

Tesis para optar al Título de
Magister en Ciencias Ambientales

IMPACTO SOBRE EL SUELO DE UN SISTEMA DE CERDOS A CAMPO EN EL LARGO PLAZO

AUTOR: SANTIAGO MONTEVERDE

TUTORA: Ing. Agr. PhD AMABELIA DEL PINO

COTUTOR: Ing. Agr. DANIEL PANARIO



Montevideo, Uruguay

2012

PÁGINA DE APROBACIÓN

Dra. Alice Altesor Hafliger. Departamento de Ecología. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Presidenta del tribunal.

Dr. Carlos Céspedes Payret. Unidad de Ciencias de la Epigénesis. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Vocal.

Dr. Marcel Achkar Borrás. Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Vocal.

TUTORA: _____
Ing. Agr. PhD Amabelia Del Pino. Fertilidad de Suelos. Facultad de Agronomía

COTUTOR: _____
Ing. Agr. Daniel Panario. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias.

AGRADECIMIENTOS

A familiares y amigos que me apoyaron durante los años de estudio.

Para Antonio Vadell, Nelson Barlocco y los productores de cerdos... sin ellos esta tesis no hubiera sido posible.

En especial a mis tutores, Amabelia del Pino y Daniel Panario por su apoyo, estímulo, aportes, y dedicación, así como al resto de mis compañeros y profesores de la Maestría en Ciencias Ambientales.

A Hugo Naya por su orientación en el trabajo y junto a José Piaggio facilitaron la realización de los análisis estadísticos, también a Mónica Barbazan y Marcel Achkar por sus aportes en el análisis espacial.

Para Humberto Tommasino y Daniel Garin quienes me apoyaron y alentaron desde las etapas iniciales del proyecto.

A Bernardo Lladó por su ayuda en los muestreos y procesamiento de las muestras.

A los docentes de Fertilidad de suelos y quienes trabajan en el Laboratorio de Análisis de Suelos y Agua de la Facultad de Agronomía por su apoyo en el trabajo, tanto en la logística, aportando información y en los aspectos económicos. Así como a la Facultad de Veterinaria y la CSIC que financio parte del trabajo a través del proyecto de Iniciación a la Investigación.

*...y al resto del pueblo uruguayo
por brindarme la posibilidad de estudiar,
y muy especialmente por tener y defender
a la Universidad de la República,
pública, gratuita y de calidad...*
espero este trabajo contribuya a su felicidad
y mejorar sus posibilidades.

RESUMEN

En años recientes se ha incrementado el interés y la producción ecológica de cerdos en sistemas al aire libre, considerados por varios autores como una alternativa a los grandes sistemas confinados, por ser respetuosos del comportamiento animal y ambientalmente amigables. Sin embargo, algunos grandes conflictos pueden aparecer en cómo y hasta qué grado los diferentes objetivos productivos y de manejo sostenible de los recursos se pueden combinar. Con el objetivo de estudiar impactos sobre el suelo del sistema de cría de cerdos a campo desarrollado en la Unidad de Producción de Cerdos (CRS, Facultad de Agronomía) luego de 12 años de instalado, se muestreó 6 parcelas de 1500 m² y un área testigo (sin cerdos). El suelo corresponde a un Brunosol y los animales se manejan en dichas parcelas con cargas promedio de 6 cerdos ha⁻¹ año⁻¹, con dieta a base de ración y acceso permanente a pasturas de alfalfa o mezcla de trébol rojo, blanco y achicoria, realizándose todas las etapas productivas en condiciones de campo.

En una primera etapa se determinó en el suelo de la zona testigo y en 6 parcelas (en grilla 5x5 m) resistencia a la penetración (RP) hasta los 46 cm de profundidad. Seguidamente se muestreó en 4 parcelas en la misma grilla en superficie (0-15 cm) para determinar carbono orgánico, fósforo Bray 1, N-NO₃, N-NH₄, pH, conductividad eléctrica (CE). Esta información se utilizó para construir mapas de impactos e identificar límites relacionados a las zonas de manejo. La última etapa de muestreo abarcó la zona testigo y las 6 parcelas a dos profundidades 0-15 y 15-30 cm. Cada parcela se dividió en 3 zonas diferenciadas de manejo: (I) de servicio sin pastura implantada (incluye el bebedero, comederos y refugio); (II) de servicio con pastura implantada (eventualmente comederos y refugio); (III) con pastura implantada típicamente “de pastoreo” (75% del área). Se determinó RP, densidad aparente, carbono orgánico (COS), carbono y fósforo en la fracción de la materia orgánica (MO) de 50-200 µm y 200-2000 µm, carbono en MO <50 µm (MONP), K, Na, Mg, Ca, Zn y Cu (Mehlich III), fósforo Bray 1 y en solución, N-NO₃, N-NH₄, pH, CE, respiración microbiana y nitrógeno potencialmente mineralizable.

El sistema produjo modificaciones importantes en propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, generando heterogeneidad espacial en zonas diferenciadas de manejo. La zona de servicio concentró los mayores impactos y la de pastoreo (75% del área) los menores. El sistema ocasionó compactación del suelo en toda el área, superando los 2 MPa

de RP solo en áreas muy reducidas de la zona I, que fue la más compactada. La MO se redujo de 4,7% en el suelo testigo a 3,9% en el suelo con cerdos en la capa superficial, disminuyendo también 17% en profundidad, explicado fundamentalmente por la disminución de la MONP y sin diferencias significativas entre las zonas de las parcelas. Se incrementó el contenido de P, NO_3 y K fundamentalmente en el área de servicio (llegando en promedio a 152 mg kg^{-1} de P Bray y $3,66 \text{ mg kg}^{-1}$ de P en solución de la zona I), correlacionados en la zona I al aumento de CE, la cual no llegó a valores problemáticos. El exceso de N fue escasamente acumulado en el suelo, incrementando el riesgo de contaminación de aguas. En la zona de pastoreo el pH disminuyó 0,4 unidades en relación al testigo ($p < 0,05$), la cual no se diferenció significativamente con el área de servicio. Algunos impactos se extendieron en forma significativa ($p < 0,05$) a la capa de 15-30 cm (RP, COS, P, NH_4 y CE). No se observó problemas de acumulación de metales pesados (Zn y Cu).

Los resultados sugieren que producir cerdos a campo puede ser una alternativa a sistemas confinados, pero es una actividad con potencial de generar problemas ambientales por inadecuadas prácticas de manejo.

Palabras claves: cerdos a campo, impactos ambientales, compactación del suelo, metales pesados, nutrientes, materia orgánica particulada.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	IV
TABLA DE CUADROS	VIII
TABLA DE ILUSTRACIONES	IX
1 INTRODUCCIÓN	1
2 ANTECEDENTES	3
2.1 <i>SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE CERDOS AL AIRE LIBRE EN EL MUNDO</i>	3
2.2 <i>PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO EN URUGUAY</i>	4
2.3 <i>PROBLEMAS OCASIONADOS POR LA PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO, EN EL AMBIENTE BIOFÍSICO DE EXPLOTACIONES PORCINAS</i>	7
2.3.1 Efectos sobre nutrientes y características químicas del suelo.	8
2.3.1.1 Nitrógeno.	10
2.3.1.2 Fósforo.	13
2.3.1.3 Carbono.	15
2.3.1.4 Metales pesados.	16
2.3.1.5 Salinidad y Ph.	17
2.3.2 Deterioros en las propiedades físicas del suelo.	18
2.3.3 Cobertura vegetal.	22
2.3.4 Interacción raza-sistema.	24
2.4 <i>ALTERNATIVAS PLANTEADAS EN LA BIBLIOGRAFÍA PARA MINIMIZAR EFECTOS NEGATIVOS DE LA PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO</i>	25
2.4.1 Elección del lugar de producción.	26
2.4.2 Razonable ajuste de carga.	26
2.4.3 Optimizar la estrategia de alimentación y adaptar la organización e instalaciones a utilizar. .	27
2.4.4 Alternativas para mejorar la distribución de nutrientes y su utilización por las pasturas.	29
2.4.5 Conservar pasturas.	31
2.4.6 Otras consideraciones.	32
3 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	34
4 OBJETIVOS	35
5 HIPÓTESIS	36
6 MATERIALES Y MÉTODOS	37
6.1 <i>Sitio de estudio</i>	37
6.2 <i>MUESTREOS</i>	42
6.3 <i>ANÁLISIS</i>	43
7 RESULTADO Y DISCUSIÓN	46
7.1 <i>DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE IMPACTOS (Muestreos I y II)</i>	46
7.2 <i>IMPLICANCIAS DEL MANEJO EN LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS EFECTOS SOBRE EL SUELO (MUESTREO III)</i>	52
7.2.1 Compactación - densidad aparente y resistencia a la penetración.	52
7.2.1.1 Densidad aparente y resistencia a la penetración en superficie.	53

7.2.1.2	Factores que incidieron en la compactación.....	54
7.2.1.3	Compactación en profundidad.	56
7.2.2	Carbono orgánico y fracciones de la materia orgánica.	58
7.2.2.1	Flujos de carbono del ecosistema.....	59
7.2.2.2	Materia orgánica particulada.....	60
7.2.2.3	Materia orgánica no particulada (MONP).....	65
7.2.2.4	Efecto de la carga animal y su relación con la materia orgánica del suelo.....	67
7.2.3	Contenido de nutrientes en el suelo.	70
7.2.3.1	Fósforo	72
7.2.3.2	Nitrógeno mineral (nitrato y amonio)	76
7.2.3.3	Bases totales (Na, K, Ca, Mg).....	78
7.2.3.4	Metales pesados	83
7.2.4	Conductividad eléctrica y pH	85
7.2.5	Actividad biológica del suelo.	87
8	CONCLUSIONES	90
9	PERSPECTIVAS Y SUGERENCIAS.....	92
9.1	<i>MEDIDAS DE MANEJO SUGERIDAS PARA MITIGAR ASPECTOS NEGATIVOS DEL SISTEMA.</i>	<i>92</i>
9.2	<i>IMPLICANCIAS PARA FUTUROS ANÁLISIS RELATIVOS AL SUELO.</i>	<i>94</i>
10	BIBLIOGRAFÍA.	95

TABLA DE CUADROS

Tabla 1. Número de explotaciones y existencias que involucran, según tipo de alojamiento predominante	5
Tabla 2. Superficie dedicada a cerdos (ha), por tamaño productivo, según tipo de pastura.	5
Tabla 3. Rotación agrícola 1997-2009 para las 6 parcelas experimentales.....	39
Tabla 4. Tamaño del lote y tiempo de ocupación de las parcelas, por categoría animal....	40
Tabla 5. Días de ocupación de las parcelas	41
Tabla 6. Carga según categoría (animales d ha ⁻¹ año ⁻¹), y carga total (t d ha ⁻¹ año ⁻¹), por parcela.....	41
Tabla 7. Contenido de COS, nutrientes, pH y CE para las cuatro parcelas (n = 240).	48
Tabla 8. Patrón de densidad aparente (g/cm ³) y resistencia a la penetración (kPa), por zona y profundidad.....	52
Tabla 9. Concentración de carbono orgánico del suelo, por zona y según la profundidad.	58
Tabla 10. Contenido de nutrientes en el suelo (0-15 cm), por zonas.	70
Tabla 11. Coeficiente de variación para CE y los nutrientes en el suelo (%), por zona.....	72
Tabla 12. Fósforo Bray 1 y en solución (mg kg ⁻¹) según las zonas de las parcelas y testigo, en superficie y profundidad.	72
Tabla 13. Concentración de N-NO ₃ , N-NH ₄ y N mineral (mg kg ⁻¹), por zona y profundidad.....	76
Tabla 14. Bases totales, K, Na, Ca y Mg (cmol kg ⁻¹) en superficie según zona.....	79
Tabla 15. Proporción de bases (%), relación Ca/Mg y Mg/K por zona.....	82
Tabla 16. Concentración de Zn y Cu extractable (mg kg ⁻¹) en superficie, por zona.	83
Tabla 17. Valores promedios de conductividad eléctrica (μS cm ⁻¹) y pH, por zona, según profundidad del suelo.	85
Tabla 18. Valores de C producido por incubación aeróbica (RM) promedio diario de 46 días (mg kg ⁻¹ .día ⁻¹), y de nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) incubación anaeróbica por 14 días (N-NO ₃ en mg kg ⁻¹), por zona.	88

TABLA DE ILUSTRACIONES

Figura 1. Precipitación mensual en INIA-Las Brujas (1972-2009) y el año de muestreo..	38
Figura 2. Ubicación de las parcelas y área testigo.....	38
Figura 3. Esquema de las zonas e infraestructura de las parcelas.	40
Figura 4. Esquema espacial de los muestreos.	43
Figura 5. Resistencia a la penetración (kPa) según profundidad, en el promedio de las seis parcelas de cada fila de la grilla (5 x 5 m).....	46
Figura 6. Distribución espacial de la resistencia a la penetración (kPa), en las seis parcelas para diferentes profundidades (10, 20, 30 y 40 cm)..	47
Figura 7. Variación relativa en función de la distancia a la primera fila (100%), para COS	48
Figura 8. Distribución espacial del COS (g kg^{-1}), pH y P Bray (mg kg^{-1}) en superficie (0-15 cm), en las cuatro parcelas.....	49
Figura 9. Distribución espacial de Nmin, N-NO ₃ y N-NH ₄ (mg kg^{-1}) y CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$ extracto suelo:agua 1:2,5) en superficie (0-15 cm), en las cuatro parcelas..	50
Figura 10. Relación N-NO ₃ con Nmin (mg kg^{-1}) y P Bray con N-NO ₃ (mg kg^{-1}), todos los datos (n = 240).....	51
Figura 11. Relación CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) con P Bray y N-NO ₃ (mg kg^{-1}), todos los datos	51
Figura 12. Diagrama de caja, densidad aparente (DA) y resistencia a la penetración (RP) en superficie, por zona.....	53
Figura 13. Relación entre la densidad aparente (DA) y el carbono orgánico (COS) en superficie (0 a 15 cm) (n =24).	56
Figura 14. Resistencia a la penetración en el perfil del suelo, por zonas y área testigo.....	57
Figura 15. Relación entre el C-MONP y el COS en la capa superficial (n =24).	61
Figura 16. Distribución del carbono según las fracciones de la materia orgánica (g kg^{-1}), por zonas	62
Figura 17. Contenido de P (Bray) y relación C/P en MOP, por zona en superficie.....	64
Figura 18: Relación C-MOP 200 con contenido de N-NO ₃ , P Bray, K y Zn en la zona I.	65
Figura 19: Relación C-MONP con el contenido de Na y Ca (cmol kg^{-1}).	66

Figura 20. Relación entre la carga animal y el COS, para la zona I y la de pastoreo.	67
Figura 21. Relación entre la carga animal y el C-MOP en la zona I de servicio (izquierda) y la zona de pastoreo (derecha).	68
Figura 22. Relación carga animal con C-MONP en la zona I de servicio (izquierda) y la zona de pastoreo (derecha).	69
Figura 23. Relación carga animal con P-MOP 200 en las 3 zonas de las parcelas.	69
Figura 24. Relación carga animal con el contenido de K, NO ₃ , Zn y P Bray en la zona I.	71
Figura 25. Diagrama de cajas, fósforo según zona en superficie (0-15 cm) (izquierda) y profundidad (derecha).....	73
Figura 26. Relación P Bray con Zn, K y NO ₃ , en superficie de las parcelas con cerdos... ..	75
Figura 27. Relación entre P Bray y P en solución (mg kg ⁻¹) en superficie (0-15 cm), en parcelas con cerdos (izquierda). Diagrama de cajas, P en solución (mg kg ⁻¹) en superficie por zonas (derecha).....	75
Figura 28. Diagrama de cajas, concentración de N-NO ₃ y N-NH ₄ (mg kg ⁻¹), en superficie y por zona.	77
Figura 29. Diagrama de cajas, concentración de Na y K en superficie por zona.	79
Figura 30. Relación entre la concentración de Ca y el pH para todos los datos (izquierda) y en la zona de pastoreo (derecha).....	81
Figura 31. Relación entre el Ca intercambiable del suelo (cmol kg ⁻¹) con C-MOP 200 y C-MONP (g kg ⁻¹) para todos los datos.	82
Figura 32. Relación del contenido de Zn con el de K, P Bray, N-NO ₃ y CE en superficie (parcelas con cerdos)	84
Figura 33. Diagrama de cajas, pH en superficie por zona (izquierda),	86
Figura 34. Evolución de C producido mediante incubación aeróbica.....	88

1 INTRODUCCIÓN

La carne de cerdo es la principal fuente de proteína animal del mundo en producción y consumo por habitante (FAO, 2008). La producción de cerdos en confinamiento, a pesar de su gran tecnificación, es considerada por organismos de control ambiental de varios países, como actividad potencialmente causante de degradación ambiental (Steinfeld *et al.*, 2006), planteándose como alternativa de menor impacto ambiental la producción a campo (Rodríguez, 1993).

Los sistemas de producción de cerdos “a campo” o “al aire libre” no son nuevos, los cerdos han permanecido al aire libre desde que fueron domesticados. En todo caso lo nuevo es el renovado interés en mantener los cerdos al aire libre desde ámbitos empresariales y académicos (Edwards, 2003), sistemas que habían sido dejados de lado por el foco exclusivo en los sistemas de confinamiento total. Pero ¿a que nos referimos con cerdos al aire libre? Una definición puede ser, un sistema en el cual los animales permanecen al aire libre en algunas o en todas sus etapas de producción, en grandes extensiones de terreno con pasto o sin él, bajo el abrigo de cobertizos portátiles (Vado 1995). Para este trabajo usamos el término utilizado en Uruguay de producción a campo (Vadell, 1999). Es diferente a la producción a “traspatio” o “en chiqueros”, alimentados en base a residuos domésticos o de cosechas.

Los motivos por los que se retoma el interés por sistemas a campo son variados según las regiones, en el caso de los países desarrollados, inicialmente se planteaban bajar costos de instalaciones y más recientemente consideraciones de tipo ambiental, etológico y obtención de un producto diferenciado (Edwards, 2003). En países Latinoamericanos, se suman a los anteriores interés por eliminar, en cierta medida, la dependencia sobre la producción intensiva de granos (Mora *et al.*, 2000) y lograr menor dependencia externa (González *et al.*, 2000).

Estos sistemas requieren menor demanda de capital que la producción intensiva (Thornton, 1990; Edwards y Zanella, 1996; Santos, 2002), entre un 20 y 25% del capital que se necesita para iniciar una unidad confinada de igual tamaño (Vado, 1995). Otros autores además remarcan su flexibilidad económico productiva (Dalla Costa *et al.*, 1995; Lopardo *et al.*, 2000; Campagna *et al.*, 2005) y bajo costo de producción (Galvão *et al.*, 2001).

En relación a la alimentación, en sistemas a campo se puede ofrecer ración y fuentes de alimentación no convencionales para cerdos como forrajes (Mora *et al.*, 2000). Santos (2002)

afirma que los forrajes pueden complementar la alimentación de los cerdos y las salidas de nitrógeno generadas usadas para mantener la producción de forrajes o cultivos. Rodríguez y Preston (1997) señalan que la mayor limitante nutricional de estos alimentos es su contenido de fibra, pudiendo ocasionar una disminución de la digestibilidad, especialmente en animales monogástricos. Vadell *et al.* (1999) plantean que es posible sustituir hasta el 50% de la ración de las cerdas en gestación por el consumo de pastura sembradas, resultando en una economía de ración por ciclo reproductivo del orden del 23%, sin afectar la productividad de las cerdas.

Otro aspecto que justifica la producción de cerdos a campo es la oportunidad de brindarles cierto “bienestar” animal (Eriksen y Kristensen, 2001; Johnson *et al.*, 2001; Edwards, 2003), relevante para mercados donde los consumidores cuestionan la ética del trato a los animales confinados (Yang, 2007). Edwards (2005), señala que estos sistemas aumentan la libertad animal y la diversidad ambiental, sin desconocer que impone desafíos para la bioseguridad y la protección del medio ambiente. Guy *et al.* (2002) también señala beneficios en términos de salud animal, encontrando que cerdos en crecimiento criados al aire libre tuvieron menos problemas sanitarios que en confinamiento. El bienestar también se extiende a quienes trabajan directamente con los cerdos, un aspecto generalmente olvidado. Vadell (2005) plantea que las condiciones laborales generadas son más confortables que en los sistemas confinados, al no existir tareas de limpieza de deyecciones, ni olores nocivos y desagradables para la respiración. Los sistemas de confinamiento (y sus sistemas de tratamientos de efluentes) están asociados a problemas cada vez mayores sobre la salud humana, derivados de las emisiones gaseosas, diseminación de patógenos del estiércol, uso de antibióticos y aumentos de nitratos en fuentes de suministros de agua (Marks, 2001).

Los sistemas de cerdos en confinamiento son cuestionados por los altos niveles de concentración de excretas y contaminación ambiental (Pinheiro *et al.*, 2002; Steinfeld *et al.*, 2006; Yang, 2007). Si las deyecciones de los cerdos fueran manejadas fertilizando directamente al suelo, los problemas de polución podrían ser superados (Pinheiro *et al.*, 2002). Asociado a las grandes granjas intensivas y más allá de la forma de distribución de efluentes en el suelo, los riesgos de contaminación ambiental por los sistemas de tratamiento de efluentes, queda de manifiesto periódicamente con el colapso de los mismos. A modo de ejemplo es significativo el caso de la rotura de lagunas anaeróbicas para tratamiento de efluentes en Carolina del Norte (USA) en 1995, durante tormentas tropicales. Esto motivó la moratoria de construcción de granjas de cerdos, y modificaciones en las normas de

construcción (Nowlin y Boyd, 1997), sin embargo en 1999 con el huracán Floyd, nuevamente se rompieron lagunas generando amplios problemas ambientales, ejemplos como este se repiten en todas partes del mundo. En la producción a campo las excretas son depositadas directamente en el suelo, reciclando nutrientes *in situ*, reduciendo además la necesidad de utilizar fertilizantes químicos (Mora *et al.*, 2000).

Los cerdos criados al aire libre pueden ser apropiados si se los maneja correctamente, pero malos manejos generalmente asociados a la carga animal pueden tener peor desempeño y dañar el ambiente (Dichio y Campagna, 2007). Para los sistemas latinoamericanos Dalla Costa (1998) alertaba que algunas prácticas basadas en experiencias europeas se presentaban como inviables, llegando a producir en ocasiones problemas ambientales y sanitarios. Más allá de los posibles problemas, varios investigadores remarcaban las bondades para el ambiente de los sistemas a campo en Latinoamérica (Mora *et al.*, 2000; Pinheiro *et al.*, 2002; González y Tepper, 2003; Vadell, 2005; Ly y Rico 2006, Brunori y Spiner, 2008); así como la necesidad de priorizar objetivos basados en la comprensión de la sociedad y necesidades de los productores, enfocados desde una perspectiva tanto local como global para que los sistemas de producción porcina sean sostenibles (Yang, 2007). En ese marco es necesario el desarrollo de investigación local para dilucidar las principales incógnitas del sistema de producción de cerdos a campo, entre las que se encuentran la dinámica de nutrientes en las praderas y su relación con esquemas de manejo, así como la búsqueda de parámetros que puedan ser utilizados para evaluarlos ambientalmente (Mora *et al.*, 2000).

2 ANTECEDENTES

2.1 SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE CERDOS AL AIRE LIBRE EN EL MUNDO.

En diferentes regiones se han desarrollado sistemas al aire libre con variantes, en cuanto a las etapas que se mantienen a campo, tipo de alimentación, genética, instalaciones y manejo. En general las etapas de reproducción y maternidad son mantenidas a campo y crecimiento y terminación en confinamiento, aunque hay variantes donde todas las etapas son a campo. Otras diferencias importantes se ven en la utilización o no de la cobertura vegetal como alimento de los cerdos, y en la pertenencia o no a un ciclo de producción combinado con agricultura para aprovechar los nutrientes aportados al suelo.

En el Reino Unido se originó el modelo llamado “Roadnight”, como una variante moderna de los sistemas extensivos tradicionales, manteniendo cerdos a campo en parcelas por un breve período, dentro de una rotación de cultivos. En Francia se desarrolló el “Plein air”, que al igual que el sistema anterior buscaba sustituir los enormes costos de las instalaciones de confinamiento, por medio de parideras de campo (Berger, 1996). Este tipo de explotación, denominada en inglés “*outdoors*”, se ha incrementado considerablemente en muchos países, con un desarrollo muy marcado en Gran Bretaña, llegando a un 20% en la actualidad; igualmente se ha hecho popular en Francia, donde esta producción alcanza el 10% y en otros países, como Estados Unidos, Dinamarca, Alemania, Portugal, Australia. En España donde la producción a campo era tradicional en la explotación del cerdo ibérico, pasó a realizarse también con otras razas y se lo denomina “camping” (Lagrec y Marotta, 2009).

Estos modelos se extendieron y adaptaron en varios países sudamericanos (Vadell, 1999), como el “sistema de cría al aire libre” (SISCAL) desarrollado por EMBRAPA Brasil (Dalla Costa *et al.*, 2002). En Latinoamérica se desarrollaron además sistemas con un fuerte componente forrajero. A modo de ejemplo el sistema cubano CIAL, que es acrónimo de “crías intensivas al aire libre”, implica un pastoreo rotacional en parcelas con forrajeras cultivadas expresamente (Ly y Rico, 2006), similar a los desarrollados en Argentina por el INTA y varias Universidades en torno al Grupo para la Investigación y el Desarrollo de Sistemas Porcinos a Campo (GIDESPORC) o el caso del sistema desarrollado en Uruguay por la Facultad de Agronomía en el Centro Regional Sur (CRS) (Vadell, 1999).

2.2 PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO EN URUGUAY.

La producción porcina es una actividad extendida en todo el país y está presente en una importante proporción de las explotaciones agropecuarias, concentrada mayoritariamente en torno a mercados consumidores (centros urbanos importantes). Según DIEA (2003), existía una importante proporción de establecimientos que destinan su producción al autoconsumo, pero el 32% de los productores desarrollaban la actividad con fines comerciales. Sólo para el 16% de los establecimientos productores de cerdos la actividad constituía la única fuente de ingresos (3027 predios). En la actividad predominan los pequeños productores criadores, de las 18.923 explotaciones con cerdos, el 96% tenían menos de 50 cerdos.

El número de explotaciones con cerdos disminuyó marcadamente entre 1980 y 2000, pasando de 31.843 a 18.923 explotaciones. A pesar de ello, las existencias de cerdos totales en el año

2000 eran ligeramente superiores a las de 1980, aumentando el promedio a 16 animales por explotación. Estas tendencias se mantienen hasta la actualidad, estimándose que solo permanecen como producción comercial 2.808 explotaciones (DIEA, 2007), entre las cuales la minoría produce en confinamiento y concentra el mayor porcentaje de animales (Tabla 1).

Tabla 1. Número de explotaciones y existencias que involucran, según tipo de alojamiento predominante

Tipo de alojamiento	Explotaciones		Existencias		Cerdos por explotación
	Número	%	Número	%	
Total	2.808	100	195.831	100	70
Confinado	191	7	75.701	39	397
Confinado c/acceso	822	29	22.098	11	27
Campo	1.224	44	34.429	18	28
Combinado	571	20	63.603	32	111

Fuente: MGAP – DIEA 2007.

En Uruguay los forrajes son parte importante de la dieta de los cerdos, especialmente como alimentos de carácter secundario. La superficie de campo destinada al pastoreo o alojamiento de cerdos en los predios comerciales fue estimada en 10.838 ha. (Tabla 2), de las cuales 8.402 están ubicadas en explotaciones orientadas a la cría. El 63% de dicha superficie se encuentra cubierta por campo natural, las praderas artificiales ocupan casi el 32% del área total de pasturas. La proporción de praderas es considerablemente mayor entre las explotaciones de ciclo completo, en las que ocupan casi el 63% de la superficie (DIEA, 2007).

Tabla 2. Superficie dedicada a cerdos (ha), por tamaño productivo, según tipo de pastura.

Tipo de pastura	Superficie		Tamaño productivo (Nº animales)					
	Total (ha)	%	< 50	%	50 a 499	%	> 500	%
Total	10.838	100	8.323	100	2.414	100	101	100
Campo natural	6.884	63	5.974	72	841	35	69	68
Praderas	3.448	32	2.158	26	1.270	53	20	20
Varios	506	5	191	2	303	13	12	12

Fuente: MGAP – DIEA 2007.

La problemática del manejo y conservación de los recursos no parece ser un problema prioritario desde el punto de vista de los productores. En la encuesta porcina (DIEA, 2007) los principales problemas que mencionan los productores son de índole económica y comercial. Le siguen en orden de importancia las limitaciones de infraestructura y las carencias en materia de recursos humanos. El problema económico mencionado con mayor frecuencia es el alto costo de insumos, especialmente ración y granos. Los principales problemas comerciales son, en algunos casos, el bajo precio del producto final y en otros la inseguridad de colocación del producto. El uso de sistemas de producción a campo sobre la base de pasturas, mantiene

vigente la necesidad de contar con animales, que siendo monogástricos, poseen una gran adaptación al ambiente pastoril y cierta rusticidad (Ponzoni, 1992; Vadell y Barlocco, 1997).

A nivel nacional coexisten varios sistemas de producción con diferente incorporación de tecnología, los basados en bajos costos de instalaciones y alimentación (utilizando pasturas y/o subproductos) han demostrado una mayor permanencia en el tiempo (Ruiz y Capra, 1993; Barlocco *et al.*, 1998). Durante muchos años, se conocían los avances tecnológicos de la producción porcina, a medida que llegaba la información de los países desarrollados, dando paso a su aplicación. Este proceso se veía como “normal” ya que era en esos países ricos donde “se desarrollaba” el conocimiento. Pero la aplicación de esas tecnologías, pocas veces dejaba los resultados esperados. En las últimas décadas la brecha entre los paquetes de producción procedentes del extranjero y las posibilidades de su aplicación a nivel nacional, se distanciaron de tal manera que generaron una fuerte crisis. Las formas “modernas” de producción exigían escalas mayores, insumos de alto costo para nuestros productores y no consideraban los recursos existentes en nuestro país, usados en el sector porcino. Unos pocos establecimientos de gran tamaño, logran aplicar el paquete tecnológico, no sin antes recurrir a distintos subsidios del Estado como forma de mantener su funcionamiento (Vadell, 2005).

Ese apoyo a las grandes empresas, unido a la incorporación de tecnología importada, se materializó en criaderos de confinamiento total, alimentados con raciones balanceadas, con todo lo que implica (genética, instalaciones, etc.), y por otro lado un abandono del resto del sector (la gran mayoría) por parte del Estado. Estos procesos continuaron agrandando la brecha entre grandes empresas con rodeos numerosos y los pequeños productores, con diferentes sistemas productivos. Hay presiones para que los productores adopten este paquete o parte del mismo, “olvidando”, que las condiciones socioeconómicas y tecnológicas de la mayoría de los países del tercer mundo, no permiten el desarrollo de una producción animal que sea creciente y sostenible, si se siguen los parámetros impuestos por los modelos productivos transferidos de países desarrollados (Cuellar, 1997).

Las innovaciones tecnológicas, pueden traer crecimientos o mayores despliegues de algunos sectores, y por lo tanto es común remarcar el avance de las fuerzas productivas que se logran con su utilización. Pero cuando se hace referencia a estos avances, últimamente se “olvidan” que el concepto de modo de producción resulta de la expresión combinada de las fuerzas productivas y las relaciones sociales de producción; cayéndose en una desviación conceptual importante ya que ambos tienen una relación dialéctica. Por lo que no hay que dejar de lado ni

las consecuencias económicas, ni sociales de las tecnologías que se aplican, y estudiar modelos o sistemas que consoliden el trabajo nacional (Quartino *et al.*, 1992).

Es a partir de reconocer la grave situación del sector, que a fines de siglo pasado comienza la discusión entre productores y técnicos, buscando alternativas a los sistemas de confinamiento (Vadell, 2005). Si bien en Uruguay no hay ninguna línea de trabajo que trate específicamente sobre la temática ambiental relacionada a la producción de cerdos, existen algunos trabajos puntuales. Entre los escasos antecedentes encontramos el trabajo de Moreira *et al.* (2007) y el de Oyhançabal (2010). El primero, aplicó un Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental de Actividades Rurales (EIAR) desarrollado en Brasil, en el cual los resultados preliminares del componente suelos luego de 10 años de actividad, mostraron aumento de materia orgánica y fósforo en las zonas de pastoreo. El segundo, mediante un análisis relativo y horizontal de predios del sur de Uruguay, realizó una propuesta metodológica específica para evaluar la sustentabilidad de la producción familiar de cerdos a campo, y obtener líneas de interpretación de sustentabilidad. El trabajo más allá de identificar aspectos económicos y sociales como centrales, identificó en todos los predios escenarios de alto riesgo de contaminación de aguas profundas y superficiales, y de alteración de las propiedades físico-químicas del suelo. El abordaje de los impactos ambientales y sustentabilidad son materias de estudio pendientes para los equipos que están trabajando sobre el tema cerdos a campo en Latinoamérica y particularmente en Uruguay.

2.3 PROBLEMAS OCASIONADOS POR LA PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO, EN EL AMBIENTE BIOFÍSICO DE EXPLOTACIONES PORCINAS.

Es necesario distinguir entre las causas estructurales y las causas inmediatas de los problemas ambientales (Goldblatt, 1988, citado por Foladori, 2005). Las causas estructurales en el sistema capitalista están en sus propias relaciones de producción, que obligan al empresario, por razón de la competencia, a utilizar para beneficio privado los bienes públicos o colectivos (Foladori, 2005). Las causas inmediatas de los impactos ambientales de la producción de cerdos a campo, dependen primariamente de la intensidad de la producción y por lo tanto del manejo como las excesivas cargas animales, el tipo y nivel de alimentación, las localizaciones permanentes y/o inadecuadas ubicaciones (Quintern, 2005).

En términos generales los problemas en el ambiente biofísico se derivan de la diferencia entre los ritmos naturales y los ritmos de producción humana (Foladori *et al.*, 2005). En este

sentido, la carrera en la búsqueda de una productividad cada vez mayor conducirá al aumento incontrolado de insumos y sobreexplotación de recursos, y problemas en el manejo de los residuos y efluentes, aparejando además la consiguiente pérdida de rentabilidad (Vadell, 2005). Si bien esto cuestiona especialmente a los grandes sistemas de producción de cerdos confinados, los sistemas a campo también pueden generar problemas.

Los aspectos de posibles riesgos ecológicos más estudiados de la producción de cerdos a campo, son la acumulación de nutrientes en el suelo y la contaminación de aguas producto de la lixiviación y/o escurrimiento superficial, vinculados generalmente con altas entradas de nutrientes y la heterogeneidad en su distribución (Worthington y Danks, 1992; Menzi *et al.*, 1998; Edwards, 1998; Watson *et al.*, 2003; Eriksen *et al.*, 2006b; Quintern y Sundrum, 2006). También se mencionan problemas de degradación física del suelo (Zihlmann *et al.*, 1997; Quintern y Sundrum, 2006), deterioro de la cobertura vegetal (Kelly *et al.*, 2002; Rachuonyo *et al.*, 2005; van der Mheen y Spoolder, 2005; Eriksen *et al.*, 2006a) y contaminación del aire (Petersen *et al.*, 2001; Eriksen *et al.*, 2002). Es de resaltar que la mayoría de los trabajos de investigación estudian efectos en el corto plazo.

2.3.1 Efectos sobre nutrientes y características químicas del suelo.

En áreas de producción de cerdos a campo, puede haber un incremento en el nivel de nutrientes en el suelo, por incremento relativo en las entradas y cambios en los ciclos de los mismos. La cantidad de nutrientes que entran al suelo depende principalmente de la densidad animal y la permanencia de los mismos en una misma superficie (Menzi *et al.*, 1998).

Los nutrientes estudiados con mayor impacto sobre el suelo y el agua, aportados por los cerdos, han sido el N y P. Varios países y organizaciones han reglamentado la producción de cerdos estableciendo límites a la entrada de nutrientes al suelo. Como ejemplo, la reglamentación europea para la producción ecológica fijó un total de deyecciones a aplicar en la granja, inferior a $170 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N. Esto representa para las diferentes categorías animales, cargas máximas (animales $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) de 74 lechones, 6,5 cerdas o 14 cerdos en terminación (CE, 1999). En Suecia la cantidad de deyecciones ha aplicar y la carga animal está reglamentada a nivel nacional en base al P (22 kg ha^{-1}), correspondiendo a alrededor de 31 cerdos de engorde $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ o 2,2 cerdas de cría $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Rydberg, 2001; Salomon *et al.*, 2007). En Alemania la asociación nacional de productores orgánicos limita a $112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N y un máximo de P de $43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Quintern y Sundrum, 2006).

Los factores ecológicos de mayor relevancia en los estudios han sido las fuentes de nutrientes, la forma y distribución de los mismos en el espacio y el tiempo. Parece haber un acuerdo generalizado en el tipo de fuente, la forma en la que se encuentran y los flujos de los nutrientes, acuerdo que deja de ser tal al momento de cuantificarlos y ubicarlos en el espacio y el tiempo. Los principales factores estudiados que inciden en esas diferencias son: diferentes suelos (Salomon *et al.*, 2007), variaciones climáticas (Eriksen *et al.*, 2002), carga animal (Menzi *et al.*, 1998), categoría animal (Eriksen *et al.*, 2006), nivel y tipo de ración (Watson *et al.*, 2003), pastura utilizada, tamaño y forma de los piquetes, (Galvão *et al.*, 1998b), movilidad del sistema (Benfalk *et al.*, 2005) y el tiempo de ocupación (Eriksen *et al.*, 2006).

La mayoría de los autores encuentra en la distribución de las deyecciones una de las principales causas de la heterogénea distribución de nutrientes (Eriksen y Kristensen, 2001; Watson *et al.*, 2003; Benfalk *et al.*, 2005). Aún con moderadas densidades animales, el comportamiento de los cerdos en cuanto a la distribución de sus excreciones produce “hot spots” con alta acumulación de nutrientes en las parcelas. Particularmente los engordes de cerdos a campo superan considerablemente las necesidades de nutrientes de los cultivos (Zihlmann *et al.*, 1997). Al respecto Menzi *et al.* (1998), sugieren que los “hot spots” siendo áreas pequeñas, no deben subestimarse sus impactos. La naturaleza de la distribución espacial de nutrientes observada en la producción de cerdos al aire libre tiene importantes consecuencias para la construcción e interpretación de los balances de nutrientes y debe ser considerado en el diseño de muestreos para el análisis del suelo (Watson *et al.*, 2003).

Hay acuerdo al respecto de la heterogeneidad en la distribución de las deyecciones, en que éstas son influenciadas por el manejo y en que las zonas de menores concentraciones de deyecciones son las zonas de pastoreo, más alejadas de las instalaciones y de otros animales. El acuerdo deja de ser tal, a la hora de determinar dónde se concentran las mayores cantidades de deyecciones. Varios autores plantean que los cerdos evitan defecar en torno a los comederos y las áreas de descanso (Benfalk *et al.*, 2005), en tanto otros le agregan además los bebederos (Olsen *et al.* 2001, Stolba y Wood-Gush 1989, Baxter 1982, citados por Benfalk *et al.*, 2005). Sin embargo otros plantean que los cerdos mantienen las áreas de descanso secas y limpias de heces y orina, pero en las cercanías de las mismas es donde se concentra la orina (Ingold y Kunz, 1997, citado por Quintern, 2005). En el mismo sentido Benfalk *et al.* (2005) y Salomon *et al.* (2007) observaron en sistemas móviles que los “hot spot” en relación a la deposición de las deyecciones ocurrían en cercanía de refugios, comederos y bebederos. Kelly

et al., 2002 también observaron mayor frecuencia de orina en las áreas de bebederos, pero la menor frecuencia de deyecciones en el área de refugios.

También se han sugerido motivaciones de territorialidad en la distribución de las deyecciones, ya que los cerdos prefieren realizar excreciones sobre los bordes de las parcelas (Watson *et al.*, 2003), especialmente los que están en contacto con otros cerdos (Kelly *et al.*, 2002). Estos comportamientos de territorialidad dependen de las categorías animales, cargas, forma y tamaño de parcelas. En condiciones seminaturales defecan en la mañana entre 5 a 15 m del lugar donde duermen (Stolba y Wood-Gush, 1984, citados por Watson *et al.*, 2003). Por otro lado Stern y Andersen (2003) plantean que con pastoreo rotativo, las excreciones fueron más frecuentes en las zonas recién asignadas al pastoreo, seguido por el área de servicio.

Las distintas zonas también se diferencian en la proporción de heces y orina que reciben (Kelly *et al.*, 2002; Watson *et al.*, 2003; Benfalk *et al.*, 2005). La orina esta más asociada a las entradas de N y las heces al P (Watson *et al.*, 2003). Al mismo tiempo el tipo de dieta puede modificar la partición del nitrógeno excretado entre heces y orina (Canh *et al.*, 1997). La no homogénea distribución de nutrientes además de estar relacionada con la distribución de heces y orina, está muy influenciada por las pérdidas de ración de los comederos y el hozado (Quintern y Sundrum, 2006; Salomon *et al.*, 2007).

2.3.1.1 Nitrógeno.

Las principales entradas de N al sistema suelo-planta, por los cerdos a campo, son a través de la orina, heces y por pérdida de ración (Quintern, 2005). Las mismas pueden ser muy considerables, Eriksen *et al.* (2002) estimaron para cerdas lactantes, ingresos de N en la ración de 880 kg ha⁻¹ en solo seis meses, durante ese período las entradas de N superaron a las salidas en lechones en 490 kg ha⁻¹. Worthington y Danks (1992) estimaron un ingreso anual de N en la ración de 625 kg ha⁻¹ para cargas de 14 cerdas/ha. El nitrógeno exportado en carne de cerdo fue de 119 kg ha⁻¹, dejando un superávit de 506 kg ha⁻¹ de N. Gustafson (2000) plantea que aún con cargas bajas (2,5 cerdas ha⁻¹ año⁻¹), las entradas de N en la ración son de todas formas considerables (172 kg ha⁻¹). El nitrógeno exportado en carne de cerdo fue 36% del consumido, dejando 110 kg ha⁻¹ de superávit.

A las entradas anteriores se suman las deposiciones atmosféricas, fertilización nitrogenada y la fijación biológica de nitrógeno (FBN) que en algunos sistemas pueden ser entradas muy importantes. Experimentos controlados indican que la fijación de N₂ potencial es de unos 200

a $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N para una amplia variedad de leguminosas. Sin embargo, estudios en predios de agricultores indican que la FBN es normalmente inferior a su potencial (c. $20 - 200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) debido a las limitaciones nutricionales, la sequía, las plagas o enfermedades, limitaciones comunes en sistemas pastoriles (Ledgard, 2001).

En las deyecciones de los cerdos la mayor parte del N está presente en forma de urea en la orina. El N de las heces comprende N indigestible de la dieta, N endógeno y N microbiano. Esta fuente de N es mineralizada más lentamente, tiene menor riesgo de lixiviación y eventualmente podría ser usada por los cultivos siguientes. El N proveniente de las pérdidas de concentrado en los comederos, se concentra en sus inmediaciones, siendo la mayor parte N orgánico. Presenta un gran riesgo de desnitrificación cuando los comederos no son movidos y el suelo se compacta alrededor de ellos (Quintern, 2005). Relacionado con los factores anteriores, cuando se utilizaron dietas con mayor cantidad de concentrado, con elevado contenido de N y sin peleteado o de tamaño chico, se incrementan las cantidades de N y P perdidas al ambiente (Quintern y Sundrum, 2006).

Williams *et al.* (2000) plantean que los grandes excedentes de N generados en la producción de cerdos a campo, pueden hacer una contribución de N a los cultivos siguientes, pero también aumentar considerablemente las pérdidas al ambiente. Una vez en el suelo el N de los cerdos puede seguir diferentes vías. El N que entra vía urea es rápidamente hidrolizado, transformándose en amonio, pudiendo perderse por volatilización o ser absorbido por las plantas. Dado que se trata de grandes concentraciones, este N puede exceder las necesidades de los cultivos. El amonio remanente puede nitrificarse, con pérdidas de óxido nitroso durante el proceso y el nitrato acumulado puede ser posteriormente desnitrificado, perdiéndose como óxido nitroso o N molecular. La pérdida de nitrato del suelo, es un proceso controlado por varios factores, incluidos el clima, propiedades del suelo, prácticas de manejo agrícola y el pastoreo (Burt *et al.* 1993, Canter 1997, citados por Scherer-Lorenzen *et al.*, 2003). La lixiviación de nitrato es alta en suelos livianos y con altas precipitaciones, especialmente en invierno. Williams *et al.* (2000) encontraron menores pérdidas por lixiviación a cargas animales menores y con mayor cobertura vegetal. La mayoría de los trabajos considera la pérdida por lixiviación como la más importante, principalmente en situaciones de baja cobertura vegetal (Williams *et al.*, 2005; Eriksen *et al.*, 2006b); llegando en algunos sistemas a concentraciones de N mineral en las aguas de lixiviado superior al máximo recomendado para las aguas de abastecimiento público, influenciando la calidad de las aguas subterráneas

(Horta, 2007). Por otro lado el proceso de nitrificación puede contribuir a la acidificación del suelo (Jongbloed *et al.*, 1999) y el incremento del pH favorece la volatilización de N (Quintern, 2005). La volatilización de amonio de los parches de orina puede ser parte muy significativa de las pérdidas de N (Sommer *et al.*, 2001). La misma depende de la temperatura, el contenido de materia orgánica, pH y el movimiento de aire, entre otros factores. Otra forma de pérdida de N es la denitrificación (N_2 y N_2O) por la acción de bacterias denitrificantes, las cuales requieren condiciones de ausencia de oxígeno, presencia de C metabolizable y NO_3 (Petersen *et al.*, 2001). El volumen de orina y su contenido de nitrógeno tienen gran influencia en la volatilización de amonio y pérdida de N_2O (Williams *et al.*, 2000). Estos autores con 25 cerdas gestantes/ha sobre rastrojos, encontraron que las mayores pérdidas gaseosas fueron de amonio ($100,72 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de $N-NH_3$) y que en los parches de orina se emite la mayor cantidad del óxido nítrico. El efecto de la producción de N_2O en el medio ambiente, como gas de efecto invernadero, es más importante que la pérdida cuantitativa de N. Con cerdas lactantes sobre praderas en base a trébol-gramínea, Sommer *et al.* (2001) encontraron pérdidas de $N-NH_3$ por volatilización de $4,8 \text{ kg cerda}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Eriksen *et al.* (2002) estimaron que de la totalidad de N que entra en la ración en parcelas con cerdas lactantes, el 44% se podría ir en la carne de lechones, del 16 a 35% como lixiviación de nitrato, el 13 % por volatilización de amonio y el 8 % perdido por desnitrificación.

La relevancia ecológica de las entradas y salidas no sólo está dada por la cantidad o forma, también por su distribución en el terreno. Eriksen y Kristensen (2001) encontraron aumentos de N inorgánico en forma decreciente desde los comederos hasta los 30 a 40 m. Salomon *et al.* (2007) describen grandes diferencias en distribución de nutrientes comparando un sistema de engorde fijo y uno móvil durante dos años. Al final del período en el sistema fijo, una baja proporción de nutrientes (7%) se concentró en el área de pastoreo (45% del área total), mientras que en las zonas preferidas de excreción la concentración de N mineral (0-90 cm de profundidad) fue alrededor de ocho veces superior que en otras áreas. En tanto en el sistema móvil, la menor proporción de nutrientes (5%) se concentró en área de pastoreo (76% del área total). El N mineral se concentró tres veces más en las zonas de excreción preferidas. Concluyendo que ninguno de los dos sistemas estudiados logró evitar el exceso de cargas puntuales, Stauffer *et al.* (1999) citados por Quintern (2005) encontraron que el potencial de lixiviación es 20 veces mayor frente a los refugios que en la mayor parte del área de pastura. Petersen *et al.* (2001) encontraron las mayores pérdidas por denitrificación en las cercanías de comederos, asociado a la pérdida de ración, suelo más compactado, mayor concentración de C

orgánico disuelto y nitrato. Sommer *et al.* (2001) encontraron que la volatilización de amonio fue mayor cerca de la zona de comederos y refugios, donde los cerdos tienden a orinar más, a 40 metros de los comederos prácticamente no encontraron pérdidas.

En relación a la dimensión temporal, Eriksen (2001) encontró que la lixiviación de nitrato fue baja en el año de pastoreo con cerdos, pero las pérdidas fueron considerables en el otoño e invierno siguiente de retirados los animales. Aún con grandes cantidades de N perdidas al ambiente al año siguiente, la zona de servicio tenía mayor concentración de nitrato (Eriksen y Kristensen, 2001). Benfalk *et al.* (2005) también reportaron mayores pérdidas de nitratos durante otoño e invierno en sistemas de cerdos a campo con limitado crecimiento vegetal. Williams *et al.* (2005) comparando sistemas a campo contrastantes encontraron en todos los casos que luego de retirados los animales (en primavera) en el invierno siguiente se pierde la mayor parte del N acumulado, sin beneficios residuales para el siguiente cultivo. Petersen *et al.* (2001) y Eriksen *et al.* (2002) también describen variaciones temporales para la desnitrificación y la volatilización de amonio.

Así como el retorno de los nutrientes por las excretas, los disturbios físicos del suelo provocados por el pisoteo, pueden tener gran influencia en los flujos de nitrógeno (Šimek *et al.*, 2006). En pasturas con cerdos se agrega el efecto del hozado, generando remoción, deterioro de estructura del suelo y alterando la mineralización de la materia orgánica del suelo. Estas áreas de hozado son generalmente pequeñas e irregularmente distribuidas (Menzi *et al.*, 1998), su localización depende de la interacción suelo-animal-pastura y la forma de la parcela. En estas áreas dependiendo de las condiciones de suelo, cultivo y climáticas, el riesgo de lixiviación es superior a las áreas circundantes (Quintern y Sundrum, 2006).

2.3.1.2 Fósforo.

Si bien el exceso de P en el suelo no es usualmente un problema agronómico, si alcanza cuerpos de agua, incrementaría el riesgo de eutrofización (Carpenter *et al.* 1998, citados por Elliot *et al.*, 2005; Koopmans *et al.*, 2007). El P se mueve de los campos agrícolas en forma disuelta o adherido a las partículas sólidas, esta última forma predomina en la mayoría de las situaciones. El P disuelto en agua de escorrentía de áreas con producción intensiva, particularmente con historia de aplicación de estiércol, puede exceder niveles críticos y generar eutrofización (McDowell y Sharpley, 2001, citados por Elliot *et al.*, 2005). La

concentración de P reactivo disuelto en el agua de escorrentía, tiene alta correlación con la cantidad de P soluble en el estiércol aplicado (Sharpley y Moyer, 2000).

El trabajo de Koopmans *et al.* (2007) con aplicación de grandes cantidades de estiércol, encontró que luego de 11 años de aplicación, aumento de P en la capa de 40 a 50 cm, indicando también un fuerte movimiento descendente de este nutriente. Plantean que en determinados suelos la lixiviación de P debe considerarse para evaluar y gestionar los riesgos a largo plazo de la pérdida de P de suelos que reciben grandes cantidades de estiércol.

La cantidad de P que ingresa al suelo además de estar relacionado a la carga animal, se relaciona a la eficiencia de utilización del P de la ración por los cerdos. Eriksen *et al.* (2006b) con cerdos en engorde, encontraron menor eficiencia de utilización, en las situaciones climáticas de invierno y verano, y cuando los engordes fueron realizados con ración *ad libitum*, en comparación a dietas restringidas. Además las distintas fuentes de alimentos contienen formas diferentes de P, alterando el tipo y la solubilidad del P en las excretas (Leytem y Thacker, 2010) y por lo tanto las posibilidades de movimiento sobre y en el suelo. Estos autores concluyen según sus resultados que la mayor parte del P en las heces de los cerdos (alimentados con dietas a base de granos de cereales) está presente en forma de fosfato y una relativamente pequeña cantidad como fitatos, a excepción de las dietas a base de maíz donde los fitatos en heces superan el 45%.

A diferencia del N considerado problemático, hay diferentes visiones relativo al problema ambiental que significa la acumulación del P por los cerdos a campo. Watson *et al.* (2003), encontraron que 15 meses de pastoreo con cerdas gestantes fue suficiente para saturar el perfil del suelo con P en las áreas preferidas para la excreción y producir áreas que representan un riesgo ambiental significativo. En el mismo sentido Rachuonyo y McGlone (2007) encontraron más P en la zona de comederos, concentraciones significativamente superiores al resto de las zonas. Eriksen y Kristensen (2001), encontraron correlación del P extractable con la distancia a los comederos y además efecto significativo correlacionado a la distancia de los refugios aumentando al acercarse a los mismos luego de varios meses con cerdos en pastoreo, pero al año siguiente (de octubre a marzo sin cerdos) solo se mantuvo el efecto de cercanía a los comederos. Salomon *et al.* (2007) en un estudio de dos años en un sistema fijo sobre suelo arenoso, reportaron aumento en la concentración de P asimilable (de 0 a 30 cm) en áreas preferidas para las deyecciones, de 241 mg kg^{-1} en el primer año a 500 mg kg^{-1} en el segundo. En tanto que en las áreas menos preferidas para las deyecciones la concentración de P

extractable fue menor, 47 y 103 mg kg⁻¹, para el primer y segundo año respectivamente. En los mismos años pero en un sistema móvil sobre suelo arcilloso, no observaron diferencias claras en las concentraciones de P entre las zonas. Horta *et al.* (2008), concluyeron que el sistema de cerdos a campo (9 animales/ha) era una fuente de polución difusa, incrementando el P asimilable, inorgánico y orgánico en el suelo, relacionado con la pendiente, carga animal y cercanía a instalaciones. El contenido de P total en agua de drenaje en esas condiciones era mayor a 0,1 mg L⁻¹, valor considerado límite en aguas de drenaje para evitar eutrofización.

Los ensayos de muy corto plazo, como los de Eriksen *et al.* (2006b) con cerdos por un período de engorde en un sistema que mueven instalaciones cada 4 semanas, sobre suelo arenoso, no encontraron aumento importante de P extractable, comparadas con el testigo (sin cerdos). En el mismo sentido Quintern y Sundrum (2006), durante un período de engorde a bajas cargas anuales (entre 6 y 10 cerdos en engorde ha⁻¹ año⁻¹, pero altas cargas instantáneas de entre 50 y 70 cerdos/ha), tampoco encontraron diferencias en el P disponible entre el área de pastoreo y el control, tanto cuando se realizó engorde con refugios y comederos fijos como cuando estos fueron movidos regularmente; solo observaron un pequeño aumento entorno a los comederos y refugios cuando fueron fijos.

2.3.1.3 Carbono.

Al igual que con el P, el efecto de los cerdos sobre el carbono del suelo, es más notorio e importante, cuando los trabajos son de más largo plazo. Dambreville *et al.* (2006) en un estudio con purines de cerdos aplicados durante 9 años, encontraron incremento en la biomasa microbiana y aumento de 6,5% en el carbono orgánico total. Con cerdos a campo encontramos muy pocos antecedentes, en el trabajo de Moreira *et al.* (2007) realizado en el CRS (al igual que la presente tesis, pero sobre diferentes tipos de suelos y formas de las parcelas), encontraron tendencia a incrementar el contenido de COS en la zona de pastoreo, en comparación con la zona de servicio luego de 10 años con cerdos. Galvão (1998b) en un sistema de cría con pastoreo rotativo, luego de dos años no encontró diferencias en el contenido de materia orgánica del suelo, entre parcelas con diferentes coberturas vegetales (*Axonopus compressus* y *Hemarthria altíssima*) y cargas animales.

Eriksen y Kristensen, (2001) plantea que las variaciones en la concentración de carbono orgánico soluble reflejarían, al menos en parte, el comportamiento de la excreción de las cerdas, reportando concentraciones de 25, 33 y 19 mg kg⁻¹ de suelo, en la primavera al inicio

del ensayo, al retirar los animales en otoño luego de tres secuencias de partos y en la primavera siguiente (luego del invierno sin animales) respectivamente. En algunos puntos de muestreo la concentración fue superior a 100 mg kg^{-1} en ambos muestreos luego de retirados los animales. Al igual que con los nutrientes del suelo, al final del período con cerdos el carbono orgánico soluble fue significativamente mayor en lugares de alimentación.

2.3.1.4 Metales pesados.

Los metales pesados se acumulan en el suelo y dependiendo de los elementos y propiedades del suelo, con tiempos de residencia que pueden variar desde cientos hasta miles de años, podrían generar problemas ambientales de mediano y largo plazo (L'Herroux *et al.*, 1997; Nicholson *et al.*, 1999).

La entrada de metales pesados por la producción de cerdos puede ser importante. En un estudio realizado en Inglaterra en el 2000, valorando la superficie agrícola total, concluye que si bien la deposición atmosférica era la principal fuente para la mayoría de los metales (desde 25 a 85% de las entradas totales), el estiércol era una fuente muy importante que representaba 37 % del total de entradas de Zn, 40 % del Cu, y 10 % del Cd, resaltando las entradas de Zn y Cu aportado por el estiércol de cerdo (Nicholson *et al.*, 2006).

El Cu y Zn son imprescindibles para numerosas funciones metabólicas de los cerdos, por lo que es necesario proveer suficiente cantidad de los mismos en la dieta (Revy *et al.*, 2003, Jondreville *et al.*, 2002, citados por Dourmad y Jondreville, 2007). Perdomo *et al.* (2001) plantea que en general las raciones de lechones contienen dosis elevadas de Zn (3000 mg kg^{-1}) y Cu (250 mg kg^{-1}) para la prevención de diarreas y como promotor del crecimiento respectivamente. Ya sea que se utilicen como promotores de crecimiento o por ser usados en exceso, el Cu y Zn generalmente excede las necesidades de los cerdos.

Una alta proporción del contenido de estos minerales en la ración no es absorbida por los cerdos. Un estudio reveló que los cerdos excretaban el 86% y 95% del Cu y Zn ingeridos en la dieta (Brumm, 2002, citado por Herrero y Gil, 2008). Consecuentemente, estos elementos se concentran en grandes niveles en las heces (Nicholson *et al.*, 1999) y se acumulan en el suelo, donde puede imponer a mediano o largo plazo riesgo de toxicidad para plantas y microorganismos (Jondreville *et al.*, 2003, citados por Dourmad y Jondreville, 2007). A pesar que las nuevas regulaciones limitan su uso (tanto en la UE como en EUA), las entradas de Cu

y Zn al suelo con efluentes de cerdos a tasas de N de 170 kg ha⁻¹, aún exceden las cantidades que pueden ser exportadas por los cultivos (Dourmad y Jondreville, 2007).

Varios autores estudian efectos de la acumulación de metales pesados por el uso de efluentes de cerdos, planteándose principalmente al Zn y Cu como casos de estudios (Zhou *et al.*, 2005; Hao, 2007). En general, los valores obtenidos en Cu y Zn bioasimilables tienen una tendencia a subir a medida que se incorpora una mayor cantidad de purín año tras año (Llona y Faz, 2006), siendo las concentraciones de Zn disponible en el suelo más afectadas (Zhou *et al.*, 2005). L'Herroux *et al.* (1997) estudiaron el efecto de adiciones de purines simulando la cantidad que se aplicaría en un siglo según el máximo de la reglamentación francesa, aplicados en 4 años, analizaron Cu, Zn, Mn, Co, Fe y Cd encontraron importante acumulación de Cu y Zn en capas superficiales del suelo (0 a 40 cm). El exceso de metales pesados también puede afectar el agua, se ha demostrado que el proceso de quelación de los metales en excretas con alta proporción de sustancias orgánicas solubles aumenta la solubilidad y la disponibilidad de dichos metales. En este sentido un estudio encontró 66 y 90 ppb de Cu en perforaciones cercanas a un criadero de cerdos y a un engorde a corral, respectivamente (Sims & Wolf 1994, Galindo *et al.* 2004, citados por Herrero y Gil., 2008).

Estudios en sistema de producción de cerdos a campo en Suiza, en base a los aportes de metales pesados plantean que las entradas al suelo de Cu y Zn serían un problema ecológico de importancia, no así para Pb y Cd (Menzi *et al.*, 1998). En tanto que en Suecia, encontraron al cabo de dos años aumento de Cu y Zn en sistemas fijos y móviles, siendo el Zn más acumulado en las áreas preferidas para la excreción en sistema fijo de engorde, pero con niveles no peligrosos hasta ahora (Salomon *et al.*, 2007).

2.3.1.5 Salinidad y Ph.

El pH del suelo puede ser afectado por muchos factores, entre ellos por el pH de la orina y heces de los cerdos, que varían significativamente según el tipo de dieta (Canh *et al.*, 1997). En ensayos realizados con aplicación de purines de cerdos, el pH del suelo presenta un ligero aumento luego de 3 años de aplicación, tanto en superficie como en profundidad, al tiempo que se registró un descenso en la conductividad eléctrica (Llona y Faz 2006). Sin embargo Zhou *et al.* (2005) y Hao *et al.* (2007) observaron en suelos ácidos que la aplicación de estiércol porcino aumentaba el pH y la CE.

En trabajos con cerdos a campo Salomon *et al.* (2007) en un sistema rotativo de engorde, sobre un suelo arcilloso luego de dos años, no encontraron diferencias significativas en el pH por zonas dentro de las parcelas, pero describen una tendencia a subir el pH en la zona preferida para las deyecciones. En las zonas preferidas paso de 6,4 el primer año a 6,9 el segundo año, y en las menos preferidas de pH 6,7 a 6,8 en el segundo año. En tanto que en un sistema fijo (en el cual el 30% de las deyecciones no se depositaban a campo) el pH pasó de 6,3 en el primer año a 6,6 en el segundo año, y en las zonas menos preferidas registraron una leve acidificación, de pH 6,1 a 5,9 en el segundo año. En el mismo sentido en un engorde de cerdos con instalaciones fijas (Quintern, 2005) encontró que el pH no cambiaba en relación al control sin cerdos al cabo de 9 semanas, pero aumentaba levemente (0,2 pH) en torno a los comederos y considerablemente (0,65 pH) en frente a los refugios. Asoció estos resultados a la distribución de orina y pérdidas de concentrado entorno a los comederos.

Andriulo *et al.* (2003) plantearon que para un *feedlot* vacuno la salinización fue el principal impacto en todo el perfil del suelo, causado por el exceso de materia orgánica acumulada en el largo plazo. Con cerdos a campo, Menzi *et al.* (1998) observaron incremento en la salinidad en el suelo con cerdos. Para el área de “pastoreo” (excluyendo comederos y refugios) el incremento fue del 39%, registrando valores agrónomicamente no problemáticos. Las muestras de las áreas de refugios tuvieron un incremento del 150%, llegando en algunas situaciones a niveles de posibles daños para cultivos. Para los autores éste problema puede ser considerado de mucha importancia local, pero concentrado en áreas reducidas.

2.3.2 Deterioros en las propiedades físicas del suelo.

El pastoreo de los animales tiene un efecto directo en la compactación del suelo (por la fuerza de la pezuña en el suelo), y la redistribución de los materiales en superficie. Los principales efectos indirectos están relacionados al movimiento de agua (y aire) en y sobre el suelo (infiltración y escurrimiento superficial), afectando de esta manera la dinámica de nutrientes, cobertura vegetal, biología del suelo y el riesgo de erosión (Trimble y Mendel, 1995). Cuando los cerdos son mantenidos a campo durante todo el año, los efectos en el suelo pueden ser considerables, especialmente en suelos mal drenados (Worthington y Danks, 1992; Menzi *et al.*, 1998). Para algunos autores los daños por compactación son uno de los aspectos más críticos de la producción de cerdos a campo (Brandt *et al.*, 1995a, citado por Quinter, 2005).

El daño en las propiedades físicas está muy influenciado por el tipo de suelo. Zihlmann *et al.* (1997) encontraron que para los suelos de textura fina con alto contenido de arcilla y limo, la compactación de la capa superficial del suelo fue sustancial. En suelos arcillosos son mayores los riesgos de compactar el subsuelo a niveles que limiten la producción agrícola, como mayor será también la persistencia del daño realizado (Upadhyaya *et al.*, 1994, citado por Terminiello *et al.* 2004). Por otro lado Menzi *et al.* (1998), además de la compactación más intensa en suelos mal estructurados y en suelos arcillosos, plantean que una parte importante del área también puede ser afectada en suelos livianos.

El pisoteo afecta principalmente los macroporos de mayor diámetro ($> 80 \mu\text{m}$), afectando la fauna y los lugares preferenciales de las raíces. La presencia de poros llenos de aire en la superficie del suelo lo vuelve a éste susceptible al daño estructural por pisoteo. Ello sucede debido a la destrucción de agregados por el impacto de la pezuña sobre suelo seco ("crushing"). Este daño no genera una compactación excesiva, pero disminuye el tamaño de agregados y la estabilidad estructural. Cuando el pastoreo en suelos con elevada humedad se realiza con altas cargas instantáneas y por cortos lapsos, el daño más frecuente de hallar es la fluencia plástica del suelo o "poaching". A diferencia del "crushing", en que el suelo se deforma para soportar el peso del animal, con "poaching" el suelo no tiene la capacidad de porte suficiente para soportar el peso del animal, y falla produciendo una huella profunda afectando un espesor de suelo mayor, con posterior amasado del mismo. Este daño se considera el peor que puede ocurrir en pastizales de clima húmedo (Taboada, 2007).

Dentro de los factores animales, la carga y categoría animal (por el peso, forma y tamaño de la pezuña), son los que más inciden en el daño físico sobre el suelo. Ausilio *et al.* (2007) luego de 9 meses observaron un aumento importante de la densidad aparente del suelo en los primeros 8 cm, con animales gordos a partir de cargas superiores a 4000 kg ha^{-1} . En el caso de los cachorros se registró el mismo efecto con cargas superiores a 8000 kg ha^{-1} mientras que los cachorros de 4000 kg ha^{-1} no produjeron variaciones de consideración en la compactación. Por otro lado Glatz y Ru, (2004), observaron aumento de la resistencia a la penetración comparando el suelo antes y después del pastoreo con 16 cerdos/ha, señalando que el efecto fue menor al registrado con pastoreo de ovinos (16 ovejas/ha).

Las cargas animales manejadas en los diferentes sistemas es muy variable, en general los sistemas recomendados en el MERCOSUR manejan cargas bajas. A modo de ejemplo Dalla Costa *et al.* (2002) recomiendan para el SISCAL, superficies de 800 m^2 por cerda en un

sistema de rotación, lo que permite cargas de hasta 10 cerdas/ha. El Módulo de Producción Porcina de la Facultad de Ciencias Agrarias (Universidad Nacional de Rosario), maneja 5,5 cerdas $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ (Campagna *et al.*, 2007). En tanto que el INTA Argentino de Marcos Juárez, según Brunori (2008) plantea usar cargas de 4,5 cerdas/ha cuando se usan sistemas a campo en base a gramíneas y cargas menores cuando la pastura es en base a leguminosas. El criterio más común para fijar la carga en los sistemas latinoamericanos es mantener una adecuada cobertura vegetal. Sin embargo a nivel comercial Santa María (2000) plantea que en Argentina la tendencia es a realizar un uso más intensivo del suelo, con cargas de 20 a 25 cerdas/ha. Similar a la situación descrita en predios comerciales criadores de cerdos a campo en Canelones (Uruguay), donde la carga total solo de hembras reproductivas alcanzó hasta 24 cerdas $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, comprometiendo fuertemente el recurso suelo (Oyhantcabal, 2010).

En general los sistemas a campo europeos manejan cargas totales similares o mayores a los de nuestra región. Una encuesta realizada en UK mostró que en promedio a nivel comercial, se manejaban cargas para cerdas, gestantes y lactantes de 33, 27 y 19 cerdas /ha respectivamente (Abbott *et al.*, 1996, citado por Glatz y Ru, 2004). Williams *et al.* (2000) usaron 25 cerdas gestantes/ha como la carga más común usada en UK, pero plantea 12 cerdas gestantes/ha sobre pasturas establecidas como la mejor practica de manejo. En Suiza Menzi *et al.*, (1998) proponen que una carga razonable del plantel reproductor no debería pasar de 2500-3000 cerdas $\text{d ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, cargas similares al máximo de 6,5 cerdas $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ establecida en Alemania por Bioland (2009). En Francia para suelos muy permeables, con precipitaciones menores a 750 mm, se recomiendan cargas inferiores a 25 cerdas/ha, y en suelos poco permeables, con precipitaciones mayores a 750 mm, cargas máximas de 15 cerdas/ha (Lagrega y Marota, 2009, en base a Vaudelet, 1987 y Muñoz Luna *et al.*, 1997). Por otro lado, algunos sistemas europeos donde los cerdos son mantenidos a campo sólo en la estación cálida, manejan cargas anuales más bajas, con altas cargas instantáneas (Rydberg, 2001). En los países europeos es común fijar las cargas totales máximas, según el criterio de cantidad de nutrientes aportados por los cerdos al suelo.

Con respecto a la distribución espacial, el impacto es mayor en las áreas de servicio, particularmente en áreas donde permanece el suelo más húmedo y entorno de refugios por el pasaje frecuente de los animales, en tanto que la compactación es menor en la zona de praderas más lejanas (Zihlmann *et al.*, 1997). Quintern y Sundrum (2006), estudiaron efecto sobre propiedades físicas del suelo luego de un solo período de engorde con baja carga 7,9

cerdos $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ (carga instantáneas de 74 cerdos/ha), después de la cosecha de papas sobre un Luvisol. Compararon tres áreas: (i) control sin cerdos, (ii) de uso frecuente donde los cerdos hozan (medio impacto) y (iii) zona frente a bebedero y comedero (alto impacto). En superficie (0 a 7 cm) aumentó del volumen total de poros, pasando de 42,2% en el control, a 46,6% en las zonas de hozado y a 49,1% frente a comederos. La actividad de los cerdos provocó descenso de poros chicos y medianos, mientras aumentaron los grandes y los más finos ($<0,2 \text{ mm}$). En la capa de 7 a 12 cm no se encontraron variaciones significativas en la distribución del tamaño de los poros. Si bien se detectó un ligero cambio de poros de 0,2 a 3 mm, a poros finos ($<0,2 \text{ mm}$).

La mayoría de los trabajos que analizaron la compactación con cerdos a campo, encontraron que la profundidad afectada es usualmente limitada a menos de 15 cm y aumenta con la carga animal (Menzi *et al.*, 1998; Quintern y Sundrum 2006; Ausilio *et al.*, 2007). Sin embargo algunos autores observaron en áreas puntuales daños a profundidades mayores. Zihlmann *et al.* (1997) señalan que el amasado del suelo normalmente más húmedo en torno a comederos y bebederos, puede llegar a profundidades considerables (20 a 25 cm, incluso más).

La cobertura vegetal, así como la forma y tamaño de las parcelas también influyen en el tipo y distribución de impactos. Cuando los cerdos son mantenidos a campo con cargas razonables, una buena proporción del área permanece con cobertura vegetal, protegiendo el suelo. Sin embargo en períodos largos muy lluviosos y húmedos, la cobertura y la estructura del suelo puede ser afectada drásticamente en unos pocos días (Menzi *et al.*, 1998). Galvão (1998b) observó que luego de dos años de pastoreo rotativo con cerdas gestantes, las parcelas menores de 1.500 m^2 , sembrados con *Axonopus compressus*, presentaron mayor resistencia a la penetración, que los sembrados con *Hemarthria altísima* y que el efecto era diferente entre los laterales de las parcelas y el centro de las mismas.

Los diferentes hábitos de comportamiento de los cerdos, así como el tiempo dedicado a los mismos influyen en las propiedades físicas del suelo, particularmente el comportamiento de hozado, pastoreo, caminata y el revolcarse. Estos comportamientos varían según el sistema de producción (Braund *et al.*, 1998, Hötzel *et al.*, 2004). El hozado es promovido en animales con dieta restringida (Stern y Andresen, 2003), cuando los vegetales bajo el suelo son más digestibles que aquellos sobre la superficie (Edwards 1998) y también con altas temperaturas para procurar enfriarse. Menzi *et al.* (1998), observaron impactos por hozado especialmente en los bordes de las parcelas, pero siendo un efecto menor al del trillo de los animales.

No encontramos trabajos que hayan cuantificado erosión en sistemas de pastoreo con cerdos. Menzi *et al.* (1998) plantea que los cerdos a campo pueden compactar el suelo reduciendo la infiltración y favoreciendo el escurrimiento superficial del agua, generando condiciones altamente propicias para la ocurrencia de procesos erosivos, sin embargo en su estudio apenas observaron incremento en la erosión, atribuido por los autores a que los cerdos eran mantenidos en suelos con poca pendiente. Más allá de la falta de mediciones se reconoce que la erosión del suelo es probable que ocurra en suelos con cerdos a campo (Menzi *et al.*, 1998; Perdomo *et al.* 2001; Evans, 2004).

2.3.3 Cobertura vegetal.

La cobertura vegetal en los sistemas a campo puede tener diferentes objetivos, más o menos interconectados. Gran parte de los investigadores en cerdos a campo consideran a la pastura principalmente como cobertura vegetal del suelo necesaria para evitar daños físicos al mismo y eventualmente utilizar nutrientes aportados por los cerdos. En este sentido Eriksen y Hermansen (2005) señalan que la dificultad de mantener la cobertura vegetal es uno de los problemas que contribuyen a mayores pérdidas de nitrógeno del suelo, aportado por los cerdos a campo. Sin la cubierta vegetal el riesgo de pérdida de nutrientes por lavado se incrementa (Kelly *et al.*, 2002). Otros autores valorizan a la pastura también como proveedora de alimento para los cerdos y por su efecto sobre la estructura y fertilidad del suelo en rotaciones con cultivos agrícolas (Caminotti, 1998; Edwards, 2003, Vadell *et al.*, 2003).

Los cerdos afectan la cobertura vegetal directamente por el consumo de forraje, daños a las plantas por pisoteo y hozado, e indirectamente por deterioro del ambiente en el cual las plantas crecen. Más allá del tipo o los objetivos buscados con la cobertura vegetal, los cerdos pese a no ser herbívoros, siempre realizan consumo de la misma en forma más o menos significativa. Los cerdos poseen un comportamiento de pastoreo diferente a los bovinos, son altamente selectivos, tienen hábito de hozar y remover el suelo y en función de la pequeña superficie del casco, pueden dañar plantas y compactar el suelo (Dalla Costa *et al.*, 2002), lo que torna el manejo del pastoreo con cerdos más complejo (Edwards y Zanella, 1996). A pesar de su intenso uso en sistemas de todo el mundo el uso de pasturas como fuente de alimento en la producción de cerdos a campo es escasamente documentado en la literatura científica (Eriksen *et al.*, 2006a). El pisoteo causa daños en las plantas que pueden provocar su muerte o ser vía de ingreso de patógenos. En tanto que el hozado, que es uno de los hábitos exploratorios preferido de los cerdos, puede generar grandes daños a la cobertura vegetal en

muy poco tiempo (Eriksen *et al.*, 2006b). Watson y Edwards, (1997), citados por Hermansen *et al.* (2004) encontraron que con cerdas sin anillar la cobertura vegetal bajo a menos de un 10% en un mes. El daño en la pastura fue afectado por la presencia de áreas acondicionadas especialmente para facilitar o promover el hozado (van der Mheen y Spoolder, 2005).

Los factores indirectos que más inciden en mantener la cobertura vegetal, son el tipo vegetal, la carga animal, el momento del año (Rachuonyo *et al.*, 2002) y la disponibilidad de comida (ración-pastura). Las pasturas difieren en su palatabilidad, adaptación al pastoreo y pisoteo. Con leguminosas la cobertura se deteriora antes que con gramíneas (Rachuonyo *et al.*, 2005). El momento del año es importante por el estado de las pasturas y las condiciones climáticas relacionadas a la humedad del suelo que facilita el daño por pisoteo y hozado. Las estaciones más críticas son el otoño e invierno, Eriksen *et al.* (2006b), con cerdos en engorde, encontraron que en las mismas era difícil mantener la cobertura vegetal por encima del 10%.

Aumentos en intensidad de producción de cerdos a campo acarrea la dificultad para mantener la cobertura vegetal (Perdomo *et al.*, 2001). Con cargas altas (25 cerdas/ha) la cobertura vegetal se destruye en pocos meses, pero incluso con de 12 cerdas/ha la cobertura fue destruida en el correr del primer año (Williams *et al.*, 2005). Además de la carga, la categoría animal influye en la conservación de la cobertura. Con cerdas gestantes se deteriora más rápidamente la cobertura vegetal, que en parcelas con cerdas lactantes (Edwards, 2003; Eriksen *et al.*, 2006a). Larsen y Kongste (2000) plantean que si bien las gestantes consumen menos ración y de acuerdo a la cantidad de nutrientes que aportan al suelo podrían mantenerse con cargas más altas que con lactantes, es necesario considerar que al incrementar la carga animal se espera mayor daño de la cobertura vegetal, especialmente durante el invierno. En su trabajo sobre granjas comerciales en Dinamarca, el nivel de cobertura vegetal fue similar para parcelas con cerdas lactantes y en gestación. De todos modos, la pastura fue más baja en los potreros de gestación, ya que las cerdas gestantes eran manejadas generalmente con restricción alimenticia, por lo que tienen más hambre y mayor motivación para pastorear. Este último aspecto es resaltado por varios investigadores. Braund *et al.*, 1998 encontraron que cerdas a campo con alimentación restringida produce serios daños en las pasturas. Cuando se les suministró dietas a voluntad con alto contenido de fibra, se redujo el hábito de pastoreo, pero no el daño en la pastura a niveles aceptables. También aumentó el pisoteo y hozado con cerdos en crecimiento cuando recibieron 20% menos de ración (Stern y Andresen, 2003).

2.3.4 Interacción raza-sistema.

En las últimas décadas han llegado a Sudamérica grandes empresas trasnacionales que desarrollan criaderos filiales que repiten los planes que realizan en Europa o Norte América. Venden reproductores con excelentes parámetros de producción, tal vez de los mejores del mundo, pero lo son en función del sistema desarrollado en el hemisferio norte, sistemas confinados, donde fueron creados (Vadell, 1999). La introducción de esta genética ha acelerado la pérdida de la variabilidad genética adaptada a las condiciones de producción locales, reduciendo la presencia de razas tradicionales. En producción a campo el uso de razas sintéticas no parece ser favorable en algunos parámetros reproductivos. Ponzoni (1992) alerta sobre posibles fracasos de no considerar los altos requerimientos de animales mejorados en otros ambientes. A campo no necesariamente tenemos que usar el mismo tipo genético desarrollado para condiciones de confinamiento del hemisferio Norte (Pinheiro *et al.*, 2002).

El posible impacto ambiental de los cerdos a campo, está influenciado entre otros factores por la selección de animales genética y fenotípicamente adaptados para el ambiente particular de producción. Si bien es posible producir al aire libre con cualquier raza, las razas locales de cerdos y las adaptadas a condiciones ambientales extremas, generalmente son más adecuados para los sistemas de cerdos a campo (Miao *et al.*, 2004). Los cerdos genéticamente más adaptados al aire libre sufren menos daños corporales y menos problemas pulmonares en crecimiento, comparado a los genotipos más adaptados al confinamiento (Guy *et al.*, 2002).

Los cerdos y su ambiente interactúan en permanente modificación dialéctica. Por lo que son necesarios animales que se adapten al aire libre, y a su vez que los cambios que éstos producen en el ambiente sean los menos desfavorables posibles. La adaptación puede implicar mejoras en el uso de recursos y/o reducción de los desechos. En este sentido, los cerdos presentan una gran heterogeneidad morfológica en las distintas regiones geográficas, lo cual posiblemente se deba a las diferentes adaptaciones, como consecuencia de la variabilidad en los recursos y sistemas de producción implementados en éstas. Los diferentes desarrollos corporales (tamaño, forma de pies y miembros posteriores), en el caso de cerdos a campo, implica impactos diferenciales sobre el suelo y la vegetación.

Los sistemas a campo necesitan la introducción de cierta “docilidad” y “rusticidad” en su genética, para adaptarse a ambientes con posibles limitaciones en la alimentación de los cerdos, restricciones de confort ambiental, resistencia a enfermedades y parásitos diferentes a

sistemas confinados (Glatz y Ru, 2004). Las diferencias fisiológicas entre razas producen impactos diferentes, por ejemplo en el balance de N de cerdos criollos o mejorados (Gómez *et al.* 1976 y Ly *et al.* 1999, citados por Ly y Rico, 2006; Macias, 2006)

Las diferencias morfológicas y fisiológicas van acompañadas de hábitos diferentes según el tipo genético y la forma de crianza. Si bien hay algunos trabajos sobre el impacto en la forma de crianza sobre el comportamiento posterior de los cerdos a campo, el estudio del efecto raza en el comportamiento ha sido descuidado. Para el sistema desarrollado en el CRS se optó por la raza Pampa-Rocha proceden del este de Uruguay, una zona caracterizada por extensos bañados, esteros y palmares, con buena capacidad de producir forraje. Los poseedores de estos animales, resaltaban su rusticidad, capacidad de pastoreo, madres buenas productoras de leche y dóciles (Vadell, 1999). La morfología del tren posterior es distinta a la de cerdos mejorados para sistemas de confinamiento total (se entierran menos). En las condiciones del CRS, se ha observado que el tiempo destinado a las diferentes actividades (entre ellas caminar y pastoreo) es diferente entre la Raza Pampa-Rocha y las europeas usadas en el CRS, impactando diferencialmente sobre el suelo y la pradera.

Más allá de las consideraciones técnicas a realizar, en relación a las diferencias que puedan surgir de los diferentes genotipos animales, cuando analizamos el impacto en el suelo de los cerdos a campo, es importante resaltar la importancia de considerar la genética en la producción de cerdos en su globalidad y no solo en términos productivistas de corto plazo. Es necesario resaltar la importancia de trabajar en mantener los recursos genéticos nativos y por tanto parte de la cultura y el patrimonio de los pueblos, muchos de ellos amenazados por la intensificación de la producción a nivel mundial y la globalización, como un componente importante de la recuperación de la diversidad biológica. La producción de cerdos a campo puede contribuir a mantener la producción familiar, así como preservar y valorizar las razas autóctonas y los productos derivados de los sistemas que las emplean.

2.4 ALTERNATIVAS PLANTEADAS EN LA BIBLIOGRAFÍA PARA MINIMIZAR EFECTOS NEGATIVOS DE LA PRODUCCIÓN DE CERDOS A CAMPO.

La actividad de producción de cerdos a campo como vimos, puede tener potenciales impactos negativos sobre el ambiente biofísico, con riesgo de contaminación del suelo, la atmósfera, y los recursos hídricos. Para mantener producciones ecológicamente sustentables, socialmente aceptadas, deben tenerse en cuenta determinados parámetros productivos o condiciones a la

hora de realizar la actividad. A continuación se presentan algunas de las recomendaciones planteadas en la bibliografía consultada.

2.4.1 Elección del lugar de producción.

La producción de cerdos a campo requiere condiciones de suelo y clima más restringidas que otros sistemas de producción de cerdos. Se recomienda lugares con suelos planos o baja pendiente, para evitar erosión, escorrentía y exportación de nutrientes (Vadell, 1999; Miao *et al.*, 2004). Adicionalmente son recomendados suelos con buen drenaje, no inundables, livianos a medianamente pesados, evitando suelos pesados y húmedos (especialmente en regiones de altas precipitaciones), así como suelos pedregosos (Zihlmann *et al.*, 1997; Menzi *et al.*, 1998; Dalla Costa *et al.*, 2002; Glatz y Ru, 2004). No hay planteos restrictivos en relación a la fertilidad o aptitud de uso del suelo, pero cuando se plantea utilizar pasturas como recurso alimenticio y especialmente cuando se integra la producción porcina en rotación con agricultura, son necesarios suelos fértiles (Vadell, 1999).

Las diferentes regiones climáticas inciden en la producción (temperatura, precipitaciones, vientos, irradiancia y fotoperíodo) afectando el metabolismo de los cerdos, crecimiento de pasturas, los ciclos de nutrientes y condiciones físicas del suelo. Varios autores plantean que los cerdos a campo deben ubicarse en regiones con bajas precipitaciones (Glatz y Ru, 2004; Miao *et al.*, 2004). En climas lluviosos o con estaciones muy frías, es necesario prestar especial atención a adaptar la entrada de nutrientes al riesgo específico de lixiviación de nitrógeno y otros nutrientes según las condiciones de suelo (Eriksen y Kristensen, 2001). Lagreca y Marotta (2009) plantean ajustar la carga en función del tipo de suelo y el clima, reduciendo la misma con mayor precipitación y suelos menos permeables. Sin embargo otros autores como Santos y Sarmiento (2005) plantean que en climas tropicales es posible mantener cargas animales más altas que en climas templados, pues la tasa de crecimiento de los pastos y la demanda de nitrógeno pueden ser mayores.

2.4.2 Razonable ajuste de carga animal.

Es la dispersión de las pjaras del sistema de producción a campo lo que lo convierte en escasamente contaminante del ambiente, ya que las deyecciones se distribuyen en el campo. Estas se incorporan como abono al suelo, mejoran los niveles de materia orgánica y en rotación con agricultura, permite aprovechar nutrientes (Vadell, 1999). La carga

recomendada puede ser determinada de acuerdo a la categoría animal, tipo de suelo, topografía, precipitación y tipo de forraje. Para sistemas donde las pasturas se utilizan como componente importante de la alimentación se recomiendan cargas menores (Brunori, 2008).

También se plantea ajustar la carga y el nivel de dieta según la aceptación de los excedentes de nutrientes en el ambiente, en función del tipo de suelo, clima y distancia a la fuente de agua (Eriksen y Kristensen, 2001). Menzi *et al.* (1998) propusieron que una carga razonable del plantel reproductor no debería pasar de 2500-3000 cerdas d ha⁻¹ año⁻¹. Dependiendo del nutriente considerado las cargas recomendadas varían. La reglamentación de la Comunidad Económica Europea sobre producción ecológica limita el N aportado al suelo, a partir del cual se ponen topes a la carga animal. En tanto la carga en la reglamentación sueca, se condiciona al aporte de P, que corresponde a alrededor de 2,2 cerdas ha⁻¹ año⁻¹ (Salomon *et al.*, 2007).

Altas cargas incrementan la pérdida de cobertura vegetal y disminuyen el forraje disponible (Rachuonyo *et al.*, 2002). Es resaltada la importancia de manejar cargas variables adaptando la cantidad de animales y condiciones de nutrición, especialmente a la cantidad de alimento en relación a la superficie (Miao *et al.*, 2004; Glatz y Ru, 2004).

2.4.3 Optimizar la estrategia de alimentación a utilizar.

El manejo de la dieta es clave para reducir la pérdida de nutrientes al ambiente (Aarnink y Verstegen, 2007; Dourmad y Jondreville, 2007). Limitar la cantidad de concentrado es una de las posibles alternativas (Quintern, 2005), si bien los cerdos a campo pueden reducir la ganancia diaria, pueden mantener niveles de conversión similares a los de confinamiento (Eriksen y Hermansen, 2005). Ajustar la dieta a los requerimientos es la medida más planteada, no excediendo las necesidades fisiológicas de proteína (Quintern, 2005), fósforo, Cu y Zn (Zihlmann *et al.*, 1997; Menzi *et al.*, 1998; Dourmad y Jondreville, 2007).

Con respecto al nitrógeno se ha sugerido mejorar la caracterización de los requerimientos nutricionales de los cerdos, bajo el concepto de aminoácidos digestibles y proteína ideal, lo que permitiría disminuir el contenido de proteína cruda de la dieta sin alterar el comportamiento productivo del cerdo (Castañeda *et al.*, 1995; Kerr, 1996; Roth y Kirchgessner, 1996, citados por Mariscal, 2007; Aarnink y Verstegen 2007). Por otro lado los requerimientos de los cerdos en general son estimados en condiciones de confinamiento y con alimentos convencionales. El diseño de sistemas de alimentación debe tener en cuenta el uso

de fuentes de energía y proteína disponibles localmente para contribuir a que estos sistemas sean sostenibles. Quien pretende usar fuentes proteicas alternativas tropieza con diferentes limitaciones entre las que figura una caracterización incompleta de su contenido de nutrientes, factores antinutricionales, y junto con ellas, la incertidumbre de cuáles procesos digestivos y metabólicos tienen lugar en cerdos alimentados con tales fuentes proteicas (Ly, 1996).

Es posible incidir también en la forma del N eliminado por los cerdos alterando, mediante la formulación de la ración la relación de nitrógeno amoniacal, favoreciendo formas de nitrógeno menos volátiles (Mroz *et al.*, 2000a; Mroz *et al.*, 2000b citados por Mariscal, 2007); aumentar la cantidad de nitrógeno fecal disminuyendo la excreción urinaria del mismo, incrementando la proporción de carbohidratos fermentables a nivel de intestino grueso, lo cual estimula el crecimiento bacteriano (Mariscal, 2007; Aarnink y Verstegen 2007).

En relación al fósforo, la deficiencia de éste nutriente resulta en un crecimiento deprimido y anomalías en los huesos de cerdos, por lo que las recomendaciones de alimentación durante años se han destinado a garantizar que no sufran deficiencia de P. Esto implicó normalmente la inclusión de un amplio margen de seguridad en las recomendaciones de alimentación, con el fin de compensar la variación de la digestibilidad de P en la ración. Es posible reducir el contenido de P del estiércol sin afectar la salud de los cerdos y la productividad, manejando el contenido de P digestible en lugar de P total y mejorar los conocimientos de necesidades de P por categoría, reduciendo los márgenes de seguridad (Poulsen, 2000).

Con respecto a los componentes de la dieta, se plantea la necesidad de incrementar el uso de fuentes de P orgánico en relación al inorgánico (Hanrahan *et al.*, 2009). Usando entre las fuentes inorgánicas de P las más digestibles, por ejemplo fosfato monocálcico antes que el dicálcico (Dourmad y Jondreville, 2007). La digestibilidad de fósforo en la ración de origen vegetal, puede ser modificada, por lo que un enfoque complementario es hacer que el P de los alimentos quede más disponible para los cerdos. Esto reducirá la necesidad de la adición de fosfatos inorgánicos extra para la alimentación de los cerdos (Poulsen, 2000). El fósforo en forma de fitato no es biodisponible en cerdos por carecer de la enzima fitasa, el uso de enzimas exógenas, permite disminuir la concentración total de P, sin disminuir el nivel de P útil para el animal y consecuentemente disminuir la excreción de fósforo al ambiente (Jongbloed *et al.*, 2004; Dourmad y Jondreville, 2007). Brumm (2002), citado por Herrero y Gil (2008) plantea que agregando fitasa es posible reducir 30 % el P en heces, en tanto Baxter *et al.* (2003) reportaron reducciones del 40 %.

En relación a los metales pesados, particularmente el Cu y Zn se plantea como principal medida no sobrepasar requerimientos animales en la formulación de dieta (Zihlmann *et al.*, 1997; Menzi *et al.*, 1998; Dourmad y Jondreville, 2007). Aarnink y Verstegen (2007) plantea usar promotores de crecimiento alternativos al Cu y Zn de la dieta de los cerdos. Adicionalmente al igual que con el P, es posible alterar la disponibilidad y eficiencia de uso, por ejemplo con el agregado de fitasa es posible reducir también el aporte de Zn en la ración, ya que éste queda más disponible para los cerdos. Para lograr mejorar la eficiencia se requiere un mejor conocimiento de los factores que afectan la disponibilidad de Cu y Zn y una mayor precisión en los requerimientos por categoría (Dourmad y Jondreville, 2007).

Además de los aspectos mencionados relativos a la formulación de la dieta, la forma de administración de la misma es otro aspecto relevante para minimizar la pérdida de nutrientes. La forma del comedero y la presentación de la ración son los dos factores claves. El peleteado del concentrado (preferiblemente con tamaños grandes), reduce las pérdidas del mismo, especialmente con animales de mayor tamaño, al igual que usar comederos donde se mantenga seca la ración y los animales no puedan entrar en ellos (Quintern, 2005). Otras medidas de manejo como destetes tempranos, pueden contribuir a reducir pérdida de ración en torno a los comederos, especialmente teniendo en cuenta que los cerdos al final de la lactación aumentan el consumo de concentrado significativamente (Eriksen y Kristensen, 2001).

Minimizar la cantidad de ración, de nutrientes en la misma y evitar su pérdida, son objetivos comunes a todos los sistemas de producción de cerdos. En los sistemas a campo se busca además el pastoreo para reducir el uso de concentrado (Mora *et al.*, 2000; Quintern, 2005; Eriksen *et al.*, 2006b). En este sentido es fundamental que la formulación de dieta incluya el aporte de nutrientes del forraje consumido. El consumo de pasturas con dietas restringidas puede representar el 50% de la energía de mantenimiento y gran proporción de nutrientes requeridos por cerdas gestantes. Existe un gran potencial de aumentar el consumo de pasturas por los cerdos (reduciendo ración), siendo necesario mejor conocimiento del consumo y digestión en pastoreo, así como desarrollar mejores sistemas de pastoreo (Edwards, 2003).

2.4.4 Mejorar la distribución de nutrientes y su utilización por las pasturas.

Hay un acuerdo generalizado en que la distribución de nutrientes en el suelo por los cerdos a campo no es uniforme. Lograr homogeneidad en la distribución de las excretas animales es una de las claves para optimizar el uso de los nutrientes disponibles, ya que zonas de

concentración de nutrientes incrementan las pérdidas y dificulta realizar recomendaciones de fertilizaciones acertadas (Eriksen y Kristensen, 2001). La principal alternativa de manejo para mejorar la utilización de nutrientes es integrar los cerdos a sistemas de cultivos forrajeros, ajustando su carga al alimento disponible (Miao *et al.*, 2004); o a sistemas silvopastoriles, donde se cultiva los parques con vistas a disminuir la concentración de nutrientes en el suelo y como complemento para la alimentación de los cerdos (Horta, 2007). Adicionalmente se plantea integrar la producción porcina en una rotación en la cual, luego de retirados los cerdos se continúa con pastura o instalan cultivos. Estos cultivos podrían disminuir las pérdidas al ambiente (Quintern, 2005), para lo que debería pensarse en cultivos tolerantes a altas concentraciones de nutrientes (Menzi *et al.*, 1998) y/o alta demanda de los mismos.

El período de rotación varía según los autores y objetivos buscados. En varios países es común rotaciones cortas, en UK los cerdos suelen ser introducidos a los rastrojos de cereales o a pasturas por cortos períodos en otoño o primavera, moviendo las unidades a un sitio nuevo cada 1 a 2 años (Williams *et al.*, 2000). Algunos autores recomiendan un máximo de ocupación por cerdos en la misma área de dos años, para evitar erosión, compactación, infección bacteriana del suelo y contaminación de lagos y ríos, observaciones comunes cuando las ocupaciones son mayores, especialmente con cargas altas (Perdomo *et al.*, 2001). En sistemas sobre pasturas permanentes, los períodos pueden ser mayores. Brunori (2008) plantea que el período de rotación de las parcelas estará dado por la persistencia del tapiz, siendo para el sistema propuesto por INTA Marcos Juárez, un tiempo máximo estimado de uso del suelo de 7 años. En el INTA Marcos Juárez, hay montado un sistema de rotación, de 5 años con cerdos a campo (ciclo completo) y 15 de agricultura (Brunori *et al.*, 2004). En este caso la pastura (con cerdos) juega un rol fundamental en la recuperación del suelo y en evitar los problemas de la agricultura continua, por lo que se plantea usar bajas cargas animales.

Algunos sistemas consideran la rotación, más que como una solución a los problemas que generan los cerdos, como una ventaja para la agricultura. En este sentido Lagreca y Marotta (2009) plantean que cada dos o tres años los potreros destinados a los cerdos deberán rotarse para contribuir a la fertilización de los campos destinados luego a cultivos cerealeros. Sin embargo, los estudios tendientes a comparar estrategias para el uso del suelo después del pastoreo por cerdos, muestran resultados no siempre alentadores. Algunos encuentran que los cultivos siguientes a los cerdos pueden o no tener efectos beneficiosos, incluso disminuir su calidad (Gustafson, 2000). Williams *et al.* (2005) han demostrado que las pérdidas por

lixiviación de nitratos durante el primer invierno después de la cría de cerdos al aire libre pueden ser grandes, sin beneficios residuales de N disponible para los siguientes cultivos de cereales, dependiendo entre otras cosas de las precipitaciones del primer invierno.

Los trabajos con instalaciones móviles mostraron que es posible alterar la preferencia del lugar de excreciones moviendo instalaciones, mejorando la distribución de nutrientes (Kelly *et al.*, 2002; Eriksen *et al.*, 2006). Varios autores encontraron mayor uniformidad y menores pérdidas de nutrientes rotando los comederos y refugios (Eriksen y Kristensen, 2001; Petersen *et al.*, 2001; Benfalk *et al.*, 2005). Con intervalos de movimiento de instalaciones cortos, se obtiene mejores resultados (Menzi *et al.*, 1998; Quintern, 2005; Eriksen *et al.*, 2006b). El pastoreo rotativo también favorece la distribución de deyecciones (Dalla Costa *et al.*, 2002; Stern y Andersen, 2003, Miao *et al.*, 2004) y si las ocupaciones son por períodos cortos es posible limitar la acumulación de excretas en los bordes de las parcelas (Kelly *et al.*, 2002). Eriksen y Kristensen, (2001) plantean que alojando las cerdas individualmente en parcelas pequeñas, mejora la distribución, comparado con grandes parcelas colectivas.

2.4.5 Conservar pasturas.

Mantener los cerdos en parcelas con buena cobertura vegetal para disminuir el riesgo de erosión y utilizar o captar nutrientes por la pastura, es un objetivo permanente especialmente en regiones con abundantes precipitaciones (Menzi *et al.*, 1998; Dalla Costa *et al.*, 2002; Rachuonyo *et al.*, 2005; Eriksen y Hermansen, 2005). Las especies vegetales a usar deben estar bien adaptadas a las condiciones de suelo, clima y especialmente elegidas en función de los objetivos productivos planteados. Encontramos dos grandes visiones del uso de pastura en la producción de cerdos, como importante fuente de alimento para los cerdos o no. Quienes plantean usar la pastura como alimento, manifiestan la necesidad de usar especies palatables, de mayor valor nutritivo (Caminotti, 1998; Edwards, 2003; Vadell *et al.* 2003), sin descuidar los aspectos de “resistencia” al pastoreo. En este sentido autores vinculados a la agroecología plantean que para maximizar el insumo de energía solar en el sistema a campo, es preciso que se utilice al máximo la pastura para alimentación de los animales (Pinheiro *et al.*, 2002).

Si no se utilizan las pasturas como importante fuente de alimento, se consideran prioritarios otros atributos en la elección de especies, como gramíneas agresivas, resistentes al pisoteo, estoloníferas o que permitan una rápida cobertura del suelo, perennes, con crecimiento todo el año (Dalla Costa *et al.*, 2002). El planteo de usar especies más resistentes al pisoteo y hozado

(Williams *et al.*, 2000), o forrajes menos preferidos por los cerdos para pastoreo (Rachuonyo *et al.*, 2005), es común cuando el objetivo principal es mantener la cobertura vegetal.

Relacionado con lo anterior y la distribución de nutrientes hay dos visiones en relación al movimiento de las instalaciones. Algunos plantean movimientos periódicos y frecuentes de las instalaciones (Eriksen *et al.*, 2006) o siempre que se observe el inicio de degradación de la cobertura vegetal (Dalla Costa *et al.*, 2002). En tanto Dichio y Campagna (2007) plantean que para mantener la cobertura vegetal, considerando que los cerdos se mueven preferentemente dentro de la zona entre el refugio, comedero y el bebedero, sería necesario realizar un mínimo desplazamiento de instalaciones para limitar la degradación de la pastura a un área pequeña. Sea rotando la zona de instalaciones o no, hay mayor consenso en que los pastoreos rotativos son más indicados para conservar pasturas. Los pastoreos rotativos considerando necesidades de las pasturas y carga animal son imprescindibles (Dalla Costa *et al.*, 2002, Dichio y Campagna, 2007). Cuando hay buena disponibilidad de forraje, el pastoreo es preferido al hozado y disminuye el tiempo de caminata. Por tanto la tendencia a mayor hozado en áreas pequeñas o con alta carga, puede ser reducida si con rotaciones frecuentes se mantiene una buena cobertura vegetal (Andresen y Redbo, 1999).

Más allá de la pastura utilizada, el anillado continúa siendo una de las principales alternativas, para lograr que la cobertura vegetal sea menos deteriorada por los cerdos (Edwards, 1998; Vadell, 1999; Bornett *et al.*, 2003; Eriksen, 2005). Las medidas alternativas al anillado (charcas, áreas de hozado enriquecidas, entre otras) no han sido lo suficientemente efectivas en reducir el daño a la pastura en el largo plazo (Bornett *et al.*, 2003) o han reducido el tiempo de pastoreo (van der Mheen y Vermeer, 2005).

Junto con el anillado, la carga animal ajustada a las características del sistema y condiciones climáticas es clave en la conservación de la pastura (Dalla Costa *et al.*, 2002; Glatz y Ru, 2004). La carga tiene un efecto más importante que la categoría animal, si bien los animales pequeños son más dinámicos y producen más daño sobre el tapiz (Dichio y Campagna, 2007).

2.4.6 Otras consideraciones.

Las alternativas técnicas planteadas previamente, requieren ser acompañadas de cambios que ataquen las causas estructurales, además de las inmediatas. Según Goldblatt (1998), citado por Foladori (2005), existen tres niveles a tener en cuenta en la cuestión ambiental, el hecho

objetivo de la degradación, su expresión cultural, y las medidas políticas, jurídicas y económicas derivadas. Por lo que pensamos que las medidas técnicas planteadas deben ser además complementadas con políticas específicas, que contemplen aspectos de conocimiento de la problemática, así como aspectos organizativos y económicos de la producción. El presente trabajo se focaliza en el primer nivel, indagar sobre los hechos objetivos, las causas inmediatas de algunos impactos biofísicos de un sistema de cerdos a campo, desde una visión técnica. Es necesario complementar esta visión técnica, que sólo considera las causas y consecuencias de los problemas ambientales, investigando las relaciones que acompañan esos procesos técnicos. Para cada causa existen responsables, para cada consecuencia, beneficiados y perjudicados. Estableciendo esa relación se eleva el problema técnico a una cuestión política, que es la forma en la cual deben tratarse los problemas ambientales (Foladori, 2005).

3 PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

El tema de investigación del presente trabajo puede enmarcarse dentro de la pregunta ¿Es sustentable la producción de cerdos a campo en gran escala en Uruguay? Está relacionado con la comprensión de los procesos vinculados a la sustentabilidad y la generación de alternativas para los sistemas de producción familiares con porcinos; así como a la evaluación de instrumentos metodológicos pertinentes, adecuados y prácticos, que permitan la medición de la dimensión biofísica de la sustentabilidad.

Dentro de esta pregunta mayor surgen varias líneas de problemas a abordar. Estudiar la sustentabilidad en un sentido amplio, implica trabajos interdisciplinarios en diferentes planos interrelacionados, económico, ecológico, político, etc. Pretendemos iniciar el camino hacia la respuesta de la pregunta inicial, a través del estudio de impactos ambientales parciales de la cría a campo de cerdos, analizando aspectos biofísicos o agro ecológicos. Esto no olvida el necesario carácter socioeconómico inherente a estudios ambientales (Gómez Orea, 1997) y el necesario trabajo interdisciplinario en estudios más completos, destinado a identificar, valorar y corregir los efectos ambientales que diferentes aspectos del sistema productivo (itinerarios técnicos y/o medidas de manejo) pueden causar en la calidad de vida del ser humano y su entorno.

Para poder discutir sobre sustentabilidad biofísica y posibilidades de manejos concretos, relacionados a recursos naturales que participan del sistema de producción, es fundamental realizar consideraciones objetivas sobre efectos en el largo plazo, en su distribución espacial, y en la capacidad de resiliencia o de revertir ciertos impactos en el ambiente considerado. En este sentido el centro del presente trabajo es procurar identificar efectos en el largo plazo, del sistema desarrollado en el CRS sobre el suelo. El manejo de la carga animal, la dieta a usar, forma de los piquetes, el manejo del área de servicio y su posición, el tipo de cobertura vegetal, la movilidad del sistema, su rotación de pastoreo e instalaciones, así como con agricultura, son algunos de los aspectos puntuales para los que intentamos brindar información. También realizamos una muy amplia variedad de análisis de suelo, para identificar cuáles tendrían más relevancia (considerando costos y resultados), para estudiar posibles impactos antes de una intervención antrópica, monitorear impactos de las mismas o ayudar a identificar puntos críticos en relación al manejo sostenible del suelo.

Creemos que las alternativas de manejo de los recursos y estrategias de producción deben ser necesariamente locales, sin descuidar los efectos globales. Dado que la información disponible relacionada a la temática es mayoritariamente extranjera no necesariamente extrapolable y además centrada en efectos en el corto plazo, es imprescindible contar con información en las condiciones nacionales, que permitan un mejor uso de los recursos locales. Estudiar variaciones en el suelo frente a diversas acciones impactantes, contribuiría a poder incorporar criterios de sustentabilidad en las tomas de decisiones políticas y de manejo productivo a todos los niveles.

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVOS GENERALES

- a) Estudiar la interacción suelo-cerdos-pastura, desde una perspectiva de manejo ambiental y conservación de los recursos naturales en el largo plazo.
- b) Evaluar el efecto del manejo animal y rotación agrícola del sistema de cerdos a campo desarrollado en la Unidad de Producción de Cerdos de la Facultad de Agronomía, sobre algunas propiedades del suelo, como insumo para el diseño de tecnologías sustentables a escala familiar.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Comparar el efecto acumulado en 12 años del manejo animal, rotaciones agrícolas y su interacción, del sistema cerdos a campo de la UPC, en relación al mismo suelo bajo “campo natural”, sobre propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.
- b) Comparar y mapear diferentes propiedades físicas y químicas del suelo, en función de las zonas en las parcelas, carga animal y rotación agrícola.
- c) Comparar impactos a diferentes profundidades en las zonas de las parcelas, en relación al manejo animal y agrícola realizado.
- d) Identificar las variables que puedan ser usadas directamente o que ayuden a la construcción de indicadores compuestos de calidad de suelo relevantes para el sistema de producción de cerdos.

5 HIPÓTESIS

5.1 HIPÓTESIS

- a) El sistema de producción de cerdos a campo impacta en características físicas, químicas y biológicas del suelo, en el largo plazo.
- b) Los impactos sobre el suelo en el largo plazo presentan diferencias en intensidad y distribución dentro de las parcelas, siendo la zona de servicio donde se presentan las mayores transformaciones del suelo.
- c) La utilización de diferentes cargas animales, tiene incidencia en los impactos.
- d) Las diferentes rotaciones agrícolas usadas no influyen sustancialmente en la intensidad y distribución de los impactos sobre el suelo.
- e) Los impactos pueden alcanzar capas subsuperficial del suelo, especialmente en la zona de servicio.

5.2 PREGUNTAS A SER RESPONDIDAS

- a) ¿Hay impactos sobre propiedades físicas, químicas y/o biológicas del suelo?
- b) ¿Hay impactos diferenciales espacialmente relacionados al manejo y/o a la infraestructura al interior de las parcelas en estos efectos?
- c) ¿Hay influencia del manejo agrícola y animal, en la intensidad y/o distribución de los impactos considerando el largo plazo?
- d) ¿Cómo varían estos impactos en profundidad en las diferentes zonas?
- e) ¿Cuáles indicadores serían más relevantes para analizar impactos sobre el suelo, considerando importancia de la información, tiempo y costos de muestreos y análisis?

6 MATERIALES Y MÉTODOS

Se evaluaron los efectos acumulados sobre el suelo producto del sistema de producción de cerdos a campo en el largo plazo, a través de comparar la “foto actual” de la zona “con cerdos” con una zona aledaña “testigo” sin cerdos. El suelo con cerdos y el testigo tuvieron similar manejo previo (incluyendo varios años de agricultura), comenzando a diferenciarse en otoño de 1997 con la siembra de las pasturas y la introducción de los cerdos en la primavera siguiente. Los muestreos se realizaron en primavera del 2009, después de 12 años con cerdos.

6.1 Sitio de estudio y diseño experimental

El presente trabajo se realizó en la Unidad de Producción de Cerdos (UPC) de la Facultad de Agronomía ubicado en Juanicó (34° 36' S; 56° 13' W). La UPC comprende 10 hectáreas divididas en parcelas de 1500 m², en las cuales se mantiene un rodeo reproductor de alrededor de 50 hembras (de razas Pampa-Rocha, Duroc y sus cruza) y verracos (Pampa, Duroc y Large White). En la misma se realiza la cría y posdestete hasta los 77 días.

La zona presenta clima templado con heladas invernales y precipitaciones anuales en el orden de 1200 mm (DNM, 2011). Luego del primer muestreo ocurrió un período de precipitaciones superiores a lo normal (Figura 1). La primavera también fue más lluviosa que el promedio hitórico, por lo que se atrasó el tercer muestreo hasta diciembre, en los 15 días previos al último muestreo llovieron 100 mm.

Se trabajó en suelos clasificados como Brunosoles Eutricos, siendo los suelos dominantes de la zona cartografiada dentro de la unidad Tala Rodríguez según la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay 1:1.000.000 (MAP/DSF, 1976), ubicado topográficamente en una ladera convexa (pendiente menor al 1%), sobre materiales sedimentarios de la formación Libertad. El perfil dominante de estos suelos tiene un horizonte A de 25 cm con 3,04 % de MO, pH 6,6 y 22,9 meq/100g de bases totales, seguido de un Bt hasta 65 cm (MGAP/DSA, 2001). La secuencia de horizontes descrita en campo es: A subdividido en dos (0-15 y 15-30 cm), transición gradual al Bt y C con acumulación secundaria de Ca. Coincidiendo a grandes rasgos con la descripción realizada para este tipo de suelos por el MAP/DSF (1979).

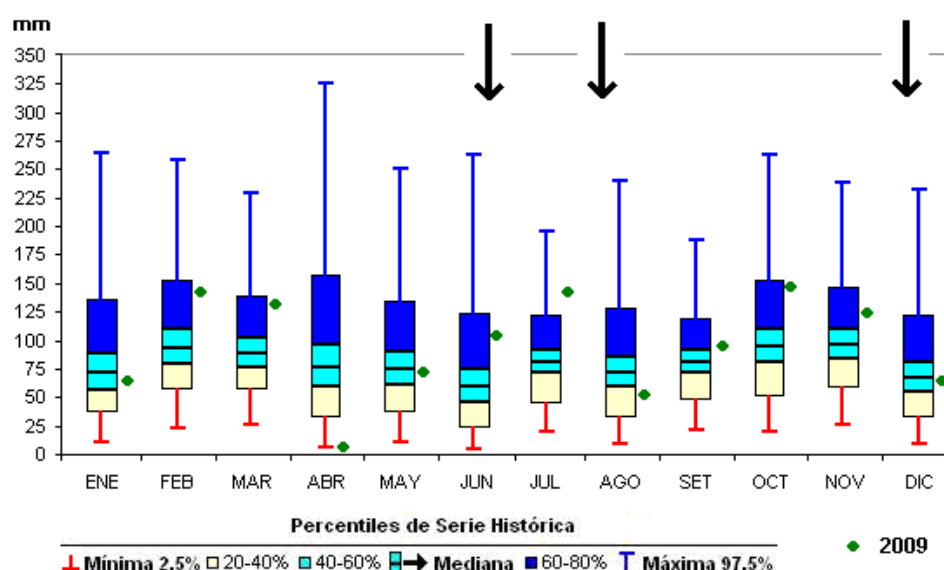


Figura 1. Precipitación mensual en INIA-Las Brujas (1972-2009) y el año de muestreo. Las flechas indican los tres momentos de muestreo. Fuente: www.inia.org.uy/disciplinas/agroclima

Se tomó como testigo suelo en laterales de las parcelas (Figura 2), el cual se mantuvo con vegetación espontánea con pasadas de pastera esporádicas (sin laboreo, fertilización, ni siembra), representando el manejo de menor impacto antrópico sobre el suelo. Para el estudio se utilizaron 6 parcelas en dos sectores, correspondiendo las parcelas B11, B12, B13 al sector B y las C11, C12 y C13 al sector C (Figura 2).

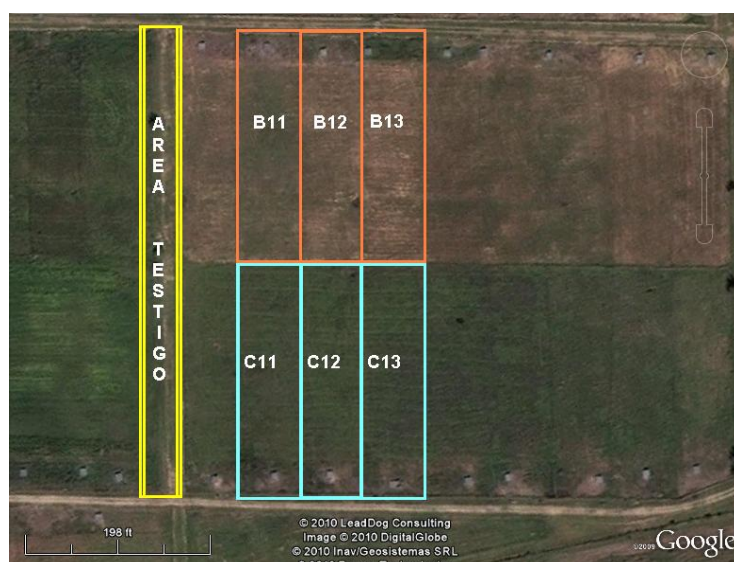


Figura 2. Ubicación de las parcelas y área testigo.

Ambos Sectores sobre el mismo tipo de suelo se diferencian por su rotación agrícola. Se utilizaron cuatro tipos de pasturas implantadas para pastoreo: a) cultivo puro de *Medicago*

sativa (cv. Chaná); b) mezcla de *Trifolium pratense* (cv. LE 116), *Trifolium repens* y *Cyathium intybus* (cv. INIA Lacerta); c) *Shorgum sp.* y d) *Avena sativa* (cv. Estanzuela 1095). En los primeros años de instaladas las pasturas perennes hubo presencia de malezas, principalmente *Raphanus sp.*, cardos y presencia variable de *Lolium multiflorum* (no sembrado). En los sucesivos años aumentaron paulatinamente malezas enanas, y gramíneas no palatables (principalmente *Cynodon dactylum* y *Stipa charruana*). El control de malezas realizado en parcelas puntuales consistió en pasadas de pastera y herbicida (glifosato). La instalación de los cultivos se realizó hasta el 2002 con laboreo convencional (superficial o reducido) y en adelante siembra directa. En la fertilización de base, para las praderas mezclas se utilizó 40-100 kg de P_2O_5 y 10-24 kg N/ha, adicionalmente se realizaron refertilizaciones puntuales con bajas dosis de urea. Para la alfalfa se utilizó 80-100 kg/ha de P_2O_5 . Se utilizó solo fuentes fosfatadas, urea o binarios (NP), nunca se fertilizó con potasio o con aditivos.

En el sector C siempre se trabajó con la misma mezcla (trébol rojo, blanco y achicoria) sembrada en 1997, 2002 y 2006, en tanto en el B la primera pradera fue alfalfa sembrada en 1997, seguida de pradera mezcla en 2002, luego avena (vi) seguida de sorgo (vv) en 2006-2007 y nuevamente pradera mezcla en 2007 (Tabla 3).

Tabla 3. Rotación agrícola 1997-2009 para las 6 parcelas experimentales.

Parcelas	Años		
	1997 - 2001	2002 - 2005	2006 - 2009
B11, B12, B13	Alfalfa	Pradera	vi / vv / Pradera
C11, C12, C13	Pradera	Pradera	Pradera

Nota: Pradera (trébol rojo, blanco y achicoria); vi/vv (verdeos invierno/verdeos verano)

Los barbechos (desde el retiro de los animales a la nueva ocupación) fueron muy largos, el sector B tuvo 5 cultivos, con 4 barbechos totalizando 695 días (174 días promedio cada barbecho), en tanto el sector C tuvo 3 barbechos totalizando 758 días (253 días promedio c/u).

Las 6 parcelas de 1500 m² (20 x 75 m), estaban separadas por alambre electrificado, con una paridera de campo móvil “tipo Rocha”, un bebedero automático (chupete) sobre el camino de servicio y disponía de comederos móviles (cubiertas cortadas). En cada parcela diferenciamos en base al manejo dos grandes zonas: “de servicio” y “de pastoreo” (Figura 3). A la zona de servicio la subdividimos en dos, la zona I no laboreada ni fertilizada, en general engramillada o con importante área de suelo desnudo y la zona II correspondiente a la parte de pastura implantada utilizada como zona de servicio cuando la pastura fue envejeciendo. La zona III se

correspondió con el área de pastura implantada típicamente de pastoreo. El límite entre la zona II y III no estaba claramente definido, variando entre años y estado de las pasturas.

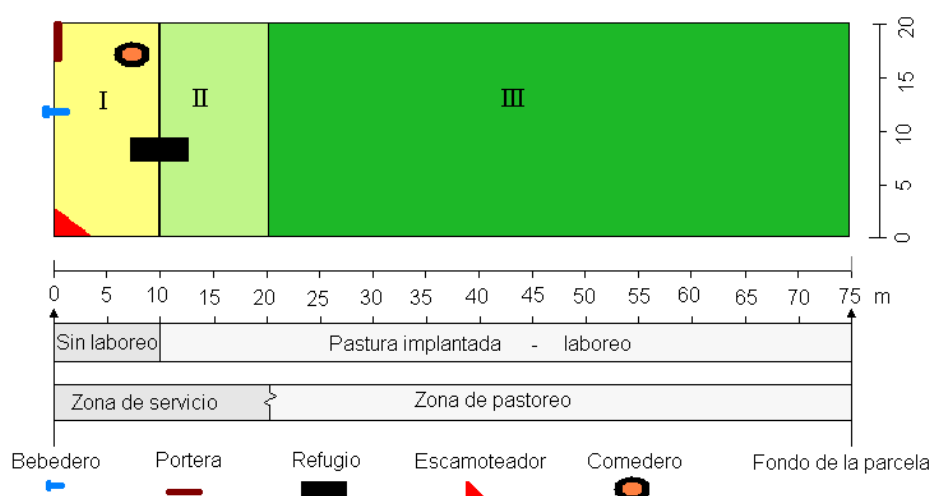


Figura 3. Esquema de las zonas e infraestructura de las parcelas.

Durante el primer año de instaladas las praderas el servicio a los animales (suministro de agua, ración y localización del refugio) se realizó en la zona I (13% del área), a medida que fue quedando con suelo desnudo, se comenzó a utilizar la zona II “sacrificando” parte de la pastura para suministrar ración y ubicar refugios, llegando a utilizarse el 29% del área. En promedio el área de pastoreo representó cerca del 75% de la superficie total de cada parcela.

Todo el ciclo reproductivo se realizó en parcelas con pasturas, manteniéndose los animales en grupos según el estado fisiológico. Las categorías fueron: cerdas lactantes (cl), lechones (lch), cerdas gestantes (cg), lechones post destete (lpd), cachorras de recría (cr) y verracos (v). La rotación animal en las parcelas fue a tiempo fijo para lactantes, mantenidas individualmente con su camada. En el caso de cerdas gestantes y verracos la ocupación fue variable, procurándose mantener lotes de 3 animales por 2 a 4 semanas en cada parcela (Tabla 4). El tiempo de ocupación de las parcelas respondió en primera instancia a necesidades de manejo animal y secundariamente a criterios de manejo de pasturas.

Tabla 4. Tamaño del lote y tiempo de ocupación de las parcelas, por categoría animal.

Categoría	animales por parcela		días ocupación	
	media	máximo	media	máximo
cerdas gestantes	2,5	6	11	55
cerdas gestantes + verracos	3	6	15	56
cerdas lactantes	1	1	56	87
lechones postdestete	12	21	26	53

Durante los 4450 días considerados (octubre 1997 a noviembre 2009), en promedio cada parcela fue ocupada con cerdos 2231 días (50%) y el período sin cerdos fue 2219 días (50%), de los cuales 656 días (15%) correspondieron a “barbecho” (Tabla 5).

Tabla 5. Días de ocupación de las parcelas

Parcela	Días de Ocupación		
	d totales	% del total	d año ⁻¹
B11	2255	51	187
B12	1825	42	152
B13	2029	46	169
C11	2569	58	213
C12	2485	57	206
C13	2220	50	183

La carga animal utilizada por parcela fue determinada según la cantidad de animales por días en una hectárea anualizados (animales d ha⁻¹ año⁻¹) y en la masa de los mismos (t d ha⁻¹ año⁻¹) (Tabla 6). Para calcular la masa animal de cada categoría se utilizó el peso promedio por animal de cada categoría del CRS, siendo para cerdas gestantes, lactantes, verracos, lechones posdestete y cachorras recría de 130, 160, 190, 15 y 60 kg respectivamente.

Tabla 6. Carga según categoría (animales d ha⁻¹ año⁻¹), y carga total (t d ha⁻¹ año⁻¹), por parcela.

Parcela	Reproductores	Lechones y cachorras	Carga total*
	(animales d ha ⁻¹ año ⁻¹)		(t d ha ⁻¹ año ⁻¹)
B11	2016	1876	339
B12	1546	1834	267
B13	1686	1977	302
C11	1912	1916	350
C12	1736	2088	334
C13	1556	2442	305
Promedio	1742	1876	316

Nota: * peso de todos los animales por días (todas las categorías) anualizadas por hectárea

A las madres se les suministró diariamente durante la gestación 1,25 kg de ración y durante la lactancia 3,0 kg de ración, agregando 0,25 kg por cada lechón amamantado. A los verracos del rodeo durante toda su vida adulta se les suministró 3,0 kg de ración por día. La ración para los reproductores contenía 13,8 % de proteína cruda y 13,8 MJ/kg de energía digestible. A los lechones se les suministró ración en un escamoteador a voluntad desde los 21 días hasta el destete, y en posdestete según el peso vivo, esta ración contenía 20,3 % de proteína cruda y 14,6 MJ/kg de energía digestible. Para una descripción más detallada de las instalaciones y manejo de la UPC puede verse Vadell (1999) y Monteverde (2001).

6.2 MUESTREOS

El diseño general de muestreo comprendió dos fases, la primera buscó recabar información para construir mapas de impactos físicos (muestreos I) y químicos (muestreo II) en la capa superficial del suelo (0-15 cm) y analizar su concordancia con las zonas de manejo animal y agrícola. En la segunda fase (muestreo III) se buscó comparar propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo entre las diferentes zonas de manejo de las parcelas con cerdos entre si y con el suelo testigo, tanto en superficie como en profundidad (0-15 y 15-30 cm).

1ª Fase: Muestreo I (23 y 24 de junio 2009). Se determinó la resistencia a la penetración en suelo a capacidad de campo, con penetrómetro hasta 46 cm de profundidad (registros cada 2 cm) tomando como dato el correspondiente al promedio de tres repeticiones. Las determinaciones se realizaron en 6 parcelas (B11, 12 y 13 y C11, 12 y 13) utilizando un grillado de 5 x 5 m, (n= 360 para cada profundidad) y en el área testigo (n=30) (Figura 4).

Muestreo II (4 y 5 de agosto 2009). En el mismo sitio y misma grilla de 5 x 5 m del muestreo anterior pero en 4 parcelas (B12 y 13 y C 12 y 13), se tomaron muestras de suelo en superficie (de 0 a 15 cm) con calador manual. Las muestras fueron compuestas de 12 tomas, en un radio de 80 cm en torno al centro de cada celda (totalizando 240 muestras compuestas).

2ª Fase: Muestreo III (3 y 4 diciembre 2009). En base a los datos anteriores dentro de cada parcela se delimitaron 3 zonas, “I” (mayor impacto), “II” (impacto moderado) y “III” (impacto leve). En cada zona se obtuvo una muestra compuesta (de 12 tomas) en superficie (0-15 cm) y otra en profundidad (15-30 cm) para los análisis de suelo (totalizando 18 muestras en superficie y 18 en profundidad). En el área testigo se tomaron 6 muestras compuestas en superficie y 6 en profundidad. En los 24 puntos de muestreo además se tomaron muestras en ambas profundidades para densidad aparente con calador y se determinó resistencia a la penetración con penetrómetro.

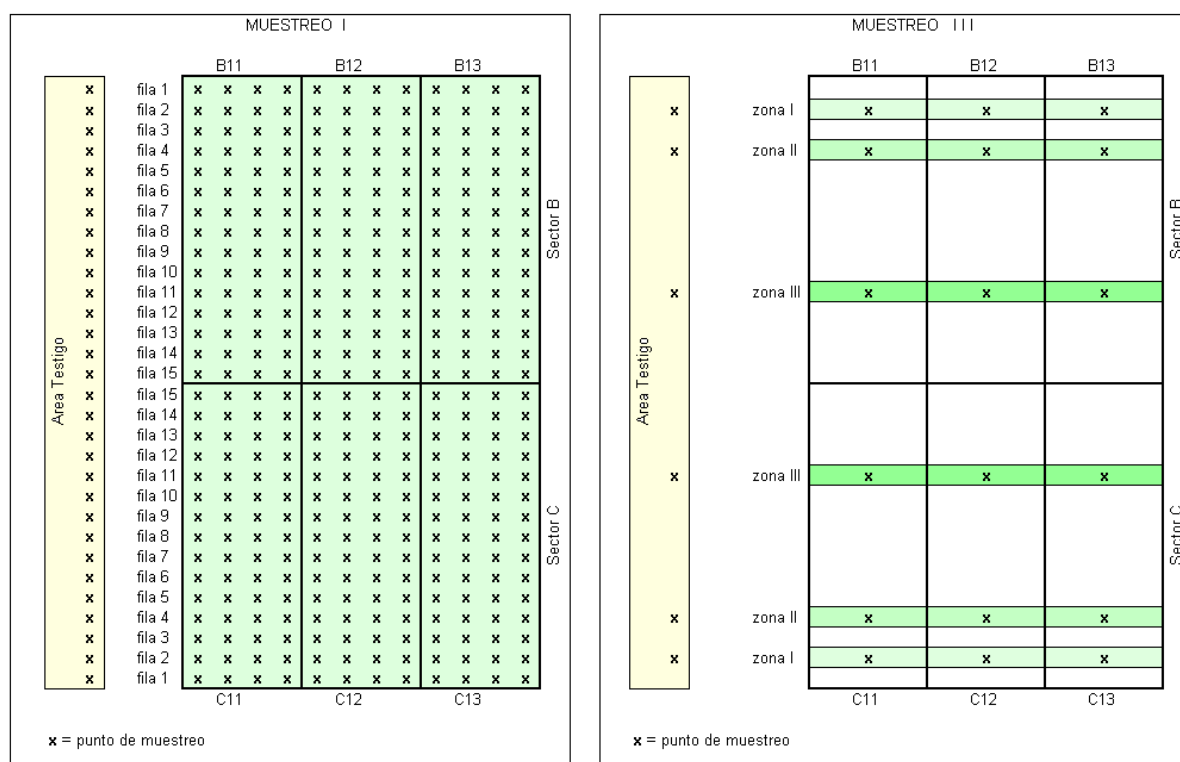


Figura 4. Esquema espacial de los muestreos.

6.3 ANÁLISIS

Las muestras inmediatamente luego de tomadas en todos los casos (excepto para respiración microbiana, incubación, MOP y DA) fueron desmenuzadas y secadas en estufa a 45°C, posteriormente molida en molino y tamizado a 2 mm.

Las determinaciones de pH se realizaron en agua destilada, relación suelo:agua 1:2,5 (Dewis y Freitas, 1970) y en relación 1:1, en ambos casos con electrodo de pH Orion Research 701A. Las determinaciones de conductividad eléctrica se realizaron en suspensión en agua (relación suelo:agua 1:2,5 y 1:1) con un conductímetro Orion 122. Los contenidos de carbono orgánico del suelo (COS) y en la materia orgánica particulada (MOP) se determinaron por oxidación con $K_2Cr_2O_7$ en H_2SO_4 (Nelson y Sommers, 1996) y determinación colorimétrica (600 nm). Los contenidos de P asimilable por método Bray 1 (Bray y Kurtz, 1945) con determinación colorimétrica a 660 nm. Las determinaciones de Cu, Zn disponible se realizaron de acuerdo al método definido por Rhue y Kidder (1983) usando Mechlich III como extractor. Para las determinaciones de MOP y no particulada (MONP), las muestras fueron desmenuzadas a mano sin tamizado y secadas en estufa a 60°C durante 24/48 horas. Para el fraccionamiento físico una muestra de 50 g fue agitada con NaCl 0,05M durante 16 hs y luego tamizada según

Cambardella y Elliot (1992), separando las fracciones de materia orgánica particulada (MOP >200 μm , y entre 50 y 200 μm), y no particulada (MONP < 50 μm). Las determinaciones de P orgánico en la MOP se realizaron por el método de ignición (Saunders y Williams, 1955).

Para estudiar la respiración microbiana (RM) el material se almaceno sin secado en heladera a 4°C analizado dentro de las 24 hs siguientes, desmenuzándolo a mano, procurando un tamaño de partículas de 2 mm. Para la determinación de la evolución de CO_2 al inicio de la incubación se pesaron 50 g de suelo fresco en vasos de 50 mL; éstos se colocaron en frascos de 1 L cerrados herméticamente, con un recipiente con 5 mL de NaOH 0,25 M. El exceso de NaOH se tituló con HCl 0,1 M (Hassink, 1994). Se calcula el CO_2 liberado por diferencia respecto al CO_2 atrapado en frascos control sin suelo.

Para el análisis de N mineral la extracción se realizó agitando 20 g de muestra con 100 mL de KCL 2M, por 1 hora. Se determinó N-NO_3 por colorimetría (540 nm); luego de la reducción de NO_3^- a NO_2^- a través de una columna de cadmio (Reacción de Griess-Ilosvay; Mulvaney, 1986). El N-NH_4 se determinó colorimetricamente (660 nm) según el método de Berthelot (Rhine *et al.*, 1998). Las determinaciones de nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) se realizaron según Waring y Bremner modificado por Keeney (1982) incubando las muestras de suelo a 40°C durante dos semanas, al fin de las cuales se determinó el NH_4^+ producido. Para la determinación de bases (Na, K, Ca y Mg) se utilizó como extractante Mechlich III (Mehlich, 1984), con una relación suelo:solución de 1:10 y determinación por AAS.

La resistencia a la penetración (RP) se midió utilizando un penetrómetro Agridry Rimik, modelo CP20 y la densidad aparente siguiendo el método descrito por Blake y Hartge (1986).

Análisis estadísticos.

Los valores empíricos de la grilla de los Muestreos I y II fueron utilizados para generar representaciones espaciales de la RP a diferentes profundidades, al igual que la concentración en superficie de COS, PBray, N-NO_3 , N-NH_4 , Nmin, CE y pH. Para lo cual se utilizó el método de interpolación local "Splines" utilizando Spatial Analyst del Arcview GIS 3.2.

Con los datos del muestreo III se analizó si existen diferencias significativas entre las 3 zonas con cerdos y la zona testigo, asumiendo un nivel de confianza del 95%. Para lo que se aplicó el modelo ANOVA de Tipo I, considerando el efecto fijo de la zona. El ANOVA tiene como requisito distribución normal y homogeneidad de varianzas, por lo que para probar

normalidad se utilizó el test de Shapiro Wilk, y para probar homogeneidad de varianza, el test de Bartlett. Cuando no se cumplieron las hipótesis de normalidad y/o homogeneidad de varianza (PBray, Psol, N-NO₃, N-NH₄, K, Zn, CE y NPM en superficie, y PBray, Psol, N-NO₃ y Nmin en profundidad), se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis que no requiere supuestos de distribución.

Para identificar entre que zonas existieron diferencias significativas, en los casos en que el ANOVA dio diferencias significativas, se utilizó el test a posteriori de Bonferroni. En los casos en que al aplicar el test de Kruskal-Wallis se obtuvieron diferencias significativas, se usó el test a posteriori de Mann Whitney corregido por el criterio de Bonferroni.

Se analizó si existen diferencias significativas entre las 3 zonas de las parcelas del suelo con cerdos, comparando las variables asumiendo también un nivel de confianza del 95%. Se aplicó el modelo ANOVA de Tipo I, considerando la rotación y la zona como efectos fijos, la parcela anidada en rotación y la interacción entre carga y zona. Para probar normalidad se utilizó el test de Shapiro Wilk, y para probar homogeneidad de varianza, el test de Breusch-Pagan. Cuando no se cumplieron las hipótesis de normalidad y homogeneidad de varianza se realizaron transformaciones logarítmicas de las variables (utilizado para analizar PBray, Psol y CE). Si aún con dichas transformaciones no se cumplen los supuestos del ANOVA (Zn en superficie y PBray, Psol y N-NO₃ en profundidad), se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

Para los casos en que el ANOVA dio diferencias significativas, se utilizó el test a posteriori de Bonferroni para identificar entre que zonas existieron diferencias significativas. En los casos en que al aplicar el test de Kruskal-Wallis se obtuvieron diferencias significativas, se usó el test a posteriori de Mann Whitney corregido por el criterio de Bonferroni.

Los datos se procesaron con el programa estadístico STATA/SE versión 10.1. A menos que se indique lo contrario, las diferencias mencionadas en el texto son significativas al nivel del 5%.

El grado de asociación entre las variables se analizó con el coeficiente de correlación de Pearson (r), que expresa en términos relativos la proporción de la variación total compartida por ambas variables, para lo cual se utilizó el programa R versión 2.13.0 (2011).

7 RESULTADO Y DISCUSIÓN

7.1 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE IMPACTOS (Muestreos I y II).

Luego de 12 años de instalado el sistema de producción de cerdos, se observaron efectos en el suelo con gran variabilidad espacial. Entre ellos, cambios físicos diferenciados según la zona de la parcela. Los mayores impactos negativos reflejados en el cambio de resistencia a la penetración (RP) se observaron en la zona de servicio, particularmente en los primeros 10 m desde el camino exterior (filas 1 y 2 de la grilla, Figura 5). Pese a que esta zona no había recibido laboreo mecánico, fue la más usada para el servicio a los animales y con menor crecimiento vegetal. Esta localización de impactos físicos coincide con las observaciones realizadas por Zihlmann *et al.*, (1997), Menzi *et al.*, (1998) y Quintern y Sundrum (2006), quienes describen al área de suelo cercana a comederos, bebederos, refugios y zonas con agua como las más afectadas en su estructura, por los cerdos a campo. El suelo con cerdos tuvo valores promedios mayores de RP en los primeros 8 cm de profundidad y a profundidades mayores a 30 cm, en relación al suelo testigo.

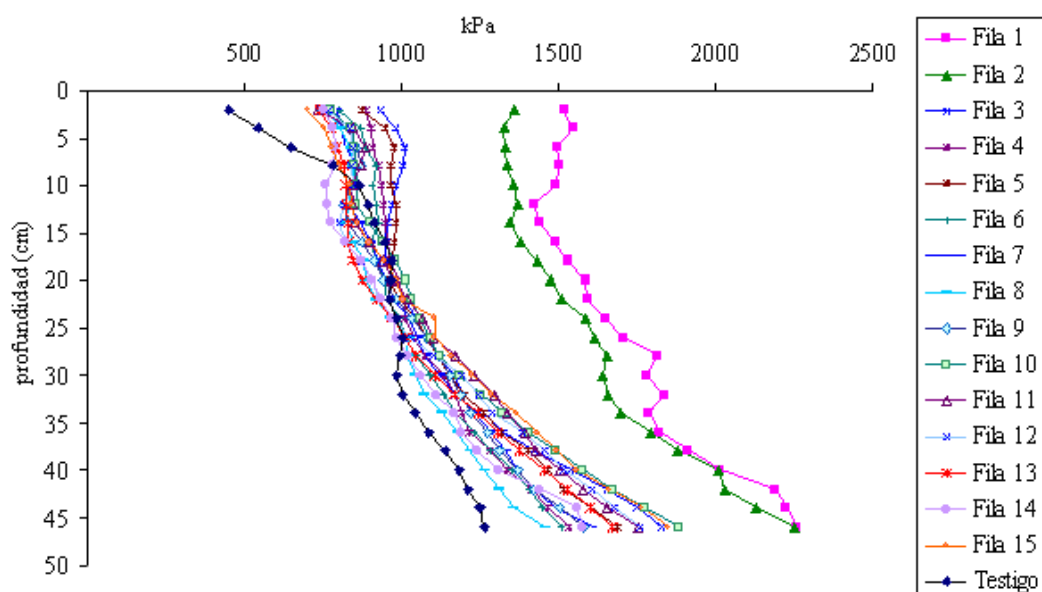


Figura 5. Resistencia a la penetración (kPa) según profundidad, en el promedio de las seis parcelas de cada fila de la grilla (5 x 5 m).

No encontramos diferencias importantes en RP entre los laterales y el centro de los piquetes como describieron Galvão *et al.*, (1998), así como tampoco entre parcelas y sectores entre ellos a ninguna de las profundidades analizadas (Figura 6).

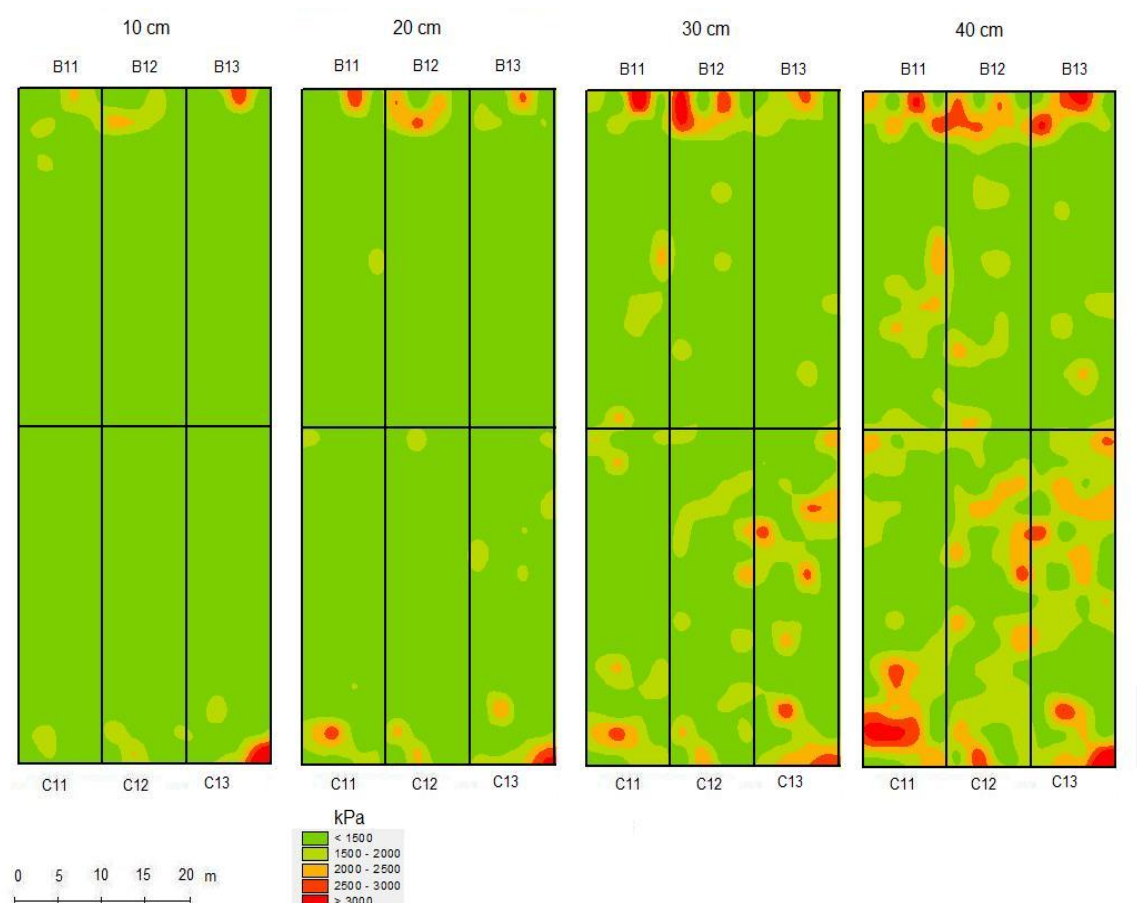


Figura 6. Distribución espacial de la resistencia a la penetración (kPa), en las seis parcelas para diferentes profundidades (10, 20, 30 y 40 cm). Contorno del diagrama creado por interpolación local (spline) entre los valores de las muestras en grilla (5 x 5 m).

En las capas superficiales del suelo la RP es mayor en cercanías de las instalaciones. A profundidades mayores a 30 cm, si bien los primeros 10 m continúan siendo los más compactados, en el resto del área no hay una relación clara con la distancia a las instalaciones. A diferencia de trabajos revisados, que observaron compactación usualmente limitada a los primeros 15 cm y sólo en situaciones puntuales a profundidades mayores (Menzi *et al.*, 1998; Quintern y Sundrum 2006; Ausilio *et al.*, 2007), en el presente trabajo el suelo con cerdos tuvo mayor RP en profundidad (30 a 46 cm) en toda el área en relación al testigo.

El sistema de producción también modificó propiedades químicas del suelo, diferenciadas espacialmente. La gran variabilidad observada en el contenido de COS y nutrientes (Tabla 7) generó parches y en algunas situaciones áreas claramente diferenciadas, siguiendo patrones similares entre parcelas.

Tabla 7. Contenido de COS, nutrientes, pH y CE para las cuatro parcelas (n = 240).

	COS	P Bray	N-NO ₃	N-NH ₄	Nmin	pH	CE
	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹					μS cm ⁻¹
Promedio	19,9	84	10,7	10,5	21,3	6,0	121
mínimo	8,2	20	3,3	5,1	10,3	5,5	70
máximo	41,0	443	72,5	46,9	100,7	6,6	520
DS.	5,4	52	9,8	4,3	12,4	0,2	74
CV (%)	27	63	91	41	58	4	61

Nota: conductividad eléctrica (CE) medida en relación suelo agua 1:2,5

A excepción del COS todas las variables analizadas mostraron una clara tendencia a disminuir a medida que aumenta la distancia a la cabecera del área de servicio (Figura 7).

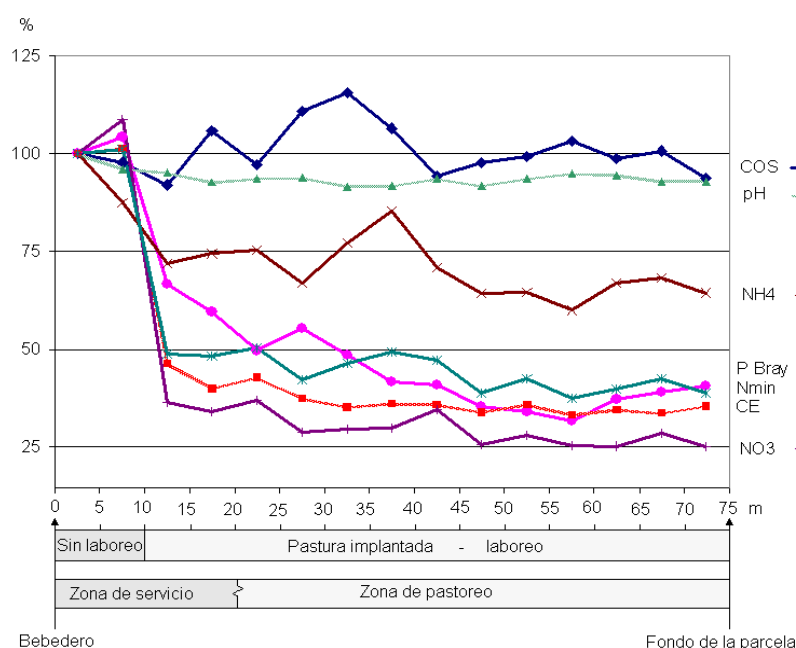


Figura 7. Variación relativa en función de la distancia a la primera fila (100%), para COS (g kg⁻¹), pH, CE (μS cm⁻¹), P Bray, Nmin, N-NO₃ y N-NH₄ (mg kg⁻¹), promedio de 4 parcelas.

El COS tuvo un coeficiente de variación entre muestras del 27% (entre 1,4 y 7,1% de MO), sin un claro patrón de distribución espacial (Figura 8), presentando valores promedios inferiores a los reportados para este tipo de suelo bajo uso agrícola (Duran, 1991), pero superiores a los reportados bajo usos hortícolas (García *et al.*, 2011). El COS no se correlacionó con las otras variables del muestreo II, salvo en la zona I donde tuvo correlaciones positivas bajas pero significativas ($p < 0,01$) con la concentración de P Bray, N-NO₃ y CE ($R^2 = 32\%$, 21% , 28% , respectivamente).

El pH fue la característica menos variable, observándose de todas maneras una cierta tendencia a valores más ácidos en la zona de pastoreo y particularmente valores más básicos en los primeros 5 metros de la zona de servicio (Figura 8). El pH tampoco se correlacionó con el resto de las variables, nuevamente a excepción de la zona I donde tuvo baja correlación negativa con N-NO₃ ($R^2 = 22\%$, $p < 0,01$).

El P Bray presentó concentraciones altas en un área importante (mayor a 50 mg kg⁻¹ en el 60% del área), correlacionadas con la concentración de N-NO₃ (Figura 10). En el área de pastoreo solo se observó diferencias entre las rotaciones en la concentración de P Bray, donde el sector B que recibió 40 kg/ha más de P₂O₅ en el acumulado de fertilización en los 12 años (y la fertilización más reciente) tuvo mayores valores.

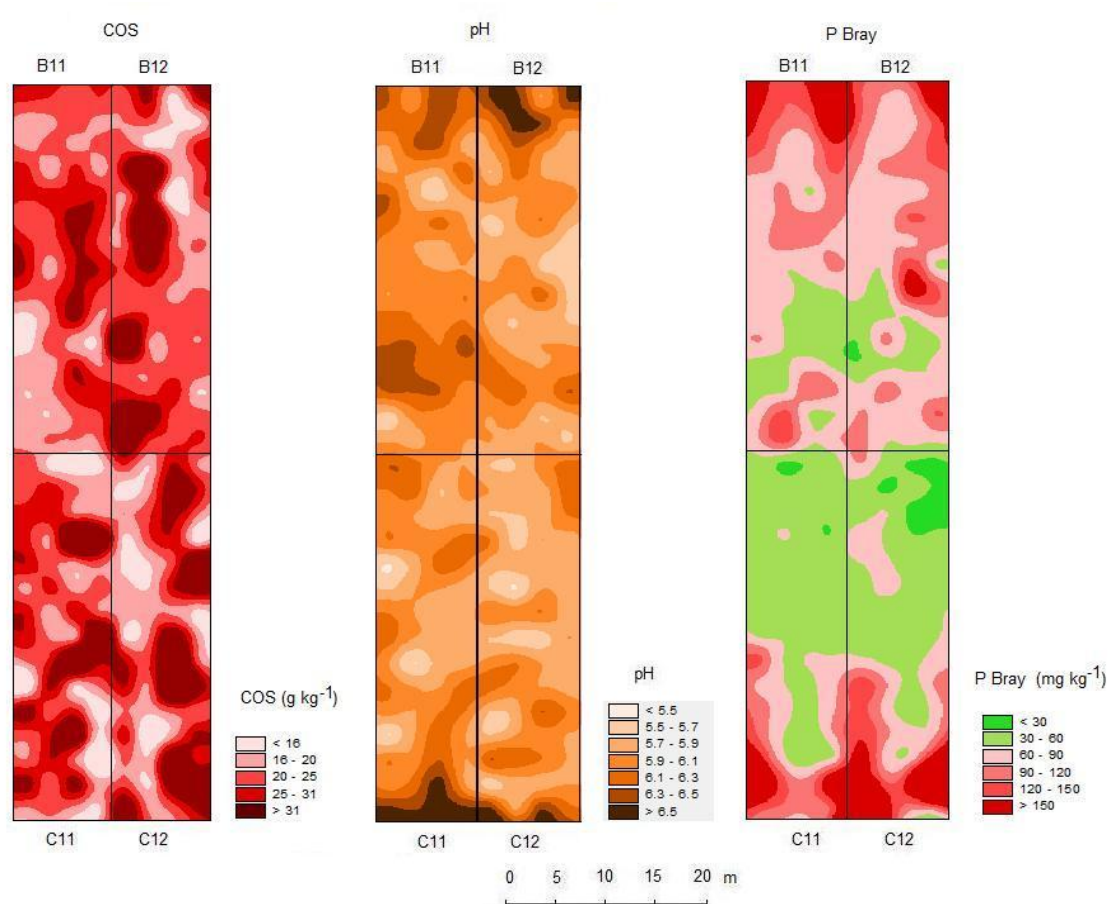


Figura 8. Distribución espacial del COS (g kg⁻¹), pH y P Bray (mg kg⁻¹) en superficie (0-15 cm), en las cuatro parcelas. El contorno del diagrama fue creado por interpolación lineal entre los valores de las muestras en grilla (5 x 5 m).

La distribución espacial de P Bray, N-NO₃, N-NH₄, N min y CE no fue uniforme y todas tuvieron los valores máximos en los primeros 10 m de las parcelas (Figura 7, 8 y 9),

disminuyendo al alejarse de la zona I. Esta distribución se asemeja a la descrita por Eriksen y Kirstensen (2001) en el sentido que los nutrientes disminuyen a mayor distancia de las instalaciones. En nuestro trabajo no encontramos efectos importantes de los bordes, pero hay que considerar que las tomas de muestras más cercanas eran a más de 2 m de los mismos.

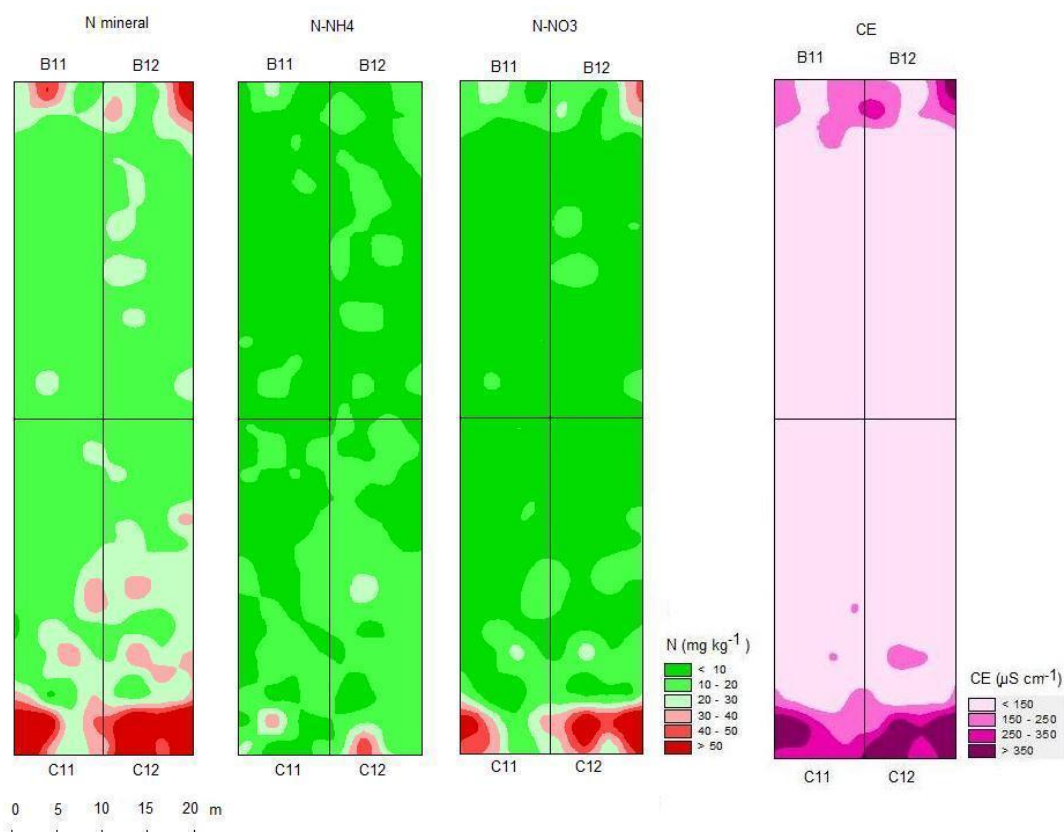


Figura 9. Distribución espacial de Nmin, N-NO₃ y N-NH₄ (mg kg⁻¹) y CE (μS cm⁻¹ extracto suelo:agua 1:2,5) en superficie (0-15 cm), en las cuatro parcelas. El contorno del diagrama fue creado por interpolación lineal entre los valores de las muestras en grilla (5 x 5 m).

La concentración de N-NO₃ fue relativamente baja (inferior a 10 mg kg⁻¹ en el 75% del área), de todas maneras explicó gran parte de la variación del N mineral y estuvo altamente correlacionada con la CE y el P Bray considerando todos los datos (Figura 10 y 11) y a la interna de cada una de las zonas (datos no mostrados).

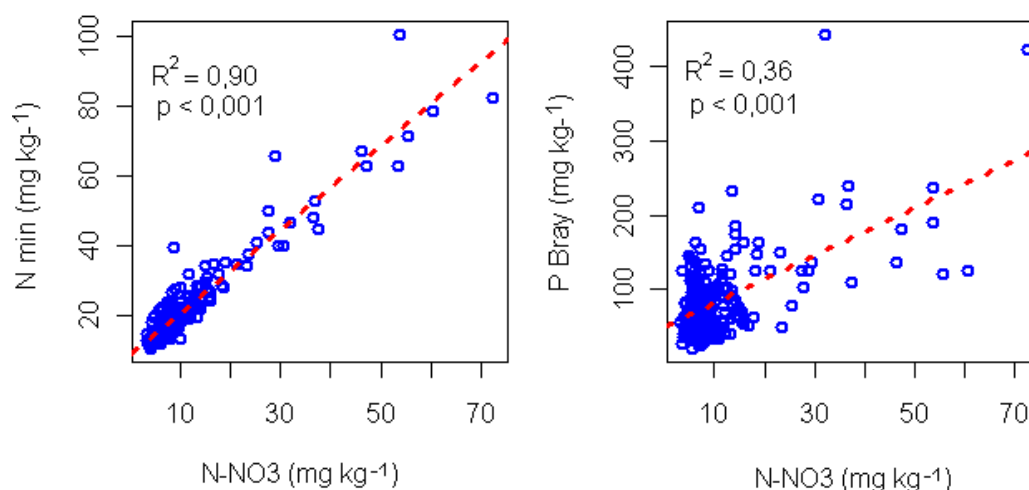


Figura 10. Relación N-NO₃ con Nmin (mg kg⁻¹) y P Bray con N-NO₃ (mg kg⁻¹), todos los datos (n = 240).

La CE además de estar altamente correlacionada con el N-NO₃, tuvo relación lineal con el P disponible en el suelo con cerdos (Figura 11), mostrando condiciones de mayor salinidad en la zona de servicio, particularmente en la zona I.

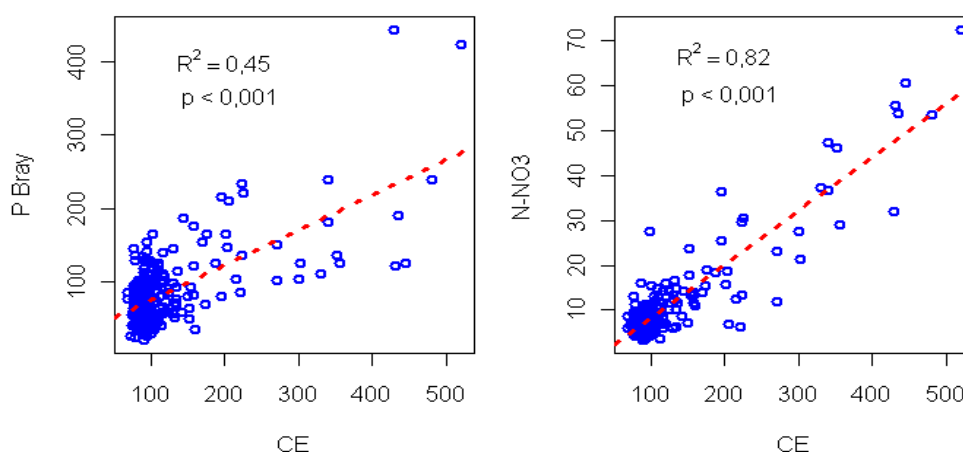


Figura 11. Relación CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$ extracto suelo agua 1:2,5) con P Bray y N-NO₃ (mg kg⁻¹), todos los datos (n = 240).

Si bien no todos los efectos muestran exactamente la misma tendencia en cuanto a distribución espacial, particularmente el COS, se ajustan a grandes rasgos a las 3 zonas de manejo diferenciadas. La zona I concentró los mayores impactos, correspondiente a los primeros 10 m de las parcelas. La zona II con impactos intermedios, entre los 10 y 20 m desde la cabecera de servicio de la parcela. La zona III de menor impacto, corresponde al área típicamente de pastoreo abarcando el resto de la parcela sembrada.

7.2 IMPLICANCIAS DEL MANEJO EN LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS EFECTOS SOBRE EL SUELO (MUESTREO III)

7.2.1 Compactación - densidad aparente y resistencia a la penetración.

El manejo realizado implicó factores que impactaron directamente en la estructura del suelo como el pisoteo animal, hizado, laboreo y tráfico de vehículos. Con efectos indirectos sobre el movimiento de líquidos (y gases) en y sobre el suelo, afectando la cobertura y crecimiento vegetal (variando aportes de residuos y protección del suelo), la actividad biológica del suelo, dinámica de carbono y nutrientes. Uno de los síntomas de deterioro observado fue la compactación, concebida como un proceso que implicó la ocurrencia simultánea de aumento de densidad aparente y resistencia mecánica a la penetración. La compactación fue diferente según la zona de la parcela, tanto en superficie como en profundidad (Tabla 8), sin diferencias estadísticamente significativas asociadas a la rotación o la carga animal.

Tabla 8. Densidad aparente (g/cm^3) y resistencia a penetración (kPa), por zona y profundidad.

Zona	DA		RP	
	6-10 cm	20-24 cm	6-10 cm	20-24 cm
I	1,34 a	1,22 a	1366 a	1547 a
II	1,33 a	1,25 a	1007 b	1016 b
III	1,23 ab	1,24 a	857 c	994 b
Testigo	1,19 b	1,20 a	817 c	974 b

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

La DA observada en superficie para la zona de servicio fue significativamente mayor que en el área testigo, en tanto ésta última no presentó diferencias significativas con la zona de pastoreo. La DA en superficie considerando todos los datos tuvo poca variabilidad ($CV = 6\%$), siendo la zona más compactada la menos variable (Figura 12). En profundidad no se observaron diferencias significativas de la DA entre zonas.

La RP mostró un patrón similar al observado con DA en superficie (con diferencias más marcadas). La zona testigo y de pastoreo no se diferenciaron, en tanto la de servicio tuvo valores significativamente más altos, especialmente la zona I. En profundidad sólo la zona I ofrece significativamente mayor RP que el resto de las zonas entre las cuales no se encontraron diferencias estadísticas. La RP fue más variable que la DA ($CV = 23\%$), manteniendo la zona I la menor variabilidad, en superficie (Figura 12) y profundidad. La mayor variabilidad de la RP podría estar asociada a mayor sensibilidad frente al manejo.

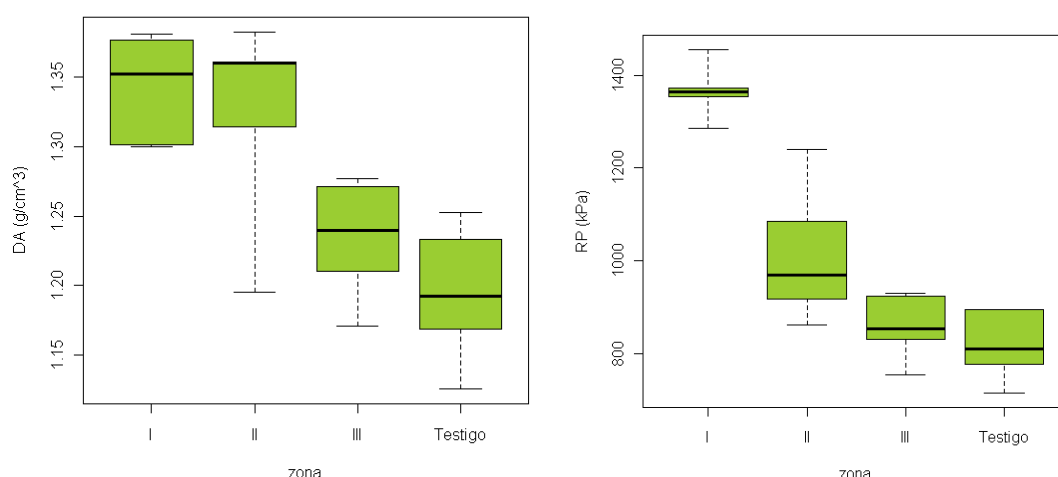


Figura 12. Diagrama de caja, densidad aparente (DA) y resistencia a la penetración (RP) en superficie, por zona. (Las cajas representan los cuartiles 25 a 75%, la línea dentro de la caja corresponde a la mediana, valores máximo y mínimo son las líneas cortas horizontales)

7.2.1.1 Densidad aparente y resistencia a la penetración en superficie.

Considerando todos los datos del muestreo III ($n = 24$) hubo una relación lineal positiva entre la DA y la RP ($R^2=0,56$, $p<0,001$) lo que robustece el análisis sobre compactación superficial. Los valores de DA en la zona de servicio (I y II), se acercan a los valores de referencia a nivel nacional mencionados por Sawchik (2000) para suelos de pasturas compactados ($1,4 \text{ g/cm}^3$), estando en el rango inferior de valores críticos para el crecimiento vegetal de $1,3$ a $1,9 \text{ g/cm}^3$ mencionado por Daddow y Warrington (1983). Los valores de DA en la zona de pastoreo y testigo se encuentran dentro del rango mencionado por Sawchik (2000) como guía para situaciones de suelos no compactados bajo pastura ($1,25 \text{ g/cm}^3$). En vertisoles bajo agricultura de Entre Ríos (Argentina) encontraron que la DA fue de $1,103 \text{ Mg/m}^3$ para la profundidad de 5-10 cm, mientras que para la capa de 10 a 30 cm fue de $1,292 \text{ Mg/m}^3$, valores similares a los observados en el área de pastoreo del presente trabajo (Cerana *et al.*, 2005a). Los valores de DA en la zona de pastoreo fueron menores a los registrados en todas las intensidades de uso de los trabajos de los años 90 sobre suelos de lomadas del este (Terra y García, 2001, citado por García, 2003), si bien en suelos arcillosos (como en el de nuestro trabajo) se alcanzan situaciones críticas a valores de DA más bajos que en arenosos o francos.

Con respecto a la RP diversos trabajos, han prestado considerable atención a los valores críticos para el crecimiento radicular. Threadgill (1982) citado por Terminiello *et al.* (2004) determinó que valores de RP superiores a los $1,5 \text{ MPa}$, pueden comprometer el desarrollo

radicular normal mientras que valores superiores al rango de 2,1 a 2,5 MPa pueden impedir o detener el crecimiento de las raíces de árboles frutales. Considerando una amplia gama de tipos de suelo, especies vegetales y técnicas experimentales, los valores críticos de RP han variado entre 1,0 y 5,6 MPa (Gerard *et al.*, 1982; Ehlers *et al.*, 1983; Bengough y Mullins, 1991; Martino y Shaykewich, 1994, citados por Cuevas *et al.*, 2004). En nuestro trabajo los valores de RP en superficie presentaron máximos en la zona de servicio, especialmente en la zona I (Tabla 8), pero sin llegar a los valores comúnmente mencionados como críticos (>2 MPa), aunque el efecto depresivo de la RP sobre el crecimiento vegetal se manifiesta aun a bajos niveles de resistencia (Bengough y Mullins, 1991, citado por Cuevas *et al.*, 2004). En la zona de pastoreo los valores se distancian de situaciones críticas y sin diferencias estadísticas con el testigo, refuerzan la idea de que en la capa de 6 a 10 cm el sistema solo compactó el suelo significativamente en la zona de servicio.

7.2.1.2 Factores que incidieron en la compactación

En sistemas con cultivos continuos se ha demostrado que hay aumento de la compactación. Sin embargo el efecto específico del laboreo y particularmente con siembra directa no ha generado consenso entre los investigadores en relación a la compactación (Draghi *et al.*, 2005). En el presente trabajo más allá del posible efecto atribuible al laboreo en la compactación, éste fue menor a los efectos asociados al manejo animal, evidente en la zona I que fue la más compactada y no laboreada. Además no hubo diferencias estadísticas en RP ni DA entre sectores ni entre la zona de pastoreo (laboreada) y el testigo a ninguna de las profundidades del muestreo III, quizás debido a que los laboreos fueron pocos y superficiales.

Cuando se trata de siembra directa en sistemas con pastoreo directo el suelo no está totalmente imperturbado y se produce compactación en los primeros centímetros (García, 1998). En este sentido Terminiello *et al.* (2004) observaron problemas de compactación en sistemas con siembra directa no solamente causado por el tránsito de máquinas sino también por el pisoteo del ganado en pastoreo. En todas las parcelas se observó daño directo evidente por pisoteo animal siendo el "poaching" (tal como lo define Taboada, 2007) el peor efecto, asociado especialmente a las parcelas con cerdas gestantes y zonas de baja cobertura vegetal.

Según la carga animal afectaremos el suelo en forma diferencial, siendo un efecto difícil de analizar pues integra varios factores asociados (número de animales, peso de la categoría, consumo de ración, hábitos y comportamiento entre otros). Las cargas usadas fueron similares

o superiores a las recomendadas para sistemas que usan la pastura como importante fuente de alimento animal (Campagna *et al.*, 2007; Brunori, 2008) y menores a las usadas comúnmente en sistemas comerciales de la región donde se observan problemas importantes de deterioro de suelos (Santa María, 2000; Oyhantcabal, 2010). Si bien en el presente trabajo la interacción carga por zona no fue estadísticamente significativa asociado a la compactación, de todas formas se observó una leve tendencia a mayores RP y DA con incrementos de carga especialmente en la zona de servicio, en el mismo sentido que las observaciones realizadas por Menzi *et al.* (1998), Quintern y Sundrum (2006) y Ausilio *et al.* (2007). Pero en la zona de pastoreo ambas variables tendieron a valores menores con aumentos de carga. Es posible que algunos factores asociados a la carga animal como el hozado, favorecieran procesos de descompactación superficial.

La carga además del efecto directo, tiene efectos indirectos asociados relacionados al consumo de pastura, pérdida de ración y las deyecciones animales que incidieron en la compactación. Hubo una retroalimentación negativa, pisoteo - compactación - menor crecimiento vegetal – más pisoteo - más compactación, que en la zona I prácticamente no se interrumpió, en tanto en las zonas de pastoreo el ciclo se corto por el retiro de los animales durante el barbecho, el laboreo y fundamentalmente por el gran crecimiento inicial de la pastura implantada. En este sentido, la alfalfa pueden tener efectos marcados en la descompactación del suelo (Unger y Kasper, 1994; Radcliffe *et al.* 1986 y Blackwell *et al.* 1990, citados por Martino, 2003) al igual que la achicoria que desarrolla sistemas de biocanales profundos (Martino, 2003). Pero por otro lado, el manejo de los cerdos también influye sobre otros organismos con capacidad de crear biocanales como lombrices, perjudicando su hábitat (compactación), consumo (hozado) y posiblemente por efecto residual del antihelmíntico utilizado (ivermectina). En este sentido es significativo que durante los muestreos no se encontraron lombrices en ninguna de las zonas muestreadas.

El cambio en DA además de asociarse a compactación también pudo deberse a otros factores como cambios en el contenido de materia orgánica, debido a su propia baja densidad relativa. Para García (2003) el incremento de la DA a mayor número de cultivos, se relaciona con la disminución del COS. En el presente trabajo considerando todos los datos se observó una tendencia a mayor DA con menor COS, pero con bajo coeficiente de correlación (Figura 13).

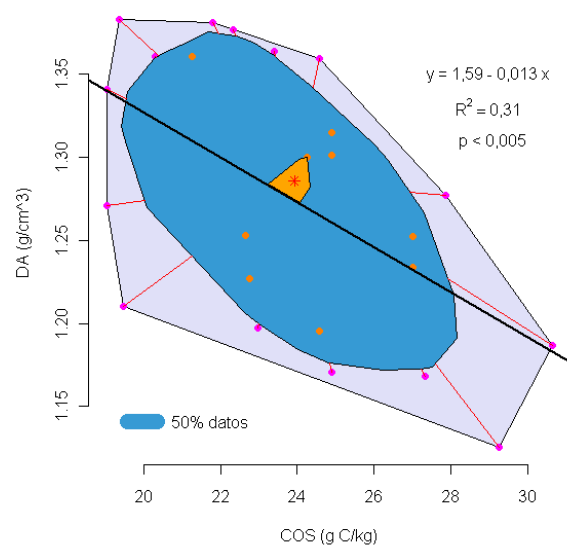


Figura 13. Relación entre la densidad aparente (DA) y el carbono orgánico (COS) en superficie (0 a 15 cm) (n =24).

Sin embargo cuando consideramos solo las parcelas con cerdos la DA y la RP no se relacionaron claramente con el COS, pese a que además los Brunosoles éutricos tienen gran estabilidad estructural, correlacionada muy significativamente con el contenido de MO en el horizonte A (Bak y Cayssials 1974, citados por Duran 1991)

Los cambios asociados al componente animal implicaron modificaciones en las características químicas del suelo, con incidencias en la estructura del mismo. Analizando todos los datos en superficie la DA y RP mostraron correlaciones lineales positivas ($p < 0,001$) con CE (1:1), P Bray, K y Zn, variables relacionadas a las deyecciones animales, pérdida de ración y demanda vegetal, por lo tanto vinculadas a la carga animal. Por otro lado en la zona con cerdos aumentó el Na y tendió a disminuir el Ca, pudiendo haber incidido en la compactación. La presencia de Na en cantidades importantes, pero sin que exista además una concentración salina alta en el suelo, se asocia a malas estructuras, el Na contribuye a desestabilizar los agregados (Cerana *et al.*, 2005b, Wong *et al.*, 2005), en tanto el Ca participa en la estructuración del suelo, con efecto floculante y contribuye a estabilizar la MO.

7.2.1.3 Compactación en profundidad.

En la capa de 18 a 22 cm la DA mostró muy poca variabilidad y no encontramos diferencias atribuibles a diferentes manejos, mientras que la RP fue más sensible al manejo y presentó diferencias significativas entre zonas, siendo la zona I la más compactada (Tabla 8). Esta

compactación en la zona de servicio es coincidente con las observaciones de (Zihlmann *et al.*, 1997) quienes encontraron que el amasado del suelo normalmente más húmedo y sin protección en torno a comederos y bebederos puede llegar a profundidades mayores de 20 cm.

La mayoría de los trabajos sobre compactación por animales en pastoreo concentra la atención en la capa superficial. Los estudios revisados por Hamza y Anderson (2005) determinaron efectos concentrados en los 5 a 7,5 cm, pero evidentes hasta los 20 cm. Sin embargo en el presente trabajo a profundidades mayores a los 24 cm (Muestreo I) encontramos en el suelo pastoreado la tendencia a mayor RP en relación a la zona testigo, particularmente en la zona I (Figura 14). Esta observación coincide con las realizadas por Touchton *et al.* (1989) con, quienes detectaron efectos de vacunos en pastoreo sobre la compactación hasta los 50 cm.

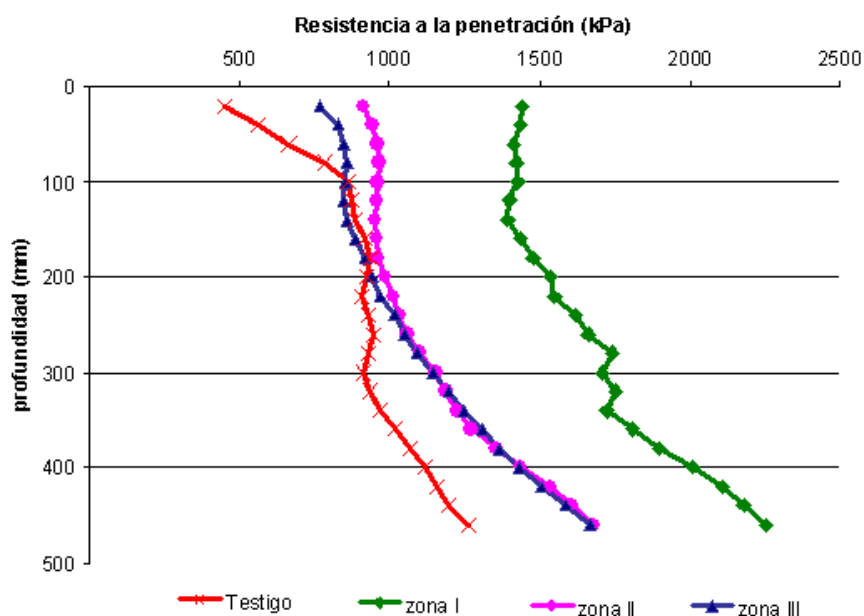


Figura 14. Resistencia a la penetración en el perfil del suelo, por zonas y área testigo.

Al igual que en el Muestreo III, en el Muestreo I los valores más altos de RP en el promedio de las parcelas siempre ocurrieron en la zona I, también el valor máximo registrado de 3367 y 4250 kPa a los 30 y 46 cm de profundidad respectivamente. El aumento de la RP en la zona I podría ser debido a que es la zona más transitada y que permanece más tiempo húmeda (entre otras cosas por la menor cobertura vegetal y la cercanía al bebedero) y debido a que el agua no se comprime, es posible la transmisión de la fuerza de la pezuña a profundidades mayores. Además, la zona de servicio tiene menor crecimiento radicular, por lo que se reducen los mecanismos de formación de biocanales y macroporos en profundidad. En este sentido, la compactación observada en el sistema a mayor profundidad será más persistente. Es

importante señalar que el tipo de suelo utilizado tiene una gran capacidad de “reestructurarse”, asociado al tipo de arcillas (comportamiento vértico), alto contenido de Ca y de MO, lo que puede haber “diluido” el impacto observado en compactación. Estos resultados, no son concluyentes en la compactación en profundidad por los cerdos en la zona de pastoreo, siendo necesarios más estudios al respecto.

7.2.2 Carbono orgánico y fracciones de la materia orgánica.

El sistema de producción afectó significativamente la distribución del COS, la cantidad y el tipo de MO. Luego de 12 años, el COS se redujo en forma significativa en el promedio de las zonas con cerdos, 18% comparado con el testigo en superficie y 17% en profundidad (Tabla 9). En el suelo con cerdos no encontramos diferencias significativas en la concentración de C entre zonas, ni asociadas a las rotaciones usadas tanto en superficie como en profundidad (Tabla 9), sin embargo encontramos diferencias espaciales en función de la zona y la carga en la composición de la MO.

Tabla 9. Concentración de carbono orgánico del suelo, por zona y según la profundidad.

Zona	COS (g kg ⁻¹)					
	0-15 cm			15-30 cm		
	Promedio	DS	CV (%)	Promedio	DS	CV (%)
I	22,6 b	2,1	9,3	12,2 b	1,5	12,4
II	22,5 b	2,5	11,0	12,7 b	1,3	10,3
III	22,8 b	3,3	14,6	12,7 b	0,8	6,3
Testigo	27,4 a	2,6	9,5	15,1 a	1,5	9,7

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas (p < 0,05).

Usando el factor de van Benmelen 1,724 (Jackson, 1964) el promedio de MO en superficie fue 4,7% en el testigo y 3,9% en el suelo con cerdos. Duran (1991) reportó promedio de 5,7 % de MO para Brunosoles éutricos bajo tapiz natural o sin cultivar por períodos largos. Valores que pueden disminuir bajo cultivos más o menos intensos en torno al 20% alcanzando a 4,6 % de MO (Duran, 1991, en base a Kaemmerer y Saco, 1977). Por tanto los valores observados de MO de la zona testigo pueden considerarse “típicos” de estos suelos con historia agrícola. Los valores observados en la zona con cerdos (0-15 cm) están en el rango (2 a 7,6%) y por encima del promedio reportado por Barbazán *et al.* (2007) para suelos cultivados desarrollados sobre Formación Libertad con altos contenidos naturales de MO.

El menor contenido de COS en profundidad coincide con el carácter isohúmico de Brunosoles reportado por Duran (1991). El patrón de distribución de COS en el perfil del suelo fue similar con cerdos y en el testigo, con marcada tendencia a disminuir en profundidad en ambos casos sin diferencias significativas entre zonas.

La disminución del COS en el sistema con cerdos, muestra que de la multiplicidad de factores que condicionan el balance de MO del suelo, los procesos relacionados a la descomposición o pérdida superaron a los de aporte. En este experimento el riesgo de erosión fue mínimo debido a la escasa pendiente, por lo que consideramos al proceso de erosión (importante en otras situaciones) de muy baja incidencia en los cambios en el COS. La variación entre muestras con cerdos fue entre contenidos de COS de 19 y 28 g kg⁻¹ con un CV de 11 % (en el área testigo el CV fue de 9,5 %), superando en el área de pastoreo de la parcela con menor carga animal al promedio del área testigo. Esto nos da la idea que si bien el sistema disminuyó el COS, bajo determinadas condiciones de suelos y manejo es posible incrementar el COS con la producción de cerdos a campo. El CV del COS en el área testigo es similar, tanto en superficie como en profundidad, pero en el suelo con cerdos el CV mantiene una relación inversa entre zonas comparando la variación en superficie y en profundidad. En superficie hay mayor variabilidad en la zona de pastoreo, en tanto que en profundidad la mayor variabilidad la encontramos en el área de servicio.

7.2.2.1 Flujos de carbono del ecosistema

Las dos principales entradas de C al ecosistema son por la fotosíntesis de las forrajeras y la ración. El sistema de producción si bien suma una entrada (la ración), en el acumulado puede presentar menor producción primaria bruta (PPB) en relación al testigo, considerando que en la mezcla forrajera sembrada se usan mayoritariamente especies bianuales y las rotaciones son largas, sumado a que el tiempo de descanso entre pastoreos no se realizó considerando las necesidades de las pasturas. Las raíces y las partes aéreas de las plantas devuelven parte del C a la atmósfera como respiración. Una parte considerable de la producción primaria neta (PPN) es transferida al suelo como residuos, muerte de raíces, exudación, y transferencias a organismos simbióticos, incrementando el COS. En el sistema con cerdos una parte de PPN es consumida por animales, quienes respiran una parte, otra se exporta en producto animal y el resto es C transferido al suelo por excreciones. Parte del C que entra al suelo es respirado por microorganismos del suelo y en el sistema con cerdos ocurren pérdidas adicionales promovidas por disturbios (laboreo, pisoteo y hozado).

La disminución del COS cuando se realiza agricultura con laboreo, ha sido ampliamente reportada (VandenBygaart *et al.*, 2003). Los disturbios mecánicos ocurridos durante la preparación del suelo para la siembra de praderas alteran la estructura y rompen agregados del suelo, lo que determinaría que las partículas orgánicas que estaban protegidas, queden ahora expuestas a procesos microbianos (Cambardella y Elliot, 1992) y la materia orgánica no adsorbida en estos agregados, sería más fácilmente oxidada. Esta situación podría explicar parte de la disminución del COS en las zonas sembradas pero no en la zona I. El pisoteo animal y hozado en suelos con alta humedad puede provocar un efecto similar al laboreo mecánico en el sentido de facilitar la oxidación de materia orgánica en superficie.

Los distintos usos y manejos del suelo no sólo pueden provocar cambios en los contenidos totales de MO, sino también en la composición del mismo. Analizar las fracciones de la MO nos ayuda a interpretar los procesos de formación y descomposición de MO ocurridos.

7.2.2.2 Materia orgánica particulada

Se han desarrollado variedad de modelos para representar los cambios del C en el largo plazo. Los modelos generalmente representaron el comportamiento de la MO, agrupando los componentes orgánicos según la cinética de los mismos. Normalmente conceptualizados como un “pool” pequeño con rápida tasa de reciclaje y uno o varios pools de mayor tamaño y menor tasa de reciclaje (Cambardella y Elliot, 1992). El pool más activo de C en el suelo consistiría entre otros en microorganismos, productos microbianos y exudados vegetales que poseen un corto tiempo de reciclaje. La MOP representaría la fracción lenta, relativamente joven, poco transformada y con menor asociación con la parte mineral del suelo. Por último la materia orgánica asociada a minerales (MOAM-fracción menor a 53 μm) representaría la fracción pasiva, más humificada y estable en el tiempo, difícil de degradar por su compleja estructura (Cambardella y Elliot, 1992). Bajo estos supuestos en nuestras condiciones experimentales el C-MOP representaría la fracción formada mayoritariamente por restos de plantas (principalmente aportados por raíces como ocurre en ecosistemas de pradera), parte de las excreciones animales y restos de ración. El C-MONP incluiría como componente principal al C humificado y asociado a minerales, además de exudados vegetales, parte de la pérdida de ración (polvillo), parte de la microfauna y de las excreciones animales y los microorganismos componentes del pool más activo.

La disminución en el COS en el suelo con cerdos en relación al testigo, estaría motivada tanto por las diferencias en el aporte, como por la mineralización del C humificado (C-MONP) y de la materia orgánica reciente (C-MOP). En este sentido se observó muy alta correlación entre la disminución del C-MONP y del COS considerando todos los datos (Figura 15) y en cada una de las zonas por separado. El coeficiente de variación entre muestras en relación al C contenido en las diferentes fracciones fue 15 y 18 % para MOP y MONP respectivamente, levemente superior a la variación del COS.

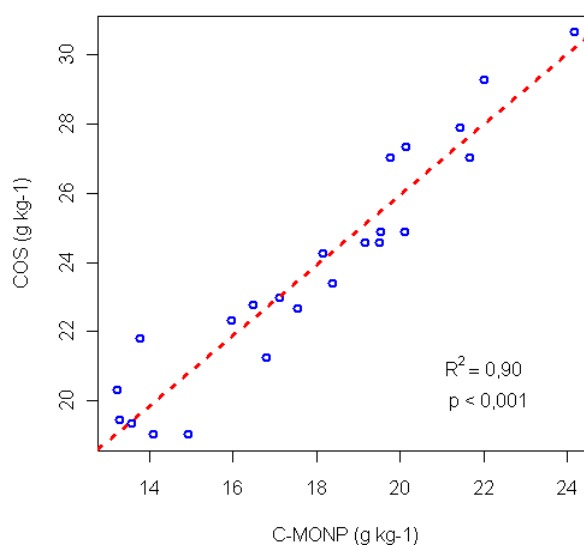


Figura 15. Relación entre el C-MONP y el COS en la capa superficial (n =24).

La concentración de C-MOP no se diferenció estadísticamente entre las zonas del suelo con cerdos ni con el testigo, al igual que ninguna de sus dos fracciones (Figura 16), si bien en la zona testigo la acumulación fue superior debido por presentar una vegetación permanente con alto retorno de residuos vegetales y una mínima exportación de biomasa.

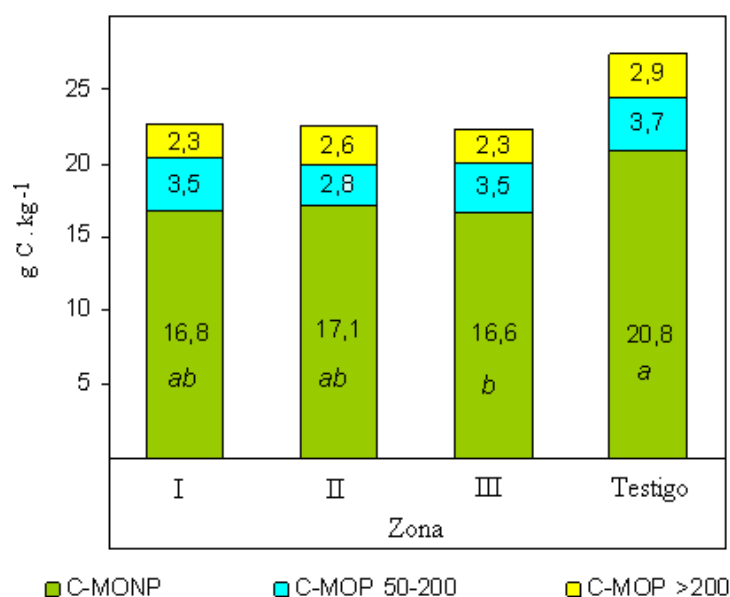


Figura 16. Distribución del carbono según las fracciones de la materia orgánica (g kg^{-1}), por zonas (letras diferentes indican diferencias significativas, $p < 0,1$).

Los valores de MOP encontrados fueron más altos que los reportados en el trabajo de rotaciones de largo plazo cultivos-pasturas del INIA La Estanzuela (Morón y Sawchik, 2003). Comparado a igual profundidad con dicho trabajo la zona testigo tiene similar MONP pero el doble de MOP que la rotación más larga, Mientras que el suelo con cerdos tuvo valores levemente menores de MONP que las rotaciones (cultivo-pastura) pero superior a los sistemas de cultivos continuos, y más MOP que todas las situaciones, cerca del doble que en rotaciones largas y 4 veces superior que las rotaciones de cultivos continuos.

Varios trabajos plantean que la MOP tiene mayor respuesta a los cambios de manejo que la MONP. Mandolesi *et al.* (2002) citado por Galantini y Suñer (2008) estudiaron diferentes secuencias agrícolas, encontrando que la relación C-MOP/COS fue el indicador más sensible para detectar los cambios ocurridos en el suelo. En el trabajo de Cambardella y Elliot (1992) se partió de una pastura natural donde el C-MOP representaba el 39% del COS de los primeros 20 cm de suelo. Luego de 20 años de cultivo de trigo bajo siembra directa o barbecho desnudo, el mismo pasó a representar un 25% y 18% del COS respectivamente. En el trabajo de Terra *et al.* (2006) citado por Salvo (2009), sobre suelos de texturas medias del este del Uruguay, el COS de los primeros 15 cm estaba conformado por un 32 % de C-MOP y 68 % de C-MOAM bajo pastura permanente. El C-MOP se redujo a 26 % luego de 8 años de cultivo forrajero continuo con siembra directa. En el trabajo de Morón y Sawchik (2003) luego de 36 años de cultivo continuo, el C-MOP representó el 7% del COS de los primeros 15

cm, mientras que las rotaciones que incluyeron pasturas el C-MOP no supero el 15% del COS. En el trabajo de Salvo (2009) las rotaciones bajo siembra directa que incluyen cultivos de verano C4, tuvieron los mayores valores de COS y C-MOP, representando esta última 13% del COS. Es de hacer notar que la mayoría de los estudios sobre impactos en el suelo relacionados a cambios de uso, (especialmente en suelos de praderas) han sido enfocados mayoritariamente a la conversión de éstos a un uso agrícola, en menor medida estudios que involucran al cultivo forestal y prácticamente no hay estudios relacionados a usos animales intensivos. Ningún antecedente analiza la MOP del suelo en sistemas con cerdos.

En el presente trabajo si bien hubo pequeños cambios en la cantidad total de C-MOP, a diferencia de otros trabajos la relación C-MOP/COS no fue un indicador sensible para detectar cambios de manejo sobre el suelo. Esta fracción representó el 24 % en el área testigo, en tanto fue en torno al 25 % en el suelo con cerdos sin diferencias significativas entre zonas.

Las diferencias en el manejo entre zonas influyeron significativamente en el contenido de P y en la relación C/P de la MOP 200 (Figura 17). No encontramos diferencias significativas en la fracción MOP 50, ni en el contenido de C y P así como en el peso relativo de esta fracción en relación al COS. A su vez se observó mayor variabilidad en el contenido de P en la MOP 200 (CV = 42%) que en la MOP 50 (CV = 23%). En la zona I la relación C/P de la MOP 200 es considerablemente más baja que el resto de las zonas y el testigo, indicando una gran proporción de P en su constitución (Figura 17). Esto coincide con el hecho que en esta zona el aporte principal de C es vía excreciones animales y/o desperdicio de la ración, ambos con alta concentración relativa de P. En el resto de las zonas el aporte principal es de restos vegetales y particularmente en el suelo testigo donde es la única fuente.

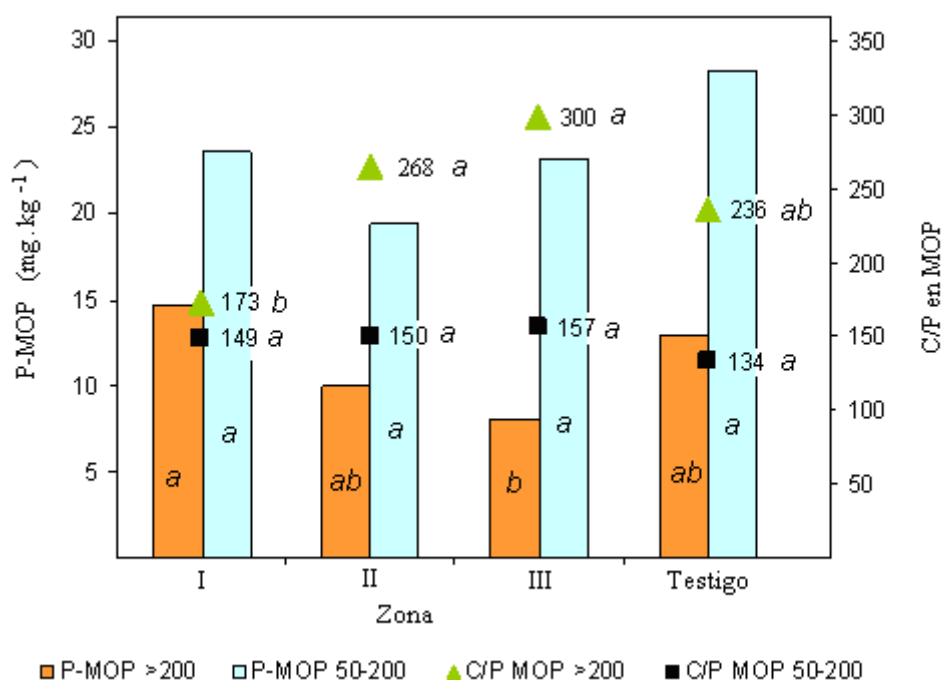


Figura 17. Contenido de P (Bray) y relación C/P en MOP, por zona en superficie (0-15 cm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Estos resultados refuerzan la interpretación que la MOP 200 es la fracción más reciente de la MO. El no haber encontrado diferencias en la MOP 50 (con o sin cerdos, ni entre zonas diferenciadas de manejo) y que en todas las zonas tuvo mayor concentración de P y menor relación C/P que la MOP 200 (indicio de corresponder a MO más humificada), estaría indicando que al menos una parte sustancial de esta fracción de la MOP es de formación anterior al inicio del sistema. Otro hecho que refuerza la idea que el C-MOP 200 está constituido mayoritariamente por restos recientes, es la alta correlación encontrada entre C-MOP 200 con los nutrientes en el suelo ($N-NO_3$, P Bray, K y Zn) para la zona I (Figura 18). El P-MOP 200 mantiene un patrón espacial similar al de los nutrientes relacionados al comportamiento de excreciones y/o pérdida de ración, la MOP de la zona I tiene la mayor cantidad de fósforo, seguida de la zona II y la menor concentración en la zona de pastoreo.

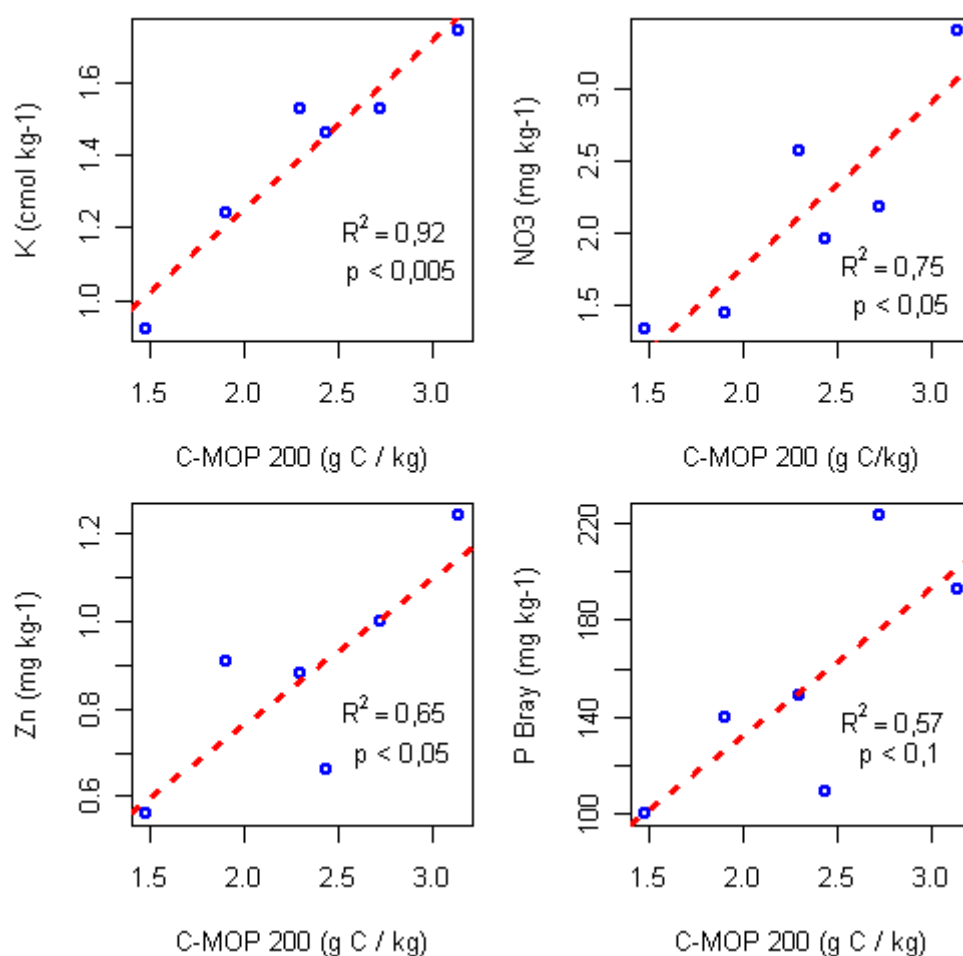


Figura 18: Relación C-MOP 200 con contenido de N-NO₃, P Bray, K y Zn en la zona I.

Las diferencias en la MOP además de estar influenciadas por los aportes, lo están por las pérdidas, relacionadas fundamentalmente al laboreo y la actividad biológica. Es reconocido, en general, que sistemas de producción que incluyen pasturas por períodos prolongados presentan mayores contenidos de biomasa microbiana que aquellos con rotaciones de cultivos anuales. A su vez que la tasa de mineralización de la MOS (y sus diferentes fracciones), resulta de la interacción entre la materia orgánica viva (microorganismos, plantas, etc.) y la materia orgánica muerta, siendo un tema complejo y controversial (Kuzyakov, 2010).

7.2.2.3 Materia orgánica no particulada (MONP)

En el sistema con cerdos hubo reducción del C-MONP en relación al suelo testigo, disminución que fue estadísticamente significativa ($p < 0,1$) en la zona de pastoreo. Esta reducción estaría dada por la mayor tasa de mineralización, en gran medida promovida tanto por actividades animales (pisoteo y hozado), como por el laboreo mecánico. Algunos autores plantean que la rotura física de los agregados del suelo rompe la protección física de la

materia orgánica asociada, dejándola más expuesta al ataque microbiano, incrementando su descomposición (Helal y Sauerbeck, 1984, 1986; citados por Kuzyakov, 2002). El aumento del Na también puede aumentar la dispersión de coloides inorgánicos aumentando la exposición (Wong *et al.*, 2005). Si bien los contenidos de Na en las condiciones experimentales no fueron muy altos, se observó correlación lineal con menores contenidos de C-MONP a medida que aumenta el Na, efecto contrario al Ca (Figura 19),

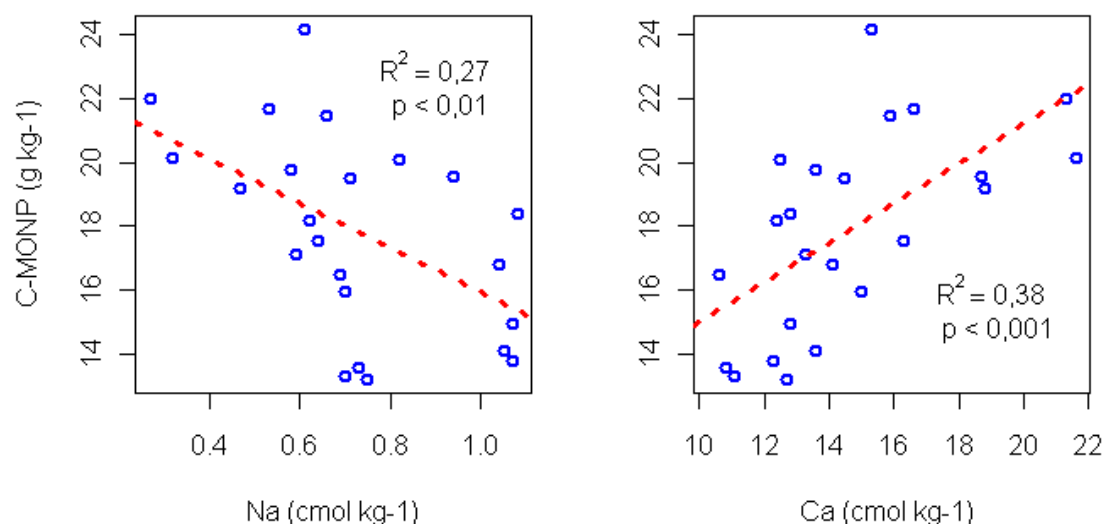


Figura 19: Relación C-MONP con el contenido de Na y Ca (cmol kg^{-1}).

Una hipótesis complementaria podría ser que en el suelo con cerdos ocurra lo que algunos autores llaman efecto “priming” o sea el incremento de la tasa de descomposición de la materia orgánica del suelo, luego del agregado de materia orgánica fresca al suelo (Fontaine *et al.*, 2003) ya sea este en pulsos o continuo (Kuzyakov, 2010). En el suelo con cerdos hubo gran aporte de nutrientes, por parte de las pasturas en forma relativamente constante, y concentrado puntualmente por las pérdidas de ración y las deyecciones animales que además no estaban homogéneamente distribuidas. Estas últimas estimularían el crecimiento de la biota del suelo en parches, generando *hotspots* microbianos en el suelo, que según (Kuyakov, 2010) son lugares importantes para el efecto priming. Por otro lado le siguieron momentos de aportes menores o casi nulos, por lo que una vez consumidos los nutrientes rápidamente disponibles los microorganismos del suelo atacarían compuestos humificados. Fontaine *et al.* (2003) plantean que es probable que los hongos se beneficien de la necromasa bacteriana luego que la MO fácilmente disponible se agota, utilizando enzimas extracelulares que puedan ser más eficientes en la descomposición de la MO del suelo.

El hecho de no encontrar diferencias significativas en la MONP entre zonas de las parcelas, y fundamentalmente la baja correlación entre el C-MONP con las concentraciones de nitrato, P, K y Zn (muy influenciados por las deyecciones de los cerdos y pérdida de ración), estarían reafirmando lo planteado por otros autores y para otros sistemas en relación a que la MONP representa mayoritariamente a compuestos más humificados y de mayor edad.

7.2.2.4 Efecto de la carga animal y su relación con la materia orgánica del suelo.

Variaciones en la carga animal modifica aportes y egresos del COS. Al incrementar la carga aumentan las excreciones y pérdida de ración, disminuyendo los aportes de residuos de la pastura. El pastoreo por los disturbios físicos del pisoteo animal también influye en la transformación de nutrientes y sus flujos (Šimek *et al.*, 2006) y aumenta el movimiento horizontal de C, incrementando la heterogeneidad espacial del COS y sus componentes. La variación en el COS tuvo influencia estadísticamente significativa de la interacción entre carga y zona de la parcela. En la zona de pastoreo el COS se correlacionó con la carga lineal y negativamente (Figura 20), mientras en la zona I el modelo cuadrático ajustó mejor.

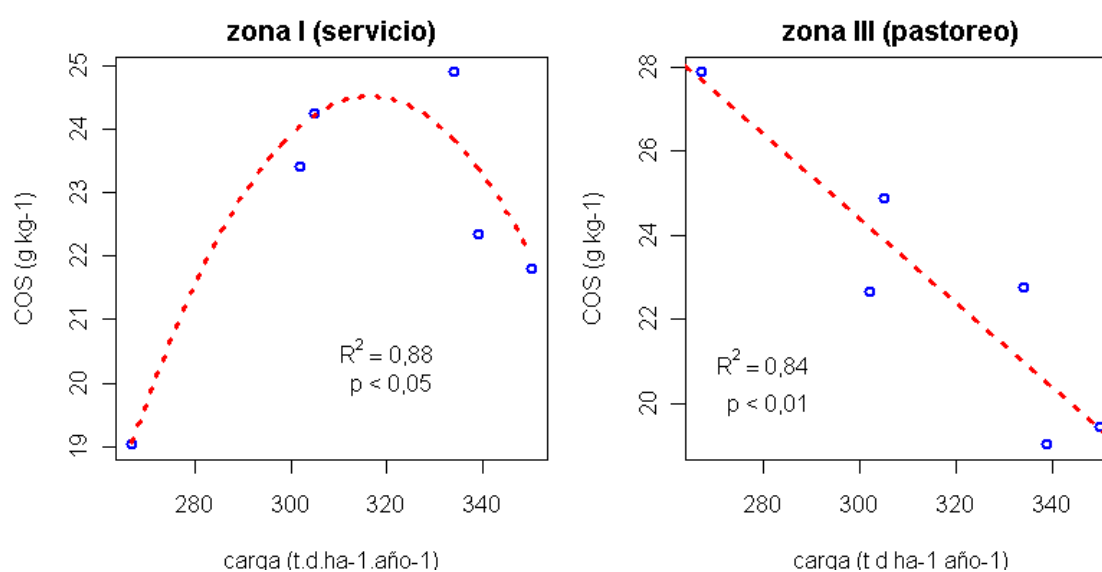


Figura 20. Relación entre la carga animal y el COS, para la zona I y la de pastoreo.

Este efecto de la carga además de variar entre zonas en su relación con la MO, impactó en forma diferencial en las fracciones de la misma. En la zona de servicio el aumento de carga incremento la materia orgánica recientemente aportada (C-MOP 200), en forma lineal con un coeficiente de regresión positivo y significativo (Figura 21). En tanto que en la zona de

pastoreo no hay una clara relación entre carga y la materia orgánica particulada, la relación es más notoria cuando la relacionamos con la materia orgánica más reciente, donde el modelo cuadrático si bien no es significativo tiene un mejor ajuste con C-MOP 200. Al aumentar la carga disminuye el aporte de la pastura, pero a cargas mayores es más importante el aporte de heces, efecto no tan marcado porque aún las cargas altas usadas son relativamente bajas.

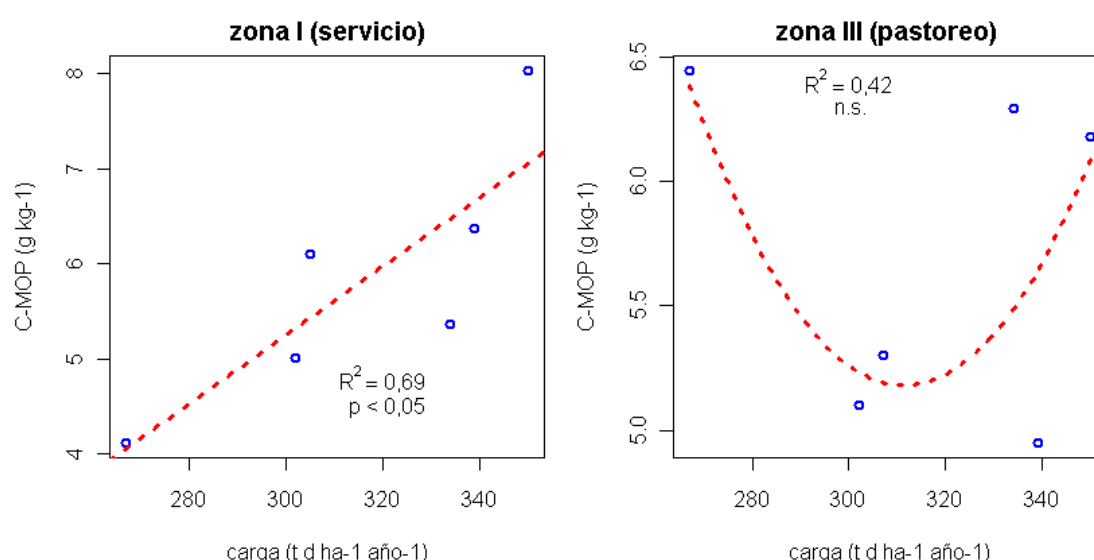


Figura 21. Relación entre la carga animal y el C-MOP en la zona I de servicio (izquierda) y la zona de pastoreo (derecha).

Una de las consecuencias del aumento de carga sobre la materia orgánica en la zona de pastoreo parecería estar relacionada con el aumento del pisoteo (con movimiento de suelo) y hozado, que favorece la mineralización de la materia orgánica, sumándose al laboreo mecánico realizado en ésta zona. Las cargas mayores estuvieron altamente correlacionadas lineal y negativamente con el C-MONP en la zona de pastoreo (Figura 22), pero en la zona de servicio el modelo que tuvo mejor ajuste fue cuadrático.

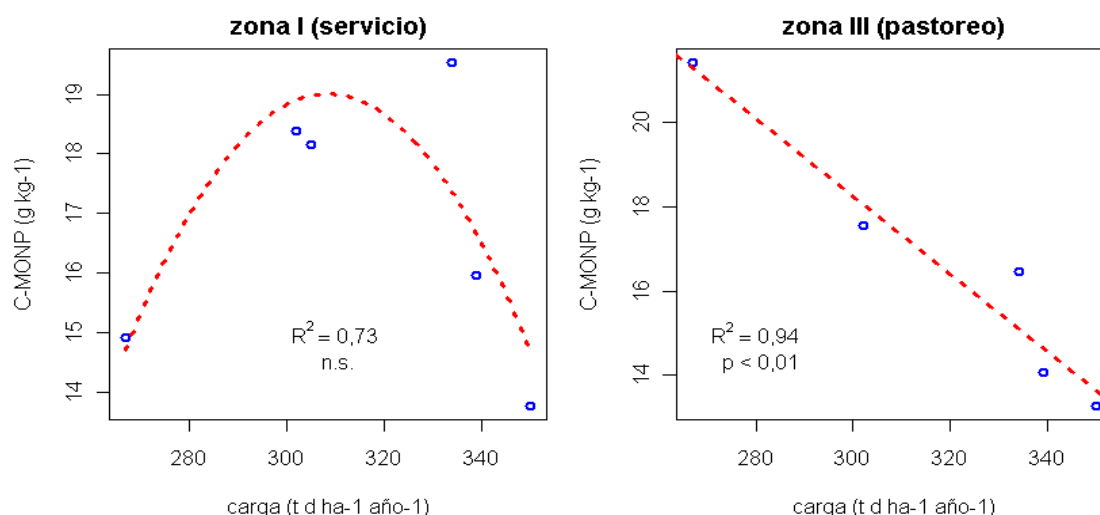


Figura 22. Relación carga animal con C-MONP en la zona I de servicio (izquierda) y la zona de pastoreo (derecha).

Analizando la relación entre la carga y el P en la MO, se refuerzan las posibles explicaciones planteadas, la carga mantiene relación con el P-MOP 200, con diferente relación para la zona I con respecto a las zonas II y III (Figura 23).

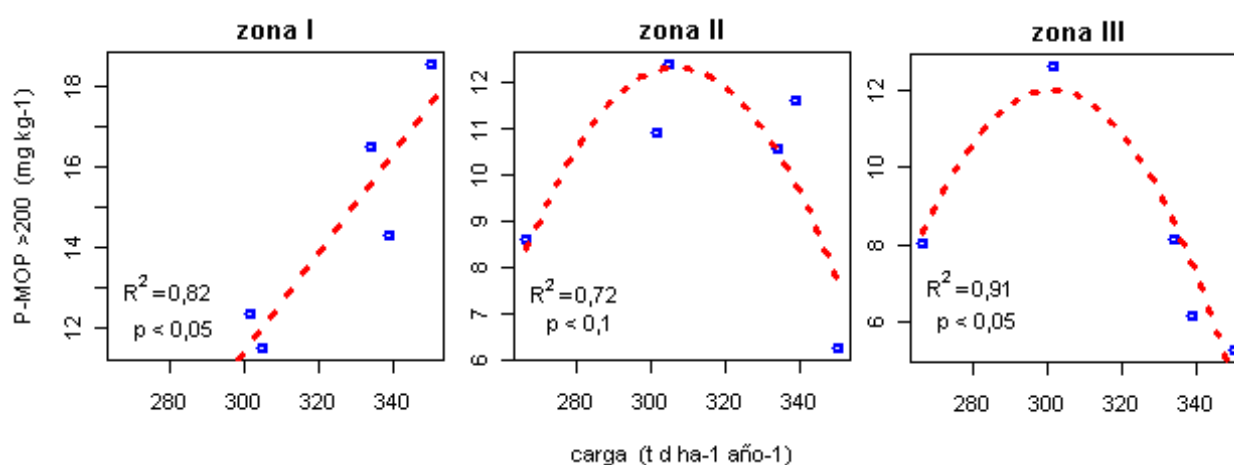


Figura 23. Relación carga animal con P-MOP 200 en las 3 zonas de las parcelas.

En la zona I la explicación sería nuevamente principalmente dada por la mayor concentración de las excreciones y la pérdida de ración, a mayor carga más P en la MO. En las zonas II y III hay algunos fenómenos con sentido opuesto en relación a la carga, ya que la relación se ajusta a un modelo cuadrático. Una posible explicación es que con cargas animales mayores aumentan residuos con más P, aumentando también el pisoteo y mineralización del humus, se descompone parte de los residuos recientes y se favorecería la mineralización de los restos

que tienen menor C/P, lo que también se vio reflejado en la relación C/P de la MOP 200. Estos resultados primarios parecerían indicar que los procesos en torno a las variaciones de la MOP serían diferentes, en sistemas con cerdos en pastoreo e incorporación de ración en la dieta, a las realizadas en sistemas exclusivamente agrícolas o de ganadería extensiva.

7.2.3 Contenido de nutrientes en el suelo.

El sistema aumentó la concentración de los principales nutrientes en el suelo (0-15 cm) en relación al testigo, con variaciones significativas entre zonas. En cercanías de comederos, bebederos y refugios aumentó la concentración de N, P, K y Zn (Tabla 10), coincidiendo en este sentido con lo reportado en Eriksen y Kristensen (2001) y Salomon *et al.* (2007). Efectos asociados a la rotación agrícola solo fueron significativos en relación al nitrógeno.

Tabla 10. Contenido de nutrientes en el suelo (0-15 cm), por zonas.

Zona	P Bray	N-NO ₃	N-NH ₄	Zn	Cu	K	Na	Ca	Mg
		(mg kg ⁻¹)				(cmol kg ⁻¹)			
I	152	2,1	0,6	0,9	3,37	1.4	0.91	14.0	6.2
II	107	1,2	0,5	0,6	3,25	1.0	0.75	13.9	5.9
III	50	0,8	0,5	0,3	3,42	0.4	0.73	13.0	5.7
Testigo	25	0,9	1,2	0,2	3,20	0.7	0.49	17.0	5.6

La carga estuvo correlacionada con los nutrientes en la capa superficial en forma diferente según la zona (Figura 24). En la zona I, el N-NO₃, P, K y Zn mostraron aumento lineal con la carga, relacionado en todos los casos con el incremento de excreciones, pérdida de ración de los comederos y menor consumo de nutrientes por los vegetales. A mayor carga instantánea aumenta la competencia por ración entre animales, incrementándose las pérdidas desde los comederos. En la zona de pastoreo la respuesta a diferentes cargas no fue tan evidente (datos no mostrados).

Varios factores inciden en la concentración de nutrientes en el suelo y su distribución espacial y temporal, entre ellos aquellos relacionados al manejo animal y vegetal como la fertilización, especies plantadas, pastoreo, comportamiento de excreción de los animales y pérdida de ración entre otros. En nuestro trabajo la fertilización fue el factor más homogéneo espacialmente, correspondiendo solo a las zonas cultivadas (II y III). La pérdida de ración si bien fue más heterogénea se concentró en la zona I y en menor medida en la II. Por la forma de presentación de la ración y tipo de comedero utilizado, es esperable que la pérdida de ración haya sido considerable, coincidiendo con lo observado por Quintern y Sundrum (2006)

y Salomon *et al.* (2007). El comportamiento de pastoreo y excreción de los animales fueron los más heterogéneos, abarcando las 3 zonas y con movimientos horizontales de nutrientes.

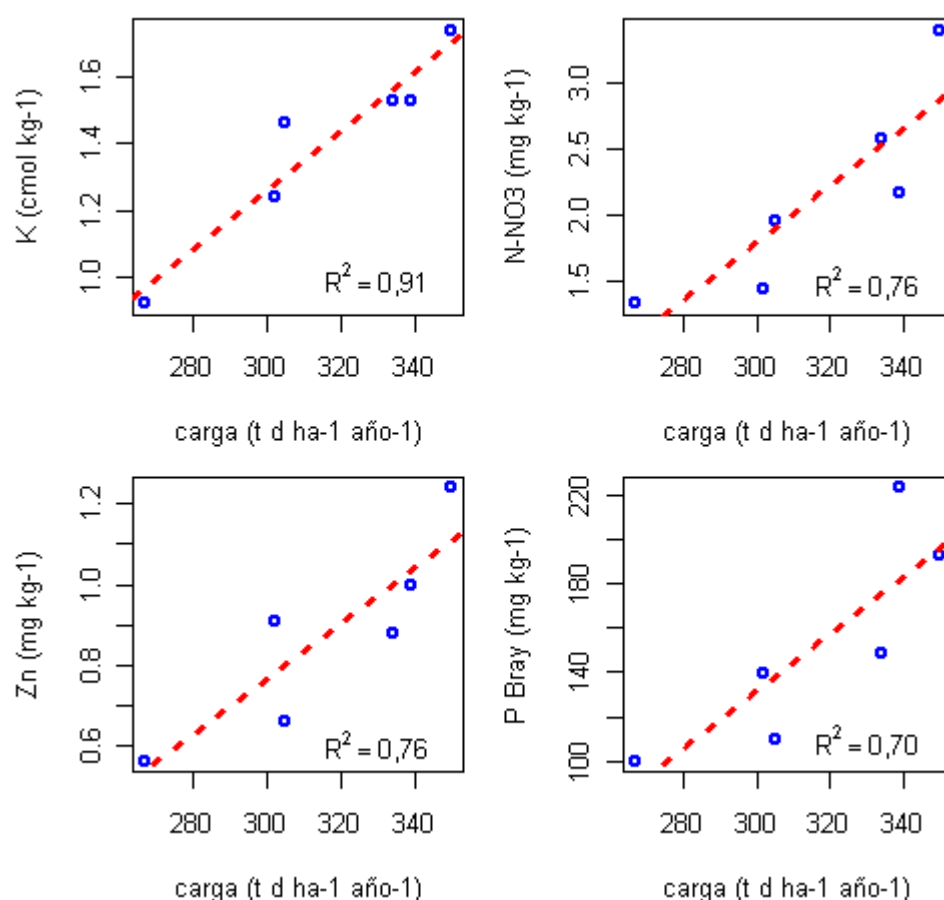


Figura 24. Relación carga animal con el contenido de K, NO₃, Zn y P Bray en la zona I.

El P (Bray y en solución), N (nitrato y amonio), K, Zn y conductividad eléctrica son las variables que presentaron CV superiores a 50 % para las muestras del suelo con cerdos, todas están relacionadas con las excreciones y pérdida de ración. La mayoría de los autores le atribuyen al comportamiento de excreción de los cerdos el peso más importante en la distribución espacial de nutrientes. Las zonas de excreción se diferencian además en el peso relativo que tienen la proporción de heces y orina, estando éstas asociadas a las entradas de P y N respectivamente (Watson *et al.*, 2003; Benfalk *et al.*, 2005). La variabilidad fue en todos los casos menor en la zona de pastoreo que en la de servicio, P Bray y Zn tuvieron mayor variabilidad en la zona I (posiblemente más asociadas a heces), en tanto que K y NO₃ y NH₄ (posiblemente más asociados a orina) tuvieron su mayor variabilidad en la zona II seguida de la zona I (Tabla 11).

Tabla 11. Coeficiente de variación para CE y los nutrientes en el suelo (%), por zona

Zona	CE (1:1)	P Bray	Zn	K	N-NO ₃	N-NH ₄
I	50	31	28	20	36	19
II	31	11	26	36	45	21
III	14	10	18	11	28	17
Testigo	18	10	29	16	12	40
Área cerdos*	59	50	53	52	57	57

Nota: * Sobre el total del área con cerdos.

En el presente trabajo no se registró el comportamiento de excreciones ni la pérdida de ración, pero es factible suponer que las deyecciones se distribuyen en toda la parcela, quizás aumentando su concentración en la zona de servicio y que la pérdida de ración de los comederos fue más importante en la zona I y a mayor carga animal.

7.2.3.1 Fósforo

Las entradas de P al sistema estuvieron asociadas a la ración y al uso de fertilizante y las salidas a la exportación en productos animales, escurrimiento superficial y en profundidad, los procesos relacionados a la erosión serían de poca importancia para el suelo bajo estudio dada la topografía plana. Además en suelos del Uruguay se produce generalmente la retrogradación del P agregado hacia formas cada vez más insolubles (Zamalvide *et al.*, 1982).

El contenido de P disponible en el suelo con cerdos fue muy superior al suelo testigo en todas las zonas, mostrando a su vez una clara diferencia entre zonas, relacionada a la distancia de las instalaciones, patrón similar a lo reportado por Eriksen y Kristensen (2001). Los muy altos valores de P Bray encontrados en superficie (0-15 cm) en la zona I (sin fertilización) provienen de pérdida de ración y excreciones animales. En la zona de pastoreo, también hubo diferencias estadísticas y agronómicas muy importantes con el testigo, siendo valores que no pueden explicarse solo por el fertilizantes de las praderas, mostrando el importante aporte de excreciones de los cerdos en esta zona (Tabla 12).

Tabla 12. Fósforo Bray 1 y en solución (mg kg⁻¹) según las zonas de las parcelas y testigo, en superficie y profundidad.

Zonas	P Bray		P en solución *	
	0 - 15 cm	15 - 30 cm	0 - 15 cm	15 - 30 cm
I	152 a	46 a	3,66 a	0,34 a
II	107 a	41 a	1,24 a	0,14 ab
III	50 b	28 ab	0,11 b	0,18 ab
Testigo	25 c	20 b	0,05 b	0,05 b

Nota: * relación suelo agua 1:1. Letras diferentes indican diferencias significativas (p < 0,05).

En profundidad la concentración de P Bray fue menor en todas las zonas, pero en la zona de servicio los valores fueron de todas formas altos, indicando que hubo importantes movimientos verticales desde la capa superior. Por otro lado el P en solución es considerablemente alto en la zona de servicio (I y II) en la capa de 0-15 cm, manteniéndose en concentraciones más importantes solo en la zona I en la profundidad de 15 a 30 cm. Este aumento en profundidad concuerda con observaciones realizadas por Koopmans *et al.* (2007). Dichos autores encontraron gran acumulación de monoésteres de ortofosfato en las capas superiores de los suelos tratados con estiércol y señalan que la mineralización de P orgánico en las capas superiores también puede haber generado ortofosfato, lo que podría haber contribuido al movimiento descendente de P. En nuestras condiciones también hubo probablemente un importante movimiento de materiales por las grietas del suelo (muy comunes en períodos secos para este tipo de suelo), incrementado por el pisoteo de los animales sobre los bordes de las mismas.

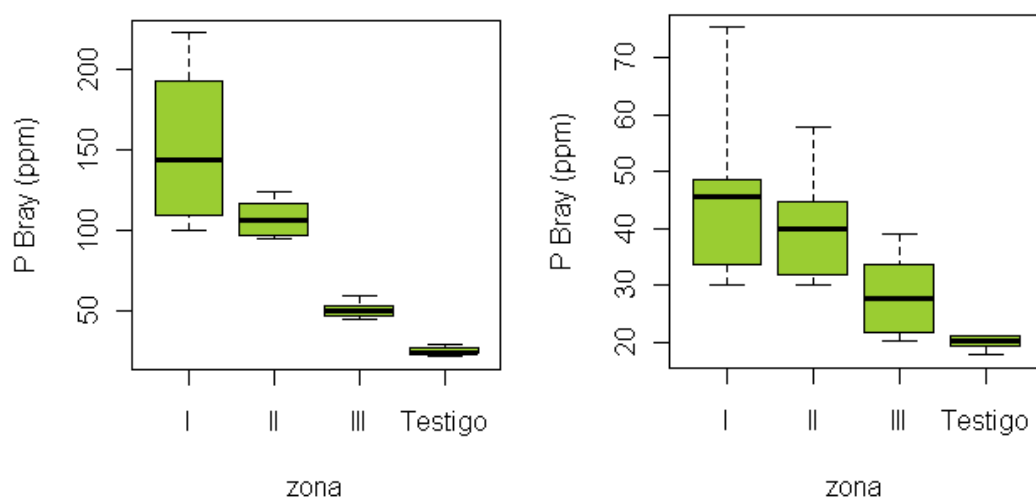


Figura 25. Diagrama de cajas, fósforo según zona en superficie (0-15 cm) (izquierda) y profundidad (derecha).

Después de 12 años el contenido de P disponible (estimado en base a los valores de P Bray del Muestreo II y la densidad del Muestreo III) en las parcelas con cerdos fue 230 kg/ha en los primeros 30 cm, mostrando un incremento de 126 kg/ha en relación al testigo (104 kg/ha de P). Las entradas de P por fertilización son de 320 kg/ha acumulados en los 12 años (promedio para las dos rotaciones). Las entradas de P en la ración (aprox. 45 kg ha⁻¹ año⁻¹ promedio) excedieron a la salida en lechones (los cuales retuvieron aprox. 20 kg ha⁻¹ año⁻¹) en 25 kg ha⁻¹ año⁻¹. En los 12 años el aporte neto acumulado de P en la ración es aprox. 300 kg de P/ha. De

esta forma las entradas netas de P total en el suelo con cerdos sumaron 620 kg ha^{-1} en los 12 años, las que contribuyeron al incremento del P disponible en 126 kg ha^{-1} , los restantes 494 kg ha^{-1} se incorporan al suelo o pierden al ambiente ($41 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Teniendo en cuenta lo postulado por Watson *et al.* (2003), sobre la necesidad de tener en cuenta la distribución espacial de nutrientes observada, para no subestimar las pérdidas de nutrientes obtenida con los balances de nutrientes, podemos suponer que la pérdida de P del sistema fue importante.

La acumulación de P en el suelo no es usualmente un problema agronómico, salvo en situaciones que pueda reducir la absorción de otros elementos, tales como manganeso, cobre y/o zinc. Pero en la medida que en sistemas de cerdos a campo estos elementos son incorporados en la ración, también son incrementados en el suelo por las deyecciones.

Es de hacer notar que los valores de P Bray si bien son agronómicamente altos especialmente en la zona de servicio, son relativamente bajos comparado con otros sistemas intensivos de producción animal. En este sentido Graetz *et al.* (1999) en EEUU encontraron que los valores de P total en el horizonte superficial del suelo de áreas con alta densidad de animales y de tambos abandonados (2500 y 750 mg kg^{-1} , respectivamente) superaban enormemente los de áreas prístinas y los de suelos de pasturas con baja densidad de animales (30 y 114 mg kg^{-1} , respectivamente). En Uruguay un estudio realizado en potreros utilizados como dormideros o para el suministro de comida en predios lecheros, Ciganda y La Manna (2009) reportaron concentraciones promedio de 45 a 302 mg kg^{-1} de P en los primeros $7,5 \text{ cm}$, para descender a 3 mg kg^{-1} a los 90 cm . En sistemas de cerdos a campo Watson *et al.* (2003) encontraron valores en el entorno de 700 mg kg^{-1} de P extractable en las zonas preferidas para la excreción de los cerdos luego de solo 15 meses de pastoreo con cerdas gestantes.

Como vimos en la revisión es unánime la visión que el aumento en el contenido de P está relacionado con las deyecciones de los cerdos. En el presente estudio se observó una muy alta correlación en superficie del contenido de P Bray con el de Zn, K y N-NO_3 , lo que estaría indicando el gran incremento del P asociado a la descomposición de productos orgánicos, aumentando la correlación con los nutrientes menos móviles en el suelo (Figura 26).

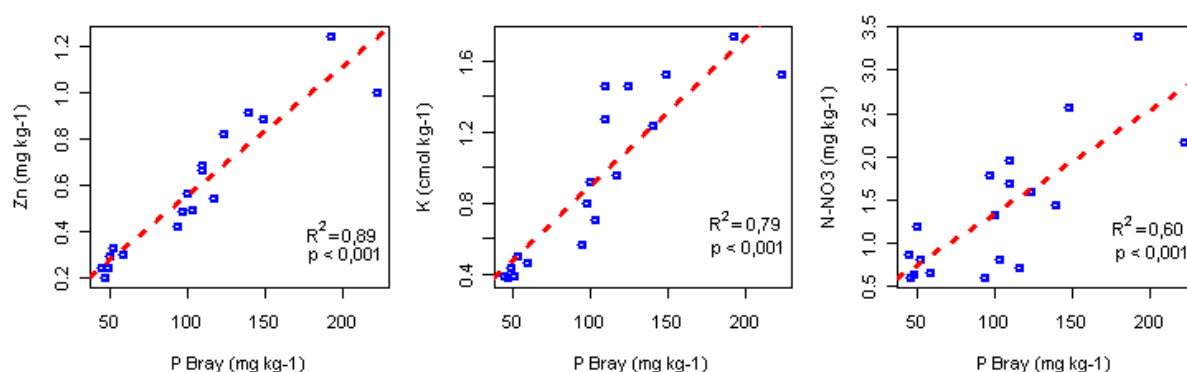


Figura 26. Relación P Bray con Zn, K y NO₃, en superficie de las parcelas con cerdos.

En nuestro trabajo los altos valores de P Bray en superficie se correspondieron con altos valores de P en solución (Figura 27). En profundidad si bien se mantiene la misma tendencia la correlación no fue alta ni significativa. El 20 % de las muestras en el suelo con cerdos tenía más de 0,5 mg kg⁻¹ de P en solución en profundidad. Debido a la gran concentración de P en la zona de servicio y a que los niveles de P están altamente correlacionados con las zonas más compactadas, sumado a que la capacidad de fijación de P en los Brunosoles éutricos es frecuentemente media a baja (Duran, 1991, citando a Escudero y Morón 1978) es esperable que gran parte de las pérdidas de P fueran por escorrentía.

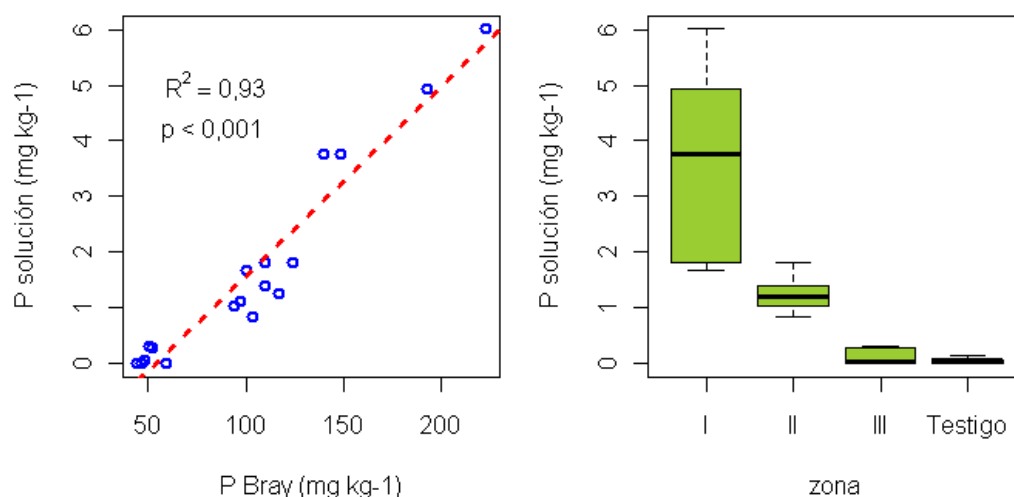


Figura 27. Relación entre P Bray y P en solución (mg kg⁻¹) en superficie (0-15 cm), en parcelas con cerdos (izquierda). Diagrama de cajas, P en solución (mg kg⁻¹) en superficie por zonas (derecha).

Los sistemas de cerdos a campo pueden ser una fuente de agua de escorrentía con elevadas cantidades de fósforo, problema que se incrementa si el riesgo de erosión es considerable.

Aún no siendo un problema para el suelo, si el sistema de producción permite que el exceso de P alcance cuerpos de agua, donde en combinación con N, altas temperaturas y luz solar entre otros factores pueden incrementar el riesgo de eutrofización (Carpenter *et al.*, 1998, citados por Elliot *et al.*, 2005). Horta *et al.* (2004) señalan concentraciones de P total de 0,1 mg/L como valor considerado límite en aguas de drenaje para evitar la eutrofización del agua superficial. Considerando que en nuestro caso las muestras fueron de la capa superficial, la concentración encontrada en la zona de pastoreo puede implicar cierto riesgo de contaminación difusa.

Más allá de los problemas biofísicos que pueda ocasionar el exceso de P al ambiente, estos elevados niveles en el suelo reflejan un desbalance de nutrientes en la dieta de los cerdos y problemas en la fertilización. Por lo que sería deseable y posible reducir el exceso de P (modificando la ración), así como considerar su distribución para planificar la fertilización fosfatada (de ser necesario) de las pasturas a utilizar.

7.2.3.2 Nitrógeno mineral (nitrato y amonio)

La concentración de N mineral en el suelo fue afectada por el sistema, siendo estadísticamente significativos todos los efectos analizados: rotación, zona y la interacción de la carga con la zona. Se observó menor concentración de Nmin y N-NO₃ (estadísticamente significativa) en el sector B, aunque las diferencias desde el punto de vista agronómico fueron reducidas, y posiblemente explicadas en gran medida por la mayor demanda de las pasturas de dicho sector al momento del muestreo. En relación a las zonas de las parcelas el N-NO₃ aumentó su concentración en la zona de servicio en la capa superficial, siendo significativa la diferencia de la zona I con la de pastoreo y testigo. No se observaron diferencias significativas entre el testigo y la zona de pastoreo en superficie, ni entre ninguna de las zonas en profundidad (Tabla 13). El N-NH₄ a diferencia disminuyó significativamente en todas las zonas en relación al área testigo, tanto en superficie como en profundidad.

Tabla 13. Concentración de N-NO₃, N-NH₄ y N mineral (mg kg⁻¹), por zona y profundidad.

Zona	N-NO ₃		N-NH ₄		Nmin	
	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm
I	2,1 a	1,4 a	0,6 b	0,4 b	2,7 a	1,8 a
II	1,2 ab	0,5 a	0,5 b	0,3 b	1,7 b	0,8 a
III	0,8 b	0,3 a	0,5 b	0,4 b	1,3 b	0,7 a
Testigos	0,9 b	0,3 a	1,2 a	0,8 a	2,0 ab	1,1 a

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas (p < 0,05).

Al igual que lo observado en el muestreo II el N-NO_3 explica la mayor parte de la variación del N_{min} en el suelo con cerdos, tanto en la capa superficial (0-15 cm) como en profundidad ($R^2 = 0,98$ en ambas profundidades), a diferencia de la zona testigo donde la mayor parte del N_{min} estaba bajo la forma de N-NH_4 . En el suelo con cerdos las concentraciones en superficie de N-NH_4 fueron muy escasas y poco variables, en tanto que el N-NO_3 tuvo mayor variación especialmente en la zona de servicio (Figura 28). Los resultados son concordantes con los de Gustafson (2000), quien describe que después de retirados los animales, las parcelas pastoreadas por solo unos meses tuvieron significativamente más N-NO_3 en la capa de 0-30 cm ($34.2 \pm 6.4 \text{ kg ha}^{-1}$) y similares cantidades de N-NH_4 comparadas con las áreas testigo sin cerdos.

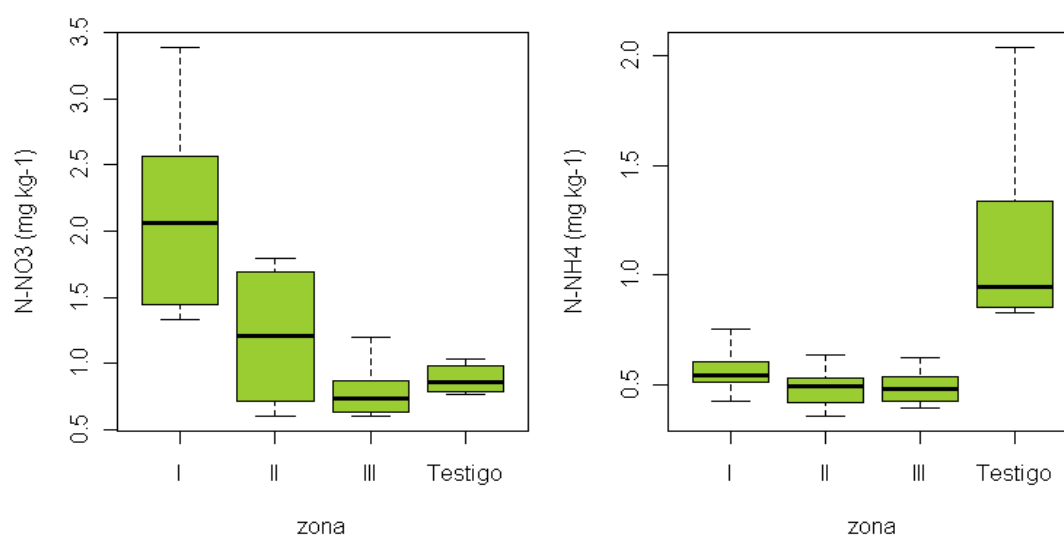


Figura 28. Diagrama de cajas, concentración de N-NO_3 y N-NH_4 (mg kg^{-1}), en superficie y por zona.

El hecho de que los animales en pastoreo pasen más tiempo alrededor de bebederos, sitios de alimentación y en zonas de descanso, puede influir en la distribución del nitrógeno (Oenema *et al.*, 1997 y White *et al.*, 2001, citados por Šimek *et al.*, 2006). En este sentido, la concentración de N_{min} y N-NO_3 observada fue más alta cerca de los sitios de alimentación, bebida y refugios, disminuyendo hacia el otro extremo de las parcelas, similar a lo descrito por Eriksen y Kristensen (2001). Las causas probables del aumento de N en la capa superficial de la zona de servicio, estarían relacionadas con la pérdida de ración y la menor utilización por las pasturas (menor crecimiento vegetal). El patrón de distribución de orina depositadas en parches no homogéneos si bien es señalado por varios autores como una de las posibles causas fundamentales del incremento de NO_3 en superficie (Gustafson, 2000; Watson *et al.*, 2003), no parece ser de los principales motivos en nuestras condiciones.

Durante los 12 años en promedio entraron al sistema $220 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N por la ración, 80 kg ha^{-1} por fertilización y una considerable cantidad (no determinada) por fijación biológica de nitrógeno y deposición atmosférica. Las importantes entradas por ración fueron relativamente bajas comparadas con otros sistemas de cerdos a campo (Worthington y Danks, 1992; Williams *et al.*, 2000; Gustafson, 2000). A pesar de éstas entradas, no se observó gran acumulación de Nmin, se calculó para la zona I (0-15 cm) una diferencia de $0,12 \text{ kg ha}^{-1}$ de Nmin superior al área testigo, en tanto que en la zona II y III hubo menos Nmin en el suelo con cerdos. En las condiciones de Uruguay la acumulación de N depende fuertemente de las condiciones climáticas. Las concentraciones en el muestreo II fueron superiores a las del III, en parte debido a que éste se realizó luego de intensas lluvias. Las concentraciones de N-NO_3 incluso en la zona de servicio, fueron bajas comparadas con otras producciones animales intensivas. A modo de ejemplo Ciganda y La Manna (2009) reportaron concentraciones promedio de 7 a 176 mg kg^{-1} de N-NO_3 en los primeros 7,5 cm, decreciendo a promedio $< 10 \text{ mg kg}^{-1}$ a los 90 cm, en nocheros o piquetes de alimentación lecheros.

Considerando la cantidad de N retenida en los animales, estimada en $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, una considerable cantidad de N es retenida en forma orgánica en el suelo o perdida al ambiente (lavado, desnitrificación y volatización). Si bien no se realizaron mediciones específicas, es esperable que la mayor parte del exceso de N se haya perdido al ambiente, ya que entre otras cosas no se observó incremento de la MO del suelo. Por otro lado la lixiviación de NO_3 posiblemente implicó arrastre de bases como Ca y contribuyó a bajar el pH, coincidiendo con lo observado en la zona de pastoreo. A diferencia de lo planteado por Williams *et al.* (2000), en nuestras condiciones climáticas, estos resultados sugieren como poco probable, que el sistema acumule significativamente Nmin factible de ser aprovechada por cultivos siguientes.

Dada la importancia que tiene desde el punto de vista ambiental (y productivo) el ciclo del nitrógeno y los impactos que sobre él causa el sistema de producción, resulta imprescindible trabajar sobre medidas de manejo que atiendan a reducir los excesos de éste nutriente. Donde de acuerdo a los resultados del presente trabajo, la rotación, carga animal y dieta (forma de pastoreo, nivel, tipo y forma de presentación de ración) son factores a continuar estudiando.

7.2.3.3 Bases totales (Na, K, Ca, Mg)

El sistema de producción modificó la concentración de bases en el suelo, en forma diferencial según la base considerada. El K y Na aumentaron en la zona de servicio, en tanto que el Mg y

Ca no tuvieron diferencias significativas ni entre zonas de las parcelas ni con el testigo, observándose si tendencia a menor contenido de Ca en la zona de pastoreo (Tabla 14). En el suelo con cerdos la rotación y la carga animal no influyeron estadísticamente en el contenido de bases y solo fue significativo el efecto de la zona sobre el K.

Tabla 14. Bases totales, K, Na, Ca y Mg (cmol kg^{-1}) en superficie según zona.

Zona	K	Na	Ca	Mg	BT
I	1.4 a	0.91 a	14.0 a	6.2 a	22 a
II	1.0 b	0.75 ab	13.9 a	5.9 a	22 a
III	0.4 c	0.73 ab	13.0 a	5.7 a	20 a
Testigo	0.7 bc	0.49 b	17.0 a	5.6 a	24 a

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Siendo dominante en el complejo de intercambio el Ca, la concentración de bases en el testigo es similar a la reportada por Barbazán *et al.*, (2007) para suelos con cultivos de Lotus sobre formación Libertad (0,63 cmol kg^{-1} de K, 0,53 de Na, 14,08 de Ca y 3,67 de Mg,) y algo inferior a la reportada por Duran (1991) para perfiles representativos de Brunosoles éutricos sobre formación Libertad (1,1 cmol kg^{-1} de K, 1,0 de Na, 22,7 de Ca y 5,0 de Mg).

Los aumentos de la concentración y variabilidad del K y Na principalmente en la zona de servicio (Figura 29) están relacionados a la mayor excreción animal, pérdida de ración y menor demanda vegetal, pero sin llegar a valores problemáticos de CE ni de salinidad sódica.

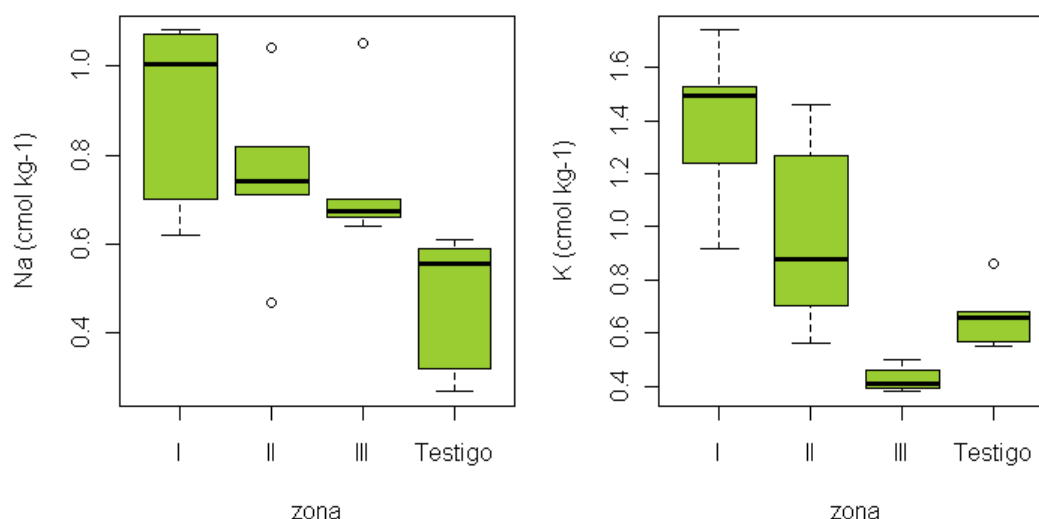


Figura 29. Diagrama de cajas, concentración de Na y K en superficie por zona. (Las cajas representan cuartiles 25 a 75%, la línea dentro de la caja corresponde a la mediana, el círculo los valores fuera del rango típico y las líneas cortas horizontales el máximo y mínimo).

Las concentraciones de K en la zona I son similares a las reportadas por Eriksen y Kristensen (2001) donde luego de 8 meses llegaron a concentraciones máximas de K intercambiable de $1,5 \text{ cmol kg}^{-1}$, en promedio el incremento fue $0,22 \text{ cmol kg}^{-1}$, similar a lo que observamos en la zona II, y encontraron que la concentración disminuía a medida que se alejaban de las instalaciones, sin embargo no encontraron aumentos significativos en el P extractable.

El aumento de Na en la zona de pastoreo indicaría que en esta zona hay una importante deposición de orina, considerando que entre el 80 al 85% del Na excretado por cerdos es vía orina (Hagsten y Perry 1976). El Na intercambiable, por ser un catión débilmente retenido no suele acumularse en suelos de clima húmedo si no existe algún impedimento en el drenaje natural (Duran, 1991). Normalmente la facilidad con que son liberados los cationes, sigue el orden relativo al potencial iónico: Na, K, Mg, Ca. Es decir, el Na es liberado con mayor facilidad y el Ca con menor facilidad en una reacción de intercambio incompleto. El potencial iónico es uno de los factores que influyen en el intercambio catiónico incompleto, pero el sistema de producción de cerdos altera otros factores que hacen que aumente la concentración de Na y K. Entre estos factores podría tener un rol importante las variaciones en la concentración salina externa al complejo de intercambio catiónico en el suelo, inducida por parches de heces y orina. Los coloides son más selectivos cuando la solución se encuentra diluida. A concentraciones bajas disminuye la proporción de los iones monovalentes en el complejo de intercambio, en tanto que aumenta la de los bivalentes.

Otro factor que podría contribuir al incremento de Na es que en algunas especies vegetales es posible que exista una sustitución parcial del K por el Na, especialmente en aquellas funciones vinculadas con el mantenimiento de la presión osmótica (Mills y Jones, 1996; Marschner, 1995). Específicamente, el trébol blanco que es la leguminosa más persistente de la mezcla usada, es categorizado como una especie con características natrofilicas (plantas que absorben el Na y lo transportan hasta sus hojas) por varios autores (Tower y Smith, 1983; Dunlop y Hart, 1987; Marschner, 1995).

A pesar que este tipo de suelo tiene alta capacidad de retener cationes, asociado a la presencia de coloides orgánicos y minerales, y al nivel de MO (Duran, 1991), solo el K y el Ca presentaron tendencia a disminuir en la zona de pastoreo (aunque no difieren estadísticamente de la zona testigo), posiblemente en parte por una redistribución horizontal hacia la zona de servicio al ser capturados por las plantas y éstas consumidas por los cerdos y por el lavado hacia capas profundas del suelo. La redistribución horizontal de K puede ser más importante,

debido a que las pasturas pueden realizar captación de lujo de K (Troeh y Thompson, 2005), siendo probable que esto ocurra en los parches de orina como resultado de la alta concentraciones de K, situación que se daría fundamentalmente en la zona de pastoreo (mayor crecimiento vegetal). En torno a los parches de orina además aumenta la absorción de NO_3 lo que favorecerían captación de K como contraión (Carran 1988, citado por Early *et al.*, 1998).

La disminución del Ca posiblemente se de por arrastre, asociado al NO_3 lixiviado, especialmente en los parches de orina. El Ca y en menor medida el Mg, pueden actuar equilibrando cargas del NO_3 (Holland y Durante 1977, Hogg 1981, Steele *et al.* 1984, Williams *et al.* 1990; citados por Early *et al.*, 1998). Otros autores plantean que es el Mg el portador preferido cuando el NO_3 se lixivia (Archer, 1998, citado por Craighead 2002). La disminución del Ca en la zona de pastoreo está asociada al proceso de acidificación (Figura 30). En suelos agrícolas que contienen Ca proveniente de las rocas originarias (como suelos sobre Formación Libertad), éste domina entre los cationes y la cantidad se refleja en la saturación de arcillas y el pH. Si bien la acidificación es un proceso natural de formación del suelo, se acentúa en sistemas donde existen procesos que generan protones (H^+) en el medio.

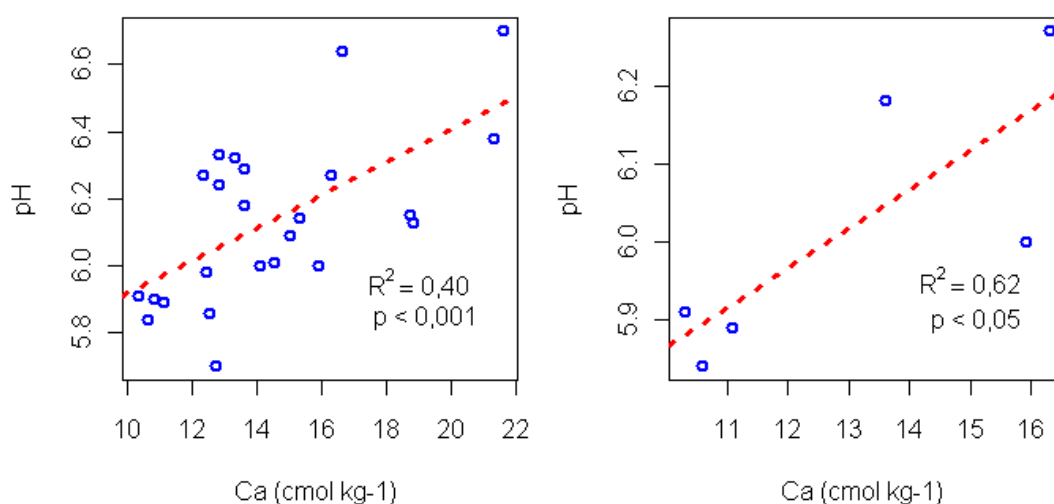


Figura 30. Relación entre la concentración de Ca y el pH para todos los datos (izquierda) y en la zona de pastoreo (derecha).

La modificación en el contenido de Ca puede además alterar la estabilidad de agregados y de la materia orgánica. En presencia de altas concentraciones de Ca, la materia orgánica evoluciona a humus muy estable y polimerizado, que forma complejos firmes y estables con la arcilla. Por lo que el Ca tendría un efecto positivo en la estabilización de la materia orgánica (Sollins *et al.*, 1996). Al mismo tiempo el Ca es más retenido por los ácidos húmicos

que por la montmorillonita, situación inversa a la de otros cationes. En el presente trabajo se observó tendencia a mayor cantidad de C-MOP 200 a mayor contenido de Ca en el suelo y especialmente mayor relación con la fracción más estabilizada (C-MONP) (Figura 31).

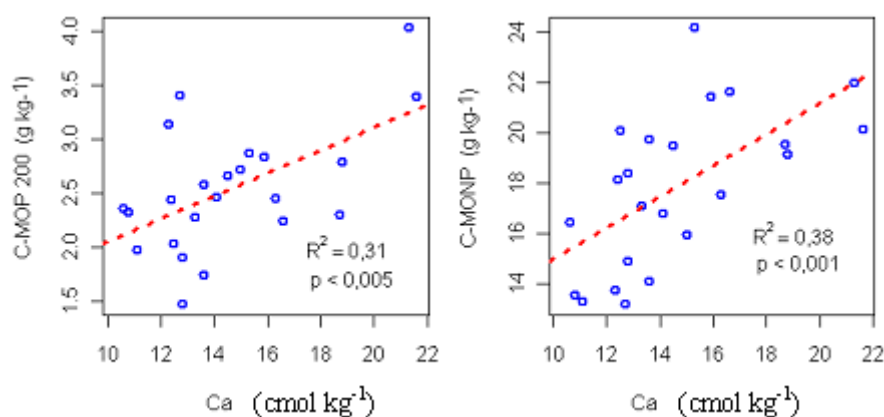


Figura 31. Relación entre el Ca intercambiable del suelo (cmol kg⁻¹) con C-MOP 200 y C-MONP (g kg⁻¹) para todos los datos.

El aumento de Na podría también incidir en la evolución de la MOS y la estructura del suelo. Es un hecho reiteradamente verificado que en presencia de altas concentraciones de Na intercambiable las arcillas se dispersan, deteriorándose la estructura (Duran, 1991).

Otro aspecto relevante en algunas situaciones productivas es el cambio en la proporción de bases. White (2006) señala que excepto en suelos más ácidos y en los más alcalinos las bases están presentes aproximadamente en las siguientes proporciones: Ca 80 %; Mg 15 %, Na + K 5 %. La relación Mg/K es importante porque el Mg puede inducir deficiencia de K en las plantas (McNaught *et al.*, 1973, citado por Craighead 2002). También se ha sugerido deficiencia inducida en sentido contrario, habría mayor probabilidad de deficiencias de Mg si la relación K/Mg intercambiable es cercana a 1:1 y/o la relación Ca:Mg es mayor a 15:1 (Tisdale *et al.* 1993, citado por Brabazán *et al.*, 2007). El material original del suelo del presente trabajo tiene alto contenido de Mg y el sistema casi no lo afectó, pero si afectó el K modificando éstas relaciones (Tabla 15).

Tabla 15. Proporción de bases (%), relación Ca/Mg y Mg/K por zona

Zonas	K	Na	Ca	Mg	BT	Ca/Mg	Mg/K
I	6	4	64	28	100	2,3	4,4
II	5	3	63	27	100	2,4	5,9
III	2	4	65	29	100	2,3	14,3
Testigo	3	2	71	23	100	3,0	8,0

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

En la zona de pastoreo aumentó la relación Mg/K, aumentando el riesgo de deficiencia de K inducida por Mg. En el país no hay establecido niveles críticos de K en suelo, se ha sugerido valores menores a $0,35 \text{ cmol kg}^{-1}$ para suelos muy arcillosos, para la mayoría de los cultivos (Hernández, 1997 citado por Barbazán *et al.*, 2007), o $0,3 \text{ cmol kg}^{-1}$ para texturas más finas que franco arenoso (Perdomo y Cardellino, 2006, citando a Zamalvide y Hernández). Estando la concentración en la zona de pastoreo cerca de dicho límite. En suelos montmorilloníticos, con baja capacidad de reponer K, tan importante como la de aquellos donde predomina la illita (Duran, 1991), esta situación sería más comprometida en el largo plazo.

7.2.3.4 Metales pesados

En el sistema con cerdos hubo al cabo de 12 años un aumento significativo en relación al testigo del Zn extractable pero no del Cu (Tabla 16), lo que podría estar relacionado a entradas reducidas en la ración, al alto contenido de Cu en el suelo, o atribuible al método de extracción. El aumento más pronunciado de las concentraciones de Zn en relación al Cu, concuerdan con lo observado por Zhou *et al.* (2005). La concentración de Zn fue una de las características más variables entre muestras (CV= 66 %), siendo más variable en el área de servicio, en tanto que considerando todos los datos el Cu tuvo baja variabilidad (CV = 8 %).

Tabla 16. Concentración de Zn y Cu extractable (mg kg^{-1}) en superficie, por zona.

Zona	Zn			Cu		
	Promedio	DS	CV (%)	Promedio	DS	CV (%)
I	0,88 a	0,24	28	3,37 a	0,23	7
II	0,57 a	0,15	26	3,25 a	0,22	7
III	0,27 b	0,05	18	3,42 a	0,17	5
Testigos	0,18 c	0,05	29	3,18 a	0,35	11

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Las entradas de Cu y Zn al suelo fueron principalmente por la ración, en tanto las salidas fueron principalmente en productos animales. En el el suelo con cerdos el Zn estuvo altamente correlacionado con el N-NO_3 , P y K y la CE (Figura 32), por lo tanto muy asociado a las excreciones animales y/o pérdida de ración.

Los cerdos eliminan el Cu y Zn en las excreción principalmente vía heces, perdiéndose por la orina una pequeña proporción. En base a los resultados consideramos al patrón de distribución del Zn y P como los que mejor podrían reflejar la distribución de heces dentro de las parcelas.

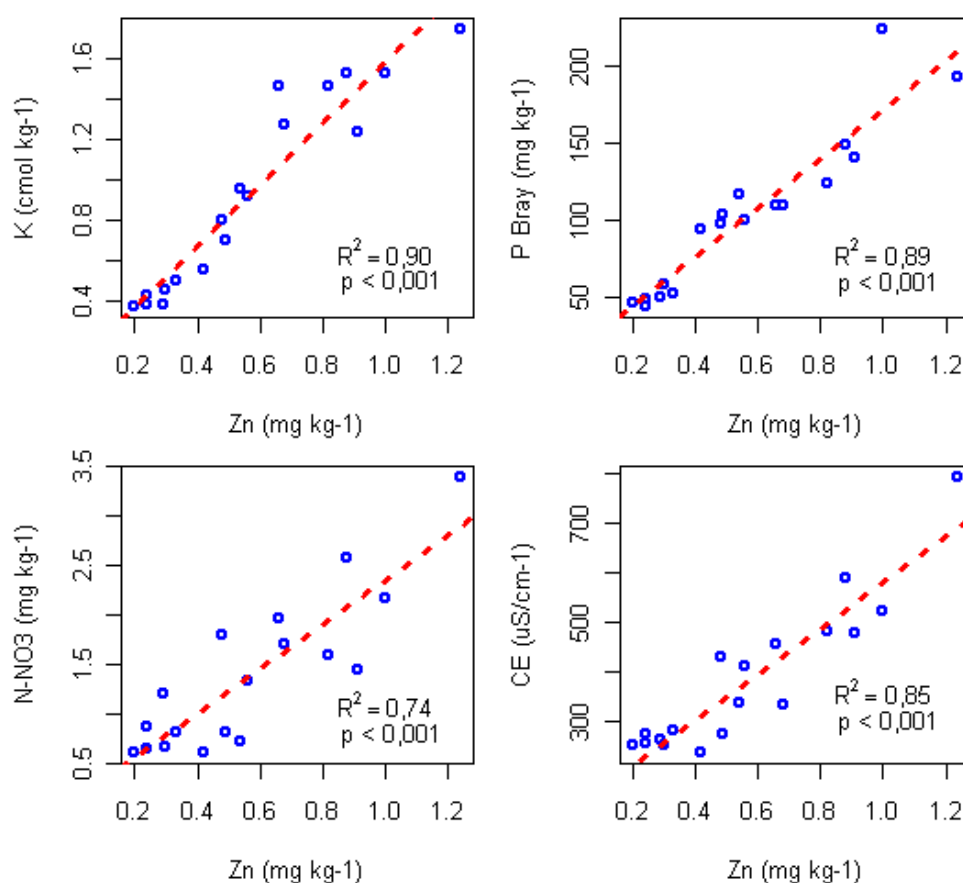


Figura 32. Relación del contenido de Zn con el de K, P Bray, N-NO₃ y CE en superficie (parcelas con cerdos)

La concentración promedio de Zn en la zona I fue la mayor, siendo levemente superior al mínimo nivel recomendado para el cultivo de maíz en Iowa de 0,8 mg kg⁻¹ (Voss *et al.* 1999, citado por Kaspar *et al.* 2004) y similar al promedio de Zn disponible (0,75 mg kg⁻¹) reportado para suelos en cultivos de trébol blanco en la zona Este de Uruguay (Morón, 2004). Por lo que podría considerarse que los niveles de incremento de Zn son poco importantes y eventualmente pueden revertirse rápidamente. En base a los resultados obtenidos el Zn y Cu no son un problema desde el punto de vista de acumulación de metales pesados en el suelo.

El Zn y Cu siendo limitantes de cultivos en varios sistemas de producción a nivel mundial también pueden ser analizados desde el punto de vista de micronutrientes esenciales. En Uruguay son escasos los estudios de micronutrientes asociados a la producción animal. Uno relevamiento realizado por Morón y Baethgen (1998) en cultivos de maíz, mostró que el Zn y el Cu en hoja estaban por debajo del rango de suficiencia planteado por Mills y Jones (1996) en algunos sitios. En base a lo anterior los niveles de incremento por los cerdos a campo de la

concentración de Cu y especialmente de Zn en el suelo, podrían considerarse beneficiosas para los cerdos y la producción vegetal.

7.2.4 Conductividad eléctrica y pH

Como vimos el sistema generó grandes entradas de nutrientes al suelo, afectando la salinidad del mismo. Sin embargo la mayor CE registrada en la zona I (Tabla 17), tuvo valores promedio inferiores a los que podrían considerarse levemente salinos, mayores a $980 \mu\text{S cm}^{-1}$ (USDA, 1999). Aún teniendo en cuenta que niveles moderados de CE pueden ocasionar menores rendimientos vegetales, en ésta zona y en el resto del área los valores de CE indicarían que no habría efectos negativos importantes sobre el crecimiento de los cultivos.

Tabla 17. Valores promedios de conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y pH, por zona, según profundidad del suelo.

Zona	CE (1 : 1)				pH (1 : 2,5)			
	0-15 cm		15-30 cm		0-15 cm		15-30 cm	
I	541	a	571	a	6,1	ab	7,0	a
II	347	ab	340	b	5,9	b	7,0	a
III	263	b	323	b	6,0	b	6,8	a
Testigo	306	b	307	b	6,4	a	6,7	a

Nota: Mediciones en extracto suelo:agua = 1:2,5 para pH y 1:1 para CE. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

La conductividad eléctrica (CE) como resultado del uso y manejo del suelo está generalmente asociados con los cationes Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+ , H^+ o los aniones NO_3^- , SO_4^- , Cl^- , HCO_3^- , OH^- (USDA, 1999). Sin embargo en el sistema de producción estudiado analizando el conjunto de las muestras con cerdos en superficie, la CE estuvo altamente correlacionada con N-NO_3 , K, pero también con Zn y P Bray ($R^2 = 0,89$; $0,78$; $0,84$ y $0,68$ respectivamente, $p < 0,001$). Por lo que el comportamiento de excreciones de los cerdos parece incidir fuertemente también sobre la CE y su distribución espacial.

Al igual que el resto de las variables relacionadas con la carga animal, la CE mostró mayor variabilidad en superficie en la zona I, que en la III (CV= 50 y 14 % respectivamente). La CE en superficie dentro de la zona I tuvo alta correlación con la carga animal ($R^2 = 0,66$) y el C-MOP ($R^2 = 0,7$), siendo en esta zona donde más influyo el contenido de N-NO_3 explicando el 90 % de la variación ($p < 0,001$). En la zona III la CE tuvo menos relación con la carga ($R^2 = 0,56$; con $p < 0,1$) y si bien tendió a aumentar a mayor cantidad de N-NO_3 , P, K y Zn, la correlación con la concentración de estos nutrientes fue baja y en ningún caso significativa.

En profundidad únicamente la zona I mostró incremento de CE en relación al testigo, con valores similares a los encontrados en superficie.

Con respecto al pH fue la característica de menor variabilidad entre el total de muestras (CV = 4 %). En la mayoría de las situaciones se registró baja acidez o ligeramente alcalino ($\text{pH} > 6$) y solo en unas pocas situaciones condiciones moderadamente ácidas (pH 5,7 a 6,0). Aún con esa mínima variación hubo diferencias significativas entre el área con cerdos y el testigo (Tabla 17, Figura 33), siendo estadísticamente diferentes la zona de pasturas sembradas (II y III) con el testigo, manteniéndose de todos modos en torno a los valores promedios reportados por Duran (1991) para los Brunosoles éutricos de pH 6,0 y dentro del rango de pH asociados a praderas subhúmedas (USDA, 1999).

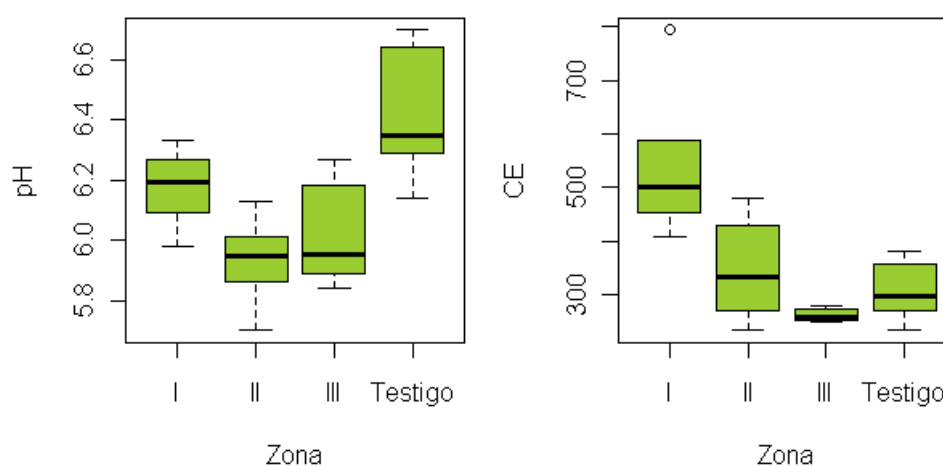


Figura 33. Diagrama de cajas, pH en superficie por zona (izquierda), y CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) en superficie por zona (derecha).

En términos generales el sistema acidificó el suelo, sin llegar a pH problemáticos. Los valores más bajos están por encima de 5,5 valor por debajo del cual serían esperables problemas relacionados al aluminio intercambiable o disponibilidad de micronutrientes.

Las causas de acidificación en suelos de ecosistemas pastoriles han sido atribuidas a procesos que involucran entre otros factores a la exportación de productos animales (Helyar y Porter, 1989; Ridley et al, 1990, citados por Burle *et al.*, 1997), siendo para varios autores la exportación de productos alcalinos más importante en sistemas de pastoreo que en los de cultivo (Coventry y Slattery, 1991, citados por Burle *et al.*, 1997). La acumulación o pérdida de materia orgánica, junto al desbalances en los ciclos del carbono y nitrógeno son unas de las principales causas de acidificación (Helyar y Porter, 1989, citados por Burle *et al.*, 1997;

Tang, 1998). En el sistema bajo estudio todos estos factores tuvieron diferencias importantes entre zonas. En la zona I la reducción de pH fue menor, especialmente en los primeros 5 m del frente de las parcelas (Figura 7). En esta zona el aporte de nutrientes y fundamentalmente el Na parece tener el papel principal, observándose alta correlación del pH con la concentración de Na ($R^2 = 0,89$; $p < 0,01$). Estos resultados irían en el mismo sentido en cuanto a localización a los descritos por Quintern (2005) en un sistema fijo con cerdos en engorde, de un leve incremento en el pH en las áreas de comederos (0,2 pH) y frente de refugios (0,65 pH) comparadas con el testigo sin cerdos. De todas maneras los valores encontrados en términos de cambio de pH son menores, considerando el efecto acumulado de 12 años.

La disminución del pH en la zona de pastoreo frente al testigo, parece relacionarse con procesos vinculados a las pasturas, ciclo del N y exportación (o lavado) de bases. Según Morón (2003) la utilización de fertilizantes nitrogenados que generan amonio, combinado con la utilización de leguminosas puede hacer disminuir el pH. Por otro lado se ha sugerido que en suelos con menor concentración de K (como ocurre en la zona de pastoreo) las leguminosas generan mayor acidez en el suelo, relacionado con aumento de la captación de Ca, Mg y Na que da lugar a un aumento de la concentración en exceso de cationes en las plantas (Tang, 1998). El pH de la zona de pastoreo se correlacionó negativamente con el Nmin ($R^2 = 0,58$; $p < 0,08$) y lineal y positivamente con las BT, fundamentalmente el Ca ($R^2 = 0,69$ $p < 0,05$ y $R^2 = 0,62$ $p < 0,05$ respectivamente). En la zona de pastoreo el pH descendió a mayor cantidad de aportes de materia orgánica, resaltando en este sentido la alta correlación del pH (lineal y negativa) con el Zn y el C-MOP ($R^2 = 0,77$ y $0,63$ respectivamente $p < 0,05$).

7.2.5 Actividad biológica del suelo.

Los cambios en el uso del suelo alteran la abundancia de biomasa y diversidad de su biota. Las comunidades presentes están determinadas por la intensidad del cambio y por la habilidad de los organismos para adaptarse a los mismos, en el largo y corto plazo (Brown et al. 2001, citados por Zervino y Morón, 2003). En este sentido, la RM y el NPM han sido utilizados como indicadores de actividad microbiológica del suelo bajo diferentes manejos. En la tabla 18 se presentan los resultados de incubación del suelo. No hubo diferencias estadísticas en la RM entre el suelo con cerdos y el testigo, aunque se registraron menores tasas en la zona de servicio (Figura 34). Si bien algunos autores plantean que la RM es sensible a las alteraciones producidas por distintas rotaciones de cultivo (Martínez *et al.*, 2008), no encontramos diferencias estadísticas atribuibles a las rotaciones utilizadas, ni a zonas de la parcela.

Tabla 18. Valores de C producido por incubación aeróbica (RM) promedio diario de 46 días ($\text{mg kg}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$), y de nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) incubación anaeróbica por 14 días (N-NO_3 en mg kg^{-1}), por zona.

Zona	RM			NPM		
	Promedio	DS.	CV (%)	Promedio	DS.	CV (%)
I	6,8 a	2,4	36	67,9 ab	7,7	11,3
II	8,6 a	3,1	36	68,0 b	2,2	3,3
III	9,8 a	2,9	30	71,1 ab	3,3	4,6
Testigo	10,1 a	3,3	32	74,0 a	4,1	4,1

Nota: letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Generalmente se asocia el agregado de estiércol (como enmienda orgánica) a incrementos en la cantidad de C en el suelo y promotor de la actividad biológica. Sin embargo en el sistema con cerdos hubo efectos contrapuestos, a mayor cantidad de estiércol (más carga animal) tenemos mayor compactación y menor aporte de las pasturas. Por lo que se afecta la cantidad y calidad de materiales orgánicos aportados al suelo, que son determinantes de la RM (Martínez *et al.*, 2008), así como se ven afectados los organismos que los respiran y sus condiciones ambientales. La zona de servicio si bien recibe aporte de materia orgánica de excreciones y pérdida de ración, disminuyen los aportes de las forrajeras, sumado a la mayor compactación que perjudica las condiciones ambientales de los microorganismos aeróbicos.

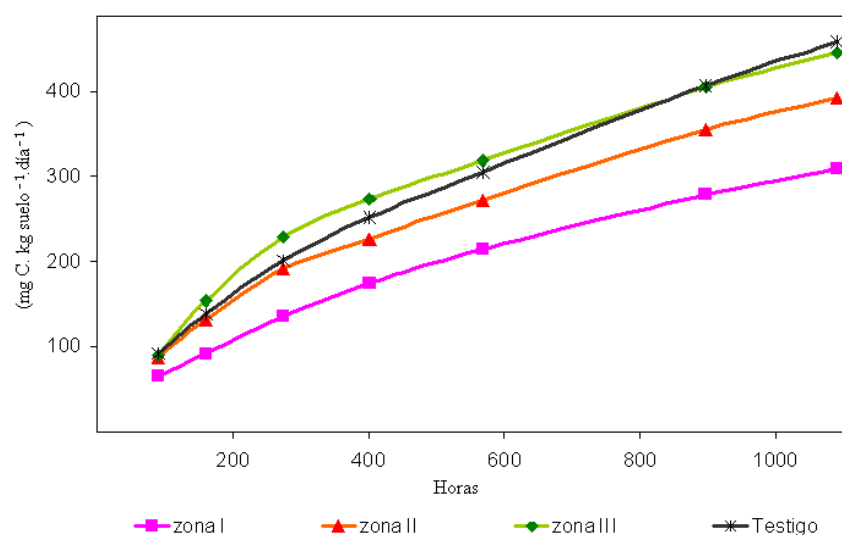


Figura 34. Evolución de C producido mediante incubación aeróbica

Considerando que las muestras fueron tomadas de pasturas viejas (con poca oferta forrajera) y que la población de microorganismos en el suelo es mayor en la vecindad de las raíces (la incubación aeróbica fue realizada “*in vitro*” sin plantas) la diferencia entre zona de servicio y la de pastoreo en condiciones de campo podrían ser más importantes. Por otro lado es

significativo que en la zona de pastoreo la RM se correlacionó lineal y negativamente con la RP y DA, aumentando respiración en zonas menos compactadas, y también se correlacionó lineal y positivamente con Zn, PBray, K y NO_3 asociados a las excreciones animales.

En el área de servicio se observaron los valores más bajos de NPM, encontrándose diferencias estadísticamente significativas solo entre la zona II y el testigo. Si bien las tendencias fueron similares, la correlación entre RM y NPM fue baja en todas las zonas. No se observó efectos significativos asociados a las rotaciones usadas. Morón (2003) destaca que al NPM, fue uno de los indicadores de calidad del suelo más sensible para detectar los diferentes efectos del uso y manejo del suelo en rotaciones largas cultivos-pasturas. No encontramos trabajos que analicen NPM con cerdos a campo para comparar. Los valores de NPM promedios, tanto por zona como para el testigo (Tabla 18), son intermedios entre los reportados por Echeverría *et al.* (2000) para suelos bajo pastura (82 mg kg^{-1}) y con manejos agrícolas (55 mg kg^{-1}), para suelos del sudeste de Buenos Aires. Estos resultados refuerzan la idea de que el sistema evaluado tiene poco potencial para liberar N para eventuales cultivos siguientes.

Varios trabajos plantean una alta correlación lineal entre el NPM y la materia orgánica más reciente. Morón y Sawchik (2003) encontraron alta correlación entre el NPM y el C-POM 212, mayor a la encontrada con C-POM 53 y C-MAOM, sugiriendo que el nitrógeno orgánico más lábil está en esta fracción. Fabrizzi *et al.* (2003) también encontraron alta correlación entre NPM y POM y sus fracciones, en suelos cultivados. Sin embargo en nuestro trabajo el NPM del suelo con cerdos no se correlacionó con ninguna de estas variables. En la zona de pastoreo el NPM se correlacionó lineal y negativamente ($p < 0,05$) con P Bray y K ($R^2 = 0,71$ y $0,66$ respectivamente), relación inversa a la encontrada para la RM. El aumento de estos nutrientes acumulados está correlacionado a la carga animal, implicando mayor pisoteo y mineralización de MO, lo que podría haber disminuido las fuentes potenciales de N.

Los indicadores de actividad biológica usados no fueron muy sensibles a las diferentes situaciones de manejo, quizás debido a la gran heterogeneidad espacial que implica el pastoreo de cerdos y a los efectos opuestos de la carga animal en relación al aporte de residuos orgánicos, mineralización de la MO y compactación del suelo.

8 CONCLUSIONES

El sistema de producción de cerdos a campo implementado durante 12 años, produjo modificaciones importantes en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Factores principalmente vinculados al manejo animal y por otro lado a la capacidad de recepción y moduladores del ambiente condicionaron el proceso de contaminación y degradación del suelo. Las principales acciones impactantes fueron pisoteo, hozado, pérdida de ración de los comederos y las deyecciones animales. Las que dependen fundamentalmente del sistema de pastoreo (como la combinación de animales, plantas, suelo y otros componentes ambientales y los métodos de pastoreos) y del suministro de ración (nivel, calidad y forma de presentación).

La mayoría de los cambios fueron influenciados por la carga animal. Comparando los impactos acumulados, con los daños y cargas mencionados en la bibliografía internacional para cerdos al aire libre, pensamos que los impactos son inferiores debido a que el sistema utilizó cargas bajas. Esto permitió una relativa alta cobertura vegetal y considerable producción de forraje, posibilitando entre otras cosas reducir el uso de ración.

Las dos rotaciones analizadas se diferenciaron levemente en parámetros relacionados al ciclo del nitrógeno, estando los impactos en el suelo espacialmente más relacionados a las zonas de manejo dentro de las parcelas. La zona I fue la más afectada, seguida por la zona II que presenta valores intermedios, y los menores impactos se ubicaron en la zona de pastoreo.

En relación a las distintas variables de respuesta, el sistema ocasionó deterioro de las propiedades físicas del suelo en toda el área. Los daños por compactación en superficie fueron leves. El daño fue mayor en la zona sin laboreo del área de servicio, coincidiendo con la zona de mayor concentración de nutrientes y menor cobertura vegetal, por lo que al incrementar el flujo de agua sobre el suelo aumenta el riesgo de contaminación de aguas superficiales y de erosión. En profundidad la zona I continua siendo la más compactada, en tanto la zona de pastoreo no difiere del testigo en la capa subsuperficial (20-24 cm), pero a mayor profundidad (30 a 50 cm) se observó una leve tendencia a mayor RP del suelo con cerdos.

Los principales cambios en la composición química del suelo estuvieron dados por la disminución del carbono en todas las zonas e incremento de los nutrientes particularmente en la zona de servicio. El COS se redujo en forma significativa en el promedio de las zonas con

cerdos, 18 % comparado con el testigo en superficie (0-15 cm) y 17 % en profundidad, estando altamente correlacionado a la disminución del C-MONP y sin una clara distribución espacial. De todas formas se observó que en algunas áreas del suelo con cerdos con bajas cargas aumentó el COS, lo que deja abierta la posibilidad de estudiar manejos que profundicen este aspecto.

Los cambios químicos del suelo estuvieron asociados a la carga animal, pérdida de ración, crecimiento vegetal y el comportamiento de excreciones de los animales. De los elementos químicos estudiados, el N y P fueron los más afectados por los cerdos a campo, siendo los más sensibles para evidenciar problemas de contaminación. Si bien en términos generales hubo disminución en la concentración de bases, se incrementó el Na y K fundamentalmente en el área de servicio. Los aumentos de N, P y K en la zona sin laboreo del área de servicio estuvieron asociados al aumento de la CE. De los metales pesados estudiados el Zn aumentó su concentración en el suelo, estando de todas formas muy por debajo de niveles considerados problemáticos, por lo tanto más que un problema podría ser una ventaja desde el punto de vista de fertilidad del suelo, especialmente en suelos donde el Zn es un nutriente limitante.

Los resultados sugieren que la producción de cerdos a campo si bien tiene un alto potencial de generar problemas en el ambiente biofísico por malas prácticas de manejo, también podría en situaciones particulares mejorar algunas de las características agronómicas de los suelos, siendo necesario más estudios al respecto.

9 PERSPECTIVAS Y SUGERENCIAS.

9.1 MEDIDAS DE MANEJO SUGERIDAS PARA MITIGAR ASPECTOS NEGATIVOS DEL SISTEMA.

En base a los resultados obtenidos y discusión realizada, es posible plantear algunas líneas de trabajo que podrían ser exploradas y aportar elementos para repensar algunas medidas de manejo del sistema desarrollado en el CRS. Según Vadell (1999) las premisas básicas consideradas en la definición del modelo de producción de cerdos creado en el CRS fueron, factibilidad de ser adoptado por la mayoría de los productores, mínima inversión, que los productores logren su continuidad a lo largo del tiempo, bajos costos operativos, mejorar parámetros productivos, respetar el comportamiento animal, mínima agresión al ambiente e integrar el rubro porcino a otros rubros de producción. Para esto se trabajó con los criterios de máximo uso de pasturas como alimento, instalaciones de muy bajo costo y uso de mano de obra familiar (Vadell, 2005). Compartiendo estos objetivos y criterios, planteamos prestar especial atención para la sustentabilidad de la producción de cerdos a campo, al ajuste de carga animal y la movilidad acorde al los recursos biofísicos disponibles.

Considerando que los impactos medidos fueron relativamente leves y podrían minimizarse aún más mejorando varios aspectos del sistema, es viable considerar que las cargas manejadas son inferiores, aunque cercanas al límite máximo deseable. Dada la distribución de impactos registrada, la movilidad del sistema es otro factor clave para minimizar efectos degradantes sobre el medio y potencializar los positivos. La carga y movilidad del sistema tiene implicancias en la elección del lugar, la definición del área de servicio, tipo de dieta, pasturas y la rotación a usar entre otras medidas. Por ejemplo los criterios para elegir el lugar donde instalar un criadero a campo con base forrajera en Uruguay según Vadell (1999) son básicamente sitios no inundables, con pendientes moderadas y suelos agrícolas. En base a los resultados y experiencia en otros países aún con cargas moderadas en sistemas con áreas de servicio semipermanentes, la actividad de producción de cerdos a campo parece potencialmente contaminante de aguas por N y P, con riesgo creciente a mayor tamaño de rodeo y áreas fijas de servicio. Por lo que la localización debería considerar además el grado de vulnerabilidad de las fuentes de aguas cercanas, y valorar la localización (especialmente de la zona de servicio) dentro del predio en función de la ubicación de tomas de agua. En

sistemas con área de servicio fija, dada la concentración de nutrientes y compactación debería haber un diseño para manejar el agua de escorrentía, que contemple al menos esta zona.

El manejo de la dieta es otra de las claves para la rentabilidad económica del sistema y reducir la pérdida de nutrientes al ambiente. Manteniendo el criterio principal de elección de especies a incluir o favorecer en la pastura, centrado en las características económico-nutricionales de la forrajera, parecería necesario introducir alguna gramínea en la mezcla forrajera con capacidad de reciclar N, al tiempo que permitiría aprovechar el efecto beneficioso para la estructura del suelo del sistema radicular de las mismas. Pensando en minimizar los excedentes de nutrientes aportados al medio y reducir los costos de alimentación, es necesario ajustar la dieta de los cerdos teniendo en cuenta el aporte de las pasturas y considerar muy especialmente las necesidades animales en pastoreo de proteína y P. Para lo cual es imprescindible profundizar en el estudio sobre el uso de pasturas en la dieta de los cerdos y requerimientos de pastoreo de los genotipos utilizados. Considerando que los altos niveles de nutrientes en el suelo en la zona de servicio se deban entre otros factores a pérdidas considerables de ración desde los comederos, parece necesario evaluar diferentes tipos de comederos, incluyendo la forma de presentación de la ración.

Los trabajos sobre posdestete en el CRS han confirmado la viabilidad de realizar el posdestete a campo, resaltando los buenos resultados productivos y la muy baja mortalidad de lechones (Barlocco *et al.*, 1999). Este destete basado entre otras aspectos en mantener la camada como una unidad productiva luego de destetada, utilizar el mismo alimento concentrado que fue suministrado durante la lactancia a los lechones y el aporte de pasturas a voluntades, es sin duda una fortaleza del sistema en términos productivos. Por otro lado ésta categoría tiene un fuerte impacto en la generación de excesos de nutrientes y daño de cobertura vegetal. Siendo una categoría que cosecha poco forraje, sería razonable estudiar destinar las pasturas de mayor edad para el posdestete, dilucidando que tan importante es al aporte de pastura de calidad para esta categoría. Realizando el posdestete sobre pasturas viejas y ubicando los comederos en la zona de pastoreo, resultaría en una mejor distribución de nutrientes. Esta medida mejoraría los aspectos ambientales y no requeriría mayores inversiones, eventualmente tendría escaso incremento de costos y tiempo de trabajo.

9.2 IMPLICANCIAS PARA FUTUROS ANÁLISIS RELATIVOS AL SUELO.

Los resultados reafirman lo planteado por Watson *et al.*, (2003) en el sentido de que la distribución espacial de nutrientes (e impactos físicos y biológicos) observada con cerdos a campo, debe considerarse en el diseño de muestreos para el análisis del suelo.

En relación a las variables analizadas la RP y P Bray fueron las más sensibles a cambios de manejo e indicadoras de problemas ambientales. La RP es más fácil y rápida de medir que la DA, pero tiene la desventaja que requiere equipos específicos (penetrómetro) y tiene fuerte dependencia con la humedad del suelo. De todos modos es posible identificar límites claros en los que se pasa de una situación ambiental a otra, se pueden realizar muchas mediciones rápidamente, y permite identificar cambios tendenciales. Desde el punto de vista de los nutrientes los sistemas de cerdos a campo son generalmente excedentarios. En suelos similares a los del presente trabajo el contenido de P Bray, parece la variable más relevante para detectar cambios de manejo en el largo plazo y nitrógeno en el corto plazo.

Dada la existencia de multiplicidad de factores que controlan el balance de materia orgánica del suelo, y como los manejos que modifican el COS afectan a su vez directa o indirectamente otras características fisicoquímicas, varios autores han planteado su uso como indicador de calidad del suelo (Bautista *et al.*, 2004). Sin embargo, en el presente trabajo las variaciones del COS no parecen un buen indicador del efecto diferencial de los manejos sobre el suelo relacionados a los cerdos a campo. Analizar la MOP podría ser una alternativa, sin embargo aún hay relativamente pocos estudios en este sentido.

El pH por ser rápido y económico, podría ser un indicador interesante para descartar situaciones extremas, pero dado que los valores del pH en los suelos cultivados sufren importantes oscilaciones en el tiempo mayores a la diferencia encontrada entre zonas del suelo con cerdos, pensamos no sería un buen indicador en situaciones no extremas. La CE siendo también de análisis rápido y económico tuvo mayor variabilidad frente a los cambios de manejo y mayor correlación con la acumulación de nutrientes que el pH.

Esperamos que este trabajo contribuya para analizar posibles impactos antes de una intervención antrópica, monitorear impactos de las mismas o ayudar a identificar puntos críticos en relación al manejo sostenible de los recursos.

10 BIBLIOGRAFÍA.

Aarnink, A.J.; Verstegen, M.W. 2007. Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livestock Science*, 109: 194-203.

Andresen, N.; Redbo, I. 2007. Foraging behaviour of growing pigs on grassland in relation to stocking rate and feed crude protein level. *Applied Animal Behaviour Science*, 62: 183-197.

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. *RIA*, 32 (3): 27-56.

Ausilio, A.; Besson, P.; Durán, D.; Bauza, F.; Men, G. 2007. Efecto de la producción porcina a campo sobre algunas propiedades del suelo. *Revista Agromensajes*. Universidad Nacional de Rosario. Facultad de Ciencias Agrarias. N° 23.

Barlocco, N.; Vadell, A.; Monteverde, S.; Primo, P. 1999. Comportamiento Productivo y mortalidad de lechones en el posdestete a campo. Universidad Central de Venezuela. *Revista de Ciencias Veterinarias*, 40 (4): 201-206.

Barlocco, N.; Vadell, A.; Tommasino, H.; González, A.; Rodríguez, D.; Castro, G.; Lozano, A. 1998. La Producción de Cerdos en Montevideo Rural. Grupo Interdisciplinario de Estudios y Extensión en Producción Porcina, e IMM (Unidad de Montevideo Rural). Facultad de Agronomía. 48 p.

Barbazán, M.; Ferrando, M.; Zamalvide, J. 2007. Estado nutricional de *Lotus corniculatus* L. en Uruguay. *Agrociencia*, 11 (1): 22-34.

Bautista, A.; Etcheveres, J.; del Castillo, R.; Gutierrez, C. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas*. 8 (2): <http://www.aeet.org/ecosistemas/042/revision2.htm> (consultado agosto 2011)

Baxter, C.A.; Joern, B.C.; Ragland, D.; Sands, J.S.; Adeola, O. 2003. Waste Management. Phytase, high-available-phosphorus corn, and storage effects on phosphorus levels in pig excreta. *J. Environ. Qual.*, 32: 1481-1489.

Benfalk, C.; Lindgren, K.; Lindahl, C.; Rundgren, M. 2005. Mobile and stationary system for organic pigs animal behaviour in outdoor pens. Paper presentado a Researching Sustainable Systems- International Scientific Conference on Organic Agriculture. Adelaide. Australia. En : http://orgprints.org/4313/04/4313-Benfalk_etal_4p_revised-ed.pdf (consultado agosto 2011)

Berger, F. 1996. Historique, développement et résultats techniques de l'élevage des truies plein air en France. En: I Simposio sobre Sistemas de Suínos Criados ao Ar Livre (SISCAL) Concordia Brasil, pp 1-13.

Bioland. 2009. http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/file/bioland/qualitaet_richtlinien/Bioland_Standards_2009-04-27.pdf (consultado agosto 2011)

- Blake, G.R.; Hartge, H.K. 1986. Bulk Density. In A. Klute, (Ed). Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2° ed. ASA and SSSA, Madison WI. pp 363-375.
- Bornett, H.L.; Edge, H.L.; Edwards, S.A. 2003. Alternatives to nose-ringing in outdoor sows. The provision of a sacrificial rooting area. Applied Animal Behaviour Science, 83: 267-276.
- Braund, J.P.; Edwards, S.A.; Riddoch, I.; Buckner, L.J. 1998. Modification of foraging behaviour and pasture damage by dietary manipulation in outdoor sows. Applied Animal Behaviour Science, 56: 173-186.
- Bray, R.H.; Kurtz, L.T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphate in soils. Soil Sci, 59: 39-45.
- Brunori, J. 2008. Sistemas de producción a campo. Cambios cualitativos para afrontar las transformaciones de la cadena de valor porcina. En: <http://www.inta.gov.ar/mjuarez/info/documentos/Porcinos/sistcampo0108.pdf> (consultado agosto 2011)
- Brunori, J.; Spiner, N. 2008. Sistema intensivo de producción de cerdos a campo en combinación con agricultura. Grupo Porcino. INTA Marcos Juárez. En: www.inta.gov.ar/mjuarez/info/documentos/Porcinos/sist_int_campo08.pdf (consultado agosto 2011)
- Brunori, J.; Spiner, N.; Franco, R.; Panichelli, D.; Masiero, B. 2004. Productividad de la cerda según el encierre previo al parto. En <http://www.inta.gov.ar/mjuarez/info/documentos/Porcinos/producerda04.htm> (consultado agosto 2011)
- Cambardella, C.A.; Elliot, E.T. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J., 56: 777-783.
- Caminotti, S. 1998. La Sustentabilidad en el marco del sistema productivo Agrícola-Porcino. En: www.sian.info.ve/porcinos/eventos/fericerdo1998/santiago.htm (consultado agosto 2011)
- Campagna, D.; Somenzini, D.; Zapata, J. 2005. Caracterización de los principales componentes de los sistemas de producción de cerdos a campo en argentina. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Rosario. Agromensajes. N° 16. En: www.fcagr.unr.edu.ar/Extension/Agromensajes/16/2AM16.htm (consultado agosto 2011)
- Campagna, D.; Silva, P.; Figueroa Massei, E.; Valacco L. 2007. Efecto de la estación del año sobre los lechones nacidos vivos y la tasa de parición en un sistema porcícola a campo en Argentina. Agrociencias, Volumen Especial. IX Encuentro de Nutrición y Producción de Animales Monogástricos. pp 71-74.
- Canh, T.T.; Verstegen, M.W.A.; Aarnink, A.J.A.; Schrama, J.W. 1997. Influence of Dietary Factors on Nitrogen Partitioning and Composition of Urine and Feces of Fattening Pigs. Journal of Animal Science, 75 (3): 700-706.
- CE. 1999. Reglamento (CE) No 1804/1999 del CONSEJO. <http://www.mapa.es/desarrollo/pags/LEGISLACION/mambiente/reglamento1804-1999.pdf> (consultado agosto 2011)
- Cerana J.; Wilson, M.G.; Pozzolo, O.; Battista, J.J.; Rivarola, S.; Díaz, E. 2005a. Relaciones matemáticas entre la resistencia mecánica a la penetración y el contenido hídrico en un

vertisol. En VII Jornadas de investigación en la zona no saturada del suelo. Samper Calvete y Paz González (eds.). pp 159-165.

Cerana J.; Wilson, M.G.; Pozzolo, O.; Battista, J.J.; Rivarola, S.; Arias, N.; Banchemo, A.C.; Sione, S. 2005b. Determinación de las Condiciones Físicas de los Vertisoles, Orientadas al Manejo Sustentable con la Siembra Directa. En: Seminario Internacional de Indicadores de Calidad de Suelo. Marcos Juárez, Argentina.

Ciganda, V.S.; La Manna, A.F. 2009. Acumulación y distribución de nutrientes en suelos de potreros sacrificio en predios lecheros de Uruguay. 32º Congreso de la Asoc. Argentina de Producción Animal (AAPA), Malargüe, Mendoza-Argentina, 13 al 15 de Octubre 2009. INIA, Poster N° 147. <http://www.inia.org.uy/online/site/publicacion-ver.php?id=1997> (consultado agosto 2011)

Craighead, M. 2002. The impact of fertiliser magnesium and potassium on the seasonal herbage Mg concentration of some South Island dairy pastures. *Agronomy New Zealand*, 32-33: 84-93.

Cuellar, P. 1997. Alimentación no convencional de cerdos mediante la utilización de recursos disponibles en diferentes zonas agroecológicas. En: Memorias I Jornada de Producción Animal Sostenible. Corporación Universitaria de Santa Rosa De Cabal-Fundación CIPAV. Santa Rosa de Cabal, 29 y 30 de mayo.

Cuevas, B.J.; Dorner, F.J.; Ellies Sch, A. 2004. Elementos de física y mecánica para evaluar la sustentabilidad de suelos agrícolas. *R.C. Suelo Nutr. Veg.*, 4 (2): 1-13.

Daddow, R.L.; Warrington, G.E. 1983. Growth-limiting soil bulk densities as influenced by soil texture. Watershed Systems Development Group, Report. USDA Forest Service. Fort Collins, Colorado. USA. 17p.

Dalla Costa, O.A.; Girotto, A.F.; Ferreira, A.S.; De Lima, G.J.M. 1995. Análise econômica dos sistemas intensivos de suínos ao ar livre (SISCAL) e confinados (SISCON), nas fases de gestacão e lactacão. *Rev. Soc. Bras. Zootec.*, 24 (4): 615-622.

Dalla Costa, O.A. 1998. Sistema intensivo de suínos criados ao ar livre - SISCAL: manejo, índices de produtividade, custo de implantação e produção -EMBRAPA-CNPSA. I Encuentro de Producción de cerdos a campo. En: <http://sian.info.ve/porcinos/> (consultado agosto 2011)

Dalla Costa, O.A.; Diesel, R.; CoelhoLopes, E.J.; Cunha Nunes, R.; Holdefer C.; Colombo, S. 2002. Sistema intensivo de suínos criados ao ar Livre– SISCAL. BIPERS Boletim Informativo Pesquisa & Extensão, EMBRAPA- EMATER/RS. Año 9, N° 13. 68 p.

Dambreville, C.; Hénault, C.; Bizouard, F.; Morvan, T.; Chaussod, R.; Germon, J.C. 2006. Compared effects of long-term pig slurry applications and mineral fertilization on soil denitrification and its end products (N₂O, N₂). *Biology and Fertility of Soils*, 42 (6): 490-500.

Dewis, J.; Freitas, F. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. FAO. Roma. Boletín sobre suelos N° 10. pp. 36-57.

Dichio L.; Campagna, D. 2007 Caracterización de la vegetación sometida a diferentes cargas de porcinos. Resultados preliminares. Volumen Especial, IX Encuentro de Nutrición y Producción de Animales Monogástricos. Agrociencias, 87-92.

DIEA, 2003. Producción de cerdos en Uruguay. Contribución a su conocimiento. MGAP-Dirección de Investigaciones Económicas Agropecuarias. Montevideo. Uruguay. 19 p.

DIEA. 2007. Encuesta Porcina 2006. MGAP-Dirección de Investigaciones Económicas Agropecuarias. Montevideo. Uruguay. 81 p.

DNM. Dirección Nacional de Meteorología. <http://www.meteorologia.gub.uy/index.php/caracteristicas-climaticas> (consultado agosto 2011)

Dourmad J.; Jondreville C. 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pigmanure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science*, 112: 192-198.

Draghi, L.M.; Botta, G.F; Balbuena, R.H.; Claverie, J. A.; Rosatto, H. 2005. Diferencias de las condiciones mecánicas de un suelo arcilloso sometido a diferentes sistemas de labranza. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9 (1): 120-124.

Duran, A. 1991. Los suelos del Uruguay. Ed Agropecuaria Hemisferio Sur. 2º edición. 398 p.

Early, M.S.B.; Cameron, K.C.; Fraser, P.M. 1998. The fate of potassium, calcium, and magnesium in simulated urine patches on irrigated dairy pasture soil. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, (41): 117-124.

Echeverría, H.E.; San Martín, N. F.; Bergonzi, Y. R. 2000. Métodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia del Suelo*. 18 (1): 9-16.

Edwards, S.A.; Zanella, A. J. 1996. Produção de suínos ao ar livre na Europa: produtividade, bem-estar e considerações ambientais. *A hora Veterinária*, 16 (93): 86-93.

Edwards, S.A. 1998. Environmental damage risks from outdoor pig production. In: *Symposium Environment and Swine Production (Goiana). Proceedings. Goiania.*

Edwards, S.A. 2003. Intake of nutrients from pasture by pigs. *Proceeding of the Nutrition Society*, 62: 257-265.

Edwards, S.A. 2005. Product quality attributes associated with outdoor pig production. *Livestock Production Science*, 94: 5-14.

Elliott, H.A.; Brandt, R.C.; O'Connor G.A. 2005. Runoff Phosphorus losses from surface-applied biosolids. *J. Environ. Qual.*, 34: 1632-1639.

Eriksen, J. 2001. Implications of grazing by sows for nitrate leaching from grassland and the succeeding cereal crop. *Grass & Forage Science*, 56 (4) 317-322.

Eriksen, J.; Kristensen, K. 2001. Nutrient excretion by outdoor pig: a case study of distribution, utilisation and potential for environmental impact. *Soil Use and Management*, 17: 21-29.

Eriksen, J.; Petersen, S.O.; Sommer, S.G. 2002. The fate of nitrogen in outdoor pig production. *Agronomie*, 22: 863-867.

Eriksen, J. 2005. Grass cover retained by nose-ringing of outdoor sows only partially reduces the risk of N leaching. Newsletter from Danish Research Center for Organic Farming. DARCOFenews. N° 3. En: <http://orgprints.org/6133/> (consultado agosto 2011)

Eriksen, J.; Hermansen, J.E. 2005 Outdoor production of slaughterpigs requires an optimized management to mitigate N pollution. Newsletter from Danish Research Center for Organic Farming. DARCOFenews. N° 2. En: <http://orgprints.org/5482/> (consultado agosto 2011)

Eriksen, J.; Studnitz, M.; Strudsholm, K.; Kongsted, A. G.; Hermansen, J. E. 2006a. Effect of nose ringing and stocking rate of pregnant and lactating outdoor sow on exploratory behaviour, grass cover and nutrient loss potential. *Livestock Science*, 104: 91-102.

Eriksen, J.; Hermansen, J. E.; Strudsholm, K.; Kristensen, K. 2006b. Potential loss of nutrients from different rearing strategies for fattening pigs on pasture. *Soil Use and Management*, 22 (3): 256-266.

Evans, R. 2004. Outdoor pigs and flooding: An English case study. *Soil Use and Management*, 20 (2): 178-181.

Echeverria, H.E.; San Martin, N.F.; Bergonzi, Y.R. 2000. Metodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia del Suelo*, 18 (1): 9-16.

FAO. 2008. Perspectivas alimentarias. Análisis del mercado mundial. <http://www.fao.org/docrep/011/ai466s/ai466s08.htm> (consultado agosto 2011)

Foladori, G. 2005. Cinco falacias sobre la crisis ambiental. En: Foladori, G. ed. Por una sustentabilidad alternativa. Montevideo. Colección CABICHUI, REL-UITA y Doctorado en Estudios del Desarrollo, Universidad Autónoma de Zacatecas. pp 37-45.

Foladori, G.; Tommasino, H.; Pierri, N.; Taks, J.; Chang, M. 2005. Tres tesis básicas ocultas en la cuestión ambiental. En: Foladori, G. ed. Por una sustentabilidad alternativa. Montevideo. Colección CABICHUI, REL-UITA y Doctorado en Estudios del Desarrollo, Universidad Autónoma de Zacatecas. pp 77-87.

Fontaine, S.; Mariotti, A.; Abbadie, L. 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry*, 35 (6): 837-843.

Galantini, J.A.; Suñer, L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: Análisis en los suelos de la Argentina. *Revisión. AgriScientia*, 25 (1): 41-55.

Galvão, D. 1998a. Sistema intensivo de suínos criados ao ar livre- IAPAR. En: 1º Encuentro de Producción de Cerdos a Campo. Marcos Juárez. Argentina.

Galvão, D. 1998b. Avaliação do efeito do pisoteio rotativo dos suínos sobre as propriedades físicas e químicas do solo em diferentes lotações e forrageiras. En: Memorias del Primer Encuentro de Técnicos del Cono Sur Especialistas en Sistemas Intensivos de Producción Porcina a Campo. Argentina. En: <http://www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/encuentros/Galvaoleite.htm> (consultado agosto 2011)

Galvão, D.; Dalla Costa, O.A.; Vargas, G.A.; de Souza Milleo R.D.; da Silva, A. 2001. Análise econômica do sistema intensivo de suínos criados ao ar livre. *Rev. Bras. Zootec.*, 30 (2): 482-486.

García de Souza, M.; Alliaume, F.; Mancassola, V.; Dogliotti, S. 2011. Carbono orgánico y propiedades físicas del suelo en predios hortícolas del sur de Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 15 (1): 70-81.

García Préchac, F. 1998. Siembra directa en pasturas. En: <http://www.rau.edu.uy/agro/uepp/siembra5.htm> (consultado agosto 2011)

García, F. 2003. Propiedades físicas y erosión en los trabajos de larga duración de La Estanzuela. En: INIA, Serie Técnica 134. 40 años de rotaciones agrícolas ganaderas. 19-24 pp.

Gómez Orea, D. 1997. La ecoauditoría como complemento a la evaluación de impacto ambiental. In: Avances en evaluación de impacto ambiental y ecoauditoría. Peinado M. y Sobrini I.(eds.), Madrid. Cap. 16, pp. 293-305.

González, C.; Díaz, I.; Vecchionacce, H.; Novoa, L. 2000. Potencialidad de producción de cerdos a campo en Venezuela. En: II Encuentro Latinoamericano de Especialistas en Sistemas de Producción Porcina a Campo. En: <http://www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/encuentros/gonzalezzeivone.htm> (consultado agosto 2011)

González, C.; Tepper, R. 2003. Caracterización de los Sistemas de Producción Porcina en Venezuela. En: III Encuentro Latinoamericano de Especialistas en Sistemas de Producción Porcina a Campo. Argentina 2003. En: <http://sian.info.ve/porcinos/> (consultado agosto 2011)

Graetz, D.A.; Nair, V.D.; Portier, K.M.; Voss, R.L. 1999. Phosphorus accumulation in manure-impacted Spodosols of Florida. *Agric. Ecosyst. & Environ.*, 75(1-2): 31-40.

Gustafson, G.M. 2000. Barley as catchcrop of soil nitrógeno after grazing sows. En: Ecological Animal Husbandry in the Nordic Countries. Proceedings from NJF-seminar No. 303. Horsens, Denmark 16-17 September 1999. (Eds.) Hermansen, Lund y Thuen. DARCOF, Report N° 2. pp 29-34.

Guy, J.H.; Rowlinson, P.; Chadwick, J.P.; Ellis, M. 2002. Health conditions of two genotypes of growing-finishing pig in three different housing systems: implications for welfare. *Livestock Production Science*, 75: 233-243.

Hagsten, I; Perry, T.W. 1976. Evaluation of dietary salt levels for swine II. Effect on blood and excretory patterns. *J. Anim. Sci.*, 42 (5): 1191-1196.

Hao, X.; Zhou, D.; Huang, D.; Zhang, H.; Wang, Y. 2007. The growth and Cu and Zn uptake of pakchois (*Brassica chinesis* L.) in an acidic soil as affected by chicken or pig manure. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 42 (8): 905-912.

Hamza, M.; Anderson, W. 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research*, 82(2): 121-145.

- Hanrahan, L.P.; Jokela, W.E.; Knapp, J.R. 2009. Dairy diet phosphorus and rainfall timing effects on runoff phosphorus from land-applied manure. *J Environ Qual*, 38: 212-217.
- Hassink, J. 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic matter C and N and rates of C and N mineralization. *Soil Biol. Biochem.*, 26: 1221-1231.
- Heredia, O.S.; Cosentino, D.; Conti, M.E. 2004. Calidad de suelo: intensificación de uso de la tierra y materiales coloidales en hapludertes de entre Ríos. FCA – UNER. *Revista Científica Agropecuaria*, 8 (1): 57-64.
- Hermansen, J.E.; Strudsholm, K.; Horsted, K. 2004. Integration of organic animal production into land use with special reference to swine and poultry. *Livestock Production Science.*, 90: 11-26.
- Herrero, M.A.; Gil, S.B. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecología Austral*, 18: 273-289.
- Horta, M. 2007. Produção de suínos ao ar livre: avaliação de efeitos ambientais. *Agroforum. Revista da Escola Superior Agrária de Castelo Branco*. N°18, Año 15, pp. 19-26.
- Horta, M.; Batista, M.; Roque, N.; Afonso, F.; Duarte, S.; Almeida, J. 2008. Perda de fósforo por drenagem e evolução do teor em fósforo de um Cambissolo sujeito a produção de suínos ao ar livre , III Congresso Ibérico da Ciência do Solo “Uso do solo e qualidade ambiental num contexto de mudanças globais” , Universidade de Évora, 1 a 4 de Julho (Comunicação).
- Hötzel, M. J.; Pinheiro Machado, L. C.; Machado, F.; Dalla Costa, O. A. 2004. Behaviour of sows and piglets reared in intensive outdoor or indoor systems. *Applied Animal Behaviour Science*, 86: 27-39.
- Jongbloed, A.W.; Poulsen, H.D.; Dourmad, J.Y.; van der Peet-Schwering, C.M.C. 1999. Environmental and legislative aspects of pig production in The Netherlands, France and Denmark. *Livestock Production Science*, 58: 243-249.
- Jongbloed, A.W.; van Diepena, J.T.; Kemmea, P.A.; Broz, J. 2004. Efficacy of microbial phytase on mineral digestibility in diets for gestating and lactating sows. *Livestock Production Science*, 91: 143-155.
- Johnson, A.K.; Morrow-Tesch, J.L.; McGlone J.J. 2001. Behavior and performance of lactating sows and piglets reared indoors or outdoors. *J. Anim. Sci.*, 79: 2571-2579.
- Kaspar, T.C.; Pulido, D.J.; Fenton, T.E.; Colvin, T.S.; Karlen, D.L.; Jaynes, D.B.; Meek, D.W. 2004. Site-specific análisis. Relationship of Corn and Soybean Yield to Soil and Terrain Properties. *Agron. J.*, 96: 700-709.
- Kelly, H.; Shiel, R.; Edwards, S. 2002. The efecct of different paddock rotation strategies for organic sows on behaviour and the environment. En: *Proceedings of the UK Organic Research 2002 Conference*, 26-28 march. Powell *et al.*, (Eds). Aberystwyth. pp. 273-276.
- Keeney, D.R.; Nelson, R.A. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. Page *et al* (eds.). *Agronomy monogr*. N° 9. 2nd edn. ASA and SSSA, Madison, WI. pp 643-698.

- Koopmans, G.F.; Chardon, W.J.; McDowell, R.W. 2007. Phosphorus movement and speciation in a sandy soil profile after long-term animal manure applications. *Journal of Environmental Quality*, 36 (1): 305-315.
- Kuzyakov, Y. 2002. Review: Factors affecting rhizosphere priming effects. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 165: 382-396.
- Kuzyakov, Y. 2010. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 42: 1363-1371.
- Lagrec, L.; Marotta, E. 2009. Como realizar la etapa reproductiva del cerdo a campo. V Curso de Producción de la carne porcina y Alimentación humana. Veterinaria Cuyana. Versión en línea, 4 (1-2): 25-36.
- Larsen, V.A.; Kongsted, A.G. 2000. Sows on pasture. En: *Ecological Animal Husbandry in the Nordic Countries. Proceedings from NJF-seminar No. 303.* Horsens, Denmark 16-17 September 1999. (Eds.) Hermansen, Lund y Thuen. DARCOF, Report N° 2. 202 p.
- L'Herroux, L.; Le Roux, S. ; Appriou, P. ; Martinez, J. 1997. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). *Environmental Pollution*, 97 (1-2): 119-130.
- Ledgard, S. 2001. Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures. *Plant and Soil*, 228: 43-59.
- Leytem, A. B.; Thacker, P. A. 2010. Phosphorus utilization and characterization of excreta from swine fed diets containing a variety of cereal grains balanced for total phosphorus. *J. Anim Sci.*, 88: 1860-1867.
- Llona, M.; Faz, A. 2006. Efectos en el sistema suelo-planta después de tres años de aplicación de purín de cerdo como fertilizante en un cultivo de Brócoli (*Brassica oleracea* L.). *R.C. Suelo Nutr. Veg. (online)*, 6 (1): 41-51. <http://www.scielo.cl/pdf/rcsuelo/v6n1/art05.pdf>
- Lopardo, J. P.; Gomez, A.; Monteverde, S.; Barlocco, N.; Vadell, A. 2000. Análisis económico de un sistema de producción de cerdos a campo. XVI Reunión Latinoamericana de Producción Animal y III Congreso Uruguayo de Producción Animal. Montevideo, Uruguay. 28 al 31 de marzo del 2000.
- Ly, L.; Rico, C. 2006. Cría de cerdos al aire libre. El caso cubano. *Revista Computadorizada de Producción Porcina*, 13 (1): 13-24
- Macias, M. 2006. Procesos digestivos en el cerdo criollo de cuba. *Revista computarizada de Producción Porcina*, 13 (2).
- MAP/DSF. 1976. Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay. Ministerio de Agricultura y Pesca, Dirección de Suelos y Fertilizantes. Montevideo, Uruguay.
- MAP/DSF. 1979. Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay. Tomo III. Descripción de las Unidades de Suelos. Montevideo. 452 p.

- Mariscal, G. 2007. Tecnologías disponibles para reducir el potencial contaminante de las excretas de granjas porcíneas. En: Reporte de la Iniciativa de la Ganadería, el Medio Ambiente y el Desarrollo (LEAD) - Integración por Zonas de la Ganadería y de la Agricultura Especializadas (AWI) - Opciones para el Manejo de Efluentes de Granjas Porcíneas de la Zona Centro de México. FAO. www.fao.org/wairdocs/LEAD/X6372S/x6372s08.htm
- Marks, R. 2001. Cesspools of shame. How factory farm lagoons and sprayfields threaten environmental and public health. Natural Resources Defense Council and the Clean Water Network. 60 p.
- Martínez, E.; Fuentes J.P.; Acevedo, E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. J. Soil Sc. Plant Nutr., 8 (1): 68-96.
- Martino, D.L. 2003. Manejo de restricciones físicas del suelo en sistemas de siembra directa. Grupo de Riego, Agroclima, Ambiente y Agricultura Satelital (GRAS) del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria de Uruguay, Montevideo. Documento on line 23. <http://www.inia.org.uy/online/site/publicacion-ver.php?id=694> (consultado agosto 2011)
- Menzi, H.; Stauffer, W.; Zihlmann, U.; Weisskopf, P. 1998. Impact environnemental de la production porcine plein-air. Proc. RAMIRAN-conference, Rennes (F). 26-28 mayo 1998.
- MGAP/DSA. 2001. Compendio actualizado de información de Suelos del Uruguay, Versión 01. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, Dirección de Suelos y Aguas. Montevideo, Uruguay. CD.
- Miao, Z.H.; Glatz, P.C.; Ru, Y.J. 2004. Review of production, husbandry and sustainability of free-range pig production systems. Asian-Australasian Journal of Animal Sciences, 17 (11): 1615-1634.
- Monteverde, S. 2001. Producción de leche de cerdas criollas Pampas y Duroc en un sistema a campo. Tesis de Grado. Facultad de Agronomía. Montevideo. Uruguay. 63 p.
- Mora, A.; Armendáriz, I. R.; Belmar, R.; Ly, J. 2000. Algunos aspectos de la producción y manejo de cerdos en exterior. Revista computarizada de producción porcina, 7 (2).
- Moreira, A.; Primo, P. y Barlocco, N. 2007. Aplicación del sistema de evaluación de impacto ambiental de actividades rurales (EIAR) en un sistema de producción de cerdos a campo. En: <http://www.sian.info.ve/porcino> (consultado agosto 2011)
- Morón, A.; Baethgen, W.E. 1998. Micronutrient Status in Dairy Farms of Uruguay. In Proceedings XVI World Congress of Soil Science. Francia. CD ROM Symposium 14, 1-5 p.
- Morón, A. 2003. Principales contribuciones del experimento de rotaciones cultivos-pasturas de INIA La Estanzuela en el área de fertilidad de suelos (1963-2003). In: Serie Técnica N° 134. 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. INIA La Estanzuela. pp. 1-9.
- Morón, A.; Sawchik, J. 2003. Soil quality indicators in a long-term crop-pasture rotation experiment in Uruguay. In: Serie Técnica N° 134. 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. INIA La Estanzuela. pp. 67-76.

- Morón, A. 2004. Relevamiento del estado nutricional y la fertilidad del suelo en cultivos de trébol blanco en la zona Este de Uruguay. En: Seminario de Actualización Técnica: Fertilización fosfatada de pasturas en la región este. INIA Treinta y Tres, pp. 17-33.
- Mulvaney, R.L. 1986. Total Carbon, Nitrogen-inorganic forms. In D.L. Sparks *et al.* (Ed) Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. ASA and SSSA, Madison WI. pp 1123-1184.
- Nelson, D.W.; Sommers, L.E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In D.L. Sparks *et al.* (Ed) Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. ASA and SSSA, Madison WI. pp. 961-1010.
- Nicholson, F.; Chambers, B.; Williams, J.; Unwin, R. 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology*, 70: 23-31
- Nicholson, F.; Smith, S.; Alloway, B.; Carlot-Smith, C.; Chambers, B. 2006. Quantifying heavy metal inputs to agricultural soil in England and Wales. *Water and Environmental Journal*, 20 (2): 87-95.
- Nowlin, M.; Boyd, G. W. 1997. *Journal of Soil and Water Conservation*, 52 (5): 314-319.
- Oyhantçabal, G. 2010. Evaluación de la sustentabilidad de la producción familiar de cerdos a campo: un estudio de seis casos en la zona sur del Uruguay. Tesis de Grado. Facultad de Agronomía. Montevideo. Uruguay. 138 p.
- Perdomo, C.; de Lima G.J.; Nones, K. 2001. Produção de suínos e meio ambiente. 9o Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura. Gramado, RS. Brasil. pp 8-24.
- Perdomo, C; Cardellino, G. 2006. Respuesta de maíz a fertilizaciones definidas con diferentes criterios de recomendación. *Agrociencia*, 10 (1): 63-79.
- Petersen, S.O.; Kristensen, K.; Eriksen, J. 2001. Denitrification losses from outdoor piglet production. *Journal of Environmental Quality*, 30: 1051-1058.
- Pinheiro Machado, L.C.; da Silveira, M.C.; Hötzel, M.J.; Pinheiro Machado, L.C. 2002. Produção agroecológica de suínos - uma alternativa sustentável para a pequena propriedade no Brasil. En *Anais 2a Conferência Internacional Virtual sobre Qualidade de Carne Suína 2001-Concórdia, SC, Brasil*. Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 74. 438 p.
- Ponzoni, R. 1992. Adaptación vs. Producción: un intento de reconciliación. En: Congreso de Razas Criollas. Zafra, España. pp. 3- 17.
- Poulsen, H.D. 2000. Phosphorus Utilization and Excretion in Pig Production. *J Environ Qual*, 29: 24-27.
- Quartino, J.; Arce, G.; Roca, J.; Tajam, H. 1992. Sur, Mercosur, y después. Editorial Túpac Amaru. Uruguay. 145 p.
- Quintern, M. 2005. Integration of organic pig production within crop rotation. En: Organic pig production in free range systems. Edit por Sundrum y Weibmann. *Landbauforschung Völkenrode (FAL Agricultural Research)*, Sonderheft (Special Issue) 281. pp. 31-34.

Quintern, M.; Sundrum, A. 2006. Ecological risk of outdoor pig fattening in organic farming and strategies for their reduction. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 117: 238-250.

R Development Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Rachuonyo, H.; Pond, W.; McGlone, J. 2002. Effects of stocking rate and crude protein intake during gestation on ground cover, soil-nitrate concentration, and sow and litter performance in an outdoor swine production system. *Journal of Animal Science*, 80 (6): 1451-1461.

Rachuonyo, H.A.; Allen, V. G.; McGlone, J.J. 2005. Behavior, preference for, and use of alfalfa, tall fescue, white clover, and buffalograss by pregnant gilts in an outdoor production system. *J. Anim. Sci.*, 83: 2225-2234.

Rachuonyo, H.A.; McGlone, J.J. 2007. Impact of outdoor gestating gilts on soil nutrients, vegetative cover, rooting damage, and pig performance. *Journal of Sustainable Agriculture*, 29 (3): 69-87.

Ratto, S.; Alvelo, J.; Cosentino, D.; Giuffre, L.; Conti, M. 2004. Alteraciones en el ciclo biogeoquímico del Zn en argiúdoles vérticos con distinto uso del suelo. *Revista Científica Agropecuaria*, 8 (2): 39-47.

Rhine, E.D.; Sims, G.H.; Mulvaney, R.L.; Pratt, E.J. 1998. Improving the Berthelot reaction for determining ammonium in soil extracts and water. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 473-480.

Rodríguez, E.F. 1993. Control de excretas en granja. Aspectos sanitarios de la contaminación de residuos. *PORCI. Aula Veterinaria*, 18: 19-28.

Rodríguez, L.; Preston, T.R. 1997. Local feed resources and indigenous breeds: Fundamentals issues in integrated farming system. *Livestock Research for Rural Development*, 9 (2): 36-42. <http://www.lrrd.org/lrrd9/2/lylian92.htm> (consultado agosto 2011)

Ruiz, M.; Capra, G. 1993. Situación y perspectivas de la tecnología en la producción porcina en el Uruguay. *INIA, Uruguay*. 52 p.

Rydberg, I. 2001. Phosphorus as limiting factor for livestock density. En: *Element balances as a sustainability tool. Workshop in Uppsala Marzo 16–17, 2001. JTI-rapport, Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering*. pp 59.

Salomon, E.; Akerhielm, H.; Lindahl, C.; Lindgren, K. 2007. Outdoor pig fattening at two Swedish organic farms. Spatial and temporal load of nutrients and potential environmental impact. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121 (4) 407-418.

Salvo, L. 2009. Cambios en los contenidos y distribución del Carbono orgánico del suelo bajo distintas rotaciones agrícolas ganaderas y sistemas de laboreo. Estudio de las fracciones físicas de la materia orgánica y abundancia natural de ¹³C. Tesis de Maestría en Ciencias Agrarias. Facultad de Agronomía. Montevideo. Uruguay. 76 p.

Santa María, P. 2000. Producción porcina al aire libre. En: *Anais do 5º Seminário Internacional de Suinocultura*. 27 e 28 de setembro de 2000. SP, Brasil. pp. 108-115.

- Santos, R.H. 2002. Producción de cerdos en exterior. En: Simposio Nacional sobre el manejo de desechos orgánicos en granjas porcinas. Mérida, Yucatán. México. www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/simposio/10ronald.pdf (consultado agosto 2011)
- Santos R.H. y Sarmiento, F.L. 2005. Producción de cerdos en exterior en el trópico. En: VIII Encuentro de nutrición y producción de animales monogástricos. Venezuela. www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/encuentros/viii_encuentro/memorias/ronald.htm.
- Sawchik, J. 2000. Algunos conceptos básicos para el manejo del riego. Documento online N° 20. INIA La Estanzuela. <http://www.inia.org.uy/online/site/publicacion-ver.php?id=680>
- Scherer-Lorenzen, M.; Palmborg, C.; Prinz, A.; Schulze, E.-D. 2003. The role of plant diversity and composition for nitrate leaching in grasslands. *Ecology*, 84 (6): 1539-1552
- Sharpley, A.; B. Moyer. 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *J. Environ. Qual*, 29:1462-1469.
- Sommer, S.G.; Søgaaard, H.T.; Møller, H.B.; Morsing, S. 2001. Ammonia volatilization from sows on grassland. *Atmospheric Environment*, 35: 2023-2032
- Sollins, P.; Homann, P.; Caldwell, B.A. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74: 65-105.
- Šimek, M.; Bruček, P.; Hynst, J.; Uhlířová, E.; Petersen, S.O. 2006. Effects of excretal returns and soil compaction on nitrous oxide emissions from a cattle overwintering area. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112: 186-191
- StataCorp. 2007. Stata Statistical Software: Release 10. College Station, TX: StataCorp LP.
- Steinfeld, H.; Gerber, P.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C. 2006. *Livestock's Long Shadow: environmental issues and options*. FAO/LEAD, Rome. 390 p.
- Stern, S.; Andresen, N. 2003. Performance, site preferences, foraging and excretory behaviour in relation to feed allowance of growing pigs on pasture. *Livestock Production Science*, 79: 257-265.
- Saunders, W.M.H.; Williams, E.G. 1955. Observations on the determination of total organic phosphorus in soil. *J. Soil Sci.*, 6: 254-267.
- Taboada, M.A. 2007. Efectos del pisoteo y pastoreo animal sobre suelos en siembra directa. 4° Simposio de Ganadería en Siembra Directa, Aapresid, Potrero de los Funes, San Luis, 71-83. En: http://www.produccion-animal.com.ar/suelos_ganaderos/49-efectos_pisoteo.pdf. (consultado agosto 2011)
- Terminiello, A.M.; Balbuena, R. H.; Draghi, L.M.; Claverie, J.A.; Palancar, T.C.; Jorajuría, D. 2004. Comportamento mecânico do solo sob tráfego em dois sistemas de preparo do solo. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, 24 (1): 158-166.
- Thornton, K. 1990. Producción a la intemperie: retorno al futuro. *Industria Porcina*, 10: 6-9.

- Touchton, J.T.; Reeves, D.W.; Delaney, D.P. 1989. Tillage systems for summer crops following winter grazing. Proc. 1989 Southern Conservation Tillage Conference. Tallahassee, Florida, pp. 72-75. http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/64200500/csr/ResearchPubs/reeves/reeves_89b.pdf (consultado agosto 2011)
- Trimble, S.W.; Mendel, A.C. 1995. The cow as a geomorphic agent - A critical review. *Geomorphology*. (13): 233-253.
- Troeh, F.R.; Thompson, L.M. 2005. Soils and soil fertility. Sixth edition. Blackwell Publishing. 489 p.
- Unger, P.W.; Kaspar, T.C. 1994. Soil Compaction and root grow: a review. *Agron. J.*, 86: 759-766.
- USDA, NRCS. Soil Quality Institute.1999, Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo. <http://soils.usda.gov/sqi/assessment/files/KitSpanish.pdf> (consultado agosto 2011)
- Vadell, A.; Barlocco, N. 1997. Evaluación de Cerdas de la Raza Criolla Pampa: resultados preliminares. In: Instituto de Ciencia Animal. IV Encuentro sobre Nutrición de Animales Monogástricos. La Habana, Cuba, 8-11 de julio de 1997.
- Vadell, A. 1999. Producción de cerdos a campo en un sistema de mínimos costos. Producción de cerdos. V Encuentro sobre Nutrición y Producción de Animales Monogástricos. Maracay, Venezuela. pp. 54-67.
- Vadell, A.; Barlocco, N.; Franco, J.; Monteverde, S. 1999. Evaluación de una dieta restringida en gestación en cerdas de raza Pampa sobre pastoreo permanente. *Universidad Central de Venezuela, Revista de Ciencias Veterinarias*, 40 (3): 157-163.
- Vadell, A.; Barlocco, N.; Garín, D. 2003. Caracterización de los principales componentes de los sistemas de producción de cerdos a campo en Uruguay. III Encuentro Latinoamericano de Especialistas en Sistemas de Producción Porcina a Campo. Córdoba, Argentina. (INTA). En: <http://www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/encuentros/IIIencuentro/vadell.htm>
- Vadell, A. 2005. La producción de cerdos al aire libre en Uruguay. VIII Encuentro de Nutrición y Producción de Animales Monogástricos. Venezuela. En: <http://www.sian.info.ve/porcinos> (consultado agosto 2011)
- Vado, S. 1995. Monitoreo de indicadores de salud y producción en marranas gestantes bajo pastoreo en tres granjas del estado de Yucatán. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida. 82 p.
- Van der Mheen, H.; Spoolder, H.A.M. 2005. Designated rooting areas to reduce pasture damage by pregnant sows. *Applied Animal Behaviour Science*, 95: 133-142.
- Van der Mheen, H.; Vermeer, H. 2005. Outdoor pig farming in the Netherlands. En: Organic pig production in free ranges systems. Ed by Sundrum y Werbemann. Landbauforschung Völkenrode (FAL Agricultural Research). Sonderheft (Special Issue) 281. 41-44.

- VandenBygaart, A.; Gregorich, E.; Angers, D. 2003. Influence of agriculture management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies. *Can. J. Soil Sci.* 83: 363-380.
- Watson, C.A.; Atkins, T.; Bento, S.; Edwards, A.C.; Edwards, S.A. 2003. Appropriateness of nutrient budgets for environmental risk assessment: a case study of outdoor pig production. *Europ. J. Agronomy*, 20: 117-126.
- White, R.E. 2006. Principles and practice of soil science: the soil as a natural resource. Wiley-Blackwell. 363 p.
- Williams, J.R.; Chambers, B.J.; Hartley, A.R.; Ellis, S.; Guise, H.J. 2000. Nitrogen losses from outdoor pig farming systems. *Soil Use and Management*, 16 (4): 237-243.
- Williams, J. R.; Chambers, B.J.; Hartley, A. R.; Chalmers, A.G. 2005. Nitrate leaching and residual soil nitrogen supply following outdoor pig farming. *Soil Use and Management*, 21 (2): 245-252.
- Wichman, M. 2007. Impacts of waste from concentrated animal feeding operations on water quality. *Environ Health Perspect*, 115: 308-312.
- Wong, V.N.L.; Greene, R.S.B.; Murphy, B.W.; Dalal, R.; Mann, S. 2005. Decomposition of added organic material in salt-affected soils. En: Roach I.C. ed. *Regolith 2005 - Ten Years of CRC LEME*. CRC LEME, pp. 333-337.
- Worthington, T.R.; Danks, P.W. 1992. Nitrate leaching and intensive outdoor pig production. *Soil Use & Management*, 8 (2): 56-60.
- Yang, T.S. 2007. Environmental sustainability and social desirability issues in pig feeding. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 20 (4): 605-614.
- Zamalvide, J.P. 1982. Dinámica y asimilabilidad del fósforo en los suelos. *Revista del Plan Agropecuario, Trabajos técnicos III. Anuario 1982*. pp 25-35.
- Zervino, M.S; Morón, A. 2003. Macrofauna del suelo y su relación con propiedades físicas y químicas en rotaciones cultivos pasturas. In: *Serie Técnica N° 134. 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas*. INIA La Estanzuela. pp. 45-55.
- Zhou, D.; Hao, X.; Wang, Y.; Dong, J.; Cang, L. 2005. Copper and Zn uptake by radish and pakchoi as affected by application of livestock and poultry manures. *Chemosphere*, 59: 167-175.
- Zihlmann, U.; Weisskopf, P.; Menzi, H.; Ingold, U. 1997. Bodenbelastung durch Freilandsschweine. *Agrarforschung*, 4 (11-12): 459-462.