

O. Blumetto, S. Calvet, F. Estellés, A. Villagrà y A.G. Torres

**CARACTERIZACIÓN PRODUCTIVA Y AMBIENTAL DE UN SISTEMA
SEMI-EXTENSIVO DE ENGORDE DE CERDOS EN
CONDICIONES DE SEQUÍA EN URUGUAY**

Separata ITEA

INFORMACIÓN TÉCNICA ECONÓMICA AGRARIA, VOL. **108** N.  3 (256-274), 2012

Caracterización productiva y ambiental de un sistema semi-extensivo de engorde de cerdos en condiciones de sequía en Uruguay

O. Blumetto^{*,1}, S. Calvet^{**}, F. Estellés^{**}, A. Villagrà^{***} y A.G. Torres^{**}

* Estación Experimental Las Brujas. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. Ruta 48 – km 10. Rincón del Colorado, CP:90200 Canelones, Uruguay

** Instituto de Ciencia y Tecnología Animal, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera 14, CP: 46022, Valencia, España

*** Centro de Tecnología Animal CITA-IVIA. Polígono La Esperanza 100, CP: 12400, Segorbe, Castellón, España

Resumen

En Uruguay, coexisten los sistemas de producción de cerdos en confinamiento y los sistemas extensivos con acceso a pasturas. Entre ambos existen diferencias notables en cuanto a costes de producción, bienestar animal e implicaciones medioambientales. Por otro lado, los episodios de sequía provocados por el fenómeno "la Niña" pueden alterar el comportamiento normal de los sistemas pastoriles. En este trabajo se analiza la dinámica de los nutrientes y su posible efecto ambiental en dos ciclos de cebo de cerdos alojados en un sistema de producción al aire libre, denominado "a campo". Los animales contaron con una parcela de encierro permanente donde se localizaba el refugio, comederos y bebederos. Tuviron acceso a varias parcelas de pastoreo consecutivamente, estando cada parcela accesible durante una semana. La mayor concentración de los nutrientes provenientes de las deyecciones de los animales, se acumulan en el área circundante al refugio y los comederos, siendo menor la concentración de éstos en el área de pastoreo. Existe un leve incremento de nutrientes en las parcelas de pastoreo, entre el momento que los animales ingresan y la clausura del acceso, para luego descender con el transcurso del tiempo. Esta misma tendencia se manifestó en las emisiones de amoníaco. En las condiciones del estudio, las escasas precipitaciones provocaron bajas pérdidas de nutrientes. Se concluye que en el sistema a campo, dada la concentración de nutrientes medida en el área de pastoreo, no existen riesgos ambientales de gran magnitud, aunque sí que puede haber riesgos asociados a la parcela de encierro permanente. Algunos cambios en el diseño, podrían disminuir el riesgo de pérdidas de nutrientes desde el área de encierro permanente.

Palabras clave: Producción porcina semi-extensiva, emisión de gases, ciclo de nutrientes.

Summary

Productive and environmental characterization of a semi-extensive fattening system for fattening pigs in drought conditions in Uruguay

In Uruguay, different pig production systems coexist: confinement systems and pastoral systems. These systems differ in terms of production costs, animal welfare and environmental impacts. On the other hand, droughts caused by the phenomenon "La Niña" can change the normal behavior of pastoral systems. In

1. Autor para correspondencia: oblumetto@inia.org.uy

this article we analyze the dynamics of nutrients and their potential environmental impact of two growing cycles of pigs in an outdoor pastoral system. Animals were housed permanently in an area with a shelter, feeders and drinkers. They also could enter in several grazing areas, although each grazing area was used only during one week. Most of the nutrients coming from animal manure accumulate in the area surrounding the shelter and feeding areas, but the increase of concentrations was lower in the grazing area. A slight increase of nutrients in the grazing plots was found between the access to a grazing area and its closing one week later. After closure, nutrient concentration declined with time. The same tendency was found with ammonia emissions. In the conditions of this study, the reduced rainfall resulted in a low loss of nutrients. We conclude that in the pastoral system, due to the low nutrient concentrations in the grazing area, no large-scale environmental risks can be expected. The permanent area, however, may have environmental risks associated to nutrient deposition. Some design changes could reduce the risk of loss of nutrients from the area of permanent closure of animals.

Key words: Outdoor systems, gas emissions, nutrient cycle.

Introducción

La producción porcina en Uruguay ha venido marcada en la última década por una reducción superior al 20% en las existencias de stock porcino y por una serie de cambios estructurales según la Dirección de Estadísticas Agropecuarias (DIEA, 2007). Estos cambios suponen una tendencia a minimizar las inversiones en infraestructura, favoreciendo el desarrollo de sistemas de cría a campo como indica el Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP *et al.*, 2005).

En Uruguay, un 39% de los cerdos son producidos en sistemas intensivos, mientras que el 61% restante se produce en sistemas que utilizan la producción extensiva en la totalidad o en alguna fase del ciclo (DIEA, 2007).

En los sistemas ganaderos pastoriles tradicionales de Uruguay predomina la producción de carne de vacuno basada en pasturas naturales, abarcando el 89% de la superficie ganadera total (DIEA, 2010). En estos sistemas, la alteración del ciclo de los nutrientes no parece representar un problema ambiental, dado que la incorporación de nutrientes de fuera del sistema es prácticamente inexistente. Sin embargo en otros sistemas de producción como la lechería, se utilizan pasturas sembradas con aporte de concentrados ener-

géticos o fibrosos. Esto supone un doble desafío: en primer lugar, fomentar la capacidad de reciclaje de nutrientes para mejorar la producción de las pasturas, y en segundo la reducción de las pérdidas de nutrientes que pueden producir efectos ambientales adversos (Viñas y Gutiérrez, 2008).

Los sistemas de producción de porcino en campo poseen similitudes con los de la lechería, ya que utilizan el mismo tipo de pasturas y a su vez incorporan piensos. Sin embargo, una parte sustancial de los nutrientes ingeridos por los animales, es excretada en forma de heces y de orina, suponiendo unas pérdidas entre el 50 y el 60% en el caso del nitrógeno (Canh *et al.*, 1997; Dourmad *et al.*, 1999). Así pues, estos sistemas semi-extensivos pueden ser causa de afecciones ambientales. En este sentido, la acumulación de nutrientes en los suelos puede ocasionar cambios en la composición vegetal del tapiz y la biomasa microbiana (Inouye y Tilman, 1995). Además, las pérdidas por escurrimiento superficial o lixiviación pueden contribuir a la contaminación de cursos de agua superficiales y aguas subterráneas (Williams *et al.*, 1998). Por otra parte, la acumulación de nutrientes en aguas superficiales en especial nitrógeno (N) y fósforo (P), promueve la eutrofización de los ecosistemas acuáticos, afectando la biodi-

versidad de los mismos y reduciendo la calidad de agua para su utilización (Carpenter, 2005; Kruk *et al.*, 2009).

En sistemas pastoriles se generan también contaminantes atmosféricos ligados al ciclo del nitrógeno, como consecuencia de la degradación biológica de las deyecciones de los animales (Anderson *et al.*, 2003; Webb *et al.*, 2005a). Entre estos contaminantes cabe destacar la emisión de amoníaco (NH_3), que puede causar cambios en ecosistemas naturales por procesos de acidificación y eutrofización tras su deposición (Krupa, 2003). También pueden producirse importantes cantidades de óxido nítrico (N_2O), que es un gas con un elevado potencial efecto invernadero (IPCC, 2006). Sin embargo, la gestión del estiércol en sistemas pastoriles genera bajas cantidades de metano (CH_4) dado que en las pasturas normalmente no se dan las condiciones de anaerobiosis necesarias para la producción de este gas (IPCC, 2006).

En lo que respecta a los impactos ambientales de la producción porcina, han sido estudiados más profundamente en sistemas confinados intensivos en Europa y Estados Unidos, donde las exigencias legales de carácter ambiental son cada vez más estrictas (Melse *et al.*, 2009; Milne, 2005). Sin embargo, considerando las importantes diferencias entre los sistemas de producción porcina confinados y a campo, es esperable que su impacto potencial sobre el medio ambiente sea también desigual. Más concretamente, existe escasa información sobre el grado de aprovechamiento que los animales hacen de las pasturas, y tampoco se conocen los cambios que estos sistemas originan en los suelos y de forma derivada sobre las emisiones de amoníaco y el escurrimiento superficial o profundo.

Finalmente, debe considerarse que los sistemas productivos de base pastoril, son alta-

mente dependientes de las condiciones climáticas, estando fuertemente influidos tanto en su productividad como en la calidad de las pasturas, principalmente como consecuencia de la disponibilidad de agua y la temperatura. En la producción comercial en Uruguay no se utiliza el riego de pasturas y por tanto la disponibilidad de agua depende directamente de las precipitaciones y de la capacidad de retención de agua por parte del suelo. Si bien la pluviometría media para los meses de primavera supera los 120 mm mensuales (MET URUGUAY, 2009), el fenómeno meteorológico "El Niño / Southern Oscillation" (ENSO), con sus fases "El Niño" y "La Niña" puede provocar cíclicamente, períodos que se apartan de las condiciones promedio (Ropelewski and Halpert, 1987). El fenómeno de "La Niña" corresponde a un enfriamiento de las capas superficiales en el océano Pacífico, el cual provoca una reducción de las precipitaciones en el Cono sur de Sudamérica. Se extiende en términos promedio de 9 a 12 meses y ocasionalmente hasta 2 años, con un período de recurrencia de entre 2 y 7 años (IRI, 2011). En este sentido, en la región preocupa el desarrollo de éste fenómeno ya que provoca condiciones de precipitaciones por debajo de lo normal, causando períodos de marcado déficit hídrico con relativa frecuencia. Esto puede afectar no solo los aspectos productivos, sino también a la dinámica de los nutrientes en el sistema.

Así pues, el presente trabajo tiene como objetivo caracterizar un sistema de producción a campo habitual en Uruguay desde el punto de vista productivo y ambiental, en condiciones de sequía. En particular, se pretende cuantificar los principales impactos esperables de la producción porcina a campo sobre el suelo, el agua y el aire, tomando como referencia el sistema tradicional en confinamiento.

Materiales y métodos

Localización

Los ensayos se realizaron en la Estación Experimental Las Brujas del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) de Uruguay. El período experimental incluyó dos pruebas correspondientes a un cebo de cerdos cada una, y duró desde el 23 de octubre de 2007 al 16 de enero de 2008 (primera prueba) y del 23 de septiembre al 16 de diciembre de 2008 (segunda prueba). Aunque el experimento estaba inicialmente planteado para realizar una prueba en condiciones normales, los resultados de precipitación condicionaron el desarrollo de la pastura. Esto se debió a la coincidencia de estos periodos con la ocurrencia del fenómeno meteorológico de "La Niña", que afectó las primaveras de 2007 y 2008 (INIA-GRAS, 2009)

Diseño Experimental

Se realizaron dos experimentos, uno en 2007 y el otro en 2008. En el primero de ellos se utilizaron 96 cerdos de recría (48 hembras y 48 machos castrados) de la línea genética comercial Delta Híbrido, de 12 semanas de edad y un peso medio de $41,7 \pm 5,81$ kg al inicio del experimento. Todos los animales fueron identificados individualmente y distribuidos al azar en 8 grupos de 12 animales (6 hembras y 6 machos castrados por grupo). El ensayo tuvo una duración de 12 semanas. Cuatro grupos fueron asignados a un sistema de engorde tradicional en confinamiento con ventilación natural (T1) y los otros cuatro a un sistema de producción a campo con acceso a pasturas (T2).

El sistema T1 fue utilizado como referencia en cuanto a la utilización alimenticia y crecimiento en un sistema de engorde convencional.

En el segundo experimento (T2B) se realizó una réplica del sistema de campo, utilizando 48 cerdos (24 hembras y 24 machos castrados)

de 13 semanas de edad con un peso inicial de $50,3 \pm 4,52$ kg y siguiendo el mismo diseño experimental que en T2 de la primera prueba.

Desde el punto de vista de crecimiento y utilización de nutrientes fueron comparados los tratamientos T1 y T2 de la primera experiencia, mientras que para la evolución de los nutrientes en el suelo se realizó la comparación entre años (T2 del primer experimento y T2B del segundo).

Alojamiento y alimentación

En el tratamiento T1, los animales fueron alojados en una nave de ventilación natural, en corrales de 4x3 m, con un 75 % de la superficie de suelo de hormigón y el resto cubierto con slats plásticos. Cada corral poseía dos bebederos tipo chupete y un comedero tipo tolva con 1,2 m de frente y 100 kg de capacidad. El purín producido se almacenó en las fosas ubicadas bajo los slats, que eran vaciadas semanalmente en una balsa anaerobia. Antes de cada vaciado se tomó muestra del purín almacenado durante esa semana para su análisis químico y se midió el volumen de purín generado según la altura alcanzada en la fosa.

En el sistema semiextensivo (T2 y T2B), los animales fueron alojados de forma permanente en una parcela de campo de 20 x 10 m cada una (Figura 1). La parcela estaba delimitada por una cerca eléctrica. Dentro de esta parcela los animales disponían de un refugio de madera de 12 m², tres comederos de hormigón y dos bebederos tipo chupete. Adicionalmente podían acceder en forma libre a través de un corredor a diferentes parcelas de pastoreo, con una superficie de 170 m² y consistente en una pradera tradicional de primer año (T2) y segundo año (T2B), con una mezcla forrajera de trébol blanco, trébol rojo y raigrás. Cada semana una nueva parcela era asignada y las parcelas cerradas luego de la semana de pastoreo, no volvieron a ser



Figura 1. Esquema de distribución y orden de las parcelas de pastoreo de cada grupo en el sistema semiextensivo de engorde de cerdos, para ambos experimentos (T2 y T2B).

Figure 1. Distribution and order of grazing areas for each group in the semi-extensive pig fattening system for both experiments (T2 and T2B).

pastoreadas a lo largo del ciclo de engorde. El orden de asignación fue el mismo para todos los grupos, comenzando por la parcela 1 en la segunda semana de experimento y siguiendo el orden que se indica en la Figura 1.

El suelo donde se realizaron los experimentos responde a una textura franco limosa, con un contenido de 16% arcillas, 20% arena y 64% limo. Se determinó una densidad aparente promedio de 1,22 g.cm³ y una capacidad de retención de agua de 0,44 m³/m³.

Todos los grupos fueron alimentados con un pienso comercial para cerdos en engorde, a libre disponibilidad. El pienso utilizado en el primer experimento (T1 y T2) tuvo una energía digestible estimada (ED) de 3196 Kcal/kg, mientras que para T2B fue de 3110 Kcal/kg (Noblet y Pérez, 1993). La composición botánica de la mezcla forrajera en T2 fue de 37±10% trébol, 57±11% raigrás y 6±7% otros, mientras que para T2B las proporciones de la mezcla fueron de 31±8 % de trébol, 67±8 % raigrás y 2,0±2,0 otros. Se tomaron

muestras de pienso y pastura, a las cuales se les realizó análisis de composición química. En la Tabla 1 se indica la el contenido de piensos y forrajes en proteína bruta (PB), fibra ácido detergente (FAD) y fibra neutro detergente (FND).

Medidas de producción

Se registró el peso vivo de forma individual y el consumo de pienso y agua para cada grupo, cada semana, desde la entrada de los animales hasta el final del experimento. Para T2 y T2B, el consumo de pastura fue estimado por diferencia entre la disponibilidad al inicio y al final del periodo de pastoreo, por el método estándar (Moliterno, 1986).

Registros ambientales

Al inicio del primer experimento se tomó una muestra general de suelo para determinar sus características físicas mediante pro-

Tabla 1. Contenido en proteína bruta (PB), fibra ácido detergente (FAD) y fibra neutro detergente (FND) de piensos y forrajes utilizados, expresada como % sobre materia seca

Table 1. Crude protein content (PB), acid detergent fiber (FAD) and neutral detergent fiber (FND) of concentrates and forages, expressed as % of dry matter

| | Primera prueba (T1 y T2) | | Segunda prueba (T2B) | |
|-----|--------------------------|---------|----------------------|---------|
| | Concentrado | Pradera | Concentrado | Pradera |
| PB | 14,9 | 8,3 | 15,2 | 8,0 |
| FAD | 13,2 | 46,9 | 13,0 | 51,1 |
| FND | 34 | 69,4 | 32,5 | 71,0 |

cedimientos estándar: textura (USDA, 1972), densidad aparente (SSSA, 1986a) y capacidad de retención de agua (SSSA, 1986b). En T2 para el primer ensayo y T2B para el segundo, se determinó la evolución del estado del suelo como consecuencia del pastoreo. Para ello, en el encierro permanente se tomaron muestras de suelo cada 15 días durante todo el experimento, a 25 cm de profundidad, con 9 puntos de muestreo en cada caso. De igual forma, en cada parcela de pastoreo se tomaron muestras de suelo en cuatro momentos: antes del pastoreo (entrada), a la salida de los animales (cierre de la parcela), a los 15 días y a los 30 días después del cierre de la parcela. Para completar la información obtenida, en T2B se decidió agregar dos muestreos adicionales, a los 45 y a los 60 días después del cierre. Las muestras fueron analizadas en laboratorio determinándose el nitrógeno total (N), nitratos (NO_3), nitrógeno amoniacal (NH_4^+), fósforo total por método Bray I (P), potencial de mineralización de nitrógeno (PMN), calcio (Ca), potasio (K), sodio (Na) acidez titulable (AT), capacidad de intercambio catiónico (CIC), bases totales (BT) y porcentaje de saturación de bases (PSB).

Para analizar el escurrimiento superficial de agua ante la ocurrencia de precipitaciones, en tres de los cuatro grupos se instalaron sistemas para la medición de escurrimiento su-

perficial, con la metodología descrita por (Franklin *et al.*, 2001). Este sistema consta de una microcuenca cerrada y un sistema de recogida para el muestreo de agua, medición de volumen y posterior análisis químico. El sistema se instaló dentro de la tercera parcela de pastoreo de cada grupo, una vez se produjo el cierre de la misma. Además se montó un sistema complementario para medir el escurrimiento superficial de agua de un tercio de la parcela de encierro permanente. Para ello se realizó la canalización de los bordes de la superficie del área a evaluar y en la parte más baja se construyó un colector con un depósito enterrado con capacidad para $1,2 \text{ m}^3$. Posteriormente a cada evento de lluvia se midió el volumen y se tomaron muestras para enviar a laboratorio, donde se determinó concentración de N y P.

Para la determinación de emisiones de amoníaco se utilizaron cámaras estáticas de polimetil metacrilato (PMMA), de dimensiones $60 \times 40 \times 40 \text{ cm}$ (largo x ancho x alto). Dentro de la cámara se instaló una bomba de aire, marca Shark modelo RS-610 (caudal nominal 140 L hora^{-1}), en cuya salida se colocó un tubo de silicona, con una piedra porosa en el extremo que burbujeaba dentro de un recipiente con una solución de ácido bórico 0.2 M . Cada muestra se tomó tras 24 horas de exposición, en una posición fija dentro de

cada parcela. El amoníaco retenido en cada caso se determinó en laboratorio mediante titulación con ácido sulfúrico, obteniéndose posteriormente el ratio de emisión por unidad de superficie.

Análisis estadísticos

Para el tratamiento de datos se utilizó el paquete estadístico SAS 9.2 (SAS, 2008). Los datos de ganancia de consumo de pienso, consumo de pastura y eficiencia de conversión, fueron analizados mediante un análisis de varianza con el procedimiento GLM, para comprobar diferencias entre tratamientos y grupos utilizando el siguiente modelo, donde Y_{ijk} es la variable independiente, μ es la media poblacional, T_i el efecto del tratamiento (T1 y T2), G_j es el efecto del grupo y ε_{ijk} el error residual.

$$Y_{ijk} = \mu + T_i + G_j + \varepsilon_{ijk}$$

La comparación de concentración de nutrientes en el suelo, entre la situación previa al pastoreo y el momento de cierre de las parcelas, fue analizada mediante un análisis de varianza con el procedimiento GLM con el modelo siguiente, donde Y_{ijk} es la concentración del nutriente, T_i el efecto del tratamiento (T2 y T2b), M_j es el efecto del momento (antes o después del pastoreo), G_m el efecto del grupo y ε_{ijk} el error residual.

$$Y_{ijk} = \mu + T_i + M_j + G_m + \varepsilon_{ijk}$$

En cuanto a la evolución de la concentración de nutrientes en el suelo de las parcelas, se realizaron regresiones con el procedimiento REG utilizando el modelo siguiente, donde, "y" es la concentración del nutriente en el suelo, "A" el año expresado como variable cualitativa (A=0 para T2 y A=1 para T2B) y "t" los días transcurridos desde el cierre.

$$y = \beta_0 + \beta_1 A + (\beta_2 + \beta_3 A) t + \varepsilon$$

Finalmente, la evolución de las emisiones de amoníaco desde el cierre de las parcelas de

pastoreo se analizó mediante el procedimiento REG siguiendo el siguiente modelo, donde E_{NH_3} es la cantidad de NH_3 emitido y "t" el tiempo (en días) transcurrido desde el cierre. $E_{NH_3} = \beta_0 + \beta_1 \cdot (1/t) + \varepsilon$.

Resultados

Crecimiento, consumo y eficiencia de utilización alimenticia

Para T1 y T2, los valores medios obtenidos para la ganancia de peso vivo, el consumo de pienso y pastura y el índice de conversión alimenticia en el total del ciclo, así como la ingesta promedio de N y P pueden observarse en la Tabla 2. No se observaron diferencias significativas en los consumos de MS, N o P entre ambos tratamientos ($p > 0,05$). No obstante la ganancia de peso y la eficiencia de conversión alimenticia fueron mejores en los animales del tratamiento T1 ($p < 0,001$). En todos los casos, el efecto grupo no fue significativo ($p > 0,05$).

Registros ambientales

Purines producidos en sistema confinado

Los grupos alojados en confinamiento produjeron en promedio, durante todo el experimento, 5.788 ± 729 L de purín por grupo (media \pm desviación estándar), con una excreción total de 2.666 ± 116 g de P y 18.970 ± 1.252 g de N por grupo. La evolución del purín producido por animal y por semana, así como las cantidades de nutrientes (N y P) en el purín recogido, se indican en la Figura 2.

Sistema a campo: evolución de las propiedades del suelo

Las concentraciones medias de nutrientes en las parcelas de pastoreo, antes de la entrada de los animales y después del cierre se pre-

Tabla 2. Consumos medios de pienso, pastura, nitrógeno y fósforo, ganancia media de peso vivo, y eficiencia de conversión alimenticia de cerdos en engorde intensivo (T1) y semiextensivo (T2)
 Table 2. Average live weight gain, feed intake, feed conversion rate and nutrient (nitrogen and phosphorous) consumption of pig in intensive (T1) and semi-extensive (T2) fattening systems

| | T1 | T2 | p |
|--|--------|--------|-----|
| Ganancia media de peso para todo el engorde (kg) | 67,8 | 61,5 | *** |
| Consumo medio de pienso por grupo (kg MS) | 3097,4 | 3173,8 | NS |
| Consumo medio de pastura por grupo (kg MS) | – | 259,5 | – |
| Consumo medio de alimento total por grupo (kg MS) | 3097,4 | 3433,2 | * |
| Conversión alimenticia (kg MS pienso /kg GPV*) | 3,95 | 4,30 | *** |
| Consumo medio de nitrógeno proveniente de la pastura (Kg) | – | 5,4 | – |
| Consumo medio de fósforo proveniente de la pastura (Kg) | – | 0,8 | – |
| Consumo medio de nitrógeno proveniente del pienso (Kg) | 79,3 | 81,3 | NS |
| Consumo medio de fósforo proveniente de la pienso (Kg) | 18,6 | 19,0 | NS |
| Consumo medio de nitrógeno proveniente de dieta total (Kg) | 79,3 | 87,2 | NS |
| Consumo medio de fósforo proveniente de dieta total (Kg) | 185,8 | 198,4 | NS |

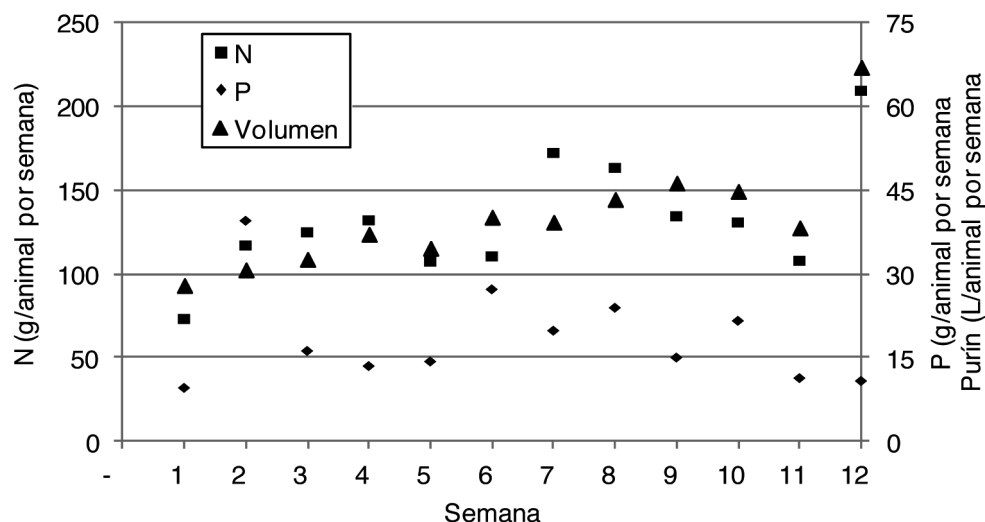


Figura 2. Producción semanal de purín y evolución de las cantidades de N y P presentes en el purín producido en el sistema intensivo de engorde (T1).
 Figure 2. Weekly production of slurry and evolution of total amount of N and P excreted in the intensive fattening system (T1).

sentan en la Tabla 3. No se encontraron diferencias significativas en la concentración de las bases y fósforo para ambos momentos ($p > 0,05$). Por el contrario, la concentración de amoníaco se incrementó significativamente después del cierre en ambas pruebas ($p < 0,05$). En cambio, el contenido en nitrógeno total y nitratos tuvieron un comportamiento diferente en cada año: mientras que el contenido en N aumentó significativamente ($p < 0,001$) en la primera prueba (T2), éste se mantuvo estable en la segunda (T2B). La situación inversa se constató para los nitratos, incrementándose significativamente ($p < 0,01$) después del cierre en T2B pero no en T2.

Las regresiones realizadas para determinar el efecto del tiempo transcurrido tras el cierre de las parcelas de pastoreo sobre la concentración de nutrientes dieron como resultado unas pendientes muy bajas (Tabla 4), indicando una baja dependencia del tiempo transcurrido tras el cierre. Los nitratos y amoníaco, presentaron una tendencia creciente a lo largo del tiempo para la segunda prueba, pero por el contrario no se encontraron variaciones para 2007 dentro del lapso estudiado. En todos los casos se constató una variabilidad muy alta de los valores registrados en las determinaciones de nutrientes en el suelo.

En el caso del P se observa una tendencia diferente en cada año, mientras que en T2 las concentraciones descienden, en T2B tienden a incrementarse con el transcurso de los días.

En el caso de las parcelas de encierro permanente, se observa una situación similar en cuanto a las variaciones de las bases en el suelo, siendo estas con pendientes positivas, pero muy próximas a 0 (Tabla 5). En el caso de NO_3 y NH_4 , existe una clara tendencia ascendente a lo largo del período de engorde para ambos años.

Sistema a campo: escorrentía superficial y profunda

En los últimos 15 días del ciclo de engorde en la primera prueba (T2), se produjeron cuatro eventos de lluvia, de 19,4; 12,2; 24,6 y 33,8 L/m^2 respectivamente. Estas precipitaciones provocaron pérdidas de nutrientes del suelo en las parcelas de encierro, que se reflejaron en una reducción significativa de los valores de nutriente registrados con excepción de Mg y Na, entre las muestras tomadas los días 79 y 94 del ciclo, como puede observarse en la Tabla 6.

Las muestras recogidas en los sistemas de medición de escurrimiento en los encierros y el sistema de bandejas de escurrimiento de las parcelas de pastoreo, se encuentran resumidos en la Tabla 7.

En la segunda prueba (T2B) no se produjeron precipitaciones de cuantía suficiente como para registrar escorrentía superficial o infiltración profunda.

Sistema a campo: emisiones de NH_3

Las emisiones de amoníaco medidas para las parcelas de pastoreo muestran un aumento significativo ($p < 0,001$) entre la situación previa al pastoreo ($8,8 \pm 5,3 \text{ mg NH}_3/\text{m}^2/\text{día}$) y tras el cierre ($79,6 \pm 4,6 \text{ mg NH}_3/\text{m}^2/\text{día}$). La evolución de las emisiones después del cierre fue desigual en los dos ciclos estudiados, según se muestra en la Figura 3. En el primer ciclo (T2A), la evolución de las emisiones se ajustó al modelo propuesto, según la ecuación:

$$y = 104,2 + 91,7 (1/t) \quad p = 0,0014; R^2 = 0,997$$

Atendiendo a resultados en los días muestreados (1, 5, 15 y 30 días tras el cierre) se consideró conveniente realizar mediciones más frecuentes en el segundo ciclo, con el objetivo de caracterizar con más detalle esta variación de

Tabla 3. Concentración de nutrientes en el suelo de las parcelas del sistema semiextensivo, antes del pastoreo y una vez producido el cierre una semana después
 Table 3. Nutrient concentration in the soil of grazing areas in the semi-extensive system, before grazing and one week after closure

| Año de prueba | Momento | N % | NO ₃ mg/Kg | NH ₄ ⁺ mg/Kg | PMN mg/Kg | P µg/g | K meq/100 g | Mg meq/100 g | Ca meq/100 g | Na meq/100 g | Bases total |
|---------------|---------|------|-----------------------|------------------------------------|-----------|--------|-------------|--------------|--------------|--------------|-------------|
| 2007 | antes | 0,22 | 16,7 | 14,7 | 70,0 | 29,7 | 0,85 | 4,98 | 12,9 | 0,40 | 19,09 |
| | cierre | 0,28 | 19,4 | 22,2 | 106,1 | 27,7 | 0,85 | 5,10 | 12,4 | 0,37 | 18,69 |
| p | | *** | NS | * | *** | NS | NS | NS | NS | NS | NS |
| 2008 | antes | 0,26 | 19,1 | 20,0 | 95,5 | 29,1 | 0,89 | 5,58 | 13,29 | 0,39 | 20,15 |
| | cierre | 0,25 | 29,3 | 34,9 | 76,8 | 30,6 | 0,91 | 5,78 | 13,29 | 0,41 | 20,39 |
| p | | NS | ** | * | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS |

Tabla 4. Parámetros de las regresiones de la concentración de nutrientes en el suelo, en función del los días transcurridos desde el cierre de las parcelas de pastoreo (t), utilizando año (A) como variable dummy
 Table 4. Regression parameters of nutrient concentration in the soil, as a function of time (days) after closing the grazing areas (t), using the year of study (A) as dummy variable

| Nutriente | Unidades | β ₀ | p | β ₁ | p | β ₂ | p | β ₃ | p | R ² | P modelo |
|-----------------|-----------|----------------|-----|----------------|-----|----------------|----|----------------|----|----------------|----------|
| N | % | 0,282 | *** | -0,035 | *** | -0,001 | ** | 0,001 | ** | 0,0678 | *** |
| NO ₃ | µg/g | 18,713 | *** | 5,310 | NS | 0,182 | NS | 0,383 | NS | 0,1988 | *** |
| NH ₄ | µg/g | 22,075 | *** | 10,673 | NS | -0,089 | NS | 0,551 | NS | 0,1596 | *** |
| PMN | mg/Kg | 113,400 | *** | -23,975 | NS | -51,018 | NS | 3,068 | NS | 0,0014 | NS |
| P | µg/g | 27,520 | *** | 1,364 | NS | -0,181 | NS | 0,483 | ** | 0,1722 | *** |
| K | meq/100 g | 0,844 | *** | 0,034 | NS | -0,002 | NS | 0,009 | * | 0,1636 | *** |
| Na | meq/100 g | 0,364 | *** | 0,008 | NS | 0,0001 | NS | 0,002 | NS | 0,0978 | *** |
| Mg | meq/100 g | 5,072 | *** | 0,792 | ** | 0,0004 | NS | -0,015 | NS | 0,0454 | * |
| Ca | meq/100 g | 12,436 | *** | 1,273 | ** | -0,011 | NS | 0,006 | NS | 0,0757 | *** |
| Bases totales | meq/100 g | 18,712 | *** | 2,107 | ** | -0,013 | NS | -0,023 | NS | 0,0655 | *** |

Tabla 5. Parámetros de las regresiones de la concentración de nutrientes en el suelo, en función del los días transcurridos desde el cierre (t) de las parcelas de encierro permanente, utilizando año (A) como variable dummy
 Table 5. Regression parameters of nutrient concentration in the soil, as a function of time (days) after closing of permanent parcels (t), using the year of study (A) as dummy variable

| Nutriente | Unidades | β_0 | p | β_1 | p | β_2 | p | β_3 | p | R ² | P modelo |
|-----------------|-----------|-----------|-----|-----------|-----|-----------|-----|-----------|-----|----------------|----------|
| N | % | 0,247 | *** | 0,034 | NS | 0,002 | *** | -0,002 | *** | 0,4209 | *** |
| NO ₃ | µg/g | -15,317 | NS | 102,039 | *** | 1,559 | *** | -1,448 | *** | 0,4421 | *** |
| NH ₄ | µg/g | 4,135 | NS | 0,583 | NS | 1,650 | *** | -1,097 | ** | 0,4229 | *** |
| PMN | mg/Kg | 47,379 | NS | -41,935 | NS | 2,538 | NS | -0,592 | NS | 0,1058 | NS |
| P | µg/g | 26,254 | * | 37,714 | ** | 0,435 | NS | 0,494 | NS | 0,146 | * |
| K | meq/100 g | 0,659 | * | 0,813 | * | 0,015 | ** | -0,015 | * | 0,1501 | * |
| Na | meq/100 g | 0,337 | *** | 0,227 | ** | 0,005 | *** | -0,003 | * | 0,3621 | *** |
| Mg | meq/100 g | 4,543 | *** | 1,883 | *** | 0,019 | * | -0,026 | * | 0,1910 | ** |
| Ca | meq/100 g | 13,601 | *** | 0,437 | NS | -0,008 | NS | -0,011 | NS | 0,0243 | NS |
| Bases totales | meq/100 g | 19,139 | *** | 3,360 | NS | 0,030 | NS | -0,033 | NS | 0,0614 | NS |

Tabla 6. Concentración de nutrientes en el suelo de las parcelas de encierro permanente en el día 79 y 94 del ciclo de engorde, para la prueba realizada en 2007(T2)
 Table 6. Concentration of nutrients in the soil in the permanent enclosure parcels in the days 79 and 94 of the fattening period for the first experiment (T2)

| Año de prueba | Momento | N % | NO ₃ mg/Kg | NH ₄ ⁺ mg/Kg | PMN mg/Kg | P µg/g | K meq/100 g | Mg meq/100 g | Ca meq/100 g | Na meq/100 g | Bases total |
|---------------|---------|-----|-----------------------|------------------------------------|-----------|--------|-------------|--------------|--------------|--------------|-------------|
| 2007 | Día 79 | 0,4 | 130,8 | 139,9 | 170,8 | 66,8 | 2,1 | 5,8 | 13,5 | 0,7 | 22,1 |
| | Día 94 | 0,3 | 59,3 | 61,5 | 112,8 | 30,5 | 1,2 | 5,1 | 12,8 | 0,5 | 19,6 |
| p | | * | * | * | * | * | * | NS | ** | NS | * |

Tabla 7. Precipitación y escurrimiento superficial de agua y nutrientes (N y P) para los eventos de lluvia producidos dentro del período experimental en 2007

Table 7. Precipitation and run-off of water and nutrients (N and P) for the rain events happened in the experimental period in 2007

| Día del ciclo | Precipitación L/m ² | Muestra | Cantidad de escurrimiento L / m ² | Escurrimiento de P mg/m ² | Escurrimiento de N mg/m ² |
|---------------|--------------------------------|-------------------|--|--------------------------------------|--------------------------------------|
| 68 | 19,4 | Parcelas pastoreo | 1,4 | 2,2 | 240,9 |
| | | Encierro | 0,4 | 1,2 | 128,3 |
| 72 | 12,2 | Parcelas pastoreo | 0,3 | 0,3 | 46,1 |
| | | Encierro | 1,0 | 1,2 | 157,2 |
| 73 | 24,6 | Parcelas pastoreo | 1,0 | 0,9 | 108,4 |
| | | Encierro | 1,4 | 2,1 | 305,4 |
| 81 | 33,8 | Parcelas pastoreo | 1,0 | 1,7 | 51,7 |
| | | Encierro | 3,7 | 33,6 | 408,9 |

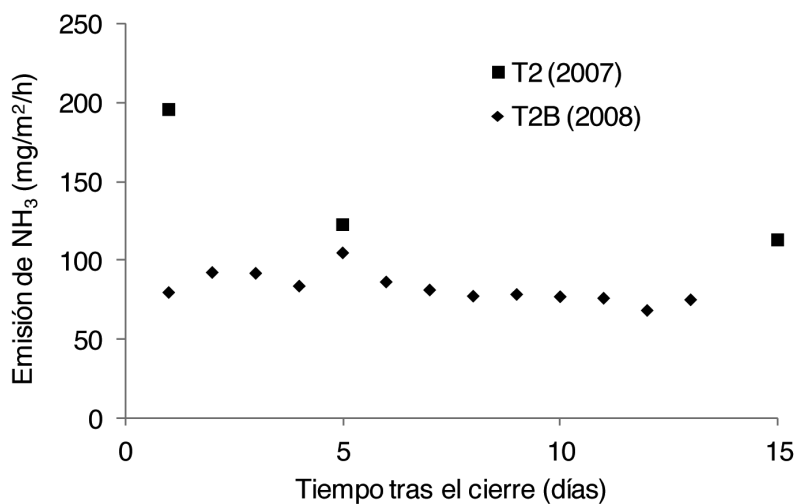


Figura 3. Evolución de la emisión de NH₃ tras el cierre de las parcelas de pastoreo, en el sistema semiextensivo de engorde de cerdos en ambos experimentos (T2 y T2B).

Figure 3. Evolution of the NH₃ emission as a function of time (days) after closure of grazing parcels in the semi-extensive pig fattening system for both experiments (T2 and T2B).

las emisiones en las dos semanas tras el cierre del acceso a la parcela. Sin embargo, en el segundo ciclo la evolución de las emisiones fue completamente distinta, tal como se observa en la Figura 3. Así, el modelo de emisión propuesto resultó no significativo ($p > 0,05$), de forma que no pudo confirmarse la pauta de evolución de emisiones identificada el año anterior. Las emisiones de las parcelas de encierro desde la salida de los animales (fin del ciclo) hasta los 52 días posteriores, mostraron variaciones erráticas entre días, con una media de $75,7 \pm 23,8 \text{ mg NH}_3/\text{m}^2/\text{día}$.

Discusión

Consumo y eficiencia de utilización alimenticia

El pienso fue el componente principal en la alimentación de los animales en ambos casos (T1 y T2) y su consumo no difirió entre los animales confinados y los que tenían acceso a pastura. El consumo de pastura, tuvo poca importancia en el total de MS ingerida y no llegó a provocar una reducción en la ingesta de pienso como la obtenida por Bauzá *et al.* (2005). En este sentido, se debe considerar que la libre disponibilidad de pienso puede influir en el comportamiento alimentario de los cerdos. Así, Barlocco (2007) obtuvo un aprovechamiento de la pastura muy superior al de este estudio en condiciones de pienso restringido, alcanzando así un compromiso económico favorable.

La baja calidad del forraje es también un elemento a considerar en la reducción del consumo, pudiendo ser responsable de la baja importancia del mismo en el total de la MS ingerida, distando mucho de constituir hasta el 30% de la MS total como han determinado otros autores (Arenare *et al.*, 1997; Azzarini *et al.*, 1973; Bauzá *et al.*; 2005). Las pasturas utilizadas para engorde de cerdos normal-

mente realizan un aporte energético del orden de las 2.8 Mcal de ED y 15 a 22% de proteína digestible por kg de MS. (Bauzá, 2005). Según este autor la digestibilidad de la proteína en general es alta en los forrajes tiernos, hasta que el cultivo madura y aumenta la lignificación de la planta, reduciendo su aprovechamiento por los cerdos. La digestibilidad de las hojas puede variar de 18% a 84% con una media de 54%, la cual es causada por factores genéticos, ambientales, nutricionales y estado fenológico de la planta (Trujillo y Uriarte, 2004).

El severo déficit hídrico provocó una rápida senescencia de las pasturas reduciendo su disponibilidad y calidad, lo cual pueden haber influido tanto en la reducción del consumo como en el aprovechamiento del alimento.

El aumento en el índice de conversión alimenticia de los animales en el sistema de campo responde a una menor ganancia de peso para un mismo consumo de pienso, lo cual podría corresponderse con la mayor actividad de los animales en pastoreo (Edwards, 2005). Sin embargo, resulta difícil aislar otros componentes del sistema que podrían estar afectando al índice de conversión, como es el caso del ambiente (Hansen *et al.*, 2006; Bee *et al.*, 2004). En términos prácticos, los cerdos parecen haber cubierto sus necesidades alimenticias en base al consumo de pienso, siendo cuantitativamente poco importante el consumo de pastura. Estos resultados sugieren que, para condiciones de marcado estrés hídrico y libre disponibilidad de concentrado, los animales consumen la pastura de forma complementaria como parte de su comportamiento exploratorio, pero no en suficiente cantidad como para reducir el consumo de pienso.

Registros ambientales

En general, los valores obtenidos de nutrientes en suelo antes del ingreso de los animales a las parcelas de pastoreo son concordantes

con los esperables para este tipo de suelo según Duran y Garcia-Préchac, 2007). Sin embargo las concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- son menores a lo esperable en suelos de pasturas con leguminosas (Carriquiry *et al.*, 1999; Sawchik, 2001), que pudo ser causado por la fijación balance neto de nitrógeno entre la fijación biológica y el consumo de las plantas forrajeras dado el elevado porcentaje de gramíneas (57% en 2007 y 67% en 2008), en comparación con el 20 al 40% habitualmente manejado en este tipo de pasturas (Risso, 1997).

Tras una semana de período de pastoreo la concentración de N total en el suelo se incrementó como era esperable por la contribución de las deyecciones de los cerdos. Sin embargo, ese período de pastoreo no fue suficiente para incrementar significativamente la concentración de NO_3^- , quedando el nitrógeno excretado principalmente en forma orgánica. Este hecho pudo estar relacionado con que el aporte provenía mayoritariamente de las heces y no de la orina, dado que la deposición de orina en los cerdos se da en las cercanías de las áreas de descanso, mientras que la deposición de heces se tiende a producir en las zonas de actividad (Quintern y Sundrum, 2006). Así, cabe esperar que la cantidad de deyecciones en el área de pastoreo fuera muy baja, tal y como describen Salomon *et al.* (2007). Estos autores encontraron que sólo un 5% de los nutrientes excretados eran depositados en el área de pastoreo, siendo la mayor parte excretado en las zonas de refugio, comederos y bebederos.

En el caso del fósforo, la estabilidad en las concentraciones podría derivar de la misma situación, en la cual el contenido de las heces no fue transferido al suelo dado que el lapso de 7 días de pastoreo pudo no ser suficiente para la degradación en condiciones de baja humedad, ya que era observable la desecación de éstas y su permanencia en la superficie. Los modelos de regresión muestran que en plazos mayores, en T2B la concentración de fósforo

en el suelo comienza a aumentar hacia el día 60 después del cierre de las parcelas. Sin embargo, en T2 en las mediciones hechas del día 0 al 30 muestran una leve tendencia descendente que podría explicarse mediante un balance de escasa incorporación de fósforo de las heces y una mayor extracción de este nutriente por la pastura. Así, la alta variabilidad de las muestras, y la característica del fósforo de ser muy poco móvil en la solución del suelo y rápidamente retenido por las arcillas y la materia orgánica (Duran y Garcia-Préchac, 2007), dificultan poder evaluar la tasa de incorporación de este nutriente al suelo.

Pese a que la movilidad del nitrógeno mineralizado es alta en la solución del suelo, la tendencia de las regresiones obtenidas para las concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- , muestran tendencia a mantenerse estables en T2, por lo que refuerza la hipótesis de muy escasa degradación de las heces y la incorporación al suelo de los nutrientes. En las condiciones estudiadas, la lenta tasa de liberación de los nutrientes es una característica positiva para evitar las pérdidas por lixiviación o escurrimiento superficial, pero esta situación podría diferir en condiciones más húmedas que las estudiadas en este trabajo.

En el área de encierro permanente, donde se concentra la mayor parte de la actividad de los animales y se acumulan las deyecciones a lo largo de todo el ciclo, la concentración de nutrientes se incrementó con el paso del tiempo, lo cual era esperable por el continuo aporte de deyecciones. Sin embargo el caso de los nitratos, en T2B los valores son elevados desde los primeros días y se mantienen con una tendencia estable durante el ciclo, aunque con elevada variabilidad. Los elevados valores iniciales se debieron probablemente a que esa misma parcela había alojado a los cerdos de del anterior estudio (T2) un año antes.

La escasez de precipitaciones en los dos períodos experimentales pudo condicionar las pérdidas de nutrientes del sistema a aquellas

que pudieran producirse por volatilización. Sin embargo, en el primer experimento (T2) los eventos de lluvia registrados en los últimos días del período de engorde produjeron una reducción en la concentración de nutrientes. Respecto a esa reducción existen evidencias de que las pérdidas se produjeron tanto por lixiviación como por escurrimiento superficial. El escurrimiento superficial y su arrastre de nutrientes queda demostrado por las muestras recogidas en los sistemas de medición de escurrimiento. Aunque no se determinó la pérdida de nutrientes por lixiviación, las características de las precipitaciones y del perfil del suelo evidencian que su cuantía fue escasa. En efecto, la presencia de un horizonte "B textural" con alta concentración de arcillas y muy baja permeabilidad hacen que las pérdidas de nutrientes por escurrimiento profundo sean muy limitadas (Duran and García-Préchac, 2007). En las condiciones estudiadas la sequía provocó una paralización en el crecimiento de las pasturas, con producciones de 535 y 402 kg /ha para T2 y T2B, respectivamente, mientras que una producción promedio se estima en unos 3.600 kg/ha durante el mismo período. Por tanto cabe esperar que la retención de nutrientes en los tejidos vegetales no fuera un mecanismo importante en ese período. Según Quintern y Sundrum, (2006) la acumulación de nutrientes en el suelo es uno de los principales riesgos ecológicos de éste tipo de sistemas, no obstante ello dependerá en gran medida de la magnitud de la entrada de nutrientes al sistema y la duración de la restricción hídrica.

En lo que respecta a las pérdidas por emisiones de amoníaco en las parcelas de pastoreo, existe un aumento sustancial comparando la situación previa y posterior a la semana de pastoreo. La volatilización de amoníaco depende del total de nitrógeno amoniacal aportado (Webb *et al.*, 2005b), que en este caso proviene del nitrógeno orgánico rápidamente degradable, fundamentalmente

proveniente de la orina. Los valores absolutos registrados están muy por debajo de los reportados por otros autores (Ivanova-Peneva *et al.*, 2008; Basset-Mens *et al.*, 2007) pero las cantidades emitidas son muy dependientes de la intensidad del pastoreo (que en este caso fue baja) y de las diferentes condiciones ambientales, especialmente la humedad del suelo (Misselbrook *et al.*, 2007, Mkhabela *et al.*, 2009). El método utilizado para su estimación podría a su vez estar determinando también algunas diferencias, ya que las cámaras estáticas pueden subestimar las emisiones y tienen alta sensibilidad a la variabilidad espacial de las mismas.

La gran variabilidad que se observa entre las mediciones, sugiere que la emisión no es uniforme en toda la superficie como fuera reportado por Watson *et al.* (2003) y Sommer *et al.* (2001). Esta disparidad, seguramente esté muy influida por la distribución de las deyecciones y principalmente la existencia o no de deposiciones de orina en la zona donde se colocaba la cámara de medida.

A pesar de ello es posible determinar una tendencia general de las emisiones de NH_3 a ser más altas en los primeros días posteriores al pastoreo de las parcelas, para luego reducirse con el transcurso de los días. Esta situación ha sido reportada para la aplicación de purín a pasturas, aunque en estos casos las emisiones son mucho más elevadas en el período de 0 a 48 horas tras la aplicación, con una marcada reducción posterior (Sommer y Hutchings, 2001; Pain *et al.*, 1990; Misselbrook *et al.*, 2004). En este caso, si bien la magnitud de las emisiones es muy inferior a la de aplicación de purines, el efecto se extiende más en el tiempo.

Los resultados obtenidos parecen indicar que, en las condiciones ambientales y de manejo estudiadas, el área de pastoreo está sometida a una baja carga contaminante por aporte de nutrientes, que además pueden

permitir la integridad y la persistencia de la pastura. Esto se traduce en leves cambios en el contenido de nutrientes del suelo, y unas pérdidas de nutrientes reducidas por escorrentía y emisión (NH_3). Por el contrario, el área de encierro permanente es donde se realizan los aportes más importantes de nutrientes, por la presencia continuada de los animales en la misma. La acumulación de nutrientes en esta zona, junto con la eliminación de la cobertura vegetal, pueden comprometer la integridad de la pastura y aumentar las pérdidas de nutrientes por escorrentía, lixiviación o volatilización. Por tanto, si bien es muy complicado cambiar la ubicación del área de refugio y alimentación dentro de un ciclo de engorde de los cerdos, sí que debería considerarse entre ciclos consecutivos.

Así pues, es necesario avanzar en el conocimiento que permita establecer una distribución óptima entre las zonas de pastoreo (sometidas a menor carga contaminante) y el encierro permanente, donde se localiza la mayor acumulación de nutrientes y por tanto los mayores riesgos ambientales. Así, para determinar la disposición adecuada de las parcelas de encierro permanente y de pastoreo resulta necesario conocer mejor el comportamiento de estos animales, y a su vez realizar un seguimiento a largo plazo de los nutrientes en el suelo, las emisiones de gases (NH_3) y las pérdidas por lixiviación y escorrentía.

Conclusiones

El sistema de producción no afectó el consumo total, sin embargo los animales a campo tuvieron un crecimiento y una eficiencia de conversión alimenticia menor. El aporte de la pastura al consumo total no presenta una gran importancia desde el punto de vista cuantitativo en condiciones de suministro de pienso a libre disponibilidad. En las condiciones estudiadas, la carga animal utilizada

en el sistema de pastoreo no tuvo un efecto significativo sobre la concentración de nutrientes en el suelo, excepto NH_4 y NO_3 . Por tanto, en las condiciones y el período de tiempo estudiados, los análisis realizados no confirman que la cría de cerdos a campo constituya una fuente contaminante significativa del suelo. En las parcelas de encierro permanente se producen condiciones de mayor acumulación de nutrientes, lo cual aumenta el riesgo de pérdidas por volatilización o escurrimiento.

Referencias

- Anderson N, Strader R y Davidson C, 2003. Airborne reduced nitrogen: ammonia emissions from agriculture and other sources. *Environment International* 29(2-3), 277-286.
- Arenare L, Couto P, Mauri P, 1997. Determinación del consumo de alfalfa cortada por cerdos de diferentes categorías. Tesis Ing. Agr., Montevideo, Uruguay, Facultad de Agronomía. 68 p.
- Azzarini A, Estevez R, Ruiz M, 1973. Influencia del pastoreo en la economía de los concentrados en la preparación de los cerdos para el mercado. Primer Congreso Nacional de Producción Animal. Paysandú. Facultad de Agronomía. 23 p.
- Barloco N, 2005. Alimentación de cerdos en crecimiento y engorde, en pastoreo permanente. Utilización de Pasturas en la alimentación de cerdos, 15-21. Montevideo. Facultad de Agronomía.
- Barloco N, 2007. Recría y terminación de cerdos en condiciones pastoriles. IX Encuentro de Nutrición y Producción en Animales Monogástricos, 87-94. Montevideo, UDELAR, INIA.
- Basset-Mens C, van der Werf HMG, Robin P, Morvan T, Hassouna M, Paillat JM y Vertès F, 2007. Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig production systems. *Journal of Cleaner Production* 15(15), 1395-1405.

- Bauzá R, 2005. Uso de pasturas en el crecimiento-terminación de cerdos: pastoreo con acceso restringido. Utilización de Pasturas en la alimentación de cerdos, 23-31. Montevideo. Facultad de Agronomía.
- Bauzá R, González A, Panissa G, Petrocelli, H y Miller V, 2005. Evaluación de dietas para cerdos en recría incluyendo forraje y suero de queso. Revista Argentina de Producción Animal, 25, pp. 11-18.
- Bee G, Guex G y Herzog W, 2004. Free-range rearing of pigs during the winter: Adaptations in muscle fiber characteristics and effects on adipose tissue composition and meat quality traits. Journal of Animal Science 82(4), 1206-1218.
- Canh TT, Verstegen MWA, Aarnink AJA y Schrama JW, 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.
- Carpenter SR, 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 102(29), 10002-10005.
- Carrquiry M, Morón A y Sawchik J, 1999. Potencial de mineralización de Nitrógeno en suelos del área agrícola del Uruguay. Actas del XIV Congreso latinoamericano de Ciencia del Suelo. Temuco, Chile.
- DIEA, 2007. Encuesta Porcina 2006. Caracterización de la situación productiva, tecnológica, comercial y social del sector porcino. FPTA, MGAP-INIA, 170, pp. 1-71. Montevideo.
- DIEA, 2010. Anuario Estadístico 2010. MGAP. Montevideo.
- Dourmad JY, Seve B, Latimier P, Boisen S, Fernandez J, Peet-Schwering C y Jongbloed AW, 1999. Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark. Livestock Production Science 58(3), 261-264.
- Duran A y Garcia-Préchac F, 2007. Los suelos del Uruguay. Origen, clasificación, manejo y conservación. 1[1], Hemisferio Sur, Montevideo.
- Edwards SA, 2005. Product quality attributes associated with outdoor pig production. Livestock Production Science 94(1-2), 5-14.
- Franklin DH, Cabrera ML, Steiner JL, Endale DM y Miller WP, 2001. Evaluation of percent flow captured by a small in-field runoff collector. Transactions of the Asae, 44(3), pp. 551-554.
- Hansen LL, Claudi-Magnussen C, Jensen SK y Andersen HJ, 2006. Effect of organic pig production systems on performance and meat quality. Meat Science 74(4), 605-615.
- INIA-GRAS, 2009. Monitoreo Mensual de la Vegetación. Sistemas de Información y teledetección. www.inia.org.uy
- Inouye RS y Tilman D, 1995. Convergence and divergence of old-field vegetation after 11 years of nitrogen addition. Ecology 76, 1872-1877.
- IPCC, 2006. Emissions from Livestock and Manure Management. En: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and other Land Use. Pag. 1-87. Hayama (Kanagawa), Japan.
- IRI, 2012. ENSO Quik Look. <http://iri.columbia.edu/climate/ENSO/currentinfo/QuickLook.html>. Last modified: 01/19/2012
- Ivanova-Peneva SG, Aarnink AJA and Verstegen MWA, 2008. Ammonia emissions from organic housing systems with fattening pigs. Biosystems Engineering 99(3), 412-422.
- Kruk C, Rodríguez-Gallego L, Meerhoff M, Quintans F, Lacerot G, Mazzeo N, Scasso F, Paggi J, Peeters E y Marten S, 2009. Determinants of biodiversity in subtropical shallow lakes (Atlantic coast, Uruguay). Freshwater Biology 54(12), 2628-2641.
- Leborgne R, 1983. Antecedentes técnicos y metodología para presupuestación en establecimientos lecheros. 2ª ed. Hemisferio Sur, Montevideo. 54p.
- Krupa SV, 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. Environmental Pollution 124, 179-221.
- Melse RW, Ogink NWM y Rulkens WH, 2009. Overview of European and Netherlands' regulations

- on airborne emissions from intensive livestock production with a focus on the application of air scrubbers. *Biosystems Engineering* 104(3), 289-298.
- MET URUGUAY, 2009. Características climáticas del Uruguay. <http://meteorologiauruguay.blogspot.com/2009/04/caracteristicas-climaticas-de-uruguay.html>
- MGAP, INIA, FAGRO y INAC, 2005. Evaluación Bioeconómica de Sistemas de Producción de Cerdos. FPTA, INIA, 130. Montevideo.
- Milne JA, 2005. Societal expectations of livestock farming in relation to environmental effects in Europe. *Livestock Production Science* 96(1), 3-9.
- Misselbrook T, Martinez J y Huijsmans J, 2007. Gaseous emissions from agricultural systems. Papers presented at the 11th Conference of the FAO Escorena Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN), 'Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety', Murcia, Spain, 6-9 October 2004. *Biosystems Engineering* 97(4), 429-532.
- Misselbrook TH, Smith KA, Jackson DR y Gilhespy SL, 2004. Ammonia emissions from irrigation of dilute pig slurries. *Biosystems Engineering* 89(4), 473-484.
- Mkhabela MS, Gordon R, Burton D, Smith E y Madani A, 2009. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130(1-2), 41-49.
- Moliterno E, 1986. Medición de Pasturas. Facultad de Agronomía, (469), pp. 1-9. Paysandú, Uruguay.
- Noblet J y Pérez. JM, 1993. Prediction of digestibility y of nutrients and energy values of pig diets from chemical analysis. *Journal of Animal Science*. 71, 3389-3398.
- Pain BF, Phillips VR, Clarkson CR, Misselbrook TH, Rees YJ y Farrent JW, 1990. Odour and ammonia emissions following the spreading of aerobically-treated pig slurry on grassland. *Biological Wastes* 34(2), 149-160.
- Payet N, Findeling A, Chopart JL, Feder F, Nicolini E, Saint Macary H y Vauclin M, 2009. Modelling the fate of nitrogen following pig slurry application on a tropical cropped acid soil on the island of Reunion (France). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 134(3-4), 218-233.
- Quintern M y Sundrum A, 2006. Ecological risks of outdoor pig fattening in organic farming and strategies for their reduction. Results of a field experiment in the centre of Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 117(4), 238-250.
- Risso D, 1997. Producción de carne sobre pasturas: Suplementación estratégica para el engorde de ganado. Serie técnica (83) 1-10, INIA La Estanzuela, Colonia, Uruguay.
- Ropelewski CF, Halpert MS, 1987. Global and regional scale precipitation patterns associated with the El Niño / Southern Oscillation. *Monthly Weather Review* 115, 1606-1626.
- Salomon E, Hkerhielm H, Lindahl C y 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.
- SAS Institute Inc, 2008. SAS/STAT 9.2. User's Guide, SAS Institute Inc., Cary, NC (2008).
- Sawchik J, 2001. Dinámica del nitrógeno en la rotación cultivo-pastura bajo laboreo convencional y siembra directa. Edición: Díaz-Rosello, R. En: Siembra Directa en el Cono Sur. PROCISUR.
- Sommer SG y Hutchings NJ, 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. *European Journal of Agronomy* 15, 1-15.
- Sommer SG, Sogaard HT, Moller HB y Morsing S, 2001. Ammonia volatilization from sows on grassland. *Atmospheric Environment* 35, 2023-2032.
- SSSA, 1986a. Core method. In: SSSA Book Series: 5 Methods of Soil Analysis. Part 1 Physical and Mineralogical Methods, ASA. SSSA. Madison Wisconsin USA. 364-365.
- SSSA, 1986b. Pressure cell apparatus "Richards". In: SSSA Book Series: 5 Methods of Soil Analysis. Part 1 Physical and Mineralogical Methods, ASA. SSSA. Madison Wisconsin USA. 635-660.

- Trujillo I y Uriarte G, 2011) Valor nutritivo de las pasturas. Curso de Nutrición Facultad de Agronomía. <http://prodanimal.fagro.edu.uy/cursos/NUTRICION/TEORICOS/Tema 2>. Última actualización 29-3-2011.
- USDA, 1972. Pipet Method. USDA – Soil Conservation Service. Soil Survey Investigations Report No. 1 Washington. 63 p.
- Viñas M y Gutiérrez S, 2008. Estimación de los parámetros nacionales y básicos para el procesamiento y utilización de residuos sólidos y líquidos de tambos. FPTA, INIA, 138.
- Watson CA, Atkins T, Bento S, Edwards AC y Edwards SA, 2003. Appropriateness of nutrient budgets for environmental risk assessment: a case study of outdoor pig production. *European Journal of Agronomy* 20(1-2), 117-126.
- Webb J, Anthony SG, Brown L, Lyons-Visser H, Ross C, Cottrill B, Johnson P. y Scholefield D, 2005a. The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105(1-2), 307-321.
- Webb J, Menzi H, Pain BF, Misselbrook TH, Dammgen U, Hendriks H y Dohler H, 2005b. Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution* 135(3), 399-406.
- Williams AE, Lund LJ, Johnson JA y Kabala ZJ, 1998. Natural and anthropogenic nitrate contamination of groundwater in a rural community, California. *Environmental Science and Technology* 32, 32-39.

(Aceptado para publicación el 6 de marzo de 2012)