de la calidad de agua para consumo humano**

Este aspecto es de fundamental importancia dado que en las instalaciones de ordeño los operarios emplean ésta fuente de agua para el

---

consumo. Los aspectos que más limitaron la aptitud fueron la salinidad y sus componentes asociados, como los cloruros y sulfatos.

En el caso del arsénico se debe considerar el límite más restrictivo (0,01 mg/L) que es el que actualmente se encuentra en vigencia, alcanzando, en el total de la región, valores de aptitud del 55,2% de las muestras.

Para el caso de los nitratos los valores de aptitud resultaron similares a los del arsénico (aproximadamente del 55% para las cuencas en su conjunto). Los nitratos son un tema de mucho interés, por su asociación a prácticas de manejo productivo, como es la intensificación de la alimentación y el aumento de la carga animal en determinados sectores (Goss y col., 1998; Rudolph y col., 1998; Herrero y col., 2000b).

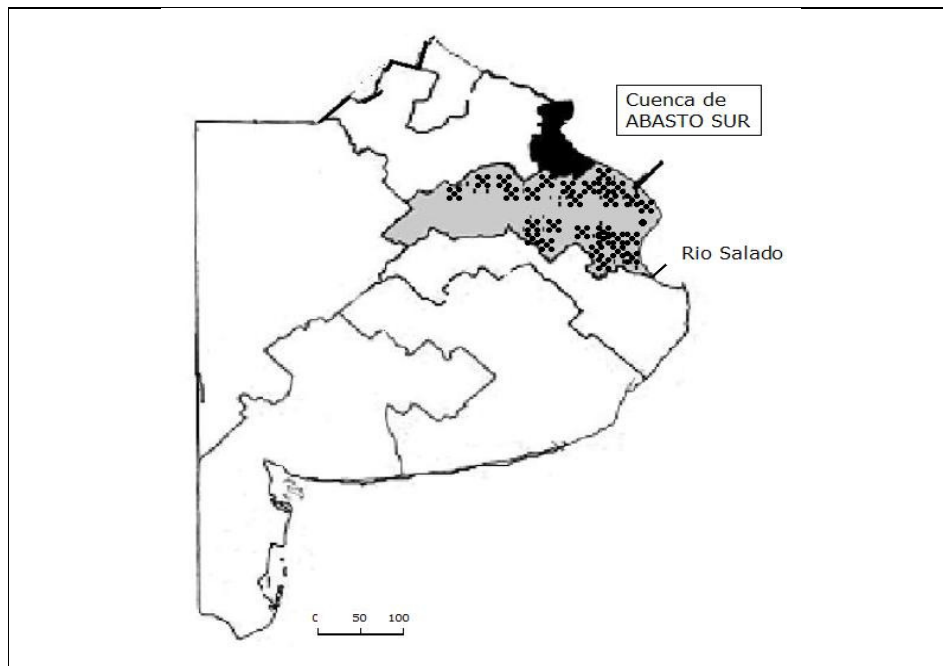
Cuando se combinaron todos los aspectos evaluados (sales, aniones, nitratos y arsénico) se obtuvieron solo tres perforaciones en Córdoba aptas para consumo humano, dos en Santa Fe, ocho en la cuenca Oeste de Buenos Aires y ninguna en las cuencas de Abasto, es decir un total de muestras aptas para su uso del 2,2% sobre el total relevado. Como puede observarse es un problema grave para la población residente y para lograr la certificación de leche de calidad. Esta situación resultó algo mejor que la evaluada en un estudio realizado en una región más extensa y donde, de un total de 1295 tambos, solo siete muestras resultaron aptas para consumo humano (0,5%) (Charlón y Herrero, 2012).

### **2.3.2 Evaluación de la calidad del agua en una cuenca y su relación con prácticas de manejo de perforaciones**



### 2.3.2.1 La calidad química y microbiológica en las salas de ordeño en una cuenca lechera

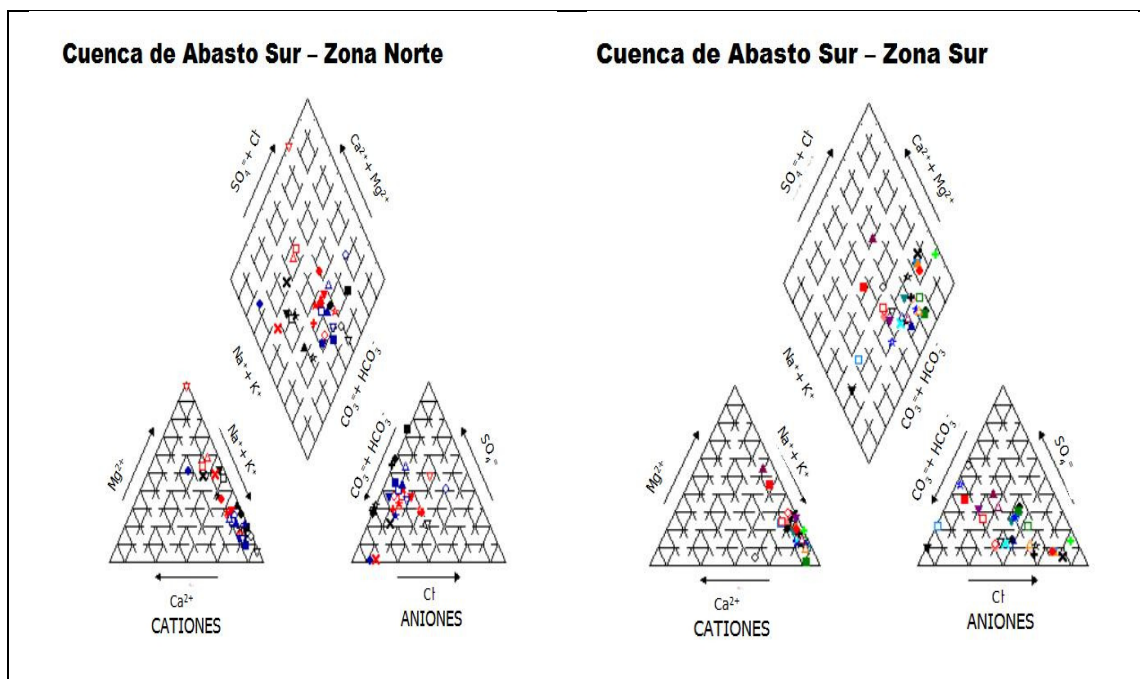
Se tomaron muestras de agua subterránea de 112 instalaciones de ordeño. El 55% correspondió a tambos ubicados en el sector norte de la cuenca y el 45% en el sector sur (Figura 2.16). Además se tomaron muestras de 104 tanques de almacenamiento de agua en las instalaciones.



**Figura 2.16** Localización aproximada de 103 establecimientos muestreados en las zonas norte y sur de la cuenca lechera de Abasto Sur

Con los resultados de los análisis químicos se construyeron los diagramas de Piper para evaluar las características generales de las aguas y para determinar si los sectores definidos, norte y sur, corresponden a aguas de similares características (Piper, 1944; Custodio y Llamas, 1983). Sus resultados se observan en la Figura 2.17.

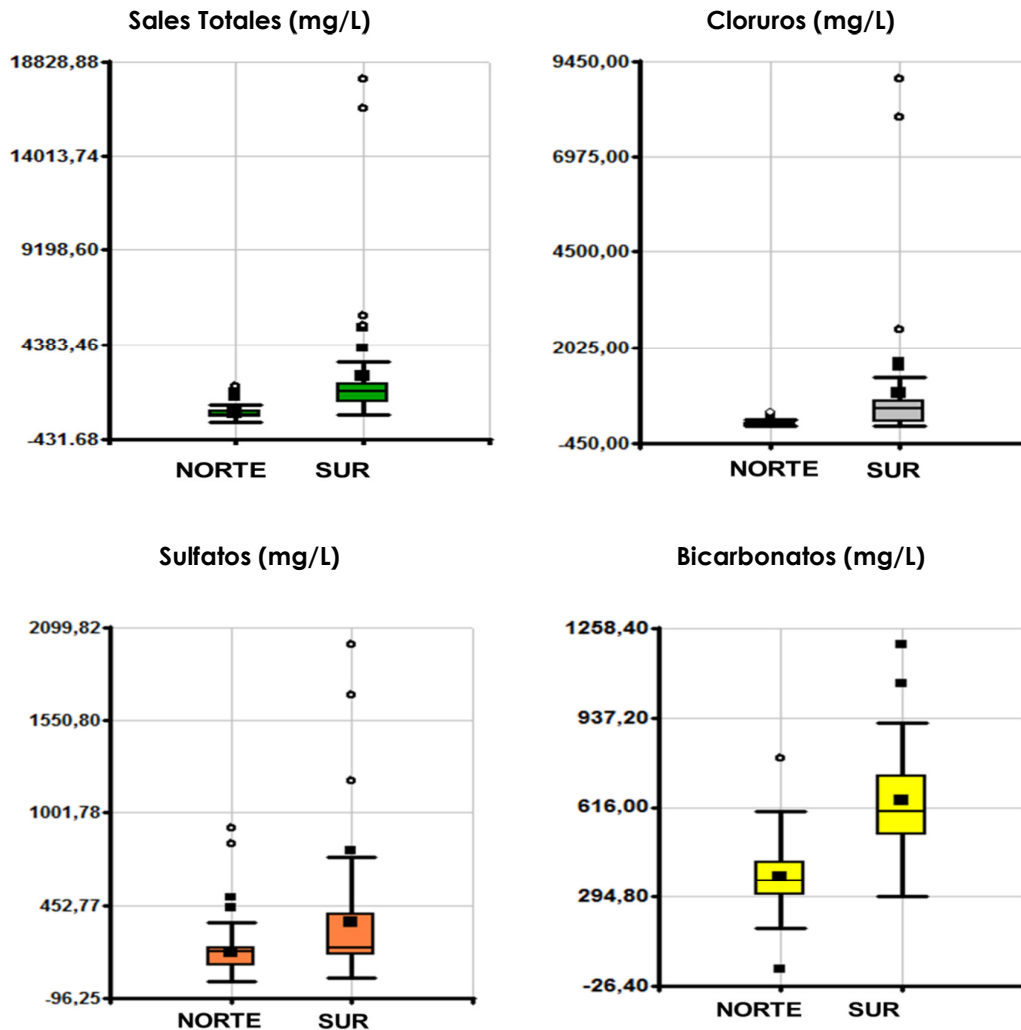
Se puede ver que si bien resultan aguas de relativa similitud, respecto a los cationes predominantes, éstas están diferenciadas por una mayor proporción de aguas bicarbonatadas sódicas en el sector norte y mayor proporción de cloruradas de sodio y magnesio en el sector sur con algunas sulfatadas, que no se presentaron en el sector norte. Esta caracterización resulta similar a la realizada por otros estudios en la región (Galindo y col., 2004). El catión predominante en el sector sur es el sodio, en correspondencia con una mayor presencia de suelos sódicos en este sector (Geolnta, 2008).



**Figura 2.17** Caracterización de los tipos de aguas subterráneas en dos sectores según sus características hidroquímicas por diagrama de Piper.

Estos resultados se compararon mediante prueba de correlación de Spearman en ambos sectores, entre los valores de salinidad total (ST) y los valores de aniones y cationes. Las asociaciones fueron significativas ( $p < 0,05$ ) en el sector norte entre ST y bicarbonatos, ST y magnesio, y ST y sodio. En el sector sur se observó asociación ( $p < 0,05$ ) entre ST y bicarbonatos, ST y cloruros, ST y

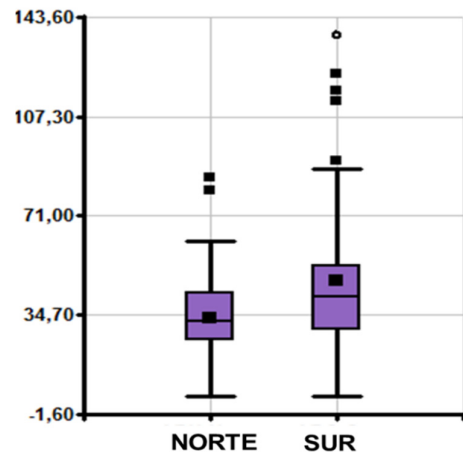
sulfatos, ST y magnesio y ST y sodio. Estos resultados fueron consistentes con trabajos anteriores en Buenos Aires demostrando la composición de las aguas subterráneas en la región (Herrero y col., 2000a). En la Figura 2.18 se muestra la estadística descriptiva de las variables químicas de las perforaciones analizadas en las dos zonas de la cuenca de ABS.



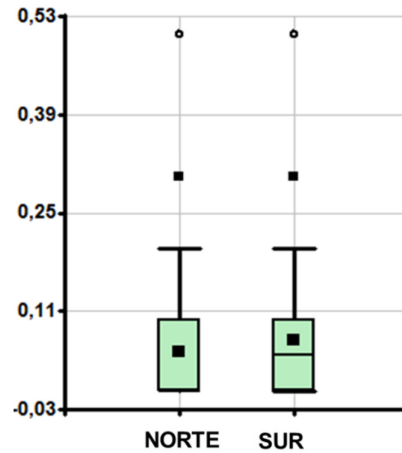
**Referencias:** NORTE sector norte de la cuenca de Abasto Sur (Bs. As.) y SUR sector sur de la cuenca de Abasto Sur (Bs. As.).

**Nitratos (mg/L)**

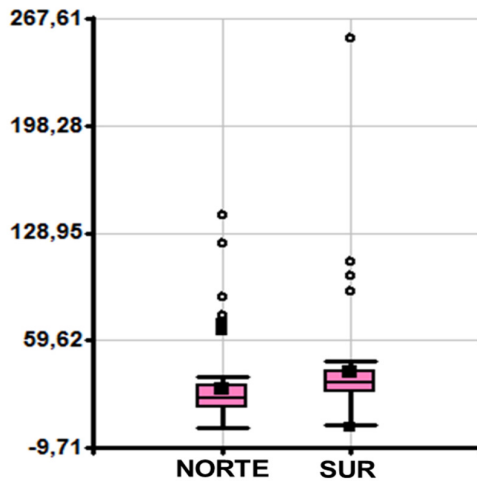
**Arsénico (mg/L)**



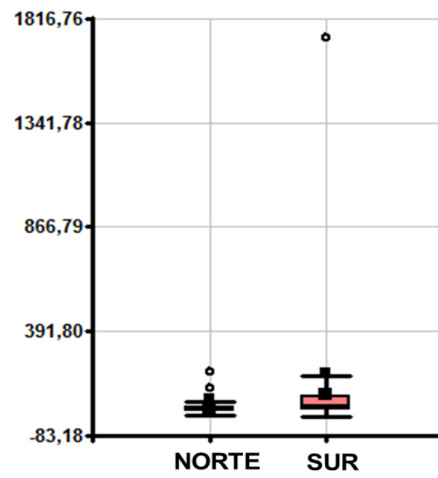
Calcio (mg/L)



Magnesio (mg/L)



Sodio (mg/L)



**Figura 2.18** Caracterización de la calidad química del agua en dos zonas de la cuenca de Abasto Sur

**Referencias:** NORTE sector norte de la cuenca de Abasto Sur (Bs. As.) y SUR sector sur de la cuenca de Abasto Sur (Bs. As.)

Los resultados del análisis químico de las muestras de agua en los dos sectores se muestran en la Tabla 2.7. Ambos grupos presentan distribuciones

asimétricas a excepción de pH y bicarbonatos (Shapiro-Wilk,  $\alpha=0,05$ ). Por esta razón, en todos los casos se utilizó la Prueba de la Mediana para comparar éstos dos sectores, observándose diferencias significativas para todos los parámetros menos para pH y contenido de arsénico.

**Tabla 2.7** Parámetros evaluados en muestras de aguas subterráneas en la cuenca de Abasto Sur de Buenos Aires (Mediana (mínimo - máximo) y diferencias entre sectores

	Zona Norte (n= 62)	Zona Sur (n= 50)	P valor*
PH	7,57 (6,9 – 8,3)	7,5 (6,96 – 8,93)	NS
Sales totales (mg/L)	796 (341 – 913)	2019 (657 – 13970)	<0,05
Dureza (mg/L)	124 (20 – 712)	249 (23 – 2492)	<0,05
Bicarbonatos (mg/L)	351,3 (32 – 790)	603 (293 – 1200)	<0,05
Cloruros (mg/L)	33,5 (0 - 347)	450 (0 – 9000)	<0,05
Sulfatos (mg/L)	180 (3,6 – 910)	200 (25 – 2000)	<0,05
Nitratos (mg/L)	31,5 (5 – 85)	41,5 (5 – 137)	<0,05
Calcio (mg/L)	22 (3 – 140)	31,7(3 – 255)	<0,05
Magnesio (mg/L)	35,2 (8 – 203)	52,1 (3,2 – 1730)	<0,05
Sodio (mg/L)	148,7 (40 – 482)	507 (140 – 6085)	<0,05
Arsénico (mg/L)	0, 00 ( 0 – 0,5)	0,05 (0 – 0,5)	NS

\*Prueba de la Mediana, diferencias significativas entre los valores de los dos sectores (NS: no significativo; <0,05: significativo).

En relación a los valores hallados se puede decir que para el caso de sales totales, cloruros, sulfatos y dureza se muestran menores valores en la zona norte y mayores en la zona sur. Para ambos sectores (Norte y Sur) los valores se encuentran dentro de los rangos determinados en el estudio general realizado y

---

presentado en Tablas 2.2 y 2.4 y Anexo 2b. Sin embargo, éste análisis por sectores, muestra más información de la influencia del tipo de suelos en la calidad del agua (Herrero y col., 2002). Con respecto a trabajos realizados en la región (Herrero y col., 2000a; Galindo y col., 2004) se observa que en el sector sur de la cuenca los valores resultaron similares a los reportados para el caso de sales totales, dureza, y bicarbonatos, cloruros, nitratos y arsénico, mientras que los valores de calcio, sodio y magnesio resultaron casi diez veces más que en los estudios mencionados. Por otra parte los resultados obtenidos en las perforaciones del sector norte, mostraron menores valores para sales totales, cloruros, nitratos, magnesio y sodio y valores máximos mas elevados respecto a los obtenidos en los primeros muestreos del año 2001 (Herrero y col., 2002) para sulfatos (800 mg/L), arsénico (0,1 mg/L), bicarbonatos (595 mg/L) y calcio (35 mg/L).

El análisis de la aptitud para bebida humana e higiene de máquina permitió observar una mejor situación en todos los parámetros en el sector norte, destacándose como limitantes al contenido de sulfatos (68% aptas), nitratos (84% aptas) y arsénico (52% aptas). Cuando se consideran todas las variables en conjunto el 38,7% de las muestras resultaron aptas, demostrando una mejor situación comparada con el estudio general regional. Para el caso de aptitud para bebida de los animales no se registraron valores que exceden los límites permisibles para su consumo.

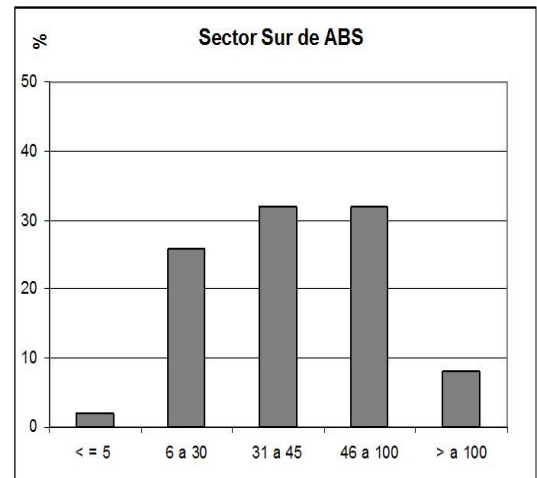
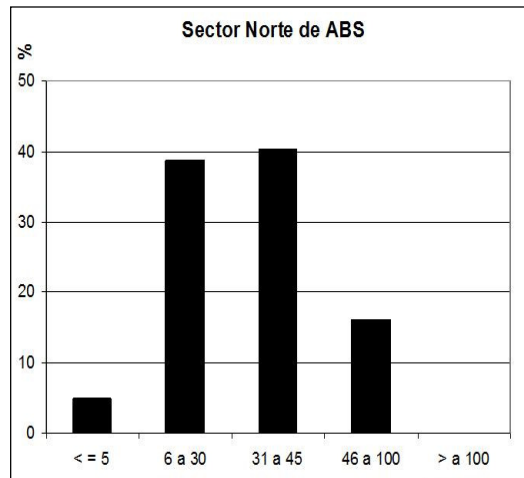
En cambio, en el sector sur las limitantes fueron mayores abarcando sales totales (28% aptas), dureza (74% aptas), cloruros (48% aptas), sulfatos (8% aptas), nitratos (60% aptas) y arsénico (38% aptas). En este caso ninguna fue apta cuando se consideraron todas las variables en conjunto. Para el caso de bebida

---

de animales la mayor limitante fue el contenido de sulfatos, hallándose solo el 48% de muestras aptas.

En el caso de los nitratos los valores hallados en ambas zonas resultaron menores a los obtenidos (Tablas 2.2 y 2.4). Los valores de nitrato fueron similares a los reportados por Hooda y col. (2000) para zonas con actividad agropecuaria en el Reino Unido, hallándose los valores máximos en aguas subterráneas localizadas en sectores con labranzas continuadas y abonados con estiércol. En nuestro caso, los valores más elevados coincidieron con que además de las instalaciones de ordeño se hallaban en las zonas de estudio corrales de tierra usados para la alimentación de los animales donde se depositaba estiércol. En un estudio realizado por Wang y col., (1999) se demostró que el aumento de la alimentación en corrales por mayor carga animal en los tambos, fue causa de contaminación del agua subterránea por nitratos. Los valores más elevados se presentaron en el sector sur de la cuenca (100 a 137 mg/L) como se puede ver en el histograma de frecuencias (Figura 2.19).

Estos valores elevados pueden estar asociados a perforaciones mas someras y aguas subterráneas a menor profundidad por su cercanía al río Salado (Galindo y col., 2004; Carbó y col., 2009), confirmando diferentes problemas ambientales que afectan a la calidad de agua subterránea en estos dos sectores de la cuenca lechera.



**Nitratos (mg/L)**

**Nitratos (mg/L)**

**2.19** Histograma de la distribución de la concentración de nitratos (mg/L) en dos sectores de la cuenca lechera de Abasto Sur, Buenos Aires.

En el caso del arsénico se observa que este problema existe en ambos sectores. Este contaminante natural obedece a las cuestiones que hacen a la litología de los sedimentos pampeanos (origen volcánico-sedimentario). Según este origen su contenido no depende de la calidad del suelo que atraviesa la recarga de las precipitaciones, ni por cuestiones puntuales de contaminación (Silva Busso y Santa Cruz, 2005). Su presencia está caracterizada, como en las demás regiones del mundo con contaminación natural, con variabilidad espacial horizontal y en profundidad que dificulta su predicción (Smedley y Kinniburgh, 2002)

La evaluación microbiológica de las muestras de agua subterránea de las perforaciones utilizadas en instalaciones de ordeño se presenta en la Tabla 2.8, en la cual se muestran los valores considerados para su aptitud para uso humano y para higiene de máquina de ordeño. Dado que no se hallaron diferencias entre ambos sectores ( $p > 0,05$ ) se presenta la información para el



---

total de la cuenca. Para el caso del uso para bebida animal no se presentan restricciones, excepto para animales jóvenes (terneros en guacheras) donde se consideran los mismos parámetros que para bebida humana.

Comparando estos resultados con los obtenidos en los muestreos del 2001, se pudo demostrar que fueron similares para los resultados de bacterias aerobias mesófilas (entre  $9 \times 10^1$  y  $4,8 \times 10^4$  UFC/mL) y para *Pseudomonas aeruginosa* (presencia en el 24% de las perforaciones y en el 38% de los tanques de almacenamiento). Por otra parte los resultados fueron menores, respecto al mismo relevamiento, para coliformes totales (entre 3 y  $1,2 \times 10^3$  UFC/100 mL) y mayores) y para *Escherichia coli* (presencia en el 26% de las perforaciones y 28% de los tanques de almacenamiento) (Herrero y col., 2002). Al considerar todas las variables en conjunto el 50% de las muestras resultaron aptas. Cuando se comparan con otros estudios realizados, los resultados obtenidos fueron superiores para el parámetro *Escherichia coli* a los hallados por otros autores de diferentes países en estudios realizados en tambos (Perkins y col., 2009; Goss y col., 1998). Por otra parte, para el caso de coliformes fueron hallados valores similares a estudios realizados en tambos de Canadá (Perkins y col., 2009; Goss y col., 1998) y también en Brasil (Lopez y Stanford, 1997).

Cuando se compararon los resultados del análisis microbiológico de las muestras de las perforaciones con las de su tanque correspondiente, se observó que difieren significativamente para los valores de coliformes totales (Prueba de Wilcoxon,  $p < 0,05$ ), a pesar que numéricamente se observan mayores recuentos para los tanques que para los pozos para los recuentos de bacterias aerobias mesófilas. Tampoco difieren entre sí los resultados obtenidos entre la presencia de *Escherichia coli* ni para *Pseudomonas aeruginosa* en perforaciones y tanques

---

de almacenamiento, (Prueba de Ji cuadrado,  $p > 0,05$ ). Estos resultados se compararon con un extenso estudio realizado en mas de 5000 tambos en Canadá (Perkins y col., 2009), donde evaluaron la presencia de coliformes totales y *Escherichia coli*, en agua y en la leche de los tambos. Los autores hallaron valores similares respecto a la cantidad de perforaciones contaminadas con coliformes y menores con *Escherichia coli* (entre 12 y 13 %). Por otra parte evaluaron la relación con la calidad de la leche y hallaron que si se utiliza agua de lavado contaminada con *Escherichia coli* para lavar la máquina de ordeñar, los recuentos de bacterias en leche resultaban más elevados. Sin embargo, no pudieron vincular la presencia de *Escherichia coli* en el agua de lavado y en la leche, dado que este microorganismo también puede provenir o del medio ambiente en general.

Otros trabajos evaluaron el impacto de diferentes microorganismos del agua en la leche, según rutinas de ordeño (Rasmussen y col., 1991; Zdanowicz y col., 2004), mostrando la importancia de que además de priorizar agua de buena calidad para la higiene, se deben tener en cuenta aquellas que son consideradas como correctas prácticas de manejo.

Por otra parte, se compararon los valores de nitratos con cada uno de los resultados microbiológicos por prueba de correlación de Spearman, no hallándose asociación entre ellos ( $p > 0,05$ ). En un estudio realizado en el norte de Buenos Aires los nitratos presentaron relación con los coliformes totales ( $r_s = 0,85$ ) en muestras provenientes de perforaciones cercanas a pozos negros (Silva Busso y Santa Cruz, 2005). Esta situación no ocurrió en el presente estudio. En estudios realizados por Goss y col. (1998), en extensas zonas de actividad agropecuaria fue hallada asociación entre los valores de nitratos y la presencia

de coliformes y *Escherichia coli* según la estación del año, encontrándose mayores valores en invierno que en verano y según la profundidad de la perforación, es decir estas variables estaban más asociadas en aguas más someras y no en aquellas a mayor profundidad (Goss y col., 1998; Rudolph y col., 1998). Por otra parte, se debe tener en cuenta que las bacterias pueden utilizar bajo ciertas condiciones el oxígeno de los nitratos lo que modifica estas relaciones.

**Tabla 2.8** Calidad de agua, según características microbiológicas, en perforaciones y tanques de almacenamiento en instalaciones de ordeño de la cuenca de Abasto Sur y porcentaje de muestras aptas

	Valor límite *	Perforaciones	Tanques
		Valores medios ± Desvío Estándar (% de aptitud)	
Bacterias aerobias mesófilas (UFC/ml)	< 500 ml	4,7 x 10 <sup>2</sup> ± 2 x 10 <sup>3</sup> (87%)	1,05 x 10 <sup>3</sup> ± 4,1 x 10 <sup>3</sup> (81,6%)
Coliformes totales	< 3 /100 ml	7,5 x 10 <sup>1</sup> ± 2,4 x 10 <sup>2</sup> (51,4%)	1,2x 10 <sup>2</sup> ± 2,7 x 10 <sup>2</sup> (35,8%)
% de muestras			
<i>Escherichia coli</i>	Presencia/100 mL	20,2%	25%
	% aptas (ausencia/100 mL)	79,8%	75%
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Presencia/100 mL	25%	37,5%
	% aptas (ausencia/100 mL)	75%	62,5%

\*según Código Alimentario Argentino para agua potable (Art. 982, Bebidas Hídricas, aguas y aguas gasificadas) (CAA, 2007)

---

### **2.3.2.2 Análisis de la presencia de factores de riesgo en el manejo de perforaciones en relación con la contaminación de aguas subterráneas**

Los resultados de los modelos de regresión logística para 103 perforaciones que poseían toda la información necesaria, ubicadas en instalaciones de ordeño, se muestran en la Tabla 2.9. Para el contenido de nitratos, la presencia de bacterias aerobias viables, los coliformes totales y *Escherichia coli*, se identificaron aquellos aspectos con impacto significativo ( $p < 0,05$ ) y se cuantificó su grado de incidencia según la probabilidad de contaminación del agua subterránea.

La presencia de agua en forma de "charcos" en los sectores que rodean la boca del pozo resultaron de mayor impacto en la contaminación por hallarse un mayor recuento de bacterias aerobias viables y mayor presencia de *Escherichia coli*. La humedad del suelo fue determinada por diversos autores, en ensayos *in vitro*, como uno de los factores que en mayor medida favorecen la supervivencia de microorganismos en el suelo (Abu-Ashour y col. 1994; Jamieson y col., 2002) y que junto a otros, como el tipo de suelo (tamaño de partículas y materia orgánica) (Goss y col., 1998), el pH y la temperatura ambiental afectan, además de la supervivencia, al transporte de bacterias en el suelo (Franz y col., 2008).

En los modelos obtenidos se determinó como una variable de importancia a la permeabilidad del suelo en el contenido de coliformes totales. En la región estudiada los suelos de mayor permeabilidad corresponden a suelos limosos (no arenosos), con adecuada retención de humedad y buen contenido de materia orgánica, condición que favorece la viabilidad de estas bacterias y

---

su transporte (Crane y Moore, 1984; Abu-Ashour y col., 1994; Jamieson y col., 2002). Según estudios realizados in vitro la migración a través del suelo está fuertemente influenciada por el tamaño de partícula (textura) y por la estructura del suelo. Esta última condicionará la formación de macroporos conectados entre sí y con las mejores estructuras se favorecerá el transporte de microorganismos. La construcción de pozos de menor profundidad favorecería, en estas condiciones de suelos, la llegada de estos microorganismos al acuífero (Zhai y col., 1995).

Para el caso de *Escherichia coli* resultó importante la distancia a fuentes de contaminación, siendo en nuestro caso, en mayor proporción, la presencia de corrales de animales. Esta situación se podría explicar por la importancia que tiene en la presencia de estos microorganismos, tanto en suelos como en aguas subterráneas, la cantidad de excretas bovinas que se depositan en corrales donde el ganado permanece para su alimentación (Goss y col., 1998). Además, esta misma situación hace que por la orina de los animales, los corrales suelen permanecer húmedos, situación que favorece la supervivencia de la *Escherichia coli* por períodos que pueden alcanzar los 4 meses (Franz y col., 2008). La cercanía a estas fuentes de contaminación y la facilidad de transporte horizontal y vertical de este microorganismo, sumado a la deficiente construcción de la boca del pozo podrían explicar su presencia en este estudio (Abu-Ashour y col., 1994; Jamieson y col., 2002).

El transporte de microorganismos en el suelo es un proceso complejo que depende no solamente de las condiciones ambientales, sino del tipo de microorganismo. Por ejemplo, en estudios realizados con *Escherichia coli* se ha demostrado que presenta menor porcentaje de adsorción al suelo (11%) en

---

comparación con *Pseudomonas fluorescens* (80%) (Gammack, y col., 1992). Las características de las células bacterianas, en especial la presencia de flagelos, ayuda a que queden retenidas en la zona radicular disminuyendo su transporte vertical (Van Elsas y col., 1991). Esta situación favorecería su movimiento posterior por escorrentía horizontal junto a las partículas de suelo ante lluvias intensas (Mawdsley y col., 1995). Esta complejidad hace difícil evaluar en situaciones de campo toda la variedad de factores involucrados (Jamieson y col., 2002) y no ha permitido obtener información para *Pseudomonas aeruginosa*, para la cual ninguna de las variables estudiadas pudo explicar su presencia. Probablemente el hecho de ser un microorganismo flagelado hace que sea importante la adhesión a las partículas de suelo ante diferentes condiciones de suelo y agua (Harbron y Kent, 1988).

En el caso del modelo de regresión obtenido para explicar la probabilidad de contaminación por nitratos se destacan dos factores, la forma de construir las perforaciones y la permeabilidad del suelo (Tabla 2.9). Cuando se analiza el tipo de construcción de las perforaciones, en este caso el encamisado, se debe tener en cuenta que el tipo de suelos de la región (loess pampeano) rico en carbonato de calcio permite que la pared de las perforaciones no se derrumbe y algunos pozos se construyan sin camisa (caño) protectora (Galindo y col., 2004). Esta situación no impide que los contaminantes de fácil lixiviación, como los nitratos, entren al pozo desde la freática por las paredes de la perforación misma (Ceplecha y col., 2004) y se ha encontrado como causa asociada por Goss y col. (1998).

**Tabla 2.9** Variables de contaminación de agua en la Cuenca de Abasto Sur (Buenos Aires) y factores de riesgo asociados ( $p < 0,05$ ) mediante modelos de regresión logística (RL) en 103 perforaciones de agua en instalaciones de ordeño

Variables	Modelos de RL y valores de riesgo (Odds Ratio)
Bacterias aerobias mesófilas viables (UFC /100 mL)	$\text{logit}(\pi) = -4,01 + 1,64 * D + 1,58 * C$ <b>D:</b> Pendiente alrededor del pozo: 5,14 <b>C:</b> Profundidad del pozo: 4,85
Coliformes totales (UFC/100 mL)	$\text{logit}(\pi) = -1,36 + 1,52 * F + 0,98 * E$ <b>E:</b> Aspecto del caño en la boca del pozo 2,67 <b>F:</b> Permeabilidad del suelo 4,58
<i>Escherichia coli</i>	$\text{logit}(\pi) = 3,59 + 1,19 * D + 2,14 * K$ <b>K:</b> Distancia separación fuentes-pozo, 8,53 <b>D:</b> Pendiente alrededor del pozo, 3,28
Nitratos (mg/L)	$\text{logit}(\pi) = -1,79 + 1,25 * B + 1,22 * F$ <b>B:</b> Construcción del Pozo (encamisado), 3,49 <b>F:</b> Permeabilidad del suelo, 3,37

Donde  $\pi$  representa la probabilidad de contaminación del agua subterránea. Categorías binomiales de interpretación de las variables.

**B:** tipo de construcción del pozo; 0: encamisado; 1: no encamisado;

**C:** Profundidad del pozo; 0:  $\geq 22$  m; 1:  $< 22$  m;

**D:** Pendiente alrededor de la boca del pozo, 0: con pendiente y/o sin charcos, 1: sin pendiente y/o con charcos;

**E:** Aspecto de la boca de pozo, 0: sobresale mas de 10 cm sobre el nivel del suelo, 1: sobresale menos de 10cm o se encuentra a nivel del suelo circundante;

**F:** Permeabilidad del suelo, 0: lenta asociado a textura arcillosa, 1: media a alta asociado a textura limosa a arenosa;

**K:** Distancia de fuentes de contaminación respecto al pozo, 0:  $\geq 16$  m, 1:  $< 16$  m.

El otro aspecto de importancia fue la permeabilidad del suelo. Esto había sido también determinado por los estudios realizados en una región más amplia de la provincia por Carbó y col. (2009), siendo para ese caso de un mayor impacto (odds ratio de 6,21), atribuidos a la presencia de suelos más arenosos que en esta zona. Hooda y col., (2000) evaluaron que resulta más importante la

---

permeabilidad del suelo, asociada a textura, que los eventos de lluvia intensos. Por ejemplo en suelos arcillosos la lixiviación de nitratos es mucho menor que en suelos limosos y arenosos. Sin embargo, al quedar los nitratos retenidos en las capas superiores del suelo, se incrementa su pérdida por escurrimiento superficial que resulta de mayor magnitud que en los otros tipos de suelos.

En este estudio se determinaron los factores de mayor riesgo para este tipo de acuífero, donde la correcta construcción y el manejo adecuado de las perforaciones pueden contribuir a mejorar la protección del recurso.

### **2.3.2.3 La relación entre la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en agua y leche**

La presencia de *Pseudomonas aeruginosa* fue demostrada en 33 establecimientos las tres cuencas lecheras estudiadas (Tabla 2.10), hallándose en el 27 % de las muestras provenientes de las perforaciones y en el 33,7% de las muestras provenientes de los tanques de almacenamiento, mostrando valores intermedios a hallazgos en zonas rurales de la India donde detectaron entre el 27 y 42% de prevalencia (Suthar y col., 2009). Sin embargo resultaron algo menores a los detectados en la cuenca de Abasto Sur (Herrero y col., 2002) (Tabla 2.8). El hallazgo de este microorganismo siempre resulta de interés porque la población residente desconoce los problemas de contaminación en estas zonas rurales sin abastecimiento de agua de red (Suthar y col., 2009).

El 12% de los establecimientos lecheros, en los que se demostró contaminación por *Pseudomonas aeruginosa* en el agua (4/33), también presentaron esta bacteria en la leche cruda recolectada en el ordeño de los tanques de enfriamiento. En tres de ellos fueron constatadas prácticas



operativas que ponían en contacto la leche con el agua contaminada. En dos de los casos por placas de refrescado con fugas, y en un caso se aplicaba agua, contaminada, para empujar la leche remanente en el sistema al finalizar el ordeño (Iramain y col., 2005).

**Tabla 2.10** Presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en 100 mL de agua y en leche cruda en tambos de diferentes cuencas lecheras de la Provincia de Buenos Aires

	Agua de Perforaciones		Agua Tanques de almacenamiento		Leche cruda de tanque	
	n	Presencia	n	Presencia	n	Presencia
Cuenca Abasto Sur	77	20	68	23	83	2
Cuenca Abasto Norte	20	4	14	5	23	1
Cuenca Oeste	14	6	10	3	16	1
Porcentajes totales (%)		27,0		33,7		3,3

n= número de muestras analizadas

Como se pudo comprobar en este estudio la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en la fuente de agua utilizada para las diferentes operaciones en la instalación de ordeño, no indicó que necesariamente esta bacteria se vaya a encontrar en la leche de tanque, siendo estos resultados similares a los hallados por Reinheimer y col. (1990) en un relevamiento realizado en cuencas lecheras en la provincia de Santa Fe. Similares hallazgos se obtuvieron en Canadá donde evaluaron que además de la presencia del microorganismo en el agua de lavado, resultan de gran impacto las prácticas de manejo como el tipo de detergente utilizado, la temperatura del agua de lavado, el uso de ablandadores de agua y la correcta preparación de pezones (Elmoslemany y col., 2009).

---

Los resultados obtenidos en este estudio permitieron advertir a los productores sobre aquellas prácticas operativas que provocaron la contaminación en la leche. Como consecuencia de ello se modificaron los procedimientos utilizados, como por ejemplo el reemplazo de las placas dañadas y la adecuada realización de la rutina de ordeño. Una vez mejoradas estas prácticas no fue posible hallar *Pseudomonas aeruginosa* en la leche de los tanques (Iramain y col., 2005).

Sin embargo, su detección en cualquiera de las fuentes de agua utilizadas en los tambos hace necesario implementar acciones para su eliminación.

#### **2.3.2.4 Impacto de la presencia de *Escherichia coli* en agua en la rutina de ordeño**

Los resultados obtenidos se expresaron como UFC/mL y se muestran en la Tabla 2.11. No se observó desarrollo en el enjuague recuperado de los experimentos de concentración  $10^2$  UFC/mL y de la solución estéril, por lo tanto no se utilizó prueba estadística. La falta de desarrollo bacteriano en la solución estéril aseguró la eficacia de la desinfección previa.

Se puede observar que la proporción de muestras sin desarrollo en los pezones que recibieron la rutina 2, de lavado con secado, difiere (para las concentraciones de *Escherichia coli* de  $10^4$  y  $10^6$  UFC/mL) de la proporción de muestras sin desarrollo, para la rutina 1, de lavado de pezones sin secado ( $p < 0,05$ ). Las de  $10^4$  UFC/ml son consideradas cargas extremas halladas en agua de pozo, observándose que se requieren realizar una desinfección para que no permanezca en la piel (Muñoz y col., 2008; Perkins y col., 2009).

**Tabla 2.11** Comparación de los valores medios de proporción de muestras con y sin desarrollo bacteriano para las dos rutinas de pre-ordeño (R1= Lavado; R2= Lavado y Secado), para dos concentraciones bacterianas en el agua de lavado (UFC/ml de *Escherichia coli*).

		Rutinas	
		R1	R2
<b>10<sup>4</sup> UFC de <i>Escherichia coli</i>/mL</b>	Sin Desarrollo	0,19 <sup>a</sup>	0,94 <sup>b</sup>
	Con Desarrollo	0,81	0,06
<b>10<sup>6</sup> UFC de <i>Escherichia coli</i>/mL</b>	Sin Desarrollo	0,19 <sup>a</sup>	100 <sup>b</sup>
	Con Desarrollo	0,81	0

\* Letras diferentes en la misma fila correspondiente a cada tratamiento indican diferencias significativas (prueba T de Student,  $p < 0,05$ ).

El uso del papel descartable permitió obtener valores muy bajos de UFC/ml del enjuague del pezón para las concentraciones más altas ( $10^6$  y  $10^4$  UFC/ml). Si bien hay que tener en cuenta que hay diversas fuentes de contaminación que afectan el tipo y cantidad de bacterias presentes en el pezón, en el experimento de  $10^6$  UFC/ml se observaron reducciones en la R2 de hasta  $10^3$  y  $10^2$  UFC/ml en el 12,5% y en el 69% de los casos respectivamente. Las cargas contaminantes en agua de lavado de  $10^2$  UFC/ml, son frecuentes en los tambos y no presentaron persistencia en los pezones, si bien en este trabajo no hubo desarrollo con ésta concentración, hay que tener en cuenta que se trabajó con pezones desinfectados y el período de exposición fue breve y único a diferencia de lo que ocurre en tambos comerciales. Estos resultados muestran el efecto positivo del uso del papel en la disminución de cepas de *Escherichia coli* recuperadas de los pezones, haciéndose más evidente en las concentraciones bacterianas más altas.

Otros trabajos mostraron una situación similar, para otras bacterias, en los cuales la utilización de toallas de papel luego del lavado incidieron en la

---

disminución de la carga bacteriana en pezones (Galton y col., 1986; Zdanowicz y col., 2004), y disminuyeron la carga bacteriana general en la leche (Galton y col., 1982, 1984 y 1988; Rasmussen y col., 1991), reduciendo además la presencia de esporas de *Clostridium tyrobutyricum* en leche, llegando a valores de reducción del 90% (Magnusson y col., 2006).

Si bien existe controversia sobre la persistencia y la capacidad de infectar de los microorganismos que provengan del barro y de las heces y que incrementan en las ubres la suciedad ambiental (McKinnon y col., 1983), el lavado y secado previo al ordeño es una práctica que mejora la higiene de todo el proceso, incluso mejor que la desinfección después del ordeño (Neave y col., 1969; Galton y col., 1988); además de disminuir los residuos en leche (Rasmussen y col., 1991). Sin embargo, el uso de agua contaminada resulta grave cuando el pezón se halla vulnerable al ingreso de microorganismos, durante el proceso de estimulación, situación que se agrava cuando se introducen las pezoneras, generando un foco de contaminación. Esta situación puede favorecer la transmisión a la leche cruda (Jayarao y Henning, 2001). De todos modos es importante considerar que la llegada de bacterias, en general, desde la piel de la ubre hasta la leche, responde a una multiplicidad de factores (Zdanowicz y col., 2004).

A pesar que la rutina de ordeño más difundida en la Argentina consiste en lavado de los pezones y colocación de las pezoneras sin secado previo, el secado con papel descartable se recomienda para ordeñar pezones limpios y secos y muchos productores han comenzado a utilizarlo. Si bien este estudio se limitó a la recuperación de *Escherichia coli* de la piel del pezón previo a la colocación de las pezoneras, se puede observar que aún con las mayores

---

concentraciones, el uso del papel descartable en el secado permite una mejor higiene y disminuye considerablemente la recuperación de éstos microorganismos.

### **2.3.3 Cuantificación de la cantidad de agua utilizada en instalaciones de ordeño y su relación con prácticas de manejo productivo**

Los resultados individuales obtenidos en la evaluación a campo en los diferentes tambos del consumo total de agua y expresados por litro de leche producida se muestran en la Tabla 2.12.

Se observa que, a excepción de un tambo, todos consumen más de 5 litros de agua/litro de leche, superando los 10 litros en uno de ellos. Los tambos que poseen el menor consumo de agua realizan alguna práctica de manejo que los diferencia y que incide en el consumo global. Por ejemplo, en el tambo N°8 no se realiza la preparación de ubres con agua, además de resultar eficientes en el uso de agua en la placa de refrescado. Esta última situación ocurre también en los tambos N°11 y N°12.

El mayor consumo corresponde, en 11 de los 12 tambos, a la placa de refrescado, siendo este resultado consistente con investigaciones realizadas en la Argentina (Nosetti y col., 2001, Pol y col., 2005), con estudios realizados en países de la región (Salazar Sperberg y col., 2010) y por información internacional (Willer y col., 1999). Cabe destacar que los fabricantes de los equipos de placas y bombas de agua sugieren que la eficiencia de refrescado de la leche en el equipo de placas, desde el punto de vista termodinámico, requiere 2 a 2,5 litros de agua para enfriar cada litro de leche. Sin embargo este

valor no considera el tiempo total de funcionamiento de la bomba de agua y de la bomba de leche durante el periodo de ordeño. Se ha observado que en los tambos la bomba de agua funciona en forma continua, mientras que la bomba de leche lo hace en forma alterna, dependiendo de la cantidad de leche dentro del receptor; es decir se bombea agua aún cuando no está funcionando la bomba de leche. Esta situación es importante porque afecta al Consumo Total de Agua (CTAg)(Nosetti y col., 2002a).

**Tabla 2.12** Consumos totales de agua en instalaciones de ordeño en tambos comerciales en diferentes cuencas lecheras e incidencia porcentual según actividad

Tambo	Nº VO <sup>1</sup>	L agua/L leche	% de incidencia en el consumo total			
			Placa refrescado	Lavado de sala y corrales	Preparación ubres	Lavado equipos
<b>1</b>	92	9.84	84.06	12.85	1.60	1.49
<b>2</b>	108	7.52	74.47	21.60	1.69	2.24
<b>3</b>	175	10.3	82.49	15.39	0.77	1.35
<b>4</b>	184	8.35	40.65	54.97	2.68	1.7
<b>5</b>	193	8.10	77.33	16.25	1.65	4.77
<b>6</b>	200	9.91	91.29	7.43	0	1.28
<b>7</b>	380	8.67	88.17	10.84	0.07	0.92
<b>8</b>	390	5.57	76.97	21.44	0	1.59
<b>9</b>	782	8.18	77.71	13.38	5.73	3.18
<b>10</b>	820	9.55	75.75	19.77	1.37	3.11
<b>11</b>	980	3.39	57.82	29.33	9.8	3.05
<b>12</b>	1260	5.63	21.32	59.56	13.36	5.75

<sup>1</sup>VO: vacas en ordeño

Para poder compararlos se los agrupó en tambos grandes y tambos chicos, estandarizando su productividad a una situación equivalente a 100 vacas en ordeño (VO), produciendo 20 litros de leche por VO y por día. Los resultados se observan en la Tabla 2.13.

---

No se observan diferencias significativas entre las medianas de TCH y TG en relación al CTA<sub>g</sub>, siendo para TCH de 18.186 L agua/día (equivalentes a 181,9 L agua /VO/día o 9,1 L agua/L leche/día) y para TG de 13.816 L agua/día (equivalentes a 138,2 L agua /VO/día o a 6,9 L agua/L leche/día). Estos valores se encuentran dentro de los rangos informados por estudios nacionales (Nosetti y col., 2001; Taverna y col., 2004) e internacionales (Willers y col., 1999; Salazar Sperberg y col., 2010).

El agua utilizada en la placa de refrescado representó una fracción, expresada como la mediana, de 79,9% para TCH y de 76,4% para TG, siendo el mayor consumo de agua en todos los casos, como ya se había comentado para los valores individuales en Tabla 2.12. No se observaron diferencias significativas entre los grupos ( $p > 0,05$ ). En los tambos el agua para el refrescado proviene del agua subterránea y su calidad no se ve afectada por el uso, siendo entonces la que posee mayores alternativas de reutilización. Esta situación resulta importante para evitar la sobre-extracción de agua subterránea y porque además incrementa el volumen de efluentes generados. La reutilización puede hacerse fácilmente para el lavado de pisos en sala y corrales, para preparación de ubre y, además, en invierno para refrescado de la leche en circuito cerrado y en verano para bebida animal (Pol y col., 2005). En los 12 tambos estudiados este volumen de agua era recirculado a las otras actividades en el ordeño y a la bebida de los animales, estableciéndose entonces la extracción neta de agua (Extracción Neta = CTA<sub>g</sub> – volumen de agua recirculado). De acuerdo a los resultados obtenidos la extracción neta se ve disminuida consistentemente al 20,1% para los TCH y al 23,6% para los TG. Se observó que el CTA<sub>g</sub> de los TG, a pesar de no mostrar diferencias con los TCH ( $p > 0,05$ ), resulta inferior y se podría pensar que son más eficientes.

**Tabla 2.13** Volumen de agua utilizado en las diferentes operaciones vinculadas al ordeño en tambos según tamaño (Tambos Chicos (TCH)  $\leq 200$  VO<sup>1</sup> y Tambos Grandes (TG)  $> 200$  VO), expresado como mediana y rango (mínimo; máximo), en litros de agua equivalentes a un tambo de 100 VO y producción de 20 L leche/VO/día.

	<b>Tambos chicos (n=6)</b>	<b>Tambos Grandes (n=6)</b>
Refrescado de leche	14.531,62 (6.785; 18.0849)	10.649,75 (2.400; 15.288)
Higiene de Ubre	266,69 (0; 477)	664,22 (0; 1.500)
Lavado de Sala de ordeño	783,37 (497; 2.753)	694,75 (371; 1.134)
Lavado de corral	2.143,28 (974; 6.423)	1.843,45 (1.187; 5.866)
Lavado de máquina	216,17 (150; 589)	232,11 (54; 432)
Lavado de tanque de frío	97,23 (48; 182)	128,36 (23; 265)
<b>Consumo Total de agua (CTAg)</b>	<b>18.186*</b> <b>(15.039; 20.609)</b>	<b>13.816*</b> <b>(6.779; 19.091)</b>

\*No existe diferencia significativa en fila ( $p > 0,05$ )

<sup>1</sup> VO: vacas en ordeño

El segundo uso en importancia es el lavado de corrales y sala, donde también se observa que existe gran variabilidad. En primera instancia se podrían atribuir estas diferencias a la suciedad de los corrales, que varía ante diferentes situaciones de manejo. White y col. (2001) estudiaron en detalle el impacto del estrés de los animales en la mayor suciedad de los corrales por excretas, sin embargo no midieron el consumo de agua. En cuatro de estos tambos se determinó que la cantidad de agua utilizada en el lavado de pisos estaba asociada a la rutina que realizaba cada operador y no a la suciedad del corral



---

(Nosetti y col., 2002a). Los consumos promedio de agua utilizados para preparar pezones también resultaron variables entre los tambos, ya que resulta muy importante el tipo de manguera (presión y presencia o ausencia de dispositivo de corte) en el ahorro de agua. Cuando no se dispone de dispositivos de corte los consumos se pueden triplicar porque las mangueras quedan colgando y perdiendo agua durante todo el ordeño (Nosetti y col., 2002a). Los volúmenes utilizados para el lavado del equipo de ordeño y para el tanque de frío, representan una mínima proporción del total de agua utilizada y están relacionados al tamaño del equipo que se dimensiona según el número de animales en ordeño y productividad. En este caso, no se puede recomendar ninguna práctica para el uso racional del agua, a excepción de la elección de los equipos en relación al rodeo y su productividad.

En síntesis, los resultados obtenidos permitieron obtener información de gran valor en la caracterización de la calidad y del uso del agua en establecimientos lecheros en diferentes cuencas de la región pampena, en general, y de la cuenca de Abasto Sur (Buenos Aires), en particular. Se determinaron los problemas de contaminación más importantes (nitratos, arsénico y microorganismos) que pueden afectar la salud animal y la calidad de leche. Se identificaron las prácticas de manejo en los predios que pueden agravar estos problemas. Se cuantificó la cantidad de agua utilizada en relación al tamaño de los tambos y a prácticas de manejo. La gran diversidad de situaciones observadas en los tambos de la región, evidencia la ausencia de estrategias que incluyan al manejo correcto del agua y la evaluación y consecuente manejo de aquellos factores de riesgo que puedan afectar su calidad, como una forma de aportar a la sustentabilidad de este recurso.

---

## **CAPÍTULO 3**

### **Manejo de efluentes y calidad de agua**

#### **3.1 Introducción**

Un aspecto fundamental de los sistemas ganaderos de producción lechera es el manejo de las excretas. Cuando los sistemas se intensifican, es decir se aumenta el número de animales por unidad de superficie y/o se incrementa la productividad individual, se debe considerar que la situación ya no será la misma. Por un lado, se produce un aumento en la cantidad generada de éstos residuos y por otro, se observan cambios en su calidad, generalmente producto de diferente manejo en la alimentación de los animales (Salazar Sperberg y col., 2010) y del mayor uso del agua que se utiliza en las instalaciones (Willers y col., 1999; Nosetti y col., 2001).

Los efluentes no son considerados en los planes de intensificación de los predios y solo son tenidos en cuenta cuando los productores se sienten literalmente “rebalsados” (Herrero y col., 2009), es entonces que resulta fundamental caracterizarlos para evaluar las posibilidades de su tratamiento y disposición, en armonía con la sustentabilidad de los recursos naturales y considerando los aspectos sanitarios relevantes a la salud de la población.

En esta etapa se propone conocer el impacto de los residuos (efluentes sólidos y líquidos) en la calidad del agua, tanto superficial como subterránea, en vinculación con las prácticas productivas que se desarrollan en los predios en proceso de intensificación.

#### **3.2 Metodología utilizada**

Se plantearon tres estudios que pudiesen dar respuesta a los objetivos planteados para esta etapa del trabajo de tesis.

a) Identificación y caracterización de los sistemas de tratamiento de efluentes en tambos de la región pampeana,

b) Evaluación de la eficiencia de los procesos de tratamiento de efluentes en los tambos,

c) Identificación de prácticas, asociadas al manejo de excretas, que afectan la calidad química y microbiológica de fuentes de agua.

**a) Identificación y caracterización de los sistemas de tratamiento de efluentes en tambos de la región pampeana**

Para mejorar el manejo y la gestión de los efluentes (líquidos y sólidos), se debe comenzar por obtener información sobre los tipos de residuos, su composición, los sistemas de tratamiento y almacenamiento, sus técnicas de re-utilización y reglamentaciones existentes (Menzi, 2002). Como se mencionó anteriormente, en la Argentina se cuenta con poca información sistematizada (Nosetti y col., 2001; Taverna y col., 2004) que permita conocer y definir, cuál es el manejo, que realizan los productores en las diferentes cuencas lecheras, de los efluentes que se generan en las instalaciones de ordeño. Tampoco existen guías o normas específicas para el manejo de efluentes en predios lecheros, adaptadas a la realidad local.

Se planteó entonces, como objetivo de esta etapa, identificar cuáles son los sistemas de manejo de efluentes utilizados en los tambos comerciales de las principales cuencas lecheras de la Argentina. Para ello se desarrolló un modelo

---

de encuesta simple<sup>8</sup>, según diferentes trabajos internacionales (Morse Meyer, 1997; Willers y col., 1999; Menzi, 2002; Flemmer y Flemmer, 2008; RAMIRAN, 2011). Se pretendió obtener la información necesaria para realizar una caracterización confiable que permitiese establecer criterios y proponer estrategias que tiendan a un correcto manejo de efluentes en tambos de la región.

- *Selección de establecimientos*

El criterio para la selección de establecimientos fue que estuviesen ubicados en alguna de las cuencas lecheras de la región pampeana; y que además se pudiese acceder a un informante calificado en el conocimiento de las instalaciones para poder completar la encuesta en una entrevista. Se consideró también que de no tener ningún informante disponible los establecimientos pudiesen ser visitados para completar la encuesta *in situ*, por un investigador.

A todos los productores se les consultó en forma telefónica sobre su interés en participar de la evaluación, explicándoles el alcance del trabajo. Finalmente 329 productores y propietarios de establecimientos lecheros estuvieron de acuerdo en participar. La encuesta se realizó al personal responsable de cada tambo.

- *Diseño y aplicación de la encuesta*

El diseño de encuestas contempló la necesidad de obtener información sobre los siguientes aspectos: localización del establecimiento (provincia, municipio y cuenca lechera), información productiva y de manejo (superficie, cantidad de vacas en ordeño, litros de leche producidos por vaca en ordeño y

---

<sup>8</sup> El modelo de encuesta se presenta en el Anexo 3

por día), destino de efluentes crudos, sistema de tratamiento de los efluentes, instalaciones para la separación de sólidos y destino de efluentes tratados.

La encuesta fue adaptada de evaluaciones realizadas previamente (Nosetti y col., 2001; Taverna y col., 2004) de información relevada por otros países (Morse Meyer y col., 1997; Willers y col., 1999; Menzi, 2002) y de información obtenida de profesionales que trabajan en empresas proveedoras de equipamiento en la Argentina. Cada encuesta fue completada en una entrevista que tuvo una duración de 30 minutos y se realizó entre diciembre de 2005 y diciembre de 2008.

Uno de los inconvenientes iniciales fue definir la terminología que todos los entrevistados pudiesen comprender. En un estudio similar realizado por Menzi (2002) a profesionales en 27 países europeos, los problemas de terminología hallados definieron e impulsaron la edición de un glosario de términos asociados al manejo de excretas (RAMIRAN, 2011). Para nuestro caso definimos dos términos básicos: “**efluentes**” denominándose así a los líquidos (como equivalente al “slurry” en inglés) y que representa a las aguas residuales que se originan en las instalaciones de los tambos; y “**estiércol**” denominado así al residuo sólido, que puede ser recolectado en corrales o como uno de los productos del tratamiento primario de efluentes.

A partir de la información obtenida se consolidó una base de datos con los 329 tambos ubicados en diferentes cuencas lecheras de la Argentina. En la Provincia de Buenos Aires: Abasto Norte (30 tambos), Abasto Sur (75 tambos) y Oeste (27 tambos); en la Provincia de Entre Ríos (18 tambos) y en la denominada Cuenca Central en las Provincias de Santa Fe y Córdoba (179 tambos).

---

**b) Evaluación de la eficiencia de los procesos de tratamiento de efluentes provenientes de los tambos**

Una vez definidos los sistemas de manejo y tratamiento de efluentes utilizados en las cuencas lecheras, se realizó su caracterización y se evaluó su eficiencia mediante el empleo de parámetros químicos, microbiológicos y bioensayos de toxicidad, dado que hasta el presente existe escasa información local (Nosetti y col., 2001; Salazar Sperberg y col., 2010).

o *Selección de establecimientos*

Para esta etapa se acotó la zona de estudio a las tres cuencas lecheras de la provincia de Buenos Aires donde ya se había estudiado la calidad del agua, es decir la cuenca Oeste, la de Abasto Sur y la de Abasto Norte (SAGPyA, 1996; Castignani y col., 2005). En las tres cuencas existen situaciones de vulnerabilidad ambiental. En la Oeste los suelos arenosos favorecen procesos de lixiviación, en Abasto Sur existe una extensa red de arroyos y problemas de inundaciones frecuentes y ascenso de napas freáticas en épocas lluviosas. Esta última situación favorece la contaminación por contacto con pozos negros y lagunas de efluentes, (Nosetti y col., 2001; Galindo y col., 2004), ocurriendo ésta situación también en Abasto Norte.

Se seleccionaron 37 establecimientos representativos de los diferentes sistemas de tratamiento, definidos en la actividad anterior, y distribuidos en las tres cuencas. En cada establecimiento se evaluó su sistema de tratamiento de efluentes. Los muestreos se realizaron en los tambos durante el período 2007-2009.

- *Muestreo y análisis químicos, microbiológicos y de toxicidad*

En cada establecimiento se tomaron muestras (500 mL) por duplicado en envases estériles, que se conservaron refrigeradas a 4°C y se analizaron en el laboratorio dentro de las 24 horas. Se establecieron dos puntos de muestreo para evaluar la eficiencia del tratamiento. Uno al inicio del sistema y que corresponde al efluente crudo que se descarga a la laguna o a la estercolera y el otro punto al final del sistema de tratamiento, representando la calidad de los efluentes eliminados o tratados (Fulhage, 2000; Dou y col., 2001).

Se analizaron los siguientes parámetros: pH y conductividad eléctrica (CE) *in situ*, contenido de nitrógeno total por Kjeldahl (sobre la muestra sin filtrar), fósforo total según método colorimétrico del ácido vanadomolibdofosfórico, potasio por fotometría de llama y nitrógeno amoniacal por el método de nesslerización directa. Asimismo, se determinaron la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) y la demanda química de oxígeno (DQO) (APHA, 2005). La calidad microbiológica de los efluentes se evaluó mediante recuento de bacterias aerobias mesófilas viables, coliformes termotolerantes y estreptococos fecales, que se realizó por la técnica de recuento en placa utilizando agar tripteína soja (Biokar Diagnostics, Beauvais, France), Chromagar ECC (Chromagar Microbiology, París, France) y agar Slanetz and Bartley (Biokar Diagnostics, Beauvais, France) respectivamente (APHA, 2005). Los valores obtenidos de DBO y DQO fueron utilizados como indicadores de riesgo ambiental para evaluar la incidencia del vertido de efluentes a cursos de agua superficial (García y col., 2001). Los resultados obtenidos fueron evaluados según

---

las normas de vertido existentes en las provincias en las cuales se encuentran las cuencas lecheras.

Además y para completar la evaluación del impacto ambiental del posible vertido de los efluentes o de su reutilización como abono, se realizaron bioensayos de toxicidad (Hernando y col., 2005). Una alícuota de 4 mL de la muestra tomada al inicio y al final de los procesos de tratamiento se filtró por membrana de 0,45  $\mu\text{m}$  y fue conservada refrigerado hasta el momento del análisis. En todos los casos los análisis fueron realizados dentro de las 24 horas. Se utilizó el bioensayo de toxicidad con semillas que se basa en la determinación de la inhibición de la elongación de la raíz de *Lactuca sativa*. El ensayo se seleccionó por su importancia potencial para evaluar el impacto en la germinación de semillas de interés agropecuario si este efluente se utilizara como abono. El ensayo se realizó siguiendo los lineamientos de la norma EPA/600/3-88 (1989). Las semillas fueron expuestas a distintas concentraciones de la muestra. Se emplearon placas de Petri, colocando 10 semillas por placa sobre papel de filtro. Se realizaron 5 réplicas para cada concentración. Todas las placas fueron incubadas durante 120 h a 24 °C en oscuridad. Los resultados se expresan como  $CE_{50}$ , definida como la concentración que provoca el 50% de inhibición de la elongación de la raíz de *Lactuca sativa* respecto al control, luego de un periodo de exposición de 120 horas. Previamente a la realización del ensayo la sensibilidad de las semillas fue evaluada empleando sulfato de zinc como compuesto tóxico de referencia.

- *Análisis estadístico*

Los resultados obtenidos se evaluaron a través de estadística descriptiva. Se utilizó la prueba de correlación de Spearman para evaluar la asociación



entre la capacidad de los sistemas de tratamiento, expresado por el volumen de las lagunas, y la escala de producción, expresada por la cantidad de vacas en ordeño y por los litros de leche producidos. Para comparar los diferentes parámetros que definen la calidad, tanto de los efluentes crudos como tratados, entre las cuencas lecheras se realizó la prueba de Kruskal Wallis (comparación de sistemas de tratamiento entre cuencas) y Prueba de Wilcoxon para evaluar la eficiencia de tratamiento (comparación de la DBO, de la DQO y porcentaje de remoción de DQO y de DBO, por muestras apareadas entre efluentes crudos y tratados), utilizándose para todos los estudios un nivel de significancia del 5%. Se analizó por prueba de correlación de Spearman ( $\alpha=0,05$ ) la existencia de asociación entre los valores de DQO y DBO para efluentes crudos, así como para efluentes tratados (Infostat, 2008).

### **c) Identificación de prácticas, asociadas al manejo de excretas, que afectan la calidad química y microbiológica de fuentes de agua**

Este estudio está integrado por tres ensayos.

#### **c.1 Ensayo A**

Hasta el momento, y de acuerdo a los resultados obtenidos, se puede afirmar que la principal fuente de agua disponible para la higiene de las instalaciones de los tambos en las cuencas lecheras, no siempre posee la calidad que requieren estos procesos. Muchos establecimientos propician tanto el reuso de agua en los procesos de higiene para contribuir a una menor extracción (Custodio, 2002; Pol y col., 2005), como al reuso de los efluentes

---

líquidos para la fertilización de recursos forrajeros (Salazar Sperberg, 2012). La salinidad en los efluentes líquidos es un aspecto clave, por el impacto que podría tener tanto en la supervivencia de microorganismos en las lagunas para el tratamiento biológico (Ullman, y Mukhtar, 2007), como en el deterioro de los suelos por salinización (Rengasamy, 2006; Toze, 2006), al igual que el exceso de N y P, que podría favorecer excesos de nitratos y fosfatos en suelos receptores y luego en agua superficial y subterránea (Andriulo y col, 2003; Carbó y col., 2009). Houlbrooke y col., (2004) comprobaron que en Nueva Zelanda entre el 2 y el 20% del N y P aplicado con efluentes líquidos es lixiviado al agua subterránea.

Por lo expuesto, el objetivo de este ensayo fue evaluar la relación entre algunas prácticas de manejo del agua en el ordeño que puedan modificar la calidad final de los efluentes, y por ende su reutilización. Se plantearon dos aspectos: la relación entre la salinidad del agua en la perforación de abastecimiento utilizada en la sala de ordeño y la salinidad de los efluentes, y la relación de aquellas prácticas de reuso del agua que puedan impactar en la calidad del efluente crudo.

Se analizó la asociación entre la conductividad eléctrica del agua disponible para ser utilizada en las instalaciones de ordeño y la conductividad eléctrica de los efluentes mediante Prueba de Correlación de Spearman (nivel de significancia,  $\alpha = 0,05$ ) en 16 de los establecimientos evaluados en la etapa anterior, elegidos según diferente uso del agua en la instalación de ordeño. Se utilizó la clasificación de aguas para riego propuesta por el laboratorio de Suelos de los Estados Unidos y conocidas como normas de RIVERSIDE (Ayers y Wescot, 1987) para caracterizar las muestras según su aptitud para su reuso como fertilizante.

Para conocer el impacto en la calidad de los efluentes de aquellas prácticas frecuentemente utilizadas respecto al reuso del agua, como es la reutilización del agua de la placa de refrescado, se trabajó en 12 tambos que tenían información confiable respecto al uso del agua. Se formaron dos grupos que se definieron según diferentes opciones de destino del agua del sistema de refrescado por placas. En el Grupo 1 (G1) se consideraron aquellos tambos en los cuales el agua de las placas se reutiliza para diferentes usos (bebida de los animales, lavado de pisos y preparación de pezones) incluyendo la utilización del agua en circuito cerrado entre el equipo de placas y el tanque australiano, durante algún período del año (Pol y col., 2005). El Grupo 2 (G2), representa a tambos que entregan toda el agua utilizada durante el ordeño a la laguna de efluentes. Se utilizó la Prueba de Wilcoxon para evaluar las diferencias entre ambos grupos respecto a la calidad de los efluentes crudos en los tambos ( $\alpha=0,05$ ).

## **C.2 Ensayo B**

Los establecimientos lecheros componen un complejo conglomerado de múltiples sectores (corrales de alimentación, lagunas de tratamiento, galpones, instalaciones de ordeño, calles y aguadas) que pueden favorecer procesos de contaminación del agua subterránea, tanto en forma puntual como difusa (Morse Meyer y col., 1997). La intensificación de la producción aumenta la carga de nutrientes y microorganismos; favoreciendo estos procesos. El impacto de su magnitud depende, a su vez, del tipo de suelo, del clima y del tipo de práctica de manejo implementada (Harter y col. 2002).

---

El propósito de este ensayo es evaluar el impacto del estiércol y de los efluentes en la calidad del acuífero freático, en asociación con los sectores de mayor compromiso como son las instalaciones de ordeño, las lagunas de efluentes y las pistas de alimentación.

Para ello se seleccionaron cuatro establecimientos con diferente situación de suelos y profundidad de la napa freática.

- **Establecimiento 1**, suelo arenoso con profundidad promedio del acuífero freático de ocho metros,
- **Establecimiento 2**, suelo franco-arcilloso, con profundidad promedio del acuífero freático de tres metros,
- **Establecimiento 3**, suelo franco-arcilloso similar al N°2 pero con profundidad promedio del acuífero freático de cinco metros,
- **Establecimiento 4**, suelo arcilloso, con profundidad promedio del acuífero freático de menos de dos metros.

En cada uno de los establecimientos se seleccionaron cuatro sectores para ubicar las perforaciones experimentales:

- **Sector 1: Pista de alimentación.** Es el sector del establecimiento en el cual se confinan animales en forma transitoria para ser alimentados con suplementos. También son denominados corrales de alimentación. Su piso es en general de tierra y el tiempo de permanencia diario dependerá del sistema de alimentación, época del año, disponibilidad de forraje y situaciones climáticas.
- **Sector 2: Acceso al Corral de ordeño.** Es el sector por el cual los animales ingresan a las instalaciones de ordeño. En general son zonas de tierra en la cual confluyen los caminos de acceso desde los potreros. Si bien los animales no están mucho tiempo en estos sectores circulan dos veces por día, y lo hacen con cierta intranquilidad, que los lleva a bostear y orinar.

- **Sector 3:** *Laguna de efluentes.* Se seleccionó un sector próximo a las lagunas de tratamiento biológico de efluentes de los tambos. En todos los establecimientos seleccionados las lagunas no estaban impermeabilizadas, situación usual en la Argentina.
- **Sector 4:** *Control o Testigo.* Se seleccionó un sector en un lote en cada establecimiento aguas arriba de las fuentes de contaminación, el cual no haya tenido presencia de animales. Además se buscaron sectores sin uso de fertilizantes.

Se construyeron perforaciones en cada uno de los sectores indicados, n=4 por establecimiento, todas al acuífero freático, con perforadora tipo sonda. Los pozos se revistieron con caño de PVC, tipo tubo-agro de 9 mm y perforados en su última sección. El largo del caño se determinó extendiendo el mismo cuatro metros más profundo que la profundidad media de la freática, para evitar que posibles fluctuaciones del nivel del agua que pudiesen impedir los muestreos. En la parte superior se realizó una terminación de la boca del pozo de hormigón de sección circular de unos 20 cm de diámetro y 15 cm de altura, provisto de una tapa de acero inoxidable con dos tornillos, que era removida en cada muestreo.

Entre Junio del 2007 y Diciembre de 2008 se realizaron seis muestreos trimestrales. Para cada toma de muestras se utilizó un dispositivo estéril de tipo sonda de teflón denominado "bailer" que se introdujo en cada perforación sosteniéndolo mediante cuerda de nylon, hasta llegar al nivel de agua. Este dispositivo al elevarse, cierra una válvula y el agua queda retenida en el tubo (bailer). Cada elevación de agua permitía obtener 500 mL de agua. Se recolectaron muestras por duplicado en cada perforación para determinar la calidad del agua analizándose los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, nitratos, recuento de bacterias aerobias mesofilas, coliformes

---

termotolerantes, estreptococos fecales, investigación de *Escherichia coli* y *Pseudomonas aeruginosa* en 100 mL (APHA, 2005). Las muestras fueron conservadas en frío hasta llegar al laboratorio de la universidad donde fueron analizadas dentro de las 24 horas. Además en cada muestreo, se introdujo una sonda para determinar la profundidad del nivel del agua subterránea.

Los resultados fueron analizados por estadística descriptiva. Se evaluó si existe asociación entre el contenido de nitratos, la conductividad eléctrica, los recuentos de bacterias aerobias mesófilas, los coliformes termotolerantes y los estreptococos fecales en muestras del agua subterránea freática proveniente de los diferentes sectores de permanencia de animales definidos en este estudio, mediante prueba de correlación de Spearman ( $\alpha=0,05$ ). Además, se buscó determinar si existe un sector que pueda tener mayor incidencia en la contaminación por nitratos del agua freática. Se utilizó para la variable respuesta, contenido de nitratos (mg/L) en un Diseño Completo Aleatorizado (DCA) paramétrico con dos factores sin interacción. Un factor es el suelo, representado por cada uno de los tambos, es decir con cuatro niveles y el otro factor el cada sector de muestreo, también con cuatro niveles (testigo, laguna de efluentes, corrales de ordeño y pistas de alimentación) (nivel de significancia,  $\alpha=0,05$ ).

### **c.3 Ensayo C**

Las actividades agrícolas y urbanas son importantes fuentes de contaminación para los ecosistemas acuáticos (Ongley, 1996) y la ganadería ha sido identificada como un reservorio importante de bacterias patógenas para la salud pública (Stephenson y Street, 1978, Craun y col., 1997). Los vertidos directos

de excretas, la erosión y la escorrentía desde lagunas de tratamiento o desde depósitos de efluentes, y desde suelos en los cuales se han aplicado fertilizantes y agroquímicos, son los procesos identificados como las causas principales de contaminación (Chapman y col., 1993; Edrington y col., 2004; Chagas y col., 2007). El uso de estiércol como fertilizante sin un adecuado tratamiento, también es considerado una fuente de contaminación (Pote y col., 2003). En trabajos preliminares (Galindo y col., 2004) fueron halladas evidencias de contaminación de arroyos en la cuenca lechera de Abasto Sur, en cercanías de establecimientos de producción lechera, sospechándose de vertidos o escurrimiento desde corrales de animales por el efecto de lluvias torrenciales.

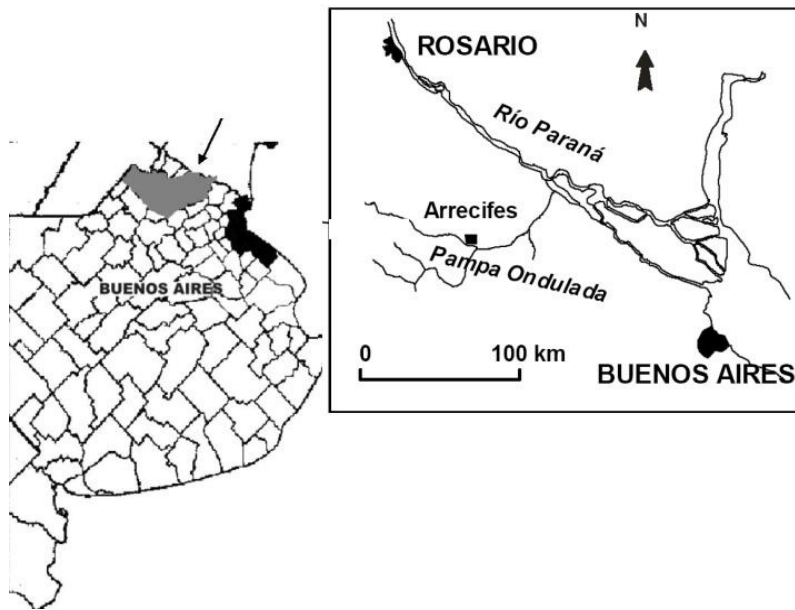
En este ensayo se pretendió evaluar el impacto de vertidos ganaderos, municipales e industriales en la calidad del agua de un arroyo típico de la región pampeana ubicado en una zona de actividad agropecuaria.

- o *Área de estudio*

Se seleccionó un arroyo, el arroyo Cañete, ubicado en la cuenca lechera de Abasto Norte y que pertenece a su vez a la cuenca hidrográfica del río Arrecifes, con una superficie de 1183 km<sup>2</sup>, y que se encuentra situada en el noreste de la provincia de Buenos Aires (Figura 3.1). Esta zona es considerada muy importante dada su contribución a la producción agrícola-ganadera del país, ubicándose en la denominada Pampa Ondulada (Herrero y col., 2000).

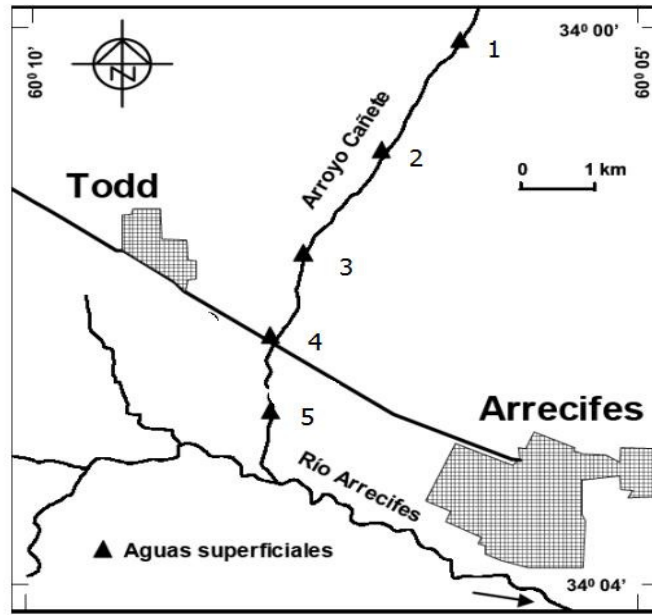
El arroyo Cañete se encuentra en un área mixta (rural e industrial), con bajo caudal de agua y pendiente muy sutil. Este tipo de corrientes de agua no está sujeta a planes de manejo hidrológicos, y sus aguas suelen recibir diferentes productos residuales de las actividades agrícolas situadas en sus orillas. El arroyo (Figura 3.2) posee una longitud de 8,22 km de longitud, con una profundidad

media de 0,70 m. Ésta micro-cuenca (57 km<sup>2</sup>) se encuentra cerca de la ciudad de Arrecifes y del pueblo de Todd. Por otra parte sus actividades principales se ajustan a las presentes en el resto de la región, que son principalmente la agricultura y la ganadería bovina y porcina. El área también incluye una industria textil, un sitio abandonado de vertido de basura cerca de la boca del arroyo, el cementerio local y una escuela.



**Figura 3.1** Mapa con la ubicación de la cuenca del Río Arrecifes en Buenos Aires y en la región del río Paraná





**Figura 3.2** Mapa de la microcuenca del arroyo Cañete y puntos de muestreo (1 a 5)

o *Muestreo y análisis*

Se seleccionaron cinco puntos de muestreo a lo largo del arroyo (Figura 3.3), según su asociación con las diferentes actividades presentes en la zona:

- **Punto 1:** cabecera del arroyo, corresponde a un área de pastizales, con ganadería extensiva (baja carga animal) y esporádica presencia de animales.
- **Punto 2:** cercano a un corral de alimentación de bovinos abandonado y campos de cultivo.
- **Punto 3:** próximo al vertido de un criadero de cerdos en una sección del arroyo algo más profunda.
- **Punto 4:** aguas abajo del vertido de aguas residuales de la industria textil.

- 
- **Punto 5:** aguas debajo de un basural abandonado, y próximo a la desembocadura del arroyo.

Se realizaron cinco muestreos estacionales en cada punto entre julio de 2002 y agosto de 2003. Se tomaron muestras por duplicado según protocolos de muestreo para la realización de análisis físicos, químicos y microbiológicos (APHA, 1998). Se realizaron determinaciones *in situ*, en cada muestreo, de oxígeno disuelto empleando un medidor Hanna HI 9142, de pH utilizando pehachímetro WTW 330/set-1, de temperatura y conductividad mediante conductímetro 330/Set WTW LF y de turbidez utilizando disco de Secchi. Además fueron analizados sólidos totales, sodio, calcio, magnesio, cloruro, sulfato, amonio, carbonatos, bicarbonatos, nitratos, nitritos, fosfatos y arsénico (APHA, 1998).



**Punto 1:** Naciente



**Punto 2:** Corral de bovinos abandonado



**Punto 3:** Área próxima a granja porcina



**Punto 4:** Área de vertido industrial



**Punto 5:** Basural abandonado



Desembocadura

**Figura 3.3** Imágenes de las secciones del arroyo Cañete elegidas como puntos de muestreo (Puntos 1 al 5) y desembocadura del arroyo en el río Arrecifes.

Se efectuó la determinación de indicadores de calidad microbiológica tales como: recuento de bacterias aerobias mesófilas viables y de coliformes totales, investigación de *Escherichia coli* y *Pseudomonas aeruginosa* en 100 mL, recuento de indicadores de contaminación fecal como coliformes termotolerantes, estreptococos fecales y clostridios sulfito reductores. Estas bacterias y grupos bacterianos fueron seleccionados por ser considerados como indicadores específicos de contaminación fecal y por lo tanto, de la posible presencia de microorganismos patógenos entéricos. Todos los análisis fueron realizados según métodos de referencia (APHA, 1998).

### 3.3 Resultados y discusión

#### 3.3.1 Identificación y caracterización de los sistemas de tratamiento de efluentes en tambos de la región pampeana

La información productiva de los establecimientos encuestados se resume en la Tabla 3.1

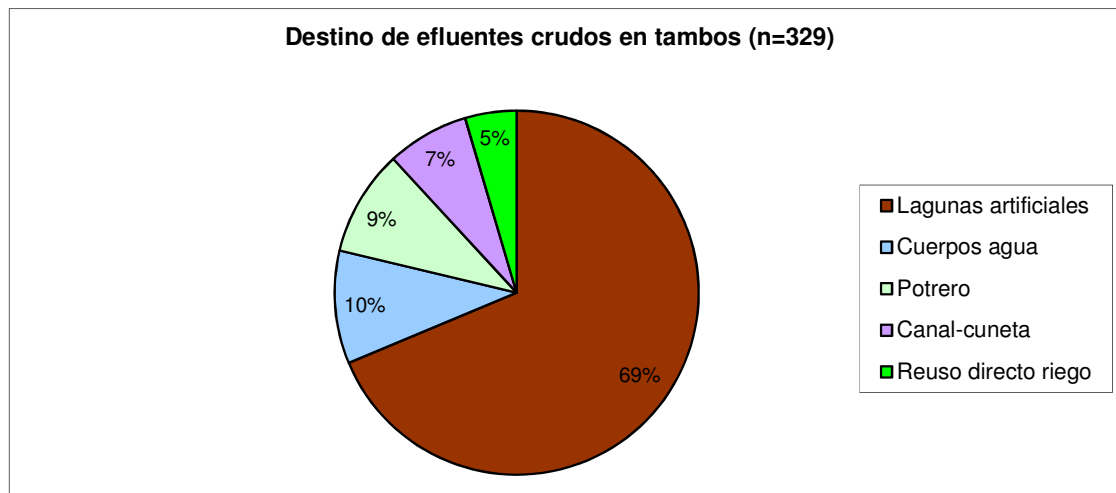
**Tabla 3.1** Información productiva de los establecimientos encuestados en las diferentes cuencas lecheras, expresados como promedio  $\pm$  desvío estándar y rango (mínimos; máximos)

<b>Cuencas Lecheras</b>	<b>n</b>	<b>Superficie (ha)</b>	<b>N° vacas ordeño</b>	<b>Producción (L leche/VO/día)</b>
Abasto Norte (Bs. As)	30	294 $\pm$ 251 (30; 1030)	278 $\pm$ 227 (20; 1100)	23 $\pm$ 7,9 (12; 46)
Abasto Sur (Bs. As)	75	273 $\pm$ 197 (20; 700)	155 $\pm$ 97 (25; 400)	18 $\pm$ 4,3 (11; 31)
Oeste (Bs. As)	27	448 $\pm$ 381 (195; 1340)	423 $\pm$ 302 (60; 1270)	21 $\pm$ 3,4 (14; 30)
Entre Ríos	18	210 $\pm$ 209 (40; 680)	152 $\pm$ 157 (50; 600)	17 $\pm$ 2,9 (12; 27)
Cuenca Central (Córdoba y Santa Fe)	179	390 $\pm$ 490 (40; 1700)	334 $\pm$ 462 (18; 1900)	16 $\pm$ 4 (10; 30)
<b>Total (promedio)</b>	<b>329</b>	<b>439</b>	<b>203</b>	<b>17,85</b>

. Se puede observar que el tamaño de los establecimientos es mayor en las cuencas oeste y central y, que a su vez, se relaciona con un mayor número de vacas en ordeño por establecimiento. La productividad por vaca en ordeño (L leche/VO/día) es mayor en las cuencas de abasto norte y oeste, en consonancia con mejores condiciones agro-climáticas y de manejo de recursos forrajeros. Los resultados de información productiva de los establecimientos

encuestados son similares a los obtenidos por otros autores (Castignani y col., 2005).

Con respecto al manejo de los efluentes generados en la instalación de ordeño se pudo observar que el destino de los efluentes crudos, es variable. Los resultados se observan en la Figura 3.4.



**Figura 3.4** Destino de efluentes crudos en tambos de la Argentina (n= 329)

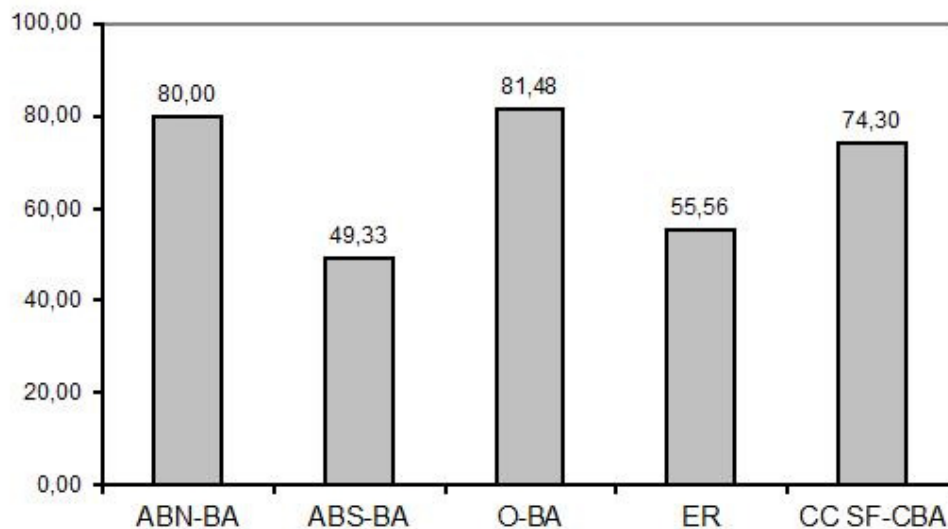
El mayor porcentaje (69%) corresponde a aquellos tambos que eliminan los desechos a algún tipo de laguna construida para este fin. A partir de la encuesta y de visitas a los establecimientos se pudo observar que estas lagunas no se diseñaban para que se realice un tratamiento adecuado de los efluentes, sino que eran utilizadas como lagunas las fosas que quedaban como consecuencia de la extracción de tierra realizada para elevar las instalaciones de ordeño (Nosetti y col., 2002a; Herrero y col., 2009). Trabajos realizados en otros países con un número similar de establecimientos mostraron resultados diferentes. En California, en un relevamiento similar realizado previo a la

---

implementación de normativas ambientales, se observó que el 96% de los establecimientos derivaba sus efluentes a las lagunas de tratamiento (Morse Meyer y col., 1997). En Europa se realizó una encuesta que incluyó a 27 países, con excepción de los países balcánicos y Rusia, y los resultados fueron similares a los obtenidos en California (Menzi, 2002), sin embargo en Gales (Smith y col., 2001) observaron valores semejantes a los de Argentina. En Nueva Zelanda los tambos poseían porcentajes similares en cuanto a la existencia de lagunas de tratamiento con posterior descarga (59%), hallándose diferencias en que el 41% restante lo aplicaba como riego directamente a cultivos (Flemmer y Flemmer, 2008).

Por otra parte cuando se analiza la información desglosada según cuencas lecheras (Figura 3.5) se observa que las cuencas de Abasto Sur y Entre Ríos son las que poseen menor porcentaje de lagunas de tratamiento.

Independientemente de las cuencas en las cuales se localizaban los establecimientos se observó que, en general, estas lagunas no poseen características semejantes. Muchas eran de forma rectangular, con dimensiones promedio de 100 m x 20 m y profundidad variable, entre 1m y 4 m, pero otras eran de forma irregular, dado como se mencionó anteriormente son fosas de extracción de tierra (Herrero y col., 2009).



**Figura 3.5** Porcentaje de tambos que poseen lagunas de tratamiento según cuencas lecheras (n= 329)

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., ER: Entre Ríos, CC SF-CBA: Cuenca Central Santa Fe y Córdoba

Se pudo obtener información de la cantidad de lagunas que componían los denominados "sistemas de tratamiento" en los 226 establecimientos (es decir en el 69% que poseía lagunas). De ellos el 52% poseía una sola laguna, el 42% dos lagunas conectadas y el 6% tres lagunas, no observándose diferencia en la cantidad de lagunas según las diferentes cuencas lecheras. Trabajos realizados en otros países mostraron valores similares en cuanto a la cantidad de lagunas por establecimiento (Morse Meyer y col., 1997; Flemmer y Flemmer, 2008). Imágenes de las "lagunas" halladas en los tambos se muestran en la Figura 3.6.

En el extenso estudio realizado por Menzi (2002) en Europa se pudo evaluar que, a excepción de algunos países mediterráneos (Grecia, Italia, España y Portugal) en los cuales las lagunas de tratamiento más del 70% de las lagunas eran excavadas en la tierra y con aislamiento por geomembrana, en el



---

resto de los países los efluentes crudos eran depositados en tanques de concreto, muchas veces cubiertos, a la espera de ser utilizados para la fertilización de cultivos. La capacidad de almacenamiento de estos tanques dependía del clima y generalmente permitía acumular el efluente hasta 6 meses, para poder esperar buenas condiciones para la aplicación a campo, siendo esta situación diferente a la relevada localmente (Herrero y col., 2009).

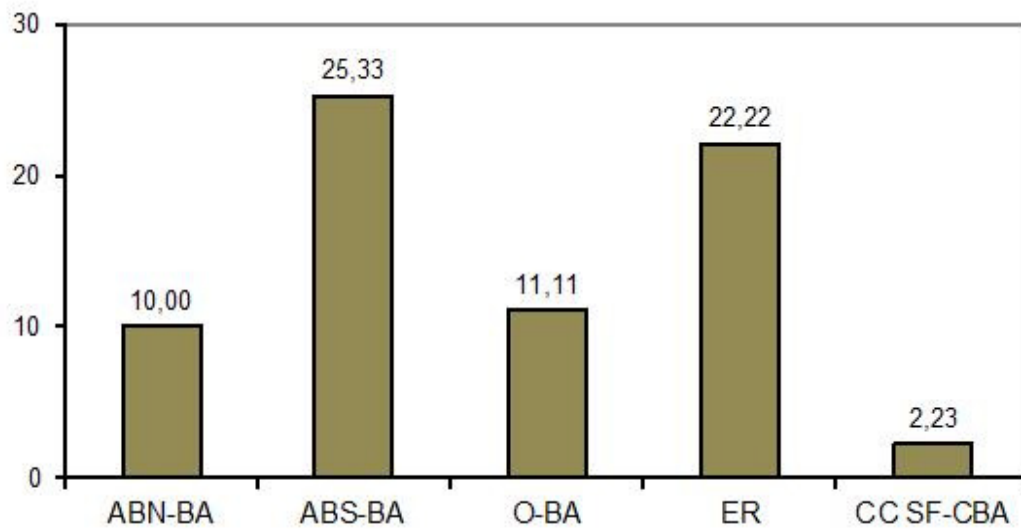


**Figura 3.6** imágenes obtenidas durante la realización de la encuesta de los tipos de lagunas existentes en los establecimientos.

Otro de los destinos, en el 10 % de los tambos, fue el vertido de los efluentes crudos a cuerpos de agua (arroyos o lagunas naturales cercanas). Estos resultados fueron menores al 20% que se había reportado inicialmente cuando se relevó información exclusivamente de algunas cuencas de Buenos



Aires (Nosetti y col., 2002b). Cuando se detalla la información por cuenca lechera se observa que el mayor porcentaje de vertido a cuerpos de agua, se realiza principalmente en aquellos establecimientos situados en las cuencas de Abasto Sur y de Entre Ríos (Figura 3.7), coincidiendo con las cuencas que poseen menor porcentaje de lagunas para tratamiento (Figura 3.5). Un análisis de esta situación nos lleva a pensar que estos resultados están asociados a que éstas dos cuencas se encuentran localizadas en zonas donde existe una mayor red hidrográfica superficial, facilitando el vertido (SSRH, 2005). Es importante considerar que el vertido de efluentes crudos es la situación que mayor impacto produce en los ecosistemas acuáticos, dado que el efluente llega sin ningún tratamiento a los cursos de agua (Figura 3.8). Esta práctica estaría limitada por normativas que impiden el vertido de efluentes sin tratamiento en todas las provincias evaluadas (Tabla 1.2, en Capítulo 1).



**Figura 3.7** Porcentaje de tambos que vierten efluentes crudos a cuerpos de agua según cuencas lecheras (n= 329).

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba



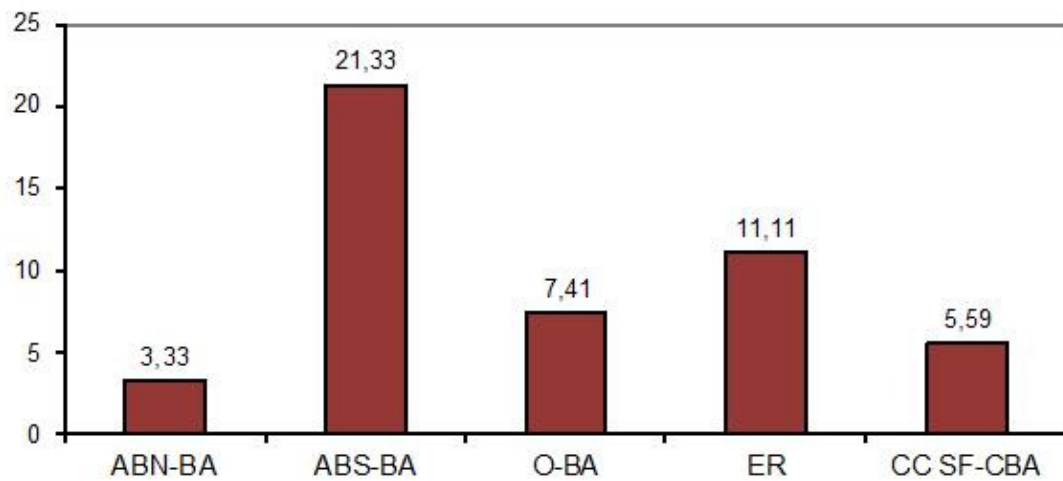
**Figura 3.8** Vertido de efluentes en tambos a potreros bajos y a cursos de agua observándose su impacto (derrames e inundación y eutrofización). Imágenes tomadas durante la realización de las encuestas.

La situación descrita difiere de la que se realiza en Holanda, Estados Unidos y otros países, donde los controles para el cumplimiento de las normativas existentes que impiden el vertido de efluentes a cursos de agua, limitan seriamente estas prácticas (Morse Meyer y col., 1997; Willers y col., 1999). En estudios realizados en la región se observó como la calidad química y microbiológica de los arroyos a los cuales se vierten estos efluentes se ve seriamente afectada (García y col., 2001; Galindo y col., 2004).

Otros de los destinos utilizados es el vertido a potreros bajos (9% de los tambos) (Figuras 3.8 y 3.9) y a cunetas (7%) (Figura 3.10).

Cuando se evalúa el destino de los efluentes crudos para fertilización de cultivos y forrajes se observa un escaso 5% de aplicación de esta técnica. Los valores por cuenca lechera indican que existe una mayor tendencia en Entre Ríos (11%), seguidas de Abasto Norte (7%), Cuenca Central (6%) y con mínimo uso en Abasto Sur (1,3%). En el caso de Entre Ríos podría deberse a que en la

zona existe una historia previa de reuso de gallinaza y cama de pollo como abono.



**Figura 3.9** Porcentaje de tambos que vierten efluentes crudos a potreros bajos según cuencas lecheras (n=329)

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba



**Figura 3.10** Salida de efluentes a cunetas y caminos desde las instalaciones de ordeño. Imágenes tomadas durante la realización de las encuestas.

---

En general se ha observado que las empresas que venden equipos de aplicación de efluentes (líquidos + sólidos) promueven esta práctica con el argumento de que, de esta manera, se eliminan los problemas de tratamiento de los efluentes (principalmente moscas, olores y cantidad de superficie necesaria para las lagunas). Estos argumentos no consideran la problemática asociada a la dispersión de microorganismos, cuando se riega con los efluentes crudos (Unc y Goss, 2004), ni las reglamentaciones vigentes en las diferentes provincias que limitan esta práctica (Tabla 1.2). Algunas imágenes de los equipos con tecnología más simple que se han observado en los establecimientos en los tambos se presentan en la Figura 3.11.

En otros países es una práctica que se realiza especialmente con los efluentes (líquidos) (Flemmer y Flemmer, 2008), aunque actualmente existen cada vez más estudios que prueban los problemas derivados por la presencia de microorganismos patógenos y por la contaminación de acuíferos (Goss y col., 1998; Conboy y Goss, 2000; Jamieson y col., 2002; Unc y Goss, 2004).

Independientemente del destino de los efluentes crudos se evaluó, como un aspecto de importancia, el porcentaje de tambos que realizan el tratamiento primario consistente en la separación de sólidos. Este tratamiento podría ser realizado tanto para la disposición posterior de líquidos sin tratamiento (generalmente riego de recursos forrajeros) o antes de realizar el tratamiento de los efluentes en las lagunas de estabilización (Brumm, 2002; Burton y Turner, 2003; Birchall y col., 2008; Salazar Sperberg, 2012).



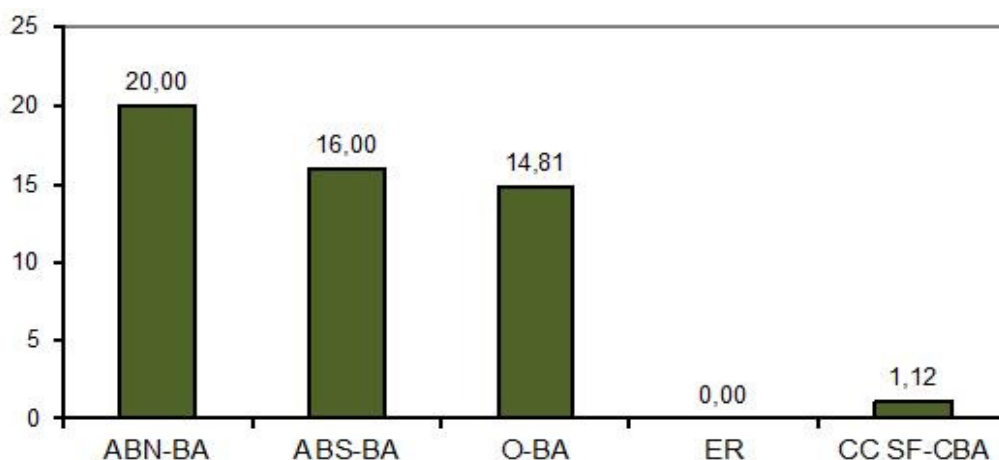
**Figura 3.11** Equipamiento de baja tecnificación generalmente utilizado en las cuencas lecheras para distribución de efluentes como fertilizantes.

Resulta escaso el número de tambos en los cuales se implementa esta práctica (Figura 3.12), a pesar de las ventajas que aporta, entre ellas, mejorar y facilitar el tratamiento de los líquidos y disminuir la sedimentación de sólidos en las lagunas con la consecuente prolongación del período de vaciado y limpieza de las mismas. Respecto a esta situación es importante destacar que de no separar sólidos, las lagunas se pueden colmatar en un plazo de 2 a 5 años (según tamaño, manejo y diseño de instalaciones) y cada limpieza tiene un costo equivalente a la construcción de una laguna nueva. Los productos del tratamiento primario, tanto el sólido como el líquido restante (efluentes con bajo



porcentaje de sólidos), es utilizado en diferentes países como fertilizante (Smith y col., 2001; Menzi, 2002; Birchail y col., 2008).

En los estudios realizados por Morse Meyer y col. (1997) se observó que el 98% de los productores de California separaba sólidos, con diferentes métodos según tamaño de establecimiento, utilizando métodos mecánicos, lagunas de evaporación o lagunas de decantación. Sin embargo, en el estudio realizado en diversos países europeos por Menzi (2002) se observó que en pocos países (Francia, Reino Unido y Europa del Este) se separan los sólidos. En éstos países el estiércol era apilado, rara vez compostado, en playas de cemento con pendiente hacia las lagunas para que los líquidos de escurrimiento sean tratados. Estas playas, en general, poseían una capacidad de almacenaje de dos a doce meses, capacidad que depende del clima (lluvias y bajas temperaturas) porque se limita su aplicación en invierno.



**Figura 3.12** Porcentaje de tambos que realizan separación de sólidos previo al tratamiento según cuencas (n=329)

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba

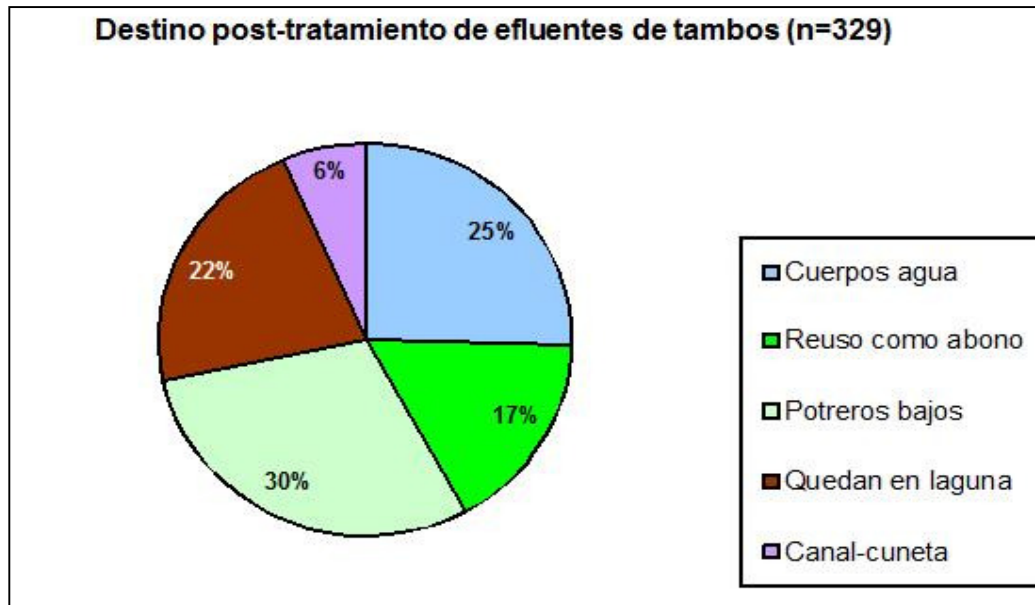
En la Figura 3.13 se observan imágenes de los tratamientos primarios utilizados, de una de las playas de almacenamiento para estacionar el estiércol y de maquinaria para su distribución como fertilizantes.

Cuando se analizó el destino de los efluentes tratados, se obtuvo una distribución diferente al caso de los efluentes crudos (Figura 3.14), observándose que se incrementa a un 25% aquellos casos que vierten a cuerpos de agua, a un 17% los que los reutilizan como fertilizantes y a un 29% los derivados a potreros bajos. Un 22% declara que los efluentes quedan indefinidamente en las lagunas, situación que resulta poco probable, dado que el ingreso de material nuevo y las precipitaciones torrenciales, frecuentes en esta región, generalmente terminan colmatando a las lagunas y produciendo la descarga del líquido final a potreros bajos y a cuerpos de agua cercanos (Herrero y col., 2009).



**Figura 3.13** Separación de sólidos, almacenamiento y aplicación de estiércol utilizados en la Argentina. Imágenes tomadas durante la realización de las encuestas.

Tanto la permanencia en estos sistemas de tratamiento mal diseñados, como los desbordes ocasionales estarían afectando la calidad del agua superficial en arroyos y lagunas cercanas a los predios (Galindo y col., 2004), siendo también fuente de contaminación de aguas subterráneas (Carbó y col., 2009).

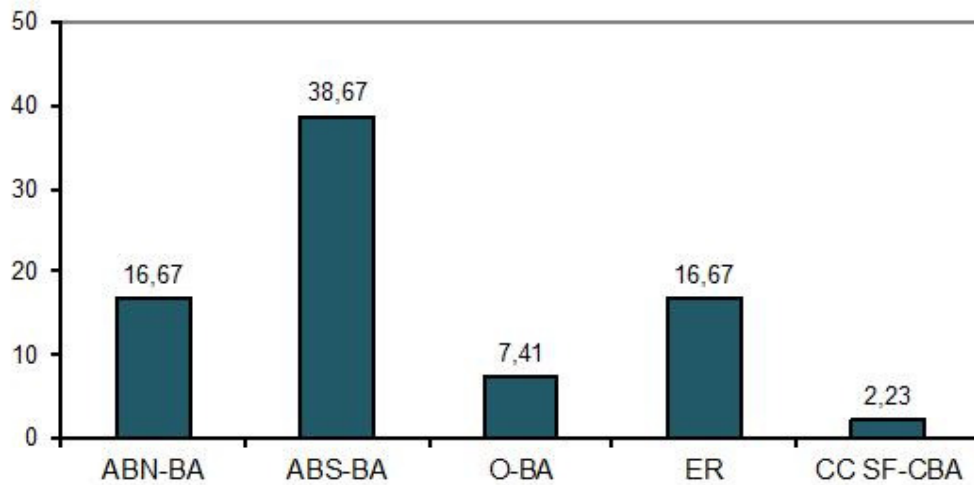


**Figura 3.14** Destino final de efluentes tratados en cuencas lecheras de Argentina (n=329)

Si ésta información es analizada por cuenca se observa (Figura 3.15) que el mayor porcentaje de vertido a cuerpos de agua se realiza en las cuencas de Abasto Sur y de Entre Ríos, situación que ya se había determinado para los efluentes crudos. Por otra parte, y también con tendencia similar a la de disposición de los efluentes crudos (Figura 3.16), se realiza en la zona de Entre Ríos el mayor uso como fertilizante.

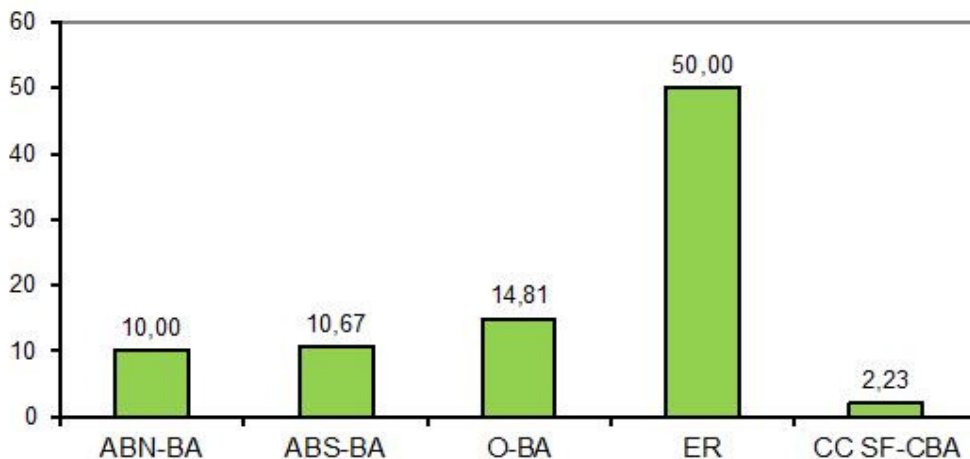


En otros países entre el 70 y el 90% de los productores utilizan como fertilizantes al sólido ó a los líquidos tratados. El 20% vende a otros productores los residuos sólidos, pero también (10%) pueden re-utilizarlos, en los sistemas estabulados, como cama para animales estabulados (Morse Meyer y col., 1997).



**Figura 3.15** Porcentaje de tambos que vierten efluentes tratados a cuerpos de agua según cuencas lecheras (n=226)

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba



**Figura 3.16** Porcentaje de tambos que reutilizan efluentes tratados como fertilizantes según cuencas lecheras (n=226)

**Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As., C-SF: Central Santa Fe y C-C: Central Córdoba

---

En el ámbito internacional se ha mejorado el uso de estiércol como fertilizante durante los últimos años, y actualmente los productores realizan análisis de su calidad y del suelo al cual será aplicado. Pocos países realizan compostaje de sólidos y algunos implementan tratamientos especiales para disminuir el contenido de nitrógeno (desnitrificación), dado que las mayores restricciones de aplicación se basan en las dosis de nitrógeno disponible a aplicar por hectárea y por año (Menzi, 2002). Esta situación no ocurre en la Argentina, donde son pocos los productores que utilizan estos residuos como abono, y además no se dispone de información local sobre cual sería el impacto en la productividad de cultivos y forrajes, ni en el ambiente (Herrero y col., 2009).

Otro aspecto evaluado fue la manera en que se realizaba el movimiento o transporte de los efluentes, ya sea desde las instalaciones de ordeño como efluente crudo o dentro de los sistemas de tratamiento, es decir entre las lagunas. Se observó que en todos los casos fue por gravedad, sin utilizar equipos de bombeo. En el 75% de los casos se realiza por canaletas de tierra apisonada, en el 23% restante por sistemas de canaletas de cemento abiertas y 2% en canaletas de cemento cerradas. Cabe destacar que en los países europeos (Menzi, 2002) existen normas, por ejemplo la UE 92/46, que exigen que los efluentes sean trasladados en canaletas de cemento y cerradas para su tratamiento o disposición distante de la instalación de ordeño, principalmente para disminuir el impacto que produce la presencia de moscas y la producción de olores. Estas normativas han motivado la conformación de un proyecto de trabajo en la Argentina que coordina el Instituto Nacional de Tecnología

Industrial (INTI), relacionado con un proceso de "homologación" del tambo Argentino a determinados requisitos para la exportación (INTI, 2007). Entre esas condiciones se encuentran: disponer de agua potable para el lavado de máquina de ordeñar y de un "estercolero" cerrado que debe ser vaciado diariamente, trasladando éstos residuos a una distancia mínima de 50 metros, tomándose las medidas necesarias para evitar la propagación de insectos.

Finalmente, se consultó sobre cuáles eran los cultivos a los que se les aplicaban estos residuos como fertilizantes, sobre la superficie afectada en los predios, así como sobre la periodicidad de aplicación. Esta pregunta fue respondida por muy pocos encuestados. Esto se debe al bajo porcentaje de productores que implementaban esta práctica y además porque, hasta el momento de la realización de ésta evaluación, la aplicación de efluentes o del estiércol, cuando se realizaba, se hacía sin una metodología similar entre los diferentes establecimientos.

En general los productores respondieron que, tanto los efluentes como el estiércol, se aplican a verdeos o a cultivos de cosecha. Respecto a la superficie, solo un 1% respondió que lo aplica en no más del 5% de la superficie del predio y con respecto a la periodicidad, la respuesta más frecuente fue "cuando puedo". Esta situación es preocupante dado que a veces se aplica en invierno, cuando no hay cultivos en activo crecimiento, con lo cual se incrementa la posibilidad de lixiviación y escurrimiento. Además las bajas temperaturas y la humedad favorecen la persistencia de la contaminación microbiológica (Goss y col., 1998; Abu-Ashour y col., 1994; Jamieson y col., 2002; Franz y col., 2008).

En otros países, dado la utilización masiva como fertilizantes, la capacidad de los sistemas de tratamiento está definida por las condiciones

---

climáticas que permiten o no la aplicación. Por ejemplo en los países europeos, los sistemas de almacenamiento de líquidos tienen una capacidad para contenerlos por seis meses y las playas de almacenamiento de sólidos, como ya se comentara, por dos a doce meses. En estos países las tasas de aplicación de efluentes son de 20 a 40 m<sup>3</sup>/ha y las del sólido de 20 a 50 toneladas de estiércol/ha. Los rangos observados se relacionan a la calidad de los residuos, asociada a la cantidad de nitrógeno; al tipo de cultivo en el cual serán aplicados y según las reglamentaciones de cada país. En todos los casos los países en los cuales se aplican las mayores dosis fueron Italia y Francia (Menzi, 2002).

### **3.3.2 Evaluación de la calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento en tambos**

Las muestras de los 37 sistemas de tratamiento correspondieron a lagunas de estabilización. La localización de los establecimientos fue: 15 en la cuenca de Abasto Norte, 11 en la cuenca de Abasto Sur y 11 en la cuenca Oeste. Del total de los establecimientos solamente dos poseían 3 lagunas de tratamiento y además separador de sólidos, los 35 restantes poseían una sola laguna sin separar sólidos, siendo una situación similar a la reportada en estudios anteriores por Nasetti y col., (2002ab).

Para conocer la capacidad de los sistemas de tratamiento se evaluó el tamaño y forma de las lagunas y la información descriptiva que se presenta en la Tabla 3.2, donde además se compara con la información productiva de los establecimientos. El comportamiento de los volúmenes de capacidad se muestra en la Figura 3.17.

Se puede observar que en general la longitud de las lagunas es similar entre los grupos, donde las mayores longitudes corresponden a lagunas que van acompañando cunetas, hasta llegar a arroyos o caminos. Con respecto al ancho, las de mayor tamaño, en los tambos grandes, corresponden a potreros bajos que son "preparados" con movimiento de tierra para recibir efluentes. La profundidad es variable, en general se observa que se encuentra entre 1 y 3 m, sin tener clara intención del tipo de tratamiento a realizar (aeróbico o anaeróbico).

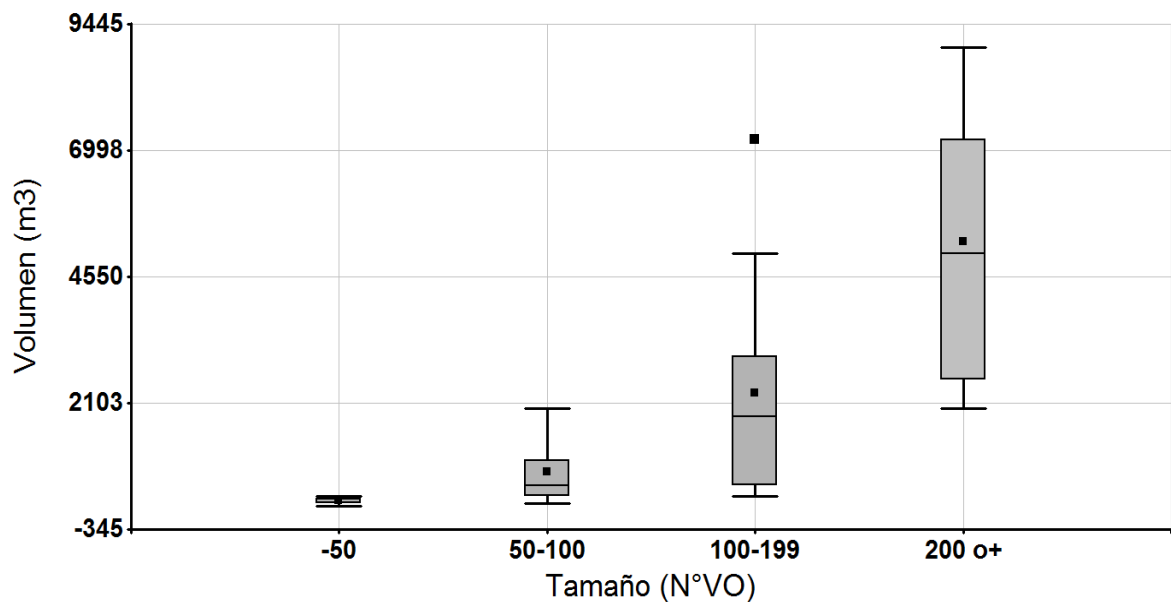
**Tabla 3.2** Características de las lagunas de tratamiento de efluentes según conjuntos de tambos agrupados por tamaño (mediana y mínimos; máximos)

		<b>Tamaño del establecimiento según N° de VO</b>			
		< 50	50 - 100	101- 200	> 200
Cantidad de VO		33 (12; 50)	75 (61; 92)	160 (108; 199)	366 (220; 400)
Productividad (L leche totales / día)		450 (300; 550)	1250 1000; 1800	3000 1700; 5200	6200 3900; 8000
Características de las lagunas	Largo (m)	50 (20; 300)	55 10; 200	50 20; 200	125 40; 200
	Ancho (m)	4 (1; 5)	6,5 (2; 12)	11 (2; 50)	17,5 (10; 40)
	Profundidad (m)	1 (0,5; 3)	1,95 (1; 5)	2,75 (1; 4)	3 (1; 6)
	Volumen (m <sup>3</sup> )	240 (100; 30)	506 (157; 2000)	1840 (300; 7200)	5000 (2000; 9000)

**Referencias:** VO (vacas en ordeño)

Se evaluó como los productores toman la decisión sobre la capacidad que deben tener las lagunas cuando se está diseñando una instalación de

ordeño. Se determinó que, en 10 de los tambos, las lagunas ocupaban el espacio que quedaba como consecuencia del movimiento de tierra realizado para elevar la construcción de las instalaciones, confirmándose esta asociación mediante la correlación obtenida entre el número de vacas en ordeño y capacidad de las lagunas ( $r_s= 0,76$ ) y entre la cantidad de litros de leche producidos y capacidad de las lagunas ( $r_s= 0,75$ ) ( $\alpha=0,05$ ) (Nosetti y col. 2002a).



**Figura 3.17** Capacidad de lagunas únicas para tratamiento de efluentes (m<sup>3</sup>) en tambos agrupados según tamaño (N° VO: vacas en ordeño).

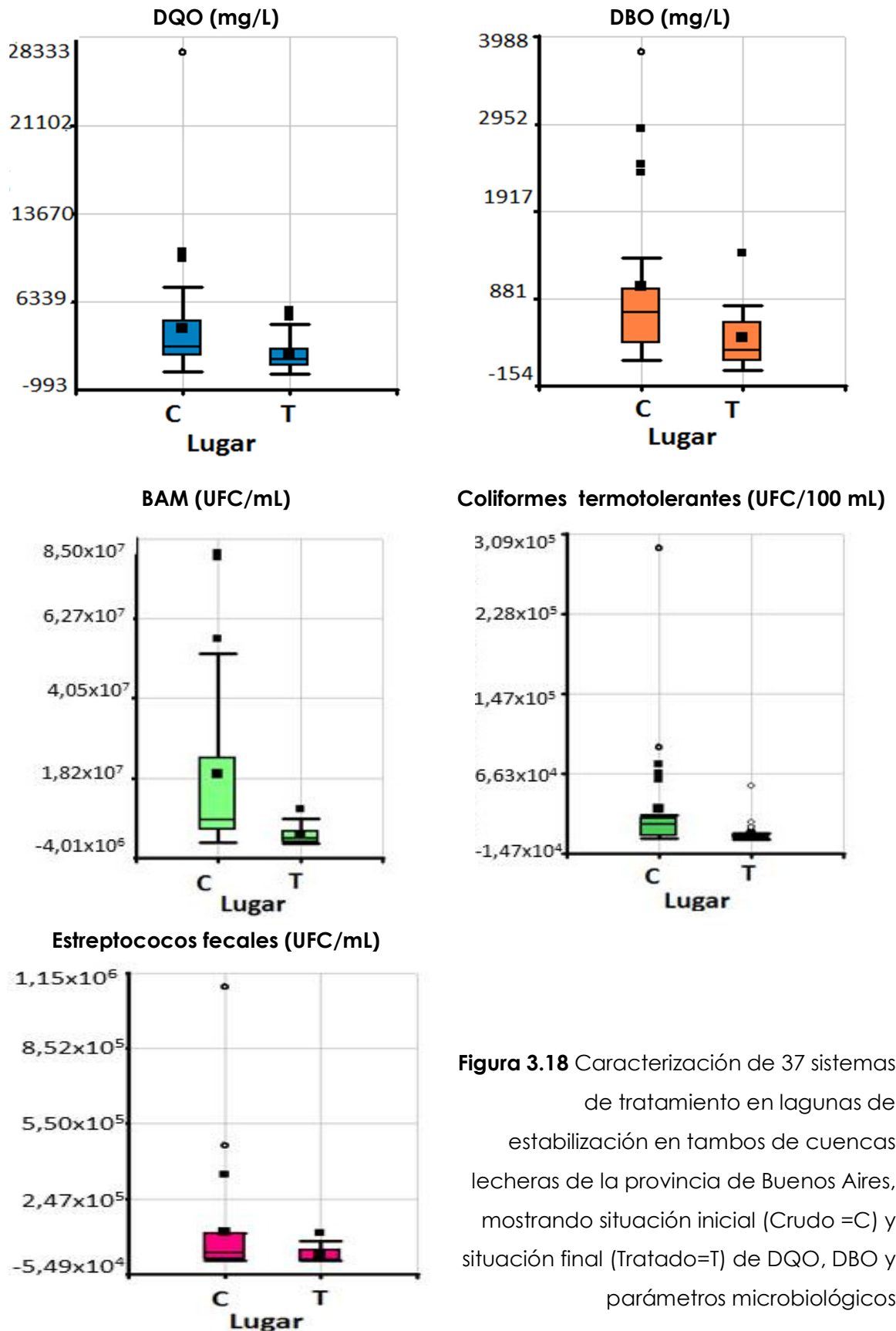
En las visitas realizadas durante los muestreos se observó que, en general, estas fosas quedan en los lugares en los cuales se extrajo tierra para la construcción del tambo y que su profundidad estaba determinada por la profundidad de la tosca<sup>9</sup>. Además, si bien éstas poseen una posición variable respecto a la instalación de ordeño, en general están orientadas siguiendo la pendiente natural a los bajos y cursos de agua facilitando el vertido natural a éstos cuerpos de agua.

<sup>9</sup> Tosca: material duro rico en carbonato de calcio, que se encuentra en el subsuelo de la región estudiada a una profundidad variable según cuencas.

Los resultados de la caracterización de la situación general respecto a la calidad microbiológica en efluentes crudos y tratados de los sistemas de tratamiento en los tambos, sin identificar a la cuenca lechera a la cual pertenecen, se presentan en la Figura 3.18 y en la Figura 3.19. Se observa variabilidad en todos los parámetros, especialmente en los valores obtenidos en los efluentes crudos. Los valores promedios obtenidos respecto a la Demanda Química de Oxígeno (DQO) fueron de 5147 mg/L en efluentes crudos (valores extremos de 510 y 27000 mg/L) y de 2305 mg/L en los puntos finales (efluentes tratados) de los sistemas de tratamiento (valores extremos de 340 y 5630 mg/L). Los valores promedio de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) para los puntos iniciales (efluentes crudos) fueron de 1015 mg/L (valores extremos de 152 y 3800 mg/L) y en los puntos finales (efluentes tratados) de 389 mg/L (valores extremos de 34 y 1420 mg/L). La DBO representó en promedio un 72% de la DQO en los efluentes crudos, siendo valores compatibles con el tipo de efluente "cloacal agropecuario" y un 57% en los tratados. La eficiencia expresada como porcentaje de remoción de DQO y de DBO fue de 28% y 43% respectivamente.

Los recuentos, tanto de bacterias aerobias mesófilas (BAM), coliformes termotolerantes, como *Streptococcus fecales*, son mayores en los efluentes crudos que en los tratados, mostrando una marcada variabilidad de acuerdo a las diversas situaciones de manejo de los animales durante el ordeño en los diferentes tambos.

Se analizó la correlación entre DQO y DBO, tanto en efluentes crudos ( $r_s = 0,72$ ) como en tratados ( $r_s = 0,76$ ), observándose que en ambos casos se encuentran asociados (Prueba de Correlación de Spearman,  $\alpha = 0,05$ ).



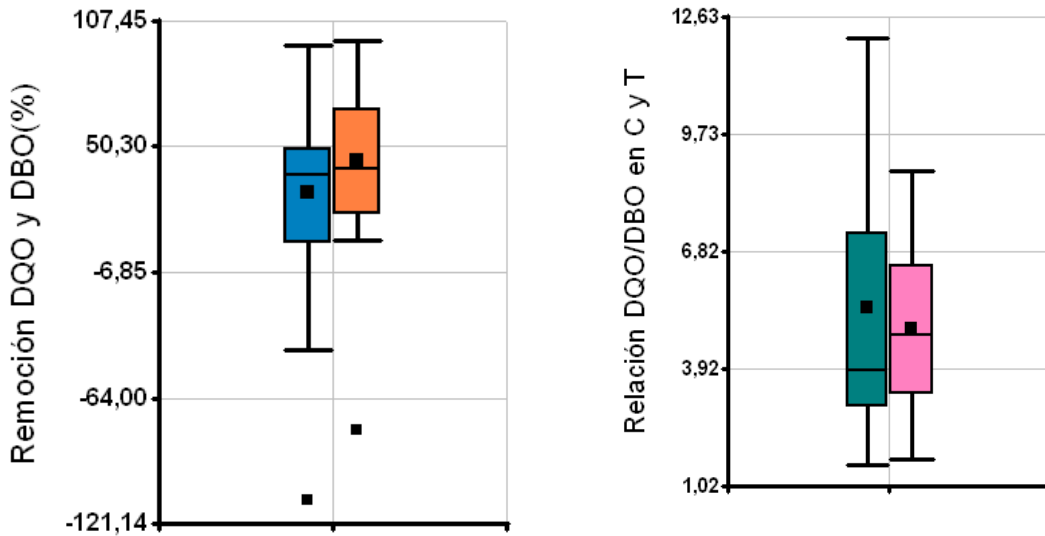
**Figura 3.18** Caracterización de 37 sistemas de tratamiento en lagunas de estabilización en tambos de cuencas lecheras de la provincia de Buenos Aires, mostrando situación inicial (Crudo =C) y situación final (Tratado=T) de DQO, DBO y parámetros microbiológicos



La eficiencia de tratamiento, medida como DQO y DBO, entre los efluentes crudos y tratados se analizó por la Prueba de muestras apareadas de Wilcoxon, mostrando diferencias significativas entre puntos inicial y final, tanto para DQO como para DBO ( $p < 0,05$ ). Es decir que, en general, las lagunas de tratamiento tienen cierta eficiencia, a pesar de que no reducen la carga orgánica hasta valores que permitan ser vertidos a cuerpos de agua. Los valores permitidos de DQO son entre 125 y 250 mg/L y para DBO entre 30 y 50 mg/L, para efluentes líquidos según las diferentes reglamentaciones provinciales vigentes (Tabla 1.2).

Además, se evaluó la eficiencia de estos procesos mediante la relación DQO/DBO (Figura 3.19), que indica el grado de biodegradabilidad del efluente. Por ejemplo, una relación mayor a 2 permite inferir la presencia de material orgánico biodegradable. En los efluentes agropecuarios crudos una relación DQO/DBO mayor a 5:1 se considera de baja degradabilidad. Lo más frecuente es hallar valores entre 7:1 y 12:1 (Birchal y col., 2008). En las muestras analizadas en este trabajo de tesis se observó que si bien esta relación disminuye con el tratamiento, los valores promedio en efluentes crudos fueron de 5,52 versus los valores promedio en efluentes tratados de 5,07, pero con valores menos dispersos para éstos últimos, siendo los valores extremos de DQO/DBO en los efluentes crudos de 1,55 y 12,10 y en los tratados de 1,69 y 8,64.

En la Tabla 3.3 se presentan los valores de DQO y DBO según la localización de los tambos en las cuencas y los resultados de la comparación entre la calidad inicial (efluentes crudos), la calidad final (efluentes tratados) y la eficiencia de tratamiento entre las diferentes cuencas lecheras (Prueba de Kruskal Wallis,  $\alpha = 0,05$ ).



Porcentaje de remoción de DQO (azul) y DBO (naranja) entre efluentes crudos y tratados.

Relación DQO/DBO entre efluentes crudos (verde) y tratados (rosa).

**Figura 3.19** Eficiencia de los procesos de tratamiento según porcentaje de remoción para DQO y DBO y relación DQO/DBO.

Se observa que existe diferencia significativa solamente entre la DQO de los efluentes crudos entre las cuencas de Abasto Sur y Oeste ( $p < 0,05$ ). No se observan diferencias entre las cuencas ( $p > 0,05$ ), para DQO de los efluentes tratados ni para el porcentaje de remoción de DQO. En el caso de la DBO, no se observan las diferencias halladas para la DQO de efluentes crudos, tanto para la DBO de efluentes crudos como para la DBO de efluentes tratados ( $p > 0,05$ ). Tampoco se halló diferencias significativas entre las cuencas para el porcentaje de remoción de DBO ( $p > 0,05$ ). Cuando hubo remoción, se observó que los porcentajes de remoción de DQO oscilaron entre 6% y 96,5%, mientras que para la DBO los porcentajes de remoción estuvieron comprendidos entre 8,0% y 98,6%. Evidentemente los sistemas de manejo resultaron similares en las diferentes cuencas lecheras, sin embargo se debe tener en cuenta la presencia de una

gran variabilidad entre tambos en todas las cuencas, expresado por los valores mínimos y máximos hallados, para todos los parámetros evaluados.

**Tabla 3.3** Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) de efluentes crudos y tratados y porcentaje de reducción en tambos según localización en Cuencas Lecheras de Buenos Aires, expresado como mediana, (mínimo; máximo).

Cuencas Lecheras		Abasto Norte (n=15)	Abasto Sur (n=11)	Oeste (n=11)
DQO (mg/L)	Efluente crudo	2488 <sup>ab</sup> (945; 7257)	1450 <sup>a</sup> (510; 27000)	4502 <sup>b</sup> (1761; 10467)
DQO (mg/L)	Efluente tratado	1789 <sup>a</sup> (449; 3475)	1075 <sup>a</sup> (550; 2062)	3800 <sup>a</sup> (340; 5630)
% de remoción		32,5 <sup>a</sup> (0; 93,8)	26,5 <sup>a</sup> (0; 96,5)	19,9 <sup>a</sup> (6,10; 92,5)
DBO (mg/L)	Efluente crudo	696 <sup>a</sup> (152; 1368)	394 <sup>a</sup> (216; 2480)	910 <sup>a</sup> (512; 3800)
DBO (mg/L)	Efluente tratado	230 <sup>a</sup> (51; 680)	229 <sup>a</sup> (34; 596)	750 <sup>a</sup> (42; 1420)
% de remoción		32,7 <sup>a</sup> (8; 91,5)	32,1 <sup>a</sup> (0; 98,6)	54,6 <sup>a</sup> (12,09; 98,6)

<sup>a-b</sup> Letras distintas en filas indican que se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) Prueba de Kruskal Wallis

Los resultados de la calidad microbiológica de los efluentes crudos y tratados según cuencas, se presentan en la Tabla 3.4. Para todos los parámetros (BAM, CT y EF) no se hallaron diferencias significativas entre las cuencas (Prueba de Kruskal Wallis,  $p > 0,05$ ), ni para los valores en efluentes crudos ni para los tratados. Se observó una disminución en el número de coliformes termotolerantes y de estreptococos fecales entre los efluentes crudos y tratados

del 50,0% y 61,5%, respectivamente. Como en el caso de la DQO y DBO, se presenta gran amplitud en los valores de los recuentos (mínimos y máximos).

Todos los resultados presentados muestran que no hay diferencias ni en la calidad, ni en las eficiencias de los tratamientos entre las diferentes zonas de producción lechera de la provincia de Buenos Aires.

**Tabla 3.4** Recuentos de bacterias aerobias mesófilas (BAM), de Coliformes termotolerantes (CT) y de Estreptococos fecales (EF) hallados en efluentes crudos (C) y tratados (T), en tambos de Cuencas Lecheras de Buenos Aires, expresado como mediana (mínimo; máximo)

Cuencas Lecheras	Abasto Norte (n=13)	Abasto Sur (n=10)	Oeste (n=8)
BAM C (UFC/mL)	4,3 X 10 <sup>6</sup> (1,3 X10 <sup>6</sup> ; 5,3X10 <sup>7</sup> )	6,6 X 10 <sup>6</sup> (1,2X10 <sup>6</sup> ; 8X10 <sup>7</sup> )	1,1 X 10 <sup>7</sup> (3,9X10 <sup>5</sup> ; 8,1X10 <sup>7</sup> )
BAM T(UFC/mL)	1,6 x10 <sup>6</sup> (3,0x10 <sup>4</sup> ; 9,6x10 <sup>6</sup> )	1,65 x10 <sup>6</sup> (3,7x10 <sup>4</sup> ; 6,8x10 <sup>6</sup> )	8,5 x10 <sup>5</sup> (5,9x10 <sup>4</sup> ; 6,2x10 <sup>6</sup> )
CT C (UFC/100 mL)	1,7 x 10 <sup>4</sup> (2,0x10 <sup>2</sup> ; 7,6x10 <sup>4</sup> )	1,5 x 10 <sup>4</sup> (7,3x10 <sup>2</sup> ; 4,2x10 <sup>6</sup> )	4,2 x 10 <sup>4</sup> (4,2x10 <sup>3</sup> ; 2,9x10 <sup>6</sup> )
CT T(UFC/100 mL)	1,7 x10 <sup>3</sup> (7,0x10 <sup>2</sup> ; 1,7x10 <sup>4</sup> )	7,4 x 10 <sup>3</sup> (7,0x10 <sup>2</sup> ; 5,4 x10 <sup>4</sup> )	3,3 x 10 <sup>4</sup> (6,0x10 <sup>2</sup> ; 1,1x10 <sup>6</sup> )
EF C(UFC/100 mL)	7,3 x 10 <sup>4</sup> (4,5x10 <sup>2</sup> ; 1,1x10 <sup>7</sup> )	1,6 x 10 <sup>4</sup> (1,4 x10 <sup>2</sup> ;4,6x10 <sup>5</sup> )	2,6 x 10 <sup>4</sup> (2,7x10 <sup>3</sup> ;1,1x10 <sup>5</sup> )
EF T(UFC/100 mL)	1,3 x 10 <sup>4</sup> (4,5x10 <sup>2</sup> ; 1,1x10 <sup>5</sup> )	5,8 x10 <sup>3</sup> (2,5x10 <sup>2</sup> ; 1,1x10 <sup>5</sup> )	1,2x10 <sup>3</sup> (60; 4,5x10 <sup>3</sup> )

Los resultados obtenidos de DQO, de DBO y de los diferentes parámetros microbiológicos, corresponden a estos tipos de efluentes en los cuales la carga

orgánica es importante, sobre todo cuando se realizan prácticas que favorecen la llegada de leche cruda (Birchal y col., 2008).

Los valores obtenidos fueron similares a estudios preliminares realizados en las mismas cuencas (Nosetti y col., 2001) e inferiores a los obtenidos para cuencas de Santa Fe y Córdoba (Taberna y col., 2004). Los estudios preliminares (Nosetti y col., 2001) realizados en Buenos Aires, si bien evaluaron menor cantidad de muestras (n=9), no mostraron tampoco diferencias de valores entre las cuencas. Para el caso de los valores obtenidos de DQO y DBO, tanto en efluentes crudos como tratados, resultaron superiores a otros estudios realizados en tambos con sistemas similares en Nueva Zelanda (Craggs y col., 2004; Flemmer y Flemmer, 2008) y similares a los reportados en Australia por Birchall y col. (2008). En los sistemas descritos para Nueva Zelanda, se indica que utilizan separadores de sólidos y dos lagunas (una anaeróbica y a continuación una facultativa), sistema que reduce la carga orgánica. En los sistemas evaluados en este trabajo de tesis se observaron valores similares en los resultados hallados de coliformes termotolerantes a los informados por Ross y Donnison (2003) y por Flemmer y Flemmer (2008).

Según estos antecedentes se seleccionaron algunos de los sistemas de tratamiento para realizar análisis del contenido de nutrientes, totalizando 25 lagunas. El criterio de selección se realizó considerando que las muestras deberían provenir de tambos con tamaño diferente, con lagunas únicas y ubicados en diferentes cuencas lecheras.

Los resultados de los análisis físico-químicos (pH, conductividad eléctrica, Fósforo total, Nitrógeno total, Amonio, Nitratos y Potasio) de las lagunas, se

analizaron según cuenca lechera. No se hallaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) para ninguno de los parámetros (Prueba de Kruskal Wallis), ni entre los valores en los efluentes crudos, ni entre los valores en los efluentes tratados entre cuencas. De acuerdo a estos resultados se evaluó la eficiencia en el tratamiento de estos nutrientes y para pH y CE, en el total de las lagunas estudiadas mediante la Prueba de Wilcoxon para muestras apareadas ( $\alpha = 0,05$ ). En la Tabla 3.5 se presentan los resultados.

**Tabla 3.5** Valores iniciales (efluentes crudos) y finales (efluentes tratados) de diferentes parámetros físico-químicos hallados en lagunas de tratamiento de efluentes en cuencas lecheras de Buenos Aires (n= 26), expresados como mediana (mínimos;- máximos)

	<b>Efluente Crudo</b>	<b>Efluente tratado</b>
pH	7,22 <sup>a</sup> (6,64; 9,16)	7,70 <sup>a</sup> (7,14; 8,3)
Conductividad eléctrica (mS/cm)	3,69 <sup>a</sup> (0,93; 20,2)	3,45 <sup>b</sup> (0,88; 21,4)
Fósforo total (mg/L)	36 <sup>a</sup> (7,3; 130)	34,5 <sup>b</sup> (5,2; 86)
Nitrógeno total Kj (mg/L)	219,1 <sup>a</sup> (28; 840)	111,6 <sup>b</sup> (25 ; 809)
Amonio (mg/L)	211 <sup>a</sup> (3; 340,7)	205,5 <sup>a</sup> (1,7; 442)
Nitratos (mg/L)	4,9 <sup>a</sup> (2,7; 21)	10,6 <sup>a</sup> (2,1; 58)
Potasio (mg/L)	242 <sup>a</sup> (84; 427)	236 <sup>b</sup> (16; 369)

<sup>a,b</sup> Letras diferentes en filas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ), Prueba de Wilcoxon

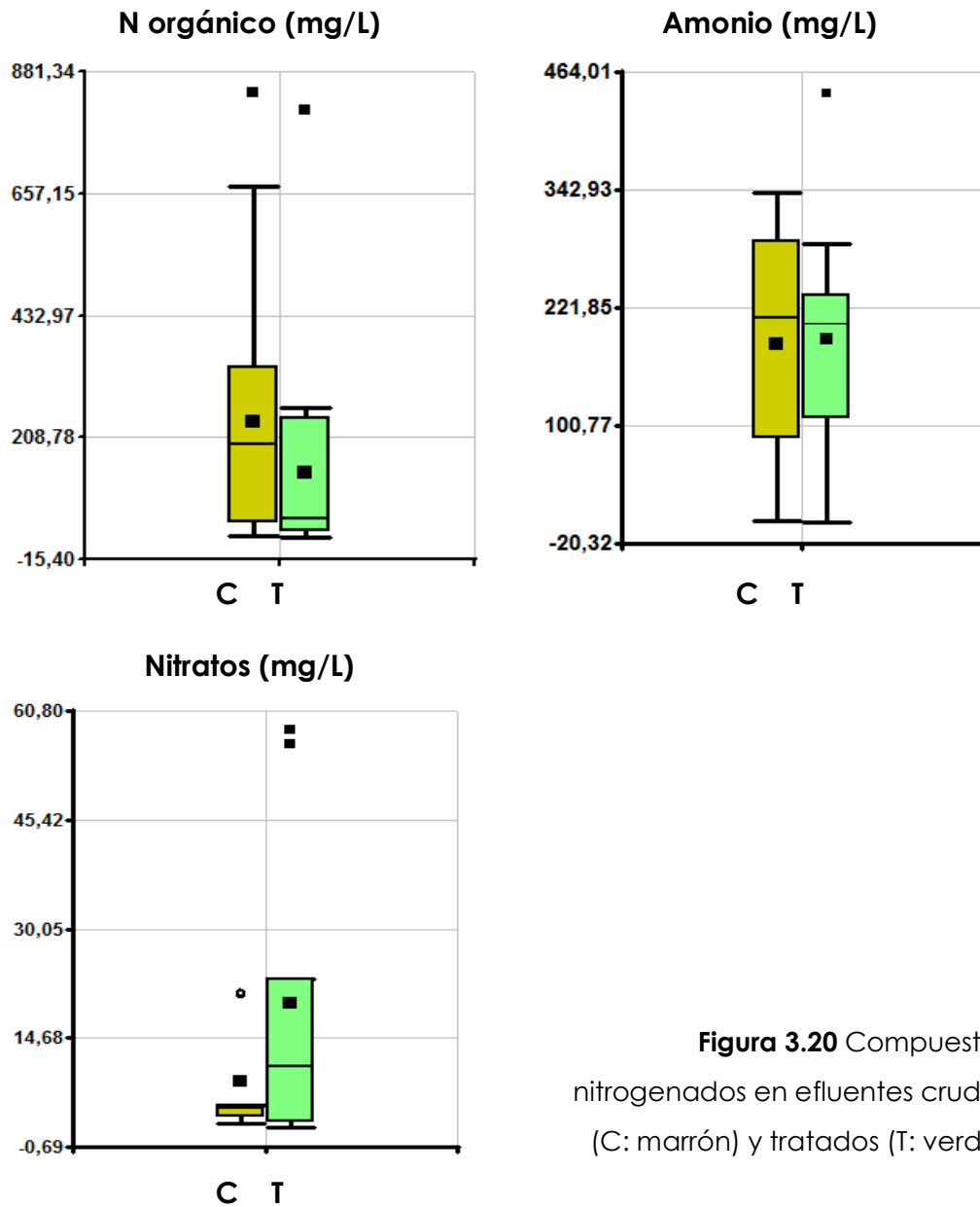
Se observa que en los casos de la conductividad eléctrica y para el contenido nitrógeno total (Kj), de fósforo y de potasio se hallaron diferencias significativas entre los valores de los efluentes crudos y los tratados ( $p < 0,05$ ). Para

el resto de los parámetros no se hallaron diferencias ( $p>0,05$ ). Se observó una remoción promedio de nitrógeno del 32,5%, del fósforo total del 9,2% y del potasio del 23%.

El comportamiento de los compuestos nitrogenados se muestra en la Figura 3.20, donde se observa dispersión de los valores obtenidos, con una disminución del N orgánico hacia nitratos por la propia mineralización de la fracción orgánica. En el caso del amonio se observa que prácticamente se mantienen similares los valores en efluentes crudos y tratados. En los tratamientos en lagunas de estabilización se espera que el amonio disminuya por efecto de su conversión hacia emisión de amoníaco, sin embargo la falta de separación de sólidos previo a las lagunas, sumado a la grasa de la leche, tiende a formar una capa sólida en superficie, que limita estos procesos y podría explicar los resultados obtenidos (Amon y col., 2006; Dairying and the Environment Committee, 2006).

Si se comparan estos valores con los obtenidos en tambos de otros países (Westerman y col., 1985; Longhurst y col., 2000; Menzi, 2002; Houlbrooke y col., 2004; Salazar Sperberg y col, 2007 y 2010; Birchall y col., 2008) se observa que el contenido de nutrientes es variable en todos los estudios y los rangos resultan similares a los presentados en el presente trabajo de investigación, con menores valores medios. Como comprobaron Salazar Sperberg y col. (2010), la causa de la variabilidad encontrada podría estar relacionada a distintas estrategias de alimentación animal, de tipo y edad del animal, y al propio manejo de los efluentes. Cuando se pretende comparar los resultados obtenidos (Tabla 3.5) con los de tambos de países con características similares de producción, como Chile y Uruguay (Salazar Sperberg y col., 2007 y 2010, se observa que las

diferencias entre los sistemas de manejo de efluentes entre los países y la falta de protocolos de muestreo y análisis de los efluentes, incide en las diferencias halladas entre los contenidos de nutrientes, haciendo difícil su comparación.



**Figura 3.20** Compuestos nitrogenados en efluentes crudos (C: marrón) y tratados (T: verde)

Además, con el fin de determinar si los valores hallados en los efluentes tratados resultan compatibles con las reglamentaciones de vertido a cuerpos de agua, se evaluaron las reglamentaciones existentes en las provincias en las



cuales se encuentra la mayor cantidad de establecimientos dedicados a la producción de leche. Con estos valores se construyó la Tabla 3.6 en la cual se compara las reglamentaciones existentes para establecer el porcentaje de muestras que cumplen con los parámetros establecidos.

**Tabla 3.6** Porcentaje de muestras de efluentes tratados que exceden los límites permisibles para su vertido a cuerpos de agua superficial según diferentes normativas provinciales coincidentes con cuencas lecheras.

<b>Parámetros</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>% de muestras</b>
pH	6-9	6,5-10	6,5-8,5	5,5-10	6,5-10	<b>0%</b>
DQO(mg/L)	-	250	125	-	250	<b>100%</b>
DBO(mg/L)	30					<b>100%</b>
	50	50	50	50	50	<b>90%</b>
Coliformes Totales (NMP/100 mL)	5000	-	5000	5000	20000	-
Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	1000		1000			<b>66%</b>
		2000		-		<b>37%</b>
					5000	<b>22%</b>
Fósforo (mg/L)	0,5					
	1	1	2	-	3	<b>100%</b>
Nitróg. Org. (mg/L)	10					
	20	10	15	-	15	<b>100%</b>

(1)Decreto 415-99, Provincia de Córdoba, (2) Resolución 336-03, Provincia de Buenos Aires, (3) Resolución 1089-82, Provincia de Santa Fe, (4) Decreto 5837, Provincia de Entre Ríos y (5)Decreto 2793-06, Provincia de La Pampa

DQO: Demanda Química de Oxígeno, DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno

Se observa que si bien existe disminución en los valores de los parámetros evaluados entre los efluentes crudos y tratados, esta eficiencia no resulta suficiente para que puedan realizar su vertido a cuerpos de agua. La mejor situación se observó para el pH y para coliformes fecales dependiendo, en este

---

último caso, en la provincia en la cual se encuentre el tambo. Cabe destacar que los menores valores hallados para todos los parámetros analizados (químicos y microbiológicos) correspondieron a los dos sistemas de tratamiento de efluentes que poseían separador de sólidos y tres lagunas, mostrando la importancia del diseño de instalaciones de tratamiento para estos efluentes.

Finalmente, y como un aporte al análisis de la calidad y eficiencia de los tratamientos empleados, en combinación con el posible impacto del reuso agropecuario o vertido de estos efluentes, se presenta la evaluación por ensayos de toxicidad en semillas (*Latuca sativa*), de ocho de los efluentes tanto crudos, como luego de su tratamiento con una única laguna.

El bioensayo con semillas fue seleccionado porque resulta compatible con efluentes que contienen alta carga orgánica (Dutka, 1989; van Beelen, 2003) y porque podría servir para orientar el uso de estos efluentes como riego de especies forrajeras a la siembra (Hoekstra y col., 2002; Gutierrez y col., 2013). Los resultados se presentan en la Tabla 3.7.

En los efluentes crudos se observa toxicidad en T1, T2, T3, T4, T5 y T6, si bien en T4 y T6 la toxicidad es menor que en los otros casos, y no se presentan problemas de toxicidad en T7 y T8 dado los valores medios de  $CE_{50}$ . En los efluentes tratados la toxicidad continúa en T1, T2 y T5 y no presentarían toxicidad los efluentes tratados de las lagunas de T3, T4, T6, T7 y T8.

Cuando se analizaron estos resultados respecto a los valores obtenidos de DQO y DBO, de cada uno de efluentes crudos se comprobó que los mayores valores tanto para DQO (entre 2000 y 9000 mg/L) como para DBO (700 a 3800 mg/L) se presentaron en los efluentes que resultaron tóxicos. Sin embargo esta

situación no es consistente con los valores que se presentaron en los efluentes tratados, dado que algunos de los mayores valores se presentaron en los efluentes que no resultaron tóxicos (DQO en T3 de 5600 mg/L y en T8 de 2000 mg/L y DBO en T3 1400 mg/L y en T8 de 270 mg/L). Estos resultados coinciden con trabajos en los cuales se ha tratado de comparar la evaluación ecotoxicológica con los resultados de DQO y DBO llegando a resultados tan variables y similares a los este estudio (Hernando y col., 2005).

**Tabla 3.7** Evaluación de la toxicidad de efluentes crudos y tratados por *Lactuca sativa* expresado como CE<sub>50</sub>, 120 h (%v/v)

Tambo	Efluente crudo	Efluente tratado
T1	19,0 (14,1-25,1)*	25,1 (17,0-37,1)*
T2	61,7 (34,6-100)*	14,4 (11,2-18,4)*
T3	28,1 (20,0-37,8)*	>100
T4	71,6 (63,8-80,5)*	>100
T5	24,9 (18,8-33,1)*	26 (20,9-32,6)*
T6	73,5 (70,2-89,3)*	>100
T7	93,8 (80,2-109,6)*	>100
T8	95,6 (82,2-110,9)*	>100

\*Intervalo de confianza al 95%; CE<sub>50</sub>: concentración efectiva 50

Por otra parte, la conductividad eléctrica de los efluentes no resultó mayor a 4 mS/cm en ninguna de las muestras, siendo los mayores valores en T2, T3 y T4. Trabajos realizados por Gutierrez y col. (2013) demostraron que aún con valores de más de 10 mS/cm no fue inhibida la germinación de diferentes forrajeras leguminosas con distinto grado de sensibilidad a la salinidad, cuando

---

el efluente fue aplicado a la siembra. Estos resultados también fueron obtenidos por Bazzigalupi y col. (2008) con diferentes genotipos de forrajeras gramíneas. Además se compararon los resultados de nitrógeno total (mg/L) de las muestras de efluentes crudos y tratados. Para el caso de efluentes crudos los mayores valores de nitrógeno total correspondieron a T1, T2, T3 y T5 (entre 200 y 430 mg/L) y para efluentes tratados T1 (150 mg/L) y T2 (250 mg/L). Se determinó el contenido de nitritos por considerarse un compuesto que puede afectar el desarrollo de raíces (Lee, 1979) registrándose solo valores detectables y mínimos en T2 (1,8 mg/L).

Estos resultados muestran una variedad de situaciones que sugieren que la utilización de estas pruebas es complementaria a las evaluaciones de laboratorio tradicionales. El impacto de la composición de los efluentes no podría ser evaluado por un solo parámetro por ser éstas mezclas complejas de diferentes compuestos.

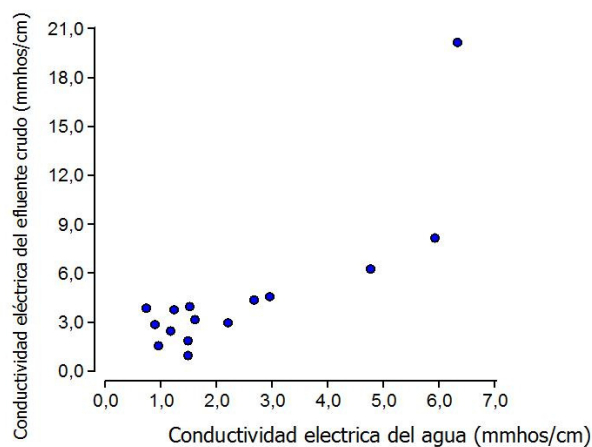
Para sintetizar, los resultados obtenidos en esta sección dedicada a la evaluación y diagnóstico de funcionamiento de los tipos de tratamiento de efluentes utilizados en las cuencas lecheras se puede resumir en que los valores hallados en todas las evaluaciones realizadas, demuestran la falta de eficiencia de una única laguna de estabilización para el tratamiento de los efluentes provenientes de los tambos. Sería importante la implementación de una correcta separación de sólidos previo al tratamiento biológico, que permita disminuir la alta carga orgánica del efluente, como así también la instalación de un sistema de lagunas de estabilización adecuadamente dimensionadas y controladas.

### 3.3.3 Ensayo A

#### Influencia de distintos factores asociados a la calidad y manejo del agua en instalaciones de ordeño sobre la calidad de los efluentes

##### 3.3.3.1 Salinidad de fuentes de agua

La salinidad del agua, expresada por su conductividad eléctrica (mS/cm) en las 16 perforaciones de las instalaciones de ordeño de los tambos, se asoció con la conductividad eléctrica (mS/cm) de sus respectivas lagunas de efluentes, obteniéndose un coeficiente  $r_s = 0,78$  (Spearman,  $p < 0,05$ ) (Figura 3.21).



**Figura 3.21** Relación entre la Conductividad Eléctrica del agua del tambo y la de los efluentes

Es importante destacar que en las cuencas lecheras el agua disponible tiene problemas por excesivo contenido en sales totales disueltas (Capítulo 2), donde a excepción de la cuenca de Abasto Norte (Buenos Aires), existe un gran porcentaje de los tambos que poseen agua subterránea disponible con

---

contenidos de sales totales mayores a 1000 mg/L (0,75 – 0,90 mS/cm aproximadamente). Esta situación expone a muchos establecimientos a tener un efluente, clasificado según las normas Riverside para aguas para riego (Ayers y Wescot, 1987), con salinidad moderada y en algunos casos como grave, dado que como puede observarse en la Tabla 2.2 y en la Figura 2.2 se presentan en la cuenca O-BA los mayores valores y la mayor dispersión llegando hasta 15382 mg/L con gran proporción de muestras en valores intermedios entre 3000 y 6000 mg/L. En estos últimos casos los efluentes que se usen para riego, deberían hacerlo en especies vegetales que tengan tolerancia a la salinidad y/o en suelos con buen drenaje (Toze, 2006).

Este análisis permitió obtener un indicador rápido, en instalaciones de ordeño, para obtener una primera aproximación a la posibilidad de reuso de los efluentes como fertilizantes de cultivos y forrajes considerando su conductividad eléctrica (como expresión de su salinidad). En general, los productores poseen resultados de análisis del agua de la perforación de la instalación de ordeño, por lo cual considerando el contenido de las sales en el agua y según clasificaciones de aptitud de aguas para riego muy utilizadas, como la de Riverside (Ayers y Wescot, 1987), se puede realizar un diagnóstico rápido de si los efluentes podrán o no ser dispuestos como riego de cultivos o forrajes.

### **3.3.3.2 Prácticas de reuso del agua**

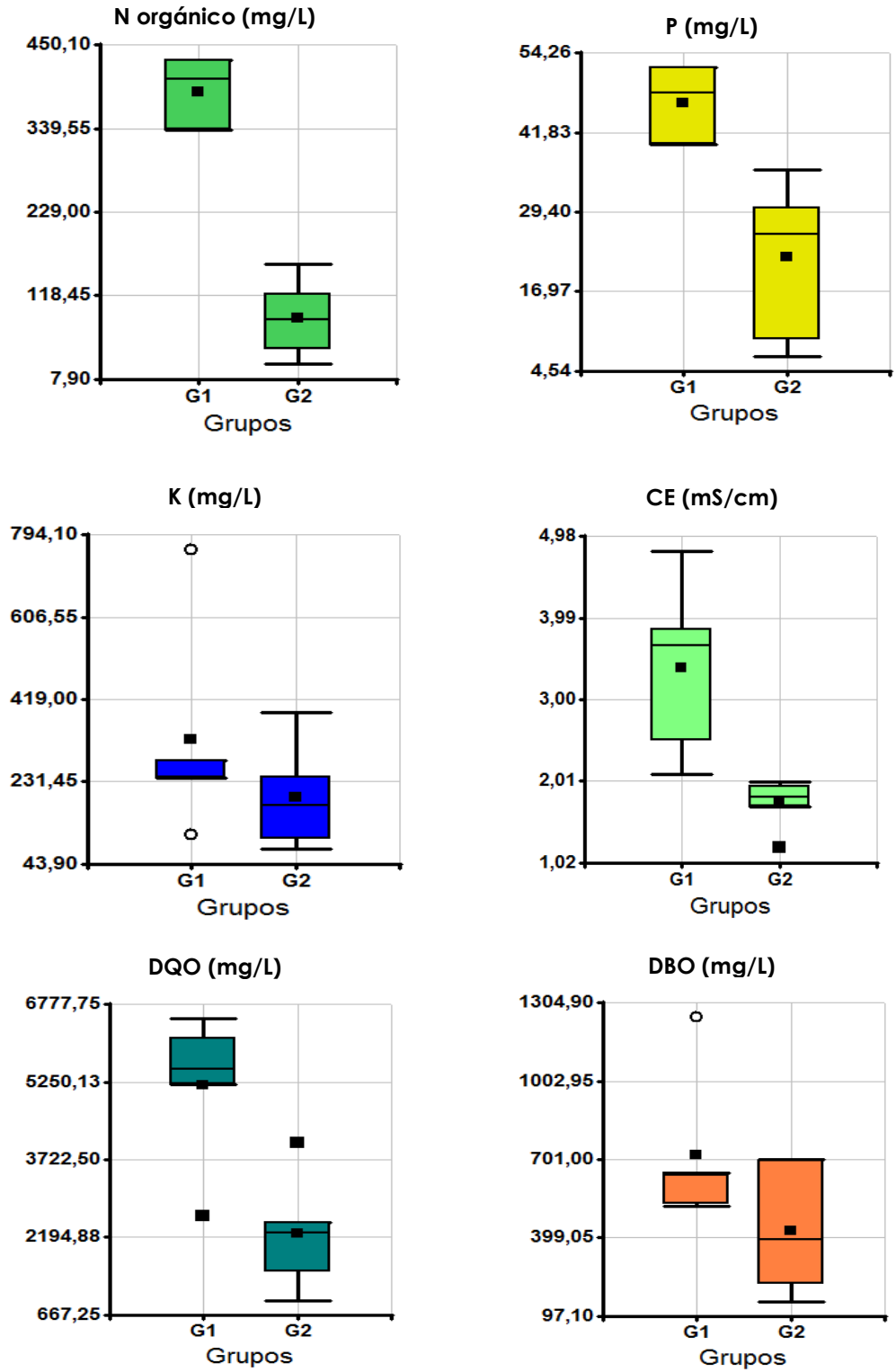
En los tambos en los cuales fue estudiado el consumo de agua se realizó el agrupamiento en grupo G1 (n=6), correspondiendo a los que realizaban reuso del agua del equipo de placa de refrescado en otras instancias de uso, como

lavado de pisos, higiene de pezones y bebida de animales, y grupo G2 (n=6) que no reutilizaban esta fracción importante de agua.

Los resultados respecto a la calidad de los efluentes crudos para ambos grupos se presentan en la Figura 3.22, donde se muestran la distribución para Nitrógeno total (N = mg/L), Fósforo total (P= mg/L), Potasio (K= mg/L) DQO (mg/L), DBO (mg/L) y para Conductividad eléctrica (CE= mS/cm). Se observaron diferencias significativas entre los contenidos de nitrógeno, fósforo y conductividad eléctrica de los efluentes entre los grupos (Prueba de Wilcoxon,  $p < 0,05$ ). Si bien numéricamente se observan valores (mediana) que resultan disímiles, no se hallaron diferencias significativas ni para K, ni para DQO ni DBO ( $p > 0,05$ ), probablemente debido a la gran dispersión en sus resultados. (Nosetti y col., 2002a-b).

Si los efluentes se van a utilizar para fertilizar cultivos, tendrán mayor valor nutricional por tener mayor concentración de nutrientes. Sin embargo, si bien se ha observado un aumento de la actividad metabólica de los microorganismos del suelo y consecuentemente mayor crecimiento vegetal al utilizar efluentes como abono (Toze, 2006), el incremento excesivo de Carbono y Nitrógeno puede causar efectos adversos. Aparentemente se puede producir un excesivo crecimiento de la masa celular bacteriana que ocupa los poros del suelo formando biofilms que disminuyen la conductividad hidráulica, afectando la provisión de agua para las plantas (Magesan y col., 2000).

Esta situación, la de la concentración de nutrientes y sales por el resuo del agua, requiere evaluar los sistemas de tratamiento para que se pueda disminuir la mayor carga de nutrientes.



**Figura 3.22** Parámetros químicos en efluentes de tambo provenientes de sistemas con (G1) y sin (G2) ahorro de agua por reuso.



Por otra parte, si además de los nutrientes se aumenta la salinidad, puede resultar perjudicial no solo para el suelo receptor y los vegetales que en él crecen, sino para los procesos biológicos de tratamiento (Ullman y Mukhtar, 2007). La salinidad es el aspecto de mayor importancia en el deterioro de suelos a largo plazo, afectando al suelo propiamente dicho por dispersión de sus partículas por el sodio, con disminución de la conductividad hidráulica en suelos arcillosos y limosos. También incide en la supervivencia de microorganismos y en el crecimiento vegetal (Bond, 1998; Toze, 2006).

En el estudio realizado en tambos intensivos de Texas (EEUU) por Ullman y Mukhtar (2007) fueron evaluados cambios en la calidad de efluentes según prácticas de manejo de los animales en los corrales e instalaciones de ordeño. Los resultados fueron desalentadores dado que, tanto la conductividad eléctrica, como los valores de los nutrientes superaron en más del doble que los obtenidos en este ensayo realizado en las cuencas lecheras de Buenos Aires, complicando seriamente el reuso de los efluentes como fertilizante.

Estos resultados muestran que es importante considerar todas aquellas prácticas que llevan al ahorro del agua en el ordeño, en integración con cual será el destino de los efluentes. Es decir, si se ahorra agua, se modifica la calidad de los efluentes crudos, concentrándose nutrientes y aumentando su salinidad. Esta situación, la de la concentración de nutrientes y sales por el resuo del agua requiere además evaluar los sistemas de tratamiento que recibirán a estos efluentes con diferente calidad para que se pueda disminuir la mayor carga de nutrientes.

### 3.3.3.2 Ensayo B

#### Relación entre el manejo de estiércol y efluentes con la calidad del agua subterránea

Los resultados de los muestreos realizados (n= 6) durante el período del estudio en los cuatro establecimientos (Tambos) se presentan en la Tabla 3.8 según la ubicación de las perforaciones de muestreo, que corresponden a los diferentes sectores de permanencia de los animales.

**Tabla 3.8** Características químicas y microbiológicas del agua subterránea freática (promedio  $\pm$  desvío estándar) en diferentes tambos (suelos) y sectores de permanencia de animales (T, C, P, T) provenientes de muestreos entre junio de 2007 y diciembre de 2008 (n= 6).

	Testigo (T)	Corral de ordeño (C)	Pista de alimentación (P)	Laguna de efluentes (L)
pH	7,2 $\pm$ 0,2	7,4 $\pm$ 0,2	7,2 $\pm$ 0,5	6,7 $\pm$ 0,2
CE (mS/cm)	13,6 $\pm$ 3,7	5,7 $\pm$ 1,6	4,3 $\pm$ 0,7	4,7 $\pm$ 0,8
Nitratos (mg/L)	4,6 $\pm$ 2,0	373,6 $\pm$ 97,4	369,2 $\pm$ 185,3	434,9 $\pm$ 172,1
BAM (UFC/mL)	4,6 $\times$ 10 <sup>2</sup> $\pm$ 4,5 $\times$ 10 <sup>2</sup>	4,6 $\times$ 10 <sup>2</sup> $\pm$ 2,6 $\times$ 10 <sup>2</sup>	4,1 $\times$ 10 <sup>3</sup> $\pm$ 3,1 $\times$ 10 <sup>3</sup>	4,8 $\times$ 10 <sup>3</sup> $\pm$ 4,7 $\times$ 10 <sup>3</sup>
CT (UFC/100 mL)	1,2 $\times$ 10 $\pm$ 1,8 $\times$ 10	9,8 $\times$ 10 $\pm$ 1,3 $\times$ 10 <sup>2</sup>	3,3 $\times$ 10 <sup>3</sup> $\pm$ 6,0 $\times$ 10 <sup>3</sup>	2,6 $\times$ 10 <sup>3</sup> $\pm$ 4,7 $\times$ 10 <sup>3</sup>
EF (UFC/100 mL)	7,8 $\pm$ 9,2	1,9 $\times$ 10 $\pm$ 3,1 $\times$ 10	9,0 $\times$ 10 <sup>2</sup> $\pm$ 1,2 $\times$ 10 <sup>3</sup>	3,2 $\times$ 10 <sup>3</sup> $\pm$ 6,1 $\times$ 10 <sup>3</sup>
Ec % presencia	40%	20%	20%	100%
Pa % presencia	40%	100%	100%	80%

**Referencias:** **CE**, conductividad eléctrica; **BAM**, bacterias aerobias mesófilas; **CT**, coliformes termotolerantes; **EF**, estreptococos fecales, **Ec**, *Escherichia coli* y **Pa**, *Pseudomonas aeruginosa*.

**TAMBO 2** (suelo franco arcilloso, napa freática a 3 m)

	Testigo (T)	Corral de ordeño (C)	Pista de alimentación (P)	Laguna de efluentes (L)
pH	7,0 ±0,3	7,2 ±0,3	7,9 ±0,8	7,2 ±0,3
CE (mS/cm)	0,77 ±0,2	1,7 ±0,6	1,8 ±0,5	4,5 ±0,8
Nitratos (mg/L)	19,0 ±20,3	39,6 ±57,6	39,4 ±29,5	488,9 ±279,6
BAM (UFC/mL)	1,8x10 <sup>4</sup> ±7,1x10 <sup>3</sup>	1,3x10 <sup>4</sup> ±8,8x10 <sup>3</sup>	1,0x10 <sup>4</sup> ±6,6x10 <sup>3</sup>	1,0x10 <sup>4</sup> ±1,2x10 <sup>4</sup>
CT (UFC/100 mL)	1,0x10 <sup>4</sup> ±4,9x10 <sup>3</sup>	9,6x10 <sup>3</sup> ±5,9x10 <sup>3</sup>	4,3x10 <sup>3</sup> ±5,7x10 <sup>3</sup>	5,5x10 <sup>3</sup> ±6,5x10 <sup>3</sup>
EF (UFC/100 mL)	4,1x10 <sup>3</sup> ±5,6x10 <sup>3</sup>	8,8x10 <sup>3</sup> ±7,1x10 <sup>3</sup>	4,0x10 <sup>3</sup> ±4,1x10 <sup>3</sup>	3,1x10 <sup>3</sup> ±6,1x10 <sup>3</sup>
Ec % presencia	80%	100%	100%	40%
Pa % presencia	80%	80%	100%	60%

**Referencias:** **CE**, conductividad eléctrica; **BAM**, bacterias aerobias mesófilas; **CT**, coliformes termotolerantes; **EF**, estreptococos fecales, **Ec**, *Escherichia coli* y **Pa**, *Pseudomonas aeruginosa*.

**TAMBO 3** (suelo franco arcilloso, napa freática a 5 m)

	Testigo (T)	Corral de ordeño (C)	Pista de alimentación (P)	Laguna de efluentes (L)
pH	7,0 ±0,3	7,7 ±0,2	7,7 ±0,3	7,3 ±0,3
CE (mS/cm)	1,7 ±0,5	3,0 ±1,0	3,3 ±2,6	2,9 ±1,3
Nitratos (mg/L)	11,2 ±5,7	22,9 ±28,1	246,0 ±134,9	309,9 ±74,9
BAM (UFC/mL)	7,6x10 <sup>2</sup> ±7,5x10 <sup>2</sup>	2,3x10 <sup>3</sup> ±1,6x10 <sup>3</sup>	1,9x10 <sup>3</sup> ±1,1x10 <sup>3</sup>	1,0x10 <sup>3</sup> ±1,2x10 <sup>3</sup>
CT (UFC/100 mL)	7,2x10 <sup>2</sup> ±8,4x10 <sup>2</sup>	8,1x10 <sup>2</sup> ±1,1x10 <sup>3</sup>	1,5x10 <sup>3</sup> ±7,6x10 <sup>2</sup>	8,1x10 <sup>2</sup> ±1,1x10 <sup>3</sup>
EF (UFC/100 mL)	5,1x10 <sup>2</sup> ±6,8x10 <sup>2</sup>	7,8x10 <sup>2</sup> ±7,1x10 <sup>2</sup>	9,8x10 <sup>2</sup> ±8,8x10 <sup>2</sup>	7,1x10 <sup>2</sup> ±9,3x10 <sup>2</sup>
Ec % presencia	20%	60%	40%	20%
Pa % presencia	0%	80%	20%	40%

**Referencias:** **CE**, conductividad eléctrica; **BAM**, bacterias aerobias mesófilas; **CT**, coliformes termotolerantes; **EF**, estreptococos fecales, **Ec**, *Escherichia coli* y **Pa**, *Pseudomonas aeruginosa*.

**TAMBO 4** (suelo arcilloso, napa freática a 2 m)

	Testigo (T)	Corral de ordeño (C)	Pista de alimentación (P)	Laguna de efluentes (L)
pH	7,3 ±0,3	6,9 ±0,2	7,2 ±0,2	7,1 ±0,3
CE (mS/cm)	0,7 ±0,2	0,9 ±0,1	0,9 ±0,1	1,6 ±0,2
Nitratos (mg/L)	4,0 ±2,7	30,5 ±4,9	19,7 ±2,2	76,3 ±16,1
BAM (UFC/mL)	3,1x10 <sup>2</sup> ±1,7x10 <sup>2</sup>	6,1x10 <sup>2</sup> ±7,2x10 <sup>2</sup>	1,1x10 <sup>3</sup> ±1,1x10 <sup>3</sup>	7,7x10 <sup>2</sup> ±1,5x10 <sup>3</sup>
CT (UFC/100 mL)	9,5±1,1x10	1,8x10±1,9x10	1,8x10 <sup>3</sup> ±4,4x10 <sup>3</sup>	2,1x10±3,6x10
EF (UFC/100 mL)	5,4x10±4,3x10	8,2x10±8,5x10	2,0x10 <sup>2</sup> ±3,7x10 <sup>2</sup>	5,8x10±8,6x10
Ec % presencia	50%	34%	34%	50%
Pa % presencia	0%	17%	17%	17%

**Referencias:** **CE**, conductividad eléctrica; **BAM**, bacterias aerobias mesófilas; **CT**, coliformes termotolerantes; **EF**, estreptococos fecales, **Ec**, *Escherichia coli* y **Pa**, *Pseudomonas aeruginosa*.

Los valores obtenidos de contenido de nitratos guardan similitud con los reportados por Rekha y col. (2011) para diferentes profundidades de la napa freática en suelos sometidos a diferentes prácticas agrícola-ganaderas.

Para el caso de las lagunas de efluentes ubicadas en los suelos arenosos y francos se observan valores más elevados de nitratos en el agua subterránea, respecto a lagunas de efluentes ubicadas en suelos arcillosos. En éstos últimos se facilitaría el "sellado natural" con los sedimentos y las partículas finas por ser suelos de porosidad fina. Por otra parte, y para el caso de lagunas de establecimientos porcinos, Cook y col. (2008) comprobaron que los nitratos llegaban con valores elevados (mayores a 45 mg/L) a perforaciones ubicadas hasta 38 m de distancia "aguas abajo" de las lagunas ubicadas en suelos

francos y arcillosos. En el caso de los pozos ubicados en lotes testigo se puede asumir que los valores de nitratos hallados, guardan relación con la concentración proveniente de procesos de mineralización de la materia orgánica del suelo (menores a 15 mg/L). Estos hallazgos comprueban los resultados obtenidos en los ensayos de evaluación del impacto en la contaminación de aguas subterráneas realizado mediante el análisis de la presencia de factores de riesgo en el manejo de perforaciones por regresión logística en el Capítulo 2 del presente trabajo.

Estudios realizados por Drommerhausen y col. (1995) mostraron valores similares de nitratos en suelos con texturas intermedias, similares al T3 y T4. La textura de los suelos, y la permeabilidad asociada, demostró ser un factor que facilita el transporte de nitratos (lixiviación) y la consecuente contaminación del agua subterránea freática (Costa y col., 2002; Carbó y col., 2009; Buczko y col., 2010; Wick y col., 2012), dado que se presentan los mayores valores en suelos de textura más arenosa o franca (T1, T2 y T3). Se observa que, en general, los sectores definidos con alta permanencia de animales (P, C y L) resultarían más peligrosos cuando se ubican en suelos de mayor permeabilidad, como los arenosos (T1), respecto a cuándo están ubicados en suelos arcillosos (T4). Los suelos intermedios presentaron diferentes resultados (mayor o menor impacto) dependiendo del manejo en cada predio (antigüedad del sector, horas de permanencia, alimentación, entre otros) que exceden el análisis realizado. Resultados similares fueron obtenidos por Scheiner y col. (2000) al evaluar los efectos de la carga animal en predios ganaderos en suelos arenosos, donde se favorece, con determinadas condiciones ambientales, la dinámica de

---

mineralización del nitrógeno, proveniente de las excretas, que facilita el aumento de nitratos potencialmente lixiviables.

Cuando se estudió la correlación entre el contenido de nitratos (mg/L) y la conductividad eléctrica (mS/cm) en cada grupo de 24 muestras obtenidas según cada sector de permanencia de animales (T, C, P y L), y en 6 muestreos por tambo (n=4), (Spearman, nivel de significación al 5%), se observó asociación para las muestras obtenidas de los sectores con mayor cantidad de excretas ( $p < 0,05$ ) (Corrales de ordeño, Pistas de alimentación y Lagunas de efluentes) y no para el testigo. Esta situación fue similar a la observada por Carbó y col., (2009) en el norte de la provincia de Buenos Aires, donde uno de los factores de riesgo en la contaminación del agua subterránea por nitratos resultaban las fuentes de contaminación cercanas a las perforaciones. Los resultados de correlación obtenidos fueron también similares a otros estudios en diferentes regiones, confirmando al incremento en la conductividad eléctrica como un indicador para estimar la probable contaminación por nitratos provenientes de excretas (Ritter y Chiruside, 1990; Drommerhausen y col., 1995; Cook y col., 2008).

Respecto a la presencia de microorganismos en las muestras de agua subterránea freática, y que fueron hallados en los diferentes puntos de muestreo de los tambos, se observan diferentes valores de recuentos de bacterias aerobias mesófilas, de coliformes totales y fecales, y de estreptococos, tanto para los distintos sectores estudiados como para los diferentes tambos ubicados en distintos suelos (Tabla 3.8). Los valores más elevados de recuento bacteriano se obtuvieron en el tambo 2, con suelos de mejor estructura y acuífero freático más cercano a la superficie. Luego se ubica el tambo 1 con suelos más arenosos y por último los tambos 3 y 4. En el caso del tambo 4, si bien es el que posee la

napa freática más somera (1,5 a 2 m), también posee textura arcillosa que condiciona a una mala estructura de suelos y peor drenaje, en relación con el resto de los suelos estudiados. Esta situación podría dificultar la supervivencia y llegada de las bacterias al agua subterránea (Unc y Goss, 2004) y confirmaría los resultados obtenidos en los estudios realizados en el Capítulo 2.

En un estudio realizado para evaluar patrones del movimiento de bacterias coliformes fecales según estrategias de aplicación de estiércol vacuno, en diferentes suelos de Nueva Zelanda, McLeod y col. (2004) demostraron que la estructura del suelo es responsable del movimiento de los diferentes tipos de bacterias. Los macroporos y flujos preferenciales son vías de llegada al agua subterránea para bacterias de origen fecal, aún en suelos pobremente drenados (Joy y col., 1998; Aislabie y col., 2001). Esta sería una situación que ocurre en las pistas de alimentación en las cuales hay capas de estiércol depositado y compactación de la capa superficial del suelo debida al pisoteo de los animales. Sin embargo, su limpieza mediante raspado de la capa compactada para extraer el estiércol, favorece la formación de grietas que se comportan como flujos preferenciales y que se mantienen en el tiempo. El estiércol depositado tanto en las pistas como en la entrada de los corrales de ordeño, sería responsable del aporte de materia orgánica al suelo. Esta materia orgánica, por un lado, aportaría nutrientes al crecimiento bacteriano y por otro, daría estabilidad a la estructura del suelo facilitando el transporte de bacterias, aún en zonas compactadas (Conboy y Goss, 2000; Unc y Goss, 2004).

Se estudió la asociación entre el contenido de nitratos (mg/L) y los recuentos de bacterias (BAM, CT, EF) en cada grupo de 24 muestras obtenidas según cada sector de permanencia de animales (T: testigo, C: corrales, P: pistas

---

de alimentación y L: lagunas), es decir 6 muestreos por tambo ( $n=4$ ) por prueba de correlación de Spearman, nivel de significación al 5%). Se observó asociación ( $p<0,05$ ) entre el contenido de nitratos y el recuento de bacterias mesófilas, y entre los nitratos y los recuentos de estreptococos fecales en las muestras de agua subterránea de los corrales de ordeño. Sin embargo, para el caso del agua de perforaciones cercanas a las lagunas de efluentes solo se observó asociación entre nitratos y recuentos de estreptococos fecales. Esta situación, similar a la hallada en los estudios realizados en la cuenca de Abasto Sur (Capítulo 2), podría explicarse porque el comportamiento de las bacterias es diferente al de los nitratos. En el caso de las bacterias deben existir aquellas condiciones ambientales de humedad y temperatura (Abu-Ashour, y col., 1994; Jamieson y col., 2002) que hacen a su supervivencia y transporte, y que no siempre son iguales a las que hacen a la lixiviación de nitratos que se ven favorecidos por lluvias fuertes y estructura de los suelos que permita su lixiviado (Di y Cameron, 2000, Harter y col., 2002). Probablemente tanto en los corrales como en las lagunas se facilitarían ambas condiciones, es decir sectores con humedad y con flujos preferenciales que favorecen el transporte de nitratos y de bacterias.

Se detectó la presencia de *Escherichia coli* en todas las perforaciones y también de *Pseudomonas aeruginosa*, con excepción de dos perforaciones en lotes testigos. Los mayores porcentajes fueron determinados en las perforaciones de Pistas, Corrales y Laguna de efluentes (Tabla 3.8). Si bien la presencia de *Escherichia coli* en aguas generalmente se asocia a contaminación fecal reciente, en estudios realizados para evaluar los efectos a largo plazo de la aplicación de estiércol como fertilizante, demostraron que puede sobrevivir en los suelos por períodos prolongados y llegar al agua subterránea (Vanderzaag y



col., 2010). En este trabajo se hallaron cepas de *Escherichia coli* en tubos de drenaje a 80 cm de profundidad hasta varios meses después del abonado con estiércol. Es importante considerar aquellas condiciones ambientales que favorecen la supervivencia de éstas bacterias, como las bajas temperaturas, la falta de luz solar y alta humedad (Crane y Moore, 1984; Guan y Holley, 2003; Meays y col., 2005), siendo condiciones que ocurren comúnmente en los sectores de concentración de animales en los tambos.

Para conocer la incidencia de los sectores de permanencia de animales en la contaminación por nitratos del agua freática, se estudió mediante prueba de Tuckey ( $\alpha=0,05$ ). Sus resultados se muestran en la Tabla 3.9.

**Tabla 3.9** Contenido de nitratos (expresado en mg/L como valores promedio  $\pm$  desvío estándar) en muestras de agua subterránea freática en tambos en diferentes sitios de permanencia de animales (P, C, L y T).

Testigo (T)	9,7 $\pm$ 11,7 <sup>a</sup>
Corrales de ordeño (C)	116,6 $\pm$ 161,1 <sup>ab</sup>
Pistas de alimentación (P)	168,6 $\pm$ 183,9 <sup>ab</sup>
Laguna de efluentes (L)	327,5 $\pm$ 225,9 <sup>b</sup>

<sup>a,b</sup> Letras diferentes en filas indican diferencias significativas entre sectores (Prueba de Tuckey,  $p<0,05$ )

Se observa que, en todos los suelos, el sector de mayor impacto en la concentración de nitratos en el agua subterránea freática, es la laguna de efluentes (L), mostrando diferencias significativas respecto al testigo ( $p<0,05$ ). Se destaca que son lagunas que no tiene otro tipo de impermeabilización o sellado que el que se realiza por los sedimentos orgánicos de la misma laguna, situación que se complica por los depósitos de estiércol que generalmente rodean los sitios. Estos resultados son similares a los reportados por Drommerhausen y col.

---

(1995) que en un extenso estudio evaluaron el impacto de las lagunas de efluentes en ocho establecimientos lecheros en Estados Unidos en diferentes tipos de suelos. Por lo tanto se podría afirmar que las lagunas de efluentes, particularmente las que no poseen un buen sellado, por la continua carga de agua con excretas que reciben y por las condiciones de humedad que producen en el suelo que las rodea, las convierte en un sector de permanente contaminación del agua subterránea.

Tanto el sector de ingreso a los corrales de ordeño (C) como las pistas de alimentación (P), mostraron valores intermedios con mayor o menor impacto, asociado probablemente al tipo de suelo, a las precipitaciones y al manejo de la carga animal.

En una comparación realizada por Harter y col. (2002), sobre otros 15 trabajos que cuantifican los nitratos en aguas subterráneas en sectores intensivos de tambos, se obtuvieron valores similares a los rangos de este estudio. Lo mismo ocurrió con los resultados del ensayo que ellos condujeron para evaluar sectores similares a los nuestros, durante cuatro años, en tambos ubicados en zonas con menores precipitaciones que los de Argentina. Por otra parte, en un trabajo realizado en Argentina en suelos similares y con clima semejante a las condiciones de este estudio, se pudo cuantificar el impacto de corrales y lagunas de efluentes de tambo y de porcinos en la contaminación del agua subterránea en una microcuenca al norte de Buenos Aires, Argentina, mediante técnicas geoeléctricas (Sainato y col., 2006).

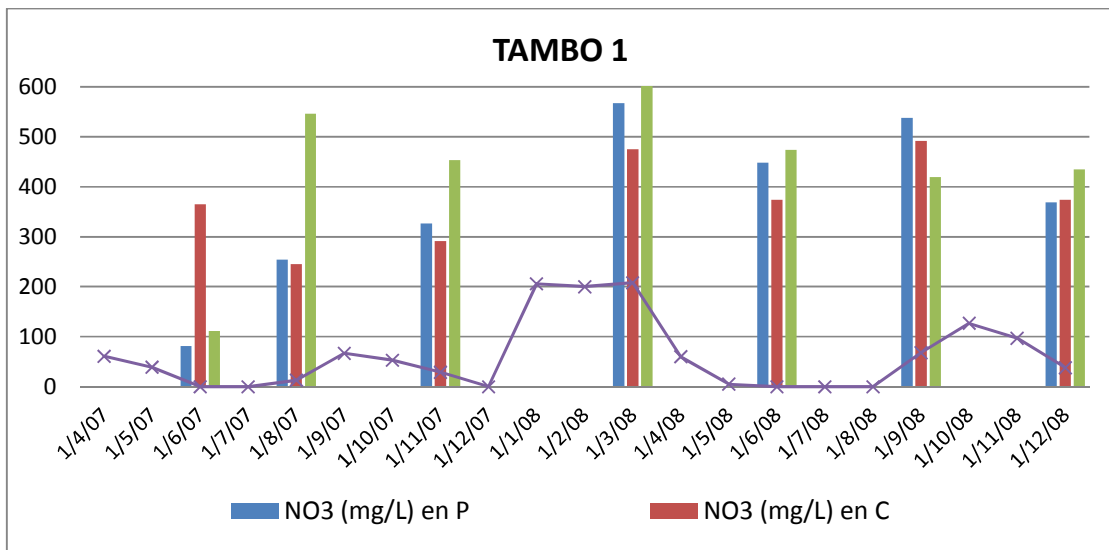
Finalmente, y para evaluar cuál sería el impacto que las precipitaciones puedan tener en el incremento del riesgo de llegada de los nitratos al acuífero freático, se evaluaron, durante todo el período de muestreo, las lluvias en la

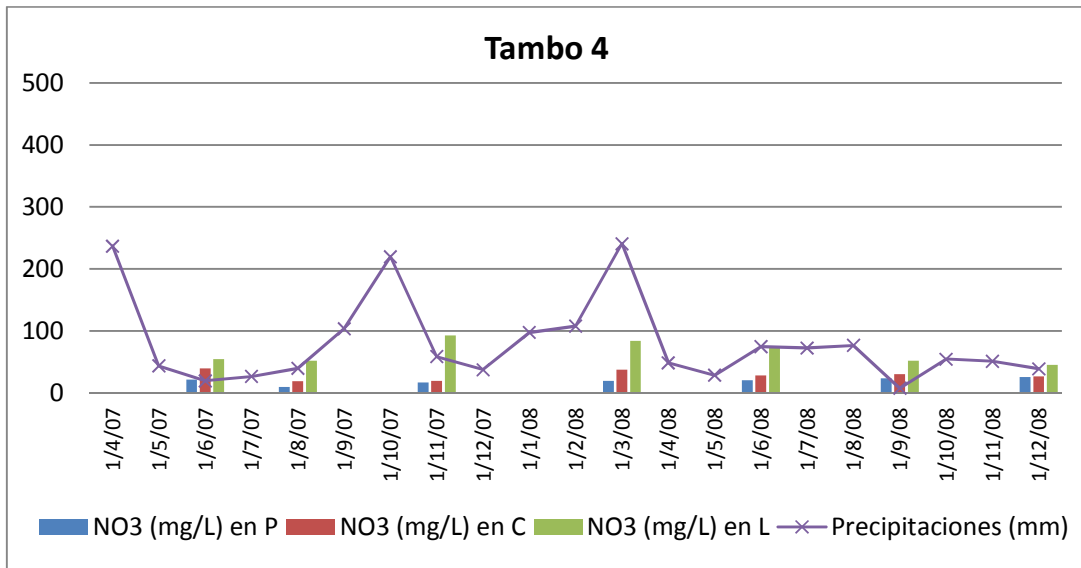
zona de los tambos ubicados en suelos "extremos" es decir en el T1 y T4. En la Figura 3.23 se muestra la evolución de las precipitaciones durante el período de estudio y el contenido de nitratos en el agua subterránea freática, para estos dos casos.

Se observa que los contenidos de nitratos son superiores en el Tambo 1 respecto al Tambo 4, a pesar de las menores precipitaciones en el primer caso (T1: 1271 mm de agua caída en el periodo versus T4: 1693 mm), siendo estas diferencias explicadas por la textura y su permeabilidad asociada a los tipos de suelos. Harter y col. (2002) observaron, en zonas más secas, que el aumento en el contenido de nitratos en el agua subterránea en los diferentes sectores, no se produce como única consecuencia del impacto de las precipitaciones como elemento que facilita la lixiviación de los nitratos, siendo esta situación confirmada por otros investigadores (Atkinson y Watson, 1996; Di y Cameron, 2000; Costa y col., 2002; Cepelcha y col., 2004). En el estudio de Harter y col (2002), en el cual las precipitaciones eran escasas, se observó que los cambios en las estrategias de alimentación, que en consecuencia afectan la permanencia y calidad de excretas (Tamminga, 1996; Castillo y col., 2001), o la aplicación de estiércol en potreros, tenían también un fuerte impacto en la variación del contenido de nitratos en aguas subterráneas someras (Burkholder y col., 2007).

En el Tambo T4 se pudo comprobar una situación similar en el sector de pistas de alimentación. En este sector se estimó el nitrógeno en la cantidad de excretas depositadas según las estrategias de alimentación (tipo de animales, leche producida, calidad y cantidad de alimentos de la ración y estrategias de alimentación). Para poder evaluar estos factores se tuvo acceso a los alimentos

consumidos por los animales durante el período considerado, los cuales fueron analizados para conocer su composición y a las estrategias de alimentación vinculadas a las horas que los animales permanecían en las pistas (Burón Alfano y col., 2009). Se pudo observar que se incrementaba el contenido de nitratos en la freática como consecuencias de las lluvias en los períodos húmedos, pero también ocurría en períodos más secos, coincidiendo con los períodos en los cuales los animales permanecían más tiempo en los comederos consumiendo suplementos, por la falta de forrajes (Figura 3.24).





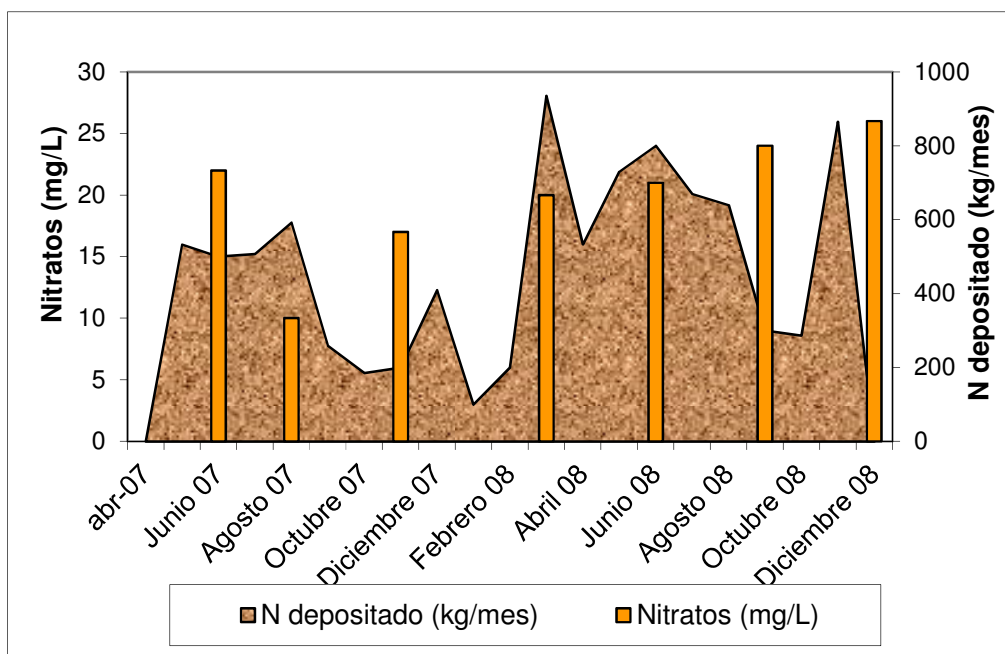
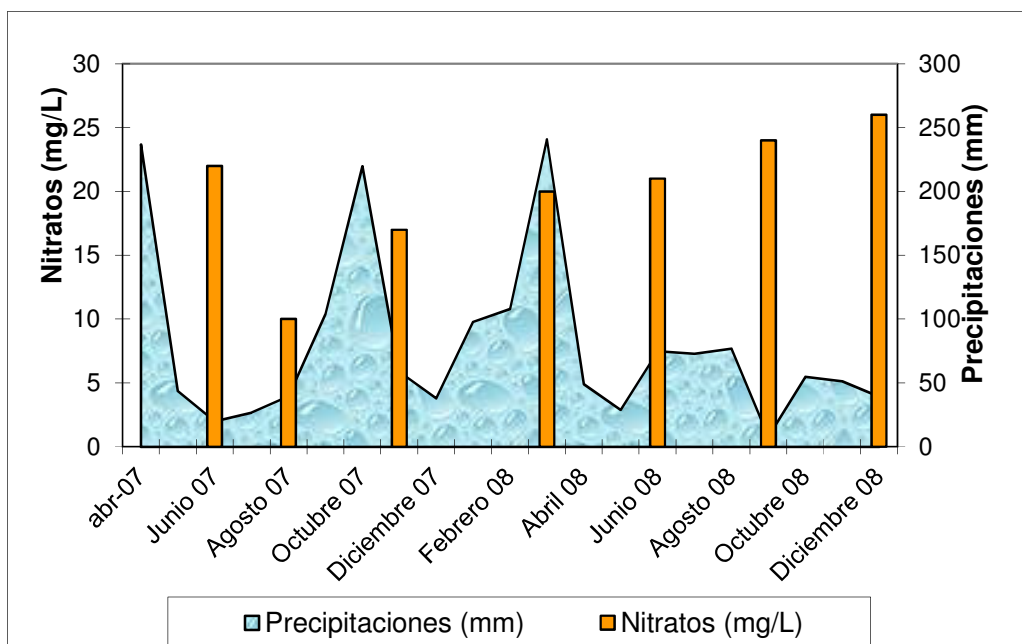
**Figura 3.23** Evolución de las precipitaciones (mm) durante el periodo de muestreos de las perforaciones y contenido de nitratos en sectores estratégicos evaluados en un tambo (T1) ubicado en suelo arenoso y otro (T4) en suelo arcilloso.

**Referencias:** P, pistas de alimentación; C, corrales de ordeño y L, lagunas de efluentes.

La combinación de excretas, orina y humedad ambiental, podría ser un factor importante en las épocas más secas. Esta situación fue comprobada en otros estudios, siendo la carga de nitrógeno por excretas cuantificada por estos “balances nutricionales” en combinación con las horas de permanencia, un buen indicador para predecir la tendencia en el valor de los nitratos en la freática (Buczko y col., 2010; Wick y col., 2012). Por otra parte, el depósito de excretas en estas áreas, sin que sea retirado para ser aprovechado como reemplazo de fertilizantes nitrogenados comerciales, disminuye la eficiencia global de uso de nitrógeno a escala de predio (Herrero y col., 2006; Burón Alfano y col., 2009; Gourley y col., 2012).

En síntesis, se comprobó que el agua freática, ubicada en sectores vulnerables a la contaminación propia del manejo de los animales en los tambos, está afectada por el estiércol y efluentes acumulados. Esto resulta

particularmente importante en la clase de acuíferos de la región, que al ser de tipo multicapa, podrían transferir esta contaminación a napas más profundas que las evaluadas en este ensayo (Carbó y col., 2009).



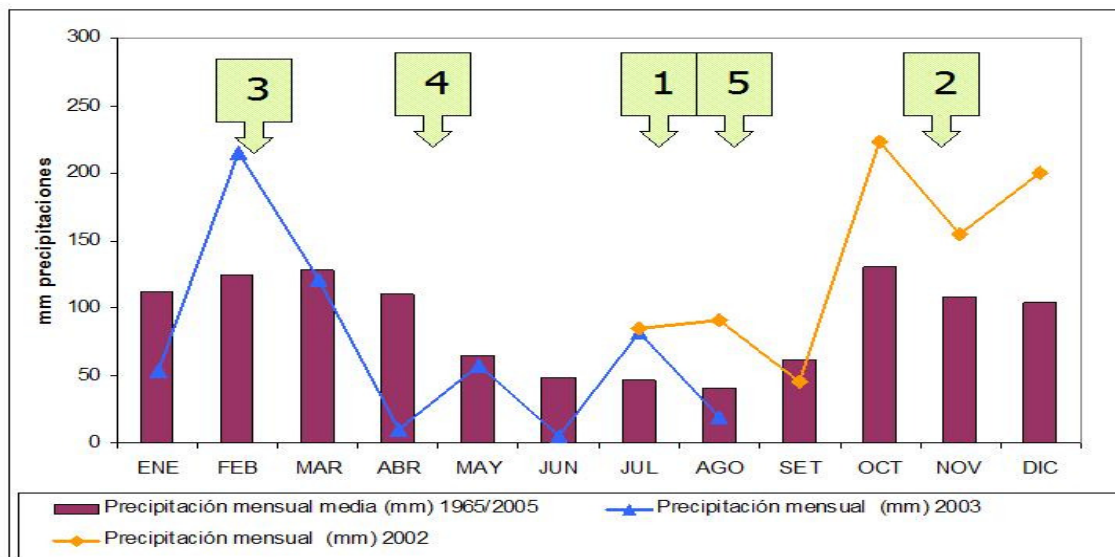
**Figura 3.24** Comportamiento de la concentración de nitratos en agua freática en

una pista de alimentación (T4) ubicada en suelo arcilloso, según evolución de las precipitaciones y carga de nitrógeno por excretas según horas de permanencia del ganado en épocas húmedas y secas.

### 3.3.3.3 Ensayo C

#### Impacto de actividades ganaderas en la calidad del agua de un arroyo típico de la región pampeana (Arroyo Cañete, Arrecifes)

Se obtuvo la información correspondiente a las precipitaciones y temperaturas ocurridas en la zona de estudio durante el periodo de muestreo y las históricas, del grupo de trabajo de Climatología del INTA Pergamino. Los datos se observan en la Figura 3.25, donde además se indican las fechas de muestreo. Durante el periodo de muestreo ocurrieron precipitaciones más intensas que en el promedio histórico (1965-2005) en la región durante los muestreos 1, 2 y 3 y menos intensas que el promedio durante los muestreos 4 y 5.



**Figura 3.25** Precipitaciones históricas y durante el periodo de muestreo del arroyo Cañete en Arrecifes. Los números indican los momentos de muestreo (1=17/7/02; 2= 5/11/02; 3=26/02/03; 4=7/05/03 y 5= 27/08/03)

En la Tabla 3.10 se presentan los valores de los parámetros físico-químicos analizados en los 5 puntos de muestreo del arroyo Cañete (Figuras 3.2 y 3.3) correspondientes a las 5 estaciones (1= invierno 2002, 2= primavera 2002, 3= verano 2003, 4= otoño 2003 y 5= invierno 2003).

**Tabla 3.10** Valores físico-químicos (medios y mínimos; máximos) en cinco puntos de muestreo en el arroyo Cañete provenientes de cinco muestreos estacionales.

Parámetros físico-químicos	Puntos de muestreo				
	Naciente (1)	Corrales (2)	Porcinos (3)	Industria (4)	Basural (5)
Temperatura (°C)	13,4 (6,1; 23,6)	14,5 (6,9; 24,9)	14,5 (8,9; 24,9)	15,4 (9,2; 24,2)	16,6 (10; 26,1)
pH	7,8 (7,5; 8,2)	8,1 (7,6; 8,4)	8,1 (7,6; 8,7)	8,2 (7,7; 8,5)	8,1 (7,7; 8,5)
Turbidez (cm)	62 (40; 80)	33 (20; 40)	57,4 (50; 75)	60,4 (40; 90)	60 (50; 70)
CE (mS/cm)	0,7 (0,7; 0,7)	0,7 (0,7; 0,8)	0,7 (0,7; 0,8)	0,7 (0,7; 0,8)	0,8 (0,7; 0,8)
Total Sólidos disueltos (mg/L)	586,8 (567,1; 606,0)	589,0 (555,8; 625,0)	585,5 (563,1; 608,5)	597,6 (572,8; 619,8)	611,2 (586,6; 629,0)
Sulfato (mg/L)	24,8 (18,3; 29,8)	29,1 (20,2; 38,4)	39,5 (19,2; 65,0)	41,5 (23; 66,0)	25,6 (22,1; 31,7)
Cloruro (mg/L)	6,4 (5,0; 8,0)	7,2 (5,0; 9,0)	7,4 (6,0; 11,0)	9,6 (5,0; 13,0)	13,4 (8,0; 19,0)
Nitrato (mg/L)	26,6 (25,0; 30,0)	26,7 (23,0; 30,0)	29,4 (25,0; 34,0)	35 (31; 38,0)	34,6 (31,0; 39,0)
Amonio (mg/L)	0,02 (<0,01;0,05)	0,015 (<0,01; 0,05)	0,02 (<0,01; 0,08)	0,04 (<0,01; 0,07)	0,18 (<0,01;0,86)
Bicarbonato(mg/L)	384,9 (363,8;402,3)	389,9 (364,2;406,1)	384,3 (361,4;404,4)	377,6 (359; 390,4)	385,1 (355,9; 407,2)
Fósforo total (mg/L)	0,1 (0,1;0,2)	0,2 (0,1;0,3)	0,2 (0,1; 0,2)	0,1 (0,01; 0,2)	0,3 (0,06; 0,6)
Sodio (mg/L)	78,3 (63,9;92,3)	85,6 (66,4;106,9)	79,9 (69,8; 98,1)	85,9 (63,3;1009,0)	78,1 (60,2;105,4)
Potasio (mg/L)	15,8	16,3	15,7	7,5	15,1



	(10,3;16,3)	(12,4; 15,3)	(13,4;17,1)	(4,0; 8,3)	(12,0; 18,3)
Magnesio (mg/L)	26,2	22,0	28,3	22,6	26,4
	(17,4; 41,0)	(13,1; 34,8)	(20,7; 38,9)	(17,9; 29,7)	(14,9; 32,8)
Calcio (mg/L)	26,3	30,5	26,8	31,5	31,3
	(3,7; 43,0)	(10,0; 43,5)	(11,0; 41,5)	(2,5; 36,5)	(23,8; 39,1)

---

---

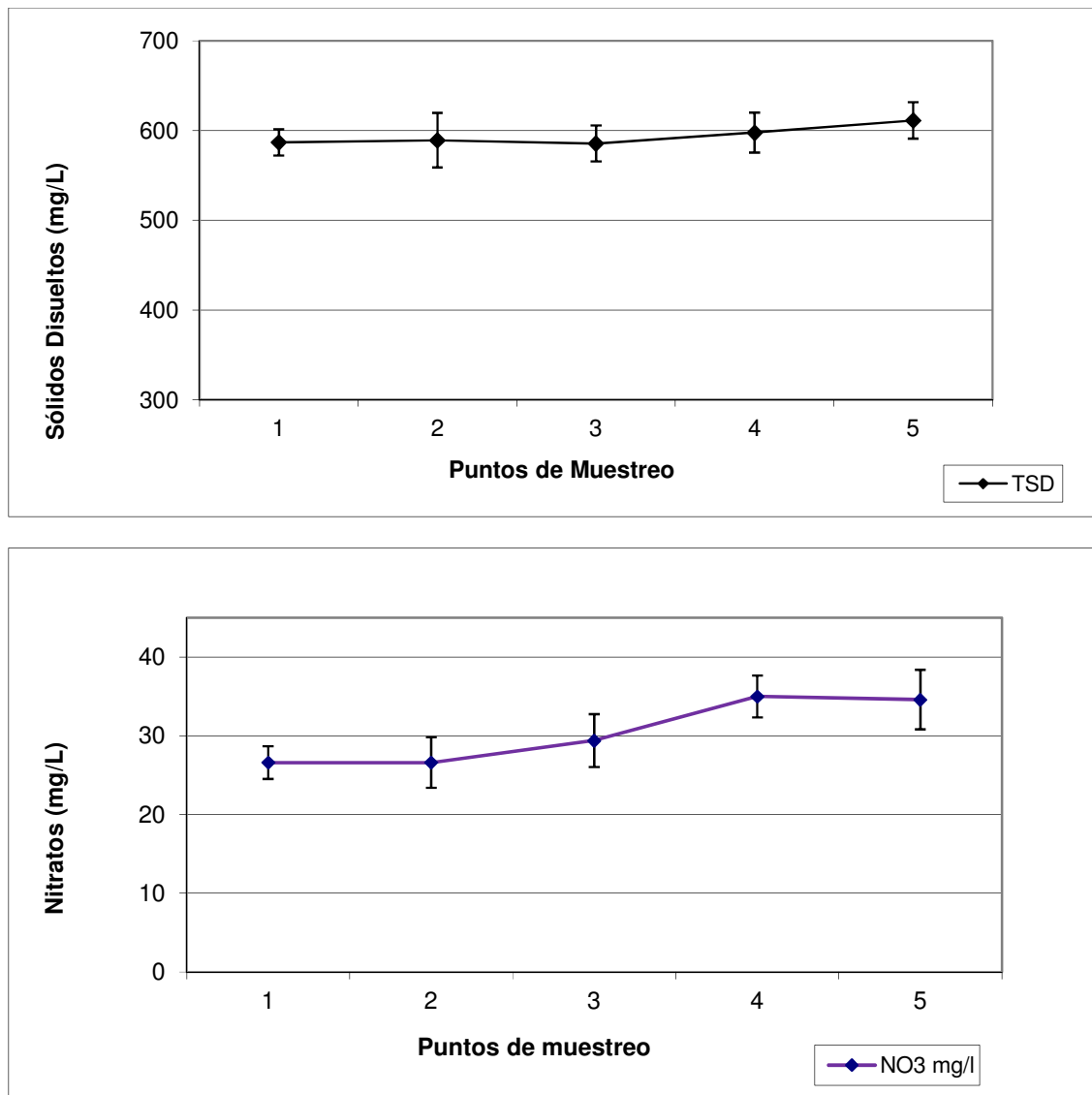
Respecto a la temperatura del arroyo se observa un leve incremento en los valores medios y en los valores mínimos y máximos, a partir del punto 3 donde el arroyo se hacía más profundo. No se observan variaciones de pH marcadas, ni entre los puntos, ni entre estaciones (expresadas entre los valores mínimos y máximos). Los valores de pH hallados resultan similares a los obtenidos en estudios realizados en otras dos microcuencas cercanas (García y col., 2001; Chagas y col., 2007), dado que son consecuencia del tipo de aguas de la región. En el caso de la evaluación realizada por Chagas y col., (2007) se observó que los valores se incrementan aguas abajo de explotaciones ganaderas intensivas, con similar tendencia en los valores de bicarbonatos. Esta situación sería atribuida a la utilización de tosca, rica en carbonato de calcio, para sellar los corrales de piso de tierra, material que es erosionado hacia el arroyo con las lluvias incrementando sus valores en el agua. En nuestro caso, y si bien las diferencias numéricas no son importantes, se observan valores mas elevados en los puntos 2 y 3 donde hay corrales de animales y en el 5 donde se encuentra el basural. La turbidez resultó más marcada (menores valores) en el punto 2, donde existen vertidos de excretas y tierra (sedimentos) no intencionales por escurrimiento desde los corrales de animales, presentando tendencia similar a otros estudios (Chagas y col., 2007; Brisbois y col., 2008).

Los valores de CE son algo superiores a los valores determinados en aguas subterráneas para la misma microcuenca por Galindo y col. (2005), quienes reportan valores medios de 0,98 mS/cm. Además, se observa que se van incrementando levemente desde la naciente hacia la desembocadura, al igual que los sólidos totales disueltos. Estos incrementos pueden ser producto de los sedimentos que se van acumulando a lo largo del arroyo. En

los trabajos mencionados realizados por Galindo y col. (2005), se observa que la presencia del nivel freático a escasa profundidad, especialmente en los periodos húmedos, hace que las aguas superficiales y subterráneas interaccionen fácilmente, siendo una situación que dificulta la identificación del origen de algunas de las contaminaciones halladas. Los valores de fósforo se incrementan levemente en los puntos 2 y 3, en relación con la presencia de estiércol animal, y en el punto 5 en el basural. Otros autores hallaron valores más elevados, pero solamente cuando los corrales estaban lindantes al arroyo (García y col., 2001; Hunter y col., 2000), situación que no ocurre en los puntos 2 y 3, dado que los corrales, están ubicados a 100 metros del arroyo.

En la Figura 3.26 se observa el comportamiento de los sólidos totales y del contenido de nitratos desde la naciente a la desembocadura durante la temporada de muestreo. En ambos casos, independientemente de la estación del año, la tendencia es el incremento hacia la desembocadura. Esta situación podría ser consecuencia de los vertidos que se van acumulando a lo largo del arroyo. Brisbois y col. (2008) determinaron que los diferentes usos agropecuarios que se realizan cercanos a cursos de aguas superficiales, impactan en el incremento de la turbidez, de los sólidos totales y de los nutrientes y que no siempre se vinculan a la "ocurrencia" de precipitaciones sino a la "intensidad" de las mismas (mm/hora), que es la que facilita el escurrimiento de sedimentos y residuos al agua superficial. Estos autores obtienen valores menores (3 a 9 mg/L de nitratos) a los que aquí se determinaron, pero con similar comportamiento respecto de las precipitaciones. En los muestreos realizados en el arroyo Cañete se observó que los valores máximos de sólidos disueltos y de nitratos ocurren en

los puntos 1, 2 y 3 en los momentos de precipitaciones más abundantes (muestreos 2 y 3) siendo consecuencia del arrastre por escurrimiento de sedimentos y residuos. Sin embargo en el punto 4 (industria), sitio en el cual se realizaban vertidos en forma permanente, si bien discontinua, desde sus lagunas de tratamiento de efluentes, los valores máximos se determinaron en cualquier momento del año sin relación con las precipitaciones mencionadas (muestreos 1 y 4).



**Figura 3.26** Comportamiento de los sólidos disueltos (TSD en mg/L) y de los nitratos (mg/L) en el agua del arroyo Cañete en cinco puntos de muestreo (1: nacimiento, 2: corrales, 3: porcinos, 4:

industria y 5: basural), durante el período de muestreo (07/2002 al 08/2003)

En la Tabla 3.11 se observan los resultados de los recuentos promedio de microorganismos hallados en los diferentes sectores del arroyo.

Los resultados obtenidos demostraron que el recuento de bacterias aerobias mesófilas viables se encuentra dentro de los rangos habitualmente hallados en este tipo de arroyos, que oscila entre  $1 \times 10^3$  y  $5 \times 10^5$  UFC/mL (Galindo y col., 2004). En relevamientos en embalses con tipos de fuentes de contaminación similares, se determinaron valores menores, atribuidos a la diferencia en el aporte de los afluentes y al caudal de las aguas (embalse versus arroyo) (Rossen y col., 2008).

**Tabla 3.11** Caracterización microbiológica (valores medios y mínimos; máximos) en cinco puntos de muestreo en el arroyo Cañete provenientes de cinco muestreos estacionales.

	Puntos de muestreo				
	Naciente (1)	Corrales (2)	Porcinos (3)	Industria (4)	Basural (5)
Bacterias aerobias Mesófilas (UFC/mL)	1,5 x 10 <sup>4</sup> (5,9x10 <sup>3</sup> ;5,7x10 <sup>4</sup> )	7,8 x 10 <sup>3</sup> (1,5x10 <sup>3</sup> ;1,1x10 <sup>4</sup> )	9,2 x 10 <sup>3</sup> (430; 3x10 <sup>4</sup> )	3,8 x 10 <sup>4</sup> (1,3x10 <sup>3</sup> ;1,1x10 <sup>5</sup> )	2,7 x 10 <sup>4</sup> (1x10 <sup>3</sup> ; 1,1x10 <sup>5</sup> )
Coliformes totales/100 mL	3,6 x 10 <sup>3</sup> (1,5x10 <sup>3</sup> ;1,1x10 <sup>4</sup> )	9,3 x 10 <sup>3</sup> (2,4x10 <sup>3</sup> ;1,1x10 <sup>4</sup> )	3,5 x 10 <sup>3</sup> (430; 1x10 <sup>4</sup> )	7,3 x 10 <sup>3</sup> (1,2x10 <sup>3</sup> ;1,1x10 <sup>4</sup> )	6,7 x 10 <sup>3</sup> (2,4x10 <sup>3</sup> ;1,1x10 <sup>4</sup> )
Coliformes termotolerantes/100mL	160 (<3; 460)	102 (<3; 460)	274 (<3; 1x10 <sup>3</sup> )	2,3 x 10 <sup>3</sup> (3,6; 1,1x10 <sup>4</sup> )	253 (3,6;1,1x10 <sup>3</sup> )
Estreptococos fecales /100 mL	441 (93 –1;1x10 <sup>3</sup> )	369 (<3;1,1x10 <sup>3</sup> )	427 (23-1;1x10 <sup>3</sup> )	354 (23-1;1x10 <sup>3</sup> )	510 (20;1,1x10 <sup>3</sup> )
Clostridios sulfito reductores/100 mL	75 (<3 ; 140)	568 (36; 2,4x10 <sup>3</sup> )	87,2 (<3; 360)	34,8 (<3; 91)	86,4 (<3; 390)

En casi todos los puntos de muestreo se hallaron valores elevados, tanto de Coliformes Termotolerantes como de Estreptococos fecales y Clostridios

---

Sulfito Reductores relacionados con contaminaciones de origen fecal. En el estudio realizado por Hunter y col., (2000), en el cual el uso de la tierra era intenso con aplicación de estiércol y corrales de animales se determinaron valores medios de recuento de coliformes termotolerantes entre  $1 \times 10^2$  y  $6 \times 10^3$ , siendo éstos valores más elevados que los determinados en este estudio. En este caso los investigadores demostraron que la distancia a recorrer por los sedimentos es un factor a tener en cuenta en la cantidad de microorganismos, cuando ocurren las lluvias con intensidad suficiente para producir su arrastre al agua (Thelin y Gilford, 1983; Howell y col., 1995; Jamieson y col., 2004; Zhu y col., 2011). Thurston-Enriquez y col. (2005) comprobaron que inmediatamente de la ocurrencia de lluvias de 35 mm se producen escurrimientos que elevan la carga microbiana de los cuerpos de agua próximos a valores de  $1 \times 10^3$  hasta  $1 \times 10^8$ . Estas lluvias son normales en la región estudiada, especialmente en primavera y verano, donde se ha podido observar que ocurren los picos máximos de recuento de microorganismos en cercanía a los puntos con animales. Whitlock y col., (2002) reportaron que, en una cuenca urbana/rural, se elevaban los recuentos de coliformes fecales a 3 órdenes de magnitud en el verano respecto del invierno, siendo el verano el momento de las lluvias torrenciales. Los valores obtenidos por estos autores son similares a los que se determinaron en el presente estudio.

Otros aspectos a tener en cuenta, además de la lluvia, resultan la temperatura y el uso de la tierra. La temperatura se asocia a la supervivencia (Hunter y col., 2000; Vanderzaag y col., 2010). El mayor número de microorganismos hallado desde el punto 3 hacia la desembocadura, puede también explicarse, además que por las descargas, por las temperaturas más

templadas determinadas en esa porción del arroyo. El uso de la tierra, vinculado a las actividades que se realizan en la microcuenca, impacta en el tipo y cantidad de microorganismos que pueden llegar al arroyo. El laboreo de la tierra y la presencia de animales fueron actividades estudiadas por Foy y Kirk (1995) y Hunter y col. (2000). En ambos casos hallaron siempre microorganismos de origen fecal en aguas y en suelos adyacentes a los puntos de muestreo. Si bien la carga bacteriana resulta variable según lluvias, estación del año y temperatura del agua, varios estudios presentan valores similares a los hallados en el arroyo Cañete (Thelin y Gilford, 1983; Hunter y col., 2000; Brisbois y col., 2008). Todos estos factores hacen a la complejidad de la contaminación de aguas superficiales en cuencas agropecuarias.

En este trabajo de investigación las descargas de la industria, de fabricación y desteñido de jeans (punto 4), presentan elevada cantidad de coliformes termotolerantes, independientemente de la ocurrencia de lluvias. Esta situación fue motivada por los vertidos de la planta de tratamiento del proceso de fabricación y desteñido de tela para jean, a los que se sumaban la descarga de los efluentes cloacales en forma directa, es decir sin tratamiento. Estos resultados fueron similares a los hallados por Whitlock y col. (2002) que vinculan los mayores recuentos de coliformes de origen fecal humano en relación a vertidos cloacales, comparado con los de origen fecal animal, vinculados a escurrimiento por precipitaciones.

Pudo determinarse además, recuentos de clostridios sulfito reductores en el 64% de las muestras, presentando menores valores que para los recuentos de coliformes y estreptococos, siendo consistente con otros estudios (Castro, 2010). Por otra parte se halló que los valores fueron mayores en la zona de corrales de

---

animales (punto 2 y 3) y en el basural, lo cual indica la presencia de contaminación de origen fecal animal o humana lejana, ya que esporos de dichos microorganismos pueden sobrevivir en agua mayor tiempo, hasta 300 días, respecto de los coliformes termotolerantes y estreptococos fecales, que pueden sobrevivir hasta cuatro días (Castro, 2010). En la zona de corrales de animales (punto 2) se hallaron los mayores valores máximos, siendo consistentes con los reportados por Castro (2010) para efluentes de animales, con valores desde  $10^1$  a  $10^2$  UFC/mL.

Se halló *Pseudomonas aeruginosa* en el 25% de las muestras del sector más próximo de los porcinos (punto 3) y en un 25% de las muestras del punto cercano al basural (punto 5) y se halló *Escherichia coli* en el 100% de las muestras, según su relación con las diversas fuentes de contaminación fecal a lo largo del arroyo. Evidentemente aún en la naciente, los pocos animales que eventualmente pastorean, depositan excretas que llegan al arroyo. Los puntos 2 y 3 vierten efluentes de corrales de bovinos y de la granja porcina, explicando también la presencia. En el caso de la industria, como ya se comentara, se observó que poseían tratamiento de los efluentes provenientes del proceso de teñido de jeans, pero no poseían tratamiento de los cloacales de los baños de la fábrica, que eran vertidos en forma directa al arroyo.

Además, y consultando a algunos habitantes de la microcuenca, se pudo conocer que durante el período de muestreo, en días y horarios de difícil control por parte del municipio, se vieron camiones que vertían sin permiso efluentes cloacales de pozos ciegos en diferentes puntos del arroyo para no pagar las tasas municipales. La turbidez y el pH del arroyo, desde el punto 3 hacia la desembocadura donde se encuentra el basural, son factores que



favorecen la supervivencia de estos microorganismos (Chagas y col., 2007). Por otra parte los sedimentos, abundantes en todos los puntos de muestreo como consecuencia del uso de la tierra, favorecerían la adhesión de los microorganismos a la materia orgánica que los constituye. La carga de microorganismos disminuye tanto en épocas con lluvias suaves, como cuando los sedimentos están en el fondo, y se vuelven a elevar tanto con lluvias intensas, como cuando se produce la agitación del agua del arroyo, favoreciendo su redispersión (Kraemer y col., 2008).

Toda la complejidad de las situaciones mencionadas no permite identificar si alguno de los vertidos (puntos 1, 2, 3, 4 y 5) difiere en su impacto. Sí se ha podido determinar que su calidad microbiológica y su calidad química se ve comprometida, siendo este arroyo uno de los afluentes que vierte sus aguas en el río Arrecifes, aguas arriba y a escasos 5 kilómetros del balneario de la ciudad.

En la región existen pocos antecedentes sobre la evaluación de la calidad de las aguas superficiales para fines recreacionales. En este caso particular, el uso recreacional ocurre en el balneario del río Arrecifes. Sin embargo, se pudo observar que durante las campañas de muestreo realizadas en verano los vecinos, mayormente jóvenes, utilizaban el arroyo para uso recreacional. Los resultados obtenidos en el presente trabajo demuestran que los valores de coliformes totales se encuentran dentro de las pautas establecidas por la Comunidad Económica Europea para aguas recreacionales que permiten hasta  $1 \times 10^4$  coliformes/100mL. En cuanto a los coliformes termotolerantes, los valores máximos hallados en los puntos 3 al 5 y en los valores promedios del punto 4, exceden las pautas establecidas por la Agencia de

---

Protección Ambiental de los Estados Unidos (no superar valores de  $2 \times 10^2/100$  mL) y en el punto 4 solamente se excedería el límite para la UE (valores límites inferiores a  $2 \times 10^3/100$  mL). En todos los casos mencionados, las aguas del arroyo no son aptas para uso recreacional.

En síntesis, se logró identificar cuales son los sistemas de manejo de los efluentes de los tambos en las diferentes cuencas de la región. Se observó que se implementan prácticas que pueden tener consecuencias negativas, especialmente en cuerpos de agua superficial por el vertido, tanto de efluentes crudos como tratados. En este último caso, los sistemas existentes no están diseñados para un tratamiento adecuado y compatible con normativas vigentes de vertido y/o disposición en suelos. Por otra parte se determinó que tanto la salinidad del agua de las perforaciones de las instalaciones de ordeño así como las prácticas de reuso del agua durante el ordeño, impactan en la calidad de los efluentes crudos, especialmente para decidir su reuso como abono. Finalmente, el contenido de nitratos y la presencia de contaminación microbiana resultaron buenos indicadores del impacto de las excretas de los sistemas ganaderos, tanto para las aguas subterráneas freáticas vinculadas a sectores con alta carga de excretas de animales, como por vertidos de establecimientos ganaderos en un arroyo típico de la región.

### Una mirada ambiental del uso de drogas antimicrobianas en los rodeos lecheros

#### 4.5 Introducción

En los tambos se utilizan diversas drogas antimicrobianas para el tratamiento de distintas afecciones que ocurren en los rodeos (Errecalde, 2007). Se ha estimado, a nivel mundial, que los antimicrobianos representan el 41% del total de drogas utilizadas en los animales (Montforts, 2005). De acuerdo a los pocos estudios internacionales disponibles, el consumo de antimicrobianos varía ampliamente desde 5.393 toneladas anuales, en los países de la Unión Europea (Kools y col., 2008) a 9.300 toneladas anuales, en los Estados Unidos (Sarmah y col., 2006), llegando a las 200.000 toneladas de consumo estimado global por año (Kümmerer, 2003). En los rodeos lecheros de la Argentina son utilizadas para diferentes afecciones, tanto en forma terapéutica como preventiva, sin que exista una estimación de su uso.

Si bien el propósito que se persigue es la salud animal, no se debe dejar de considerar cuál es el impacto que las diferentes drogas puedan tener en el ambiente (Pol y Ruegg, 2007; Menéndez González y col., 2010). Estos productos son pobremente absorbidos en el organismo animal y en consecuencia son excretados en gran proporción en las heces y orina (Kümmerer, 2003; Sarmah y col., 2006). Tanto si los efluentes son vertidos a un curso de agua, como si se propone su reutilización como fertilizante, se expone a que los residuos de los antimicrobianos impacten en algún compartimiento ambiental (agua superficial, agua subterránea, suelo) (Kemper, 2008; Martínez, 2009). El impacto

---

puede evaluarse tanto en forma directa, estimando o midiendo la concentración de producto ( $\mu\text{g/L}$  de agua ó  $\mu\text{g/kg}$  suelo) (Kelly y col., 2003; Castiglioni y col., 2004; Hamscher y col., 2005, Martínez Carballo y col., 2007; Kemper y col., 2008) ó por sus efectos vinculados a la resistencia desarrollada en microorganismos (Burnes, 2003; Boxall y col., 2004; Kümmerer, 2004).

## **4.2 Metodología utilizada**

Para responder al objetivo planteado en esta etapa del trabajo, se diseñaron tres estudios:

- a) Estimación del uso de drogas antimicrobianas en tambos.
- b) Estimación de la concentración ambiental de las drogas antimicrobianas utilizadas en los tambos.
- c) Evaluación de la susceptibilidad a drogas antimicrobianas de microorganismos aislados de las lagunas de efluentes.

### **a) Estimación del uso de drogas antimicrobianas**

- o *Selección de establecimientos*

Se seleccionaron 50 predios a ser encuestados ubicados en cuencas lecheras de la provincia de Buenos Aires. Dado que no existe en la Argentina un registro único oficial se utilizó una base de datos existente de establecimientos que participaron en los estudios previos de muestreo de aguas y efluentes. El criterio de selección se basó en que tuviesen: registros confiables de utilización de drogas antimicrobianas, sistemas de producción pastoriles con intensificación con características similares al promedio que caracteriza a los tambos según las

estadísticas oficiales de la provincia de Buenos Aires y con diferente tamaño de los rodeos y productividad. A todos se les consultó en forma telefónica sobre su interés de participar en la evaluación, explicándoles el alcance del trabajo. Finalmente 18 propietarios estuvieron de acuerdo en participar, encuestándose al personal responsable de la aplicación de los tratamientos, en una entrevista.

- *Diseño y aplicación de la encuesta*

El trabajo se focalizó en las enfermedades y uso de antimicrobianos en los rodeos de vacas en ordeño (VO) y en los sistemas de manejo productivo y tratamiento de efluentes. La información fue obtenida por una encuesta (cuestionario) que contenía 46 preguntas (Zwald y col., 2004; Pol and Ruegg, 2007).

El diseño de encuestas contempló la necesidad de obtener información sobre los siguientes aspectos: información productiva y de manejo y registro de enfermedades y tratamientos (14 preguntas); prevalencia y prácticas de tratamiento para salud de las ubres (9 preguntas), enfermedades respiratorias (4 preguntas), metritis e infecciones podales (8 preguntas) y finalmente características de las instalaciones y manejo de efluentes (11 preguntas).

La encuesta fue probada previamente con algunos encargados de establecimientos y veterinarios especializados en bovinos lecheros. Para facilitar la identificación de las drogas utilizadas en los tratamientos se prepararon láminas en color con imágenes de los productos disponibles en el mercado, que fueron utilizadas durante la entrevista (Anexo 4a). Cada encuesta fue completada en una entrevista que tuvo una duración de entre 1 y 2 horas entre enero y mayo de 2007. Dependiendo del tipo de pregunta se solicitó

---

información sobre los últimos dos meses y/o un año previos a la visita. Para obtener la información correspondiente a las instalaciones y manejo de efluentes se visitó el sector y el entrevistador registró las características *in situ*.

- o *Estimación del uso de drogas antimicrobianas*

El análisis de la encuesta permitió obtener la información sobre prevalencia de enfermedades. Las enfermedades consideradas para las vacas en ordeño (VO) fueron: mastitis clínicas, enfermedades respiratorias, enfermedades uterinas (específicamente metritis post-parto) y enfermedades podales<sup>10</sup>.

El análisis estadístico se realizó mediante Prueba de homogeneidad de Chi cuadrado ( $\chi^2$ ) para evaluar asociación entre el tamaño de los tambos y la prevalencia de enfermedad y, entre el tamaño y las prácticas de tratamiento. El tamaño del tambo se categorizó en dos grupos: Chicos ( $\leq 200$  vacas,  $n=9$ ) y Grandes ( $> 200$  vacas,  $n=9$ ).

Para cuantificar el uso de antimicrobianos diferentes autores realizaron estudios que permitieron reportar la proporción de tambos que utilizaban determinados antimicrobianos (Jensen y col., 2004; Zwald y col., 2004; Kirk y col., 2005; Sawant y col., 2005). Si bien indican una aproximación al tipo de drogas y formas de utilización, no proveen información acerca de frecuencia, dosis utilizadas, ni cuantificación de la cantidad administrada a vacas lecheras adultas. En este caso, se seleccionó la metodología adaptada por Pol y Ruegg (2007) para evaluar el uso de antimicrobianos a nivel de rodeo y comparar exposición a distintos compuestos, para distintos usos, vías de administración,

---

<sup>10</sup> En el Anexo 4b se describen brevemente las enfermedades más comúnmente registradas en rodeos de vacas en ordeño.

considerando según su expresión en distintas unidades (p.ej. mg o UI (unidades internacionales)), en los diferentes establecimientos. Se utilizaron como indicadores la Dosis Diaria Definida (DDD), la Dosis Total utilizada (DT) y la Densidad de Uso a escala de predio (DU), siendo este último adaptado para este estudio.

La DDD representa la máxima dosis (mg ó UI) que en un animal estándar (peso vivo= 600 kg<sup>11</sup>) podría recibir según indicación del laboratorio. Para el uso veterinario la DDD se adaptó de la utilizada en medicina humana como medida técnica de uso de drogas, que resulta independiente de las variaciones en potencia de sustancias activas y formulaciones, aportando una medida de importancia relativa comparable de las diferentes drogas (Jensen y col., 2004).

Al contrario de lo que ocurre en otros países (Sawant y col., 2005; Pol y Ruegg, 2007; Menéndez González y col., 2010), en la Argentina no hay uniformidad en las recomendaciones de dosificación. En este caso, y al no existir este tipo de normalización para compuestos de uso veterinario, se debió elaborar una base de datos con las dosis recomendadas por todos los laboratorios productores de los antimicrobianos utilizados en los tambos. Para definir la DDD de todos los medicamentos utilizados fueron considerados los siguientes criterios: a) cuando las dosis propuestas sean similares entre laboratorios farmacéuticos y el coeficiente de variación resultase menor o igual al 5% se utilizó la dosis media y b) cuando no se observó acuerdo en la dosis recomendadas o cuando el coeficiente de variación fuese mayor al 5%, se consideró la dosis recomendada por laboratorios de reconocido prestigio.

---

<sup>11</sup> Se definieron 600 kg de peso vivo para el tamaño de vacas en ordeño para el total de los tambos entrevistados, siendo un peso promedio de rodeos en ordeño

---

El uso de antimicrobianos fue comparado entre los tambos mediante el indicador DU (DDD/VO/año) que depende de las dosis reportadas y de la frecuencia de tratamiento para cada compuesto en cada tambo y es calculado mediante la siguiente fórmula:

$$DU_A = (DT_A/VO) / DDD_A$$

Donde A es el compuesto bajo estudio,  $DT_A$  es la dosis total reportada (mg o IU) para cada antimicrobiano utilizado por año, VO es el número total de vacas del rodeo de ordeño y  $DDD_A$  es la Dosis Diaria Definida para ese compuesto.

Para conocer la DT, para cada compuesto durante un año en cada predio (mg/año), se consideró:

$$DT_A = MG_A \times U_A \times D_A \times CT_A$$

Donde, por ejemplo para un compuesto A,  $MG_A$  representa a la dosis (mg ó UI) contenida en un mililitro o en una jeringa de uso intramamario del compuesto A;  $U_A$  representa la cantidad de mililitros utilizados en cada administración del compuesto en estudio o el número de jeringas utilizado,  $D_A$  representa al número de aplicaciones por tratamiento con el compuesto A y  $CT_A$  representan a los casos (número de animales) tratados con el compuesto A durante un año. De ésta forma se calculó para todos los compuestos utilizados en los tambos.

Los resultados obtenidos se evaluaron por estadística descriptiva. Además, y para conocer si existe una relación entre la utilización de drogas antimicrobianas y el tamaño de los establecimientos, se realizó la comparación entre los grupos ya definidos de tambos Chicos (menor o igual de 200 vacas) y



tambos Grandes (mayor de 200 vacas), mediante la prueba de la mediana ( $\alpha=0,05$ ), para los diferentes usos de antimicrobianos.

### **b) Predicción de la concentración ambiental**

Para realizar la estimación de la Concentración Ambiental Esperable (CAE)<sup>12</sup> se eligió como modelo de base para ser aplicado a las condiciones locales, el modelo conocido como Procedimiento Uniforme (Spaepen y col., 1997; EMEA -European Medicines Agency-, 2008). Es un modelo que permite obtener, de manera relativamente fácil, la estimación de la concentración de un producto veterinario en estiércol y suelos. Además, requiere de cálculos relativamente simples, se alimenta con información básica, se ha validado en diferentes condiciones y se ha aplicado en diferentes países.

Para este estudio se seleccionaron dos de las drogas más utilizadas en los tambos: Oxitetraciclina y Tilosina. Estas drogas han sido estudiadas por su persistencia en el ambiente (De Liguoro y col., 2003; Kay y col., 2005; Kemper y col., 2008). Para los cálculos de la CAE se trabajó exclusivamente con aquellos tratamientos de tipo parenteral.

Las siguientes ecuaciones fueron utilizadas para la estimación de drogas antimicrobianas en estiércol:

#### Ecuación 1

$$CAE_{\text{estiércol animal}} = \left[ \frac{D \times PV \times NT \times NA \times F}{Kg \text{ estiércol/animal/año}} \right] \times 1000$$

---

<sup>12</sup> Predictive Environmental Concentration (PEC)

---

Donde  $CAE_{\text{estiércol animal}}$  representará a la cantidad de producto evaluado expresado en  $\mu\text{g} / \text{kg}$  estiércol de un animal tratado en el periodo de un año; D: Dosis ( $\text{mg}/\text{kg}$ ) es la concentración de droga en el producto para administrar a 1 kg de peso vivo por dosis; PV peso vivo de los animales tratados, utilizándose para este caso 600 kg de peso vivo para vacas en ordeño; NT: Número de tratamientos por animal de ese producto (ej. Monodosis=1, tres días de tratamiento= 3); NA= N° de animales que rotan en ese sector en un año, (por ejemplo un rodeo de ordeño equivale a 1, si fuesen camadas de cerdos podrían ser hasta 2,5 /año); F= fracción excretada del producto en un día (en general se considera como 1 que sería el peor escenario si se excretase el total en un día, en caso de conocer la fracción excretada en el primer día se puede utilizar este valor; en el denominador se consideran los Kg de estiércol, según los niveles de producción de leche promedio de los tambos (Morse y col., 1994; ASAE, 1999; Nennich y col., 2003), que excretará un animal en un año (para éste estudio consideramos los valores sugeridos por éstos autores y que estiman que para una vaca en ordeño serán 60 kg por día x 365 días/año = 21.900 kg/año de materia húmeda) y finalmente se multiplica por un factor 1000 para convertir de mg a  $\mu\text{g}$  y poder contrastar con los valores considerados críticos.

## **Ecuación 2**

$CAE_{\text{estiércol rodeo}} = CAE_{\text{estiércol}} \times \text{proporción de animales tratados (N° animales tratados/ total de animales del rodeo)}$

El  $CAE_{\text{estiércol rodeo}}$  representará los  $\mu\text{g}$  de producto evaluado/kg de estiércol/año de todo el rodeo en ordeño, sea tratado o no.

En este estudio se utilizaron los datos reales obtenidos en las encuestas y no los valores por defecto recomendados por el Comité de Productos Veterinarios (CVMP) de la Agencia Europea de Medicamentos (EMA, 2008). Se determinó la fracción real tratada en cada tambo y para cada una de las drogas usadas para el tratamiento de las enfermedades en estudio. Con el fin de evaluar el impacto ambiental de las drogas en los diferentes sectores de un tambo, en este estudio se desarrolló otra ecuación. Es decir que, para calcular el CAE, la ecuación se adaptó a las diferentes estrategias de manejo nutricional y a la planificación forrajera y de suplementación de cada rodeo.

El tiempo de permanencia en cada sector fue determinado para cada tambo. Según la permanencia se cuantificó el porcentaje de excretas por hora que sería depositado por el animal, utilizándose la metodología definida en estudios anteriores por Herrero y col. (2006). Se consideró que de las 24 horas del día cada vaca estará activa 16 horas, por lo cual la excreción por cada hora será el 6,25% (100%/16 h). Estos valores son consistentes con los informados por el Dairying and Environment Committee (2006) y además por otros estudios internacionales (White y col., 2001; Oudshoorn y col., 2008).

La proporción de droga excretada en la sala de ordeño y corrales de espera, las cual tendrán como destino final los sistemas de tratamiento de efluentes, fue estimada mediante el empleo de la siguiente ecuación.

### **Ecuación 3**

$$CAE_{\text{estiércol corral}} = CAE_{\text{estiércol rodeo}} \times 0,0625 \times (N^{\circ} h / 2)$$

Donde  $CAE_{\text{Estiércol corral}}$  será la proporción de la droga ( $\mu\text{g}$ ) que permanecerá por kg de estiércol depositado en los corrales de ordeño de cada tambo; 0,0625 es la proporción que se excretará por hora de permanencia en el sector de ordeño. Como se puede observar en la fórmula el valor es afectado  $N^\circ h$ , que representa a la mitad del número de horas de estancia diaria en el ordeño. El valor de la mitad ( $N^\circ h/2$ ) se considera porque en general son dos ordeños por día y de este modo se expresa el promedio que cada animal estará esperando a ser ordeñado, teniendo en cuenta que los primeros animales no esperan y los últimos esperan el total del tiempo.

Finalmente y para conocer la cantidad de droga que pueda estar presente (CAE) en el suelo ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  suelo) de las pistas de alimentación y de los potreros para pastoreo se recurre a la ecuación propuesta por la EMEA (2008) para animales en pastoreo. En esta ecuación se adaptó la carga animal ( $N^\circ$  animales / hectárea) según la permanencia del rodeo en cada sector y para cada tambo.

#### Ecuación 4

$$CAE_{\text{Suelo}} = \left[ \frac{D \times PV \times NT \times DA \times Fr}{1500 \times 10000 \times 0,05} \right] \times 1000$$

Donde  $CAE_{\text{Suelo}}$  representará los  $\mu\text{g}$  del producto evaluado por kg de suelo en una hectárea de superficie por año; D: Dosis (concentración de droga activa, expresada en mg, en el producto para administrar a 1 kg de peso vivo por dosis diaria); PV peso vivo de los animales tratados utilizándose para este caso 600 kg de peso vivo para vacas en ordeño; NT: Número de tratamientos por animal de ese producto (ej. Monodosis=1, tres días de tratamiento= 3); DA: carga animal expresada como  $N^\circ$  de animales promedio /ha ; Fr: proporción del rodeo

tratado con esa droga (entre 0 y 1); en el denominador se consideran: 1500 que sería la densidad aparente del suelo ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ); 10000 son los  $\text{m}^2$  de una hectárea y 0,05 (m) que es la profundidad a la cual podría penetrar el producto, y todo multiplicado x 1000 para convertir de mg a  $\mu\text{g}$  y poder así comparar con los valores considerados en la EMEA (2008).

Los valores obtenidos fueron comparados con el valor crítico considerado para cualquier modelo y producto que es de 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de suelo ó 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de estiércol (VICH, 2000). Estos valores fueron determinados a partir de ensayos de toxicidad de 30 sustancias sobre insectos del suelo, plantas y microorganismos (Boxall y col., 2004; Montforts, 2005).

### **c) Evaluación de la susceptibilidad a drogas antimicrobianas en microorganismos de los sistemas de tratamiento de efluentes**

Para evaluar el impacto que la utilización de drogas antimicrobianas puedan tener en el ambiente, se realizaron estudios de susceptibilidad a las drogas utilizadas en los tambos, empleando cepas bacterianas aisladas de los sistemas de tratamiento de efluentes de los tambos (Whitlock y col., 2002; Burnes, 2003; Reinthaler y col., 2003; Schwartz y col., 2003; Kümmerer, 2004). De esta manera se evaluó la presencia de patrones de resistencia en bacterias provenientes de los efluentes que puedan tener como destino final su vertido a cuerpos de agua, constituyendo éste un problema para la salud humana (Hagedorn y col., 1999; Reinthaler y col., 2003; Hayes y col., 2004).

Se tomaron muestras de 12 sistemas de tratamiento de efluentes, correspondientes a 12 de los 18 tambos encuestados para conocer el uso de

---

antimicrobianos. Hubo seis tambos que no fueron considerados para este estudio dado que durante las visitas para realizar las encuestas no se pudo acceder a las instalaciones de tratamiento de efluentes por cuestiones climáticas.

En cada tambo se tomaron muestras (500 mL) por duplicado en envases estériles, que se conservaron refrigeradas y se analizaron en el laboratorio dentro de las 24 horas. Se establecieron puntos de muestreo en el centro de las lagunas de efluentes. Se introdujeron los envases hasta una profundidad de 50 cm tratando de no mezclar para evitar la movilización de sedimentos. Los envases estaban adosados a un tubo muestreador que permitía abrir y cerrar la tapa desde el extremo del tubo (APHA, 1998 y 2005; Peak y col., 2007).

Si bien se realizó una caracterización general de la calidad microbiológica del efluente, cuyos resultados fueron presentados en el Capítulo 3 de este trabajo de tesis, en este ensayo se describe la técnica para el aislamiento de cepas de *Escherichia coli* de los efluentes. Se seleccionó para este estudio a *E. coli* porque es la enterobacteria más frecuente en diferentes matrices ambientales, en especial proveniente de ganado. Las muestras provenientes de las lagunas fueron diluidas al décimo en solución fisiológica, a partir de dichas diluciones se sembraron alícuotas de 0,1 mL en superficie. Se realizó el recuento de coliformes termotolerantes por la técnica de recuento en placa utilizando Chromagar ECC (Chromagar Microbiology, París, France) (APHA, 2005).

Las placas de Petri sembradas en Chromagar ECC fueron incubadas en estufa de cultivo a 44,5 °C durante 24 horas, seleccionándose colonias características de *Escherichia coli*. Las colonias fueron identificadas mediante

sistema API 20 E (BioMerieux, Argentina), obteniéndose finalmente 24 cepas que fueron utilizadas en los ensayos de susceptibilidad a los antimicrobianos.

La resistencia a drogas antimicrobianas se determinó por el método de difusión en agar con discos (Bauer y col., 1996) de acuerdo a los estándares aprobados para animales (Clinical and Laboratory Standards Institute –CLSI-, 2008). Se prepararon las suspensiones de las bacterias en solución salina 0,85% estéril, con una turbiedad correspondiente al estándar 0,5 de la escala de Mac Farland (BioMerieux, L'Etoile, France). Las suspensiones se esparcieron con hisopo estéril sobre la superficie de Agar Mueller Hinton fraccionado en placas de Petri a razón de 30 mL por placa. Los monodiscos de antibióticos se colocaron con pinza estéril sobre la superficie del medio de cultivo, a razón de tres monodiscos de diferentes antibióticos por placa. Las placas de Petri fueron incubadas en estufa de cultivo a 35 °C. Luego de 18 horas de incubación se midió el diámetro de los halos formados. Las cepas fueron consideradas como R (resistentes) ó S (sensibles), siguiendo los criterios de interpretación del documento M31-A3 (CLSI, 2008). Las cepas de susceptibilidad intermedia fueron incluidas en la categoría R.

Se seleccionaron los antimicrobianos más utilizados en los tambos, según la evaluación realizada previamente en este trabajo, para el tratamiento de las enfermedades más frecuentes en los tambos (mastitis, podales, metritis y respiratorias) en los rodeos en ordeño. Los antimicrobianos ensayados fueron: ampicilina 10 µg; ampicilina + surfactam 10+10 µg; amoxicilina + Clavulánico 20 +10 µg; Cefalotina 30 µg; Ceftiofur 30 µg; Gentamicina 10 µg; Neomicina 30 µg; Rifampicina 5 µg; Tetraciclina 30 µg y Trimetoprim+sulfametoxazol 1,25+23,75 µg. Los monodiscos fueron provistos por OXOID (Reino Unido), BRITANIA (Argentina) y

---

BBL (Estados Unidos). Se utilizó como cepa control *Escherichia coli* ATCC 25922 y se consideraron los criterios de interpretación específicos para animales (CLSI, 2008).

Los resultados obtenidos se analizaron considerando los porcentajes de cepas resistentes a las diferentes drogas antimicrobianas y se determinó la ocurrencia de cepas con multiresistencia conjunta a betalactámicos, aminoglucósidos y tetraciclinas (Ferrari Navarro y col., 2002). Además, se analizaron los resultados en forma descriptiva, y se comparó su relación con la dosis de droga utilizada, según el indicador Densidad de uso (DU) determinado en para cada uno de esos tambos, para evaluar si existe alguna tendencia en la asociación entre uso y resistencia (Khachatryan y col., 2004; Gilchrist y col., 2007)

## **4.3 Resultados y discusión**

### **4.3.1 Estimación del uso de drogas antimicrobianas**

- *Características productivas y de manejo de los predios*

En la Tabla 4.1 se observan las características de los establecimientos entrevistados.

Los tambos encuestados tienen características similares a las reportadas como situación promedio por el Ministerio de Asuntos Agrarios de Buenos Aires (MAA, 2011), tanto en lo que corresponde a la superficie como a la cantidad de vacas en ordeño (VO) y totales (VT). Sin embargo, poseen mejores valores de



productividad, dado que el promedio de la provincia se ubica en 16,7 L/VO/día y 3.629 L/ha/año. La productividad resulta similar a los tambos estudiados en Suiza (21 L/d) por Menéndez González y col. (2010), siendo los valores máximos similares a los reportados por Saini y col. (2012) en tambos de Canadá (32 L/d) y por otros autores que estudiaron establecimientos en EEUU, con reportes desde 24 a 33 L/d (Zwald y col., 2004; Sato y col., 2005; Pol y Ruegg, 2007).

**Tabla 4.1** Características y ubicación de los establecimientos entrevistados

Establecimiento	Ubicación*	Superficie	Nº de vacas en	Producción de leche	
		(ha)	ordeño (VO)	(L/VO/día)	(L/ha/año)
Tambo 1	ABN-BA	340	204	18,6	4.074
Tambo 2	ABS-BA	250	249	25	9.088
Tambo 3	ABS-BA	85	86	18,3	6.758
Tambo 4	ABS-BA	381	212	20	4.062
Tambo 5	ABN-BA	290	205	19,4	5.006
Tambo 6	ABS-BA	108	84	25	7.097
Tambo 7	ABN-BA	200	194	29	10.267
Tambo 8	ABN-BA	220	213	31	10.954
Tambo 9	O-BA	280	263	25,6	8.776
Tambo 10	ABN-BA	200	187	30	10.238
Tambo 11	O-BA	550	500	26	8.627
Tambo 12	ABN-BA	190	169	26,4	8.571
Tambo 13	ABN-BA	220	195	28	9.059
Tambo 14	ABS-BA	225	266	25,2	10.874
Tambo 15	ABS-BA	94	116	15	6.756
Tambo 16	ABS-BA	200	198	36	13.008
Tambo 17	ABS-BA	190	190	25	9.125
Tambo 18	O-BA	500	427	29	9.039

<b>Promedio</b>	<b>251,3</b>	<b>219,89</b>	<b>25,14</b>	<b>8.410</b>
<b>Desvío Estándar</b>	<b>±125,8</b>	<b>±102,98</b>	<b>±5,25</b>	<b>±2.412</b>

\* **Referencias:** ABN-BA: Abasto Norte Bs. As.; ABS-BA: Abasto Sur Bs. As., O-BA: Oeste Bs. As.

Para el análisis de la información se agruparon, según el N° de vacas en ordeño (VO), en nueve tambos Chicos (TCH), definidos según tengan un número de VO menor o igual a 200, y nueve Grandes (TG), con mayor a 200 VO. La información descriptiva se presenta en la Tabla 4.2.

**Tabla 4.2** Características de los rodeos, tipos de tambos, y prácticas de manejo para 18 tambos relevados, agrupados por número de vacas en ordeño (TCH ≤ 200, n=9 y TG > 200, n=9). Valores promedio, error estándar (EE) mínimo y máximo.

	<b>Tambos Chicos</b>		<b>Tambos Grandes</b>	
	Media (Min; Max)	(EE)	Media (Min; Max)	(EE)
N° de Vacas en Ordeño (VO)	158 (84; 198)	17,1	282 (204; 500)	37,9
N° de vacas Secas (VS)	31 (13; 41)	9,5	58 (37; 85)	5,6
Producción por VO (kg/día)	26,7 (15,5; 37,2)	2,3	25,2 (19,2; 32)	1,57
Productividad anual (L/ha/año)	8,986 (6.756;13.008)	718	7,833 (4.062;10.954)	966
Superficie del tambo (hectárea)	165 (85; 220)	53	337 (220; 550)	42
Duración ordeño (h/VO/día)	3,9 (3; 4)	0,12	4,1 (3; 5)	0,21
Permanencia en pistas de alimentación (h/VO/día)	1,67 (0; 3)	0,32	5,22 (2; 10)	0,92
Carga animal en pistas de alimentación (animal*/ha/año)	17,5 (0; 25)	3,7	37 (17; 79,5)	7,3
Carga animal en lotes de	0,6	0,05	0,4	0,08

pasturas (animal\*/ha/año) (0,49; 0,93) (0,11; 0,74)

---

\* la carga animal se considera en base a un animal de 600kg de peso en lactancia,

El tiempo total en las instalaciones de ordeño, expresado en horas por día, corresponde a la suma de dos ordeños diarios para todos los tambos, Esta situación, es similar a la reportada en otros estudios preliminares realizados en la Argentina en tambos de similares características de escala (Charlón y col., 2002; Nosetti y col., 2001) y más elevada, 3,9 (TCH) y 4,1 (TG) horas por día, a la reportada por Gómez y Cook (2010) para tambos estabulados en los cuales el tiempo promedio de permanencia era de 2,7 horas por día.

Tanto para los tambos de menor tamaño como para los grandes, se observa que corresponden a sistemas de producción de base pastoril (50% al 70% del tiempo en pastoreo) con suplementación de grano en el ordeño y de silajes y concentrados en pistas de alimentación. Dos de los predios realizaban la suplementación en base a alimentos balanceados durante el ordeño, sin disponer de pistas de alimentación. La carga animal fue calculada según literatura pero con un peso vivo de 600 kg según el tamaño del rodeo en la Argentina (Jensen y col., 2004; Saini y col., 2012). En los TCH existe una menor carga animal en las pistas, siendo una situación similar a la observada en Nueva Zelandia (McCall y col., 1999) y diferente a casos estudiados en EEUU y UE, donde los animales pasan gran parte del día confinados y solo unas pocas horas en pastoreo (Zwald y col., 2004; Sato y col., 2005, Menéndez González y col., 2010). Por otra parte, en los TG hay dos establecimientos con alta carga dado que, en ambos casos, el rodeo de ordeño permanecía 10 horas por día en los sectores de alimentación, pareciéndose a los sistemas de la UE y EEUU mencionados.

---

Cuando se analizan los niveles de productividad, expresados por la producción diaria de leche (kg) se observa que no existen diferencias numéricas importantes entre los grupos. En trabajos preliminares realizados (Burón Alfano y col., 2009) se observó que, en la Argentina, los sistemas lecheros con base pastoril, y que incorporan diferente grado de suplementación, no siempre lo hacen como resultado de una mejor evaluación de la relación entre calidad de la ración y productividad, como se realiza en otros países (Watson y Atkinson, 1999; Gustafson y col., 2003). Esta situación podría estar explicando las mínimas diferencias de productividad entre los grupos.

○ *Prevalencia y tratamiento de enfermedades*

Con la información obtenida en la entrevista se evaluaron las enfermedades existentes en los establecimientos. Todos los tambos encuestados reportaron la ocurrencia anual de mastitis, no siendo así para metritis (uterina) e infecciones de patas, donde algunos TCH no reportaron ocurrencia de la enfermedad (Tabla 4.3), siendo similar a otros estudios (Bartlett y col., 2001; Pol y Ruegg, 2007). El número de tambos con casos reportados resultó similar a los resultados obtenidos por Pol y Ruegg (2007) para rodeos de tambos con manejo convencional y para los estudiados por Sawant y col. (2005).

Respecto a la prevalencia (N° de casos reportados por año) se observó que la enfermedad de mayor incidencia en los rodeos de ordeño fue la mastitis, seguida de enfermedades podales, uterinas y por último respiratorias. Se observó asociación ( $p < 0,05$ ) entre prevalencia de la enfermedad y tamaño de tambo, registrándose menores valores en TCH. Los resultados obtenidos, comparados

con otros estudios similares (Pol y Ruegg, 2007), mostraron que la prevalencia para el grupo de los TG es más parecida a lo que los autores evaluaron en los tambos convencionales y, por el contrario, la de los TCH fue más parecida a la de sus tambos orgánicos.

**Tabla 4.3** Ocurrencia anual de distintas enfermedades, frecuencia de tratamiento y decisión de tratamiento en los 18 rodeos lecheros agrupados por número de vacas en ordeño (TCH  $\leq$  200 VO, n=9 y TG  $>$  200 VO, n=9)

	<b>Mastitis Clínica</b>		<b>Patas</b>	
	<b>TCH</b>	<b>TG</b>	<b>TCH</b>	<b>TG</b>
Nº de tambos con casos reportados y (%)	9 (100)	9 (100)	8 (88,9)	9 (100)
Nº total de casos reportados por año	407	974	124	563
Prevalencia de enfermedad sobre total VO (%)	28,7 <sup>a</sup>	38,4 <sup>b</sup>	8,7 <sup>a</sup>	22,2 <sup>b</sup>
Rango de casos reportados por tambo	24 - 150	20 - 300	0 -36	3 -240
Casos totales tratados por año	407	894	117	563
% de casos tratados	100 <sup>a</sup>	91,8 <sup>b</sup>	94,3 <sup>a</sup>	100 <sup>b</sup>
Profesional Veterinario toma la decisión (%)	44,4	66,7	33,3	66,7
	<b>Uterinas</b>		<b>Respiratorias</b>	
	<b>TCH</b>	<b>TG</b>	<b>TCH</b>	<b>TG</b>
Nº de tambos con casos reportados y (%)	7 (77,78)	9 (100)	1 (11,11)	5 (55,56)
Nº total de casos reportados por año	138	551	24	37
Prevalencia de enfermedad sobre total VO (%)	9,7 <sup>a</sup>	21,7 <sup>b</sup>	1,69 <sup>a</sup>	1,5 <sup>a</sup>
Rango de casos reportados por tambo	1 - 15	6 - 70	0 - 24	0 - 24
Casos totales tratados por año	138	520	24	37
% de casos tratados	100 <sup>a</sup>	94,4 <sup>b</sup>	100 <sup>a</sup>	100 <sup>a</sup>
Profesional Veterinario toma la decisión (%)	66,7	77,8	55,6	77,8

<sup>a,b</sup> Para cada enfermedad, letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ )

---

Por otra parte, cuando se analizaron los casos tratados en las diferentes enfermedades se observó que se trataron menos casos de mastitis y de enfermedades uterinas en los tambos grandes ( $p < 0,05$ ). No ocurrió lo mismo con enfermedades respiratorias donde siempre se trató al 100% de los casos y para enfermedades podales en las cuales los TCH trataron menos casos que los grandes ( $p < 0,05$ ). Si bien la interpretación de estas diferencias no surge en forma directa de la información evaluada, se pueden obtener algunas conclusiones de otras respuestas de la encuesta, que se encuentran relacionadas, y de algunos comentarios aportados por los tamberos durante las entrevistas. Respecto a la prevalencia se puede interpretar que no existe un consenso, entre el personal de los establecimientos, para la definición de cada enfermedad. Para el caso de los TG podría pensarse que dado que existe mayor participación del profesional veterinario, se puede evaluar mejor la presencia y registro de la enfermedad.

Cuando se analizan las diferencias en los tratamientos, por ejemplo para el caso de mastitis, uno de los TG no trataba todos los casos de mastitis por estar en una red de ensayos para definir una práctica de "cultivo en tambo" que le permitiese a futuro mejorar los tratamientos por identificar rápidamente bacterias gram negativas de bacterias gram positivas. Para el caso de las enfermedades uterinas (metritis) y podales, los resultados no se pueden explicar por la información obtenida en las encuestas.

En cuanto a las decisiones de tratamiento se observa que la participación del profesional veterinario es mayor en los TG, dado que se determinaron mayores porcentajes para todas las enfermedades con alguna variación según

enfermedad (66,7 al 77,8%). En el resto de los casos la decisión de tratamiento la realiza el encargado o el tambero, siendo este último el que finalmente realiza el tratamiento. Si bien se observó que en las diferentes enfermedades y con distinto grado de participación, los veterinarios indican y realizan el tratamiento, se consultó, durante la entrevista, si tenían registros propios de los tratamientos indicados. En relación con los registros, éstos se realizaban en los establecimientos y en ninguno de los casos los profesionales llevaban registros separados de aquellos que se realizan en los tambos. Se observó que en el 100% de los TG y en el 78% de los TCH se completa algún tipo de registro. En general, utilizan cuaderno (40%), fichas (40%), pizarrón (12%) o computadora (20%) y en algunos casos registran en más de un formato, por ejemplo cuaderno y computadora ó ficha y computadora. Ninguno registra en almanaques, si bien es un registro habitual para indicadores reproductivos (Tabla 4.4).

**Tabla 4.4** Tipos de registros de la información de tratamientos de enfermedades en establecimientos lecheros según tamaño del predio

Registros	Tambos chicos (TCH)	Tambos grandes (TG)
	(≤ 200 VO, n= 9)	(> 200 VO, n= 9)
Con registro	7 (77,8%)	9 (100%)
Computadora <sup>1</sup>	1 (14,3%)	2 (22,2%)
Cuaderno <sup>1</sup>	2 (28,6%)	5 (55,6%)
Pizarrón <sup>1</sup>	1 (14,3%)	1 (11,1%)
Ficha <sup>1</sup>	4 (57,1%)	3 (33,3%)

<sup>1</sup> % del total de establecimientos que registran tratamientos realizados (n=7 en tambos chicos y n=9 en tambos grandes)

---

En un trabajo realizado en Wisconsin se observó que tambos grandes (Hoe y Ruegg, 2006) registraban en computadora (60%) en mayor proporción que en nuestro estudio. Sin embargo, otros estudios reportaron que en tambos chicos no se realizaban registros, teniendo que acudir a la memoria durante las entrevistas (Pol y Ruegg, 2007). En un estudio realizado en tambos en Suiza (Menéndez González y col., 2010) la información se pudo obtener fácilmente de registros informáticos obligatorios según la legislación vigente. Ellos deben registrar el número de identificación del animal tratado, el problema sanitario ocurrido, nombre de la droga, dosis, fecha de primer y última dosis administrada, período de retiro de leche y nombre de la persona que lo prescribió y aplicó. Los autores mencionados observaron que los registros de los veterinarios resultaron más confiables que los de los tambos, con respecto al tipo de tratamiento recomendado para una determinada enfermedad, pero no fue así para describir edad y cantidad de animales tratados, donde resultaron mejores los registros de los predios.

- *Estimación del uso de drogas antimicrobianas*

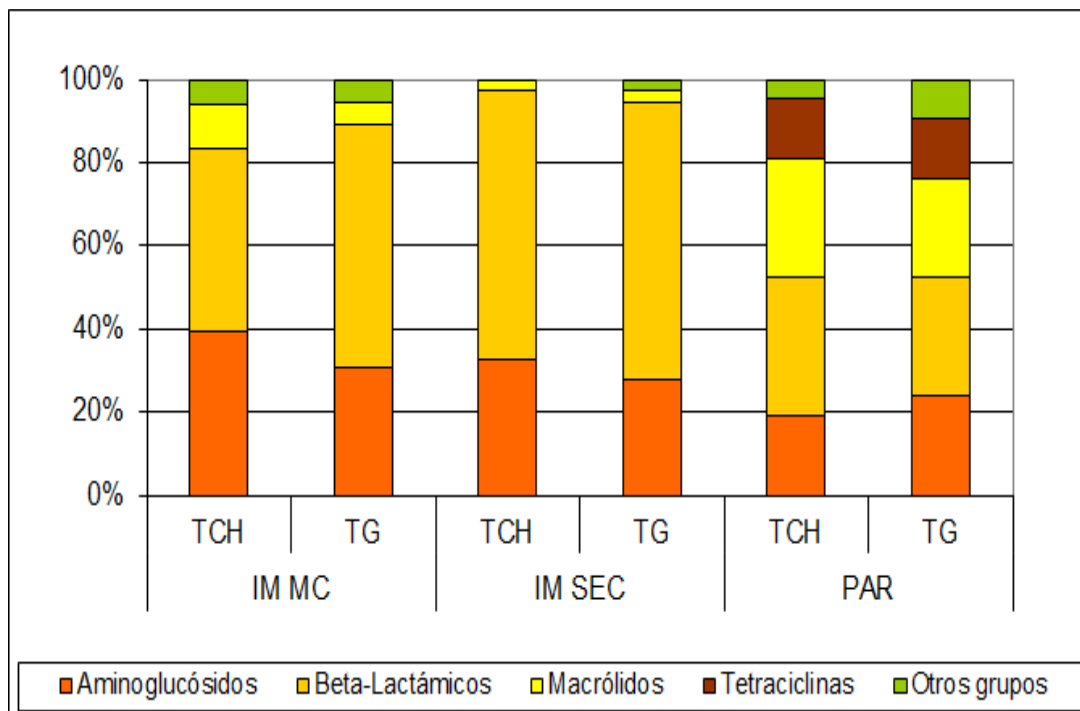
Se obtuvo la información de todos los antimicrobianos utilizados y sus formas de administración, mediante la encuesta. Los mismos fueron agrupados en tratamiento intramamario de mastitis clínica (IM-MC), tratamiento intramamario al secado (IM-SEC) y tratamiento parenteral de las enfermedades mastitis clínicas, respiratorias uterinas y podales (PAR).

El diseño de la encuesta, con la inclusión de las imágenes de los envases de los productos comerciales, facilitó su identificación, especialmente cuando no se contaba con registro escrito del producto comercial utilizado. En los



estudios que fueron desarrollados en otros países (Pol y Ruegg, 2007 y Menéndez González y col., 2010), en los cuales las reglamentaciones obligan a que deba indicarse en los marbetes la dosis a aplicar, les resultó más fácil ubicar las drogas y formulaciones comerciales utilizadas. En el presente trabajo de tesis resultó más complicado ya que hubo que acceder a la información de cada empresa.

En la Figura 4.1 se presenta el uso comparado del total de drogas antimicrobianas agrupadas por tipo de droga, en función de tamaño de los tambos, TCH y TG, y según tipo de tratamiento. Los grupos considerados fueron: Aminoglucósidos, Beta-lactámicos, Macrólidos, Tetraciclinas y Otros Grupos. En éste último se agruparon diferentes tipos de drogas con menor uso (rifaximina, lincomisina, sulfadoxina, enrofloxacina, florfenicol y trimetoprim).



**Figura 4.1** Utilización proporcional comparada de grupos de antibióticos en TCH ( $\leq 200$  VO) y TG ( $> 200$  VO) para distintas enfermedades y formas de administración: Intramamario mastitis clínica (IM-MC), Intramamario secado (IM-SEC) y uso parenteral en general para todas las enfermedades (PAR).

---

El grupo más utilizado para uso IM-MC, fueron los Beta-lactámicos (TCH: 43% y TG: 57%). También fue el grupo más utilizado para IM-SEC (TCH: 65% y TG: 64%). Para tratamientos PAR en las enfermedades estudiadas se utilizaron aminoglucósidos (20%), beta-lactámicos (32%), macrólidos (30%) y otros (18%). Esta información es consistente con los estudios internacionales similares, tanto en Wisconsin, (Zwald y col., 2004; Sawant y col., 2005; Pol y Ruegg, 2007) como en la Unión Europea (Jensen y col., 2004; Menéndez Gonzalez y col., 2010).

Dentro del grupo de los aminoglucósidos las drogas más utilizadas fueron: Dihidroestreptomicina, Framicetina, Neomicina, Espectinomicina, Estreptomicina y Gentamicina. En el grupo de los Beta-lactámicos fueron utilizados Amoxicilina, Ampicilina, Cloxacilina, Cefacetilo, Cefalexina, Cefapirina, Ceftiofur, Nafcilina, Penetamato y Penicilina. En los Macrólidos se utilizaron Espiramicina, Tilosina Tilmicosina. En las Tetraciclinas se utilizó exclusivamente Oxitetraciclina. En "Otros Grupos" se consideraron Rifaximina, Lincomisina, Sulfadoxina, Enrofloxacin, Florfenicol y Trimetoprim.

Se observó que la mayor cantidad de antimicrobianos utilizados se encuentran en presentaciones combinadas, es decir multidroga<sup>13</sup>. Esta situación resulta diferente a la estudiada en otros países (Pol y Ruegg, 2007), donde la mayor proporción de productos comerciales están formulados como monodrogas. Los resultados obtenidos en el presente estudio mostraron que las formulaciones monodroga resultaron en mayor proporción para uso parenteral, alcanzando un 76% para enfermedades de patas, un 75% para respiratorias, un 70% para uterinas y un 56% para mastitis clínica. Para el caso de los de uso intramamario para mastitis (IM-MC) y para secado (IM-SEC), las formulaciones

---

<sup>13</sup> La información detallada de los antibióticos utilizados en los establecimientos se encuentra en el anexo 4c

monodrogas utilizadas resultaron en un 11% y un 28%, respectivamente, siendo valores muy inferiores a los de estudios internacionales (Pol y Ruegg, 2007). Probablemente esta situación explique por qué localmente se utilizan una variedad mayor de drogas antimicrobianas, mientras que en los estudios internacionales se utilizan 5 a 8 drogas para IM-MC, otras tantas para IM-SEC y 4 a 6 para uso parenteral en las distintas enfermedades (Sawant y col., 2005; Pol y Ruegg, 2007; Menéndez González y col., 2010), en este trabajo se determinó que fueron utilizadas mas del doble de drogas diferentes para cada uso.

Para el cálculo del indicador de uso (DU) se obtuvo, en primera instancia, la Dosis Diaria Definida (DDD) de cada uno de las drogas antimicrobianas utilizadas en los tambos (Tabla 4.5)<sup>14</sup>.

Se observa que la mayoría de los productos poseen una DDD expresada en mg, pero existen algunos que poseen indicación de dosis como Unidades internacionales. Este es un aspecto que complica las evaluaciones no solo entre drogas, sino también entre productos. Los valores obtenidos resultaron, en general, semejantes a los reportados en otros estudios (Pol y Ruegg, 2007). Cuando fueron detectadas diferencias (IM-MC para amoxicilina, ampicilina y penicilina; IM-SEC: dihidroestreptomicina y penicilina y para PAR: ampicilina, fluorfenicol, oxitetraciclina, penicilina y tilosina), se halló que las DDD para los productos comercializados localmente, fueron mayores (2 a 10 veces), excepto para oxitetraciclina y tilosina en las cuales la DDD fue la mitad que la calculada para EEUU. Si bien hay algunos trabajos internacionales que han aplicado el indicador DDD, más utilizado en humanos, para cuantificar el uso de drogas antimicrobianas veterinarias, éste trabajo es el primero en hacerlo localmente.

---

<sup>14</sup> Si bien se calcularon las DDD para todas las drogas antimicrobianas de mayor uso, se presentan en esta tabla las DDD de las drogas utilizadas en los tambos.

Esto resulta de interés por la diferente farmacopea utilizada respecto a otros países en los cuales existen indicaciones restrictivas a nivel nacional (Pol y Ruegg, 2007). Esta situación requirió un esfuerzo adicional para obtener la información de múltiples laboratorios para lograr definir la DDD por cada tipo de antimicrobiano.

**Tabla 4.5** Valores de Dosis Diaria Definida (DDD) para drogas antimicrobianas utilizados en tambos de Argentina, expresados en mg ó UI\*\* por día y para un animal estándar de 600 kg de peso vivo.

	DDD uso IM-MC	DDD uso IMSec	DDD uso PAR
Amoxicilina	400	800	9180
Ampicilina	160	1100	24.000
Cefacetilo	400	s.u.*	s.u.*
Cefalexina	200	400	s.u.*
Cefapirina	400	1200	500
Ceftiofur	s.u.*	s.u.*	1335
Cloxacilina	420	2100	s.u.*
Dihidroestreptomicina	400	400	6000
Enrofloxacina	s.u.*	s.u.*	3000
Espectinomomicina	s.u.*	s.u.*	9000
Espiramicina	4000	4.800.000**	102.000.000**
Estreptomicina	s.u.*	1.500.000	4800
Florfenicol	s.u.*	s.u.*	24000
Framicetina	100	400	s.u.*
Gentamicina	s.u.*	400	800
Lincomicina	s.u.*	s.u.*	3402
Nafcilina	100	400	s.u.*
Neomicina	1100	400	700
		400.000**	
Oxitetraciclina	s.u.*	s.u.*	3000
Penetamato	300	400	5.000.000**
Penicilina	180	1160	
	13.600.000**	1.600.000	1.200.000**

Rifaximina	200	400	200
Sulfadoxina	s.u.*	s.u.*	6000
Tilmicosina	s.u.*	s.u.*	6000
Tilosina	s.u.*	s.u.*	6000
Trimetoprim	s.u.*	s.u.*	1200

IMMC: uso intramamario para mastitis clínica, IMSEC: uso intramamario para secado, PAR: uso parenteral. \* s.u.: no existe presentación para ese uso (sin uso)

A partir de los usos (tipo de droga, dosis y cantidad de animales tratados) y las DDD, se obtuvieron los resultados de DU (DDD/VO/año). En las Tablas 4.6 y 4.7 se muestran sus resultados. No se observaron diferencias significativas en las DU estimadas entre TCH y TG para todos los usos, es decir para IMMC, para IMSec y para PAR ( $p > 0,05$ ). Se indica para cada enfermedad, tipo de tratamiento y grupo (TCH y TG), el número de tambos que utilizaron por lo menos un producto dentro de cada grupo de antimicrobianos.

Se observa en la Tabla 4.6 que se reportó la utilización de varias drogas diferentes en todos los casos. Para el tratamiento de mastitis clínica se utilizaron 14 drogas antimicrobianas diferentes, tanto por vía intramamaria como para vía parenteral. Las drogas más utilizadas por la vía intramamaria (en 10 o más tambos) fueron: Dihidroestreptomicina y Framicetina (Aminoglucósidos) y Penetamato, Cloxacilina y Ampicilina (Beta-lactámicos). Para vía parenteral hubo un uso más disperso donde en nueve tambos se utilizó Penetamato (Beta-lactámico), en ocho Tilosina (Macrólido) y en siete Estreptomicina (Aminoglucósido). En la terapia de secado se utilizó la vía intramamaria (Tabla 4.6), para la cual se aplicaron 13 drogas diferentes. Las drogas más utilizadas fueron: en 14 tambos la Framicetina (Aminoglucósido), Penetamato y Penicilina y en nueve Cloxacilina (Beta-lactámicos). Las tres primeras resultan combinadas en un mismo producto.

Para el resto de las enfermedades, en que se utiliza la vía de tratamiento parenteral, se muestran los resultados de las densidades de uso en la Tabla 4.7.

**Tabla 4.6** Estadística descriptiva de la Densidad de Uso (DDD/VO/año) estimada según grupos de drogas antimicrobianas utilizadas para el tratamiento de mastitis clínica por vía intramamaria y parenteral y para terapia de secado por vía intramamaria, expresadas como mediana, mínimo y máximo.

Tratamiento	Tambos que reportaron uso <sup>1</sup>		DU (DDD/VO/año)		
	TCH	TG	Mediana	Mínimo	Máximo
<b>INTRAMAMARIA Mastitis Clínica</b>					
Aminoglucósidos	7	8	0,27	0,03	2,31
Beta-lactámicos	7	6	0,23	0,02	2,31
Macrólidos	5	3	0,21	0,03	0,46
Tetraciclinas	0	0	-	-	-
Otros Grupos	3	3	0,36	0,02	0,48
<b>PARENTERAL Mastitis Clínica</b>					
Aminoglucósidos	3	4	0,01	0,001	0,01
Beta-lactámicos	5	4	0,06	0,02	1,98
Macrólidos	6	2	0,17	0,01	1,03
Tetraciclinas	4	3	0,03	0,01	0,06
Otros Grupos	3	2	0,01	0,06	0,06
<b>INTRAMAMARIO Secado</b>					
Aminoglucósidos	7	7	0,5	0,004	1,5
Beta-lactámicos	9	7	0,5	0,01	1,1
Macrólidos	1	2	0,1	0,001	0,2

Tetraciclinas	0	0	-	-	-
Otros Grupos	0	1	0,2	0,2	0,2

<sup>1</sup> Se consideró como "tambo que reportó uso" cuando por lo menos se utilizó un antimicrobiano en el grupo.

**Tabla 4.7** Estadística descriptiva de la Densidad de Uso (DDD/VO/año) estimada según grupos de drogas antimicrobianas utilizadas para el tratamiento de enfermedades de patas, uterinas y respiratorias por vía parenteral (mediana, mínimo y máximo).

Tratamiento	Tambos que reportaron uso <sup>1</sup>		DU (DDD/VO/año)		
	TCH	TG	Mediana	Mínimo	Máximo
<b>ENFERMEDADES PATAS</b>					
Aminoglucósidos	1	2	0,04	0,01	0,3
Beta-lactámicos	1	4	0,09	0,01	0,25
Macrólidos	4	8	0,19	0,002	3,4
Tetraciclinas	3	1	0,05	0,003	0,1
Otros Grupos	0	1	0,05	0,05	0,05
No se declaró uso	2	0	-	-	-
<b>ENFERMEDADES UTERINAS</b>					
Aminoglucósidos	1	3	0,07	0,04	0,14
Beta-lactámicos	2	5	0,07	0,01	0,36
Macrólidos	0	2	0,04	0,02	0,06
Tetraciclinas	2	3	0,02	0,08	0,25
Otros Grupos	0	0	-	-	-
No se declaró uso	3	1	-	-	-
<b>ENFERMEDADES RESPIRATORIAS</b>					
Aminoglucósidos	0	2	0,02	0,003	0,04
Beta-lactámicos	0	2	0,01	0,003	0,04
Macrólidos	1	1	0,09	0,05	0,13

Tetraciclinas	0	2	0,02	0,003	0,03
Otros Grupos	0	1	0,05	0,05	0,05
No se declaró uso	8	4	-	-	-

<sup>1</sup> Se consideró como "tambo que reportó uso" cuando por lo menos se utilizó un antimicrobiano en el grupo.

Se utilizaron seis drogas diferentes para cada grupo de enfermedades (podales, respiratorias y uterinas). Las más utilizadas fueron: Tilosina (macrólido) para enfermedades podales, Ceftiofur y Penicilina (Beta-lactámicos) y Oxitetraciclina (Tetraciclina) para enfermedades respiratorias. Esta última fue utilizada también para enfermedades uterinas junto con Cefapirina y Penicilina (Beta-lactámicos).

En Estados Unidos se reportó el uso de entre cinco y ocho drogas diferentes como intramamarios para mastitis clínica (IM-MC), cinco a ocho como intramamarios para secado (IM-SEC) y cuatro a seis como uso parenteral para diferentes enfermedades (Sawant y col., 2005; Pol y Ruegg, 2007; Menéndez González, 2010). Los resultados obtenidos en este trabajo mostraron que se utilizaron casi el doble del número de drogas para cada enfermedad que en los estudios internacionales. Parte de esta situación puede explicarse por la cantidad de productos con formulación multidroga existentes en el mercado argentino.

Finalmente y para comparar la Densidad de Uso total por grupo de tambos (TCH y TG) se realizó la suma de los DU (DDD/VO/año) de cada droga individual utilizada a lo largo de un periodo de un año, para todas las enfermedades estudiadas. En la Tabla 4.8 se presentan las medianas y los



rangos, expresados como valores mínimos y máximos. No se observaron diferencias significativas entre el uso total de drogas antimicrobianas para los rodeos en ordeño entre TCH (4,85 DDD/VO/año) y TG (5,46 DDD/VO/año) (Prueba de la mediana  $p > 0,05$ ), observándose gran variabilidad acorde a los valores mínimos y máximos. El valor promedio general (TCH y TG) fue de 5,7 DDD/VO/año (mínimo: 2,8; máximo: 10,9). En el estudio realizado por Pol y Ruegg (2007) se obtuvieron resultados algo inferiores para tambos convencionales (5,4 DDD/VO/año) y reportando una variabilidad mayor a los datos obtenidos para Argentina (mínimo: 1,43; máximo: 19,9). Otros estudios también tuvieron resultados consistentes (Zwald y col., 2004; Jensen y col., 2004; Sawant y col., 2005).

**Tabla 4.8** Densidad de Uso (DU) (DDD/VO/año) de todas las drogas antimicrobianas evaluadas para el tratamiento de las enfermedades seleccionadas en 18 tambos agrupados por número de vacas en ordeño (TCH  $\leq 200$ , n=9 y TG  $> 200$ , n=9), según el uso de cada compuesto por tipo y vía de tratamiento (mediana y min; max).

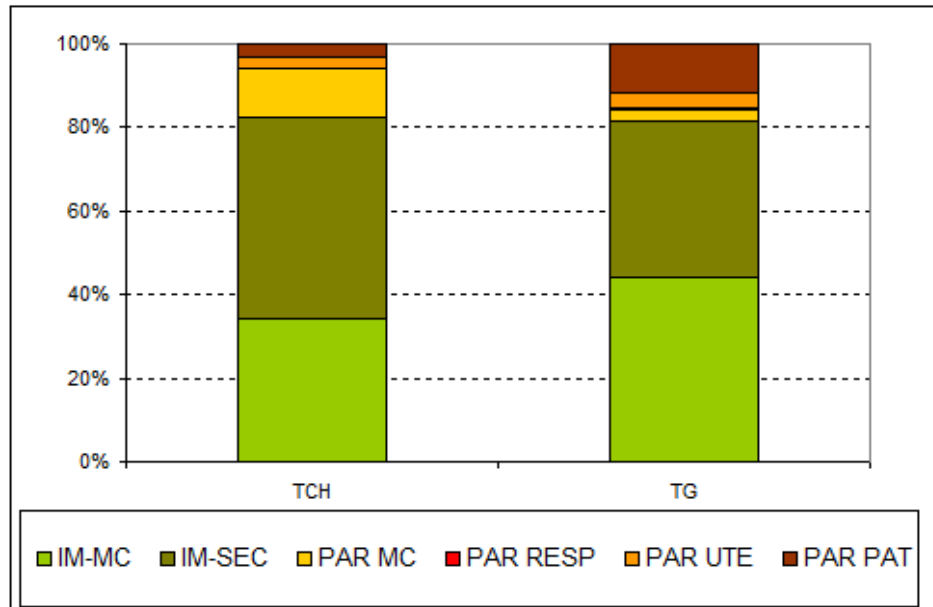
	DU (DDD/VO/año) en TCH			DU (DDD/VO/año) en TG		
	Tambos (N°)	Mediana	Min - Max	Tambos (N°)	Mediana	Min - Max
<b>Intramamario</b>						
Mastitis Clínica	9	1,53	0,72; 3,89	9	2,70	0,19; 7,2
Terapia de Secado	9	2,93	1,82; 3,00	9	2,60	1,10; 3,38
<i>Total</i>		1,53	0,72; 3,89	2,70	0,19; 7,20	
<i>Intramamario</i>						
<b>Parenteral</b>						
Mastitis Clínica	9	0,25	0,03; 2,35	8	0,14	0; 0,56

Patas	7	0,14	0; 0,55	9	0,20	0,002; 1,63
Metritis	6	0,06	0; 0,55	8	0,12	0; 0,68
Respiratorias	1	0	0; 0,13	5	0,01	0; 0,11
<i>Total Parenteral</i>		0,53	0,15; 2,63		0,59	0; 2,47
<b>TOTAL</b>		<b>4,85</b>	<b>3,45; 9,52</b>		<b>5,46</b>	<b>2,88; 10,88</b>

Cuando se desglosa la información por tipo de tratamiento se observó que los tratamientos que representan los mayores usos de droga, en relación al total de drogas utilizadas, son los intramamarios, tanto en los TCH como en los TG. En los TCH se determinó que el uso de intramamarios representa, en promedio, el 92% del uso total (mínimo: 62%; máximo: 98%) y en los TG representa en promedio el 75% del uso total (mínimo: 68%; máximo del 100%) (Figura 4.2). En el trabajo realizado por Pol y Ruegg (2007) se demuestra que los intramamarios también resultan los de mayor uso, sin embargo reportaron valores inferiores en el porcentaje de uso (66%) respecto del total. Respecto al tratamiento parenteral, en general, representa el 17% para tambos chicos y 13% para los grandes. Dentro de este grupo los tratamientos para mastitis clínica son los más importantes para los tambos chicos (60%), con menor importancia en los grandes (30%), Estos valores están relacionados a la prevalencia de las enfermedades en los diferentes tipos de rodeos. En el trabajo de Pol y Ruegg (2007) el uso parenteral representó el 34% y para mastitis clínica fue del 17%.

Se logró cuantificar el uso, parcial (por enfermedad y tipo de tratamiento) y total, de drogas antimicrobianas en los grupos de tambos (TCH y TG) de las cuencas lecheras de Buenos Aires. Como ya se había comprobado en los estudios realizados por Pol y Ruegg (2007) en Wisconsin (USA), dicha cuantificación requiere de información detallada (dosis, frecuencia, prevalencia

y duración del tratamiento). En el presente estudio ésta actividad requirió de entrevistas prolongadas y pormenorizadas, donde además de haber diseñado una encuesta con las imágenes de los productos para facilitar la obtención de la información, se repreguntó la cantidad de veces necesarias para asegurar la información obtenida.



**Figura 4.2** Densidades de Uso de antimicrobianos (%) según tipo de tratamiento en Tambos chicos (TCH) y grandes (TG).

**Referencias:** IM-MC: Intramamarios para mastitis clínica, IM-SEC: intramamarios para secado, PAR MC: parenteral mastitis clínica, PAR UTE: parenteral uterinas y PAR PAT: parenteral podales.

Los resultados obtenidos aportaron información sobre las enfermedades más comunes, las prácticas de manejo y tratamiento, y sobre el uso de drogas antimicrobianas. Esta información, además de su valor *per se*, resultó de gran utilidad para llevar adelante las otras actividades desarrolladas en este Capítulo. Gilchrist y col., (2007) evaluaron la dificultad de obtener información real del uso de drogas veterinarias en diferentes países, encontrando que los

---

mayores problemas resultan cuando se pretende cuantificar el uso de antimicrobianos utilizados en dosis sub-terapéuticas en los alimentos. La utilización en alimentos es más frecuente en otras producciones animales y no es frecuente en los tambos, principalmente por los residuos que generan en la leche. La evaluación del uso de antimicrobianos y del manejo de los efluentes que los contienen es un paso fundamental para alertar sobre la probable presencia de genes de resistencia de antimicrobianos.

#### **4.3.2 Predicción de la concentración ambiental**

La aplicación de las Ecuaciones 1 y 2 se utilizaron para obtener los valores de diferentes valores de Concentración Ambiental Esperable (CAE), es decir  $CAE_{\text{estiércol animal}}$  y  $CAE_{\text{estiércol rodeo}}$  para los 14 tambos que utilizaron Tilosina y para los 7 que utilizaron Oxitetraciclina, en ambos casos administrado vía parenteral. Estas drogas resultaron de importancia en los tambos estudiados dado que se han utilizado para varias de las enfermedades consideradas (Tabla 4.3 y 4.6), a pesar de que su Densidad de Uso, determinada en este estudio, no resultó de las más elevadas, registrándose en promedio 0,62 DDD/VO/año para tilosina y 0,22 DDD/VO/año para oxitetraciclina.

Los resultados obtenidos para el  $CAE_{\text{estiércol animal}}$  y para  $CAE_{\text{estiércol rodeo}}$  para cada tambo se muestran en la Tabla 4.9. Se observa que el  $CAE_{\text{estiércol animal}}$ , expresado como la mediana (mínimo-máximo), para los animales tratados con Tilosina, fue de 845 (46 a 3.014)  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de estiércol fresco y para todo el rodeo el  $CAE_{\text{estiércol rodeo}}$  fue de 57 (3 a 504)  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de estiércol fresco. Para el caso de los animales tratados con Oxitetraciclina los valores fueron menores a los de la

Tilosina, siendo el CAE <sub>estiércol animal</sub> de 502 (80 a 2.456) µg/kg de estiércol fresco y para el rodeo fue de CAE <sub>estiércol rodeo</sub> 19 (0,4-29) µg/kg de estiércol fresco. Estos valores, especialmente el CAE <sub>estiércol rodeo</sub> nos permite evaluar aspectos relacionados al uso de cada de droga (prevalencia de la enfermedad y tratamiento), dando una aproximación de la cantidad de droga que estará presente en el total de estiércol producido, involucrando al estiércol de animales tratados y al de aquellos que no lo han sido.

Para poder comparar los resultados obtenidos se recurrió a estudios internacionales que han comenzado a confrontar los valores estimados (CAE), con modelos mejorados de predicción que incorporaron datos de metabolismo y excreción. Estos trabajos además, realizaron estudios de campo obteniendo resultados analíticos, tratando de validar los modelos. Los resultados de Castiglioni y col, (2004) para 16 compuestos en muestras de agua superficial mostraron que el 40% de las concentraciones de las drogas en el agua, resultaba con valores similares a las predicciones de los modelos. En este grupo se encontraban varios antimicrobianos de uso veterinario como la eritromicina, la espiramicina y la lincomicina. Para otro grupo de compuestos (30%) los CAE resultaron en un orden de magnitud mayor y para el 30% restante la diferencia de sobreestimación resultó de dos órdenes de magnitud. Si bien los autores no estudiaron Oxitetraciclina ni Tilosina, su trabajo es una referencia en relación a que la predicción puede ser ajustada o no a la realidad, dependiendo del tipo de droga, las matrices ambientales evaluadas y las prácticas de manejo productivo y sanitario.

Otros trabajos realizados con efluentes porcinos (Blackwell y col., 2005), mostraron que los CAE predicen casi dos veces más la concentración ambiental

en una fase inicial. Con esta información los autores consideran que a pesar de ésta sobreestimación, éstos valores son confiables para realizar evaluaciones de riesgo. Por otra parte en el mismo trabajo evaluaron que los CAE subestiman la concentración ambiental, cuando se refinan los modelos con tasas de degradación y persistencia en el tiempo.

**Tabla 4.9** Concentración Ambiental Esperable (CAE) para Tilosina (TIL) y Oxitetraciclina (OXT) en el estiércol de vacas en ordeño tratadas (CAE<sub>estiércol animal</sub>), en el total del estiércol del rodeo de ordeño (CAE<sub>estiércol rodeo</sub>) y en el estiércol remanente en el corral de ordeño (CAE<sub>estiércol corral</sub>), para 18 tambos en Argentina.

Tambo	CAE <sub>estiércol animal</sub>		CAE <sub>estiércol rodeo</sub>		CAE <sub>estiércol corral</sub>	
	TIL	OXT	TIL	OXT	TIL	OXT
1	2740	226	504	3,9	78,69	0,61
2	ne	504	ne	0,4	ne	0,05
3	ne	ne	ne	ne	ne	ne
4	ne	ne	ne	ne	ne	ne
5	1644	2466	135	22	21,05	3,38
6	731	ne	52	ne	4,89	ne
7	3014	ne	148	ne	18,54	ne
8	822	ne	8	ne	0,96	ne
9	685	1096	3	20	0,41	2,50
10	2283	274	196	19	24,54	2,33
11	822	ne	148	ne	18,49	ne
12	46	ne	3	ne	0,32	ne
13	1370	80	281	6	26,34	0,77
14	548	ne	12	ne	1,16	ne

15	868	ne	61	ne	7,63	ne
16	ne	ne	ne	ne	sd	ne
17	1096	548	46	29	5,77	3,60
18	457	ne	8	ne	1,04	ne

---

ne: no empleado en ese tambo

Tanto el trabajo de Castiglioni y col. (2004) como el de Blackwell y col. (2005) coinciden en que aún hay poca información documentada y que es importante seguir utilizando los modelos de predicción, los cuales deben ser interpretados a la luz de los nuevos conocimientos que se generan para diferentes especies animales, drogas, manejos y condiciones agroecológicas.

Cuando se analizaron los pocos trabajos disponibles, que muestran resultados analíticos para Oxitetraciclina y Tilosina en efluentes animales, y que fueron planteados como intentos de mejorar la predicción ambiental de los modelos, se observaron resultados dispares (Boxall y col., 2004; Montforts, 2005; Sarmah y col., 2006). La mayor cantidad de trabajos se han realizado en efluentes porcinos mostrando concentraciones más elevadas que las obtenidos en los incipientes trabajos publicados para vacas lecheras (Kemper y col., 2008). Sin embargo, en un ensayo en crianza de terneras de tambo, De Liguoro y col., (2003) detectaron 872.000 µg de oxitetraciclina /kg en excretas, luego de cinco días de tratamiento con dosis de 60 mg/kg/día, y a su vez detectaron 116.000 µg de tilosina /kg en excretas de los mismos terneros, luego de haberlos tratado con 20 mg/kg también durante cinco días. Para ambos casos resultan valores muy superiores al presente estudio, si bien se debe considerar que por un lado, fue realizado con animales jóvenes con un peso menor a 80 kg de peso, existiendo

---

evidencias que los porcentajes de excreción varían según las categorías<sup>15</sup> de los animales (Montforts, 2005). Por otra parte, los tratamientos que fueron utilizados en ese trabajo tuvieron mayor duración y con dosis mayores a las registradas en los tambos relevados en este estudio.

Otro aspecto de importancia es la degradación que ocurre con estos productos según el tiempo y formas de almacenamiento del estiércol. En el trabajo de De Liguoro y col, (2003) se demostró que luego de cinco meses de almacenaje de las excretas, los valores de Oxitetraciclina se redujeron a 820  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de estiércol y que cuando fueron aplicados al suelo, los valores disminuyeron mucho más, reportándose 7  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de suelo. Para la Tilosina, la situación resultó mejor, observándose que a los 45 días de almacenaje no fue detectada por los análisis realizados. Respecto a las formas de almacenamiento registraron que el apilado del estiércol tiene un impacto diferente en la degradación de éstas drogas, según el lugar dentro de la pila. Por ejemplo, en la zona superior se reseca más ó en la inferior queda muy húmeda, ambas situaciones no favorecerán la degradación de éstas drogas por parte de los microorganismos presentes en el estiércol. Sin embargo, en el medio de la pila se logran condiciones de temperatura y humedad que serían más favorables a la actividad de degradación que puedan realizar los microorganismos. Los autores detectaron, para el caso de la Oxitetraciclina, valores hasta 10 veces menores luego de 105 días de almacenamiento, en la zona media respecto de la zona superficial y de la profunda en la misma pila. En los trabajos realizados por Blackwell y col, (2005) se reportó que para excretas porcinas la estimación del CAE <sub>estiércol animal</sub> fue similar a los valores de De Liguoro y col, (2003), obteniendo

---

<sup>15</sup> Las categorías de animales se refieren a grupos que se establecen para diferenciar sexo, tamaño, nivel de producción, momento de crecimiento o reproductivo. Por ejemplo ternero/a, vaquillona, novillo, novillito, toro, vaca seca, vaca en ordeño etc.



una persistencia mayor para oxitetraciclina, llegando al 70% del valor inicial luego de 40 días de almacenamiento. Aparentemente las primeras observaciones documentadas indican que, independientemente que la degradación de los antimicrobianos se realice mejor en las pilas de estiércol, que en los efluentes líquidos (De Liguoro y col, 2003), las mismas drogas antimicrobianas tendrían una persistencia mayor en efluentes porcinos que en las de bovinos (Boxall y col., 2004).

Los valores obtenidos para los CAE <sub>estiércol rodeo</sub> resultan una estimación sobre el estiércol total producido por el total del rodeo de ordeño. Luego, y para conocer la cantidad máxima de droga que podría ser excretada en cada sector, se requirió la información de los tiempos de permanencia en los corrales de ordeño (Tabla 4.2) para aplicar la ecuación 3 y obtener la concentración de droga que quedará en este sector. La importancia de estimar la concentración en éste estiércol radica en que es el que llegará rápidamente a los sistemas de tratamiento de efluentes, mezclado con el agua de lavado de las instalaciones, y eventualmente podría ser vertido a cuerpos de agua.

Los resultados se pueden observar en la Tabla 4.9 donde se presentan los valores de CAE <sub>estiércol corral</sub> del sector de ordeño tanto para Tilosina como para Oxitetraciclina. Se observa una predicción de la concentración ambiental en estiércol más de 10 veces superior para la Tilosina (mediana= 6,7 µg/kg), respecto de la Oxitetraciclina (mediana= 2,33 µg/kg). Si comparamos los valores obtenidos para el CAE <sub>estiércol corral</sub> de TYL de los tambos en este estudio, con los valores críticos establecidos para estiércol fresco de 10 µg/kg estiércol fresco (EMEA, 2008; VICH, 2000) se observa que en seis (43%) de los tambos se supera este valor. Si se considera que éste estiércol será mezclado con agua y tendrá

---

como destino final la laguna, se debería comparar con el valor crítico de 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de efluente (EMEA, 1997). Para este caso ninguno de los tambos supera este valor.

Kemper y col. (2008) diseñaron varios ensayos en tambos de Alemania, con el fin de evaluar la presencia de algunas drogas antimicrobianas, entre ellas Oxitetraciclina y Tilosina, tanto en lagunas de tratamiento de efluentes, como en lixiviados extraídos de suelos de potreros en los cuales se había aplicado el efluente como fertilizante. En ninguno de los casos las concentraciones de las drogas superaron los límites de detección. Ellos atribuyeron éstos resultados a que, en comparación con los obtenidos por otros trabajos realizados en efluentes porcinos (Martínez-Carballo y col., 2007), los tambos utilizan mucho menos cantidad de droga, realizan tratamientos individuales y no masivos, como en los cerdos y aves donde se trata a todo el lote de animales, y a su vez no se utilizan drogas antimicrobianas en forma sub-terapéutica en los alimentos, como se hace en las otras especies animales mencionadas. Trabajos recientes realizados por Zhou y col. (2013) estimaron menores valores mediante el CAE, respecto a su determinación analítica, para la tetraciclina en excretas recolectadas en animales estabulados (16,7  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). Las diferencias respecto a las estimaciones obtenidas en este trabajo podrían explicarse por el hecho que la determinación realizada por Zhou y col. (2013) fue realizada en el total de excretas recolectadas en las 24 horas de permanencia y, en cambio, la estimación realizada en nuestro caso tiene relación al tiempo de permanencia durante el ordeño (10 a 15% del tiempo total).

De todas formas, la llegada de estos productos aún en mínimas cantidades a las lagunas de tratamiento, puede afectar los procesos biológicos,

porque pueden impactar en el desarrollo de los microorganismos (Arikan y col., 2006) o porque generan procesos de resistencia bacteriana que tendrán otras consecuencias en el ambiente y en la salud humana y animal (Witte, 2000; Kümmerer, 2004; Martínez, 2009).

Luego, y considerando la carga animal en los diferentes sectores de los tambos (Tabla 4.2) se aplicó la ecuación 4 para estimar el CAE en suelos, tanto para las pistas de alimentación, como para los potreros de pastoreo (CAE<sub>suelo PISTAS</sub> y CAE<sub>suelo POTREROS</sub>). Los resultados se observan en la Tabla 4.10, tanto para tilosina como para oxitetraciclina.

**Tabla 4.10** Concentración Ambiental Esperable (CAE) para Tilosina (TIL) y Oxitetraciclina (OXT) en el suelo de Pistas de Alimentación (CAE<sub>suelo PISTAS</sub>) y para Potreros de pastoreo (CAE<sub>suelo POTREROS</sub>), en 18 tambos en Argentina.

Tambo	CAE <sub>suelo PISTAS</sub>		CAE <sub>suelo POTREROS</sub>	
	TIL	OXT	TIL	OXT
1	398	35,4	6,2	0,6
2	ne	33	ne	0,5
3	ne	ne	ne	ne
4	ne	ne	ne	ne
5	144	110	2,6	2,0
6	24	ne	0,75	ne
7	690	ne	17,4	ne
8	12	ne	0,27	ne
9	83	73,6	1,81	1,6
10	188	25,5	4,7	0,6
11	169	ne	0,5	ne
12	2	ne	0,05	ne
13	200	4,4	4,57	0,1
14	18	ne	0,27	ne

---

<b>15</b>	0	ne	3,09	ne
<b>16</b>	ne	ne	ne	ne
<b>17</b>	32	25	0,85	0,7
<b>18</b>	23	ne	0,05	ne

---

ne: no empleado en ese tambo

Si se comparan los valores obtenidos para el CAE<sub>suelos PISTAS</sub> y CAE<sub>suelos POTREROS</sub>, tanto de TYL como de OXL de los tambos en este estudio, con los valores críticos establecidos para suelos de 100 µg/kg suelo por la EMEA (1997 y 2008) y VICH (2000) se muestra que, en ningún caso los potreros de pastoreo resultan un sector de riesgo (CAE<sub>suelo POTREROS</sub>). Esta situación se interpreta principalmente por las bajas cargas animales en éstos sistemas pastoriles con intensificación. Spaepen y col. (1997) evaluaron los CAE para suelos de lotes de pastoreo en tambos en los cuales las cargas animales, expresadas como número de vacas lecheras/ha fueron el doble que los valores medios obtenidos para los tambos evaluados en este estudio (Tabla 4.2). En ese trabajo los autores obtuvieron, para una droga genérica aplicada a dosis similares de la utilizada en oxitetraciclina, valores de 1,45 µg/kg de suelo. Comparado con los datos obtenidos en el presente estudio, se puede observar que éste valor se encuentra dentro del rango estimado, donde existen tambos por encima y por debajo de este valor, pudiendo ser atribuido a mayor cantidad de días de tratamiento, que los considerados por Spaepen y col. (1997).

Como se observa en la Tabla 4.10 el sector que podría estar más comprometido sería entonces el de las pistas de alimentación (CAE<sub>suelo PISTAS</sub>). La Tilosina superó los límites establecidos en seis (43%) de los tambos y la Oxitetraciclina en uno solo. Respecto a la Tilosina los excesos se registran para los

mismos tambos que superaron los límites en los corrales de ordeño, pudiendo ser atribuido, por un lado a la prevalencia de enfermedades en esos tambos y por otro, al extenso uso de ésta droga para diferentes enfermedades en esos establecimientos.

En el trabajo realizado por Blackwell y col. (2005) se estimaron, por el mismo modelo que en este estudio, los CAE de Oxitetraciclina y de Tilosina para suelos a los cuales se aplicó efluente almacenado. Los valores obtenidos por los modelos de predicción fueron comparados con resultados analíticos. Para este caso los niveles estimados, para los primeros centímetros de suelo (ecuación 4), fueron similares a los rangos estimados en el presente estudio para las pistas de alimentación, obteniéndose para Oxitetraciclina valores de 9 µg/kg de suelo y para Tilosina valores de 120 µg/kg de suelo. Sin embargo, ellos no pudieron detectar analíticamente ninguno de estos productos en los primeros 10 cm de suelo, pero sí a mayor profundidad (30 cm). La concentración dependió de la textura de los suelos, según sean arenosos o arcillosos.

Cuando las drogas antimicrobianas llegan al suelo, es importante considerar los coeficientes de adsorción. La capacidad de ser adsorbidos es mayor en suelos arcillosos, que en los arenosos y esta adsorción condiciona la movilidad. A mayor adsorción, menor movilidad y a menor movilidad es mayor el tiempo de retención, que en definitiva favorecerá la degradación del compuesto por parte de los microorganismos del suelo (Kay y col., 2005). Por otra parte los suelos ricos en calcio resultan mejores para la fijación de las tetraciclinas. Estos compuestos se fijan fuertemente a los complejos suelo-materia orgánica a partir de la presencia de cationes bivalentes (Samuelsen y col., 1992). En el trabajo de Rabølle y Spliid (2000) se demostró distinto

---

comportamiento entre la adsorción de la Tilosina y de la Oxitetraciclina en relación con la textura de los suelos. En este sentido hallaron que la adsorción de la tilosina está correlacionada al contenido de arcillas de los suelos, mientras que para la oxitetraciclina la adsorción se produce en todo tipo de suelo. Esta situación hace que estos antimicrobianos lixivien menos y no lleguen tan fácilmente al agua subterránea, permaneciendo en los 5 a 30 cm superiores del suelo. A pesar de las peores condiciones respecto a la adsorción en los suelos arenosos, menor contenido de materia orgánica y menor contenido de calcio, se reportó la presencia de 330 µg de tetraciclinas /kg de suelo en potreros irrigados con efluentes líquidos. Sin embargo, no fueron detectadas en los lixiviados, confirmando que la movilidad aún en estos suelos resulta mínima (Hamscher y col., 2005). Esta información resulta de interés para las condiciones locales, dado que los suelos de las cuencas lecheras de Abasto Sur y de Abasto Norte de la provincia de Buenos Aires poseen texturas franco-arcillosas a arcillosas con gran contenido de loess, que es un material rico en carbonato de calcio, de origen geológico sedimentario eólico y que se presenta en toda la región por ser el que dio origen a estos suelos. En el caso de los suelos del oeste de Buenos Aires, aún siendo más arenosos, presentan también buen contenido de calcio (Giuffré, 2000; Sfriso y col., 2008).

Por otra parte se debe considerar que la movilidad de estos compuestos puede realizarse por los flujos preferenciales, en forma similar a la de los pesticidas, los nitratos o los microorganismos (Kay y col., 2005). En suelos no laboreados el resecamiento de la superficie va produciendo grietas, que serán las que permitirán la llegada con mayor facilidad a los contaminantes hacia el agua subterránea. Cuando se laboreo el suelo, los canales se rompen y los

antimicrobianos tendrían más tiempo de retención para ser degradados (Di y Cameron, 2000). El laboreo es una situación frecuente cuando se semi-incorpora el estiércol como fertilizante a los potreros, pero no es la que se observa en las pistas de alimentación, en las cuales el suelo permanece inalterado, siendo esta situación similar a la evaluada para nitratos y microorganismos en el Capítulo 3.

Otra situación observada en trabajos realizados por Hamscher y col, (2002) fue ante la aplicación, en forma de riego, de efluentes con tetraciclina a potreros localizados en suelos arenosos. Ellos lograron realizar un buen ajuste entre los datos analíticos y el CAE para los primeros 5 cm de suelo (ecuación 4), habiendo para ambos casos, una mínima concentración de droga. En cambio también detectaron tetraciclina hasta los 30 cm de profundidad, siendo en este caso valores más elevados que los estimados. Estos resultados no pueden ser explicados por la posibilidad de que la tetraciclina sea rápidamente fotodegradada, ya que la degradación por luz solo ocurrirá en los primeros milímetros del suelo, pero sí confirmaron que existe algo de movilidad en los suelos arenosos. En las pistas de alimentación gran parte del estiércol permanecerá en la superficie, por lo cual sería importante pensar en la posibilidad de fotodegradación en la superficie de las pistas de alimentación de los tambos. En el mismo trabajo (Hamscher y col., 2002) observaron que ante aplicaciones de efluentes en forma continuada, no se permitía un tiempo suficiente para que se descomponga la droga del riego anterior. Estos autores aseguran que en éstas situaciones, en que se riega en forma casi permanente, los CAE subestimarían el impacto ambiental porque no consideran la acumulación de producto por las aplicaciones continuadas. Ellos hallaron valores de 150 µg de tetraciclina /kg de suelo durante 3 años consecutivos en

---

sectores con aplicaciones continuadas. Teniendo en cuenta lo expuesto y conociendo que en los tambos de la Argentina se está recomendando el riego con efluentes crudos, esta situación presentaría un panorama aún más grave, dado que las drogas podrían estar presentes en los efluentes sin haber tenido la oportunidad de ser degradadas en las lagunas de tratamiento.

Si bien existen otros trabajos que evalúan la presencia de estas drogas antimicrobianas en potreros fertilizados con estiércol de diferentes especies animales, todas llegaron a resultados conceptualmente similares. De Liguoro y col, (2003) demostraron que el almacenamiento del estiércol disminuyó en 10 veces el contenido de oxitetraciclina y tilosina en suelos fertilizados respecto a cuando se fertilizaron con efluentes sin tratamiento. Kay y col, (2004) arribaron a conclusiones semejantes, detectando valores mas elevados para oxitetraciclina en relación con tilosina. De acuerdo a la evidencia experimental los autores recomiendan su almacenamiento, por lo menos durante cinco meses, para disminuir la concentración de oxitetraciclina en el estiércol (De Liguoro y col., 2003).

Las CAE estimadas en éste trabajo, resultaron de utilidad para evaluar la situación relativa al posible impacto de las drogas antimicrobianas en determinados sectores de los tambos donde se intensifica la carga animal, y en consecuencia se incrementa la excreción de las drogas. Esta información se utilizará para priorizar sectores y drogas a ser evaluadas en futuros estudios.

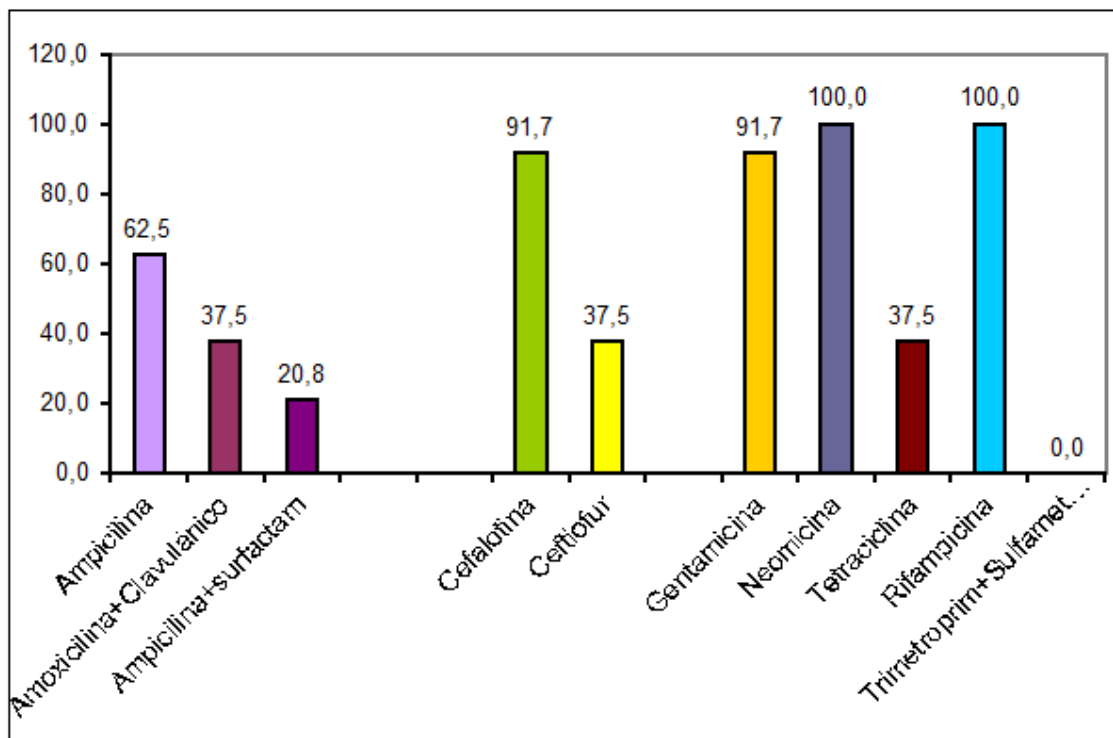
Una preocupación en este sentido es el desarrollo de resistencia a los antimicrobianos y su transferencia a diferentes compartimentos ambientales. Se han realizado trabajos que muestran que incluso por debajo de los niveles críticos considerados en la CAE, se puede favorecer el desarrollo de genes de



resistencia que se podrían trasladar al estiércol y efluentes (Halling-Sørensen y col., 2002). Por ejemplo, en los estudios realizados por Chee-Sanford y col. (2001), se hallaron genes de resistencia a antimicrobianos en bacterias aisladas en muestras de agua subterránea, obtenidas de perforaciones que se hallaban a una distancia de hasta 250 m localizadas pendiente abajo de lagunas de efluentes de porcinos.

#### 4.3.3 Evaluación de la susceptibilidad a drogas antimicrobianas de microorganismos seleccionados de las lagunas de efluentes

Se aislaron 24 cepas de *Escherichia coli* provenientes de las lagunas de tratamiento estudiadas. Los resultados obtenidos en la determinación de patrones de resistencia a antibióticos se muestran en la Figura 4.3.



---

**Figura 4.3** Porcentaje de resistencia a diferentes antimicrobianos de 24 cepas de *Escherichia coli* aisladas de lagunas de efluentes de los tambos

Del total de cepas estudiadas, nueve (37,5%) presentaron multi-resistencia simultáneamente a los grupos de Betalactámicos, Macrólidos y Tetraciclinas. Estos resultados son coincidentes a lo expresado por otros autores en relación con la frecuencia de hallazgo de *Escherichia coli* no patógena con patrones de multi-resistencia a diferentes antibióticos en el tracto intestinal de humanos y de animales, (Nijsten y col., 1996; Feinman, 1998) y que, en nuestro caso, podrían llegar a las lagunas de efluentes.

Los resultados obtenidos se pueden interpretar por algunos estudios realizados en otros países, dada la extensa presencia de *Escherichia coli* en los ambientes rurales, aunque lamentablemente son escasos los realizados en lagunas de efluentes de tambos. Se ha detectado resistencia a amoxicilina, gentamicina, estreptomina y tetraciclina, en ríos contaminados por escurrimientos desde lotes agrícolas fertilizados y por vertido de efluentes ganaderos. En éstos últimos, se ha hallado no solo mayor cantidad de poblaciones de bacterias resistentes a antimicrobianos sino también, patrones de multi-resistencia, respecto a las de áreas que no han recibido vertidos (Wiggins y col., 1999, Tao y col., 2010). Estos resultados han sido confirmados por otros estudios en ambientes rurales, donde se detectaron 100 microorganismos, de los cuales el 91% eran enterobacterias y de ellas, la de mayor presencia fue *Escherichia coli*, llegando al 44% de los aislamientos (Rivera-Tapia y Cedillo-Ramirez, 2005), donde se reportó la presencia de resistencia en éste microorganismo a ampicilina (30%), cefalotina (15%) y trimetoprim (23%). Si bien resultan valores menores a los resultados obtenidos en éste estudio hay que

tener en cuenta que, en este caso, podrían estar asociados a la posibilidad de hallar mayor resistencia a antimicrobianos cuando las bacterias son aisladas de efluentes, respecto a las aisladas del agua. En China se determinaron porcentajes de resistencia diferentes en las bacterias aisladas del agua superficial, respecto de las bacterias aisladas de los efluentes que eran descargados al río, obteniéndose para ampicilina 60 y 80%, para trimetoprim-sulfametoxazol 20 y 40% y para tetraciclina 25 y 60%, respectivamente (Tao y col., 2010).

El desarrollo y persistencia de los mecanismos de resistencia está relacionado a la existencia de biofilms. Murray (1997) y Schwartz y col. (2003) estudiaron que éstos mecanismos aparecen donde existe mayor densidad de bacterias, siendo las lagunas de efluentes, sedimentos, suelos ó cañerías de agua, lugares con buenas condiciones para su crecimiento.

Los estudios de Burnes (2003) mostraron porcentajes de resistencia de *Escherichia coli*, proveniente de la contaminación por ganado, a ampicilina, gentamicina y tetraciclina del 72%, 48% y 63% respectivamente. Harwood y col. (2000) detectaron que en residuos provenientes de excretas humanas se hallaron mayores porcentajes de resistencia para ampicilina, amoxicilina y cefalotina, que para el caso del ganado. Esta situación es opuesta para tetraciclina, donde se detectaron mayores porcentajes de resistencia en estiércol de ganado. En un trabajo realizado por Reinthaler y col. (2003) se investigó la resistencia de *Escherichia coli* en tres plantas de tratamiento de efluentes urbanos y hospitalarios a 24 antibióticos mostrando porcentajes de resistencia tanto a ampicilina (18%), cefalotina (35%), trimetoprim (13%) y tetraciclina (57%), siendo valores menores que los determinados en el trabajo

---

realizado por Burnes (2003). Lo que surge de la información presentada es que la presencia de *Escherichia coli* resistente a diferentes antibióticos se presenta con porcentajes muy diferentes, no solo por las matrices ambientales sobre las cuales se estudia, sino porque existen mecanismos de generación de estas resistencias que resultan complejos de evaluar. Las argumentaciones típicas de la investigación clínica no son viables, especialmente cuando pretenden ser utilizadas para explicar la importancia y los mecanismos de las resistencias desarrolladas a nivel ambiental. Smith y col. (1994) identificaron en su trabajo en sedimentos de granjas de piscicultura, diferentes limitaciones para comprender la actividad de estas drogas en estas matrices ambientales. En relación a estos temas existen vacíos de conocimiento, como por ejemplo, que es lo que ocurre en aguas superficiales, aguas residuales, efluentes y suelos, en comparación con el uso médico y la efectividad de los antimicrobianos. Una de las características observadas en estos compartimentos ambientales es la presencia de una mezcla de diferentes compuestos, o que las drogas antimicrobianas se presentan en concentraciones muy inferiores a las que son utilizadas en el animal enfermo. Lo que se sabe es que los mecanismos de resistencia se favorecen en la medida en que existe presencia de la droga por largos períodos, especialmente con dosis subterapéuticas (Kümmerer, 2004).

Por otra parte existen algunos indicios que muestran que el uso de un antimicrobiano puede aumentar no solo la resistencia a esa droga, sino a otras drogas que ni siquiera sean similares, ó que la resistencia no siempre sigue patrones de respuesta predecibles, en relación al uso de una droga. Los conocimientos existentes a la hora de intentar comprender los efectos ambientales de los antimicrobianos no son adecuados para intentar entender

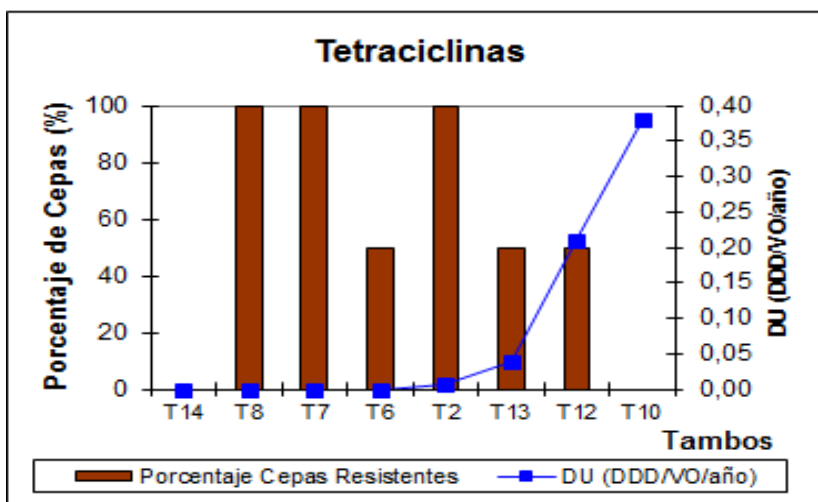
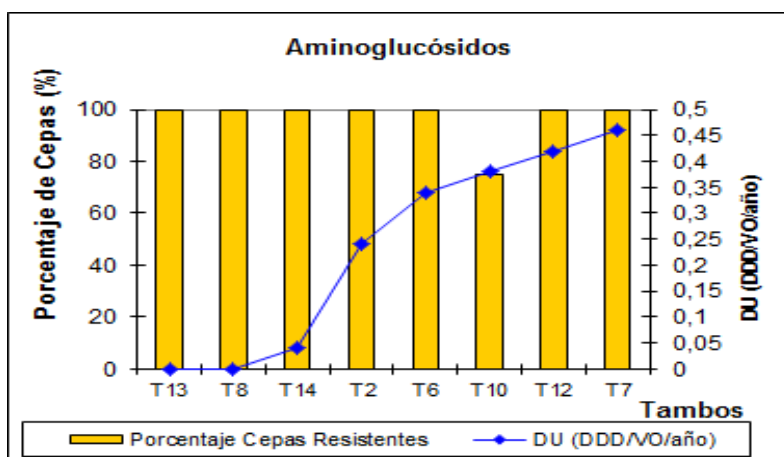
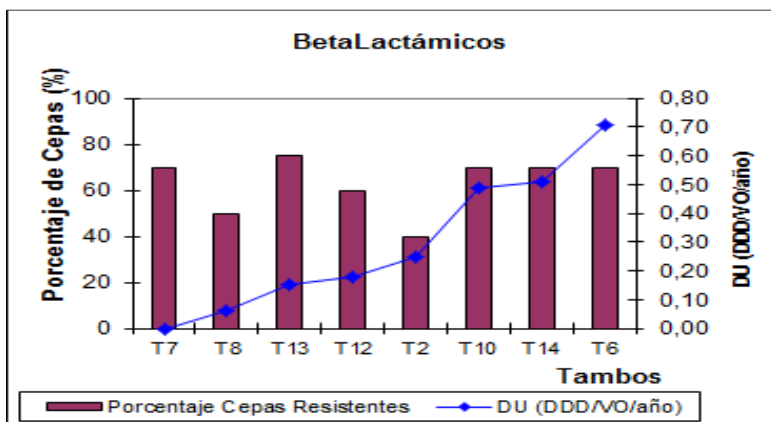
como se mantiene la resistencia en ausencia de presiones selectivas (Martínez, 2009). Por ejemplo, los genes de resistencia a antibióticos *ter* (W) y *ter*(O) han sido hallados en aguas superficiales, en lagunas de efluentes de tambos y en suelos fertilizados con estiércol de diferentes especies de animales. En este último caso, la persistencia de las tetraciclinas en el suelo, se verá favorecida por mayor adsorción por la presencia de calcio en el suelo que aporta a su fijación a los complejos suelo-materia orgánica, siendo también un mecanismo habitual de persistencia en los sedimentos que se van acumulando en las lagunas de efluentes (Kay y col., 2005; Peak y col., 2007). De ésta forma, se va incrementando la dosis ambiental de la droga y podría ser la causa de que la resistencia ocurra y se mantenga (Martínez, 2009).

Un aspecto a tener en cuenta es que existe mucha controversia respecto de la intensidad de uso de drogas antimicrobianas como causa importante en la aparición de los genes de resistencia. En este sentido la investigación realizada por Storteboom y col. (2007) mostró que los efluentes de tambo estarían ubicados en un lugar intermedio entre los efluentes provenientes de planteos productivos con mayores y menores usos de antibióticos. En los primeros, es decir los de mayor uso, se encuentran los provenientes de engordes a corral<sup>16</sup> de vacunos para la producción de carne, en las cuales existe uso sub-terapéutico de antibióticos en alimentos y, en los de menor uso de antibióticos se encuentran la producción de caballos en establos, donde solo se utilizan para uso terapéutico.

---

<sup>16</sup> **Engorde a corral**, traducción del término inglés y comúnmente utilizado "feed-lot". Surgen ante la necesidad de intensificar la producción de carne y, consiste en encerrar los animales en corrales donde reciben el alimento en comederos. Los animales permanecen las 24 horas del día en los corrales y, en muchos países, reciben alimentos con dosis sub-terapéutica de antibióticos para prevenir algunas enfermedades propias del hacinamiento.

Para conocer si existe alguna relación entre la DU (DDD/VO/año) calculada, para los tambos evaluados en este estudio, y la resistencia obtenida a determinado grupo de antimicrobianos, se agruparon las drogas por grupos de compuestos (Figura 4.4).



**Figura 4.4** Porcentaje de cepas de *Escherichia coli* aisladas de lagunas de efluentes de tambos resistentes a distintos grupos de antimicrobianos y Densidad de Uso en cada tambo

Como puede observarse en éstas Figuras no existe una tendencia que asocie, al uso de la droga en los tambos, evaluado según el indicador de Densidad de Uso (DU), con la resistencia a esos antimicrobianos, evaluada según la técnica de difusión en agar con discos. Los estudios realizados por Khachatryan y col. (2004) reportaron resultados similares, dado que encontraron que la resistencia no está relacionada a la mayor administración de una droga en el animal. Ellos observaron mayor resistencia a estreptomocina, sulfadoxinas y tetraciclinas en cepas de *Escherichia coli* aislada de animales jóvenes, respecto a las aisladas de vacas lecheras adultas, independientemente del uso de las drogas antimicrobianas. También observaron, en el ganado adulto, que eran resistentes a mayor cantidad de antimicrobianos. Estos resultados fueron similares a los obtenidos por Gilchrist y col. (2007) en lo que respecta a que hallaron una relación lineal entre uso de una droga, referida a la cantidad suministrada a un animal, y la generación de resistencias. Estos autores evaluaron que la utilización de drogas, a concentración sub-terapéutica y continua, no sería suficiente para eliminar a los microorganismos patógenos, pero sí para generar resistencias.

Otro aspecto es la relación entre la degradación de las drogas antimicrobianas en el ambiente y la generación de mecanismos de resistencia. Su degradación en el ambiente dependerá de las características propias de cada compuesto, por ejemplo solubilidad en agua y capacidad de adsorción en el suelo, y de diferentes condiciones ambientales, como temperatura, pH, contenido de oxígeno (Thiele-Bruhn, 2003). Varios autores han comenzado a

---

abordar la temática sobre la aparición de genes de resistencia a antimicrobianos, debida a la aplicación de diferentes procesos de tratamiento del estiércol y de los efluentes (Yu y col., 2005; Storteboom y col., 2007). Los resultados obtenidos muestran que tanto las características iniciales del estiércol (especie, materia seca, nutrientes), como su proceso de tratamiento (compostaje o no) y su técnica de aplicación al suelo (con y sin incorporación en los primeros centímetros del suelo) inciden, tanto en la persistencia de las drogas, como en la generación de genes de resistencia. Por ejemplo, para el caso del compostaje un buen manejo implica movilizar el material en las pilas con volteos sucesivos para aumentar la temperatura del proceso. Estas temperaturas elevadas se mantendrán por mayor cantidad de días y hacen a una disminución de la concentración de antimicrobianos, pero no de la resistencia. Aparentemente la formación de compuestos complejos recalcitrantes impedirían su rápida degradación y en consecuencia irían generando los genes de resistencia (Storteboom y col., 2007). Algunos compuestos como la clortetraciclina fueron difíciles de hallar como compuesto original, siendo sus metabolitos en las excretas efectivos en la generación de resistencias (Thiele-Bruhn, 2003; Storteboom y col., 2007).

Como ya se comentara, las bacterias se acumulan en altas densidades en los biofilms en diferentes superficies (Schwartz y col., 2003). En esta situación pueden transferirse entre ellas genes de resistencia. En diferentes cursos de agua superficial se ha hallado mayor porcentaje de bacterias resistentes en muestras extraídas aguas abajo de vertidos de ganado, en comparación con las muestras tomadas aguas arriba (Wiggins y col., 1999). En otro estudio se demostró que la aplicación de efluentes a los suelos puede generar estos



biofilms, que favorecen el crecimiento y la generación de multi- resistencias, especialmente cuando son efluentes crudos (Halling-Sørensen y col., 1998).

Algunos estudios se han realizado en microcosmos para comenzar a conocer el comportamiento de diferentes drogas antimicrobianas según tipos de suelos, manejo del estiércol y especies animales. Agersø y col. (2006) desarrollaron ensayos para evaluar el comportamiento de tetraciclina y oxitetraciclina con efluentes porcinos, observando que el agregado continuo de éstos efluentes, con el aporte de droga y de genes de resistencia, afectarían incrementando la persistencia de la resistencia en los suelos estudiados. Otros estudios en similares condiciones (Binh y col., 2007) evaluaron el comportamiento de la amoxicilina, droga de baja persistencia ambiental pero de amplio uso en los tambos, simulando la aplicación de efluentes a suelos. Los autores hallaron que la presencia de amoxicilina en el estiércol utilizado favoreció la presencia de genes de resistencia, aún con dosis mínimas del antibiótico en los suelos. La situación empeoró en la medida que se realizaban aplicaciones reiteradas del estiércol a los suelos. Estos resultados fueron similares a los obtenidos por Peak y col. (2007) en lagunas de efluentes de encierres a corral (feed-lot) en las cuales hallaron, no solo mayor concentración de tetraciclina sino, presencia de varios genes de resistencia asociados, tanto al uso de antimicrobianos como al manejo del estiércol. Otros estudios evaluaron la aplicación a campo de efluentes de origen porcino en los cuales se habían detectado genes de resistencia a ésta droga (Heuer y Smalla, 2007). Sus resultados mostraron, al igual que los de los estudios de Campagnolo y col. (2002) y de Sengeløv y col. (2003) que las aplicaciones continuas van

---

generando en el suelo "grupos de genes" cada vez más resistentes y que se mantienen por más tiempo.

Los mecanismos de resistencia en los animales están más estudiados e incluyen la existencia y persistencia de bacterias resistentes en diferentes reservorios en los establecimientos rurales, como por ejemplo en el personal que trabaja en los tambos en relación con los animales. Oppegaard y col. (2001) investigaron patrones de resistencia en rodeos de vacas lecheras y en el personal que trabajaba en esos tambos. Ellos detectaron bacterias coliformes con patrones de resistencia similares entre tambos, a varios de los antimicrobianos utilizados para el tratamiento de mastitis, dada la persistencia de los genes, más allá de que se utilice más droga. Se supone que estos genes de resistencia aportan mayor habilidad para colonizar y sobrevivir en diferentes ambientes.

Evidentemente las cuestiones planteadas, desde la salud del personal que reside en el medio rural, hasta la diseminación de bacterias resistentes a antimicrobianos desde suelos a cursos de agua superficial y subterránea, resulta fundamental a la hora de considerar los impactos ambientales de la intensificación de los planteos productivos. Como se ha determinado a lo largo de este trabajo de tesis, las fuentes de contaminación no puntuales que contribuyen con bacterias fecales a aguas superficiales son difíciles de identificar. Una de las posibilidades para diferenciar el origen de diferentes vertidos es la identificación de las causas a partir de la determinación de patrones de resistencia a determinadas drogas (Hagedorn y col., 1999). Se han desarrollado estudios, con buenos resultados, para determinar el origen de la contaminación (humana o animal) a partir de la evaluación de los patrones de

resistencia a los antimicrobianos (Wiggins y col., 1999). En el trabajo realizado en una cuenca por Burnes (2003) se investigaron 1125 cepas de coliformes de diferente origen, determinándose que existen patrones geográficos de resistencia específicos vinculados al uso de la tierra. La identificación de los coliformes, como indicadores para discriminar fuentes de contaminación no siempre han resultado ideales, sin embargo, los patrones de resistencia a los antibióticos en *Escherichia coli* y en *Streptococos spp.*, han resultado de mayor utilidad para determinar el origen de la contaminación de las aguas (Harwood y col., 2000; Whitlock y col., 2002). Los estudios realizados por Pei y col. (2006) demostraron que la presencia de genes de resistencia resultó mayor cuando se producían descargas de efluentes de animales o por escurrimiento desde suelos agrícolas en los cuales se había fertilizado con estiércol, en comparación con áreas prístinas. Por otra parte, determinaron que los patrones de resistencia no pudieron correlacionarse a la presencia de residuos de las drogas estudiadas.

Resultados preliminares de estudios recientes muestran otro aspecto de interés que se vincula a la posible llegada de bacterias a las aguas subterráneas. Se comprobó que cepas de *Escherichia coli*, provenientes de estiércol, con presencia de genes de resistencia a tetraciclina, tendrían mayor movilidad para ser transportadas en suelos arenosos saturados, en relación con cepas sensibles. En este estudio se determinó que las cepas resistentes poseían menor intensidad de campo eléctrico (potencial zeta) en las paredes de su superficie celular, siendo éste menor potencial el que provoca menor adsorción y por ende un mayor transporte al agua subterránea. Aparentemente la causa serían las diferencias que los autores determinaron en los perfiles de proteínas de

---

las membranas externas y que, como tales, hayan conducido a alteraciones en las propiedades de la superficie celular (Walczak y col., 2011).

La evaluación de la resistencia a drogas antimicrobianas es un tema de interés creciente, dado que se encuentran cepas resistentes a pesar de no encontrar una concentración de droga en niveles detectables. Por otra parte, los estudios para determinar, analíticamente, las mínimas dosis esperables de drogas antimicrobianas en las diferentes matrices ambientales, son muy costosos. Es entonces que la evaluación de los patrones de resistencia resultaría una manera de cuantificar los posibles impactos de las prácticas de intensificación de la producción animal en el ambiente.

En síntesis, la situación general hallada respecto al uso de drogas antimicrobianas y su concentración ambiental esperable en los tambos estudiados, no resulta de gravedad respecto a su posible impacto en suelos y agua. Entre las prácticas de manejo halladas, y con mayor incidencia en el ambiente, se encuentran la del vertido de efluentes crudos, tanto en forma directa al agua como su disposición en suelos cercanos a cuerpos de agua, y la existencia de pistas de alimentación. Las pistas de alimentación constituyeron uno de los sectores de riesgo para la acumulación de estos medicamentos.

### 5.1 Conclusiones

1. Se caracterizó la calidad del agua subterránea para todos los usos vinculados a la producción primaria de leche en las diferentes cuencas lecheras de la Argentina.
2. Se pudo determinar que un importante porcentaje de establecimientos no poseen agua de calidad aceptable para la producción de leche y para el consumo humano de la población residente. La gran diversidad de situaciones observadas respecto al manejo del agua en los predios, pone en evidencia la ausencia de estrategias para evaluar y considerar los factores de riesgo que puedan afectar su calidad, como un aporte a la sustentabilidad de este recurso.
3. Se determinó que, en general, la calidad de agua para bebida de los animales en producción no se presenta como un problema grave, especialmente cuando se considera el contenido de sales totales, cloruros, sulfatos y dureza. Los problemas se presentan en perforaciones con valores extremos localizadas en la cuenca Oeste de Buenos Aires y en las cuencas de Córdoba. Contrariamente, los contenidos de nitrato se presentan como un problema de mayor distribución geográfica, dado que en todas las zonas resultan mayores a los límites admitidos para los animales jóvenes y para vacas preñadas, dado, en éstas últimas, su posible incidencia en abortos por falta de oxígeno al feto. En el caso del arsénico se debe considerar que si bien los valores hallados no serían limitantes para la salud animal, las restricciones para la comercialización de productos lácteos obtenidos en cuencas comprometidas con esta problemática, podrían resultar una limitante para la producción de leche de calidad.

- 
4. Se observó que cuando se considera al agua como un factor esencial vinculado al lavado de máquina de ordeñar e instalaciones, en todas las zonas relevadas el problema más importante es la dureza.
  5. La evaluación del agua para uso humano es un aspecto de fundamental importancia dado que en las instalaciones de ordeño los operarios emplean ésta fuente de agua para el consumo. Solo el 2,2% de las 583 muestras evaluadas serían aptas para su consumo. Los aspectos que resultaron más limitantes para su aptitud fueron la salinidad y sus componentes asociados, como los cloruros y sulfatos. Si se consideran los casos del arsénico y del nitrato, se halló que el porcentaje de muestras aptas para consumo alcanzan aproximadamente el 55% para ambos casos. La contaminación por nitratos, es un tema de mucho interés, por su asociación a prácticas de manejo productivo de los animales que favorecen la contaminación de aguas subterráneas y superficiales.
  6. A partir de la selección de la cuenca de Abasto Sur (Buenos Aires) como modelo a ser estudiada se logró caracterizar la calidad química y microbiológica del agua subterránea y determinar aquellas prácticas productivas que impactan modificando su calidad.
  7. En cuanto a la calidad química de las muestras de agua subterránea en la cuenca de abasto sur, se determinó que si bien, en general, la calidad es similar a la determinada en el estudio regional, existen diferencias locales vinculadas a diferentes suelos y a la profundidad del acuífero freático, para todos los parámetros, excepto para el arsénico. La presencia de este último elemento obedece a otras cuestiones que no están tan vinculadas a características locales sino regionales.
  8. La calidad microbiológica en toda la cuenca presenta valores de aptitud variables según los diferentes microorganismos hallados. En

general, resultaron similares a estudios realizados en diversas regiones del mundo en áreas de actividad agropecuaria. Sin embargo, algunos valores elevados hallados en aguas subterráneas a más de 30 metros de profundidad, se pudieron asociar a la presencia de un acuífero freático cercano a la superficie en combinación con su condición de acuífero multicapa.

9. En este estudio se determinaron los factores de mayor riesgo para la contaminación de aguas subterráneas, en este tipo de acuífero, que hacen al impacto de diferentes aspectos de las perforaciones, según modelos de regresión logística. Los factores que impactaron y que corresponden a diferentes cuestiones ambientales se centraron en la permeabilidad del suelo, tanto para la presencia de coliformes totales, como para nitratos. Por otra parte, los factores que se vinculan al manejo resultaron en aspectos de construcción de la perforación (encamisado, estado de la boca del pozo y pendiente del suelo alrededor del pozo) y en la ubicación de la perforación respecto de fuentes de contaminación. En estos casos existe mayor probabilidad de que se afecte la calidad de agua por la presencia de nitratos, bacterias aerobias mesófilas, coliformes totales y *Escherichia coli*. Estos hallazgos, especialmente los que se relacionan a prácticas de manejo, son importantes como herramientas para prevenir la contaminación.
10. Se logró determinar la incidencia en la calidad de leche de la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* y de *Escherichia coli* en el agua que es utilizada para diferentes prácticas de la rutina de ordeño. Se halló, para ambos casos, que si se consideran buenas prácticas de manejo se podría evitar la transmisión a la leche de microorganismos. Cabe señalar que su detección en cualquiera de las fuentes de agua utilizadas en los tambos hace necesario implementar acciones para su eliminación.

- 
11. En el caso de la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en agua de lavado de máquina de ordeño se determinó que solo en aquellos casos que por mal manejo se ponía en contacto el agua y la leche, se pudo hallar este microorganismo en la leche.
  12. Se determinó que las prácticas de manejo, vinculadas a la correcta higiene en la preparación de pezones podrían evitar la adherencia a la piel de *Escherichia coli* proveniente de aguas contaminadas.
  13. Se determinó la importancia del consumo de agua en instalaciones de ordeño según prácticas de manejo en tambos. Los valores hallados resultaron variables y si bien, no pudo hallarse asociación entre la cantidad consumida y la cantidad de vacas a ser ordeñadas, sí se pudo vincular a determinadas prácticas de manejo, tanto en el enfriado de la leche como al lavado de instalaciones y de preparación de pezones. El mayor consumo (cerca del 80%) proviene de los equipos de enfriamiento por placas. Este uso es el que presenta mejores oportunidades para su reutilización, dado que disminuye la cantidad de agua a ser extraída, en consecuencia se disminuye la cantidad de efluentes generados y aumenta el contenido de nutrientes. Esta situación ocurre por la menor dilución de los efluentes incrementando su valor como abono. La reutilización de ésta fracción de agua se debería orientar al lavado de pisos en sala y corrales, a la preparación de pezones y a su reuso en circuitos cerrados durante el invierno, para la misma actividad de refrescado de la leche.
  14. Se logró relevar los sistemas de manejo de efluentes existentes en las diferentes cuencas lecheras de la región, identificándose aquellas prácticas que pueden impactar en la calidad de cuerpos de agua.
  15. Se compararon los sistemas de manejo de efluentes existentes en la Argentina con la situación que ocurre en otros países, observándose



una situación de mayor vulnerabilidad ambiental, dada la falta de gestión en el manejo de efluentes en los tambos de las cuencas lecheras argentinas. Se observó que se aplican soluciones de emergencia a medida que el problema de acumulación de excretas y de efluentes los "rebalsa". En general, resultó mínimo el reuso de estos residuos como abono de cultivos y forrajes, siendo una práctica obligada en otros países por reglamentaciones existentes que prohíben su vertido.

16. Se evaluó la eficiencia de los procesos de tratamiento existentes. Se demostró que la falta de separación de sólidos, como tratamiento primario, y la existencia de una única laguna de estabilización, no resulta suficiente para tratar efluentes con alta carga orgánica y en consecuencia, se vierte un efluente tratado que no tiene calidad compatible con las reglamentaciones actualmente vigentes para el vertido en las diversas provincias.
17. Se determinó la importancia de la salinidad del agua de la perforación de las instalaciones de ordeño como un indicador de la salinidad que tendrán los efluentes, dado que es la que se utiliza para el lavado de instalaciones. La evaluación de éste parámetro resulta fundamental cuando se opta por el reuso de los efluentes como abono. De acuerdo a los resultados obtenidos en el Capítulo 2, este aspecto sería limitante para la mayoría de las cuencas lecheras. Por otra parte, se demostró que el reuso del agua en el ordeño modifica la calidad de los efluentes crudos dado que concentra nutrientes como el nitrógeno, el fósforo y el potasio. Estas estrategias deberían ser acompañadas por un re-diseño adecuado de los sistemas de tratamiento y de su reuso como abono.
18. Se determinó que, en diferentes tipos de suelos, las lagunas de efluentes resultaron ser el sector que mayor impacta en la concentración de nitrato en aguas subterráneas freáticas, seguido por las pistas de

---

alimentación y los corrales de acceso de animales a las instalaciones de ordeño. Además, en todos los sectores referidos se determinó la presencia de diferentes microorganismos en las muestras de agua analizadas. La textura, la permeabilidad asociada, la humedad y la materia orgánica son factores del suelo que facilitan la llegada de estos contaminantes al acuífero vinculado a las precipitaciones. Por otra parte, el manejo de la alimentación, que hace a la concentración de animales y a la consecuente acumulación de excretas en sectores determinados, resultó particularmente importante en zonas con suelos con mayor permeabilidad y con acuífero freático a menor profundidad.

19. Se hallaron diversas fuentes de contaminación de un arroyo perteneciente a una cuenca rural (Arroyo Cañete en la cuenca del río Arrecifes, Buenos Aires), vinculadas a efluentes ganaderos e industriales. Se determinó que los vertidos provenientes de instalaciones para el ganado afectaron su calidad cuando no se hallaban suficientemente distanciadas de cursos de agua. Se observaron valores aumentados de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y de microorganismos asociado a la ocurrencia de precipitaciones que propician el escurrimiento.

20. Otro de los aspectos abordado fue el uso, posible presencia e impacto de los antimicrobianos utilizados en los tambos. Los mecanismos por los cuales los medicamentos de uso veterinario llegan y permanecen en algún compartimento ambiental son complejos. Sin embargo, los resultados de los estudios realizados en este trabajo aportaron información fundamental para la cuantificación de su uso, para la estimación de la concentración ambiental que podría esperarse acorde a las estrategias de manejo en los tambos de la región y a una primera aproximación de la generación de genes de resistencia en cepas de *Escherichia coli* aislada de lagunas de efluentes.

21. Entre las prácticas de manejo que presentan mayor riesgo ambiental y sanitario se determinó al vertido de efluentes crudos en suelos y aguas y al manejo de la alimentación en pistas de tierra como factores importantes, dado que no se manejan adecuadamente considerando la acumulación de excretas con residuos de medicamentos.
22. Se logró determinar la prevalencia de enfermedades y el uso de antimicrobianos para su tratamiento a partir de registros que se llevan en tambos de las cuencas lecheras de Buenos Aires. La prevalencia de enfermedades resultó similar a la reportada en otros estudios internacionales para tambos de similares características. Se determinó como enfermedad de mayor incidencia a la mastitis, con alta prevalencia en tambos de más de 200 vacas en ordeño. La información correspondiente al uso de productos, a la concentración de droga en cada producto comercial, días de tratamiento y número de animales tratados fue utilizada para definir un único indicador, el de Densidad de Uso a escala de predio, expresado en cantidad de Dosis Diaria Definida utilizados por cada vaca en ordeño durante un año. Este indicador resultó fundamental para comparar el uso entre tambos y se utilizó como un paso previo a la estimación del impacto ambiental del uso, tanto en la concentración ambiental esperable, como en la resistencia de bacterias a los antimicrobianos. La densidad de uso de drogas antimicrobianas en los tambos fue menor al estimado en otros países.
23. Los antimicrobianos más utilizados, fueron los beta-lactámicos, ya que son los utilizados en mayor proporción para el tratamiento de mastitis. Si bien los beta-lactámicos son los de menor persistencia ambiental se pudo determinar el uso de oxitetraciclina y tilosina para otras enfermedades del ganado, siendo productos que pueden persistir por tiempo prolongado en estiércol y suelos.

---

24. Los resultados obtenidos mediante la aplicación de los modelos de estimación de la Concentración Ambiental Esperable (CAE), si bien fueron modelos simplificados, resultaron fundamentales para evaluar la situación de los tambos seleccionados que representan a los sistemas productivos de la región. Si bien aún falta información detallada sobre el comportamiento de cada producto y en cada situación de manejo agropecuario en los diferentes sistemas de producción, los resultados mostraron que los sistemas de producción lechera en las cuencas evaluadas no resultan tener un gran impacto en la concentración ambiental esperable, demostrándose que los tambos no son un tipo de producción que tenga un riesgo de concentración ambiental importante. Las razones tienen que ver con que la mayor cantidad de tratamientos son parenterales e intramamarios, siendo tratamientos que limitan la excreción al ambiente, favorecida en otros planteos productivos como los porcinos o de aves donde los tratamientos son orales. Además, la utilización de drogas antimicrobianas se realiza con mayor cuidado que en otras producciones, porque se controlan los residuos en la leche. Sin embargo, la incipiente intensificación, evaluada por la presencia de los animales en las pistas de alimentación, hizo que se hallaran valores esperables que superan concentraciones críticas determinadas por reglamentaciones europeas, tanto de residuos de oxitetraciclina, como de tilosina. Esto no ocurrió en los potreros de pastoreo.

25. Se determinó la existencia de cepas de *Escherichia coli*, aisladas de lagunas de tratamiento de efluentes en tambos de Buenos Aires, resistentes a diferentes antimicrobianos utilizados en los tambos. Si bien fue frecuente el hallazgo de resistencia en cepas de éste microorganismo en diversos estudios internacionales, también se observó que resulta muy variable su comportamiento. Este comportamiento, respecto al porcentaje de resistencia que se puede hallar, se puede

vincular al origen de las resistencias (en los animales o en el ambiente) y a los procesos complejos propios de la generación de los mecanismos de resistencia en la población bacteriana. Los bajos residuos de productos antimicrobianos que llegarían al ambiente en los tambos estudiados, determinados por las bajas densidades de uso y la concentración ambiental esperable, serían suficientes para producir resistencia en microorganismos provenientes de las excretas animales.

### **Algunas Propuestas**

De acuerdo a los aspectos evaluados en este trabajo de tesis se ha podido determinar que los problemas hallados no se pueden solucionar totalmente si no se consideran, además de algunas prácticas puntuales, otras prácticas orientadas al manejo integral de los predios. Se plantean entonces propuestas desde cada uno de los aspectos evaluados, en particular, y desde su abordaje integrado.

Respecto a las cuestiones que hacen **al uso del agua**, se propone focalizar en tres aspectos. Por un lado y ante la situación actual donde la única recomendación es tomar muestras de la perforación de la instalación de ordeño, dada su relación con la calidad de leche, se deberían desarrollar recomendaciones específicas para el muestreo de otras fuentes de agua que pueden ser críticas para alertar tempranamente sobre procesos de contaminación. En este trabajo se determinaron como perforaciones importantes a aquellas cercanas a lagunas de efluentes, pistas de alimentación y a instalaciones de animales, en general.

Por otra parte, resulta importante cuantificar el uso del agua para aportar a una propuesta racional en cada predio. En este sentido se deberán incorporar aspectos de diseño de bebederos para que mantengan agua limpia y fresca,

---

haciendo eficiente el uso de agua de bebida, dada su importancia para la producción de leche.

Es fundamental disminuir el consumo y promover el reuso de agua para disminuir su extracción. Estas prácticas aún no se encuentran muy desarrolladas localmente para lo cual se debería mejorar su difusión, adoptando el reciclaje de aguas residuales para su uso en riego y lavado de pisos.

Respecto a las cuestiones que hacen al **manejo de efluentes**, se hacen algunas recomendaciones. Por un lado y al observarse la implementación de regulaciones ambientales, cada vez más restrictivas, es necesario desarrollar en forma continua prácticas de manejo del estiércol y de efluentes que permitan proteger los diferentes compartimentos ambientales, en sintonía con otras cuestiones como el bienestar animal.

Resulta importante el desarrollo de sistemas de tratamiento, almacenamiento y disposición que no solamente sean económicos, sino que además sean eficientes, prácticos y fáciles de mantener en los tambos, promoviendo la construcción de lagunas con geomembranas para evitar lixiviados hacia las aguas subterráneas. La evidencia obtenida en este trabajo y acompañada por otros estudios internacionales indica que los sistemas de tratamiento biológico con dos lagunas resultan insuficientes para tratar estos efluentes. Por esta razón se deberían implementar sistemas que consideren, además del tratamiento primario y la optimización del tratamiento secundario, otras propuestas como la implementación de algún tratamiento terciario.

Además, se deberá difundir a los técnicos metodologías para cuantificar la cantidad de estiércol a recolectar, al igual que el agua a utilizar en las instalaciones y calcular la cantidad de lluvia que escurrirá en las instalaciones para diseñar adecuadamente la capacidad para su tratamiento y almacenaje.

Se propone el desarrollo de protocolos específicos para el muestreo de efluentes adaptados a las condiciones de campo respetando los requerimientos de calidad. Estimular, además, al registro de los resultados de los análisis de estiércol y efluentes que puedan ser compartidos en bases de datos locales y que de esta forma puedan ser utilizados para definir estrategias para su uso agronómico.

Asimismo, se propone comenzar con programas de trabajo en diferentes regiones del país para disminuir los vacíos de conocimiento existentes respecto al reuso agronómico como abono, tanto de efluentes como de estiércol, en diferentes situaciones locales (diferentes suelos, diferentes cultivos, estaciones del año y dosis adecuadas). Estos resultados constituirán un aporte sobre el conocimiento de los impactos de estas aplicaciones a largo plazo.

Por otra parte, se recomienda propiciar estudios para desarrollar nuevas reglamentaciones con el fin de realizar el almacenaje de los efluentes y del estiércol antes de fertilizar. Esta práctica debe asegurar condiciones compatibles con la disminución de la supervivencia de patógenos y la degradación de los residuos de medicamentos.

Respecto a algunas cuestiones que hacen al **uso de antibióticos y de sus consecuencias ambientales**, se debe propiciar la transferencia de información y conocimiento que alerte a los profesionales sobre la importancia ambiental del uso racional de antimicrobianos.

Asimismo difundir aquellas prácticas de manejo de efluentes y de estiércol que limiten su llegada a cuerpos de agua, ya sea por los vertidos intencionales o por el escurrimiento accidental desde sectores de acumulación de excretas. Estas prácticas no solo aumentan la contaminación por nutrientes, sino facilitan la llegada de residuos de antibióticos que además contribuyen al

---

aumento de la resistencia bacteriana. Esta situación lleva a la necesidad de propiciar estudios locales para determinar las condiciones que generan mecanismos ambientales de resistencia.

Se propone mejorar el diseño de sistemas de almacenamiento de estiércol y efluentes antes de su reuso considerando no solo la degradación y estabilización del contenido de nutrientes, sino los tiempos y condiciones que favorezcan procesos de degradación efectivos. Éstos deberían reducir la carga de antimicrobianos al ambiente y evitar la generación de patrones de resistencia.

Por otra parte, se deberían investigar otros sectores como las denominadas "guacheras" que son los sectores en los cuales se crían terneros. En éstos se utiliza una importante cantidad de medicamentos para diferentes enfermedades y donde diversas camadas de animales permanecen todo el día, durante todo el año. Además, sería importante evaluar el impacto ambiental de una práctica de manejo, bastante difundida, como la alimentación con la leche de descarte que contiene residuos de antibióticos y que no puede ser comercializada. Esta práctica podría aumentar la presencia ambiental de antibióticos en estos sectores.

Finalmente y como un **abordaje integral** se propone evaluar la importancia de los sistemas de alimentación de los animales en lo que hace a la intensificación de la producción de leche, entendido básicamente como el manejo de la caga animal (número de animales por hectárea) y del aumento de la suplementación en sectores determinados dentro de los predios. Éstos se convierten en puntos de contaminación de agua superficial o subterránea.

Para mejorar estos aspectos se requiere de un rediseño de algunas cuestiones que hacen al manejo de los predios. Entre ellas se debería focalizar



en lo que se denomina "nutrición de precisión". Su implementación se basa en la alimentación animal, tanto en cantidad como en calidad, acorde a necesidades productivas y a la disminución de la excreción. Hay estudios que han comprobado que se puede mejorar la eficiencia en el aprovechamiento del nitrógeno y del fósforo para todo el sistema productivo en un 25 % por medio de la implementación de un programa nutricional integral. Por otra parte, estas estrategias nutricionales, pueden ser implementadas en sintonía con otras para disminuir la cantidad excretada total. Básicamente, éstas últimas, se centran en mejorar la digestibilidad de los alimentos disminuyendo la fibra dietaria.

Otra de las cuestiones a implementar en los predios se orienta al manejo del "bosteo" por parte de los animales. Los animales pueden defecar entre 10 a 12 veces por día. Es crítico evitar largos períodos de permanencia de los animales cerca de las aguadas, porque concentran sus excretas allí, siendo una fuente importante de contaminación. Esta situación lleva a organizar racionalmente los pastoreos para proveer puntos diferentes de bebida en los lugares en los cuales los animales se encuentran alimentándose. Este manejo aumentaría la eficiencia productiva y puede disminuir la contaminación.

Una situación similar ocurre con el manejo de la excreción (bosteo) en pistas de alimentación. En este trabajo se ha determinado que resultan uno de los lugares más problemáticos. En consecuencia, los animales deberían permanecer el tiempo necesario para ser suplementados y no demorar más, para que no se acumulen innecesariamente las excretas.

Sería importante el desarrollo de herramientas, a modo de soporte de decisión, que permitan a profesionales y técnicos desarrollar planes de manejo y de reuso de estiércol y efluentes en sus predios, basados en conocimiento técnico local.

---

Acompañando esta última propuesta se deberán desarrollar e implementar un conjunto de indicadores ambientales aplicables a escala de predio. Éstos indicadores son herramientas de uso que permiten a profesionales y técnicos estudiar y cuantificar el impacto de diferentes prácticas de éstos sistemas productivos en el ambiente. Se propone entonces, incorporar los resultados obtenidos a sistemas de información geográfica que faciliten tomar decisiones a escalas regionales y a diferentes niveles de gestión política.

Incorporar a los estudios ambientales, la evaluación de la percepción de consumidores, tanto sobre prácticas de manejo como sobre las características de la calidad de los productos obtenidos, siendo éste un aspecto innovador que ayuda a promover la sustentabilidad de los sistemas productivos. Estos estudios permiten conocer las motivaciones y estrategias argumentativas que inducen a las personas a tomar una posición e identificar los estímulos que las impulsan a actuar de una determinada manera. En nuestro caso sería una argumentación más allá de las reglamentaciones para la comercialización de productos ambientalmente compatibles.

Los impactos a mediano y largo plazo de la acumulación del estiércol en áreas determinadas se presentan con gran variabilidad, dependiendo de su incidencia según las diferentes condiciones locales (clima, geología, suelos). Esta situación dificulta la generalización tanto de las causas como de sus consecuencias. Es en este sentido los organismos regulatorios no deberían copiar reglamentaciones de otros países, sino hacer alianzas con organismos de Ciencia y Tecnología que promuevan estudios locales que de otro modo no se realizarían.

Todos estos aspectos deberían compilarse para el desarrollo de un manual de Buenas Prácticas Ambientales que incorporen aquellos aspectos

productivos que afectan al ambiente y a la salud pública. Entre ellos se deberían tener en cuenta: un glosario que permita mejorar la comprensión de términos específicos, consideraciones acerca del uso del agua y su manejo, propuestas para el manejo y reuso de efluentes y del estiércol, diseño de instalaciones, propuestas para el manejo de prácticas de alimentación, herramientas para el cálculo de indicadores como son los balances de nutrientes y sus indicadores de eficiencia asociados a escalas diferentes, indicaciones para el manejo de microorganismos patógenos, zoonosis y vectores, disposición de cadáveres y para el uso racional y disposición de medicamentos veterinarios y de agroquímicos. Finalmente, dar pautas para el muestreo de aguas y efluentes y para el registro de todas las actividades y de sus resultados para la gestión integral de los predios.

Finalmente, este trabajo de tesis pretende ser un aporte con el fin de favorecer la mirada temprana de determinados aspectos que resultaron críticos, y de esta manera evitar los impactos ambientales y sanitarios de los incipientes procesos de intensificación de los sistemas de producción primaria de leche en la Argentina. Además, las propuestas realizadas pretenden considerar no solo los aspectos productivos y ambientales sino también los sanitarios, para evitar los impactos que afecten a la salud de las poblaciones expuestas (humanos y animales), así como a la producción de alimentos en cuanto a su calidad e inocuidad.

---

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abu-Ashour, J., Joy, D. M., Lee, H., Whiteley, H. R., Zelin, S. (1994). Transport of microorganisms through soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 75(1-2): 141-158.
- Adams, R. S., y Sharpe, W. E. (2005). Water intake and quality for cattle, Report of the department of Dairy and Animal Science, Pennsylvania State University, PEN pages 28901130: 1-7. Consultado el 20/10/08 en <http://www.das.psu.edu/dairynutrition/documents/water.pdf>.
- Agersø, Y., Wulff, G., Vaclavik, E., Halling-Sørensen, B., Jensen, L. B. (2006). Effect of tetracycline residues in pig manure slurry on tetracycline-resistant bacteria and resistance gene tet(M) in soil microcosms. *Environment International*, 32: 876-882
- Agresti, A. (2002) *Categorical data analysis*, 2nd edn. New Jersey, NJ, USA: John Wiley and Sons, Inc.
- Aguirre, G. (1999). Manejo de los efluentes de tambo. *Revista de Medicina Veterinaria*, 80 (5): 414-416.
- Aislabie, J., Smith, J. J., Fraser, R., McLeod, M. (2001). Leaching of bacterial indicators of faecal contamination through four New Zealand soils. *Australian Journal of Soil Research*, 39: 1397-1406.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S. (2006). Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 112: 153-162.
- Andriulo, A., Sasal C., Amendola C., Rimatori F. (2003). Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 32(3): 27-56.
- APHA - American Public Health Association, AWWA - American Water Works Association y WEF - the Water Environment Federation (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Ed. Washington DC, USA: American Public Health Association.
- APHA - American Public Health Association, AWWA - American Water Works Association y WEF - the Water Environment Federation (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th Ed. Washington DC, USA: American Public Health Association.
- APHA -American Public Health Association. (1992). *Standard Methods for the Examination of Dairy Products*, 16th Ed. Editor Robert T. Marshall (APHA), Washington DC, USA.
- Arikan, O., Sikora, L., Mulbry, W., Khan, S., Rice, C., Foster, G. (2006). The fate and effect of oxytetracycline during the anaerobic digestion of manure from therapeutically treated calves. *Process Biochemistry*, 41: 1637-1643.

- ASAE - American Society of Agricultural Engineers. (1999). *Manure Production and Characteristics*, ASAE Standards, D384.1. 44th ed. St. Joseph, MI: ASAE, The Society for engineering in agricultural, food, and biological systems.
- Atkinson, D., y Watson C.A. (1996). The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. *Journal of Animal Science*, 63: 353-361.
- Australian and New Zealand Guidelines (2000). *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality*. Primary Industries. Livestock drinking water quality. Consultado el 15/09/2011 en [http://www.mincos.gov.au/data/assets/pdf\\_file/0020/316127/wqg-ch4.pdf](http://www.mincos.gov.au/data/assets/pdf_file/0020/316127/wqg-ch4.pdf)
- Ayers, R. S., y Westcot, D.W. (1987). La calidad del agua en la agricultura. Estudio Riego y Drenaje. FAO, Roma (Italia). *Revista 1*, nº 29: 174.
- Bartlett, P. C., Aggerb, J. F., Houec, H., Lawsonb, L. G. (2001). Incidence of clinical mastitis in Danish dairy cattle and screening for non-reporting in a passively collected national surveillance system. *Preventive Veterinary Medicine*, 48: 73-83.
- Bauer, A. W., Kirby, M. M., Sherris, J. C., Turck, M. (1996). Antibiotic susceptibility testing by a standardized single disk method. *American Journal of Clinical Pathology*, 45: 493-496.
- Bazzigalupi, O., Pistorale, S., Andrés, A. (2008). Salinity tolerance during seed germination from naturalized populations of tall wheatgrass (*Thinopyrum ponticum*). *Ciencia e Investigación Agraria*, 35 (3): 277-285.
- Bernal, M. P. (2005, Mayo). Impactos en algunas propiedades del suelo de los sistemas de producción animal intensivos. Trabajo presentado y publicado en Postgraduate course of Animal Production and environmental management, Zaragoza, España, pp. 1-10, CIHEAM-IAMZ
- Binh, C.T., Heuer, H., Marcial, N., Kotzerke, A., Fulle, M., Wilke, B., Scholer, M., Smala, K. (2007). Short term effects of amoxicillin on bacterial communities on manured soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 62 (3): 290-302.
- Birchall, S., Dillon, C., Wrigley, R. (2008). Effluent and manure management data base for the Australian Dairy Industry. Eds. Dairy Australia, Consultado el 11/10/2013 en <http://www.dairyingfortomorrow.com/index.php?id=48>
- Blackwell, P., Boxall, A., Kay, P., Noble, H. (2005). Evaluation of a lower exposure assessment model for veterinary medicines. *Journal of Agricultural Food and Chemistry*, 53: 2192-2201.
- Bond, W. J. (1998). Effluent irrigation, an environmental challenge for soil science. *Australian Journal of Soil Research*, 36: 2529-2535.
- Boserup, E. (1984). El Mundo antiguo. En *Población y Cambio Tecnológico* (pp. 72-143). Barcelona, BCN: Ed. Crítica.

- 
- Boxall, A., Fogg, L., Blackwell, P., Kay, P., Pemberton, E., Croxford, A. (2004). Review of Veterinary medicines in the environment, Technical report, Environmental Contamination and Toxicology, 180: 1-91.
- Brailovsky, A., y Foguelman, D., (1992). El ambiente en la época colonial. En Memoria Verde, Historia ecológica de la Argentina. 1er. Ed. (pp 24-104). Buenos Aires, BA: Editorial Sudamericana.
- Brisbois, M. C., Jamieson, R., Gordon, R., Stratton, G., Madani, A. (2008). Stream ecosystem health in rural mixed land-use watersheds. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 7(5): 439-452.
- Brumm, M. C. (2002). Sources of manure: Swine. In JL Hatfield and BA Steward (Eds.). *Animal Waste Utilization: Effective use of manure as a soil resource*, (pp. 49-64). Ann Arbor Press, Ann Arbor, Mich, USA
- Brunning-Fann, C. S., y Kaneene, J. B. (1993). The effects of nitrates, nitrites and N-nitroso compounds on animal health. *Veterinary and human toxicology*, 35: 237-253.
- Buczko, U., Kuchenbuch, R. O., Lennartz, B. (2010). Assessment of the predictive quality of simple indicator approaches for nitrate leaching from agricultural fields. *Journal of environmental management*, 91(6): 1305-1315.
- Burkholder, J., Libra, B., Weyer, P., Heathcote, S., Kolpin, D., Thorne, P., Wichman M. (2007). Impacts of waste from concentrated feeding operations on water quality. *Environmental Health Perspectives*, 115: 308-312.
- Burnes, B. (2003). Antibiotic resistance analysis of fecal coliforms to determine fecal pollution sources in a mixed-use watershed. *Environmental Monitoring and Assessment*, 85: 97-98.
- Burón-Alfano, V., Questa, G., Herrero, M. A., Orlando, A. A., Flores, M., Charlón, V. (2009). Potencial de reutilización de los residuos provenientes de tambos comerciales para la fertilización de recursos forrajeros. *Revista Investigación Veterinaria*, 11(2):85-92.
- Burton, C. H., Turner C. (2003). *Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture*. Silsoe Bedford, UK: Silsoe Research Institute
- CAA - Código Alimentario Argentino. (2007). *Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada*. Capítulo XII. Agua Potable. Artículo 982 (Res. Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007). En línea: [http://www.anmat.gov.ar/codigoa/Capitulo\\_XII\\_Agua\\_2007-05.pdf](http://www.anmat.gov.ar/codigoa/Capitulo_XII_Agua_2007-05.pdf)
- Campagnolo, E. R., Johnson, K. R., Karpati, A., Rubin, C. S., Kolpin, D.W., Meyer, M. T., Esteban, J. E., Currier, R. W., Smith, K., Thu, K. M., Mcgeehin, M. (2002). Antimicrobial Residues in Animal Waste and Water Resources Proximal to Large-Scale Swine and Poultry Feeding Operations. *Science of the Total Environment*, 299: 89-95.

- Canitrot, L., e Iturregui, M. E. (2011). Complejo Ganadería Bovina Lácteos. Serie "Producción Regional por Complejos Productivos". Consultado el 3/01/14 en [http://www.mecon.gov.ar/peconomica/docs/Complejo\\_Lacteo.pdf](http://www.mecon.gov.ar/peconomica/docs/Complejo_Lacteo.pdf)
- Carbó, L., Flores, M., Herrero, M. A. (2009). Well site conditions associated with nitrate contamination in a multilayer semi-confined aquifer of Buenos Aires, Argentina. *Journal of Environmental Geology*, 57 (7):1489-1500.
- Carson, R. (1962). *Silent Spring*. Boston, NY, USA: Houghton Mifflin.
- Castiglioni, S., Fanelli, R., Calamari, D., Bagnati, R., Zuccato, E. (2004). Methodological approaches for studying pharmaceutical in the environment and comparing predicted and measured concentrations in River Po, Italy. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 39: 25-32.
- Castignani, H., Gambuzzi, E., Zehnder R., Chomicz J. (2005). Caracterización de los sistemas de producción lecheros argentinos, y de sus principales cuencas, Asociación Argentina de Economía Agraria. 1-17. Consultado 10/07/2011 en [http://www.inta.gov.ar/rafaela/info/documentos/economia/sistemas\\_produccion\\_lechera.pdf](http://www.inta.gov.ar/rafaela/info/documentos/economia/sistemas_produccion_lechera.pdf)
- Castillo, A. R., Kebreab, E., Beever, D. E., Barbi, J. H., Sutton, J. D., Kirby, H. C., France, J. (2001). The effect of energy supplementation on nitrogen utilization in lactating dairy cows fed grass silage diets. *Journal of Animal Science*, 79: 240-246.
- Castillo, A. R., St-Pierre, N. R., Silva del Rio, N., Weiss, W. (2013). Mineral concentrations in diets, and milk and their value on estimating on-farm excretion of manure minerals in lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 96(5): 3388-3398.
- Castro, J.P.S. (2010) *Water Microbiology: Bacterial Pathogens and Water*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7: 3657-3703.
- CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment. (1999). *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Environment Canada. Hull, Quebec, 8 Chapters. In *Surface Water Quality Guidelines for Use in Alberta*. November 1999. Consultado 03/10/08 en <http://environment.gov.ab.ca/info/library/5713.pdf>
- Ceplecha Z. L., Waskom R. M., Bauder T. A., Sharkoff J. L., Khosla R. (2004). Vulnerability assessment of Colorado ground water to nitrate contamination. *Water, Air and Soil Pollution*, 159: 373-394.
- Chagas, C. I., Piazza, M. V., Siervi, M., Santanatoglia, O. J., Moretón, J., Paz, M., Castiglioni, M., Iruetia, C. (2007). Calidad de agua de escorrentía superficial en sistemas ganaderos extensivos e intensivos de Argentina. *Agrochimica*, LI (2-3): 129-136.
- Chapman, P. A., Siddons, C. A., Wright, D. J., Norman, P., Fox, J., Crick, E. (1993). Cattle as a possible source of verocytotoxin-producing *Escherichia coli* O157 infections in man. *Epidemiology and Infection*, 111:439-448.

- 
- Charlon, V., Taverna, M., Herrero, M. A. (2002). El agua en el tambo. En Manual de referencia para el logro de leche de calidad (pp. 43-54). 1° Ed., Rafaela, Santa Fe, Argentina: Ed. INTA Rafaela.
- Charlón, V., y Herrero, M. A. (2012). Aptitud del agua para diferentes usos en tambos de las cuencas lecheras de Argentina, II Jornadas del Agua en Agroecosistemas, CETA FCV, UBA, Buenos Aires, Argentina, p.20.
- Charlón, V., y Taverna, M. (1999). Uso racional del agua, Revista Producir XXI, Junio: 36-39.
- Chee-Sanford, J. C., Aminov, R. I., Krapac, I. J., Garrigues-Jeanjean, N., Mackie, R. I. (2001). Occurrence and diversity of tetracycline resistance genes in lagoons and groundwater underlying two swine production facilities. *Applied and Environmental Microbiology*, 67:1494-1502.
- Chimicz, J., y Gambuzzi, E., (2007). Recientes cambios y posibles rumbos tecnológicos del tambo argentino. Proyecto Lechero. Consultado el 05/07/09 en [http://www.inta.gov.ar/rafaela/info/documentos/economia/proyecto\\_lechero\\_tambos\\_argentinos.pdf](http://www.inta.gov.ar/rafaela/info/documentos/economia/proyecto_lechero_tambos_argentinos.pdf)
- Christensen, R. (1997). Log-linear models and logistic regression, 2nd ed. New York, USA: Springer.
- Cipolla, C. (1964) Historia económica de la población mundial. Buenos Aires, Argentina: Ed. EUDEBA
- Cloete, T. E., Jacobs, L., Brözel, V.S. (1998). The chemical control of biofouling in industrial water systems. *Bioegradation*, 9 (1): 23-37
- Cloete, T. E., y Jacobs, L. (2004). Surfactants and the attachment of *Pseudomonas aeruginosa* to 3CR12 stainless steel and glass. *Water SA*, 27(1), 21-26.
- CLSI - Clinical and Laboratory Standards Institute (2008). Performance Standards for Antimicrobial Disk and Dilution Susceptibility Test for Bacteria Isolated from Animals, Approved Standard- Third edition. Clinical and Laboratory Standards Institute, Pennsylvania, USA. CLSI document M31-A3, Vol. 28, 8.
- Conboy M. J., y Goss, M. J. (2000). Natural Protection of groundwater against bacteria of fecal origin. *Journal of Contaminant Hydrology*, 43:1-24.
- Cook, M. J., Hathaway, J. M., Evans, R. O. (2008). The impact of swine lagoon seepage on shallow groundwater quality: Groundwater remediation through lagoon closure and pumping. *Transactions of the ASABE*, 51 (3): 891-900.
- Costa, M. J., Massone, H., Martinez, D., Suero, E. E., Vidal, C. M., Bedman, F. (2002). Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agriculture, Waste and Management*, 57: 33-47.



- Craggs, R. J., Sukias, J. P., Tanner, C. T., Davies-Colley, R. J. (2004). Advanced pond system for dairy-farm effluent treatment. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 47: 449-469.
- Crane, S. R., y Moore, J. A. (1984). Bacterial pollution of groundwater: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 22(1): 67-83.
- Craun, G. F., Berger, P. S., Calderon, R. L. (1997). Coliform bacteria and waterborne diseases outbreaks. *Journal of the American Water Works Association*, 89(3): 96-104.
- Cursack, A. M., Castignani, H., Castignani, M. I., Osan, O., Suero, M., Brizi, M. C. (2008). Optimización en empresas lecheras mixtas evaluando distintos niveles de intensificación y reposición de nutrientes XXXIX Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria. Montevideo 6 al 7 de noviembre de 2008. Consultado el 03/07/09 en [http://www.inta.gov.ar/rafaela/info/documentos/economia/aaea\\_2008\\_optimizacion\\_empresas\\_lecheras.pdf](http://www.inta.gov.ar/rafaela/info/documentos/economia/aaea_2008_optimizacion_empresas_lecheras.pdf)
- Custodio, E. (2002). Aquifer overexploitation: what does it mean? *Hydrogeology Journal*, 10(2): 254-277.
- Custodio, E., y Llamas, M. R. (1983). *Hidrología subterránea*. Ed. Omega, Barcelona.
- Dairying and the Environment Committee. (2006). *Dairying and the environment*, 3rd Edition. Consultado el 10/09/2011 en <http://www.trc.govt.nz/environment/land.htm>
- Davis, J., Truman, C., Kim, S., Ascough, J., Carlson, K. (2006). Antibiotic transport via run off and soil loss. *Journal of Environmental Quality*, 35: 2250-2260.
- De Knecht, J. A., y Montforts, M. H. M. M. (2001). Environmental risk assessment of veterinary medicine products: an evaluation of the registration procedure. *SETAC Globe*, 2(5): 29-31.
- De Liguoro, M., Cibir, V., Capolongo, F., Halling-Sorensen, B., Montesina, C. (2003). Use of oxytetracycline and tylosin in intensive calf farming: evaluation of transfer to manure and soil. *Chemosphere*, 52: 2003-212.
- Di, H. J., y Cameron, K. C. (2000). Calculating nitrogen leaching losses and critical nitrogen application rates in dairy pasture systems using a semi-empirical model. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 43: 139-147.
- Digesti, R., y Weeth, H. J. (1976). A defensible maximum for inorganic sulfate drinking water of cattle. *Journal of Animal Science*, 42(6): 1498-1502.
- Dou, Z., Galligan, D. T., Allshouse, J. D., Toth, C. F., Ramberg, Jr., Ferguson, J. D. (2001). Manure Sampling for Nutrient Analysis: Variability and Sampling Efficacy. *Journal of Environmental Quality*, 30: 1432-1437.

- 
- Drommerhausen, D., Radcliffe, D., Brune, D., Gunter, H. (1995). Electromagnetic conductivity surveys of dairies for groundwater nitrate. *Journal of Environmental Quality*, 24: 1083-1091.
- Dutka, B. (1989). Short-Term Root Elongation Toxicity Bioassay. *Methods for Toxicological Analysis of Waters, Wastewaters and Sediments*. National Water Research Institute (NWRI). Environment Canada, Canada.
- Edrington, T. S., Hume, M. E., Loofer, M. L., Fitzgerald, A. C., Callaway, T. R., Genovese, K. J., Bischoff, K. M., McReynolds, J. L., Anderson, R. C., Nisbet, D.J. (2004). Variation in the fecal shedding of *Salmonella* and *E. coli* O157:H7 in lactating dairy cattle and examination of *Salmonella* genotypes using pulsed field gel electrophoresis. *Letters In Applied Microbiology*, 38: 366-372.
- Edrington, T. S., William, E. F., Todd, R., Callaway, R., Anderson, D. W., Hoffman, D., Nisbet J. (2009). Pathogen prevalence and influence of composted dairy manure application on antimicrobial resistance profiles of commensal soil bacteria. *Foodborne Pathogens and Disease*, 6(2): 217-224.
- EIPPCB - European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau. (2001). Integrated pollution prevention and control (IPPC) reference document and best available techniques for the intensive rearing of poultry and pigs. European IPPC Bureau, Sevilla, España . Consultado el 12/10/05 en <http://eippcb.jrc.es>
- Elmoslemany, A. M., Keefe, G. P., Dohoo, I. R., Jayarao B. M. (2009). Risk factors for bacteriological quality of bulk tank milk in Prince Edward Island dairy herds. Part 1: Overall risk factors. *Journal of Dairy Science*, 92(6): 2634-2643
- EMA - European Medicine Agency. (1997). Note for guidance: environmental risk assessment for veterinary medicinal products other than GMO containing and immunological products, London, UK: EMA, EMA/CVMP/055/96.
- EMA- European Medicine Agency. (2008). Revised Guideline on environmental impact assessment for veterinary products, EMA/CVMP/ERA/418282/2005-Rev. 1.
- Erksine, R. J, Unflat, R. J., Eberhart, L. T., Hutchinson, C. R., Hicks, S. B., Spencer, R., (1987). *Pseudomonas mastitis: Difficulties in detection and elimination from contaminates wash-water systems*. *Journal of the American Veterinary Association*, 191: 811.
- Errecalde, J. O. (2007). Uso racional de los antimicrobianos en el tambo. *Revista del Colegio de Veterinarios de la provincia de Buenos Aires*, 12 (39):48-59.
- FAO - Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. *Livestock's Long Shadow*. Roma. 2006, p. 395. Consultado 15/02/2013 en <http://www.fao.org/agriculture/lead/es/>.
- Feinman, S. (1998). Antibiotics in animal feed, drug resistance revisited. *ASM News*, 64: 24-30.

- Fernandez-Cirelli, A., Galindo, G., Herrero, M. A., Conzonno, V. (1999). Recursos d' agua en la plana pampeana, Argentina. En Salgot y Custodio (Eds.) Recursos D' Agua, (pp. 242-266) 1er. Ed. Barcelona, España: Fundación Agbar - Universidad de Barcelona.
- Ferrari-Navarro, R., Miró, E., Mirelis, B. (2002). Lectura interpretada del antibiograma de las enterobacterias. *Enfermedades Infecciosas y Microbiológica Clínica*, 20 (5): 225-234.
- Flemmer, C., y Flemmer, B. (2008). Water effluent from New Zealand dairy farms from 1997 to 2000. *New Zealand Journal of agricultural research*, 51: 181-189.
- Foy, R. H., y Kirk, M. (1995). Agriculture and water quality: a regional study. *Water and Environment Journal*, 9(3): 247-256.
- Franz, E., Semenov, A. V., Termorshuizen, A. J., De Vos, O. J., Bokhorst, J. G., Van Bruggen, A. H. (2008). Manure amended soil characteristics affecting the survival of E. coli O157: H7 in 36 Dutch soils. *Environmental Microbiology*, 10(2): 313-327.
- Fulhage, D. C. (2000). Laboratory Analysis of Manure. Environmental Quality Publication EQ215. Consultado el 20/08/02 en <http://muextension.missouri.edu/explore/envqual/eq0215.htm>.
- Galindo G., Herrero M. A., Korol, S., Fernández Cirelli, A. (2004). Water resources in the Salado river drainage basin, Buenos Aires, Argentina. Chemical and microbiological characteristics. *International Journal of Water resources*, 29 (1): 81-91.
- Galindo, G., Herrero, M. A., Fernández Turiel, J. L., Gimeno, D., Carbó, L. (2005). Evaluación de la contaminación de elementos trazas en la microcuenca del arroyo Cañete, Buenos Aires, Argentina, en: XX Congreso Nacional del Agua y III Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur, 09-13/05/2005, Mendoza, Argentina, Soporte informático p.1-9
- Galton, D. M., Adkinson, R. W., Thomas, C. V., Smith, T. W. (1982). Effects of premilking udder preparation on environmental bacterial contamination of milk. *Journal of Dairy Science*, 65 (8): 1540-1543.
- Galton, D. M., Peterson, L. G., Merrill, W. G. (1986). Effects of Premilking Udder Preparation practices on bacterial counts in milk and on teats. *Journal of Dairy Science*, 69 (1): 260-266.
- Galton, D. M., Peterson, L. G., Merrill, W. G. (1988). Evaluation of udder preparations on intramammary infections. *Journal of Dairy Science*, 71(5): 1417-1421.
- Galton, D. M., Peterson, L. G., Merrill, W. G., Bandler, D. K., Shuster, D. E. (1984). Effects of premilking udder preparation on bacterial population, sediment, and iodine residue in milk. *Journal of Dairy Science*, 67(11): 2580-2589.

- 
- Gammack, S. M., Paterson, E. R. I. C., Kemp, J. S., Cresser, M. S., Killham, K. (1992). Factors affecting the movement of microorganisms in soils. *Soil Biochemistry*, 7: 263-305.
- García, A., Iorio, A., Bado, F., Bargiela, M. (2001). Riesgo potencial de polución del Arroyo Morales en Argentina por influencia de una producción ganadera intensiva, *Rev. Información Tecnológica*, 12(3): 37-42.
- Gardner K. K., y Vogel R. M. (2005). Predicting Ground Water Nitrate Concentration from Land Use. *Ground Water*, 43(3): 343-352.
- Gelberg, K., Church, I., Casey, G., London, M., Sue Roerig, D., Boyd, J., Hill, M. (1999). Nitrate levels in drinking water in rural New York State. *Environmental Research*, 80: 34-40.
- GeoINTA© Copyright. (2008). INTA. Buenos Aires, Argentina. Proyecto PNUD ARG/85/019, SAGyP-INTA. Consultado el 03/11/2012 en <http://geointa.inta.gov.ar/>.
- Gilchrist, M. J, Greko, C., Wallinga, D., Beran, G., Riley, D., Thorne, P. (2007). The potential role of concentrated animal feeding operations in infectious disease epidemics and antibiotic resistance. *Environmental Health Perspectives*, 115(2): 313-316.
- Giufre, L. (2000). Constituyentes del suelo. Minerales en la Argentina. En *Principios de Edafología, con énfasis en los suelos argentinos*. (Pp. 41-42). 2nd. Ed. Editorial, Buenos Aires, Argentina: Ed. Facultad Agronomía UBA.
- Global Water Partnership. (2000). *The Vision For The World Water, Life And The Environment In The Twenty First Century, the Americas – World Water Forum*. Soporte informático, p. 81.
- Gómez, A., y Cook, N. B. (2010). Time budgets of lactating dairy cattle in commercial freestall herds. *Journal of Dairy Science*, 93(12): 5772-5781.
- Goss M. J., Barry D. A., Rudolph D. L. (1998) Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1. Results from drinking water wells. *Journal of Contaminant Hydrology*, 32:267-293.
- Gourley, C. J., Aarons, S. R., Powell, J. M. (2012). Nitrogen use efficiency and manure management practices in contrasting dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147: 73-81.
- Goyenechea, M. (1917). Sobre la nueva enfermedad descubierta en Bell-Ville. *Revista de Medicina de Rosario*, 7: 485.
- Guan, T. Y., y Holley, R. A. (2003). Pathogen survival in swine manure environments and transmission of human enteric illness – a review. *Journal of Environmental Quality*, 32: 383-392.
- Gustafson, G. M., Salomon, E., Jonsson, S., Steineck, S. (2003). Fluxes of K, P and Zn in a conventional and an organic dairy farming system through feed, animals, manure

and urine—a case study at Öjebyn, Sweden. *European Journal of Agronomy*, 20: 89–99.

- Gutierrez, G., Volpe, S., Sardi, G., Flores, M., Calcagno, L., Pastorino, F., Herrero, M. A. (2013). Influence of dairy slurry dry matter contents and electrical conductivity on two legume species germination. In *Recycling of organic residues for agriculture: from waste management to ecosystem services*, 15th International conference RAMIRAN 2013, 2-5 de junio de 2013, Versailles, Francia, Trabajo S4.09, pp. 4 en <https://colloque4.inra.fr/ramiran2013>.
- Hagedorn, C., Robinson, S., Filtz, J., Grubbs, S., Angier, T., Reneau, R. (1999). Determining sources of fecal pollution in a rural Virginia watershed with antibiotic resistance patterns in fecal Streptococci. *Applied and environmental Microbiology*, 65(12): 5522 – 5531.
- Halling-Sørensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P., Ingerslev, F., Holten H., Jørgesen, S. (1998). Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment - a review. *Chemosphere*, 36(2): 357-383.
- Halling-Sørensen, B., Sengeløv, G., Tjørnelund, J. (2002). Toxicity of tetracyclines and tetracycline degradation products to environmentally relevant bacteria, including selected tetracycline-resistant bacteria. *Archives of Environmental Contaminant Toxicology*, 42: 263-271.
- Hamscher G., Pawelzick, H. T., Höper, H., Nau. H. (2005). Different behavior of tetracyclines and sulfonamides in sandy soils after repeated fertilization with liquid manure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(4): 861-870.
- Hamscher G., Sczesny, S., Höper, H., Nau. H. (2002). Determination of persistent tetracycline residues in soil fertilized with liquid manure by high-performance liquid chromatography with electrospray ionization tandem mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, 74: 1509-1518.
- Harbron, R. S., y Kent, C. A. (1988). Aspects of cell adhesion. In L. F. Melo, T. R. Bott, y C. A. Bernardo (Eds.), (Vol. 145, pp. 125–140). NATO ASI series,
- Harter, T., Davis, H., Mathews, M., Meyer, R. (2002). Shallow groundwater quality on dairy farms with irrigated forage crops. *Journal of Contaminant Hydrology*, 55: 287-315.
- Harwood, V., Whitlock, J., Withington, V. (2000). Classification of antibiotic resistance patterns of indicator bacteria by discriminant analysis: Use in predicting the source of fecal contamination in subtropical waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(9): 3698–3704.
- Hayes, J., English, L, Carr, L., Wagner, D., Joseph, S., (2004). Multiple antibiotic resistance of enterococcus spp. Isolated from commercial poultry production environments. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (10): 6005–6011.

- 
- Hernando, M. D., Fernández-Alba, A. R., Tauler, R., Barceló, D. (2005). Toxicity assays applied to wastewater treatment. *Talanta*, 65: 358-366.
- Herrero, M. A. y Maldonado May, V. (2000). Calidad de Agua Subterránea. *Industria y Química, Revista de la Asociación Química Argentina*, 339: 18-25.
- Herrero, M. A. (1998). El agua y su importancia en la producción ganadera, *Revista Geórgica*, 6: 67-87.
- Herrero, M. A. (2006). Origen y procesos de contaminación del agua en el medio rural En: *Jornada de Nitritos y Nitratos en la Alimentación Humana*. 22/09/06 Foro de la alimentación, la nutrición y la salud (FANUS-Bolsa de cereales, Buenos Aires, Argentina).<http://www.fanus.com.ar/eventos/nitratos-nitritos-alimentacion-humana>
- Herrero, M. A. (2007). El agua en la producción animal. En *Bases para la Producción Animal*. (pp. 93-135), Buenos Aires, Argentina, BMPress.
- Herrero, M. A., Gil, S. B., Sardi, G. M., Flores, M. C., Carbó, L. I., Orlando, A. A. (2006). Transferencia de nutrientes del área de pastoreo a la de ordeño en tambos semi-extensivos (Buenos Aires, Argentina). *Investigación Veterinaria*, 8(1):23-30.
- Herrero, M. A., Iramain, M. S., Korol, S. Buffoni, H, Flores, M., Fortunato, M. S. (2002). Calidad de agua y contaminación en tambos de la cuenca lechera de abasto sur, Buenos Aires, Argentina. *Revista Argentina de Producción Animal*, 22(1): 61-70.
- Herrero, M. A., Korol, S., Fortunatto, M., Gonzales-Chaves, A., Flores, M., Bevillaqua, S., Galindo, G., Maldonado May, V., Sardi, G., Fernandez Cirelli, A. (2000c). Nitrate levels in drinking water in rural areas of Buenos Aires Province, Argentina. En: *Xth World Water Congress*, 12-17/03/2000, Melbourne, Australia, Int.l Water Resources Assoc.<http://search.informit.com.au/documentSummary;dn=518457720683301;res=ELENG>
- Herrero, M. A., Orlando, A.A., Ormazabal, J.J., Uriarte, E.; Korol, S. E., Fortunatto, M. S. (2000). Evaluación y distribución de las aguas de distinta calidad para fines rurales en el partido de Exaltación de la Cruz. *Revista de Medicina Veterinaria*, 81, 355-359
- Herrero, M. A., Sardi, G. M. I., Maldonado May, V., Flores, M., Orlando, A., Carbó, L.I. (2000b). Distribución de la calidad del agua subterránea en sistemas de producción agropecuarios bonaerenses: 2) Condiciones de manejo y grado de contaminación, *Revista Argentina de Producción Animal*, 20(3-4): 237-247.
- Herrero, M. A., Sardi, G. M. I., Maldonado May, V., Flores, M.C., Orlando, A.A., Carbó, L.I. (2000a). Distribución de la calidad del agua subterránea en sistemas de producción agropecuarios bonaerenses: 1) Calidad físico química y condiciones de utilización del agua. *Revista Argentina de Producción Animal*, 20(3-4): 229-237.
- Herrero, M. A., Sardi, G. M. I., Flores, M. C., Carbó, L.I., Iramain, M. S., Valeriani, E., Galindo, G. (2005). Utilización de factores de riesgo de contaminación por nitratos en la

gestión de aguas subterráneas en zonas húmedas de la Argentina, V Seminario Internacional CYTED-XVII, Buenos Aires, Argentina, p. 52.

- Herrero, M. A., Sardi, G., Orlando, A.A., Maldonado May, V., Ormazabal, J.J. (1997) Protagonistas del desarrollo sustentable: El agua en el sector agropecuario, caracterización de la pradera pampeana. En Agua, Uso y Manejo sustentable. (pp. 53-80). Buenos Aires, Argentina, Ed. Grupo Aguas, AUGM, EUDEBA.
- Herrero, M. A., y Thiel, I. M. (2002). Water contamination from rural production systems. En M C Donoso (Eds.). Water for food and agriculture in the Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), (Chapter 3, pp. 1-35), Oxford UK: Developed under the Auspices of the UNESCO Eolss Publishers. Consultado el 01/04/08 en <http://www.eolss.net>.
- Herrero, M.A (2003). La Universidad y la producción de conocimientos para "problemas": El caso del agua. Tesis. Magister en Gestión de Ciencia y Tecnología, CEA (UBA).
- Herrero, M.A., Korol S.E., Charlon, V., Salazar, F., La Manna, A. (2009). Uso del agua, manejo de efluentes e impacto ambiental en el tambo. Informe internacional presentado en las III Jornadas Internacionales para la calidad de leche (JICAL III), Buenos Aires, Argentina, 26 al 28 de Marzo de 2009. (pp. 27-57) Memorias de las jornadas, Buenos Aires, Argentina: APROCAL.
- Heuer, H., y Smalla, K. (2007). Manure and sulfadiazine synergistically increased bacterial antibiotic resistance in soil over at least two months. *Environmental Microbiology*, 9: 657-666.
- Hoe, F. G., y Ruegg, P. L. (2006). Opinions and practices of Wisconsin dairy producers about biosecurity and animal well-being. *Journal of Dairy Science*, 89: 2297-2308.
- Hoekstra, N. J., Bosker, T., Lantinga, E.A. (2002). Effects of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93:189-196
- Hogan, J. S., Galton D. M., Harmon, R. J., Nickerson, S. C., Oliver, S. P., Panwey, J. W. (1990). Protocols for evaluating efficacy of post-milking teat dips. *Journal of Dairy Science*, 73: 2580-2585.
- Hooda, P. S., Edwards, A. C., Anderson, H. A., Miller A. (2000). A review of water quality concerns in livestock farming areas. *Science of the Total Environment*, 250(1), 143-167.
- Houlbrooke, D. J., Horne, D. J., Hedley, M. J., Hanly, J. A., Snow, V. O. (2004). A review of literature on the land treatment of farm dairy effluent in New Zealand and its impact on water quality. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 47(4): 499.
- Howell, J. M., Coyne, M. S., Cornellius, P. (1995). Fecal bacteria in agricultural waters of Bluegrass region of Kentucky. *Journal of Environmental Quality*, 24(3): 411-419.

- 
- Huang, C. H., Renew, J. E., Smeby, K. L., Pinkston, K., Sedlek, D. (2001). Assessment of potential antibiotic contaminants in water and preliminary occurrence analysis. 2nd International Conference on Pharmaceuticals and Endocrine Disrupting Chemicals in Water, National Ground Water Association, Minneapolis, MN. p. 30-40.
- Hubbard, R. K., Newton G. L., Hill G. M. (2004). Water quality and the grazing animal. *Animal Science*, 82 (13\_suppl): E255-E263.
- Hunter, C., Perkins, J., Tranter, J., Hardwick, P. (2000). Fecal bacteria in the waters of an upland area in Derbyshire, England: The influence of agricultural land use. *Journal of Environmental Quality*, 29(4): 1253-1261.
- InfoStat (2008). Software estadístico. Manual de usuario, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- INTI - Instituto Nacional de Tecnología Industrial (2007). Proyecto INTI-UE, Mejora de la competitividad de la lechería argentina. Consultado 10/10/2012 <http://www.inti.gob.ar/lacteos/proyectoue.htm>
- Iramain, M. S., Nosetti, L., Herrero, M. A., Maldonado May, V., Flores, M., Carbo, L. (2001). Evaluación del uso y manejo del agua en establecimientos lecheros de la provincia de Buenos Aires, Argentina. III Encuentro Internacional de las Aguas: "Agua, Vida y Desarrollo" IICA, 24 al 26/10/2001, Chile, Santiago de Chile, p. 72-73
- Iramain, M. S., Pol, M., Korol, S.E., Herrero, M. A., Fortunato, M. S., Bearzi, C., Chaves, C. J.; Maldonado May, V. (2005). *Pseudomonas aeruginosa* en agua y leche cruda: estudios preliminares. *Investigación Veterinaria* 7 (1), 133-138
- Jacomy, B. (1995). La antigüedad, un hombre: Herón de Alejandría. En *Historia de las Técnicas* (pp. 73 – 89). Buenos Aires, Argentina, Ed. Posada.
- Jamieson, R. C., Gordon, R. J., Sharples, G. W., Straton, G. W., Madani, A. (2002). Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: A review. *Canadian Ecosystem Engineering*, 44: 11-19.
- Jamieson, R. C., Joy, D. M., Lee, H., Kostaschuk, R., Gordon, R. J. (2004). Persistence of enteric bacteria in alluvial streams. *Journal of Environmental Engineering Science*, 3: 2013-212.
- Jay, J. M. (2000). Taxonomy, role and significance of microorganisms in food. En *Modern Food Microbiology* (pp. 13-35). Gaithersburg MD, USA, Aspen Publishers.
- Jayarao B. M., y Henning, D. R. (2001). Prevalence of Foodborne pathogens in bulk tank milk. *Journal of Dairy Science*, 84(10): 2157-2162.
- Jayarao, B. M. y Wang, L. (1999). Bacteria in Bulk Tank Milk. *Journal of Dairy Science*, 82(12): 2620-2624.



- Jensen, V. F., Jacobsen, E., Bager, F. (2004). Veterinary antimicrobial-usage statistics based on standardized measures of dosage. *Preventive Veterinary Medicine*, 63(2-4): 201-215.
- Jjemba, P. (2003). The potential impact of veterinary and human therapeutic agents in manure and biosolids on plants grown on arable land: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93: 267-278.
- Joy, D. M., Lee, H., Reaume, C. M., Whiteley, H. R., Zelin, S. (1998). Microbial contamination of subsurface tile drainage water from field applications of liquid manure. *Canadian Agricultural Engineering*, 40: 153-160.
- Kay, P., Blackwell, P., Boxall, A. (2004). Fate of veterinary antibiotics in a macrospore tile drained clay soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23: 1136-1144.
- Kay, P., Blackwell, P., Boxall, A. (2005). Column studies to investigate the fate of veterinary antibiotics in clay soils following slurry applications to agricultural land. *Chemosphere*, 60: 497-507.
- Kelly, L., Taylor, M., Wooldridge, M. (2003). Estimating the predicted environmental concentration of the residues of veterinary medicines: should uncertainty and variability be ignored?. *Risk Analysis*, 23 (3): 489-496.
- Kemper, N. (2008). Veterinary antibiotic in the aquatic and terrestrial environment. *Ecological Indicators*, 8: 1-13.
- Kemper, N., Färber, H., Skutlarek, D., Krieter, J. (2008). Analysis of antibiotic residues in liquid manure and leachate of dairy farms in Northern Germany. *Agricultural water management*, 95: 1288-1292.
- Khachatryan, A., Hancock, D., Besser, T., Call, D. (2004). Role of calf-adapted *Escherichia coli* in maintenance of antimicrobial drug resistance in dairy calves. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(2): 752-757.
- Kirk, J. H., McCwan, B., Atwill, E. R., Glenn, K. S., Higginbotham, G. E., Colar, C. A., Castillo, A., Reed, B. A., Peterson, N. G., Cullor, J. S. (2005). Association of minimum inhibitory concentration cluster patterns with dairy management practices for environmental bacteria isolated from bulk tank milk. *Journal of Dairy Science*, 88(10): 3710-3720.
- Kools, S., Moltmann, J. F., Knacker, T. (2008). Estimating the use of veterinary medicines in the European Union. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 50: 59-65.
- Kraemer, F. B., Chagas, C. I., Moreton, J., Paz, M. (2008, Mayo). Capacidad de re-suspensión de patógenos en sedimentos de la cuenca del Tala: Efecto del medio líquido. Trabajo presentado en el XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, San Luis, Argentina.
- Kruse, E., y Zimmermann, E. D. (2002, Octubre). Hidrogeología de grandes llanuras. Particularidades en la llanura pampeana (Argentina). Trabajo presentado y

- 
- publicado en anales del Workshop, Groundwater and Human Development, Mar del Plata, Argentina (pp. 2025-2038), Eds. Boccanegra E. y Martínez, D.
- Kümmerer, K. (2003). Significance of antibiotics in the environment. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 52: 5-7.
- Kümmerer, K. (2004). Resistance in the environment. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 54: 311-320.
- Lee, R. B. (1979). The effect of nitrite on root growth of barley and maize. *New Phytology*, 83: 615-622.
- Leeds, R., Brown S., Lulc M., VanLieshout L. (1994). Vegetative Filter Strips: Application, Installation and Maintenance. AEX-467-94. Extension Fact-sheet, Ohio State University. Consultado el 15/03/08 en <http://ohioline.osu.edu/aex-fact/0467.html>.
- Levi, Y. (1986). Un asentamiento de tipo moshav en la Argentina, Nueva Coneta: un estudio tipo. *Revista KIDMA, Israel Journal of Development*, 10: 62 – 67.
- Longhurst, R. D., Roberts, A. H. C., O'Connor, M. B. (2000). Farm dairy effluent: A review of published data on chemical and physical characteristics in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 43: 7-14.
- Lopez, A. C., y Stanford T. L. (1997). Critical control points in the pasteurized milk processing fluxogram. *Archivos Latinoamericanos de Nutrición*, 47: 367-371.
- MAA - Ministerio de Asuntos Agrarios de Buenos Aires. (2011). Estadísticas Lecheras. Disponible [http://www.maa.gba.gov.ar/dir\\_ganaderia/lecheria.php](http://www.maa.gba.gov.ar/dir_ganaderia/lecheria.php), consultado Martes, 10 de mayo de 2011.
- MAA - Ministerio de Asuntos Agrarios, Provincia de Buenos Aires. (2001). Relevamiento del número de Establecimientos Productores de Leche Bonaerenses. Consultado el 15/10/2002 en <http://www.maa.gba.gov.ar/datosgeneralesdeproduccion.html>
- Magesan, G. N., Williamson, J. C., Yeates, G. W., Lloyd-Jones, A. R. H. (2000). Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. *Bioresource Technology*, 71: 21-27.
- Magnusson, M., Christiansson, A., Svensson, B., Kolstrup, C. (2006). Effect of different pre-milking manual teat-cleaning methods on bacterial spores in milk. *Journal of Dairy Science*, 89: 3866-3875.
- Mancuso, W., y Terán, J. C. (2008). El sector lácteo Argentino. XXI Curso Internacional de lechería para profesionales de América Latina. Consultado 03/01/2014 en [http://www.vet.unicen.edu.ar/html/Areas/Prod\\_Animal/Documentos/2012/Aspectos%20Ambientales/lecheria%20en%20Argentina.%20Cuencas,%20tambos%20mercados%202007.pdf](http://www.vet.unicen.edu.ar/html/Areas/Prod_Animal/Documentos/2012/Aspectos%20Ambientales/lecheria%20en%20Argentina.%20Cuencas,%20tambos%20mercados%202007.pdf)

- Martinez, J. L. (2009). Environmental pollution by antibiotic resistance determinants. *Environmental Pollution*, 157: 2893-2902.
- Martinez, J., y Burton C. (2003). Manure management and treatment: an overview of the European situation. *International Conference of Animal Hygiene*, México. p. 12. Consultado el 20/04/2012 en <http://www.isah-soc.org/documents/mainspeakers/15%20MartinezFrance.doc>
- Martínez-Carballo, E., González-Barreiro, C., Scharf, S., Gans, O. (2007). Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria. *Environmental Pollution*, 148: 570-579.
- Mawdsley, J. L., Bardgett, R. D., Merry, R. J., Pain, B. F., Theodorou, M. K. (1995). Pathogens in livestock waste, their potential for movement through soil and environmental pollution. *Applied Soil Ecology*, 2(1): 1-15.
- McCall, D. G., Clark, D. A., Stachurski, L. J., Penno, J. W., Bryant, A. M., Ridler, B. J. (1999). Optimized dairy grazing systems in the Northeast United States and New Zealand. I. Model description and evaluation. *Journal of Dairy Science* 82: 1795-1807.
- McKinnon, C. H., Fulford, R. J., Cousins, C. M. (1983). Effect of teat washing on the bacteriological contamination of milk from cows kept under various housing conditions. *Journal of Dairy Research* 50:153-162.
- McLeod, M., Aislabie, J., Ryburn, J., McGill, A. (2004). Microbial and chemical tracer movement through Granular, Ultic and Recent soils. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 47: 557-563.
- Meays, C. L., Broersma, K., Nordin, R., Mazumder, A. (2005). Survival of *Escherichia coli* in beef cattle fecal pats under different levels of solar exposure. *Rangeland ecology and management*, 58(3): 279-283.
- Menéndez González, S., Steiner, A., Gassner, B., Regula, G. (2010). Antimicrobial use in Swiss dairy farms: Quantification and evaluation of data quality. *Preventive Veterinary Medicine*, 95: 50-63.
- Menzi, H. (2002). Manure Management in Europe, results of a recent survey. In proceedings of the 10 th. RAMIRAN International Conference of the FAO/SCORENA Network on the recycling of Agricultural Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN). Strbske Pleso, Slovak Republic, (pp. 93-102). Consultado el 15/11/2011 en <http://www.ramiran.net/DOC/B2.pdf>
- Meyer, U., Everinghoff, M, Gädeken, D., Flachowsky, G. (2004). Investigations on the water intake of lactating dairy cows. *Livestock Production Science*, 90(2): 117-121.
- Ministry of Environment. (2003). Environmental management Act. Consultado el 23/10/2011 en <http://www.env.gov.bc.ca/epd/main/ema.htm>.

- 
- Ministry of Environment. (2004). Waste Management Act. Consultado el 23/10/2011 en <http://www.env.gov.bc.ca/epd/main/ema.htm>.
- Misas Restrepo, M. L. (1998, Noviembre). Calidad de agua en los hatos lecheros de Colombia. Trabajo presentado en el Seminario Internacional Calidad de Agua en predios lecheros y su impacto en la cadena agroindustrial. FEPALE- INIA- Universidad de la República, Montevideo.
- Misauri, A., Herrero, M. A., LaCasha, T., Brown, P., Green, G., Allen, V. (1998). Matua Bromegrass, Potential for Nutrient Management. Nutrient Management Conference 1: 25-39.
- Molina, J. (1980). Una Nueva Conquista Del Desierto, incorporación de tierras marginales al proceso productivo argentino, Buenos Aires, Argentina, Ed. Emecé.
- Montforts, M. H. M. M. (2005). Validation of the EU Risk assessment for Veterinary Medicines, Thesis, Lieden University, p. 173. Consultado el 15/07/2009 en <https://openaccess.leidenuniv.nl/bitstream/handle/1887/648/Thesis-Montforts.pdf?sequence=4>
- Morse, D. (1995). Environmental considerations of livestock producers. *Journal of Animal Science*. 73: 2733-2740.
- Morse, D. R. A., Nordstedt, H., Head H., Van Horn, H. H. (1994). Production and characteristics of manure from lactating dairy cows in Florida. *Transactions ASAE* 37: 275.
- Morse Meyer, D. M., Garnett, I., Guthrie, J. C., 1997. A survey of dairy manure management practices in California. *Journal of Dairy Science*, 80: 1841-1845.
- Muñoz, M. A., Bennett, G. J., Ahiström, C., Griffiths, H. M., Schukken, K. H., Zadoks, R. N. (2008). Cleanliness scores as indicator of *Klebsiella* exposure in dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 91: 3908-3916.
- Murray, B. E. (1997). Antibiotic resistance. *Advances in Internal Medicine*, 42: 339-367.
- National Academy of Science. (1974). *Nutrients and Toxic Substances in water for livestock and poultry*. Washington DC, USA, National Academy Press.
- Neave, F. K., Dodd, F. H., Kingwill, R. G., Westgarth, D. R. (1969). Control of mastitis in the dairy herd by hygiene and management. *Journal of Dairy Science*, 52(5): 696-707.
- Neave, F. K., y Oliver, J. (1962). The relationship between the number of mastitis pathogens placed on the teats of dry cows, their survival, and the amount of intramammary infection caused. *Journal of Dairy Science*, 29: 79-93.
- Nennich, T., Harrison, J. H., Meyer, D., Weiss, W., Heinrichs, A., Kincaid, R., Powers, W., Koelsch, R., Wright, P. (2003). Development of standard methods to estimate manure production and nutrient characteristics from dairy cattle. (pp. 263-268) En

Ninth International Animal, Agricultural and Food Processing Wastes Proceedings, 12-15/10/2003 Symposium (Research Triangle Park, North Carolina USA). Publication Date 12 October 2003, ASAE Publication Number 701P1203, ed. Robert T. Burns.

Nicholson, F., Groves, S., Chambers, B. (2005). Pathogen survival during livestock storage and following land application. *Bioresource Technology*, 96(2): 135–143.

Nijsten, R., London, N., van den Bogaard, A., Stobberingh, E. (1996). Antibiotic resistance among *Escherichia coli* isolated from faecal samples of pig farmers and pigs. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 37(6): 1131-1140.

Nolan, B. T. (2001). Relating nitrogen sources and aquifer susceptibility to nitrate in shallow ground waters of the United States. *Ground Water*, 39(2): 290-299.

Nosetti, L., Herrero, M. A., Pol, M., Maldonado May, V., Gemini, V., Rossi, S., Korol, S. E., Flores, M.C. (2002b). Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros, parte II. Calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento. *Investigación Veterinaria*, 4(1): 45-54.

Nosetti, L., Herrero, M. A., Pol, M., Maldonado May, V., Iramain, M. S., Flores, M. C. (2002a). Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros, I. Demanda de agua y manejo de fluentes. *Investigación Veterinaria*, 4(1): 37-43.

Nosetti, L., Iramain, S., Herrero, M. A. (2001). Evaluación del uso y manejo del agua y efluentes en establecimientos lecheros de la provincia de Buenos Aires. *Anales de las IX Jornadas de Jóvenes Investigadores de la AUGM*, Universidad Nacional de Rosario, p. 277.

Oenema, O., Kros, H., de Vries, W. (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 20: 3-16.

Ombaka, E. A., Cozens, R. M, Brown, M. R.W. (1983). Influence of nutrient limitation of growth on stability and production of virulence. Factors of mucoid and non-mucoid strains of *Pseudomonas aeruginosa*. *Reviews of infectious diseases*, 5, Suppl. 5, S 880-8

Ongley, E. D. (1996). Introduction to agricultural water pollution in Control of water pollution from agriculture - FAO irrigation and drainage paper 55. Food and Agriculture Organization of the United Nations ISBN 92-5-103875-9. Consultado el 07/10/09 <http://www.fao.org/docrep/W2598E/w2598e04.htm>

Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs (2007). Water Quality for Dairy Cattle. Consultado el 17/09/08 en <http://www.omafra.gov.on.ca/english/livestock/dairy/facts/03-085.htm>

- 
- Oppegaard, H., Terje, M., Steinum, T. M., Wasteson, Y. (2001). Horizontal transfer of a multi-drug resistance plasmid between coliform bacteria of human and bovine origin in a farm environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(8): 3732–3734.
- Oudshoorn, F., Kristensen, T., Nadimi, E. (2008). Dairy cow defecation and urination frequency and spatial distribution in relation to time-limited grazing. *Livestock Science*, 113(1): 62-73.
- Page Dinsmore, R., Meyer, S., Garry, F., Hirst, H. (2003). Sources of *Pseudomonas* spp. in bulk tank milk on Colorado dairy farms. Consultado el 20/10/2003 en <http://www.nmconline.org/articles/pseudosources.htm>.
- Pankey, J. W. (1989). Pre-milking udder hygiene. *Journal of Dairy Science*, 72(5): 1308-1312.
- Payment P., Siemiatycki, J., Richardson, L., Renaud, G., Franco, E., Prevost, M. (1997). A prospective epidemiological study of gastrointestinal health effects due to the consumption of drinking water. *International Journal of Environmental Health Research*, 7 (1): 5-31
- Pazos, D. (2007). Arsénico en Aguas de Bebida Animal y su Probabilidad de Hallazgo en Leche y Subproductos. Trabajo monográfico final para acceder a la Especialización en Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (CEICA), EPG, Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA.
- Peak, N., Knapp, C. W., Yang, R. K., Hanfel, M. N., Smith, M. S., Aga, D. S., Graham, D. W. (2007). Abundance of six tetracycline resistance genes in wastewater lagoons at cattle feedlots with different antibiotic use strategies. *Environmental Microbiology*, 9(1): 143-151.
- Pedraza, C. (1998, Noviembre). Calidad de agua en Chile para uso en lechería. Trabajo presentado en el Seminario Internacional Calidad de Agua en predios lecheros y su impacto en la cadena agroindustrial. FEPALE- INIA-Universidad de la República, Montevideo, p.12.
- Pei, R., Kim, S., Carlson, K., Pruden, A. (2006). Effect of River Landscape on the sediment concentrations of antibiotics and corresponding antibiotic resistance genes (ARG). *Water Research*, 40 (12): 2427-2435.
- Pérez Espejo, R. (2007). El lado oscuro de la ganadería: Problemas del desarrollo. *Revista Latinoamericana de Economía*, 3(4): 217-228.
- Perkins, N. R., Kelton, D. F., Hand, K. J., MacNaughton, G., Berke, O., Leslie, K. (2009). An analysis of the relationship between bulk tank milk quality and wash water quality on dairy farms in Ontario, Canada. *Journal of Dairy Science*, 92: 3714-3722.
- Piper, A. (1944) A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis. *Transaction American Geophysical Union*, 25: 914-928.

- Pol, M., Herrero, M. A., Bearzi, C., Catracchia, C., Bontá, M., Pereyra, A. M., Tirante, L., Maito, J., Flores, M. Gonzalez Pereyra, A. V. (2005). Pre-enfriado de la leche a partir de la reutilización de agua en tambos. *Revista Argentina de Producción Animal*, 25 (3-4): 179-189.
- Pol, M., y Ruegg, P. L. (2007). Treatment practices and quantification of antimicrobial drug usage in conventional and organic dairy farms in Wisconsin. *Journal of Dairy Science*, 90 (1): 249-261.
- Pote, D. H., Kingery, W. L, Aiken, G. E., Han, F. X., Moore, P. A. Jr., Buddington, K. (2003). Water quality effects on incorporating poultry litter into perennial grassland soils. *Journal of Environmental Quality*, 32: 2392-2398.
- Rabølle, M., y Spliid, N. (2000). Sorption and mobility of metronidazole, olaquinox, oxytetracycline and tylosin in soil. *Chemosphere*, 40: 715-722.
- RAMIRAN (2011). Glossary of terms on livestock manure management. Network on the recycling of Agricultural Municipal and Industrial Residues in Agriculture. 2nd. Ed. Brian Pain and Harald Menzi (Eds.). Consultado el 20/07/2011 en [http://www.ramiran.net/doc11/RAMIRAN%20Glossary\\_2011.pdf](http://www.ramiran.net/doc11/RAMIRAN%20Glossary_2011.pdf).
- Rao, N. S., y Rajendra, P. (2004). Phosphate pollution in the groundwater of lower Vamsadhara river basin, India. *Journal of Environmental Geology*, 31(1-2):117-122.
- Rasmussen, M. D., Galton, D. M., Petersson, L. G. (1991). Effects of premilking teat preparation on spores of anaerobes, bacteria, and iodine residues in milk. *Journal of Dairy Science*, 74 (8): 2472-2478.
- Reible, D. (1998). *Fundamentals of Environmental Engineering*, Louisiana, USA, CRC Press.
- Reinheimer, J. A., Demkow, M. R., Calabrese, L. A. (1990). Characteristics of psychrotrophic microflora of bulk-collected raw milk from the Santa Fe Area, Argentina. *Australian Journal of Dairy Technology*, 45(2):41-46.
- Reinthal, F., Posch, J., Wüst, G., Haas, D., Ruckebauer, G., Mascher, F., Marth, E. (2003) Antibiotic resistance of *E. coli* in sewage and sludge. *Water Research*, 37 (8): 1685-1690.
- Rekha, P. N., Kanwar, R. S., Nayak, A. K., Hoang, C. K., Pederson, C. H. (2011). Nitrate leaching to shallow groundwater systems from agricultural fields with different management practices. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(9): 2550-2558.
- Rengasamy, P. (2006). World salinization with emphasis on Australia. *Journal of Experimental Botany*, 57(5): 1017-1023.
- Ritter, W. F., y Chiruside, F. M. (1990). Impact of animal lagoons on groundwater quality. *Biological wastes*, 34 (1): 39-54.

- 
- Rivera-Tapia, J. A., y Cedillo-Ramirez, L. (2005). Evaluación de la resistencia a antibióticos en enterobacterias aisladas de aguas contaminadas. *Revista Biomédica*, 16: 151-152.
- Roman, M. (2005). La implantación de las buenas prácticas ganaderas en establecimientos productores de leche. Cuaderno tecnológico 4. Lácteos. Consultado el 05/08/2007 en <http://www.inti.gov.ar/lacteos/pdf/cuadernotecnologico4.pdf>
- Ross, C., y Donnison, A. (2003). *Campylobacter* and farm dairy effluent irrigation. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 46: 255-262.
- Rossen, A., Rodriguez, M. I., Ruibal, A. L., Fortunato, M. S., Bustamante, A., Ruiz, M., Angelaccio, C., Korol, S. E. (2008). Indicadores bacterianos de contaminación fecal en el embalse San Roque (Córdoba, Argentina). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 8: 325-330.
- Rudolph, D. L., Barry, D. A. J., Goss, M. J. (1998). Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 2. Results from multilevel monitoring well installations. *Journal of Contaminant Hydrology*, 32: 295-311.
- Sábato, J. (1980). Desarrollo tecnológico de América Latina y el Caribe. *Revista de la CEPAL* N° 10.
- SAGPyA - Secretaria De Agricultura, Ganadería, Pesca Y Alimentación. (1996). Principales Cuencas Lecheras Argentinas. Departamento de Lechería, Buenos Aires, Argentina. p. 40. Consultado 01/11/2002 en [http://www.alimentosargentinos.gov.ar/contenido/sectores/lacteos/miscelaneas/Cuencas\\_Lacteas/CuencasLecherasArgentinas.pdf](http://www.alimentosargentinos.gov.ar/contenido/sectores/lacteos/miscelaneas/Cuencas_Lacteas/CuencasLecherasArgentinas.pdf)
- Sainato, C., Galindo, G., Malleville, H., Herrero, M. A. (2006). Diagnóstico de la contaminación en suelo y agua subterránea por actividad ganadera mediante sondeos eléctricos en la microcuenca del arroyo cañete (Provincia de Buenos Aires). *Revista de la Facultad de Agronomía (UBA)*, 26 (1):73-82.
- Saini, V., McClure, J. T., Léger, D., Dufour, S., Sheldon, A. G., Scholl, D. T., Barkema, H. W. (2012). Antimicrobial use on Canadian dairy farms. *Journal of Dairy Science*, 95(3), 1209-1221.
- Salazar Sperberg, F. (2012). Manual de manejo y utilización de purines de lechería. Remehue, Chile, Ed. Consorcio Lechero. Consultado 01/02/2014 <http://www.consorciolechero.cl/chile/pags/libros-manuales.php>.
- Salazar Sperberg, F., Dumont, J., Chadwick, D., Saldaña, R. Santana, M. (2007). Characterization of dairy slurry in southern Chile farms. *Agricultura Técnica*, 67: 155-162.
- Salazar Sperberg, F., Herrero, M. A., Charlón, V., LaManna, A. (2010). Animal waste management in dairy grazing farms in South American countries. En Dos Santos and



- Ferreira (Eds.). Treatment and use of organic residues in agriculture: Challenges and opportunities towards sustainable management. (Trabajo 0178, formato electrónico pp. 1-5), Lisboa, Portugal, Consultado el 30/08/2013 en <http://www.ramiran.net/ramiran2010/start.html>
- Samuelsen, O. B., Torsvik, V., Ervik, A. (1992). Long-range changes in oxytetracycline concentration and bacterial resistance towards oxytetracycline in a fish farm sediment after medication. *Science of the Total Environment*, 114: 25-36.
- Santa Cruz, J., y Silva Busso, A. (1999). Escenario hidrogeológico general de los principales acuíferos de la llanura Pampeana y Mesopotamia meridional Argentina. *Hidrología Subterránea. Serie de correlación geológica*, 13: 461-471.
- Sarmah, A. K., Meyer, M., Boxall, A. (2006). A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. *Chemosphere*, 65: 725-759.
- Sato, K., Bartlett, P. C., Erskine, R. J., Kaneene, J. B. (2005). A comparison of production and management between Wisconsin organic and conventional dairy herds. *Livestock Production Science*, 93:105-115.
- Sawant, A. A., Sordillo, L. M., Jayarao, B. M. (2005). A survey of antibiotic usage in dairy herds in Pennsylvania. *Journal of Dairy Science*, 88(8): 2991-2999.
- Scheiner, J. D., Fernandez, C. O., Lavado, R. S. (2000). Riesgo ambiental asociado al aumento de la carga animal en pasturas cultivadas del oeste bonaerense. *Ecología Austral*, 10: 81-87.
- Schwartz, T., Kohnen W., Jansen, B., Obst, U. (2003). Detection of antibiotic-resistant bacteria and their resistance genes in wastewater, surface water, and drinking water biofilms. *Microbiology Ecology*, 43 (3): 325-335.
- Sengeløv, G., Agersø Y., Halling-Sørensen, B., Baloda, S.B., Andersen, J. S., Jensen, L. B., (2003). Bacterial antibiotic resistance levels in Danish farmland as a result of treatment with pig manure slurry. *Environment International*, 28: 587-595.
- Sfriso, A., Sagüés, P., Quaglia, G., Quintela, M., Ledesma, O. (2008). Small-strain stiffness of the Pampeano Formation. (pp: 237-244). In 4th International Symposium on Deformation Characteristics of Geomaterials, Atlanta, USA. Consultado el 05/06/2013 [http://www.na.srk.com/files/File/papers/Sfriso\\_Small\\_strain\\_stiffness\\_Pampeano\\_Formation.pdf](http://www.na.srk.com/files/File/papers/Sfriso_Small_strain_stiffness_Pampeano_Formation.pdf)
- Silva Busso, A. S., y Santa Cruz, J. (2005). Distribución de elementos traza en las aguas subterráneas del Partido de Escobar, Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral*, 15: 31-47.
- Simões, M., Simões, L., Vieira, M.J. (2010). A review of current and emergent biofilm control strategies. *LWT-Food Science and Technology*, 43: 573-583.

- 
- Smedley, P. L., y Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17: 517-568.
- Smith, K. A., Brewer, A., J., Crabb, J., Dauvern, A. (2001). A survey of the production and use of animal manures in England and Wales: III Cattle manures. *Soil use and management*, 17: 77-87.
- Smith, P., Hiney, M., Samuelson, O. (1994). Bacterial resistance to antimicrobial agents used in fish farming, a critical evaluation of method and meaning. *Annual review of Fish Diseases*, 4: 273 –313.
- Spaepen, K., Van Leemput, L., Wislock, P., Verschueren, C. (1997). A uniform procedure to estimate the predictive environmental concentration of the residues of veterinary medicines in soil. *Environmental toxicology and Chemistry*, 16 (9): 1977-1982.
- SSRH -Subsecretaría de Recursos Hídricos. (2005). Cuencas y Regiones Hídricas Superficiales de la República Argentina. Mapa de Recursos Hídricos superficiales Consultado 10/07/2011. Disponible en <http://www.hidricosargentina.gov.ar/Cartografia.html>
- SSRH -Subsecretaría de Recursos Hídricos. (2005a). Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente. Consultado el 15/09/08 en <http://www.hidricosargentina.gov.ar/NivelCalidad.html>
- Stephenson, G. R., y Street L. V. (1978). Bacterial variations from a southwest Idaho rangeland watershed. *Journal of Environmental Quality*, 7: 150-157.
- Stevens, J. (1991). Disposition of toxic metals in the agricultural food chain. 1. Steady-state bovine milk bio-transfer factors. *Environmental Science and Technology*, 25:1289-1294.
- Storteboom, H., Kim, S., Doesken, K., Carlsn, K., Davis, J., Pruden, A. (2007). Response of antibiotics and resistance genes to high-intensity and low-intensity manure management. *Journal of Environmental Quality*, 36: 1695-1703.
- Suthar, S., Chhimpia, V., Singh, S. (2009). Bacterial contamination in drinking water: a case study in rural areas of northern Rajasthan, India. *Environmental monitoring and assessment*, 159(1-4): 43-50.
- Sweeten, J. M. (1988). Composting manure and sludge. L-2289. Texas Agricultural Extension Service. Texas A&M University, College Station, TX.
- Tamminga, S. (1996). A review on Environmental impacts of nutritional strategies in Ruminants. *Journal of Animal Science*, 74: 3112-3124.
- Tao, R., Ying, G., Zhou, H., Sidhu, J. (2010). Detection of antibiotic resistance and tetracycline resistance genes in Enterobacteriaceae isolated from the Pearl river in south China. *Environmental Pollution*, 158: 2101-2108.

- Taverna, M., Charlon, V., Panigatti, C., Castillo, A., Serrano, P., Giordano, J. (2004). Manejo de los residuos originados en las instalaciones de ordeño. INTA Rafaela, Argentina, p.75
- Teuber, M. (2001). Veterinary use and antibiotic resistance. *Current Opinion in Microbiology*. 4: 493-499.
- Thelin, R., y Gilford, GF (1983). Fecal coliform release patterns from fecal material of cattle. *Journal of Environmental Quality*, 12 (1): 57-63.
- Thiele Bruhn, S. (2003). Pharmaceutical antibiotic compounds in soils – a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166 (.2): 145-167.
- Thomas, S. B. (1960). Psychrophilic bacteria in refrigerated raw milk. *Dairy England* 77: 5-9.
- Thurston Enriquez, J. A., Gilley, J., Eghball, B. (2005). Microbial quality of runoff following land application of cattle manure and swine slurry. *Biological Systems Engineering*, 3-2: 157-170.
- Toze, S. (2006). Reuse of effluent water—benefits and risks. *Agricultural water management*, 80(1), 147-159.
- Trelles R, Larghi A, Páez J. (1970). El problema sanitario de las aguas destinadas a la bebida humana con contenidos elevados de arsénico, vanadio y flúor. Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires. Instituto de Ingeniería Sanitaria, Pub N° 4.
- Ullman, J. L., y Mukhtar. S. (2007). Impact of dairy housing practices on lagoon effluent characteristics: Implications for nitrogen dynamics and salt accumulation. *Bioresource Technology*. 98: 745-752.
- Unc, A., y Goss, M. (2004). Transport of bacteria from manure and protection of water resources. *Review Applied Soil Ecology*, 25: 1-18.
- UNECE- United Nations Economic Commission for Europe. (1999). Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. Consultado el 21/03/12 en [http://www.unece.org/env/lrtap/multi\\_h1.html](http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html).
- Upton, M. (1997). Intensification or extensification: which has the lowest environmental burden? WAR/RMZ. N°88. FAO. Roma, Italia.
- Urrutia Pérez, R., Parra Barrientos, O., Acuña Carmona, A. (2003). Los recursos hídricos, una perspectiva global e integral. Buenos Aires, Argentina, INET- GTZ.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. (1983). Land application of municipal sludge process design manual. Munic. Environ. Res. Lab., Cincinnati, OH. U.S.A., Govt. Print Office.
- Van Beelen, P. (2003). A review on the application of microbial toxicity tests for deriving sediment quality guidelines. *Chemosphere*, 53(8), 795-808.

- 
- Van Elsas, J. D., Trevors, J. T., Van Overbeek, L. S. (1991). Influence of soil properties on the vertical movement of genetically-marked *Pseudomonas fluorescens* through large soil microcosms. *Biology and Fertility of Soils*, 10(4), 249-255.
- Van Horn, H. H., Wilkie A. C., Powers W. J., Nordstedt R. A. (1994). Components of Dairy Manure Management Systems. *Journal of Dairy Science*, 77 (7): 2008-2030.
- Vanderzaag, A., Campbell, K., Jamieson, R., Sinclair, A., and Hynes, L. (2010). Survival of *E. coli* in agricultural soil and presence in tile drainage and shallow groundwater. *Canadian Journal of Soil Science*, 90:495-505.
- Vega, S. (1985). Evaluación Epidemiológica de Riesgos Causados por Agentes Químicos Ambientales. Toxicología I. Cinética y Efectos de los Contaminantes Tóxicos del Ambiente. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. Consultado el 16/07/12 en <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/eco/016999.pdf>.
- VICH - International Cooperation on Harmonization of Technical requirements for registration of Veterinary Medicinal Products. (2000). Environmental impact assessment (EIAs) for veterinary medicinal products (VMPs). Phase I, London CVMP/VICH/592/98-final.
- Viglizzo, E. F., y Roberto Z.E. (1997). El componente ambiental en la intensificación ganadera. *Revista Argentina de Producción animal*, 17(3): 271-295.
- Volpe S., Sardi G, Carbó L. I., Gutierrez G., Ormazabal J. J., Herrero, M. A. (2008, Mayo). Lixiviación nitrogenada y fosfatada según fuentes y estrategias de fertilización. Trabajo presentado en el V Congreso Iberoamericano de Química y Física Ambiental.
- Walczak, J., Bardy, S., Feriencikova, L., Xu, S. (2011). Influence of tetracycline resistance on the transport of manure, derived *Escherichia coli* in saturated porous media. *Water Research*, 45(4): 1681-1690.
- Wang, S. J., Fox, D. G., Cherney, D. J. R., Klausner, S. D., Bouldin, D. R. (1999). Impact of dairy farming on well water nitrate level and soil content of phosphorus and potassium. *Journal of dairy science*, 82(10): 2164-2169.
- Watson, C. A., y Atkinson, D. (1999). Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 53: 259-267.
- Westerman, P. W., Safley, L. M. (Jr.), Barker, J. C., Chescheir, G. M. (1985). Available nutrients in livestock waste. (pp. 295-304). En *Agricultural waste utilization and management. Proceedings of the Fifth International Symposium on Agricultural Wastes*. Chicago, Illinois (USA).

- White, S. L., Sheffield, R. E., Washburn, S. P., King, L. D., Green, J. T. (2001). Spatial and time distribution of dairy cattle excreta in an intensive pasture system. *Journal of Environmental Quality*, 30(6): 2180-2187.
- Whitlock, J., Jones, D., Harwood, V. (2002). Identification of the sources of fecal coliforms in an urban watershed using antibiotic resistance analysis. *Water Research*, 36: 4273-4282.
- Wick, K., Heumesser, Ch., Schmid, E. (2012). Groundwater Nitrate Contamination: Factors and Indicators. *Journal of Environmental Management*, 111: 178-186.
- Wiggins, B. A., Andrews, R. W., Conway, R. A., Corr, C. L., Dobratz, E. J., Dougherty, D. P., Eppard, J. R., Knupp, S. R., Limjoco, M. C., Mettenburg, J. M., Rinehardt, J., Sonsino, J., Torrijos, R. L., Zimmerman, M. E. (1999). Use of antibiotic resistance analysis to identify nonpoint sources of fecal pollution. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(8): 3483-3486.
- Willers, H. C., Karamalis, X. N., Schulte, D. D. (1999). Potential closed water systems on dairy farms. *Water, Science and Technology*, 39(5): 113-119.
- Witte, W. (2000). Ecological impact of antibiotic use in animals on different complex microflora: environment. *International Journal of Antimicrobial Agents*, 14: 321-325.
- Yu, Z., Michel F. Jr., Hansen, G., Wittum, T., Morrison, M. (2005). Development and Application of Real-Time PCR Assays for Quantification of Genes Encoding Tetracycline Resistance. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(11): 6926-6933.
- Zdanowicz, M., Shelford, J. A., Tucker, C. B., Weary, D. M., von Keyserlingk, M. A. G. (2004). Bacterial populations on teat ends of dairy cows housed in free stalls and bedded with either sand or sawdust. *Journal of Dairy Science*, 87(6): 1694-1701.
- Zhai, Q., Coyne, M. S., Barnhisel, R. I. (1995). Mortality rates of fecal bacteria in subsoil amended with poultry manure. *Bioresource technology*, 54(2): 165-169.
- Zhou, L., Ying, G., Liu, S., Zhang, R., Lai, H., Chen, H., Pan, C. (2013). Excretion masses and environmental occurrence of antibiotics in typical swine and dairy cattle farms in China. *Science of Total Environment*, 444:183-195.
- Zhu, Z., Broersma, K., Mazumder, A. (2011). Model assessment of cattle and climate impacts on stream fecal coliform pollution in the Salmon River watershed, British Columbia, Canada. *Water, Air and Soil Pollution*, 215(1-4): 155-176.
- Zwald, A. G., Ruegg, P. L., Kaneene, J. B., Warnick, L. D., Wels, S. J., Fossler, C., Halbert, L. W. (2004). Management practices and reported antimicrobial usage on conventional and organic dairy farms. *Journal of Dairy Science*, 87(1): 191-201.

---

## Referencias bibliográficas en anexos

- Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000). Primary Industries. Livestock drinking water quality. Consultado el 15/09/2011 en [http://www.mincos.gov.au/data/assets/pdf\\_file/0020/316127/wqg-ch4.pdf](http://www.mincos.gov.au/data/assets/pdf_file/0020/316127/wqg-ch4.pdf)
- Australian Drinking Water Guidelines. (1996). National Health and Medical Research Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand.
- BonDurant, R.H. (1999). Inflammation in the bovine female reproductive tract. *Journal of Animal Science*, 77(2): 101-110.
- Canadian Environmental Quality Guidelines. (1999). Canadian Council of Ministers of the Environment. Environment Canada. Hull, Quebec. In Surface Water Quality Guidelines for Use in Alberta. Consultado 11/12/2001. <http://environment.gov.ab.ca/info/library/5713.pdf>
- Chi, J., Weersink, A., VanLeeuwen, J. A., Keefe, G. P. (2002). The economics of controlling infectious diseases on dairy farms. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie*, 50: 237-256.
- Choquette-Lcvy, L., Baril, J., Ltvty, M., St-Pierre, H. (1985). A study of foot disease of dairy cattle in Quebec. *Canadian Veterinary Journal*, 26: 278-281.
- Código Alimentario Argentino. (2007) Capítulo XII. Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada. Agua Potable. Artículo 982 (Res. Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007). Consultado el 12/10/2008 en [http://www.anmat.gov.ar/codigoa/Capitulo\\_XII\\_Agua\\_2007-05.pdf](http://www.anmat.gov.ar/codigoa/Capitulo_XII_Agua_2007-05.pdf)
- Directiva 98/83/CE del Consejo, de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*. 5.12.98. Consultado el 05/03/2002 [http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri= OJ:L:1998:330:0032:0054:ES:PDF](http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1998:330:0032:0054:ES:PDF)
- USEPA - Environmental Protection Agency. (2008). Drinking Water Contaminants. National Primary Drinking Water Regulations, USA. Consultado el 12/09/2010 en <http://www.epa.gov/safewater/contaminants/index.html>
- Errecalde, J. O. (2007). Uso racional de los antimicrobianos en el tambo. *Revista del Colegio de Veterinarios de la provincia de Buenos Aires*, 12(39):48-59.
- Health Canada. (2008). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Summary Table. Prepared by the Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment. Consultado 09/03/2010 en [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sum\\_guides-res\\_recom/index-eng.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sum_guides-res_recom/index-eng.php)

- Herrero, M. A. (2007). El agua en la producción animal. En Bases para la Producción Animal. (pp. 93-135), Buenos Aires, Argentina, BMPress.
- Hortet, P., y Seegers, H. (1998). Calculated milk production losses associated with elevated somatic cell counts in dairy cows: review and critical discussion. *Veterinary Research*, 29(6): 497-510.
- New Zealand Ministry of Health. (2013). Drinking-water standards for New Zealand and guidelines for drinking-water quality management for New Zealand. Consultado el 11/03/2014  
<http://www.health.govt.nz/system/files/documents/publications/guidelines-drinking-water-quality-management-for-new-zealand-jan14.pdf>
- Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs. (2007). Water Quality for Dairy Cattle. Consultado el 30/05/2009 en <http://www.omafra.gov.on.ca/english/livestock/dairy/facts/03-085.htm>
- Palmer, C. (2006). Metritis post-parto en vacas lecheras. Conferencia en las Jornadas de Actualización en Biotecnologías de las Reproducción en Bovinos del IRAC, 30 de junio y 1 de julio de 2006, Huerta Grande, provincia de Córdoba, Argentina. Consultado el 10/10/2009 en <http://www.produccion-animal.com.ar>.
- Peters, A. R., y Laven, R. A. (1996). Treatment of bovine retained placenta and its effects. *Veterinary Records*, 139: 535-539.
- Ruegg, P. L. (2003). Investigation of Mastitis problems on farms in veterinary clinics of North America. *Food Animal Practice*, 19(1):47-74.
- SAGPyA - Secretaría De Agricultura, Ganadería, Pesca Y Alimentación. (1996). Principales Cuencas Lecheras Argentinas. Departamento de Lechería, Buenos Aires, Argentina. p. 40. Consultado 01/11/2002 en [http://www.alimentosargentinos.gov.ar/contenido/sectores/lacteos/miscelaneas/Cuencas\\_Lacteas/CuencasLecherasArgentinas.pdf](http://www.alimentosargentinos.gov.ar/contenido/sectores/lacteos/miscelaneas/Cuencas_Lacteas/CuencasLecherasArgentinas.pdf)
- SSRH - Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. (2005). Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente. Consultado 15/02/2007 <http://www.hidricosargentina.gov.ar/NivelCalidad.htm/>
- Van der Poel, W. H. M., Kramps, J. A., Middel, W. G. J., Van Oirschot, J. T., Brand, A. (1993). Dynamics of bovine respiratory syncytial virus infections: a longitudinal epidemiological study in dairy herds. *Archives of Virology*, 133(3): 309-321.
- World Health Organization. (2006). Guidelines for Drinking-water Quality. First Addendum to Third Edition. Volume 1. Recommendations. Consultado el 04/05/2008 en [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/gdwq0506.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf)

## Anexo 2 a: INFORMACION ESTADISTICA DE LAS CUENCAS LECHERAS Y MUESTREOS

**Tabla 1.a** Listado de los partidos que integran las cuencas lecheras de Buenos Aires (Abasto Norte, Abasto Sur y Oeste) y cantidad y % de establecimientos muestreados para conocer calidad química de agua para bebida de animales y limpieza de instalaciones<sup>17</sup>

<b>PARTIDOS Cuenca de Abasto Sur</b>	<b>Cantidad de tambos registrados</b>	<b>Cantidad de tambos muestreados</b>	<b>%</b>
BERISSO	1	0	0
CAÑUELAS	17	4	2,35
CASTELLI	26	16	6,15
CHASCOMUS	40	8	2,00
CORONEL BRANDSEN	51	12	2,35
GENERAL BELGRANO	19	8	4,21
GENERAL LAS HERAS	15	5	3,33
GENERAL PAZ	34	5	1,47
GENERAL RODRIGUEZ	11	10	9,09
LA PLATA	18	14	7,78
LOBOS	57	13	2,28
MAGDALENA	47	5	1,06
MARCOS PAZ	11	9	8,18
MONTE	24	5	2,08
NAVARRO	146	10	0,68
PUNTA INDIO	2	5	25,00
SAN VICENTE	24	6	2,50
VEINTICINCO DE MAYO	21	3	1,43
<b>TOTALES DE LA CUENCA</b>	<b>564</b>	<b>138</b>	<b>24,5%</b>

<sup>17</sup> Fuente estadística utilizada: Dirección de Producción Lechera del Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires (datos a Julio del 2008)

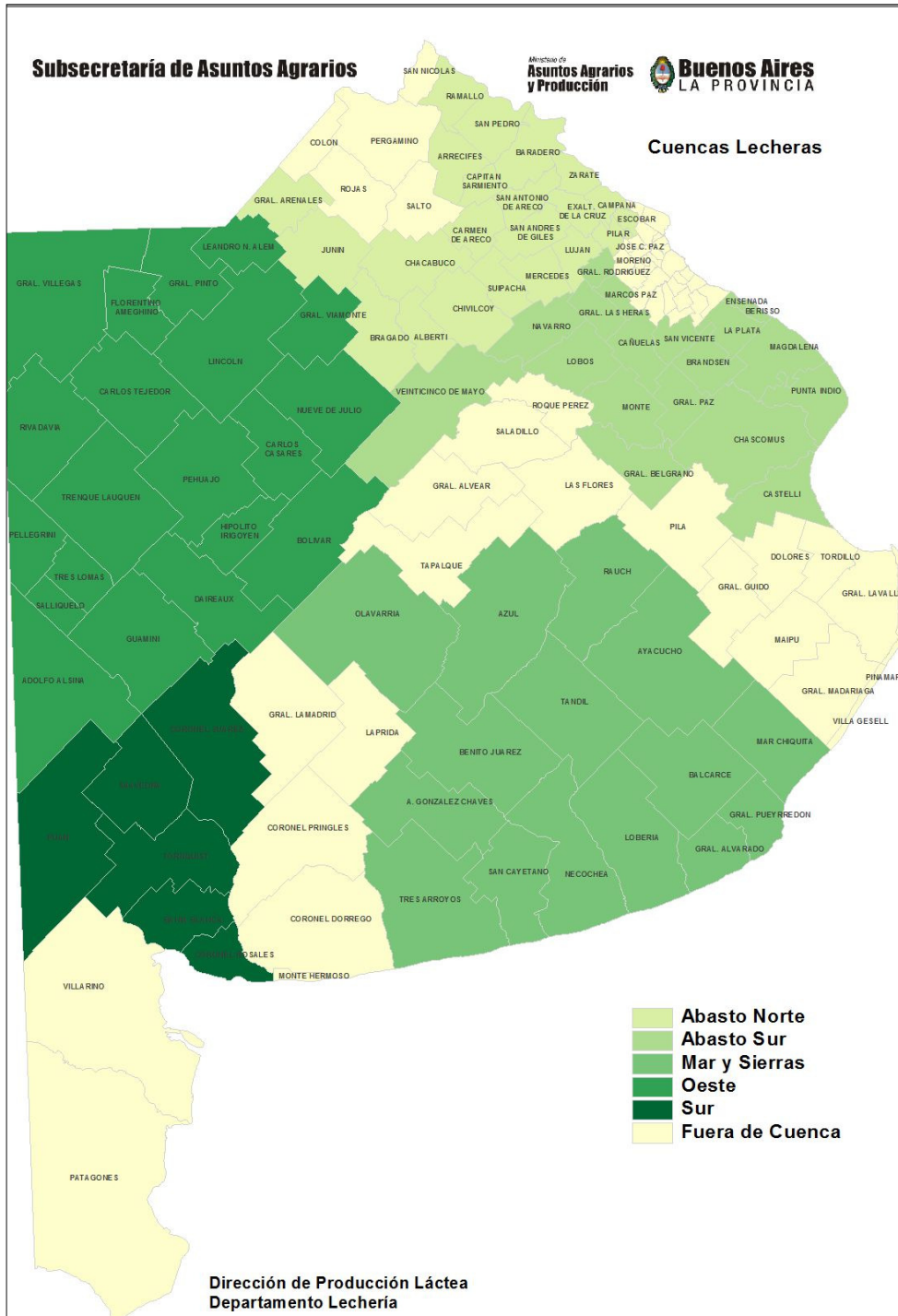


<b>PARTIDOS Cuenca de Abasto Norte</b>	<b>Cantidad de tambos registrados</b>	<b>Cantidad de tambos muestreados</b>	<b>%</b>
ALBERTI	6	0	0
ARRECIFES	4	4	100
BARADERO	11	11	100
BRAGADO	14	0	0
CAMPANA	7	7	100
CAPITAN SARMIENTO	6	6	100
CARMEN DE ARECO	28	6	21,4
CHACABUCO	31	1	3,2
CHIVILCOY	40	9	22,5
ESCOBAR	1	0	0
EXALTACION DE LA CRUZ	12	4	33
GENERAL ARENALES	4	0	0
JUNIN	18	1	5,6
LUJAN	17	5	29,4
MERCEDES	20	2	10
PILAR	3	3	100
RAMALLO	1	1	100
SAN ANDRES DE GILES	22	2	9,09
SAN ANTONIO DE ARECO	2	2	100
SAN PEDRO	1	1	100
SUIPACHA	38	21	55,3
ZARATE	2	1	50
<b>TOTALES DE LA CUENCA</b>	<b>288</b>	<b>87</b>	<b>30,21%</b>

<b>PARTIDOS Cuenca Oeste</b>	<b>Cantidad de tambos registrados</b>	<b>Cantidad de tambos muestreados</b>	<b>%</b>
ADOLFO ALSINA	52	2	3,8
BOLIVAR	35	19	54,3
CARLOS CASARES	47	35	74,5
CARLOS TEJEDOR	60	1	1,7
DAIREAUX	10	3	30,0
FLORENTINO AMEGHINO	47	2	4,3
GENERAL PINTO	98	1	1,0
GENERAL VIAMONTE	11	1	9,1
GENERAL VILLEGAS	189	3	1,6
GUAMINI	39	2	5,1
HIPOLITO YRIGOYEN	17	3	17,6
LEANDRO N, ALEM	96	0	0,0
LINCOLN	122	11	9,0
NUEVE DE JULIO	68	5	7,4
PEHUAJO	58	9	15,5
PELLEGRINI	24	0	0,0
RIVADAVIA	49	25	51,0
SALLIQUELO	35	0	0,0
TRENQUE LAUQUEN	215	24	11,2
TRES LOMAS	33	6	18,2
<b>TOTALES DE LA CUENCA</b>	<b>1305</b>	<b>152</b>	<b>11,65%</b>

<b>Totales de la Provincia</b>	<b>2143</b>	<b>377</b>	<b>17,6%</b>
--------------------------------	-------------	------------	--------------

**Mapa 1.a** : Distribución de Cuencas Lecheras en la Provincia de Buenos Aires



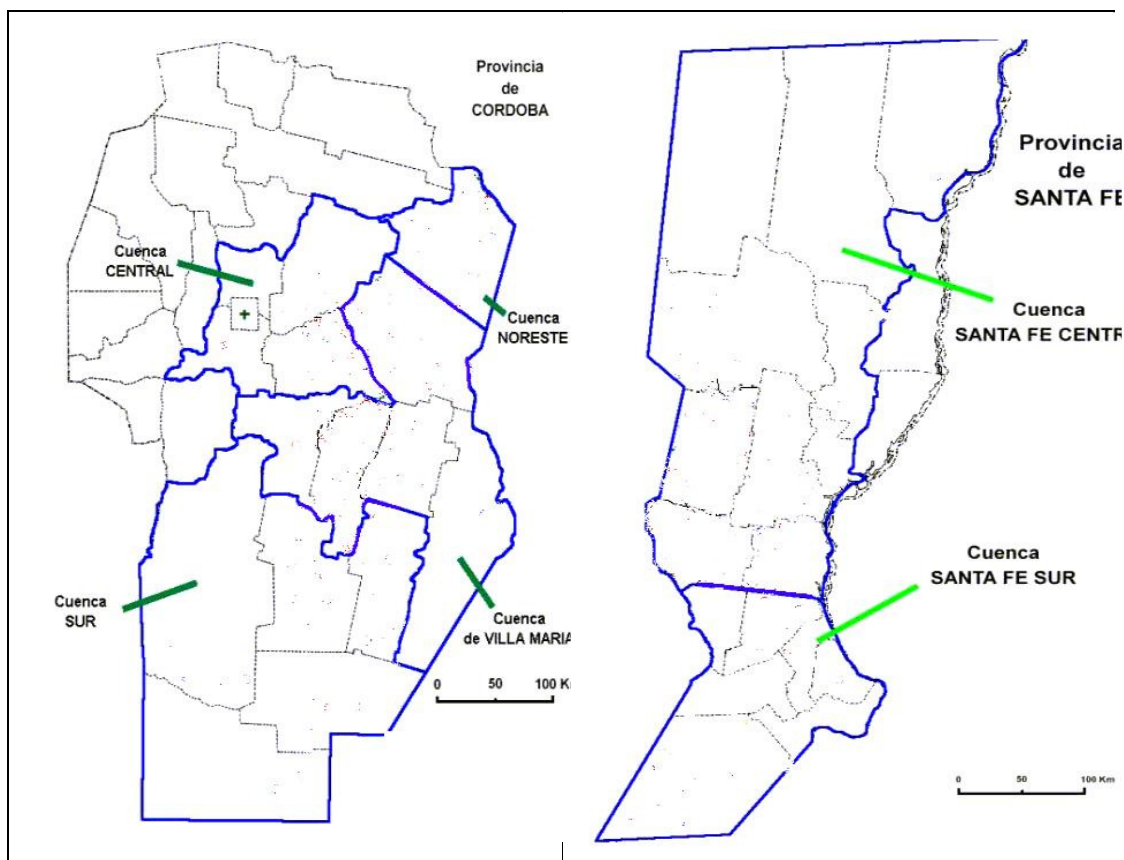
**Tabla 2.a:** Listado de los partidos que fueron muestreados en las cuencas lecheras de Córdoba (Cuenca de Villa María y Cuenca Sur) y Santa Fé (Cuenca Central santafecina) y cantidad y % de establecimientos muestreados para conocer calidad química de agua para bebida de animales y limpieza de instalaciones<sup>18</sup>.

<b>Provincia y Cuenca</b>	<b>Cantidad de tambos registrados</b>	<b>Cantidad de tambos muestreados</b>	<b>%</b>
<b>Córdoba</b>			
- Cuenca Sur	436	8	1,86
- Cuenca de Villa María	1021	69	6,75
<b>TOTALES</b>	<b>1305</b>	<b>77</b>	<b>5,9%</b>

<b>Santa Fe</b>			
-Cuenca Central	3944	129	3,27
<b>TOTALES</b>	<b>3944</b>	<b>129</b>	<b>3,27%</b>

<sup>18</sup> Estadísticas obtenidas como comunicación personal en entrevista en INTA Rafaela (no existen estadísticas publicadas, actualizadas y de acceso libre para éstas provincias). Existen datos generales por cuenca, no por partido

**Mapa 2.a:** Cuencas de Santa Fé y Córdoba <sup>19</sup>



<sup>19</sup> Secretaría de Lechería, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (1996)  
[http://www.alimentosargentinos.gov.ar/lacteos/docs/03\\_Provincia/cuencas/Introduccion.htm](http://www.alimentosargentinos.gov.ar/lacteos/docs/03_Provincia/cuencas/Introduccion.htm)

## Anexo 2.b: RESULTADOS DE ANÁLISIS DE MUESTRAS DE AGUA EN TAMBOS DE LAS DIFERENTES CUENCAS LECHERAS

Evaluación de la calidad de agua para bebida animal y lavado de máquina de ordeño en tambos de la región pampeana.  
Resultados Físico – Químicos

### PROVINCIA DE CÓRDOBA

UBICACIÓN	SUPERFICIE (ha)	PH	CE (mmhos/cm)	SOLIDOS TOTALES (mg/L)	DUREZA (°a)	CARBONATO Ca (mg/L)	CLORUROS (mg/L)	SULFATOS (mg/L)	NITRATOS (mg/L)	NITRITOS (mg/L)	ARSÉNICO (mg/L)
-----------	-----------------	----	---------------	------------------------	-------------	---------------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------

#### MUNICIPIO DE GENERAL ROCA (n=8)

Promedio	1113,88	7,60	3,71	2780,63	45,63	783,84	896,88	743,63	143,88	0,00	0,23
Desvío Estándar	809,65	0,37	3,32	2492,47	45,87	788,03	1042,60	588,28	177,49	0,00	0,35
Valor Mínimo	100,00	7,02	0,94	705,00	4,00	68,72	10,00	280,00	12,00	0,00	0,00
Valor Máximo	1700,00	8,06	8,89	6667,50	140,00	2405,20	2600,00	1950,00	510,00	0,00	1,00

#### MUNICIPIO DE GENERAL SAN MARTÍN (n=26)

Promedio	107,42	7,75	2,63	1970,19	12,02	206,51	732,31	973,81	54,62	0,00	0,28
Desvío Estándar	186,42	0,23	1,49	1121,15	9,08	156,04	427,93	675,28	66,47	0,00	0,27
Valor Mínimo	7,00	7,15	0,74	555,00	1,50	25,77	98,00	170,00	0,00	0,00	0,00
Valor Máximo	1000,00	8,27	6,38	4785,00	40,00	687,20	1630,00	2980,00	254,00	0,00	1,00

#### MUNICIPIO DE MARCOS JUAREZ (n=43)

Promedio	152,21	7,72	2,13	1594,19	13,44	230,93	567,44	538,84	51,40	0,09	0,13
Desvío Estándar	85,31	0,31	1,97	1476,81	9,98	171,40	710,84	379,26	79,64	0,61	0,26
Valor Mínimo	50,00	7,06	0,21	157,50	3,00	51,54	80,00	10,00	0,00	0,00	0,00
Valor Máximo	414,00	8,53	10,14	7605,00	40,00	687,20	3480,00	1678,00	260,00	4,00	1,00

**PROVINCIA DE SANTA FE**

UBICACIÓN	SUPERFICIE (ha)	PH	CE (mmhos/cm)	SOLIDOS TOTALES (mg/L)	DUREZA (°a)	CARBONATO Ca (mg/L)	CLORUROS (mg/L)	SULFATOS (mg/L)	NITRATOS (mg/L)	NITRITOS (mg/L)	ARSÉNICO (mg/L)
-----------	--------------------	----	------------------	------------------------------	----------------	------------------------	--------------------	--------------------	--------------------	--------------------	--------------------

**MUNICIPIO DE CASTELLANOS (n=67)**

Promedio	162,00	7,45	2,84	2132,46	25,24	433,62	1181,27	332,39	130,22	0,00	0,06
Desvío Estándar	67,01	0,28	1,62	1213,76	31,88	547,78	636,37	283,24	137,39	0,00	0,12
Valor Mínimo	30,00	7,02	0,65	487,50	0,22	3,78	198,00	5,00	0,00	0,00	0,00
Valor Máximo	375,00	8,49	7,55	5662,50	154,07	2646,92	2700,00	1190,00	500,00	0,00	0,50

**MUNICIPIO DE SAN MARTÍN (n=62)**

Promedio	404,03	7,60	3,97	2978,47	29,53	507,29	1805,32	487,31	116,97	0,00	0,05
Desvío Estándar	529,50	0,25	1,82	1364,92	23,99	412,22	763,61	361,56	117,17	0,00	0,16
Valor Mínimo	30,00	7,10	0,81	607,50	0,42	7,22	350,00	10,00	0,00	0,00	0,00
Valor Máximo	1803,00	8,34	8,25	6187,50	106,46	1828,98	3600,00	1300,00	500,00	0,00	1,00

**PROVINCIA DE BUENOS AIRES**  
**CUENCA DE ABASTO NORTE SEGÚN MUNICIPIOS (n=87)**

UBICACIÓN	SUPERFICIE (ha)	PH	CE (mmhos/cm)	SOLIDOS TOTALES (mg/L)	DUREZA (°a)	CARBONATO Ca (mg/L)	CLORUROS (mg/L)	SULFATOS (mg/L)	NITRATOS (mg/L)	NITRITOS (mg/L)	ARSÉNICO (mg/L)
-----------	-----------------	----	---------------	------------------------	-------------	---------------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------

**MUNICIPIO: ARRECIFES (n=4)**

Promedio	91,50	7,68	0,95	712,13	14,50	249,11	131,00	150,00	11,25	0,00	0,01
Desvío Estándar	37,19	0,19	0,09	66,88	5,80	99,68	119,64	42,43	12,50	0,00	0,03
Valor Mínimo	45,00	7,49	0,87	648,75	7,00	120,26	15,00	90,00	5,00	0,00	0,00
Valor Máximo	123,00	7,88	1,03	772,50	21,00	360,78	290,00	180,00	30,00	0,00	0,05

**MUNICIPIO: BARADERO (n=11)**

Promedio	252,82	7,35	0,87	654,55	13,45	231,15	22,73	271,82	87,27	0,00	0,02
Desvío Estándar	162,16	0,46	0,28	210,56	11,00	189,04	75,38	102,65	85,19	0,00	0,03
Valor Mínimo	90,00	6,54	0,53	397,50	3,00	51,54	0,00	90,00	10,00	0,00	0,00
Valor Máximo	700,00	8,14	1,31	982,50	40,00	687,20	250,00	400,00	250,00	0,00	0,05

**MUNICIPIO: CAMPANA (n=7)**

Promedio	181,14	7,31	0,64	477,86	8,86	152,17	106,43	214,29	35,29	0,00	0,01
Desvío Estándar	78,60	0,31	0,15	115,11	3,80	65,37	48,54	60,51	17,45	0,00	0,04
Valor Mínimo	80,00	6,80	0,30	225,00	4,00	68,72	5,00	150,00	10,00	0,00	0,00
Valor Máximo	300,00	7,79	0,72	540,00	14,00	240,52	150,00	300,00	50,00	0,00	0,10



**MUNICIPIO: CAPITÁN SARMIENTO (n=6)**

Promedio	272,83	7,66	0,90	676,00	16,17	277,74	118,83	197,17	22,33	0,00	0,06
Desvío Estándar	142,72	0,13	0,08	57,17	3,60	61,86	166,79	156,14	13,69	0,00	0,02
Valor Mínimo	87,00	7,54	0,80	596,25	12,00	206,16	0,00	18,00	10,00	0,00	0,05
Valor Máximo	500,00	7,87	0,98	738,00	22,00	377,96	400,00	490,00	45,00	0,00	0,10

**MUNICIPIO: CARMEN DE ARECO (n=6)**

Promedio	360,83	7,64	1,01	759,63	18,33	314,97	178,00	106,50	36,33	0,00	0,08
Desvío Estándar	298,00	0,35	0,22	163,27	6,41	110,10	137,84	188,15	16,00	0,00	0,03
Valor Mínimo	90,00	7,07	0,82	612,00	7,00	120,26	17,00	19,00	10,00	0,00	0,03
Valor Máximo	825,00	8,15	1,40	1050,00	25,00	429,50	390,00	490,00	52,00	0,00	0,10

**MUNICIPIO: CHACABUCO (n=1)**

2187	SE	450	7,78	1,042	781,5	7,00	120,26	0,00	200,00	33	0	0,10
------	----	-----	------	-------	-------	------	--------	------	--------	----	---	------

**MUNICIPIO: CHIVILCOY (n=9)**

Promedio	68,89	7,28	1,54	1158,00	28,44	488,68	235,44	279,78	106,33	0,00	0,04
Desvío Estándar	29,00	0,31	0,53	398,07	20,11	345,54	245,50	193,81	109,38	0,00	0,04
Valor Mínimo	44,00	6,89	0,93	698,25	7,00	120,26	0,00	25,00	5,00	0,00	0,00
Valor Máximo	130,00	7,80	2,54	1905,00	70,00	1202,60	500,00	650,00	250,00	0,00	0,10

**MUNICIPIO: Exaltación de la CRUZ (n=4)**

Promedio	172,50	7,03	0,72	540,00	10,50	180,39	28,75	330,50	48,00	0,00	0,04
Desvío Estándar	86,07	0,32	0,09	63,93	7,00	120,26	23,49	57,16	3,27	0,00	0,03
Valor Mínimo	65,00	6,56	0,60	450,00	7,00	120,26	0,00	260,00	44,00	0,00	0,00
Valor Máximo	260,00	7,23	0,80	600,00	21,00	360,78	56,00	400,00	52,00	0,00	0,05

**MUNICIPIO: JUNIN (n=1)**

673	NO	500	7,54	2,27	1087,5	14	240,52	0	200	25	0	0
-----	----	-----	------	------	--------	----	--------	---	-----	----	---	---

**MUNICIPIO: LUJAN (n=5)**

Promedio	176,40	7,45	1,09	820,50	14,80	254,26	50,00	400,00	45,00	0,00	0,06
Desvío Estándar	188,49	0,42	0,21	155,03	6,98	119,89	111,80	244,95	32,60	0,00	0,05
Valor Mínimo	10,00	6,80	0,81	607,50	4,00	68,72	0,00	200,00	25,00	0,00	0,00
Valor Máximo	500,00	7,90	1,35	1012,50	21,00	360,78	250,00	800,00	100,00	0,00	0,10

**MUNICIPIO: MERCEDES (n=2)**

Promedio	130,00	7,97	1,10	821,25	14,00	240,52	0,00	400,00	20,00	0,00	0,10
Desvío Estándar	98,99	0,06	0,21	153,80	9,90	170,07	0,00	0,00	28,28	0,00	0,00
Valor Mínimo	60,00	7,93	0,95	712,50	7,00	120,26	0,00	400,00	0,00	0,00	0,10
Valor Máximo	200,00	8,01	1,24	930,00	21,00	360,78	0,00	400,00	40,00	0,00	0,10

**MUNICIPIO: PILAR (n=3)**

Promedio	253,00	7,29	0,76	572,50	10,33	177,53	0,00	266,67	33,33	0,00	0,03
Desvío Estándar	300,66	0,20	0,61	459,24	9,45	162,38	0,00	115,47	28,87	0,00	0,06
Valor Mínimo	70,00	7,07	0,07	52,50	3,00	51,54	0,00	200,00	0,00	0,00	0,00
Valor Máximo	600,00	7,43	1,23	922,50	21,00	360,78	0,00	400,00	50,00	0,00	0,10

**MUNICIPIO: RAMALLO (n=1)**

	110	7,6	0,852	639	21	360,78	36	120	35	0	0
--	-----	-----	-------	-----	----	--------	----	-----	----	---	---

**MUNICIPIO: SAN ANTONIO DE ARECO (n=2)**

Promedio	210,00	7,23	0,86	641,25	7,00	120,26	242,50	266,50	58,00	0,00	0,1
Desvío Estándar	84,85	0,25	0,06	42,43	0,00	0,00	265,17	122,33	1,41	0,00	0
Valor Mínimo	150,00	7,05	0,82	611,25	7,00	120,26	55,00	180,00	57,00	0,00	0,1
Valor Máximo	270,00	7,40	0,90	671,25	7,00	120,26	430,00	353,00	59,00	0,00	0,1

**MUNICIPIO: SAN ANDRÉS DE GILES (n=2)**

Promedio	200,00	7,00	1,16	870,00	17,50	300,65	250,00	350,00	100,00	0,00	0,06
Desvío Estándar	70,71	0,36	0,11	84,85	4,95	85,04	353,55	70,71	0,00	0,00	0,06
Valor Mínimo	150,00	6,74	1,08	810,00	14,00	240,52	0,00	300,00	100,00	0,00	0,01
Valor Máximo	250,00	7,25	1,24	930,00	21,00	360,78	500,00	400,00	100,00	0,00	0,10

**MUNICIPIO: SAN PEDRO (n=1)**

	100	7,45	0,86	645	14	240,52	0	110	250	0	0,1
--	-----	------	------	-----	----	--------	---	-----	-----	---	-----

**MUNICIPIO: SUIPACHA (n=21)**

Promedio	233,48	7,19	1,19	890,64	19,33	332,15	113,33	394,52	40,76	0	0,07
Desvío Estándar	104,39	0,24	0,65	489,32	27,99	480,90	170,63	369,84	31,14	0	0,12
Valor Mínimo	100,00	6,84	0,19	142,50	7,00	120,26	0,00	0,00	0,00	0	0,00
Valor Máximo	445,00	7,75	2,62	1965,00	140,00	2405,20	520,00	1200,00	100,00	0	0,50

**MUNICIPIO: ZARATE (n=1)**

	160	7,1	0,83	622,5	14	240,52	500	400	50	0	0
--	-----	-----	------	-------	----	--------	-----	-----	----	---	---

**PROVINCIA DE BUENOS AIRES  
CUENCA DE ABASTO SUR SEGÚN MUNICIPIOS (n= 138)**

UBICACIÓN	SUPERFICIE (ha)	PH	CE (mmhos/cm)	SOLIDOS TOTALES (mg/L)	DUREZA (°a)	CARBONATO Ca (mg/L)	CLORUROS (mg/L)	SULFATOS (mg/L)	NITRATOS (mg/L)	NITRITOS (mg/L)	ARSÉNICO (mg/L)
-----------	-----------------	----	---------------	------------------------	-------------	---------------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------

**MUNICIPIO: CAÑUELAS (n=4)**

Promedio	262,00	7,55	1,01	780,40	10,50	180,39	14,50	315,00	42,25	0	0,08
Desvío Estándar	228,22	0,42	0,17	128,37	4,04	69,43	13,20	106,61	44,44	0	0,05
Valor Mínimo	68,00	6,97	0,77	594,44	7,00	120,26	0,00	180,00	10,00	0	0,00
Valor Máximo	550,00	7,90	1,14	877,80	14,00	240,52	32,00	410,00	108,00	0	0,10

**MUNICIPIO: CASTELLI (n=16)**

Promedio	239,81	7,62	3,60	2831,48	24,44	419,84	1116,13	266,19	44,00	0	0,08
Desvío Estándar	146,80	0,30	4,32	3178,51	32,50	558,35	2399,14	110,37	31,65	0	0,13
Valor Mínimo	40,00	6,96	0,98	795,42	7,00	120,26	10,00	150,00	5,00	0	0,00
Valor Máximo	564,00	8,07	19,26	14252,40	140,00	2405,20	10000,00	424,00	137,00	0	0,50

**MUNICIPIO: CHASCOMUS (n=8)**

Promedio	204,13	7,20	2,59	1971,16	45,75	785,99	447,81	283,13	86,63	0	0,04
Desvío Estándar	89,12	0,22	2,84	2158,79	66,76	1146,89	637,11	139,68	76,93	0	0,04
Valor Mínimo	100,00	6,88	1,20	908,20	14,00	240,52	91,00	52,00	3,00	0	0,00
Valor Máximo	390,00	7,50	9,60	7296,00	210,00	3607,80	2000,00	459,00	250,00	0	0,10

**MUNICIPIO: CORONEL BRANDSEN (n=12)**

Promedio	356,67	7,61	0,86	655,37	8,83	151,76	35,33	300,00	31,25	0	0,08
Desvío Estándar	248,48	0,35	0,25	192,72	7,23	124,28	71,49	225,04	17,79	0	0,08
Valor Mínimo	100,00	6,91	0,20	152,00	3,00	51,54	0,00	176,00	2,00	0	0,00
Valor Máximo	893,00	8,13	1,20	912,00	30,00	515,40	259,00	800,00	65,00	0	0,30

**MUNICIPIO: GENERAL LAS HERAS (n=5)**

Promedio	218,60	7,32	1,50	1128,00	36,40	625,35	211,40	525,60	118,20	0	0,15
Desvío Estándar	175,85	0,19	0,58	438,24	31,07	533,77	440,93	389,50	120,17	0	0,20
Valor Mínimo	100,00	7,10	0,95	712,50	7,00	120,26	2,00	190,00	10,00	0	0,01
Valor Máximo	520,00	7,60	2,18	1635,00	70,00	1202,60	1000,00	1200,00	257,00	0	0,50

**MUNICIPIO: GENERAL BELGRANO (n=8)**

Promedio	426,75	7,28	2,64	2033,76	37,63	646,40	1134,38	245,50	40,88	0	0,02
Desvío Estándar	346,93	0,22	1,42	1092,08	17,39	298,69	946,33	133,34	8,11	0	0,03
Valor Mínimo	200,00	6,99	0,91	697,62	10,00	171,80	15,00	156,00	31,00	0	0,00
Valor Máximo	1230,00	7,60	5,62	4327,40	70,00	1202,60	3000,00	567,00	50,00	0	0,05

**MUNICIPIO: GENERAL PAZ (n=5)**

Promedio	327,40	7,42	1,58	1186,50	21,80	374,52	226,85	212,16	32,80	0	0,00
Desvío Estándar	145,00	0,28	1,30	971,39	27,74	476,63	223,58	41,37	31,19	0	0,00
Valor Mínimo	180,00	7,03	0,60	450,00	4,00	68,72	47,25	150,00	0,00	0	0,00
Valor Máximo	557,00	7,67	3,74	2805,00	70,00	1202,60	500,00	250,00	80,00	0	0,00

**MUNICIPIO: GENERAL RODRIGUEZ (n=10)**

Promedio	134,40	7,37	1,32	988,80	21,20	364,22	62,20	353,00	117,00	0	0,02
Desvío Estándar	121,45	0,45	0,46	344,11	18,76	322,31	157,66	149,50	152,77	0	0,03
Valor Mínimo	20,00	6,73	0,72	543,00	7,00	120,26	0,00	25,00	0,00	0	0,00
Valor Máximo	450,00	8,17	2,32	1740,00	70,00	1202,60	510,00	550,00	500,00	0	0,10

**MUNICIPIO: LA PLATA (n=14)**

Promedio	300,43	7,33	0,75	558,75	10,07	173,03	74,25	168,58	38,29	0	0,00
Desvío Estándar	208,92	0,23	0,32	237,40	8,81	151,35	58,97	88,85	22,71	0	0,00
Valor Mínimo	80,00	6,89	0,47	352,50	3,00	51,54	24,50	3,57	14,00	0	0,00
Valor Máximo	700,00	7,67	1,48	1110,00	30,00	515,40	224,00	268,80	86,00	0	0,00

**MUNICIPIO: LOBOS (n=13)**

Promedio	256,00	7,39	1,53	1191,00	18,92	325,10	332,08	300,15	79,85	0,00	0,03
Desvío Estándar	118,38	0,41	0,89	695,10	12,86	220,96	431,58	296,54	65,00	0,00	0,06
Valor Mínimo	80,00	6,84	0,35	273,00	7,00	120,26	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00
Valor Máximo	500,00	8,24	2,96	2308,80	40,00	687,20	1250,00	1200,00	250,00	0,00	0,20

**MUNICIPIO: MAGDALENA (n=5)**

Promedio	183,20	7,93	0,67	499,50	7,20	123,70	14,80	312,00	11,60	0	0,33
Desvío Estándar	99,76	0,23	0,10	76,04	4,09	70,21	15,59	102,32	20,50	0	0,39
Valor Mínimo	90,00	7,53	0,60	450,00	4,00	68,72	0,00	150,00	0,00	0	0,00
Valor Máximo	350,00	8,10	0,83	622,50	14,00	240,52	32,00	400,00	48,00	0	0,75

**MUNICIPIO: MARCOS PAZ (n=9)**

Promedio	202,22	7,27	1,28	957,42	12,89	221,43	125,56	459,44	49,89	0	0,08
Desvío Estándar	60,37	0,21	0,82	611,74	5,97	102,52	212,76	282,36	81,36	0	0,16
Valor Mínimo	120,00	7,05	0,76	570,00	4,00	68,72	0,00	280,00	0,00	0	0,00
Valor Máximo	300,00	7,60	3,25	2437,50	21,00	360,78	500,00	1200,00	250,00	0	0,50

**MUNICIPIO: MONTE (n=5)**

Promedio	358,00	7,50	1,70	1326,16	23,80	408,88	412,80	180,80	59,00	0	0,15
Desvío Estándar	139,89	0,52	1,09	846,42	26,47	454,77	428,84	105,37	66,52	0	0,20
Valor Mínimo	180,00	7,06	0,91	710,58	7,00	120,26	23,00	50,00	19,00	0	0,00
Valor Máximo	560,00	8,07	3,40	2652,00	70,00	1202,60	1100,00	320,00	177,00	0	0,50

**MUNICIPIO: NAVARRO (n=10)**

Promedio	255,00	7,62	1,25	938,55	12,75	219,05	25,05	203,90	34,60	0	0,09
Desvío Estándar	120,21	0,34	0,48	362,30	6,60	113,47	39,79	88,42	21,72	0	0,15
Valor Mínimo	90,00	7,18	0,70	525,00	3,50	60,13	0,00	39,00	8,00	0	0,00
Valor Máximo	420,00	8,10	1,99	1492,50	21,00	360,78	112,00	390,00	88,00	0	0,50

**MUNICIPIO: PUNTA INDIO (n=5)**

Promedio	162,50	7,55	0,94	706,50	16,33	280,61	287,17	134,00	33,67	0	0,06
Desvío Estándar	70,41	0,24	0,24	177,13	3,61	62,10	212,15	43,54	16,21	0	0,04
Valor Mínimo	75,00	7,20	0,49	369,00	14,00	240,52	25,00	54,00	10,00	0	0,00
Valor Máximo	250,00	7,85	1,20	900,00	21,00	360,78	480,00	180,00	50,00	0	0,10

**MUNICIPIO: SAN VICENTE (n=6)**

Promedio	151,60	7,62	0,72	538,35	16,40	281,75	43,40	93,60	25,60	0	0,14
Desvío Estándar	48,71	0,20	0,17	125,62	6,69	114,99	35,69	93,24	12,16	0	0,22
Valor Mínimo	98,00	7,41	0,57	426,75	7,00	120,26	12,00	19,00	13,00	0	0,00
Valor Máximo	220,00	7,84	0,97	727,50	25,00	429,50	102,00	201,00	45,00	0	0,50

**MUNICIPIO: VEINTICINCO DE MAYO (n=3)**

Promedio	190,00	6,81	0,82	612,65	18,27	313,80	156,28	129,13	32,22	0	0,10
Desvío Estándar	90,00	2,34	0,45	334,74	13,92	239,18	177,47	111,50	21,02	0	0,16
Valor Mínimo	100,00	0,20	0,17	125,62	3,61	62,10	12,00	19,00	10,00	0	0,00
Valor Máximo	280,00	8,30	2,17	1627,50	70,00	1202,60	550,00	440,00	100,00	0	0,50



**PROVINCIA DE BUENOS AIRES**  
**CUENCA OESTE SEGÚN MUNICIPIOS (n=152)**

UBICACIÓN	SUPERFICIE (ha)	PH	CE (mmhos/cm)	SOLIDOS TOTALES (mg/L)	DUREZA (°a)	CARBONATO Ca (mg/L)	CLORUROS (mg/L)	SULFATOS (mg/L)	NITRATOS (mg/L)	NITRITOS (mg/L)	ARSÉNICO (mg/L)
-----------	-----------------	----	---------------	------------------------	-------------	---------------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------

**MUNICIPIO: ADOLFO ALSINA (n=2)**

<b>Promedio</b>	455,00	7,91	0,66	498,38	11,50	197,57	12,00	107,50	30,50	0,00	0,05
Desvío Estándar	120,21	0,49	0,05	35,53	0,71	12,15	0,00	102,53	4,95	0,00	0,00
Valor Mínimo	370,00	7,56	0,63	473,25	11,00	188,98	12,00	35,00	27,00	0,00	0,05
Valor Máximo	540,00	8,26	0,70	523,50	12,00	206,16	12,00	180,00	34,00	0,00	0,05

**MUNICIPIO: BOLIVAR (n=19)**

<b>Promedio</b>	286,95	7,31	5,02	3766,58	41,37	710,71	1398,21	1617,26	49,74	0,00	0,18
<b>Desvío Estándar</b>	118,32	0,31	3,49	2620,38	38,07	654,00	1434,81	1679,91	20,96	0,00	0,27
<b>Valor Mínimo</b>	<b>90,00</b>	<b>6,89</b>	<b>1,07</b>	<b>802,50</b>	<b>13,00</b>	<b>223,34</b>	<b>10,00</b>	<b>210,00</b>	<b>15,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
<b>Valor Máximo</b>	<b>453,00</b>	<b>8,32</b>	<b>12,32</b>	<b>9240,00</b>	<b>180,00</b>	<b>3092,40</b>	<b>5120,00</b>	<b>4250,00</b>	<b>85,00</b>	<b>0,00</b>	<b>1,00</b>

**MUNICIPIO: CARLOS CASARES (n=34)**

<b>Promedio</b>	290,38	7,31	5,23	3924,26	61,35	1054,04	1679,12	1193,15	50,38	0,00	0,20
<b>Desvío Estándar</b>	199,44	0,25	5,01	3760,18	77,86	1337,58	2135,20	1382,60	30,45	0,00	0,34
<b>Valor Mínimo</b>	<b>50,00</b>	<b>6,83</b>	<b>0,72</b>	<b>540,00</b>	<b>14,00</b>	<b>240,52</b>	<b>0,00</b>	<b>150,00</b>	<b>18,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
<b>Valor Máximo</b>	<b>754,00</b>	<b>7,78</b>	<b>20,51</b>	<b>15382,50</b>	<b>300,00</b>	<b>5154,00</b>	<b>8900,00</b>	<b>4000,00</b>	<b>142,00</b>	<b>0,00</b>	<b>1,70</b>

**MUNICIPIO: CARLOS TEJEDOR (n=2)**

<i>Promedio</i>	828,00	7,21	9,15	6862,50	160,00	2748,80	2755,00	2590,00	146,00	0,00	0,35
<i>Desvío Estándar</i>	<b>223,45</b>	<b>0,14</b>	<b>7,50</b>	<b>5621,50</b>	<b>70,71</b>	<b>1214,81</b>	<b>3174,91</b>	<b>1994,04</b>	<b>147,08</b>	<b>0,00</b>	<b>0,49</b>
<i>Valor Mínimo</i>	<b>670,00</b>	<b>7,11</b>	<b>3,85</b>	<b>2887,50</b>	<b>110,00</b>	<b>1889,80</b>	<b>510,00</b>	<b>1180,00</b>	<b>42,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
<i>Valor Máximo</i>	<b>986,00</b>	<b>7,31</b>	<b>14,45</b>	<b>10837,50</b>	<b>210,00</b>	<b>3607,80</b>	<b>5000,00</b>	<b>4000,00</b>	<b>250,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,70</b>

**MUNICIPIO: DAIREAUX (n=3)**

<i>Promedio</i>	332,33	7,58	0,90	673,25	13,00	223,34	94,00	260,00	14,33	0,00	0,10
<i>Desvío Estándar</i>	<b>233,51</b>	<b>0,11</b>	<b>0,18</b>	<b>132,32</b>	<b>8,54</b>	<b>146,79</b>	<b>72,58</b>	<b>156,20</b>	<b>2,52</b>	<b>0,00</b>	<b>0,17</b>
<i>Valor Mínimo</i>	<b>100,00</b>	<b>7,50</b>	<b>0,78</b>	<b>582,00</b>	<b>4,00</b>	<b>68,72</b>	<b>12,00</b>	<b>160,00</b>	<b>12,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
<i>Valor Máximo</i>	<b>567,00</b>	<b>7,70</b>	<b>1,10</b>	<b>825,00</b>	<b>21,00</b>	<b>360,78</b>	<b>150,00</b>	<b>440,00</b>	<b>17,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,30</b>

**MUNICIPIO: FLORENTINO AMEGHINO (n=2)**

<i>Promedio</i>	455,50	8,54	2,71	2028,75	23,00	395,14	820,00	340,00	36,00	0	0,45
<i>Desvío Estándar</i>	<b>153,44</b>	<b>0,56</b>	<b>0,13</b>	<b>100,76</b>	<b>2,83</b>	<b>48,59</b>	<b>98,99</b>	<b>70,71</b>	<b>21,21</b>	<b>0</b>	<b>0,49</b>
<i>Valor Mínimo</i>	<b>347,00</b>	<b>8,14</b>	<b>2,61</b>	<b>1957,50</b>	<b>21,00</b>	<b>360,78</b>	<b>750,00</b>	<b>290,00</b>	<b>21,00</b>	<b>0</b>	<b>0,10</b>
<i>Valor Máximo</i>	<b>564,00</b>	<b>8,93</b>	<b>2,80</b>	<b>2100,00</b>	<b>25,00</b>	<b>429,50</b>	<b>890,00</b>	<b>390,00</b>	<b>51,00</b>	<b>0</b>	<b>0,80</b>

**MUNICIPIO: GENERAL PINTO (n=1)**

304T	N	730	7,68	3,32	2490	90	1546,20	500	390	250	0	1,7
------	---	-----	------	------	------	----	---------	-----	-----	-----	---	-----

**MUNICIPIO: GENERAL VIAMONTE (n=1)**

306T	C	457	7,22	1,47	1102,5	7	120,26	102	110	22	0	0
------	---	-----	------	------	--------	---	--------	-----	-----	----	---	---

**MUNICIPIO: GENERAL VILLEGAS (n=3)**

<i>Promedio</i>	334,00	7,76	2,92	2187,50	25,33	435,23	497,33	359,00	22,67	0	0,61
<i>Desvío Estándar</i>	139,27	0,62	0,21	153,95	9,87	169,49	244,46	51,80	3,21	0	0,94
<i>Valor Mínimo</i>	200,00	7,22	2,69	2017,50	14,00	240,52	262,00	300,00	19,00	0	0,04
<i>Valor Máximo</i>	478,00	8,43	3,09	2317,50	32,00	549,76	750,00	397,00	25,00	0	1,70

**MUNICIPIO: GUAMINI (n=2)**

<i>Promedio</i>	443,00	7,49	1,25	935,25	11,00	188,98	328,00	124,50	34,50	0	0,30
<i>Desvío Estándar</i>	145,66	0,19	0,80	601,39	5,66	97,18	356,38	85,56	14,85	0	0,28
<i>Valor Mínimo</i>	340,00	7,35	0,68	510,00	7,00	120,26	76,00	64,00	24,00	0	0,10
<i>Valor Máximo</i>	546,00	7,62	1,81	1360,50	15,00	257,70	580,00	185,00	45,00	0	0,50

**MUNICIPIO: HIPÓLITO IRIGOYEN (n=3)**

<i>Promedio</i>	385,00	8,09	3,15	2362,50	22,33	383,69	1176,67	433,33	32,67	0	0,13
<i>Desvío Estándar</i>	91,24	0,58	0,76	568,07	15,31	262,99	700,38	267,64	17,67	0	0,15
<i>Valor Mínimo</i>	325,00	7,44	2,36	1770,00	13,00	223,34	490,00	190,00	21,00	0	0,00
<i>Valor Máximo</i>	490,00	8,56	3,87	2902,50	40,00	687,20	1890,00	720,00	53,00	0	0,30

**MUNICIPIO: LINCOLN (n=11)**

<b>Promedio</b>	387,27	7,45	2,59	1945,91	33,59	577,09	703,64	544,55	64,82	0,00	0,13
<b>Desvío Estándar</b>	236,45	0,39	1,70	1276,13	28,16	483,81	722,46	400,91	65,62	0,00	0,22
<b>Valor Mínimo</b>	120,00	6,83	0,72	540,00	7,00	120,26	0,00	190,00	25,00	0,00	0,00
<b>Valor Máximo</b>	870,00	8,25	5,45	4087,50	110,00	1889,80	2250,00	1200,00	250,00	0,00	0,70

**MUNICIPIO: NUEVE DE JULIO (n=5)**

<b>Promedio</b>	167,60	7,22	1,58	1183,50	15,80	271,44	680,00	460,00	40,00	0,00	0,05
<b>Desvío Estándar</b>	128,33	0,16	0,94	705,73	8,50	145,98	690,65	134,16	41,83	0,00	0,05
<b>Valor Mínimo</b>	40,00	6,98	0,60	450,00	7,00	120,26	0,00	300,00	0,00	0,00	0,01
<b>Valor Máximo</b>	340,00	7,42	3,00	2250,00	30,00	515,40	1800,00	600,00	100,00	0,00	0,10

**MUNICIPIO: PEHUAJO (n=9)**

<b>Promedio</b>	299,00	7,91	4,11	3082,08	33,11	568,85	1161,67	1181,67	63,22	0,00	0,03
<b>Desvío Estándar</b>	216,96	0,81	2,28	1711,26	13,44	230,88	755,51	1578,42	34,93	0,00	0,04
<b>Valor Mínimo</b>	90,00	6,11	1,24	930,00	7,00	120,26	15,00	190,00	17,00	0,00	0,00
<b>Valor Máximo</b>	765,00	8,96	7,51	5632,50	58,00	996,44	1990,00	4000,00	108,00	0,00	0,10

**MUNICIPIO: RIVADAVIA (n=25)**

<b>Promedio</b>	396,88	7,59	5,90	4422,90	98,26	1688,16	1740,84	426,48	139,72	0,00	0,11
<b>Desvío Estándar</b>	126,77	0,41	3,84	2877,70	89,11	1530,86	1680,37	566,33	130,81	0,00	0,28
<b>Valor Mínimo</b>	64,00	6,80	0,22	165,00	1,18	20,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Valor Máximo</b>	560,00	8,58	16,00	12000,00	319,16	5483,17	8500,00	2100,00	500,00	0,00	1,00

**MUNICIPIO: TRENQUE LAUQUEN (n=24)**

<b>Promedio</b>	373,71	8,01	3,58	2686,25	26,92	462,43	1068,75	642,08	39,67	0,00	0,06
<b>Desvío Estándar</b>	<b>232,08</b>	<b>0,44</b>	<b>3,30</b>	<b>2477,84</b>	<b>21,23</b>	<b>364,76</b>	<b>1236,20</b>	<b>875,45</b>	<b>21,33</b>	<b>0,00</b>	<b>0,10</b>
<b>Valor Mínimo</b>	<b>128,00</b>	<b>7,10</b>	<b>0,72</b>	<b>540,00</b>	<b>7,00</b>	<b>120,26</b>	<b>10,00</b>	<b>120,00</b>	<b>10,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
<b>Valor Máximo</b>	<b>870,00</b>	<b>8,70</b>	<b>14,55</b>	<b>10912,50</b>	<b>100,00</b>	<b>1718,00</b>	<b>4750,00</b>	<b>3950,00</b>	<b>100,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,50</b>

**MUNICIPIO: TRES LOMAS (n=6)**

<b>Promedio</b>	262,33	8,41	1,23	923,63	10,50	180,39	9,50	255,00	13,50	0,00	0,40
<b>Desvío Estándar</b>	<b>114,72</b>	<b>0,67</b>	<b>0,11</b>	<b>85,18</b>	<b>6,80</b>	<b>116,90</b>	<b>11,20</b>	<b>93,75</b>	<b>4,85</b>	<b>0,00</b>	<b>0,11</b>
<b>Valor Mínimo</b>	<b>125,00</b>	<b>7,70</b>	<b>1,10</b>	<b>825,00</b>	<b>4,00</b>	<b>68,72</b>	<b>0,00</b>	<b>180,00</b>	<b>5,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,30</b>
<b>Valor Máximo</b>	<b>453,00</b>	<b>9,09</b>	<b>1,33</b>	<b>999,00</b>	<b>21,00</b>	<b>360,78</b>	<b>25,00</b>	<b>390,00</b>	<b>19,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,50</b>

Anexo 2c

CRITERIOS Y ESTÁNDARES DE CALIDAD DE AGUA DE BEBIDA HUMANA

Parámetros Microbiológicos

PARÁMETRO	ARGENTINA (1) (a) (b)	CANADÁ (2) (a) (c)	EE.UU. (3) (a) (b)	WHO (4) (a) (c)	UNIÓN EUROPEA (5) (a) (b)
Bacterias coliformes totales	≤ 3/100ml Ver 1	0/100 ml	Ver 2		0/100 ml Ver 3
<p><b>1:</b> NMP a 37 °C, 48 h (Caldo Mc Conkey o Lauril sulfato)</p> <p><b>2:</b> el número de resultados positivos no debe alcanzar a más del 5 % de las muestras tomadas en 1 mes (en sistemas de tratamiento con una rutina menor que 40 determinaciones mensuales no debe verificarse más que 1 muestra positiva por mes). Toda muestra positiva debe ser analizada para bacterias coliformes fecales o <i>E. coli</i>. Si se verifican dos muestras consecutivas positivas para bacterias coliformes totales y una de ellas es además positiva para bacterias coliformes fecales o <i>E. coli</i> se considera que hay una violación aguda del límite establecido.</p> <p><b>3:</b> parámetro indicador (se especifica a efectos de control)</p>					
<i>Escherichia coli</i>	Ausencia en 100 ml	0/100 ml	Ver Bacterias coliformes totales	Ausencia en 100 ml Ver 5	0/100 ml
<p><b>5:</b> no obstante ser <i>E. coli</i> el indicador más preciso de contaminación fecal, la determinación de bacterias coliformes fecales es una alternativa aceptable (se debe en dicho caso verificar ausencia en 100 ml); las bacterias coliformes totales no son consideradas indicadores aceptables de la calidad sanitaria. En el caso de resultar cualquier muestra positiva debe haber una inmediata acción investigativa</p>					
Bacterias heterótrofas	Ver 6		≤ 500 colonias/ml Recuento de bacterias heterótrofas en placa (HPC)		Ver 7
<p><b>6:</b> en la evaluación de la potabilidad del agua ubicada en reservorios de almacenamiento domiciliario deberá incluirse entre los parámetros microbiológicos a controlar el recuento de bacterias mesófilas en agar (APC-24 h a 37 °C). En el caso de que el recuento supere las 500 UFC/ml y se cumplan el resto de los parámetros indicados, sólo se deberá exigir la higienización del reservorio y un nuevo recuento. En las aguas ubicadas en los reservorios domiciliarios no es obligatoria la presencia de cloro activo</p> <p><b>7:</b> se especifica el recuento de colonias a 22 °C, que no debe registrar cambios anómalos, como parámetro indicador a efectos de control</p>					
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Ausencia en 100 ml				

**Notas:**

**(1):** Código Alimentario Argentino (Ref. I)    **(2):** Health Canada (Ref. II)    **(3):** U.S. Environmental Protection Agency (Ref. III)    **(4):** World Health Organization (Ref. IV)    **(a):** Valor máximo aceptable, salvo que se indique de otro modo    **(b):** Estándares de calidad    **(c):** Niveles guía de calidad

**CRITERIOS Y ESTÁNDARES DE CALIDAD DE AGUA DE BEBIDA HUMANA<sup>20</sup> - Parámetros Químicos, Físicos y Fisicoquímicos**

PARÁMETRO	ARGENTINA (1) (a) (b) (*)	CANADÁ (2) (a) (c)	EE.UU. (3) (a) (b)	WHO (4) (a) (c)	UNIÓN EUROPEA (5) (a) (b)
<b>Aluminio</b>	0,20 mg/l Ver 1	0,1 mg/l/0,2 mg/l (d) Ver 2	0,05-0,2 mg/l (e)	Ver 3	200 µg/l Ver 4
<p>1: aluminio residual                  2: valores guía operacionales para coagulación con sales de aluminio en sistemas convencionales y otros, respectivamente                  3: concentraciones residuales de aluminio en exceso de 0,1–0,2 mg/l pueden causar problemas de aceptabilidad por precipitación de hidróxido de aluminio                  4: parámetro indicador (se especifica a efectos de control)</p>					
<b>Amoníaco</b>	0,20 mg/l Ver 5			Ver 6	0,50 mg/l Ver 7
<p>5: como ión amonio                  6: parámetro que puede afectar la aceptabilidad del agua por razones de sabor u olor (la concentración umbral de olor a pH alcalino es aproximadamente 1,5 mg/l y la de sabor para el ión amonio es 35 mg/l)                  7: como ión amonio; parámetro indicador (se especifica a efectos de control)</p>					
<b>Arsénico</b>	0,01 mg/l	0,010 mg/l	0,010 mg/l	0,01 mg/l (i)	10 µg/l
<b>Cloruros</b>	350 mg/l	≤ 250 mg/l (d)	250 mg/l (e)	Ver 8	250 mg/l Ver 9
<p>8: parámetro que puede afectar la aceptabilidad del agua por razones de sabor (concentraciones en exceso de 250 mg/l pueden causar problemas de sabor)                  9: parámetro indicador (se especifica a efectos de control); su función es evitar condiciones corrosivas</p>					
<b>Cobre</b>	1,00 mg/l	≤ 1 mg/l (d)	1,3 mg/l Ver 10 1 mg/l (e)	2 mg/l Ver 11	2 mg/l Ver 12
<p>10: el valor es consignado como un nivel de acción; si más del 10 % de las muestras de agua de bebida exceden tal nivel, el sistema de tratamiento debe incluir operaciones adicionales                  11: concentraciones por encima de 1mg/l pueden dar lugar a manchas durante el lavado de ropa y en artefactos sanitarios                  12: el valor se aplica a una muestra de agua captada de modo que sea representativa de un valor medio semanal ingerido por los consumidores</p>					

<sup>20</sup> La siguiente tabla se organizó a partir de la información de base presentada por el Ing. Qco. Rubén Goransky en el Informe Técnico realizado para la JICAL III,

PARÁMETRO	ARGENTINA (1) (a) (b) (*)	CANADÁ (2) (a) (c)	EE.UU. (3) (a) (b)	WHO (4) (a) (c)	UNIÓN EUROPEA (5) (a) (b)
<b>Color</b>	5 unidades escala Pt-Co	≤ 15 UCV (d)	15 UCV (e)	Ver 13	Aceptable para los consumidores y sin cambios anómalos Ver 14
<b>13:</b> niveles de color por debajo de 15 UCV son usualmente aceptables por los consumidores					
<b>14:</b> parámetro indicador (se especifica a efectos de control)					
<b>Conductividad eléctrica</b>					2500 µS cm <sup>-1</sup> (a 20 °C) Ver 15
<b>15:</b> parámetro indicador (se especifica a efectos de control); su función es evitar condiciones corrosivas					
<b>Cromo (total)</b>	0,05 mg/l	0,05 mg/l	0,1 mg/l	0,05 mg/l (i)	50 µg/l Ver 16
<b>16:</b> el valor se aplica a una muestra de agua captada de modo que sea representativa de un valor medio semanal ingerido por los consumidores					
<b>Dureza (total)</b>	400 mg/l Ver 17				
<b>17 :</b> expresada como CaCO <sub>3</sub>					
<b>Fluoruros</b>	Existen límites mínimos y máximos para fluoruros según temperaturas media y máx. anuales Ver18	1,5 mg/l	4 mg/l  2 mg/l (e)	1,5 mg/l Ver 19	1,5 mg/l
<b>18:</b> Dependiendo de la temperatura ambiental entre 10 y 32,6 °C los límites máximos se ubican según consumo de agua entre 1,7 y 0,8 ppm					
<b>19:</b> para establecer los estándares nacionales deben considerarse el consumo de agua y la ingesta de fluoruros de otras fuentes					



PARÁMETRO	ARGENTINA (1) (a) (b) (*)	CANADÁ (2) (a) (c)	EE.UU. (3) (a) (b)	WHO (4) (a) (c)	UNIÓN EUROPEA (5) (a) (b)
<b>Nitratos</b>	45 mg/l	45 mg/l Ver 20	10 mg/l (como nitrógeno)	50 mg/l	50 mg/l Ver 21
<p><b>20:</b> equivalente a 10 mg/l como nitrógeno de nitratos; cuando nitratos y nitritos son determinados separadamente la concentración de nitritos no debe exceder 3,2 mg/l</p> <p><b>21:</b> a la salida de las instalaciones de tratamiento de aguas se respetará el límite de 0,1 ppm para los nitritos y se cumplirá la condición de <math>(\text{observación de nitratos}/50 + \text{observación de nitritos}/3) \leq 1</math></p>					
<b>Nitritos</b>	0,10 mg/l	Ver Nitratos	1 mg/l (como nitrógeno)	3 mg/l (observación de corto término) 0,2 mg/l (i) (observación de largo término)	0,50 mg/l Ver 22
<p><b>22:</b> a la salida de las instalaciones de tratamiento de aguas se respetará el límite de 0,10 mg/l para los nitritos y se cumplirá la condición: <math>(\text{observación de nitratos}/50 + \text{observación de nitritos}/3) \leq 1</math></p>					
<b>Olor</b>	Sin olores extraños	Inofensivo (d)	observación de olor 3 (e)		Aceptable para los consumidores y sin cambios anómalos Ver 23
<p><b>23:</b> parámetro indicador (se especifica a efectos de control)</p>					
<b>pH</b>	6,5-8,5	6,5-8,5 (d)	6,5-8,5 (e)		$\geq 6,5$ y $\leq 9,5$ Ver 24
<p><b>24:</b> parámetro indicador (se especifica a efectos de control); su función es evitar condiciones corrosivas</p>					
<b>Sodio</b>		$\leq 200$ mg/l (d)		Ver 25	200 mg/l Ver 26
<p><b>25:</b> parámetro que puede afectar la aceptabilidad del agua por razones de sabor (a temperatura ambiente la concentración umbral promedio de sabor es cercana a 200 mg/l)</p> <p><b>26:</b> parámetro indicador (se especifica a efectos de control)</p>					

PARÁMETRO	ARGENTINA (1) (a) (b) (*)	CANADÁ (2) (a) (c)	EE.UU. (3) (a) (b)	WHO (4) (a) (c)	UNIÓN EUROPEA (5) (a) (b)
<b>Sólidos disueltos</b> <b>totales</b>	1500 mg/l	≤ 500 mg/l (d)	500 mg/l (e)	Ver 27	
<i>27: parámetro que puede afectar la aceptabilidad del agua por razones de sabor (el paladeo de un agua con concentraciones &lt; 600 mg/l es generalmente considerado bueno; esta condición se desmerece significativamente a concentraciones &gt; 1000 mg/l)</i>					
<b>Sulfatos</b>	400 mg/l	≤ 500 mg/l (d)	250 mg/l (e)	Ver 28	250 mg/l Ver 29
<i>28: parámetro que puede afectar la aceptabilidad del agua por razones de sabor (se considera que en general la afectación del sabor por sulfatos es mínima a concentraciones por debajo de 250 mg/l)</i>					
<i>29: parámetro indicador (se especifica a efectos de control); su función es evitar condiciones corrosivas</i>					
<b>Zinc</b>	5,0 mg/l	≤ 5 mg/l (d)	5 mg/l (e)	Ver 30	
<i>30: parámetro que puede afectar la aceptabilidad del agua por razones de sabor o apariencia (la concentración umbral de sabor es cercana a 4 mg/l para sulfato de zinc; concentraciones en exceso de 3-5 mg/l pueden dar apariencia opalescente)</i>					

**Notas:**

(1): Código Alimentario Argentino (Ref. I) (2): Health Canada (Ref. II) (3): U.S. Environmental Protection Agency (Ref. III) (4): World Health Organization (Ref. IV) (5): Unión Europea (a): Valor máximo aceptable, salvo que se indique de otro modo (b): Estándares de calidad (c): Niveles guía de calidad (d): Niveles guía establecidos como objetivos estéticos o como valores guía operacionales (e): Estándares secundarios de calidad (recomendados pero de cumplimiento no obligatorio) para evitar efectos cosméticos como decoloración de la piel o dental o salvaguardar aspectos estéticos como sabor, olor o color (\*) Para sustancias inorgánicas la autoridad sanitaria competente podrá admitir valores distintos si la composición normal del agua de la zona y la imposibilidad de aplicar tecnologías de corrección lo hicieran necesario. Para aquellas regiones del país con suelos de alto contenido de arsénico, se establece un plazo de hasta 5 años para adecuarse al valor de 0,01 mg/l a partir del 7/6/2007 (i): Criterio interino (por información científica limitada, por limitaciones de las tecnologías de tratamiento o por limitaciones de la cuantificación analítica)

**REFERENCIAS**

**Ref. I:** Código Alimentario Argentino. Capítulo XII. Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada. Agua Potable. Artículo 982 (Res. Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007). En línea: [http://www.anmat.gov.ar/codigoa/Capitulo\\_XII\\_Agua\\_2007-05.pdf](http://www.anmat.gov.ar/codigoa/Capitulo_XII_Agua_2007-05.pdf)

**Ref. II:** Health Canada. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Summary Table. Prepared by the Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment.. May 2008. En línea: [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sum\\_guide-res\\_recom/index-eng.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/index-eng.php)

**Ref. III:** U.S. Environmental Protection Agency. Drinking Water Contaminants. National Primary Drinking Water Regulations. Last updated on Thursday, June 5th, 2008. En línea: <http://www.epa.gov/safewater/contaminants/index.html>

**Ref. IV:** World Health Organization. 2006. Guidelines for Drinking-water Quality. First Addendum to Third Edition. Volume 1. Recommendations. En línea: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwg/gdwq0506.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/gdwq0506.pdf)

**Ref. V:** Directiva 98/83/CE del Consejo, de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. 5.12.98. En línea: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1998:330:0032:0054:ES:PDF>

**CRITERIOS DE CALIDAD DE AGUA PARA BEBIDA DE BOVINOS LECHEROS<sup>21</sup>**

PARÁMETRO	ARGENTINA (1)	ARGENTINA (2)	CANADÁ (3) (a) (b)	ONTARIO, CANADÁ (4) (a) (c)	AUSTRALIA Y NUEVA ZELANDIA (5) (a) (d)	FAO (5) (a) (e)
<b>Arsénico</b>	≤ 67 µg/l <i>Ver 1</i>	≤ 50 µg/l <i>Ver 2</i>	25 µg/l (i)	50 µg/l	0,5 mg/l	0,025 mg/l
<i>1: referido a arsénico total en la muestra de agua sin filtrar; aplicable a mamíferos.</i>						
<i>2: Por encima de este valor se podrían originar disturbios en el aparato digestivo, peor en monogástricos.</i>						
<b>Bacterias coliformes fecales</b>					< 100 colonias/100 ml <i>Ver 3</i>	
<i>3: mediana de los valores</i>						
<b>Calcio</b>		120 mg/l 1000 mg/l <i>Ver 4</i>	1000 mg/l	1000 mg/l (700 mg/l en presencia de magnesio)	1000 mg/l <i>Ver 5</i>	
<i>4: pueden comenzar trastornos por su relación con el fósforo en sangre, no se recomienda más de 1000 mg/l</i>						
<i>5: en presencia de altas concentraciones de magnesio y sodio o si el calcio es adicionado a la dieta, el valor máximo en el agua podría ser menor</i>						
<b>Cromo total</b>	≤ 20 µg/l <i>Ver 6</i>			100 µg/l	1 mg/l	0,05 mg/l
<i>6: referido a la muestra de agua sin filtrar; aplicable a mamíferos</i>						
<b>Cloruros</b>		2000 mg/l 5000 mg/l 10000 mg/l <i>ver 7</i>				
<i>7: límite máximo en cloruro de Mg (2000 mg/l), no recomendable para vacas lecheras (5000mg/l) y 10000 mg/l para ninguna especie animal.</i>						

<sup>21</sup> La siguiente tabla se organizó a partir de la información de base presentada por el Ing. Qco. Rubén Goransky en el Informe Técnico realizado para la JICAL III, seleccionándose para esta oportunidad lo referido a bovinos de leche y ampliado según información propia (Herrero, 2007).

PARÁMETRO	ARGENTINA (1)	ARGENTINA (2)	<u>CANADÁ</u> (3) (a) (b)	ONTARIO, CANADÁ (4) (a) (c)	AUSTRALIA Y NUEVA ZELANDIA (5) (a) (d)	FAO (5) (a) (e)
Fluoruros		2 mg/l ver 8	1-2 mg/l Ver 9	2 mg/l	2 mg/l	
<b>8:</b> a partir de éstos valores se ha observado desgaste dental prematuro						
<b>9:</b> 1 mg/l si la alimentación contiene fluoruros						
<b>Magnesio</b>		250 mg/l ver 10		300 mg/l		
<b>10:</b> se considera como valor límite para vacas lecheras ya que podría causar diarreas.						
Nitratos		45 a 200 mg/l 200 – 500mg/l más de 500 mg/l ver 11		44 mg/l (132 mg/l con dietas bajas en nitratos)	400 mg/l	
<b>11:</b> los valores mas bajos se indican para animales jóvenes (terneros), con valores intermedios podrían aparecer problemas reproductivos y con mas de 500 mg/l intoxicaciones agudas.						
<b>Nitratos + Nitritos</b>			100 mg/l			100 mg/l
<b>Nitritos</b>		2,5 mg/l ver 12	10 mg/l		30 mg/l	10 mg/l
<b>12:</b> son valores para los cuales se ha detectado intoxicación en terneros (animales jóvenes) y monogástricos.						
<b>pH</b>				6,5-8,5		
<b>Sulfatos</b>		300, 700, 1000 mg/l ver 13	1000 mg/l	1000 mg/l	1000 mg/l	
<b>13:</b> los valores se indican según grado de gravedad. Mayor a 300 mg/l pueden comenzar a presentarse problemas reproductivos, mayor a 700 mg/l pueden comenzar diarreas cuando no están acostumbrados y mayores a 1000 mg/l habría alteraciones óseas permanentes.						

<b>Sólidos disueltos totales</b>		3000 mg/l 5000 mg/l 7000 mg/l >10000 mg/l ver 14	3000 mg/l	< 1000 mg/l Ausencia de problemas de salud 1000-2999 mg/l No problemático en general 3000-4999mg/l Ingesta de agua no óptima	2500 mg/l Ver15	< 1000 mg/l Excelente Ver 16 1000-3000 mg/l Muy satisfactorio Ver 17 3000-5000 mg/l Satisfactorio para ganado. Inapropiado para aves <b>Ver 18</b>
<p><b>14:</b> más de 3000 podría causar diarreas en animales no acostumbrados, más de 5000 mg/l no es apta para terneros y vacas preñadas, más de 7000 mg/l no apta para vacas en producción y más de 10000 mg/l no es apta para ninguna categoría del tambo (Herrero y col., 2000 b).</p> <p><b>15:</b> sin efectos adversos para bovinos lecheros</p> <p><b>16:</b> para todo tipo de ganado y aves; <b>17:</b> Para todo tipo de ganado pero con cierta limitación para aves en valores próximos al límite superior y <b>18:</b> el agua puede ser rechazada por ganado no acostumbrado</p>						

**Notas:**

**(1):** Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Diciembre 2005 (Ref. I)

**(2):** De acuerdo a revisiones bibliográficas y experiencia propia (Ref. II)

**(3):** CCME 1999 (Ref. III)

**(4):** Ontario Ministry of Agriculture, Food & Rural Affairs. December 2007 (Ref. IV)

**(5):** Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000) (Ref. V)

**(6):** FAO 2002 (Ref. VI)

**(a):** Valor máximo, salvo que se indique de otro modo

**(b):** Los valores están referidos a concentraciones totales determinadas en la muestra de agua sin filtrar

**(c):** Valores especificados para bovinos lecheros

**(d):** Para plaguicidas y demás parámetros orgánicos se recomienda adoptar los criterios de calidad para agua de bebida humana vigentes en Australia (Ref. VII) y en Nueva Zelandia (Ref. VIII y IX), respectivamente

**(e):** Los valores resultan de considerar las siguientes fuentes bibliográficas: CCME 1999 (Ref. III) y FAO. 1985 (Ref. X)

**(i):** interino

## REFERENCIAS

- Ref. I:** Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Diciembre 2005. Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente. En línea: <http://www.hidricosargentina.gov.ar/NivelCalidad.htm/>
- Ref. II:** Herrero, M. A. (2007) - El agua en la producción animal (Cap.), en el libro Bases para la Producción Animal. BPress (Ed.), Buenos Aires, Argentina, pag. 93-135.
- Ref. III:** CCME 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment. Environment Canada, Hull, Quebec; 8 Chapters. *In Surface Water Quality Guidelines for Use in Alberta*. November 1999. En línea: <http://environment.gov.ab.ca/info/library/5713.pdf>
- Ref. IV:** Ontario Ministry of Agriculture, Food & Rural Affairs. December 2007. Water Quality for Dairy Cattle. En línea: <http://www.omafra.gov.on.ca/english/livestock/dairy/facts/03-085.htm>
- Ref. V:** Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000). Chapter 4. Primary Industries. Livestock drinking water quality. En línea: [http://www.mincos.gov.au/data/assets/pdf\\_file/0020/316127/wqg-ch4.pdf](http://www.mincos.gov.au/data/assets/pdf_file/0020/316127/wqg-ch4.pdf)
- Ref. VI:** FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2002. FAO Irrigation and Drainage Paper 61. Agricultural Drainage Water Management in Arid and Semi-Arid Areas. by K.K. Tanji and N.C. Kielen. Annex 2. Water quality guidelines for livestock and poultry production for parameters of concern in agricultural drainage water. Rome. En línea: <http://www.fao.org/DOCREP/005/Y4263E/y4263e0f.htm>
- Ref. VII:** Australian Drinking Water Guidelines. National Health and Medical Research Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. 1996
- Ref. VIII:** New Zealand Ministry of Health. 2013. Drinking-water Standards for New Zealand.
- Ref. IX:** New Zealand Ministry of Health. 1995. Guidelines for Drinking-water Quality Management for New Zealand.
- Ref. X:** FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1985. Water quality for agriculture, by R.S. Ayers & D.W. Westcot. Irrigation and Drainage Paper No. 29 (Rev. 1). Rome

## ENCUESTA DE MANEJO DE EFLUENTES

### Datos generales sobre manejo de efluentes de Tambo

Nombre del

Establecimiento: \_\_\_\_\_

Provincia: \_\_\_\_\_

Municipio: \_\_\_\_\_

Superficie total: \_\_\_\_\_ Superficie para producción de leche:

\_\_\_\_\_

Número de vacas en ordeño: \_\_\_\_\_

Producción diaria: \_\_\_\_\_ L leche/VO/día

y \_\_\_\_\_ L leche totales/día

*Marque con una X ó complete los espacios en blanco según corresponda*

1- Vías de agua cercanas al establecimiento

Río SI  NO  Laguna SI  NO  Lago SI  NO

Arroyo SI  NO  otras NO  SI  ¿Cuál? ..... ninguna

1- ¿Realiza algún manejo de los efluentes?

SI  Si respondió SI continúe en la pregunta 2

NO  Si respondió No, complete las siguientes opciones y la encuesta termina en esta pregunta



Destino final del  
efluente

laguna natural  arroyo  río  Depresión Natural

Otro  ¿Cuál? .....

2. ¿Cuál es el sistema de tratamiento de los efluentes que utiliza?

Lagunas de estabilización



Digestión anaeróbica   
 Humedales   
 otros

3-  → ¿Tiene construcciones para retener sólidos?  
 NO   
 SI  → malla o rejilla       pileta de sedimentación o decantación  otro

4. ¿Qué realiza con la fracción sólida?

Fabricación de Compost   
 Venta como abono   
 Aplicación directa como fertilizante   
 Transformación en Biogas   
 Fabricación de Lombricompost   
 Otros:.....   
 Distribución con carro volcador en potreros   
 Distribución con carro c/dispersores en potreros

5. ¿Cómo se trasladan los efluentes?

Gravedad  → Bombeo  SI  NO   
 SI  → canal a cielo abierto  → De tierra   
 → De cemento   
 → tuberías / cañerías

6. Características de la laguna de efluentes.

Largo: ..... metros Ancho: ..... metros Profundidad: ..... metros

Nº de lagunas: ..... Edad de la / las lagunas: .....años

¿Las lagunas están conectadas entre sí?

NO

Si  ¿Cómo se conectan? .....

8- ¿Cuál es la disposición final de los efluentes?

Permanece en la laguna indefinidamente SI  NO   
 Descarga a un curso de agua natural SI  NO   
 (río, arroyo, laguna, etc.)

- Realiza Riego / Aspersión  SI   
 NO

¿Con qué realiza la aspersión?

- Manguera SI  NO   
 - Tanque estercolero (móvil) SI  NO   
 - Bomba de aspersión (fija) SI  NO

Ubicación:

.....

9- ¿Sobre qué superficie aplica los efluentes? Marque las opciones e indique la superficie y la frecuencia de riego.

		Superficie (has)	Frecuencia de Riego
Pastura	<input type="checkbox"/>		
Verdeo para el ganado	<input type="checkbox"/>		
Cultivo de cosecha	<input type="checkbox"/>		
Rastrojo	<input type="checkbox"/>		
Otros:.....	<input type="checkbox"/>		

## Anexo 4 a

### ENCUESTA PARA EVALUAR EL USO DE ANTIMICROBIANOS EN TAMBOS

#### Inventario y Producción

- 1) ¿Cuáles son sus tareas en el establecimiento? .....
- 2) Superficie dedicada a la actividad de leche:..... (hectáreas - ha)
- 3) Al día de hoy ¿Cuál es el número de vacas en lactancia que hay en el establecimiento?

	1° Lactancia	2° ó + Lactancia	Total
N° de vacas			

- 4) ¿Cuál es la producción actual por vaca por día?  
..... litros/vaca/día (al día de hoy)  
..... litros/vaca/día (promedio al último año)
- 5) Indique el tiempo de ordeño (hs) total promedio por día:.....
- 6) Indique superficie de corrales e instalaciones de ordeño:.....
- 7) Indique tiempo de permanencia en pistas de alimentación diario (hs) promedio en el año:.....
- 8) Indique la superficie que ocupan las pistas de alimentación:.....
- 9)Cuál es el promedio de CCS en el tanque durante los últimos 6 meses.

- |              |            |
|--------------|------------|
| a) < 200     | d) > 400   |
| b) 201 – 300 | e) No sabe |
| c) 301 – 400 |            |

#### Mastitis clínicas

Período	N° de casos	N° tratados
10) últimos 2 meses		
11) últimos 12 meses		

- 12) ¿Quién decide (D) los tratamientos y quién trata (T) los casos de mastitis clínica?
  - a. Veterinario
  - b. Encargado
  - c. Tambero
  - d. Otro (Especificar)

13) ¿Cuáles fueron los antibiótico/s intramamario que se utilizaron para el tratamiento de mastitis clínica durante los últimos 2 años? (Marque el/los producto/s y el tiempo de uso en meses).

- |                   |               |
|-------------------|---------------|
| 1. Ampiclox       | 12. Gorban    |
| 2. Cefaximin L    | 13. Lactamox  |
| 3. Ceftocidin     | 14. Mamyzin M |
| 4. Clavamox       | 15. Master    |
| 5. Cloxalene      | 16. Nafpenzal |
| 6. Cobactan       | 17. Romagel   |
| 7. Diclomast Plus | 18. Vetimast  |
| 8. Diclosan       |               |
| 9. Dieritromast   | Otros:        |
| 10. Ememast       | .....         |
| 11. Fatroximin    | .             |

14) Uso de intramamarios

Producto	Nº pomos/ordeño	Frecuencia hs. (8-12-24)	Duración (días)	% de uso

15) ¿Cuáles fueron los antibiótico/s de uso sistémico que se utilizaron para el tratamiento de mastitis clínica durante los últimos 2 años? (Marque el/los producto/s y el tiempo de uso en meses).

- |                     |                   |
|---------------------|-------------------|
| 1. Ceftiofur LPU    | 10. Mamyzin P     |
| 2. Clamoxil         | 11. Micotil 300   |
| 3. Cobactan         | 12. Pharmasin 200 |
| 4. Delmor           | 13. Polibrón      |
| 5. Distrepbencil    | 14. Terramicina   |
| 6. Ememast          | 15. Tylan 200     |
| 7. Estreptopendiben | 16. Otros         |
| 8. Gorban           | .....             |
| 9. L 300            |                   |

16) ¿Qué cantidad de las vacas recibieron tratamiento sistémico en relación con las que tuvieron mastitis clínica? ..... (Nº ó %)

17) ¿Cuál fue la dosis utilizada para cada producto y el % de uso?

Producto	Ruta	CC o ml.	Nº de frascos x día	Duración (días)	Ml del frasco	Mg/ml	% de uso de sistémico

18) ¿Cuáles fueron los pomos de secado que se utilizaron en los últimos 5 años? (Marque el/los producto/s y el tiempo de uso en meses).

- |                  |                     |
|------------------|---------------------|
| 1. Cefa Safe     | 9. Mastilina        |
| 2. Ceftocidín    | 10. Mastitis Secado |
| 3. Cloxalene     | 11. Nafpenzal       |
| 4. Diclomast Dry | 12. Novantel        |
| 5. Fatroximin    | 13. Orbenin         |
| 6. Lactomicin    | 14. Sachavaca       |
| 7. Mamyzin S     | 15. Speciorlac      |
| 8. Master S      | 16. Vetimast        |

**Enfermedades respiratorias**

Período	Nº de casos	Nº tratados
19) últimos 2 meses		
20) últimos 12 meses		

21) ¿Cuáles fueron los antibiótico/s utilizados para el tratamiento de enfermedades respiratorias, durante los últimos 2 años? (Marque el/los producto/s y el tiempo de uso en meses)

- |                     |                   |
|---------------------|-------------------|
| 1. Ceftiofur LPU    | 9. L 300          |
| 2. Clamoxil         | 10. Mamyzin P     |
| 3. Cobactan         | 11. Micofil 300   |
| 4. Delmor           | 12. Pharmasin 200 |
| 5. Distrepbencil    | 13. Polibrón      |
| 6. Ememast          | 14. Terramicina   |
| 7. Estreptopendiben | 15. Tylan 200     |
| 8. Gorban           |                   |
| 16. Otros           |                   |

.....

22) ¿Cuál fue la dosis utilizada para cada producto y el % de uso?

Producto	Ruta	CC o ml.	Nº de frascos x día	Duración (días)	Ml del frasco	Mg/ml	% de uso

### Infecciones uterinas

Período	Nº de casos	Nº tratados
23) últimos 2 meses		
24) últimos 12 meses		

25) ¿Cuáles fueron los antibiótico/s utilizados para el tratamiento de infecciones uterinas, durante los últimos 2 años? (Marque el/los producto/s y el tiempo de uso en meses).

- |                     |                   |
|---------------------|-------------------|
| 1. Ceftiofur LPU    | 9. L 300          |
| 2. Clamoxil         | 10. Mamyzin P     |
| 3. Cobactan         | 11. Micotil 300   |
| 4. Delmor           | 12. Pharmasin 200 |
| 5. Distrepbencil    | 13. Polibrón      |
| 6. Ememast          | 14. Terramicina   |
| 7. Estreptopendiben | 15. Tylan 200     |
| 8. Gorban           |                   |
| 16. Otros           |                   |

.....

26) ¿Cuál fue la dosis utilizada para cada producto y el % de uso?

Producto	Ruta	CC o ml.	Nº de frascos x día	duración (días)	Ml del frasco	Mg/ml	% de uso

### Infecciones de patas

Período	Nº de casos	Nº tratados
27) últimos 2 meses		
28) últimos 12 meses		

29) ¿Cuáles fueron los antibiótico/s utilizados para el tratamiento de infecciones de patas, durante los últimos 2 años? (Marque el/los producto/s y el tiempo de uso en meses)

- |                  |                     |
|------------------|---------------------|
| 1. Ceftiofur LPU | 5. Distrepbencil    |
| 2. Clamoxil      | 6. Ememast          |
| 3. Cobactan      | 7. Estreptopendiben |
| 4. Delmor        | 8. Gorban           |

- 9. L 300
- 10. Mamyzin P
- 11. Micozil 300
- 12. Pharmasin 200
- 16. Otros

- 13. Polibrón
- 14. Terramicina
- 15. Tylan 200

.....

30) ¿Cuál fue la dosis utilizada para cada producto y el % de uso?

Producto	Ruta	CC o ml.	Nº de frascos x día	duración (días)	Ml del frasco	Mg/ml	% de uso

**Registros**

31) ¿Se lleva en el establecimiento un registro de los tratamientos con antibióticos?

- a) SI – NO
- b) Total / Parcial (Especificar).....

32) ¿Cuál es el sistema de registro?

- a) Computadora
- b) Cuaderno
- c) Almanaque
- d) Pizarrón
- e) Ficha
- f) Otro (Especificar)

.....

33) ¿Quién es la persona que decide los tratamientos antibióticos para las siguientes enfermedades?

	Tambero	Encargado	Veterinario	Otro
Respiratorias				
Uterinas				
Patas				

34) ¿Utiliza rutinariamente antibióticos para algún otro tratamiento?

a) SI - NO

b) Especifique .....

35) ¿Cuando fue la última vez que encontraron residuos de antibióticos en leche de tanque?

a) Indicar fecha: .....

**Manejo de Efluentes**

36) ¿Realiza algún manejo de los efluentes?

NO

Destino final del efluente natural Laguna  Arroyo  Río  Depresión natural   
 Otro  ¿Cuál? .....

SI  → ¿Tiene construcciones para retener sólidos?

NO   
 SI  → malla o rejilla  Pileta de sedimentación o decantación   
 Otro

37) ¿Cómo trasladan los efluentes?

Gravedad NO  → Bombeo SI  NO   
 SI  → Canal a cielo abierto  De tierra   
 → De cemento



→ Tuberías/cañerías

38) ¿Cuál es destino del efluente?

Deposito temporario (estercolera)  SI  NO

Laguna  SI  NO  N° de lagunas.....  
→ Fondo permeable  SI  NO

39) Indique la ubicación de la laguna/estercolera con respecto a la fuente de agua potable.

Topografía: A  nivel  Colina arriba  Colina abajo   
Distancia de las instalaciones:..... Metros.

40) Indique la ubicación de la laguna/estercolera con respecto a las instalaciones del tambo:

Topografía: A  nivel  Colina arriba  Colina abajo   
Distancia de las instalaciones:..... Metros.

41) ¿realiza oxigenación de la laguna con aireador?

SI  NO

42) ¿Cada cuanto tiempo descarga la laguna y que volumen extrae?

Tiempo..... Meses Volumen: ..... Litros

43) Características de las lagunas:

Largo: ..... Metros Ancho: ..... Metros Profundidad: ..... Metros  
N° de lagunas: ..... Edad de la/las lagunas: ..... años.

44) ¿Las lagunas están conectadas entre si?

NO   
SI

¿Cómo se conectan? .....

45) ¿Cuál es la disposición final de los efluentes?

-permanece en la laguna

SI

- descarga en un curso de agua natural (río, arroyo, laguna, etc.) SI

- riego/aspersión

SI

<input type="checkbox"/>	NO	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	NO	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	NO	<input type="checkbox"/>

---

46) ¿Sobre que superficie aplica los efluentes? ←

Pastura	
Verdeo para el ganado	
Cultivo de cosecha	
Rastrojo	
Otros: .....	

Listado de nombres comerciales y composición de antimicrobianos de uso veterinario generalmente utilizados

#### Uso Intramamario para Mastitis Clínica

**Ampiclox:** ampicilina + cloxacilina  
**Bovigam:** ampicilina + cloxacilina  
**Cefaximin L:** rifaximina + cefacetilo  
**Ceftocidin:** cefalexina + neomicina  
**Clavamox:** amoxicilina + ácido clavulánico  
**Cloxacilene:** cloxacilina  
**Cobactan:** cefquinoma  
**Diclomast Plus:** amoxicilina + ácido clavulánico  
**Diclosan:** amoxicilina + ácido clavulánico  
**Dieritromast:** eritromicina + dihidroestreptomicina  
**Ememast:** espiramicina + neomicina  
**Fatroximín:** rifaximina  
**Lactamox:** amoxicilina + clavulanato  
**Mamyzin M:** penetamato + dihidroestreptomicina + framisetina  
**Master:** eritromicina + amoxicilina  
**Nafpenzal:** penicilina G + dihidroestreptomicina + nafcilina  
**Novatel:** ampicilina + cloxacilina  
**Romagel:** neomicina + lincomicina  
**Vetimast:** cefacetilo

#### Uso sistémico para mastitis clínica

**Baytril:** enrofloxacin  
**Ceftiodur LPU:** ceftiofur  
**Clamoxil:** amoxicilina  
**Cobactan:** cefquinoma  
**Delmor:** ceftiofur  
**Distrepbencil:** penicilina G + estreptomicina  
**Ememast:** espiramicina + neomicina  
**Estreptopendiben:** benilpenicilina + penicilina G1 + estreptomicina  
**Gorban:** trimetropin + sulfadoxina  
**L 300:** oxitetraciclina

**Mamyzin P:** penetamato  
**Micospectone:** lincomicina + espectinomicina  
**Pharmasin 200:** tilosina  
**Polibrón:** cefquinona  
**Raxidal:** sulfadoxina + trimetoprim  
**Suanovil:** espiramicina  
**Terramicina:** oxitetraciclina  
**Tetradur:** oxitetraciclina  
**Tylan 200:** tilosina

### Uso Intramamario para terapia de secado

**Bovigam S:** ampicilina + cloxacilina  
**Cefa Safe:** cefapirina  
**Ceftocidin:** cefalexina + neomicina + penicilina G  
**Clavamox:** amoxicilina  
**Cloxalene:** cloxacilina  
**Dairy Sec:** ampicilina + cloxacilina  
**Diclomast Dry:** ampicilina + estreptomina + cloxacilina  
**Fatroximín:** rifaximina  
**Lactomicin:** penicilina G sódica + penicilina G procaínica + estreptomina  
**Mamyzin S:** penetamato + penicilina + frameticina  
**Master S:** eritromicina + amoxicilina  
**Mastilina:** Penicilina + Penicilina + Dihidroestreptomina + gentamicina  
**Mastitis Secado:** cloxacilina + ampicilina  
**Nafpenzal:** penicilina G + dihidroestreptomina + nafcilina  
**Novantel:** cloxacilina  
**Orbenin:** cloxacilina  
**Sachavaca:** ampicilina + cloxacilina  
**Speciorlac:** espiramicina + neomicina  
**Vetimast:** cefacetilo

### Uso para enfermedades respiratorias, uterinas y podales

**Anfotil:** Tilosina  
**Anfomicina:** oxitetraciclina  
**Ceftiodur LPU:** ceftiofur  
**Clamoxyl:** amoxicilina  
**Cobactan:** cefquinoma  
**Delmor:** ceftiofur  
**Distrepbencil:** penicilina G + estreptomina  
**Ememast:** espiramicina + neomicina  
**Estreptendiben:** benilpenicilina + penicilina G1 + estreptomina  
**Excenel:** ceftiofur  
**Florfenicol:** florfenicol  
**GentaPen:** gentamicina + penicilina x3  
**Gorban:** trimetropin + sulfadoxina  
**L 300:** lincomicina  
**Mamyzin P:** penetamato  
**Metricure:** cefapirina  
**Micotil 300:** tilmicosina

---

**Pharmasin 200:** tilosina  
**Polibrón:** cefaquinona  
**Tyker:** tilosina  
**Terramicina:** oxitetraciclina  
**Tylan 200:** tilosina

## MASTITIS AGUDA



AMPLICLOX L.C.



VETIMAST





## INTRAMAMARIOS SECADO



ORBENIN D.C.







VETIMAST VS





## INFECCIONES UTERINAS



ROMAGE OVULOS ESPUMANTES

## INFECCIONES RESPIRATORIAS



## OTROS ATB

### PIETIN



**INFECCIONES EN GENERAL**



ADVOSIN



DISTREPENCIL E









ADVOSIN180







FATROMICINA S

ESTREPTO PENDIBEN



MICOSPECTONE







## QUERATOCONJUNTIVITIS



## ANTIESPUMANTE



RUMENSIN



## Anexo 4 b

### BREVE DESCRIPCIÓN DE LAS ENFERMEDADES FRECUENTES EN VACAS EN ORDEÑO

#### 1. Mastitis

Es la enfermedad más común en vacas en ordeño y origina los mayores costos en los establecimientos lecheros. Básicamente se produce la inflamación de la glándula mamaria, generalmente por la infección por bacterias invasoras u otros microorganismos (hongos y virus). En algunos casos menos frecuentes se puede producir por estrés y lesiones físicas (traumatismos) (Hortet y Seegers, 1998).

La manifestación de mastitis puede ocurrir clínica o sub-clínicamente. En la mastitis clínica el cuarto mamario infectado se inflama y la leche se encuentra alterada con presencia de coágulos y algunas veces sangre. También puede aparecer fiebre, pulso acelerado, falta de apetito y reducción aguda de la producción de leche.

La mastitis subclínica resulta más difícil de diagnosticar dado que no se presentan signos clínicos, no se observa inflamación y la leche parece normal. A pesar de ello los microorganismos y células somáticas en la leche se encuentran elevados. Esta mastitis produce serias pérdidas económicas por diferentes razones: por su alto % de prevalencia en los rodeos, porque generalmente las mastitis clínicas comienzan como subclínicas y porque las vacas que no son tratadas resultan ser un reservorio de microorganismos, que además contagian a otras vacas (Ruegg, 2003).

Las infecciones de la glándula mamaria comienzan cuando los microorganismos penetran el canal del pezón. Normalmente el esfínter del pezón cierra su canal cuando la vaca no es ordeñada, por lo cual las infecciones se producen durante y después del ordeño. Durante el ordeño se producen, generalmente, cuando existe entrada de aire en la copa de ordeño (pezonera) de la máquina de ordeñar. Después del ordeño el canal permanece dilatado por una o dos horas y los microorganismos del ambiente encuentran una puerta de entrada para producir la infección.

Los microorganismos de mayor importancia son *Streptococcus agalactiae*, responsable de más del 40% de los casos, y *Staphylococcus aureus*, responsable del 30 al 40% de las patologías. Ambas viven en la ubre y se contagian durante el ordeño.

Otros microorganismos son los que producen mastitis de origen ambiental. Entre éstos se encuentran *Streptococcus uberis* y *Streptococcus dysgalactiae* (5

---

al 10% de los casos) y coliformes como *Escherichia coli*, *Enterobacter aerogenes* y *Klebsiella pneumoniae* (< 1% de los casos). Estos organismos son generalmente transferidos desde el medio ambiente al pezón entre los ordeños favoreciéndose su transmisión en períodos húmedos y en sistemas intensificados, por lo cual resulta importante el uso de productos selladores de pezones, generalmente iodados, luego del ordeño. El *Streptococcus uberis* y *Streptococcus dysgalactiae* son responsables también por la mayoría de las mastitis que se presentan ya sea al comienzo o al final del período de seca. Las bacterias coliformes son habitantes normales del suelo e intestino de las vacas. Se acumulan y multiplican en la materia fecal y en la cama. Los coliformes pueden causar mastitis (generalmente mastitis agudas clínicas) solamente si las partículas contaminadas del medio ambiente entran en contacto con la ubre, también pueden afectar a vacas que han sido secadas recientemente (Errecalde, 2007).

En general el tratamiento se realiza por aplicación de antimicrobianos en forma intramamaria al igual que la terapia de secado, que se realiza en forma preventiva.

## **2. Enfermedades uterinas (metritis)**

La metritis postparto es una enfermedad severa que afecta negativamente la producción de leche y la reproducción, y pone a la vaca en riesgo de desarrollar numerosos desórdenes metabólicos que potencialmente comprometen su vida. La metritis es definida como una inflamación de las paredes musculares del útero y del endometrio, que ocurre mayormente durante los primeros 10-14 días postparto y algunas veces son llamados metritis toxica puerperal, metritis aguda postparto o simplemente metritis puerperal (BonDurant, 1999). Las vacas afectadas exhiben diferentes grados de depresión, inapetencia y disminución de la producción de leche y están predispuestas a sufrir desórdenes digestivos.

Los factores de riesgo más comunes son la retención de membranas fetales, parto distócico, ternero nacido muerto, mellizos, edad, época del año y si la vaca tuvo metritis con anterioridad. Las infecciones generalmente involucran a *Escherichia coli*, *Arcanobacterium pyogenes* y los anaerobios gram negativos *Fusobacterium necrophorum* y *Prevotella melaninogenicus* (antiguamente *Bacteroides spp*)(Palmer, 2006).

La metritis postparto usualmente es tratada con antibióticos o con hormonas o por una combinación de ambas. Los antibióticos son administrados parenteralmente o aplicados directamente dentro del lumen uterino, utilizándose generalmente penicilina, ceftiofur u oxitetraciclina (Peter y Laven, 1996).

### 3. Enfermedades respiratorias

El síndrome respiratorio bovino (SRB) es un término que engloba un grupo de enfermedades. Si bien ocurre con mayor frecuencia en animales jóvenes puede ocurrir en vacas en ordeño. Se puede producir por una variedad de patógenos, tanto virales como bacterianos. Las bacterias patógenas pueden producir sintomatología aguda en aparatos respiratorios que han sido previamente afectados por un virus (Chi y col., 2002).

Diversas especies de bacterias han sido aisladas, pero las más comunes son *Mannheimia haemolytica*. (generalmente conocida como *Pasteurella haemolytica*), *P. multocida*, *Histophilus (Haemophilus) somnus* y *Mycoplasma* spp. De varios trabajos desarrollados en el tema se observa que las más frecuentes son *M haemolytica (P. haemolytica)* y *P. Multocida* (Van der Poel y col. 1993).

Dependiendo de la edad del animal, del organismo causal, del avance de la enfermedad y de otros factores, muchos de los cuales tienen origen ambiental, se manifestarán signos que ayudan al diagnóstico (ej: fiebre, inapetencia, depresión, descargas nasales, tos). El tratamiento se realiza mediante diversos antibióticos que se administran por vía parenteral.

### 4. Enfermedades podales

Son enfermedades que afectan la locomoción del animal y por ende su bienestar. Estos trastornos, conocidos vulgarmente como "pietín", engloban a una lista de más de 70 afecciones identificables. Existen afecciones de origen aséptico (traumatismos o metabólicas) y sépticas (generalmente denominadas pododermatitis).

Los factores de riesgo que frecuentemente se indican se relacionan con la predisposición genética (ej: Pezuñas muy chicas en animales de gran peso), el medio ambiente (ej: estado de potreros, pisos de calles salas de ordeño y corrales), prácticas de manejo (ej: concentración de animales en sistemas intensivos de producción, cantidad de kilómetros que recorre el animal por día) y factores nutricionales, referidos principalmente al aporte de algunos microelementos (e.g. deficiencia de zinc o de cobre) y acidosis ruminal por elevada proporción de granos en la dieta (Choquette-Lcvy y col., 1985)

En general los tratamientos para las infecciones podales se realizan con antibióticos que se diluyen en pediluvios, se aplican localmente o por uso parenteral.

---

## Referencias bibliográficas

- BonDurant RH. (1999). Inflammation in the bovine female reproductive tract. *Journal of Animal Science*, 77 (2): 101-110.
- Chi, J., Weersink, A., VanLeeuwen, J. A. and Keefe, G. P. (2002). The economics of controlling infectious diseases on dairy farms. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie*, 50: 237-256.
- Choquette-Lcvy L., Baril, J., Ltv M., St-Pierre H. (1985). A study of foot disease of dairy cattle in Quebec. *Canadian Veterinary Journal*, 26: 278-281.
- Errecalde, J. O. (2007). Uso racional de los antimicrobianos en el tambo. *Revista del Colegio de Veterinarios de la provincia de Buenos Aires*, 12(39):48-59.
- Hortet P, H. Seegers. (1998). Calculated milk production losses associated with elevated somatic cell counts in dairy cows: review and critical discussion. *Veterinary Research*, 29(6):497-510.
- Palmer, C. (2006). Metritis post-parto en vacas lecheras. Conferencia en las Jornadas de Actualización en Biotecnologías de las Reproducción en Bovinos del IRAC, 30 de junio y 1 de julio de 2006, Huerta Grande, provincia de Córdoba, Argentina. Reproducido por [www.produccion-animal.com.ar](http://www.produccion-animal.com.ar), consultado el 10 de octubre de 2009.
- Peters, AR, Laven, RA. (1996). Treatment of bovine retained placenta and its effects. *Veterinary Records*, 139: 535-539.
- Ruegg, P.L. 2003. Investigation of Mastitis problems on farms. in *Veterinary Clinics of North America. Food Animal Practice*. 19(1):47-74.
- Van der Poel, W. H. M., Kramps,J.A., Middel,W.G.J., Van Oirschot,J.T., Brand,A.(1993). Dynamics of bovine respiratory syncytial virus infections: a longitudinal epidemiological study in dairy herds. *Archives of Virology*, 133 (3): 309-321.

#### Anexo 4c

#### ANTIMICROBIANOS UTILIZADOS EN LOS ESTABLECIMIENTOS (N= 18) PARA DIFERENTES ENFERMEDADES Y USOS.

**Referencias:** IMM MC (Uso Intramamario para Mastitis clínicas), IMM SEC (Uso Intramamario para Secado), PAR MC (Uso Parenteral para Mastitis Clínicas), PAR RESP (Uso Parenteral para enfermedades Respiratorias), PAR UTE (Uso Parenteral para enfermedades Uterinas) y PAR PAT (Uso Parenteral para enfermedades Podales – Patas)

TAMBO	Antibióticos	IMM MC	IMM SEC	PAR MC	PAR RESP	PAR UTE	PAR PAT
1	Amoxicilina	X					
	Ampicilina	X					
	Ceftiofur				X		
	Cloxacilina	X	X				
	Dihidroestreptomicina	X					
	Estreptomicina					X	
	Nafcilina	X					
	Neomicina					X	
	Oxitetraciclina				X	X	
	Penicilina	X				X	
	Rifaximina	X					
	Tilosina			X		X	X
2	Amipicilina	X	X				
	Amoxicilina	X					
	Cafapirina					X	
	Ceftiofur			X			
	Cloxacilina	X	X				
	Dihidroestreptomicina	X	X				
	Espiramicina	X		X			
	Estreptomicina			X			
	Framicetina	X	X				
	Gentamicina		X				
	Neomicina	X					
	Oxitetraciclina			X			
	Penetamato	X	X	X			
	Penicilina		X				
	Rifaximina					X	
	Sulfadoxina			X			
Tilmicosina			X			X	
Trimetoprim			X				
3	Ampicilina	X	X				
	Cefalexina		X				
	Cefapirina					X	
	Cloxacilina	X	X				
	Dihidroestreptomicina	X	X				
	Espectinomicina			X			
	Espiramicina	X		X			

TAMBO	Antibióticos	IMM MC	IMM SEC	PAR MC	PAR RESP	PAR UTE	PAR PAT
3 (cont.)	Estreptomina			X			
	Framicetina	X					
	Lincomicina			X			
	Nafcilina		X				
	Neomicina	X	X				
	Penetamato	X		X			
	Penicilina		X				
	Sulfadoxina			X			
	Trimetoprim			X			
4	Ampicilina	X					
	Cloxacilina	X					
	Dihidroestreptomina	X					
	Framicetina	X	X				
	Penetamato	X	X				
	Penicilina		X				
	Tilosina						X
5	Amoxicilina	X					
	Ampicilina	X					
	Cefacetilo	X					
	Ceftiofur				X	X	X
	Cloxacilina	X	X				
	Dihidroestreptomina	X					
	Espiramicina			X			
	Estreptomina			X	X	X	
	Nafcilina	X					
	Neomicina					X	
	Oxitetraciclina			X	X	X	
	Penicilina	X		X	X	X	
	Rifaximina	X					
	Sulfadoxina			X			
Tilosina			X			X	
Trimetoprim			X				
6	Amoxicilina	X		X			
	Ampicilina	X	X				
	Cefapirina					X	
	Cloxacilina	X	X				
	Espiramicina	X					
	Framicetina		X				
	Neomicina	X					
	Penetamato		X				
	Penicilina		X				
	Tilosina						X



TAMBO	Antibióticos	IMM MC	IMM SEC	PAR MC	PAR RESP	PAR UTE	PAR PAT
7	Dihidroestreptomicina	X					
	Espiramicina	X		X			
	Estreptomicina			X			
	Framicetina	X	X				
	Neomicina	X					
	Penetamato	X	X	X			
	Penicilina		X				
	Rifaximina					X	
Tilosina			X			X	
8	Cefapirina					X	
	Dihidroestreptomicina	X					
	Estreptomicina			X			X
	Framicetina	X	X				
	Penetamato	X	X	X			
	Penicilina		X	X			X
	Tilosina						X
9	Ampicilina	X					
	Cefacetrilo	X					
	Cefalexina	X					
	Cefapirina	X					
	Ceftiofur						X
	Cloxacilina	X	X				
	Dihidroestreptomicina	X	X				
	Enrofloxacin			X			
	Espiramicina	X	X	X			
	Estreptomicina			X			X
	Framicetina	X	X				
	Florfenicol				X		X
	Nafcilina	X	X				
	Neomicina	X	X				
	Oxitetraciclina			X		X	X
	Penetamato	X	X				
	Penicilina	X	X				X
	Rifaximina	X	X				
Tilosina						X	
10	Cefacetrilo	X					
	Dihidroestreptomicina	X					
	Framicetina	X	X				
	Neomicina					X	
	Oxitetraciclina			X		X	X
	Penetamato	X	X				
	Penicilina		X				
	Rifaximina	X					
	Tilmicosina				X		
	Tilosina			X			X

TAMBO	Antibióticos	IMM MC	IMM SEC	PAR MC	PAR RESP	PAR UTE	PAR PAT
11	Cefapirina					X	
	Dihidroestreptomicina	X					
	Framicetina	X	X				
	Penetamato	X	X	X			
	Penicilina		X				
	Tilmicosina				X		
	Tilosina						X
12	Dihidroestreptomicina	X					
	Framicetina	X	X				
	Penetamato	X	X	X			
	Penicilina		X				
	Tilosina			X			
13	Ampicilina	X					
	Cloxacilina	X					
	Dihidroestreptomicina	X					
	Framicetina	X	X				
	Oxitetraciclina						X
	Penetamato	X	X	X			
	Penicilina		X				
	Tilosina			X			
14	Amoxicilina	X		X			
	Ampicilina	X	X				
	Cefapirina					X	
	Cloxacilina	X	X				
	Espiramicina	X					
	Framicetina		X				
	Neomicina	X					
	Penetamato		X				
	Penicilina		X				
	Tilosina						X
15	Cefacetrilo	X					
	Cefalexina	X	X				
	Dihidroestreptomicina		X				
	Espiramicina	X		X			
	Estreptomicina		X	X			
	Nafcilina	X	X				
	Neomicina	X	X				
	Penicilina		X				
	Rifaximina	X					
	Tilosina			X			X
16	Amoxicilina		X				
	Ampicilina	X					
	Cloxacilina	X					
	Dihidroestreptomicina	X					

TAMBO	Antibióticos	IMM MC	IMM SEC	PAR MC	PAR RESP	PAR UTE	PAR PAT
16 (cont.)	Espiramicina		X				
	Framicetina	X	X				
	Gentamicina					X	X
	Neomicina		X				
	Penetamato	X	X	X			
	Penicilina		X			X	X
17	Amoxicilina			X			
	Cefacetilo	X					
	Ceftiofur						X
	Cloxacilina		X				
	Dihidroestreptomicina	X					
	Espiramicina	X					
	Framicetina	X	X				
	Neomicina	X					
	Oxitetraciclina					X	X
	Penetamato	X	X				
	Penicilina		X				
	Rifaximina	X					
Tilosina			X				
18	Ampicilina		X				
	Cloxacilina		X				
	Dihidroestreptomicina	X					
	Estreptomicina				X	X	
	Framicetina	X	X				
	Penetamato	X	X	X			
	Penicilina		X		X	X	
	Tilosina					X	X

**Tablas resumen de uso de antimicrobianos según tamaño del tambo (CH: chicos**

(≤ 200 vacas) y Gr: grandes (> 200 vacas)

<b>Antimicrobianos</b>	N° tambos		N° tambos	
	CH (n=9)	%	GR (n=9)	%
Amoxicilina	2	22.22	4	44.44
Ampicilina	4	44.44	6	66.67
Cefacetrilo	4	44.44	2	22.22
Cefalexina	1	11.11	1	11.11
Cloxacilina	4	44.44	6	66.67
Dihidroestreptomicina	7	77.78	7	77.78
Espiramicina	5	55.56	3	33.33
Framicetina	7	77.78	5	55.56
Nafcilina	0	0.00	3	33.33
Neomicina	5	55.56	4	44.44
Penetamato	7	77.78	5	55.56
Penicilina	0	0.00	3	33.33
Rifaximina	4	44.44	4	44.44

IMMC: uso intramamario para mastitis clínica

<b>Antimicrobianos</b> <b>IM SEC</b>	<b>N° tambos</b>		<b>N° tambos</b>	
	<b>CH (n=9)</b>	<b>%</b>	<b>GR (n=9)</b>	<b>%</b>
Ampicilina	2	22.22	3	33.33
Cefalexina	2	22.22	0	0.00
Cloxacilina	4	44.44	6	66.67
Dihidroestreptomicina	2	22.22	2	22.22
Espiramicina	1	11.11	1	11.11
Estreptomicina	1	11.11	0	0.00
Framicetina	7	77.78	7	77.78
Gentamicina	0	0.00	1	11.11
Nafcilina	2	22.22	1	11.11
Neomicina	3	33.33	1	11.11
Penetamato	7	77.78	7	77.78
Penicilina	9	100.00	8	88.89
Rifaximina	0	0.00	1	11.11

IM SEC: uso intramamario para secado

<b>Antimicrobianos</b>	<b>Nº tambos</b>		<b>Nº tambos</b>	
	<b>CH (n=9)</b>	<b>%</b>	<b>GR (n=9)</b>	<b>%</b>
Amoxicilina	2	22.22	1	11.11
Ceftiofur	0	0.00	1	11.11
Enrofloxacina	0	0.00	1	11.11
Espectinomicina	1	11.11	0	0.00
Espiramicina	3	33.33	3	33.33
Estreptomicina	0	0.00	2	22.22
Lincomicina	1	11.11	0	0.00
Oxitetraciclina	1	11.11	4	44.44
Penetamato	5	55.56	5	55.56
Penicilina	0	0.00	4	44.44
Sulfadoxina	1	11.11	1	11.11
Tilosina	6	66.67	2	22.22
Trimetoprim	1	11.11	1	11.11

PAR MC: uso parenteral para mastitis clínica

<b>Antimicrobianos</b>	<b>N° tambos</b>		<b>N° tambos</b>	
	<b>CH (n=9)</b>	<b>%</b>	<b>GR (n=9)</b>	<b>%</b>
Ceftiofur	0	0	2	40
Estreptomicina	0	0	2	40
Florfenicol	0	0	1	20
Oxitetraciclina	0	0	2	40
Penicilina	0	0	1	20
Tilmicosina	1	100	1	20

PAR Resp: uso parenteral para enfermedades respiratorias

<b>Antimicrobianos</b>	<b>N° tambos</b>		<b>N° tambos</b>	
	<b>CH (n=9)</b>	<b>%</b>	<b>GR (n=9)</b>	<b>%</b>
Cefalexina	0	0.00	0	0.00
Cefapirina	2	33.33	4	44.44
Ceftiofur	0	0.00	1	11.11
Estreptomicina	0	0.00	3	33.33
Neomicina	1	16.67	2	22.22
Gentamicina	1	16.67	0	0.00
Oxitetraciclina	2	33.33	3	33.33
Penicilina	1	16.67	5	55.56
Rifaximina	1	16.67	1	11.11
Tilosina	0	0.00	2	22.22

PAR UTE: uso parenteral para enfermedades uterinas

<b>Antimicrobianos</b>	<b>N° tambos</b>		<b>N° tambos</b>	
<b>PAR PATAS</b>	<b>CH (n=9)</b>	<b>%</b>	<b>GR (n=9)</b>	<b>%</b>
Ceftiofur	1	14.29	2	22.22
Estreptomicina	0	0.00	2	22.22
Florfenicol	0	0.00	1	11.11
Gentamicina	1	14.29	0	0.00
Oxitetraciclina	3	42.86	1	11.11
Penicilina	1	14.29	4	44.44
Tilmicosina	0	0.00	1	11.11
Tilosina	4	57.14	8	88.89

PAR PATAS: uso parenteral para enfermedades del aparato locomotor