

Seminario:
Sustentabilidad Ambiental de los
Sistemas Lecheros en un Contexto
Económico de Cambios

MONTEVIDEO, NOVIEMBRE 2011

Serie Actividades de Difusión N°663



INIA La Estanzuela

Seminario:
Sustentabilidad Ambiental de los
Sistemas Lecheros en un Contexto
Económico de Cambios

Montevideo, Noviembre 2011
Serie Actividades de Difusión N°663

Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria
URUGUAY

CONTENIDO

Página

Balance de nutrientes en tambos. Una herramienta de aproximación al posible potencial de impacto ambiental desde fuentes difusas. <i>Alejandro La Manna, Henry Durán, Verónica Ciganda, Juan Mieres, Yamandú Acosta</i>	1
Dinámica de nutrientes e impacto ambiental de los potreros de sacrificio. Resultados del monitoreo de una red de potreros de sacrificio en predios de productores. <i>Verónica Ciganda y Alejandro La Manna</i>	6
Determinación de los parámetros a ser usados en una matriz de riesgo geográfica-predial para clasificar los riesgos potenciales de contaminación de los tambos. (Trabajo realizado para el INALE) <i>Alejandro La Manna, Enrique Malcuori, Omar Casanova, Elena de Torres, Jorge Marzaroli, Carlos Vasallo y Daniel Zorrilla</i>	8
Aplicación de la matriz de riesgo ambiental en 130 tambos de la cuenca medio inferior del Río Santa Lucía Chico. (Proyecto Florida Sustentable) <i>Alejandro La Manna, Enrique Malcuori, Andrés Barreira, María Cazet, Fernanda Figueredo, Juan C. Zorrilla, Luis Nicola, Fernanda Pérez, Magdalena Hill, Vanesa Olivero, Viviana Martínez</i>	13
Impacto de la producción lechera en la calidad del agua. <i>Rafael Arocena, Guillermo Chalar, Carlos Perdomo, Daniel Fabián, Juan Pablo Pacheco, Mauricio González, Vanesa Olivero, Macarena Silva, Patricia García</i>	18
Lechería: Cambios recientes y perspectivas. <i>Mario Fossatti</i>	21
Avances en el estudio de la Huella de Carbono de la lechería en Uruguay <i>Laura Astigarraga, Valentín Picasso</i>	29
Consideraciones sobre emisiones de oxido nitroso en la lechería de Uruguay. <i>Verónica Ciganda</i>	37
La calidad de los suelos bajo producción lechera en los principales departamentos de la cuenca: Carbono y Nitrógeno. <i>Alejandro Morón, Juan Molfino, Wilfredo Ibáñez, Jorge Sawchik, Alvaro Califra, Emigdio Lazbal, Alejandro La Manna, Enrique Malcuori</i>	41
Los sistemas lecheros y su impacto en el recurso suelo. <i>Roberto Díaz-Rossello y Henry Durán</i>	47

Balance de nutrientes en tambos. Una herramienta de aproximación al posible potencial de impacto ambiental desde fuentes difusas.

Alejandro La Manna¹, Henry Durán², Verónica Ciganda³, Juan Mieres⁴, Yamandú Acosta⁴

En los últimos 30 años el Sector lechero uruguayo ha procesado una profunda transformación, pasando de una situación de importador neto de lácteos en la década de 70, a exportar actualmente más del 60 % de la leche producida. La explicación de este crecimiento, en un contexto internacional desfavorable (barreras arancelarias, políticas de subsidios de países exportadores, etc.) se encuentra en la incorporación continua y creciente de tecnologías que permitieron un sustancial incremento de la productividad para mantener el ingreso.

A la vez, en los últimos 35 años la producción de alimentos se duplicó pero el uso de fertilizantes nitrogenados, fosforados, tierras irrigadas y en cultivos se multiplicó por 6,87; 3,48; 1,68 y 1,1 respectivamente (Tilman, 1999). Este incremento en fertilizantes junto con una mayor carga por hectárea y un mayor uso de concentrados ha llevado a mayores problemas potenciales de contaminación. Sin embargo los problemas de contaminación con nutrientes no son generalmente el resultado de mal manejo por los productores sino del desarrollo de sistemas agropecuarios sin costos o penalidades asociadas a una calidad ambiental (Beegle et al., 2000).

El caso del desarrollo lechero de Uruguay no escapa al contexto de otros desarrollos agropecuarios en el mundo. La caída sostenida de los precios en dólares constantes, salvo algunos años, llevó al productor a dos posibles estrategias para mantener o mejorar su ingreso: agrandarse a nivel de establecimiento y/o intensificarse. La intensificación en Uruguay ha pasado como se desprende de los cambios tecnológicos en una mayor especialización, aumentos de carga, uso del suelo más intenso y aumento del suministro de concentrados. El uso creciente de insumos puede desembocar en polución desde puntos difusos. El manejo de nutrientes es la estrategia internacional para estos casos (Beegle et al., 2000).

Es necesario entonces entender como es el flujo de nutrientes dentro de un agroecosistema. Desde el punto de vista de la sostenibilidad y de su impacto en el ambiente los sistemas pueden ser extractivos, neutros o excedentarios en nutrientes. Las pérdidas de nutrientes de estos sistemas puede ser de una fuente bien definida (por ej. de la sala de ordeño) o de fuentes difusas (pérdidas de nutrientes por erosión etc.). Cualquiera de estos tipos de pérdidas afecta la calidad del agua, del suelo y del aire.

Las pérdidas de nutrientes de fuentes definidas son identificables y su manejo se puede realizar para minimizar cualquier impacto en el medio ambiente. En cambio las pérdidas difusas o de más de un punto del sistema son por lo general más difíciles de detectar y pueden llegar a tener un impacto importante sobre la calidad del agua, del suelo, del aire y de la sostenibilidad del sistema.

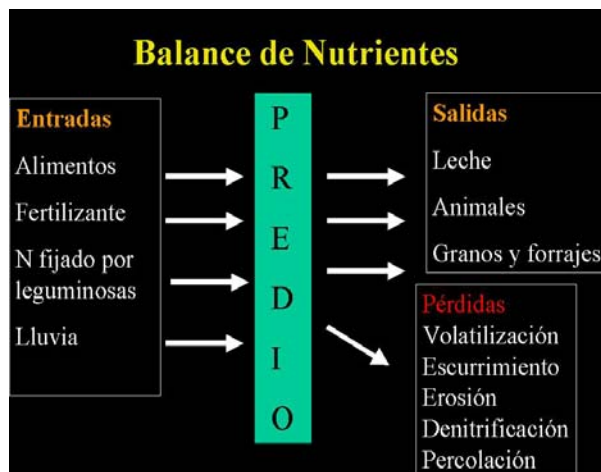
El manejo de nutrientes integra diferentes aspectos del predio. Este manejo comienza con un balance donde se cuantifican los nutrientes que entran en el predio y los nutrientes que dejan el predio (Tyrell, 2001). Dentro de los límites del predio las entradas de nutrientes son alimentos que se traen de afuera (ración, fardo etc.), fertilizante, N fijado por las leguminosas y lluvia, mientras que las salidas pueden ser controladas como es el caso de productos animales o vegetales o no controladas o pérdidas como volatilización, percolación, denitrificación, escurrimiento y erosión. La figura 1 resume los conceptos anteriormente mencionados.

¹ Ing. Agr. (PhD), Director Programa Producción de Leche, INIA.

² Ing. Agr. (MSc) (retirado), INIA La Estanzuela

³ Ing. Agr. (MSc), Programa Producción y Sustentabilidad Ambiental, INIA La Estanzuela.

⁴ Ing. Agr. (MSc), Programa Producción de Leche, INIA La Estanzuela.



El manejo integral de nutrientes abarca diferentes áreas de conocimiento e investigación además de un pormenorizado registro de información a nivel de sistemas.

Los criterios generales que integran y se toman en cuenta para un manejo integral de nutrientes son:

- Estimación de pérdidas de nutrientes y la influencia de diversas prácticas de conservación o manejo sobre estos y sobre el ambiente.
- Reciclaje de nutrientes
- Almacenamiento de estiércol y aguas residuales
- Estrategias de alimentación del ganado
- Registración detallada y adecuada

Los modelos de intensificación usados

Usando cinco variables: **1)** Rotación forrajera-tipo de laboreo, **2)** Producción y uso de reservas forrajeras, **3)** Uso de concentrados, **4)** Dotación de vacas-masa (vm) por ha y **5)** Grado de uso del Potencial Animal, se identificaron **8 "modelos tecnológicos"** principales que reflejan etapas sucesivas del avance del conocimiento aplicado al desarrollo tecnológico de la producción de leche uruguaya, desde la década del 70 hasta el presente.

El modelo **(1)**, pastoril **extensivo**, refleja los sistemas predominantes durante varias décadas pasadas, basados en Campo Natural, cultivos anuales y concentrados (0.3 kg/l), pocas reservas y muy baja productividad (0.35 vm/ha, 2200 l/vm y 770 l/ha). El modelo **(2)**, pastoril **mejorado**, involucró un cambio sustancial, al incorporar praderas a base de leguminosas y fertilizantes fosfatados hasta en un 50 % del área. En este modelo característico de la década del 80, aumenta la cantidad y calidad de las pasturas, disminuye el uso de ración considerado como un insumo caro respecto al kg de Materia Seca (MS) de praderas y el gasto de concentrados baja a unos 0.110 kg/L, pero aumenta la dotación hasta un 40 % (0.5 vm/ha) como consecuencia de la mayor disponibilidad de forraje, la cual también permite aumentar la producción por vaca que alcanza a una media de 3800 L, con valores de producción por ha del orden de 2000 L. En estos años predomina el enfoque de estimar la cantidad de pasto a producir a partir de la cantidad actual de vacas en ordeño ó de la meta propuesta.

El modelo **(3)**, denominado pastoril **organizado** refleja la situación productiva que había alcanzado la Unidad de Lechería de La Estanzuela a fines de los años 80, dónde el enfoque de producción de pasto deja de tomar en cuenta la cantidad de vacas actuales y se plantea aumentar la oferta de MS de pasturas y cultivos anuales a través de planificar el uso del suelo con una rotación forrajera estable de praderas plurianuales y cultivos forrajeros de invierno y verano, apuntando a maximizar el rendimiento medio de forraje de la rotación. En este modelo, seguido también por productores de punta de la época, el ensilaje de maíz adquiere importancia como cultivo que entrega en un corto plazo, un alto rendimiento de forraje de calidad y deja un rastrojo apropiado para la instalación de praderas en otoño. La producción de heno, característica del

enfoque de aprovechar excedentes de pasto de primavera, pierde espacio, debido al aumento de la carga de vacas en ordeño, que en este modelo aumenta un 40 % respecto al anterior, con valores representativos del orden de 0.7 vm/ha. La mayor oferta de pasto y reservas de calidad permite mantener bajo el uso de concentrado por litro de leche producido (0.15 kg/lit) pero aumenta la producción por vaca a unos 4700 L/vm, que significan unos 3200 L/ha de superficie lechera total. Los conceptos de rotación forrajera predominantes en la época fueron discutidos por Durán (1992).

Los modelos (4, 5, 6, 7 y 8) fueron propuestos y validados mediante modelos físicos en la Unidad de Lechería de INIA La Estanzuela, a partir el año 1991 hasta el presente y representan etapas sucesivas de búsqueda de opciones más eficientes de organizar la producción de leche a nivel predial, incorporando los nuevos avances técnicos y de enfoques empresariales y organizacionales que fueron surgiendo en el país.

El modelo (4) **Controlado** fue propuesto en 1990 y evaluado 3 años desde 1991 a 1994. El cambio conceptual involucrado consistió en buscar aumentar la producción usando los concentrados para incrementar la dotación, aumentando así la utilización de las pasturas por ha, sin disminuir la producción por vaca. Se fundamenta en resultados experimentales de la época que demostraron claramente el papel de los suplementos como herramienta para el aumento de la carga (Duran et al, 1985). Este modelo duplica la cantidad ración por vaca/año a 1200 kg y propone aumentar otro 40 % la carga (1.0 vm/ha), mantiene la producción por vaca del modelo organizado (4700 L/vm) pero el aumento de dotación hace posible llegar a 4700 l/ha de superficie lechera (equivalentes a 1.29 vm/ha y unos 6200 L/ha de superficie de vaca masa), lo que representa un 50 % de aumento en productividad.

El modelo (5) **Avanzado**, significó un nuevo cambio conceptual en la forma de concebir la producción de leche pastoril, hasta ese momento influenciada por la idea central, ampliamente documentada en la bibliografía científica de los años 60 a 80, de que el óptimo (físico y económico) de producción de leche por ha implicaba una productividad por vaca por debajo del potencial genético de los animales y que la respuesta a la suplementación bajo pastoreo no se justificaba económicamente.

Hasta el modelo **Avanzado (5)**, la rotación forrajera estaba basada en las prácticas convencionales de agricultura forrajera con laboreo del suelo para implantar las pasturas.

El modelo (6) planteado en 1998 y comenzado a evaluar el año siguiente, incorpora los nuevos conceptos de agricultura forrajera basada en el uso exclusivo de la siembra directa (SD), como nuevo paradigma emergente de manejo del suelo y muy atractivo para el sector lechero en términos operacionales y de sustentabilidad económica y ambiental, pero sobre el que los productores presentaban diversas dudas (Scarlato et al 2001).

En este modelo denominado **Avanzado con SD (6)**, el objetivo central fue evaluar la posibilidad de sustentar una producción de leche como la lograda en el modelo Avanzado, pero con una rotación forrajera implementada en base al uso exclusivo de **SD**. Por lo tanto no incorporó nuevos conceptos en términos de manejo de la alimentación animal. Se mantuvieron las mismas metas productivas por vaca y por ha del modelo Avanzado. El desafío fue comprobar la viabilidad de la SD como soporte de un sistema lechero intensivo con una carga de 1.4 vm relacionada a la superficie de vaca masa, produciendo 6500 L/vm, equivalentes a unos 9000 L/ha.

Se planteó un modelo físico de 42 ha, dentro de la Unidad de Lechería de INIA La Estanzuela, denominado **SD-TP (7)**, en base a una rotación larga (6 años), iniciando con un ciclo de pradera mixta base alfalfa de 4 años, un solo cultivo de verano para pastoreo (sorgo) sembrado en la primavera del 4to. año de la pradera, seguido de una pradera bianual en base trébol rojo y gramíneas bianuales. Se usó una carga de 1.4 vm/ha con una meta de 6500 L/vm/año, en base a una dieta de pastoreo (50 %) suplementada con concentrados comprados (25 %) y ensilajes de pradera (25 %) producidos dentro del área de vaca masa. La evaluación se realizó durante tres ciclos anuales, obteniéndose una producción media de 6399 L/vm, equivalentes a 8895 L/ha, lo que resulta similar a los resultados obtenidos en base al modelo (7) **avanzado - SD** que incluía ensilaje de maíz y cultivos forrajeros anuales.

Vistos estos resultados, se decidió pasar a una etapa mas avanzada en productividad, basada en importar ensilaje de maíz, de manera de consumir bajo pastoreo la mayor parte del pasto producido por la rotación larga mencionada, limitando las reservas provenientes de praderas a excedentes ocasionales. Este modelo se denominó **SD-TP-Eml (8)** (Siembra directa-Todo

Pasto-Ensilaje de maíz importado) e implica un nuevo aumento de carga para llegar a 1.8 vm/ha de superficie de vaca masa, con una meta de 6500 L/vm y una producción esperada de 12500 L/ha. Transcurrido el primer año de evaluación de este modelo, durante el año 2008, se alcanzó un 93 % de la meta, básicamente debido a la sequía que afectó el rendimiento de pasturas durante casi todo el año, pero con mayor intensidad desde la primavera.

El estudio del ciclo de los nutrientes en todos estos modelos muestra un ingreso creciente de nitrógeno (N) total desde 8 (**Extensivo**) hasta unos 180 kg/ha/año en los más intensivos (más del 60 % debido a la fijación biológica), con una eficiencia de conversión en leche y carne que varía entre extractivo o negativo en el sistema extensivo y el 22 %. El fósforo (P) naturalmente bajo en los suelos de Uruguay (< 5 ppm, Bray), aumentó por fertilización con superfosfatos a niveles de 10-20 ppm, según la etapa de la rotación para garantizar una alta productividad de las leguminosas, con eficiencias de extracción entre el 28 y 40 %. En los sistemas con laboreo convencional, a pesar de las altas productividades de leche y carne alcanzadas por ha, la erosión continuó siendo el factor más relevante en cuanto a la pérdida de nutrientes desde los sistemas al ambiente.

Lo que queda del balance es lo que no se puede explicar en un año promedio. Los suelos tienen capacidad de acumular dentro de ciertos niveles lo que significa que no necesariamente habrá pérdidas al medio ambiente con acumulaciones posibles de 30 a 100 kg de N /ha/año (Aarts et al., 1992; Berentsen and Giesen, 1995) aunque en el largo plazo se darán acumulaciones y pérdidas al medio ambiente. Interesante en ver, que en nuestros sistemas más intensivos acá representados el N que entra por fijación biológica sigue siendo al menos el 60% del total. Este N no está todo fácilmente disponible y permite que haya menores pérdidas al ambiente. Estos balances que muestran superávit no significan que a nivel del predio se da una distribución homogénea. Existen acumulaciones y desbalances. También es interesante que a medida que intensificamos hay mayor potencial de contaminación por hectárea pero se necesita menos nutrientes por producto o sea que es más eficiente. Con respecto al P y salvo para los sistemas E y M, en los otros que son incluso más rentables, se da una mayor eficiencia en la utilización dada por dietas más balanceadas. A nivel de suelo estos excedentes no son mayormente significativos.

Una última etapa al evaluar ambientalmente a los sistemas productivos es valorar monetariamente los efectos de la contaminación o degradación por estos causada. Uno de los problemas es que los bienes por estos afectados en general no tienen un valor de mercado. Por ejemplo la degradación de suelos resulta en dos tipos de costos, directos e indirectos. Los costos directos son determinados como la pérdida de productividad futura como consecuencia del manejo actual. La investigación económica demuestra que estos son frecuentemente mal determinados y pueden resultar de poca importancia para el conjunto de la sociedad. Los costos indirectos son los costos externos de la degradación o que tienen efectos fuera del sistema productivo. Estos son en general difíciles de cuantificar aun cuando pueden resultar de alta significación desde el punto de vista social. En la medida que los costos indirectos no son asumidos por los productores agropecuarios estos no cuentan con el incentivo para cambiar su comportamiento (Fernández y La Manna, 2003).

Consideraciones finales

Es claro que a través de manejo integral de nutrientes a nivel predial que permita ir mejorando la nutrición de las vacas para obtener más sólidos de leche, con dietas más balanceadas y con un manejo adecuado del pastoreo, las áreas de confinamiento y el reuso de los efluentes se puede disminuir las acumulaciones y los posibles focos de contaminación que existen en todo establecimiento.

En definitiva, una premisa fundamental a buscar para las condiciones de Uruguay debería ser producir una leche de bajo costo, mediante tecnologías que puedan ser usadas por la mayor parte de los productores, diferenciada en calidad, obtenida con un proceso no contaminante y que permita explotar mercados de alto valor.

Bibliografía

- Aarts, H. F. M., E. E. Biewinga, and H. van Keulen. 1992. Dairy farming systems based on efficient nutrient management. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 40:285-299.
- Beegle, D. B., O. T. Carton, and J. S. Bailey. 2000. Nutrient management planning: justification, theory, practice. *J. Environ. Qual.* 29:72-79.
- Berentsen, P. B. M. and G. W. J. Giesen. 1995. An Environmental-Economic Model at Farm Level to Analyse Institutional and Technical Change in Dairy Farming. *Agricultural Systems* 49:153-175.
- DIEA (Estadísticas Agropecuarias, UY). 2006. Estadísticas del sector lácteo 2005. [Montevideo], MGAP. 36 p. (Trabajos Especiales no. 243).
- Duran, H., Cea, A., Acosta, Y., MIERES, J. (1985) Efecto de la presión de pastoreo y el suministro de concentrado en la lactancia temprana sobre vacas Holando de parición de otoño. In DIALOGO X, Manejo de pasturas cultivadas y suplementación para producción de leche. IICA, Montevideo, octubre de 1985, pp 249.
- Durán, H. (1992). Productividad y alternativas de rotaciones forrajeras para producción de leche. *Revista INIA de Inv. Agrop.* No. 1, tomo II, pp 189-204.
- Durán, H. (1994a). "Sistema de Alta Producción de Leche" in Jornada sobre Presentación de Resultados Experimentales, 1993, Unidad de Lechería, INIA La Estanzuela, Agosto 1993, pág. 11-20;
- Durán, H. (1998) "Sistema 2: Alta producción de leche por vaca y por ha." Serie Actividades de Difusión No. 163, INIA La Estanzuela, 1998.
- Fernández, E. y A. La Manna. 2003. Análisis de la sostenibilidad física y económica de rotaciones de cultivos y pasturas. En: Simposio: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Morón, A. y R. Díaz (eds.). Serie Técnica 134. INIA La Estanzuela. 55-63.
- García Préchac, F.; Ernst, O.; Siri, G; Terra, J.A. (2002). Integrating non-Till into livestock pastures and crops rotation in Uruguay. In: Van Santen, E (Ed.) Making conservation tillage conventional: Building a future on 25 years of research. Proc. Of 25th Annual Southern Cons. Tillage Conf. For Sustainable Agricultura. Auburn, AL, 24-26 June 2002. Special Report No. 1, Alabama Agric. Exp. St. And Auburn Univ., USA, p 74-80.
- La Manna, A. F. 2002. Feeding strategies and nutrient management of grazing cattle of Uruguay. Ph.D. Oklahoma State University.
- Scarlato, G., Buxedas, M., Franco, J., Pernas, A., Ernst, O., Bentancur, G., Siri y Lazbal, E. (2001). Adopción y demandas de investigación y difusión en siembra directa: encuestas a la agricultura y lechería del suroeste de Uruguay. INIA, Serie FPTA No. 06, Octubre 2001.
- Terra, J.A.; García Prechac, F. (2001) Siembra directa y rotaciones forrajeras en las Lomadas del Este: síntesis 1995-2000. INIA Treinta y Tres, Serie Técnica 125.
- Tilman, D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *PNAS* 96:5995-6000.

Dinámica de nutrientes e impacto ambiental de los potreros de sacrificio. Resultados del monitoreo de una red de potreros de sacrificio en predios de productores.

Verónica Ciganda¹ y Alejandro La Manna²

Introducción

El término “potrero sacrificio” se utiliza para denominar aquella área de los predios lecheros utilizada como nochero, patio de alimentación y/o para las vacas próximas. Estos sitios se caracterizan por su superficie reducida con presencia animal casi permanente en elevadas dotaciones. La hipótesis central de este estudio está basada en que las características de manejo de los potreros sacrificio generan una continua acumulación de nutrientes debido a que son mayores los niveles de nutrientes depositados que removidos. Las cantidades de estiércol vacuno excretado en estos sitios son una fuente de N y otros nutrientes valiosos cuando son utilizados para el crecimiento vegetal. Sin embargo, cuando esto no ocurre, estos nutrientes potencialmente pueden lixiviarse o escurrir e impactar negativamente en la calidad de aguas superficiales y subterráneas. El objetivo general de esta investigación fue analizar algunas características químicas y físicas de los suelos de potreros sacrificio y proponer medidas de manejo sustentables para el ambiente y adaptadas a los establecimientos productivos. Los objetivos específicos fueron: 1) describir el patrón de distribución en profundidad de los principales nutrientes del suelo; y 2) analizar su variabilidad dentro y entre potreros sacrificio.

Metodología

Los suelos de 25 potreros sacrificio de predios lecheros distribuidos en la cuenca lechera sur y litoral-sur del Uruguay (departamentos de San José, Florida, Colonia y Soriano) fueron seleccionados como unidades experimentales de muestreo.

Con el propósito de obtener una medida de la variabilidad, en cada sitio se definieron al azar tres zonas de muestreo (i.e. tres repeticiones) y en cada una y para cada estrato se obtuvo una muestra compuesta de tres o cuatro tomas. El muestreo se realizó utilizando un calador hidráulico con el cual se obtuvieron cilindros de suelo de 4.2 cm de diámetro y 90 cm de profundidad. En algunas condiciones de suelo no fue posible superar los 60 cm debido a la presencia de material madre rocoso superficial. Las muestras se tomaron de cinco estratos: 0-7.5 cm, 7.5-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm y 60-90 cm. Además, para disponer de valores de referencia se obtuvo una muestra en sitios cercanos al potrero sacrificio de mínima utilización productiva (e.g. debajo del alambrado).

En cada estrato se determinó el pH y se analizó el contenido de C orgánico, N total, N-NO₃⁻, P y K intercambiable. Además, se realizó un análisis textural para determinar el contenido de arena, limo y arcilla.

Resultados y Discusión

En la mayoría de las situaciones, la concentración de C orgánico, N-NO₃⁻, P y K intercambiable fue elevada y variable en los tres primeros estratos (0-7.5 cm; 7.5-15 cm; 15-30 cm) (Figura 1) y generalmente superior a los valores promedio de referencia. En los estratos más profundos (30-60 cm y 60-90 cm) tanto los valores promedio de los nutrientes así como su variabilidad disminuyeron marcadamente y se acercaron al valor de referencia.

Los niveles promedio de N-NO₃⁻ variaron de 7 a 176 mg de N kg⁻¹ en el estrato superior y decreció a valores promedio inferiores a 10 mg de N kg⁻¹ a los 90 cm de profundidad aunque en algunos potreros los valores fueron cercanos a 50 mg de N kg⁻¹. Este comportamiento es esperable en este nutriente ya que el NO₃⁻ no es retenido por las arcillas lo que favorece su lavado

¹ Ing. Agr. (MSc), Programa de Producción y Sustentabilidad Ambiental, INIA La Estanzuela

² Ing. Agr. (Ph.D), Director del Programa de Producción de Leche, INIA

e infiltración hacia las capas inferiores del suelo. La variabilidad observada entre potreros está probablemente originada por los distintos tipos de suelo (principalmente por su clase textural), condiciones de humedad que pueden promover la pérdida de N por desnitrificación y antigüedad de cada potrero.

Los niveles de P variaron en el primer estrato entre 45 y 302 mg P kg⁻¹ para descender a un promedio de 3 mg P kg⁻¹ a los 90 cm de profundidad. La variabilidad del P observada en profundidad fue mínima lo que está explicado por la inmovilidad en suelo característica de este nutriente. Sin embargo, en algunos casos se observan valores cercanos a 25 mg P kg⁻¹ aún en el estrato de muestreo de 30 cm -60 cm. Esto puede deberse a un nivel de saturación muy importante en la superficie del suelo o a su infiltración por grietas que eventualmente se pueden formar en los potreros luego de períodos de alternancia de humedad y secado de las arcillas del suelo.

Los valores de K observados son muy elevados alcanzando los 35 meq / 100 g en estratos superficiales de algunos potreros. Si bien en este caso no se trata de un nutriente con potencial contaminante, su patrón de distribución en los suelos de los potreros muestreados resalta la acumulación e inutilización de un macro-nutriente valioso para el crecimiento vegetal.

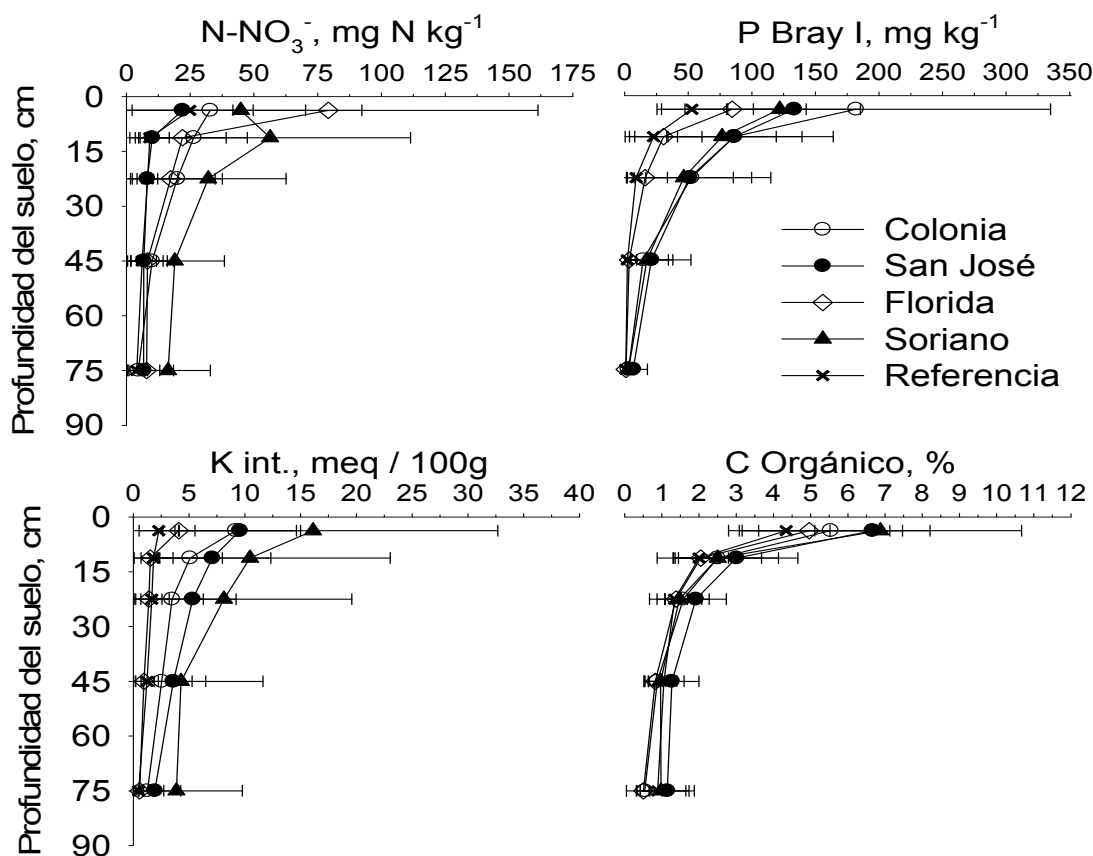


Figura 1. Distribución de N-NO₃⁻, P-Bray, K intercambiable y Carbono orgánico en el perfil de suelos de potreros sacrificio de predios lecheros ubicados en cuatro departamentos del sur y litoral-sur del Uruguay. Las líneas horizontales en cada estrato corresponden al desvío estándar de la media de cada departamento.

Los resultados sugieren que medidas de manejo como la utilización de los potreros sacrificio en rotación, definiendo áreas alternativas y sembrando cultivos de alta extracción, permitirían utilizar los nutrientes allí disponibles en elevadas cantidades para el crecimiento vegetal, y minimizar los riesgos de contaminación de aguas subterráneas y superficiales por lavado y escurrimiento de los mismos.

Determinación de los parámetros a ser usados en una matriz de riesgo geográfica-predial para clasificar los riesgos potenciales de contaminación de los tambos. (Trabajo realizado para el INALE)

Alejandro La Manna¹, Enrique Malcuori², Omar Casanova³, Elena de Torres⁴,
Jorge Marzaroli⁵, Carlos Vasallo⁶ y Daniel Zorrilla⁷

La intensificación de la lechería en los últimos años ha llevado a un aumento de carga animal y un uso de insumos extraprediales lo cuál ha aumentado el potencial riesgo de contaminar el medio ambiente desde los tambos.

Para poder medir y ver el posible potencial del impacto en el ambiente se trata de utilizar indicadores. Si bien existen un gran número de indicadores para verificar el estado y poder monitorear el medio ambiente las condiciones generales (Dale and Beyeler, 2001; Huffman et al., 2000) que estos deberían de reunir para ser útiles y de fácil comprensión deberían de ser:

- Fácilmente medibles. Ya sea por su costo así como también sean simples de entender por todos los usuarios (comunidad científica, formadores de políticas, población en general) y que sean posibles de demostrar su importancia.
- Sensitivos a cambios y factores de estrés del medio ambiente. El ideal debería de ser sensible a los cambios ya sea a los realizados por acciones humanas así como a las variaciones de la naturaleza y por lo tanto de una manera fácil de predecir.
- Se puedan conocer los límites o escalones que se pasa de alguna situación ambiental a otra por intermedio de los indicadores.
- Se anticipen a cualquier futuro posible cambio en el sistema. Siempre es bueno que el indicador prediga posibles cambios a ocurrir antes de que estos sean irreversibles o de un daño considerable y que con una serie de medidas los problemas puedan ser solucionados en forma eficaz y rápida.
- Sean posible de ser integradores los diferentes indicadores de todos los recursos y los gradientes del ecosistema (por Ej. suelos, aguas etc.).
- Sean el reflejo de los cambios en el tiempo o en el espacio.
- A la vez sean relevantes para las políticas de desarrollo.

Los indicadores pueden ser simple y/o compuestos con múltiples componentes (Riley, 2001). Indicadores simples pueden ser por ejemplo la cantidad de lombrices por unidad de superficie, mientras que los indicadores compuestos se obtienen combinando diferentes variables o indicadores simples. Estos últimos también llamados por algunos autores índices.

Existen diferentes formas de seleccionar los indicadores. Por lo general se sigue un proceso que comienza con la identificación del problema, definición de objetivos, recolección de datos y análisis y la selección de o los indicadores que mejor se adecuan para ese objetivo.

Girardin y otros (1999) proponen un procedimiento de 7 puntos para la elaboración de indicadores. Estos puntos son:

1. Definición de objetivos
2. Tipo de usuario
3. Construcción del indicador a partir de la información relevada
4. La determinación de normas o valores guías
5. Determinar el peso relativo de cada variable al construir el indicador

¹ Ing. Agr. INIA La Estanzuela

² Ing. Agr. CONAPROLE

³ Ing. Agr. Facultad de Agronomía

⁴ Dra. Vet. Facultad de Veterinaria

⁵ Ing. Agr. INALE

⁶ Ing. Agr. PPR-MGAP

⁷ Ing. Agr. ANPL

6. Realizar un test de probabilidad. Esto es principalmente para indicadores del tipo compuesto donde no se da una respuesta lineal. Al igual que en los modelos este es el nivel de probabilidad donde este no es validado.
7. Validación del indicador.

Con respecto a la validación de los indicadores Bockstaller y Girardin (2003) indican tres tipos posibles de validaciones que son validación de diseño para demostrar que son científicamente apropiados; validación por los resultados que se obtienen y una tercera forma de validación es la del usuario ya que le debe de demostrar a este los diferentes escalones en el objetivo buscado.

Otra de las metodologías que se puede utilizar para elegir el indicador es usando la matrices de interacción (causa-efecto) (Leopold et al., 1971). Este tipo de matrices también es utilizado para evaluar el impacto ambiental de un proyecto. La matriz recoge diferentes acciones y su potencial impacto describiendo dicha interacción en términos de magnitud e importancia. Uno de los aspectos de esta metodología es que puede extenderse el número de acciones y factores ambientales así como también contraerse. A partir de estas matrices se pueden relevar aquellas acciones más importantes en base a sus efectos sobre el ambiente y tratar de determinar los indicadores que mejor reflejan dichos efectos. También estas matrices pueden ser usadas para categorizar dos criterios diferentes como ser por ejemplo el geográfico y el predial.

El uso de una matriz basada en el manejo del riesgo geográfico y predial permite caracterizar diferentes establecimientos en estratos potenciales de riesgo de contaminación y priorizar a aquellos que en condiciones de recursos económicos limitantes se logre que por cada peso invertido la devolución a la sociedad represente la mayor prevención de la polución.

Determinación de los parámetros

La determinación de los parámetros se hizo a través de un panel de expertos donde se cumplieron las etapas incluyendo una revisión crítica. Se utilizó la base de La Manna y Malcuori (2007) que había sido utilizada además en 30 tambos de CONAPROLE.

Objetivo

Determinar los parámetros de una metodología para priorizar y definir políticas medioambientales para efluentes de tambos.

Definiremos riesgo como la probabilidad de obtener un resultado desfavorable debido a la incertidumbre de no conocer la respuesta que traerá el futuro a una acción que realizamos hoy. La "cuantificación del riesgo" es la determinación de todos los valores posibles que una variable de riesgo puede alcanzar, así como la probabilidad de ocurrencia de cada uno de ellos.

Esta matriz permite acotar las opciones. En algunos casos donde el riesgo sea alto se delimitan a unas pocas las posibles acciones a tomar y cuando el riesgo es bajo las opciones se amplían siendo más una elección del productor.

A la vez compara el riesgo geográfico dado por la ubicación del problema a resolver con las características intrínsecas del manejo del predio e infraestructura que hace y tiene el productor llamado en esta instancia riesgo predial.

A continuación en la tabla 1 se ve una matriz de riesgo. Si bien cada caso que se analiza los estratos de alto, medio y bajo puede variar por lo general se interpreta que los casos que caen en la zona roja AA es donde están los tambos a los que se debe prestar mayor atención y priorizar en que realicen una correcta gestión de los efluentes. En la zona amarilla es la siguiente a tomar en cuenta especialmente aquellos tambos que tengan riesgo geográfico alto. Por último los tambos de la zona verde que por lo general con buenas prácticas de manejo se minimiza el potencial de contaminar.

Tabla 1. Matriz de riesgo geográfica – predial.

		Riesgo área geográfica			
		Bajo	Medio	Alto	
Riesgo Predial	Bajo	BB	MB	AB	
	Medio	BM	MM	AM	
	Alto	BA	MA	AA	

Riesgo A=Alto, M=Medio, B=Bajo

Riesgo geográfico

Es aquel que está dado por la ubicación geográfica de la sala de ordeño, las pendientes, el tipo de suelo y la cercanía a fuentes de agua para consumo humano y animal, arroyos, ríos y napas etc.

De acuerdo a las definiciones para asumir el riesgo como alto, medio o bajo que siguen abajo se definirá alto cuando se cumpla al menos una de las condiciones de riesgo geográfico alto. Se considerará medio, cuando no exista ninguna condición de riesgo alto y halla al menos una condición de riesgo geográfico medio. Se considerará riesgo geográfico bajo solo cuando no se cumpla ninguna condición de riesgo alto o medio.

Alto

- Sobre zona de recarga de acuíferos
- Suelos de textura franco-arenosa a arenosa en todo su perfil de acuerdo al triangulo de textura (se incluirá en el anexo)
- Distancia menor a 5 kms aguas arriba de la toma de agua de ciudades
- Distancia mínima a nivel freática en
 - Menor a 1,5 mts en suelos con permeabilidad moderadamente baja a medianamente alta
 - Menor a 3,0 mts en suelos de textura franco-arenosa a arenosa de acuerdo al triangulo de textura
- Ubicación del sistema de efluentes a menos de 300mts de una fuente de agua superficial en pendientes mayores al 3% y de 500 mts en pendientes menores al 3%

Medio

- Distancia mínima a nivel freática en
 - 1,5 – 3,0 mts en suelos con permeabilidad moderadamente baja a medianamente alta
 - 3,0 – 6mts mts en suelos de textura franco-arenosa a arenosa de acuerdo al triangulo de textura

- Ubicación del sistema de efluentes en el entorno de 300 a 500 mts de una fuente de agua superficial en pendientes mayores al 3% y en el entorno de 500 a 700 mts en pendientes menores al 3%
- Distancia entre 5 y 10 kms aguas arriba de la toma de agua de ciudades

Bajo

- Distancia mínima a nivel freática en
 - Mayor a 3,0 mts en suelos con permeabilidad moderadamente baja a medianamente alta
 - Mayor a 6 mts en suelos de textura franco-arenosa a arenosa de acuerdo al triangulo de textura
- Ubicación del sistema de efluentes mayor a 500 mts de una fuente de agua superficial y en pendientes mayores al 3% mayor a 700 mts en pendientes menores al 3%
- Distancia mayor a 10 km de la toma de agua de ciudades

Riesgo predial

Es aquél dado por el manejo y las instalaciones y logística que hace y tiene el productor (horas de ordeño, suplementación en patios de alimentación, las instalaciones de ordeño, caminería, uso de agua de limpieza etc).

El riesgo predial se calcula por la multiplicación de los siguientes factores que están valorados por el panel de expertos de la siguiente manera

Vacas en ordeño (VO). Se tomará vaca en ordeño para cada tambo al número que este declarada como tal categoría en la declaración jurada próxima pasada del o los DICOSE que esa sala de ordeño tenga y según lo verifique el profesional competente.

- | | |
|-----------|------|
| • > 500 | 20 |
| • 400-499 | 12 |
| • 300-399 | 8 |
| • 200-299 | 4 |
| • 125-199 | 2 |
| • 75-124 | 1 |
| • < 75 | 0,75 |

Número de vaca en ordeño por órgano (NORG). Surgirá de la división de vacas en ordeño y el número total de órganos

- | | |
|---------|-----|
| • > 20 | 1,5 |
| • 10-20 | 1,3 |
| • <10 | 1 |

Patio de alimentación (PA). Se define como aquella estructura permanente para dar de comer a las vacas, fuera de lo que es sala de ordeño y corral de espera, que tenga un piso de hormigón en alguno o en ambos lados del comedero.

- | | |
|---------------------------------------|-----|
| • Sí | 2 |
| • Sí pero con tratamiento de residuos | 1,5 |
| • No | 1 |

Traslado de efluentes por escurrimiento superficial (ESC). Es aquellos efluentes que están canalizados en tierra para que se escurran hacia el campo.

- | | |
|------|-----|
| • Si | 1,3 |
|------|-----|

- No 1

Uso de agua por vaca en ordeño para el lavado (UA). Surge de la división de la cantidad total de litros usados por día dividido por la cantidad de vacas en ordeño que tenga el tambo.

- >50 lts por vaca 1,5
- 40-50 lts por vaca 1,3
- <40 lts por vaca 1

Si

VO x NORG x PA x ESC x UA es

- 20 o mayor el riesgo predial es alto
- 10-19,99 el riesgo predial es medio
- < a 10 el riesgo predial es bajo

Consideraciones finales

La matriz de riesgo geográfica-predial es una herramienta para diagnosticar posibles potenciales de contaminación en los tambos. Permitirá priorizar los recursos escasos a aquellos casos donde halla el mayor retorno en prevenir la potencial contaminación.

Bibliografía consultada

- Bockstaller, C. and P. Girardin. 2003a. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems* 76:639-653.
- Dale, V. H. and S. C. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1:3-10.
- Girardin, P., C. Bockstaller, and H. Van der Werf. 1999b. Indicators: Tools to Evaluate the Environmental Impacts of Farming Systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 13:5-21.
- Girardin, P., C. Bockstaller, and H. Van der Werf. 2000. Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO*ECO method. *Environmental Impact Assessment Review* 20:227-239.
- Huffman, E., R. G. Eilers, G. Padbury, G. Wall, and K. B. MacDonald. 2000. Canadian agri-environmental indicators related to land quality: integrating census and biophysical data to estimate soil cover, wind erosion and soil salinity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 81:113-123.
- La Manna A.; E. Malcuori 2007. Uso de un modelo basado en el manejo del riesgo para priorizar casos ambientales. Ejemplo de una matriz de riesgo aplicada al manejo y almacenamiento de efluentes de tambos. *Revista INIA Uruguay*, v. 11 , p. 41-42,
- Leopold, L. B., F. F. Clark, B. B. Hanshaw, and J. R. Balsley. 1971. A procedure for evaluating environmental impact. *US Geological Survey Circular* 645. Washington, DC. USA, Department of Interior.

Aplicación de la Matriz de Riesgo Ambiental en 130 tambos de la Cuenca Medio Inferior del Río Santa Lucía Chico. (Proyecto Florida Sustentable)

Alejandro La Manna¹, Enrique Malcuori², Andrés Barreira³, María Cazet³, Fernanda Figueredo⁴, Juan C. Zorrilla⁵, Luis Nicola⁶, Fernanda Perez³, Magdalena Hill⁷, Vanesa Olivero⁸, Viviana Martínez⁸

Este trabajo se enmarca en el siguiente proyecto "Hacia un desarrollo ambientalmente sostenible de la cuenca medio inferior del Río Santa Lucía Chico" (en adelante FLORIDA SUSTENTABLE) que es ejecutado por la Intendencia de Florida (IdF), y forma parte del Programa de Apoyo Sectorial a la Cohesión Social y Territorial de Uruguay (Uruguay Integra). Este Programa fue creado a partir del Convenio de Financiación N°DCI/ALA/2007/19009 entre la Comisión Europea y el Gobierno de Uruguay, siendo la Oficina de Planeamiento y Presupuesto (OPP) la responsable de su ejecución.

Tiene como socios a los Ministerios de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA) y Salud Pública (MSP), la Administración de las Obras Sanitarias del Estado (OSE) y el Programa ART-PNUD de Naciones Unidas con la colaboración del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca.

El objetivo del Programa es "aumentar la cohesión social y territorial en el Uruguay" y específicamente "dinamizar el desarrollo local/regional duradero, productivo y social, y reforzar el poder de atracción de los territorios, a través de la acción conjunta de los Gobiernos Departamentales (Intendencias) y de los actores locales, en el marco de la política de desarrollo, productivo y social, y de la descentralización determinada por el Gobierno a nivel nacional".

El Proyecto FLORIDA SUSTENTABLE se plantea contribuir al desarrollo socioeconómico, ambiental y de salud del departamento de Florida como forma de mejorar la calidad de vida de la población en forma sostenible.

Es su objetivo específico producir impactos de significación a corto plazo en las condiciones ambientales y de salud de los pobladores de la cuenca, a través de la generación de iniciativas de mejora de las mismas que tengan amplia base social, y que se sustenten en la sistematización la información generada por actores públicos y privados sobre los impactos de las actividades humanas en la cuenca medio inferior del Río Santa Lucía Chico, así como en la generación de nuevo conocimiento sobre dimensiones aún no estudiadas.

En este marco de actuación, distintos actores públicos y privados han manifestado el interés de aunar esfuerzos para procurar que los establecimientos lecheros de la Cuenca medio inferior del Río Santa Lucía Chico mejoran su producción y eficiencia económica asegurando la conservación y mejoramiento de los recursos naturales que manejan.

Han manifestado el interés de relevar los predios de productores lecheros socios de la SPLF y GRUMEN C.A.R.L con vertido de los efluentes de producción en la Cuenca medio inferior del Río Santa Lucía Chico, como un primer paso para identificar soluciones y actuar en consonancia.

En este marco Florida Sustentable, MGAP, MVOTMA, Sociedad de Productores de Leche de Florida, CONAPROLE e INIA firmaron un acuerdo para llevar a cabo la aplicación de la Matriz de Riesgo Ambiental en 130 tambos de la Cuenca Medio Inferior del Río Santa Lucía Chico.

¹ Ing. Agr. INIA La Estanzuela

² Ing. Agr. CONAPROLE

³ Ing. Agr. Sociedad de Productores de Leche de Florida

⁴ Dra. Vet. PPR-MGAP

⁵ Téc. Agr. MGAP

⁶ Ing. Agr. OSE

⁷ Ing. DINAMA-MVOTMA

⁸ Soc. Florida Sustentable

Aplicación de la Matriz

La aplicación de la matriz de riesgo geográfica-predial se llevó a cabo con los parámetros delineados por un panel de expertos (La Manna y otros en esta publicación). El equipo de trabajo se reunió para conocer dichos parámetros y posteriormente se visitaron dos tambos para ver su aplicación en el campo y aunar criterios. Luego los integrantes de la Sociedad de Productores de Florida, del PPR y del MGAP visitaron 130 tambos en la cuenca media inferior del Río Santa Lucía Chico.

Este muestreo involucró a 15600 vacas lecheras y más de 34900 animales de tambo (vacas, vaquillonas, terneras y toros) en los 130 tambos visitados. Cabe destacar la participación de los productores contribuyendo con la información e interesados en ver el uso de esta herramienta.

Al mismo tiempo en el equipo de Florida Sustentable se trabajó en la construcción de un software para una base de datos que permitió analizar y cruzar información de todos los tambos. Se está trabajando también en un sistema de información geográfico que permita una vez posicionado el tambo vía GPS poder saber con exactitud en qué área de riesgo geográfico se encuentra.

Resultados

La aplicación de la matriz tenía en principio dos objetivos. Una ver si era posible priorizar los casos potenciales de contaminación para luego dentro del proyecto poder asignar recursos para subsidiar obras de infraestructura en aquellos tambos con mayor riesgo potencial de contaminación. La segunda era ver si la estructura y los parámetros delineados para la matriz permitían una aplicación rápida práctica y lo más certera posible.

Comenzamos por el segundo punto. La utilización de la matriz permitió perfectamente caracterizar diferentes establecimientos en estratos potenciales de riesgo de contaminación. Al cumplir las sesiones de trabajo se vio que la terminología usada para definir a que se debía el riesgo por área geográfica era mejor colocar subíndices especificando por cual o cuales parámetros se estaba clasificando. Esto llevaba a revisar cada planilla electrónica individualmente. Se sugiere a partir de esto de colocar subíndices para mejorar el tipo de riesgo geográfico para una más rápida comprensión

- A1 cerca de toma de agua
- A2 cerca de agua superficial
- A3 zona de recarga de acuíferos
- A4 Distancia a napa
- Puede ser perfecto A1,2,4

Lo segundo que se visualizó es que es más importante el riesgo geográfico que el predial. La matriz original tenía tres zonas roja, amarilla y verde siendo mayor medio y menor el potencial riesgo de contaminación (Tabla 1). Se optó por ubicar una zona más de riesgo predial-geográfico MA y BA como segunda en importancia y de color naranja (Tabla 2). Esto permitirá prestar más atención a aquellos tambos con riesgo geográfico alto dado sus características aunque su riesgo predial no sea alto.

Tabla 1. Matriz de riesgo geográfica – predial.

		Riesgo área geográfica			
			Bajo	Medio	Alto
Riesgo Predial	Bajo	BB	BM	BA	
	Medio	MB	MM	MA	
	Alto	AB	AM	AA	

Riesgo A=Alto, M=Medio, B=Bajo

Tabla 2. Nueva Matriz de riesgo geográfica – predial propuesta.

		Riesgo área geográfica			
			Bajo	Medio	Alto
Riesgo Predial	Bajo	BB	BM	BA	
	Medio	MB	MM	MA	
	Alto	AB	AM	AA	

Riesgo A=Alto, M=Medio, B=Bajo

Con respecto a como la matriz logró estratificar los tambos los resultados se ven en el Cuadro 3. La matriz reconoció a los tambos AA o sea los que tienen mayor riesgo posible de contaminación. Estos tambos ya tenían sistemas de almacenamiento y gestión de efluentes en funcionamiento lo que hacía que si bien eran la primera prioridad por su potencial riesgo ya tenían solucionado el tema y prácticamente su impacto en el ambiente era nulo.

Lo siguiente fue determinar dentro de los MA y BA predial-geográfico respectivamente que tambos podían tener mayor potencial de contaminación. En la categoría MA eran 5 y en la BA eran 52. Para determinar dentro de estos BA sobre cuales trabajar se realizó la apertura por índice de riesgo predial (Cuadro 4).

Cuadro 3. Resultados de la estratificación de los 130 tambos.

Grupos Predial/geográfico

Tipo	Numero
Alto/Alto	7
Alto/Medio	2
Alto/Bajo	1
Medio/Alto	5
Medio/Medio	2
Medio/Bajo	0
Bajo/Alto	52
Bajo/Medio	42
Bajo/Bajo	13
s/d completos	6
TOTAL	130

s/d sin datos

Cuadro 4. Apertura por índice de riesgo predial de los tambos Bajo Alto.

Predial/ Geográfico (Índice)	Número de tambos
Mayor a 5	9
Mayor a 2 y menor de 5	13
Menor a 2	30
Total	52

Las siguientes etapas fueron ir a re-visitarse a los 5 tambos MA y a 16 tambos BA pero con mayor índice predial y que no tenían una gestión de los efluentes. En esta última visita se reajustaron los parámetros y se recorrieron y analizaron los tambos. Para todos los tambos visitados se recomendó una acción para los efluentes aunque solo se financiaron parcialmente soluciones a aquellos donde por cada peso invertido en las condiciones de recursos económicos limitantes, el retorno a la sociedad representaba la mayor prevención de la polución.

Finalmente la cantidad de proyectos a financiar se pueden ver en el cuadro 6.

Cuadro 6. Proyectos en tambos a financiar parcialmente.

Predial/Geográfico			
Categoría	Proyecto	No crítico	Total
MA	3	2	5
BA	15	37	52

Consideraciones Finales

La matriz de riesgo permitió identificar en forma objetiva a aquellos tambos con mayor potencial de contaminar. Esto sirvió para dirigir con criterio técnico las financiaciones parciales de soluciones al tema efluentes y gestión de los mismos.

El agregado de una categoría más en la matriz en conjunto con el uso de subíndices dará mayor rapidez y precisión al uso de la matriz.

La matriz de riesgo geográfico predial se presenta como una herramienta eficaz para estratificar por riesgo a los tambos y poder dirigir los recursos económicos cuando estos son limitantes en aquellos predios donde se logre que por cada peso invertido la devolución a la sociedad represente la mayor prevención de la polución.

Agradecimientos

Al Ing. Agr. Alejandro Echeverría quién desde el principio estuvo interesado y facilitó la aplicación de esta herramienta en los tambos de Florida y que dio origen a este convenio.

A la Intendencia de Florida que cambio de gobierno mediante siempre apoyó este proyecto.

A los productores, todos, que gentilmente nos abrieron sus puertas para poder realizar este trabajo.

Impacto de la producción lechera en la calidad del agua

Rafael Arocena¹, Guillermo Chalar¹, Carlos Perdomo², Daniel Fabián¹, Juan Pablo Pacheco¹, Mauricio González¹, Vanesa Olivero¹, Macarena Silva¹, Patricia García¹

Introducción

Se presentan algunos resultados del proyecto de investigación "Medidas para la mitigación del impacto de la lechería en la calidad de agua de la cuenca lechera del embalse Paso Severino". Este proyecto, que está aún en ejecución, es financiado por INIA a través de un Proyecto FPTA. En esta cuenca ha ocurrido un fuerte incremento en la actividad lechera en las últimas décadas, lo cual puede tener efectos negativos sobre la calidad del agua no solo de ríos y arroyos sino también sobre el embalse, que es una importante reserva de agua potable para Montevideo, Florida y Canelones. El objetivo del proyecto es precisamente cuantificar este problema para minimizar su impacto.

Metodología

Para alcanzar este objetivo se buscan relaciones entre el modo de producción y manejo de efluentes en los tambos y la calidad de los sistemas de agua, a efectos de proponer luego las mejores prácticas de manejo que puedan mitigar el problema. Asimismo se evalúa la calidad del agua y el estado trófico del embalse de Paso Severino.

Se estudiaron diez microcuencas de la misma ecoregión, similares en superficie y jerarquía de sus arroyos. Una de ellas, sin actividad lechera, fue seleccionada como cuenca control para contrastar los efectos con aquellas de uso lechero. Cinco microcuencas son afluentes directos del embalse Paso Severino (Fig. 1), una desemboca aguas arriba de la cola del embalse, en el Santa Lucía Chico, y cuatro en el afluente derecho de éste, el arroyo Pintado.

Las microcuencas fueron definidas y analizadas con base en la carta Uruguay 1:50000 del Servicio Geográfico Militar, imágenes satelitales, carta geológica, de suelos y de ecosistemas, así como censos agropecuarios. Los predios, su forma de producción y manejo de efluentes fueron relevados mediante encuestas que incluyeron a todos los productores de las microcuencas.

Se realizaron muestreos de agua de pozos dentro de las microcuencas y se realizaron análisis de nitrato, amonio y coliformes fecales. Se tomaron muestras de suelo en campo natural y pradera para determinar el fósforo disponible para las plantas (P-Bray1). La evaluación de las aguas superficiales se realizó en un tramo de 50 m del arroyo efluente de cada microcuenca. La calidad ecológica del sistema se estudió mediante relevamiento de la vegetación riparia en un área de 50 m de ancho a ambos lados de cada tramo, así como del estado de las orillas, el canal y el sedimento.

Los parámetros físicos y químicos del agua superficial fueron analizados mensualmente y estacionalmente los macroinvertebrados bentónicos, habitantes del sedimento, empleados como indicadores de calidad del agua. Para identificar el origen de la materia orgánica particulada (MOP) de los cursos fluviales, se determinó su relación C/N y sus valores de delta ¹³C y delta ¹⁵N.

En el embalse de Paso Severino se realizaron 10 muestreos de agua, fitoplancton y zooplancton durante dos ciclos anuales. Los muestreos se concentraron en verano para contemplar la mayor probabilidad de ocurrencia de floraciones algales. Toda esta información se combinó y analizó mediante un Sistema de Información Geográfico.

¹ rarocena@fcien.edu.uy. Sección Limnología, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay.

² chperdom@fagro.edu.uy. Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay.

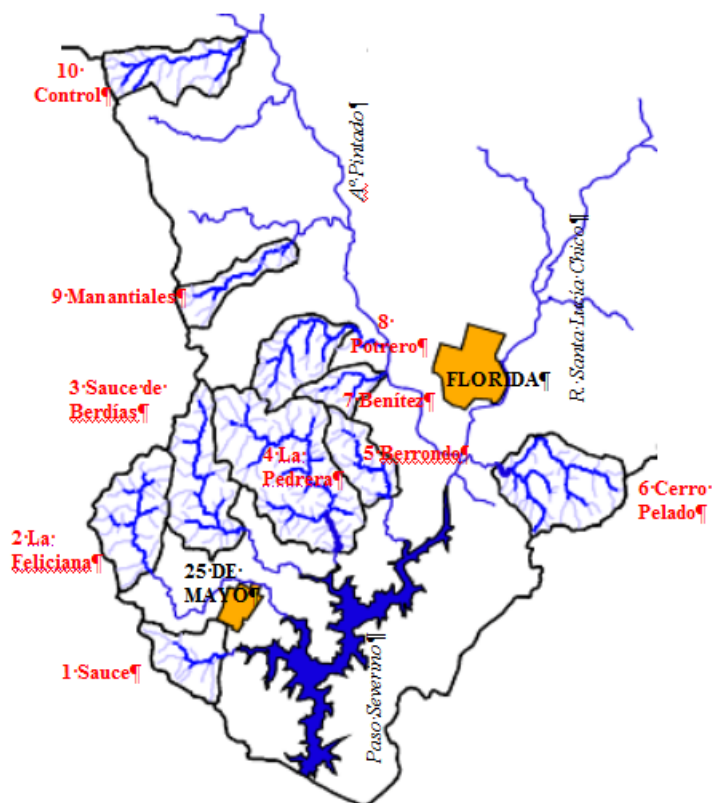


Figura 1. Área de estudio en la cuenca lechera de Paso Severino con las diez microcuencas seleccionadas para el proyecto.

Resultados

Se relevaron en total 97 predios rurales donde viven 363 personas. De los 80 predios productivos, 42 son lecheros y 31 de ellos vierten los efluentes dentro de las microcuencas estudiadas (tabla 1). Solo en la tercera parte de los tambos se separan los sólidos del estiércol y solo en la mitad se realizan tratamiento de efluentes.

El 80% de los pozos de agua presentaron coliformes aunque por debajo del estándar (2000 UFC/100 mL). El amonio fue indetectable, mientras el nitrato excedió el estándar para consumo humano (10 mg.N/L) en 7 de las 10 cuencas (tabla 2). El nivel de P-Bray1 de "campo natural" (0-15 cm) estuvo por encima de los valores "originales" de 4-6 ppm, indicando historia de fertilización previa. En praderas sembradas estos niveles fueron incluso superiores a los asociados con la máxima productividad de pasturas (30 ppm). Por encima de estos valores, parte de este P es movilizado hacia los cuerpos de agua provocando contaminación.

La transparencia del agua de cursos superficiales mostró una tendencia opuesta al caudal indicando una mayor carga de sólidos arrastrados durante las crecidas. Las mayores transparencias se registraron en general en el arroyo control (menos perturbado). Una quinta parte de los valores de oxígeno disuelto estuvieron por debajo del estándar para aguas no urbanas (5 mg/L), registrándose junto al vertido de un tambo valores menores a 1 mg/L. En este punto se registró además la mayor y más variable concentración de amonio ($190 \pm 277 \mu\text{g/L}$). Los menores valores de amonio ($11 \pm 9 \mu\text{g/L}$) y nitrato ($31 \mu\text{g/L}$) se observaron en el arroyo control. Los valores de nitrógeno total ($350 \pm 380 \mu\text{L}^{-1}$) y fósforo total ($484 \pm 343 \mu\text{L}^{-1}$) fueron muy variables, pero disminuyeron en zonas de menor actividad lechera.

La abundancia y la diversidad (Shannon 2.5-3.8) de invertebrados bentónicos fueron similares en casi todos los arroyos, pero la composición taxonómica mostró claras diferencias en relación al grado de impacto. Según el Índice Trófico-Biótico (TSI-BI) desarrollado para la cuenca del Santa Lucía, dos arroyos (incluyendo control) clasificaron como eutróficos, y el resto como hipereutróficos. Estos últimos muestran una menor abundancia relativa de Ephemeroptera, grupo

relacionado con buena calidad de agua, y mayor de Gastropoda y Bivalvia, descritos como tolerantes a la contaminación.

Los valores isotópico de C y N orgánicos particulados así como su relación C/N resultaron muy similares a los de las fracciones finas del horizonte A del suelo, indicando su origen en la erosión.

El embalse de Paso Severino presentó valores altos de oxígeno (promedio 9.7 mg/L). Más del 80% del fósforo total (332 µg/L) fue reactivo soluble. El nitrógeno total (901 µg/L) incluyó algunos valores altos de nitrato (290 µg/L) y amonio (57 µg/L). La alta biodisponibilidad de nutrientes resultó en algunos eventos de crecimiento excesivo del fitoplancton.

Consideraciones finales

En general, todos los arroyos presentan problemas de calidad de agua y están alterados físicamente. También el agua subterránea de posible consumo doméstico presenta problemas sanitarios. Se observa cierta correspondencia entre la calidad ambiental de los arroyos y el nivel de producción lechera en sus cuencas.

Los altos niveles de P disponible en el suelo indican que el agregado de fertilizantes fosfatados podría contribuir a la eutrofización de aguas superficiales. El embalse mostró algunas floraciones algales y dominio de cianobacterias en las desembocaduras de microcuencas con alta actividad lechera, por lo que se puede estar dando un proceso de eutrofización que a la larga desemboque en problemas sanitarios para el agua potable.

Se espera que el análisis más detallado y sobre bases estadísticas de los resultados obtenidos permita encontrar relaciones causales entre los datos socio-productivos de las microcuencas y los indicadores de calidad ambiental de sus sistemas acuáticos. La información obtenida será compartida con los productores, con el objetivo de proponer en forma participativa las mejores medidas para la mitigación del efecto ambiental de la producción lechera.

Existen muchas medidas posibles para mitigar los impactos de las actividades lecheras. Algunas son el reciclado de las excretas animales como fertilizante, el uso de suplementos alimenticios con menor contenido de nitrógeno en heces, la protección del monte ripario y de los cursos de agua para impedir el acceso directo de los animales, la construcción de plantas de tratamiento y humedales, etc.

Lechería: Cambios recientes y perspectivas

Mario Fossatti¹

Marco general

En los últimos 5-6 años los precios de los productos agropecuarios han tenido un crecimiento sostenido, alcanzando valores similares a los de las décadas de los 60 y 70 (gráfico 1). Los fertilizantes, metales y minerales han tenido una evolución parecida. Por su parte, el costo de la energía ha alcanzado los mayores precios de los últimos cincuenta años; lo que establece un nuevo marco para la economía en general, y la producción agropecuaria en particular.

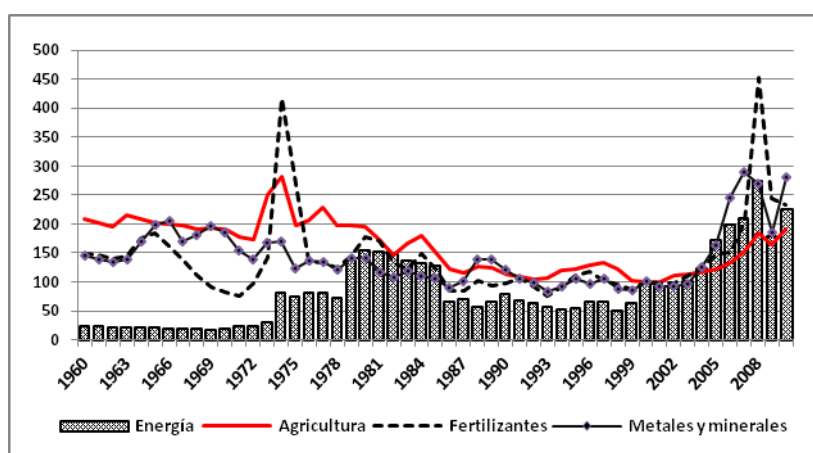


Gráfico 1. Evolución de los precios de diferentes materias primas. (U\$D 200=100, deflactado por MUV index)

http://ycharts.com/indicators/reports/world_bank_pink_sheet

El aumento de los precios de la energía (petróleo, gas, carbón) tiene fuertes implicancias en la producción agropecuaria, afectando los costos de producción, incrementando el costo de insumos que requieren energía para su producción (fertilizantes, por ejemplo) y aumentando los costos del transporte y de los procesos industriales.

Además, la producción de energía a partir de cultivos (etanol y biodiesel) ha generado una demanda adicional por cereales y oleaginosas.

Los precios de la energía, sin duda, seguirán siendo históricamente altos y crecientes. Por otra parte, por razones ambientales, es imprescindible reducir el consumo mundial de energía, en especial la obtenida a partir de las principales fuentes utilizadas en la actualidad (energía atómica, petróleo, carbón y gas). Además de las emisiones de Gases de Efecto Invernadero, causantes del cambio climático, las fuentes más utilizadas para la producción de energía tienen otros efectos ambientalmente negativos. La extracción y transporte de petróleo también ocasiona graves daños ambientales: en los últimos 20 años han ocurrido 43 derrames de entre 300 y 1.770.000 toneladas.

El uso de energía atómica es objeto de un fuerte debate internacional. En los últimos 40 años han ocurrido 5 accidentes nucleares grado 5 o superior (escala INES de 0 a 7, en donde 7 es accidente grave) en centrales atómicas de generación eléctrica. Los dos más conocidos han sido Chernobyl y Fukuyima (grado 7).

Los precios de los productos de origen agropecuario

Como se señaló anteriormente, los precios de los productos agropecuarios se encuentran en los valores más altos de la últimas décadas, sostenidos por una mayor demanda internacional,

¹ Ing. Agr., Coordinador Lechero, FUCREA.

asociada al crecimiento demográfico, al aumento del consumo de la población de países con economías en crecimiento (China, India, Brasil, etc.) y a la demanda agregada de granos para la producción de biocombustibles.

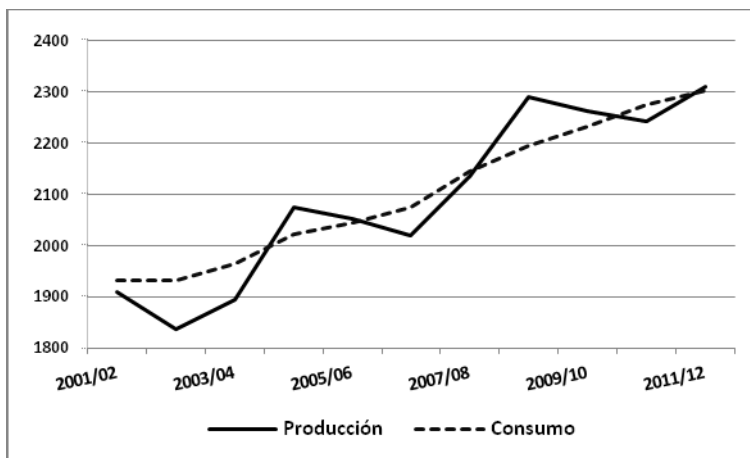


Gráfico 2. Producción y consumo mundial de granos (FAO, 2011).

Los precios de los lácteos han tenido una evolución similar al del resto de los alimentos, tal como lo muestra el Índice de precios de FAO (gráfico 3). En la última década, el consumo mundial de los principales commodities ha aumentado un 25% y el volumen físico de las exportaciones ha crecido un 38% (USDA, gráfico 3).

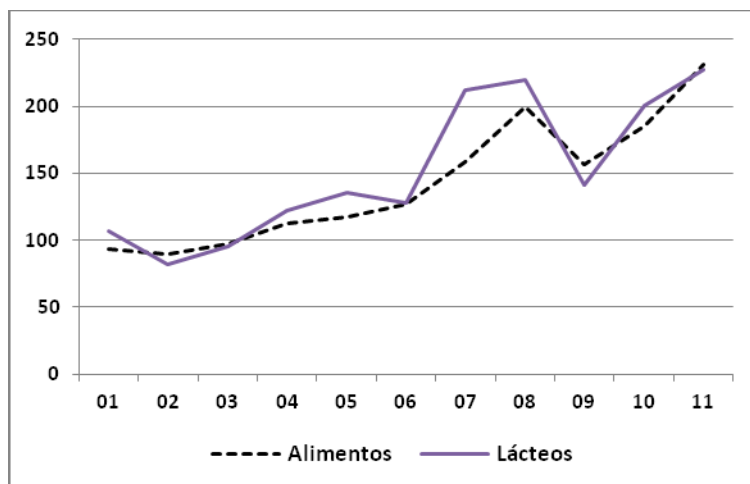


Gráfico 3. Índice FAO de precios de los alimentos y los lácteos (2002-2004=100) <http://www.fao.org/worldfoodsituation/wfs-home/foodpricesindex/es/>

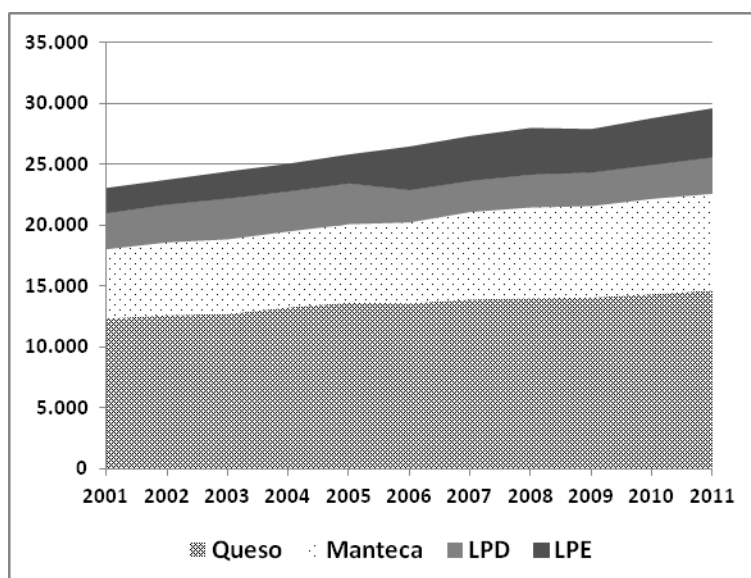


Gráfico 4. Consumo de lácteos (países seleccionados). (A partir de USDA) http://www.fas.usda.gov/dairy_arc.asp

Esta nueva situación se ha reflejado en los precios percibidos por los productores en los últimos cuatro ejercicios, los más altos de las últimas décadas, en dólares corrientes. El precio promedio fue de U\$D/l 0.328, el doble de la media de los 20 ejercicios anteriores.

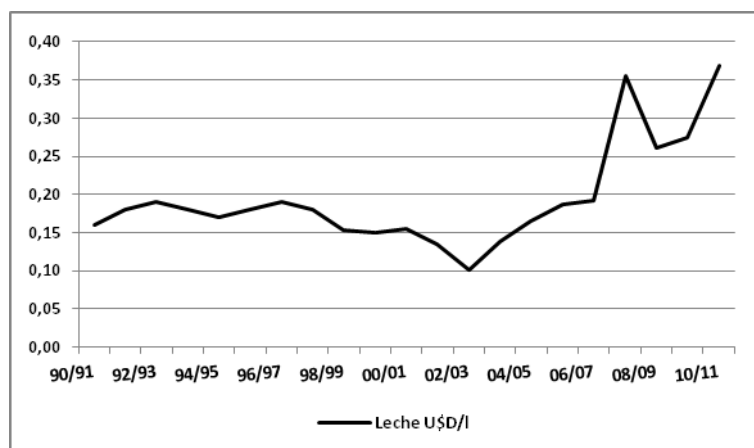
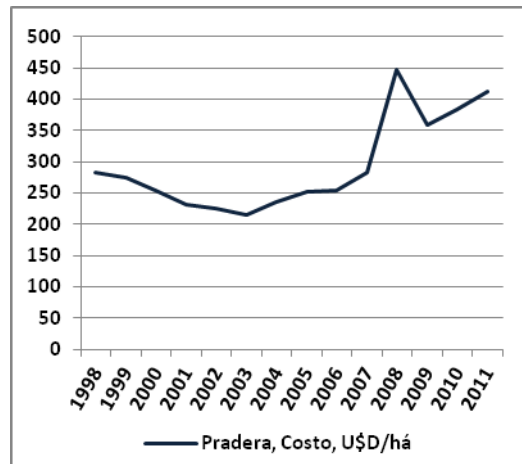
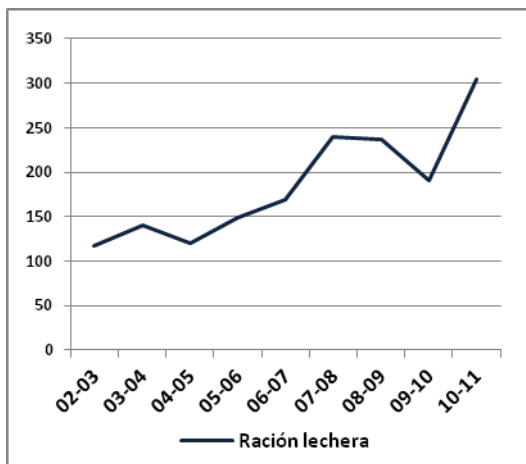
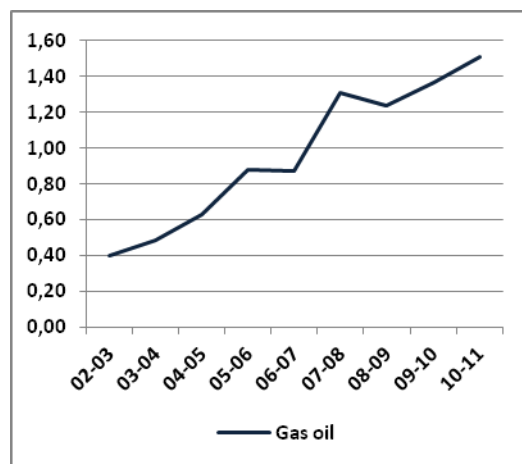
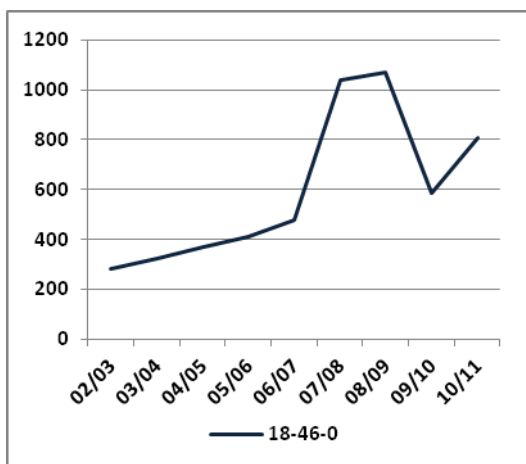


Gráfico 5. Precio por litro producido (Fucrea, Taller de Economía 2011).

En relación a las perspectivas futuras, por las razones anteriormente señaladas, se estima que los precios se mantendrán en valores históricamente altos, probablemente con fluctuaciones importantes, como las ocurridas en los últimos cuatro años. Sin embargo, también se coincide en que la actual crisis de los países desarrollados, pone un marco de incertidumbre a estas previsiones.

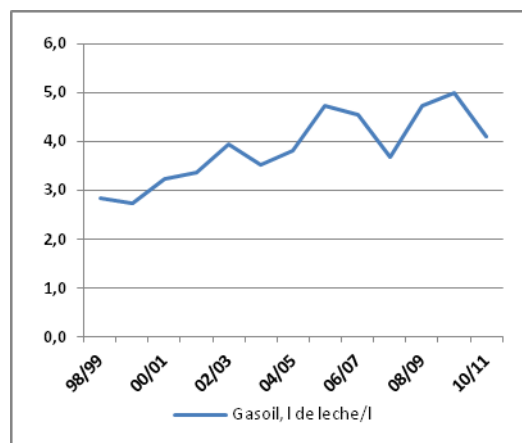
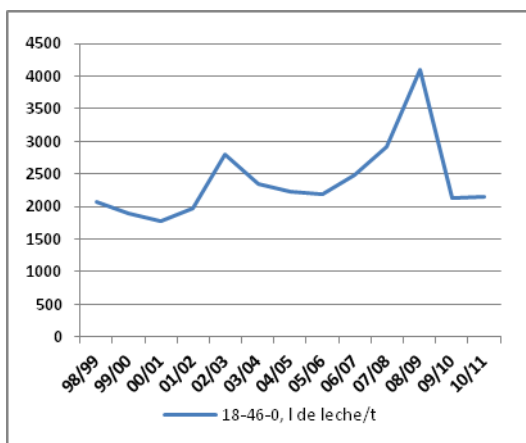
Los costos

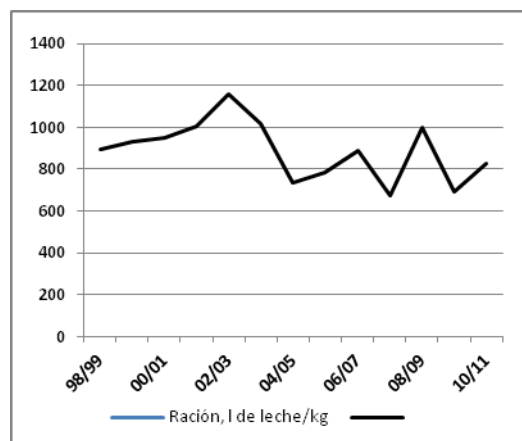
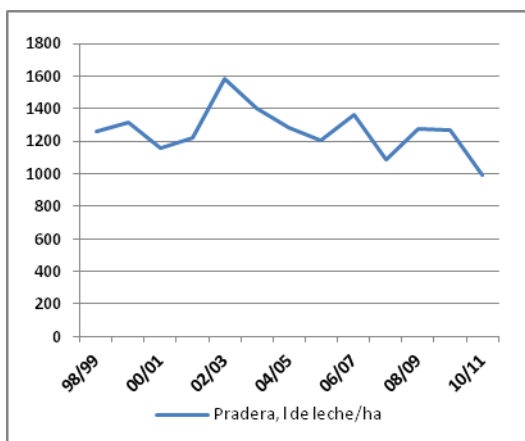
Los mismos procesos que han impulsado los precios de los productos, han incrementado los costos de algunos insumos clave, como es el caso del combustible, los fertilizantes y los concentrados (gráficos 6, 7, 8 y 9).



Gráficos 6, 7, 8, 9. Costo de distintos insumos y de instalación de una hectárea de pradera.

La evolución de las relaciones de precios entre la leche y éstos insumos se presentan en los gráficos siguientes:





Gráficos 10, 11, 12, 13. Litros de leche necesarios para comprar algunos insumos o instalar una pradera.

La relación de precios entre la leche, el costo los concentrados y las praderas se encuentra en valores históricamente favorables a la leche. La relación con el fertilizante ha tenido importantes fluctuaciones y se ha deteriorado con el combustible.

Los resultados de empresas lecheras de Fucrea muestran claramente cual ha sido la tendencia de los últimos ejercicios, con un aumento sostenido de los costos, especialmente los variables.

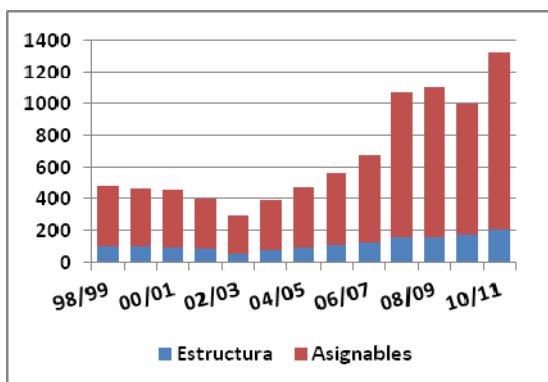


Gráfico 14. Insumos, U\$D/ha.

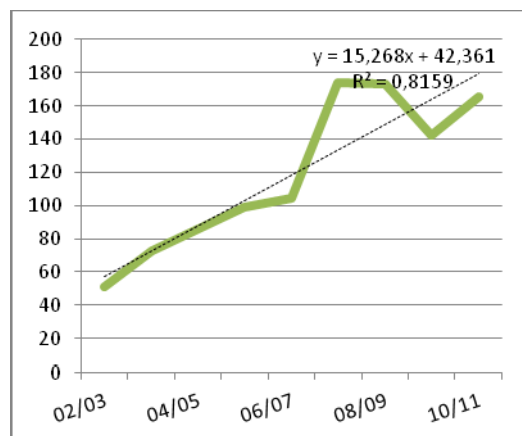


Gráfico 15. Semilla, fertilizante y agroquímicos, U\$D/ha.

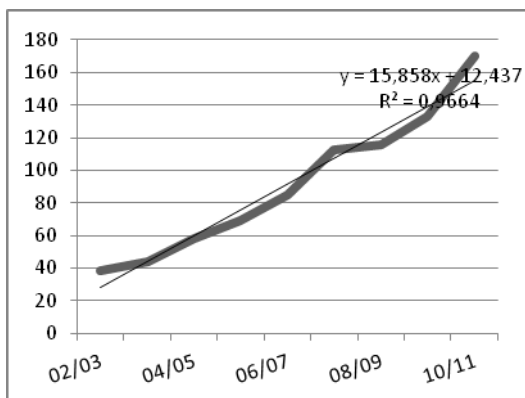


Gráfico 16. Trabajo, U\$D/ha.

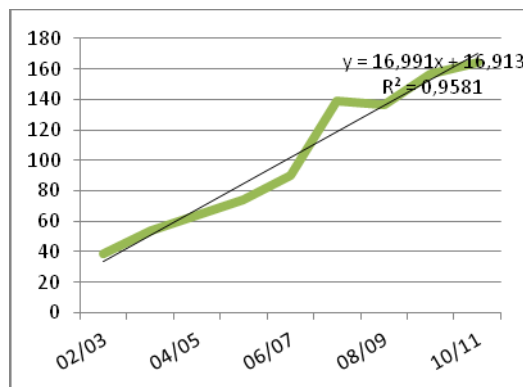


Gráfico 17. Maquinaria, U\$D/ha

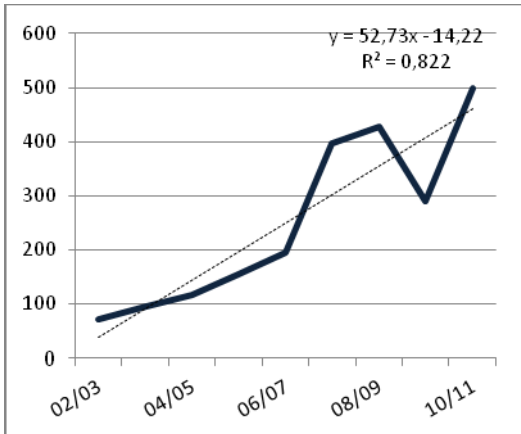


Gráfico 18. Alimentación del ganado, U\$D/ha.

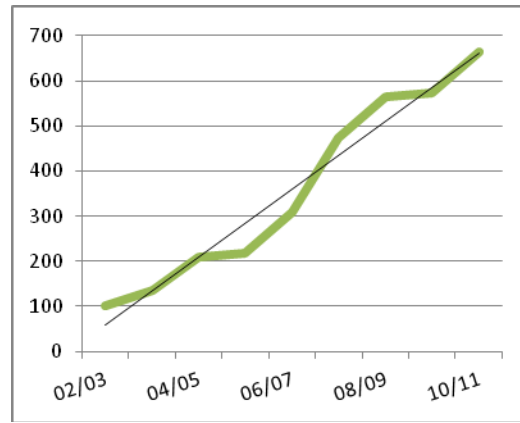


Gráfico 19. Arrendamientos, 02-03=100%.

Históricamente, los costos eran menores 600 U\$D/ha pero, en los últimos cuatro ejercicios, han superado los 1000 U\$D/ha, con una tendencia a continuar aumentando.

Es de destacar el fuerte incremento que han tenido los arrendamientos, fruto de una mayor demanda por tierra, fundamentalmente para agricultura. Este aspecto es especialmente importante, si se tienen en cuenta que, aproximadamente, la mitad de la tierra dedicada a lechería es arrendada. Probablemente, esto implique cambios tecnológicos en la producción de leche, ya sea porque la lechería tenga que realizarse en suelos de menor potencial, o porque haya que hacer planteos productivos complementarios con la agricultura que hagan sustentables las rotaciones.

Los resultados económicos y productivos

Como consecuencia de los buenos precios, en los últimos cuatro ejercicios, el ingreso del capital ha sido superior al promedio histórico, aunque ha tenido fluctuaciones importantes. En el ejercicio 08-09, la disminución del precio, el aumento de los costos y la sequía provocaron una fuerte disminución del ingreso de las empresas.

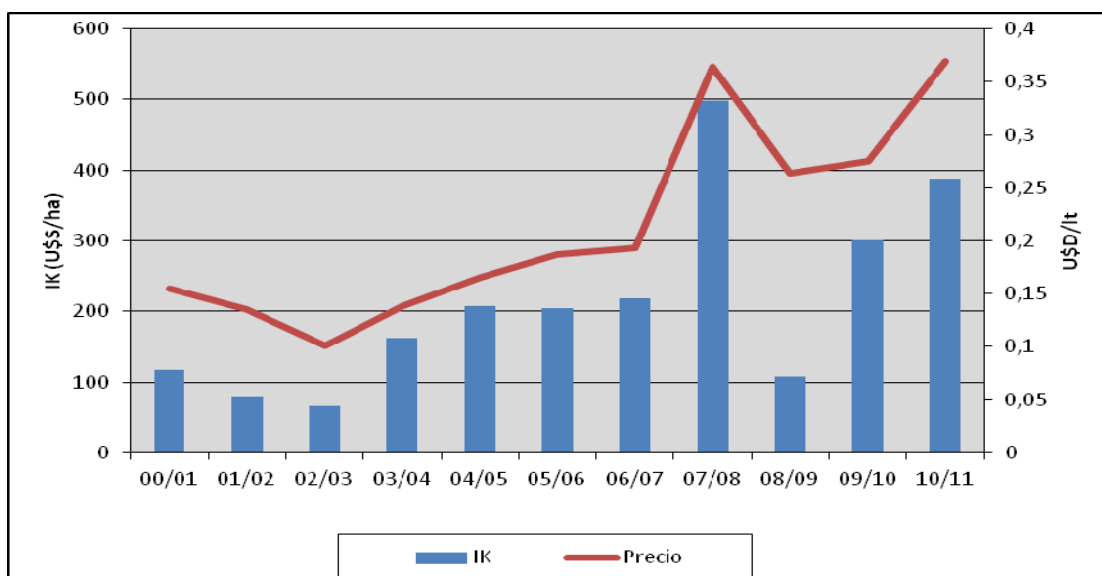


Gráfico 20. Precio e ingreso del capital de empresas lecheras de Fucrea (P. Rodiño, Taller de Gestión 2011. Fucrea).

En la figura siguiente puede verse la evolución de la producción desde el ejercicio 88-89.

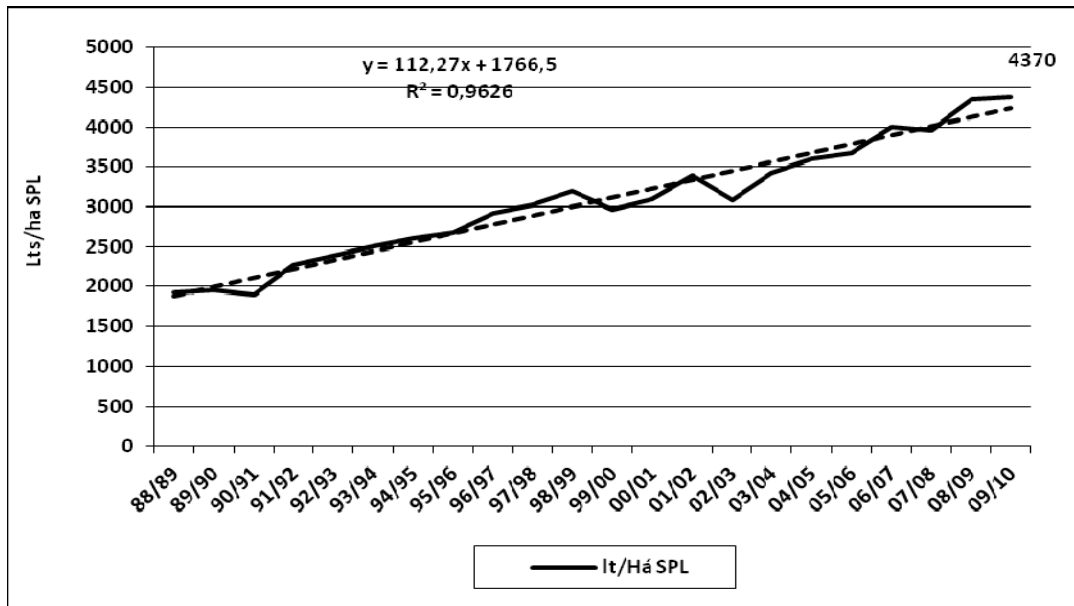


Gráfico 21. Producción por hectárea de establecimientos lecheros de Fucrea.

Los resultados anteriores ponen de relieve, una vez más, la gran capacidad de ajuste del sistema de producción lechero uruguayo, que le ha permitido lograr buenos resultados económicos e incrementar la productividad en forma sostenida, en circunstancias de clima y precio muy diversas; pudiendo tolerar situaciones muy adversas o capitalizar situaciones muy favorables, mediante ajustes en las rotaciones, la suplementación y los costos.

Proyecciones futuras

Se realizó una proyección de resultados para distintos niveles de precio de los concentrados; estimando que los costos aumenten según la tendencia de los últimos años, que se utilice la misma cantidad de concentrado que en el ejercicio 2010-2011 y que se logre un aumento de productividad del 5%.

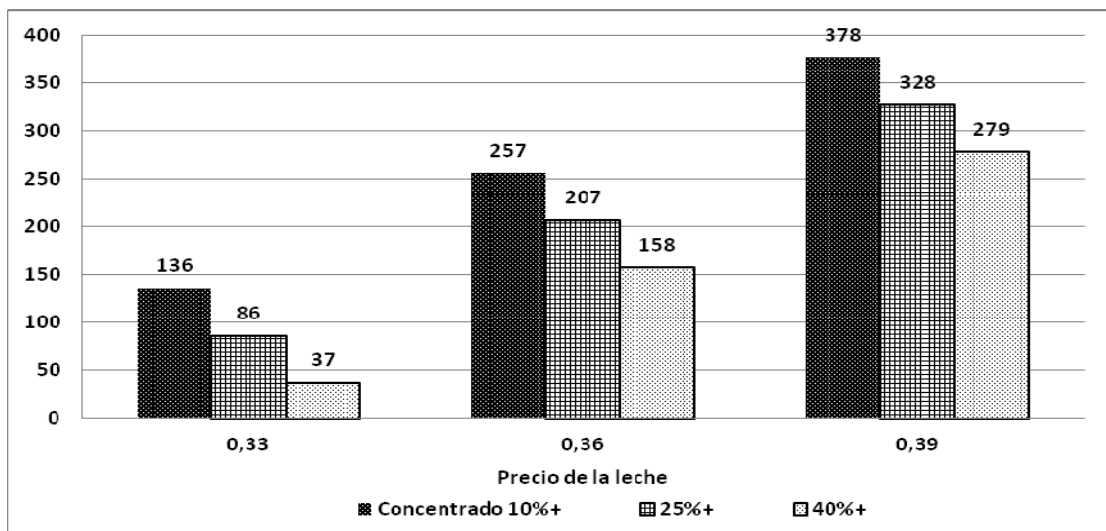


Gráfico 22. Variación del ingreso del capital en función del precio de la leche y los cambios en el costo de los concentrados.

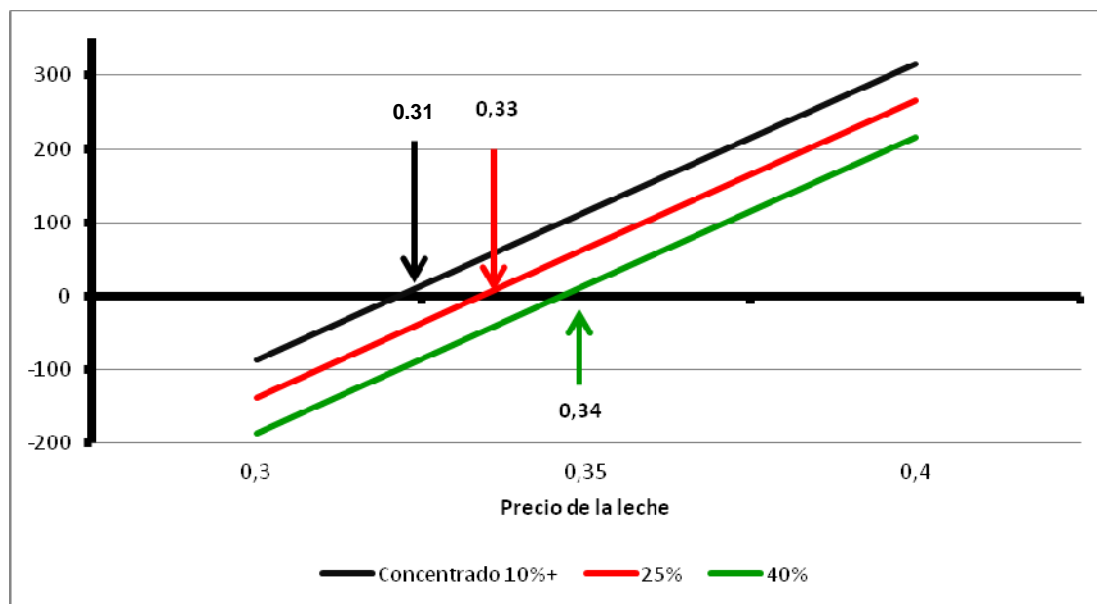


Gráfico 23. Precio de la leche necesario para cubrir rentas e intereses de deuda, a distintos costos de los concentrados.

En el corto plazo, los resultados indican que, a los costos actuales, el precio de la leche no debería ser menor a los U\$D 0.35 por litro para lograr resultados económicos razonablemente buenos. En caso contrario habrá que hacer ajustes a los planteos productivos para adaptarse a una nueva ecuación económica.

A no muy largo plazo, el sector deberá ajustar su sistema de producción, tomando en cuenta la necesidad de conservar los recursos naturales, preservar el medio ambiente y la biodiversidad y de disminuir el consumo de combustibles fósiles (tanto directa como indirectamente).

Avances en el estudio de la Huella de Carbono de la lechería en Uruguay

Laura Astigarraga¹, Valentín Picasso¹

Introducción

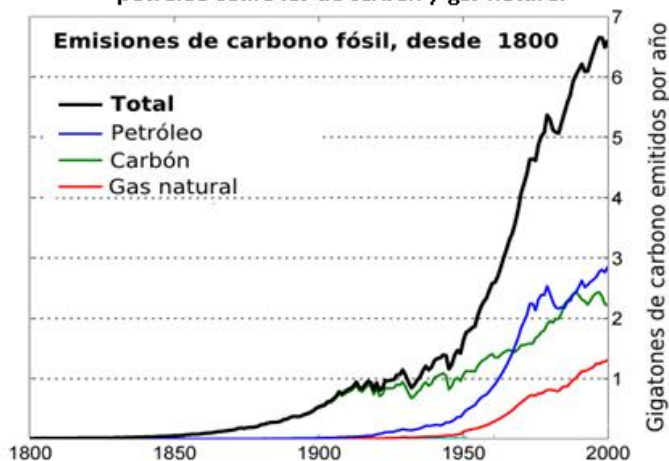
Durante los últimos años ha habido una preocupación creciente por la contribución que realiza el sector agroindustrial al cambio climático. La ganadería en particular ha sido identificada como un contribuyente mayor al calentamiento global según el informe de la FAO “La Larga Sombra del Ganado” (Steinfeld et al, 2006). Ello ha llevado a prestar atención sobre las principales fuentes de emisión de gases de efecto invernadero (GEI), agregando la Huella de Carbono en la etiqueta de los productos. Ya hay varios supermercados en la Unión Europea que utilizan esta información como un elemento adicional en la elección que hacen los consumidores al momento de comprar.

El calentamiento global

El calentamiento global actual está asociado al incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de los cuales el CO₂ es el más abundante. El Efecto Invernadero es la absorción de la radiación infrarroja de la energía solar que llega a la Tierra, fenómeno que permite que la temperatura sobre la superficie terrestre sea unos 30 °C mayor que lo que sería sin este fenómeno, permitiendo la vida tal cual la conocemos actualmente. Los principales gases efecto invernadero, además del vapor de agua, son el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O), con la particularidad que el metano tiene un poder de calentamiento 25 veces mayor al CO₂ y el óxido nitroso casi 300 veces mayor.

La concentración de CO₂ en la atmósfera ha aumentado de manera significativa desde la revolución industrial provocando el actual “calentamiento de la Tierra”. A partir del año 1950 se dispararon las emisiones debidas al uso de combustibles fósiles, tanto las de petróleo como las de carbón y gas natural.

En la Tierra a partir del año 1950 se dispararon las emisiones debidas a la combustión de combustibles fósiles, tanto las de petróleo como las de carbón y gas natural



Robert A. Rohde (Global Carbon Emission by Type)

Numerosa bibliografía señala que el aumento de la concentración de los GEI en la atmósfera está incrementando la temperatura en la Tierra y las estimaciones realizadas a través de modelos indican, para algunos escenarios de emisiones futuras, que antes de fin de siglo el aumento será mayor 2 °C (IPCC, 2007). Las observaciones directas de cambio recientes, a escala

¹ Facultad de Agronomía – UdelaR, astigarr@fagro.edu.uy

global y regional son el aumento de las temperaturas medias en el aire y en los océanos, el derretimiento de nieve y hielos, el aumento del nivel medio del mar.

En este marco, en 1997, se acuerda el Protocolo de Kyoto donde los países industrializados se comprometen a reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero. El objetivo es un recorte conjunto de las emisiones de gases de efecto invernadero de al menos el 5% con respecto a los niveles de 1990 en el periodo de compromiso de 2008-2012. Los países que han comprometido reducción de emisiones están englobados en el anexo I y son los países industrializados que pertenecen a la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE) más algunos países con economías en transición, como la Federación de Rusia, países Bálticos y varios países de Europa central y oriental. Es así que surge la necesidad de crear una “gobernabilidad” de las emisiones de GEI a nivel de estos países, que esta repercutiendo en los productos de origen agropecuario y a futuro, posiblemente también en las importaciones que estos países realicen desde países agroexportadores como es el caso de Uruguay.

Una nueva competitividad

En este escenario es posible y probable que no alcance solo con la competencia en base a costos de producción y aparezcan nuevos criterios como la competitividad “ambiental”. Estos nuevos criterios pueden considerarse para-arancelarios pero es esperable que comiencen a pesar en las negociaciones internacionales

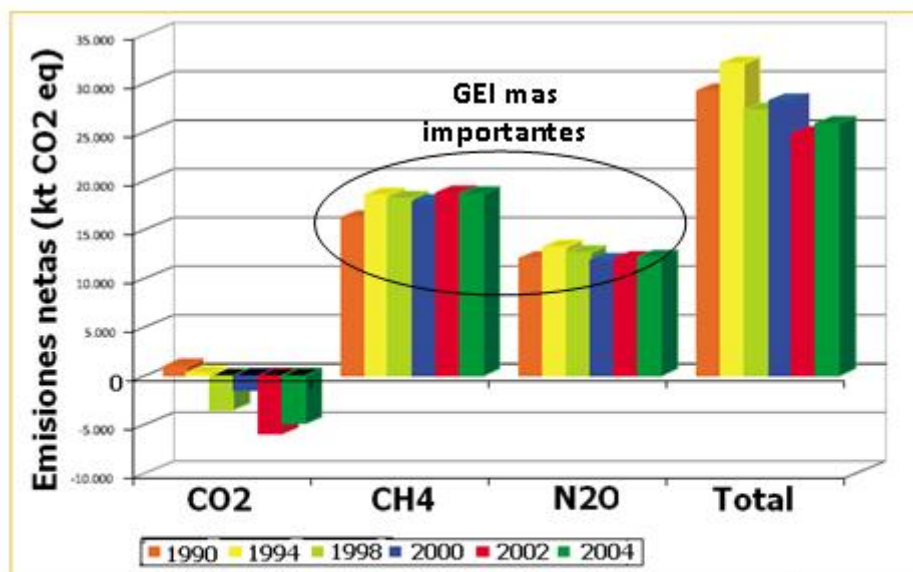
Los países industrializados firmantes del Protocolo de Kyoto, fundamentalmente la Unión Europea, están derivando fondos a los países en desarrollo para contribuir a la mitigación de las emisiones de GEI. Estos países son a su vez los mercados más codiciados para la colocación de nuestros productos provenientes del agro, y van a comenzar a hacer pesar esta condición.

En este sentido es de esperar que a corto o mediano plazo, se comience a pedir que las exportaciones que se realizan a estos países incluyan la información sobre la huella de carbono (y tal vez también algunos otros indicadores ambientales como la contaminación por N y por P) por unidad de producto exportado. Hay que prepararse para una presión que va a llegar desde los países industrializados por “fiscalizar” cuáles son las condiciones en las que se producen desde el punto de vista ambiental para los productos exportados a estos mercados.

Situación de Uruguay en las emisiones de Gases Efecto Invernadero

Uruguay como país firmante del Protocolo de Kyoto se ha comprometido a presentar Inventarios Nacionales de Emisiones de GEI anuales, aunque al no ser parte de los países que firmaron el Anexo I de este protocolo, aún no ha comprometido niveles de reducción de emisiones a diferencia de los países industrializados firmantes de este acuerdo.

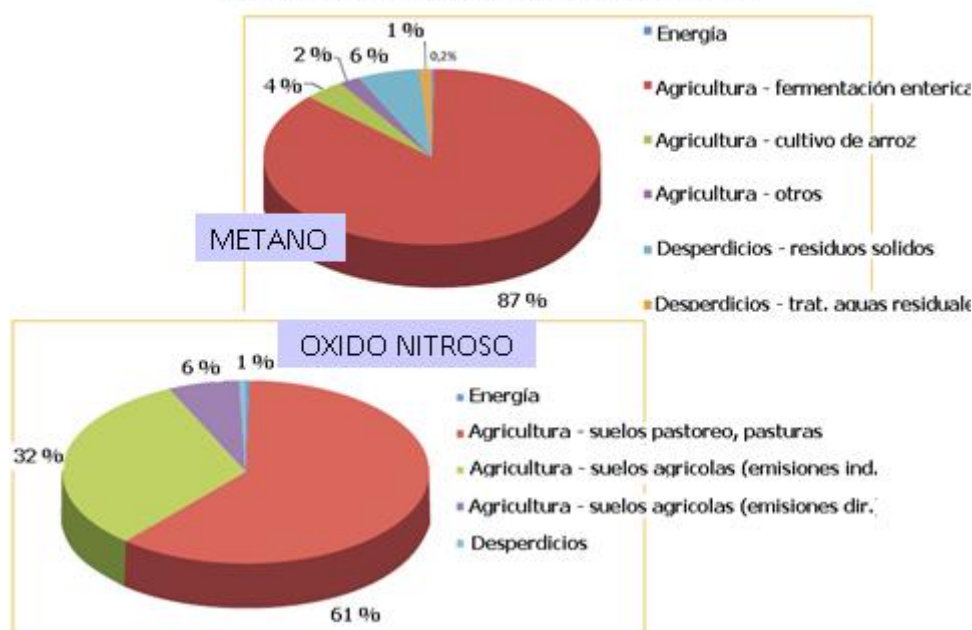
Con respecto a los países desarrollados, el Uruguay es un país que presenta una participación en las emisiones de GEI per cápita (se expresa per cápita en el entendido que todo los habitantes de la Tierra tienen “derecho” a contaminar la misma cantidad) mayor al promedio mundial pero sensiblemente menor a la de los países industrializados: este indicador es aproximadamente 8 t CO₂ eq. según el último Inventario de Emisiones de GEI realizado por Uruguay (situación para el año 2004, DINAMA 2010).



Entre 1990 y 2004, las emisiones nacionales expresadas en equivalentes de CO₂, disminuyen 11% (absorción de CO₂ por parte de la biomasa leñosa y de los suelos)

La particularidad en nuestro caso es que a diferencia del promedio mundial, el 80 % de las emisiones de GEI provienen de la producción agropecuaria, y en particular de la ganadería.

El peso relativo del metano y del oxido nitroso de la agricultura es importante en Uruguay

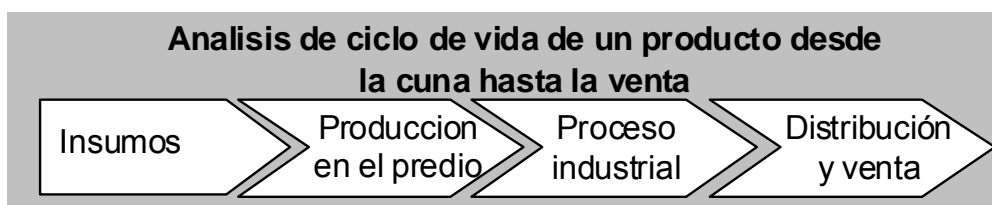


El origen de las emisiones de metano proviene fundamentalmente de las emisiones que realizan los rumiantes como producto final de la fermentación de los alimentos que ocurre en el rumen. Con respecto al óxido nitroso, la principal fuente de emisiones es la excreción de N por la orina de los animales y el fertilizante nitrogenado aplicado tanto en los cultivos para grano como en pasturas.

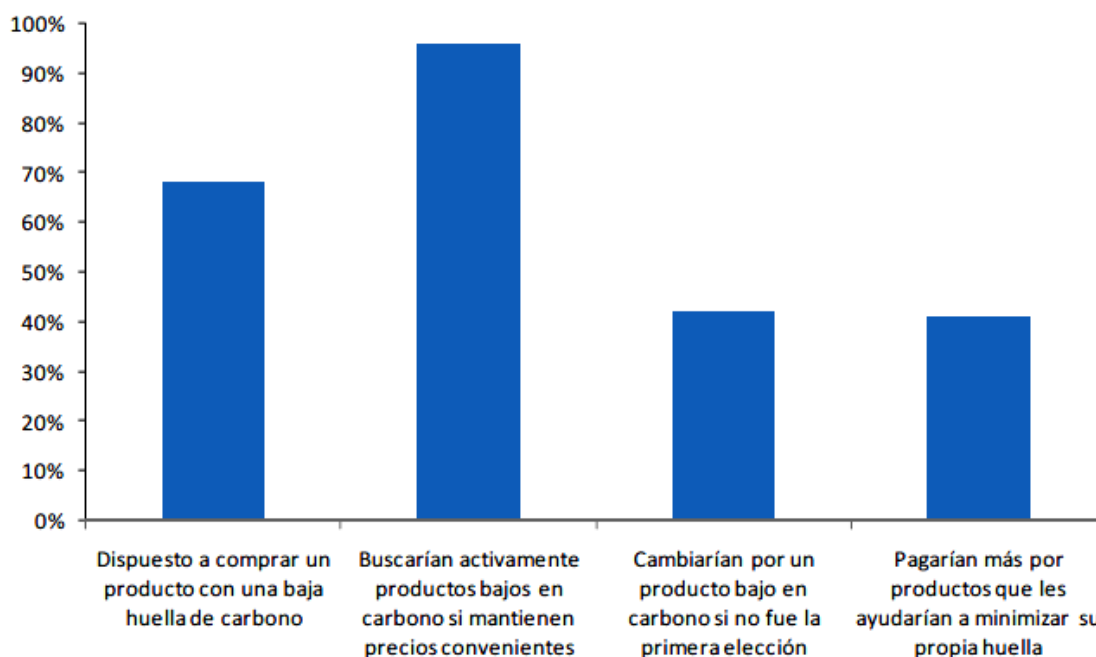
En la medida que Uruguay tiene un stock vacuno y ovino importante, y que tiene un número de habitantes bajo, el indicador de emisiones de metano y de oxido nitroso por habitante es alto.

La “Huella de Carbono” de los productos de origen agropecuario

La “huella del carbono” es la suma de los GEI (expresada en CO₂ equivalente) que están asociados a la producción de un determinado bien, en este caso, de los productos como la carne y la leche. En este análisis se calculan toda las emisiones de GEI tanto por los insumos que se utilizan (fertilizantes, concentrados, combustibles, electricidad) como por el propio proceso productivo. Inclusive, para productos ya manufacturados como puede ser el queso, se calculan también las emisiones por la industrialización, por el empaquetado y por el transporte (muchas veces interoceánico) antes de llegar a las manos del consumidor (UK Carbon Trust 2008).



Ya hay varios supermercados en la Unión Europea que utilizan esta información, agregándola junto con el resto de las especificaciones del producto como información adicional para los consumidores (Thomas y Preece, 2008). Una encuesta realizada por la cadena de supermercados TESCO (2008) arrojó la siguiente preferencia de los consumidores (extraído del informe CEPAL, 2010):

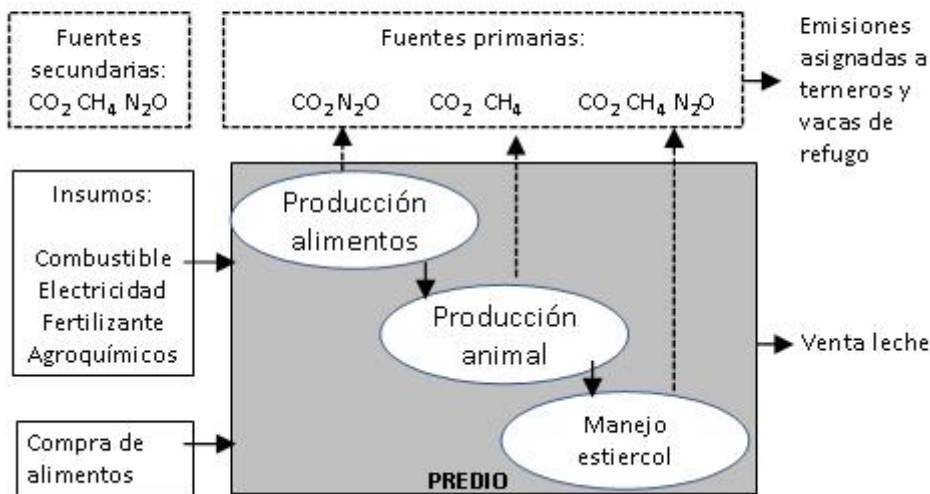


Los países que lideran este proceso son Inglaterra donde varias cadenas de supermercados ya lo aplican y Francia con la ley Grenelle que entró en vigencia en enero 2011, promoviendo el etiquetado carbono de los productos. Dados estos hechos de acceso a mercados cada vez más rigurosos y restrictivos en materia ambiental, surge como una necesidad para los países agroexportadoras como Uruguay, de valorar la huella de carbono de sus principales productos de exportación (Viglizzo, 2010).



El análisis de la huella de carbono de los productos tanto cárnicos y como lácteos muestra claramente que aproximadamente el 80% de las emisiones de GEI se producen en la fase primaria, es decir en el proceso productivo a nivel de los establecimientos agropecuarios (Ledgard et al. 2010). Esto es lo que ha puesto a la ganadería (y en menor proporción a la agricultura) en cuestión, como un contribuyente importante en las emisiones de GEI.

Esquema de las principales fuentes de emisiones de GEI en un sistema de producción de leche



Adaptado de Rotz, 2009

Las fuentes principales de GEI a nivel de predio son:

- metano producido por la fermentación de la fibra en rumen (fermentación entérica)
- óxido nitroso y metano relacionadas con estiércol (manejo líquido de la bosta)
- óxido nitroso y dióxido de carbono relacionadas con la fabricación y el uso de fertilizantes (para pasturas y/o para producción de grano)
- dióxido de carbono relacionadas con el uso de combustible y el uso de electricidad

Medidas para reducir la huella de carbono de los sistemas de producción de leche

La principal fuente de emisión de metano durante la fase primaria es la fermentación entérica de los rumiantes. Estas emisiones están asociadas al proceso de fermentación de los alimentos fibrosos (pasturas, forrajes conservados) en el rumen, por lo cual se ha preconizado la alimentación con alta proporción de concentrados como sistemas que disminuyen las emisiones

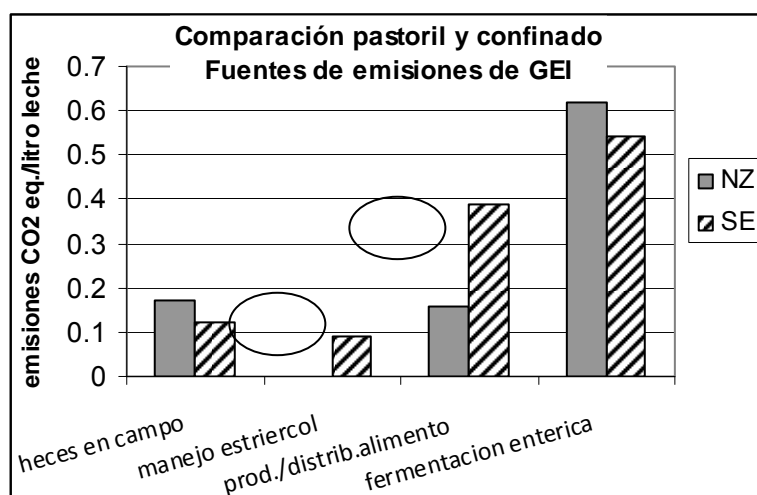
de GEI por unidad de producto (Harper et al 1999). Sin embargo, varios trabajos muestran que para la producción de leche, los sistemas pastoriles pueden ser una alternativa mejor a los sistemas de tipo feedlot si el análisis se realiza con la metodología de Huella de Carbono (desde la cuna a la portera del predio) (Rotz et al. 2010, Flysjo et al. 2011).

La Huella de Carbono de la producción de leche fue analizada para dos sistemas de producción contrastantes: un sistema pastoril (Nueva Zelanda) y un sistema estabulado (Suecia) (Flysjo et al 2011)

Comparación de sistema pastoril y sistema confinado (Flysjo et al. 2011)

	Pastoril (N. Zelanda)	Confinado (Suecia)
Producción leche por vaca (LCGP)	4118	8274
Peso vivo (kg)	456	600
Periodo de lactancia/Periodo seco (días)	280/85	305/60
Estabulación (meses)	0	9,5
Pastura en la dieta	90%	10%
Concentrado (kg/vaca)	0	3300
CO₂ eq (kg/litro leche)	1,0	1,2

Las mayores emisiones del sistema confinado se debieron a las emisiones de la producción y distribución del alimento concentrado y al manejo del estiércol



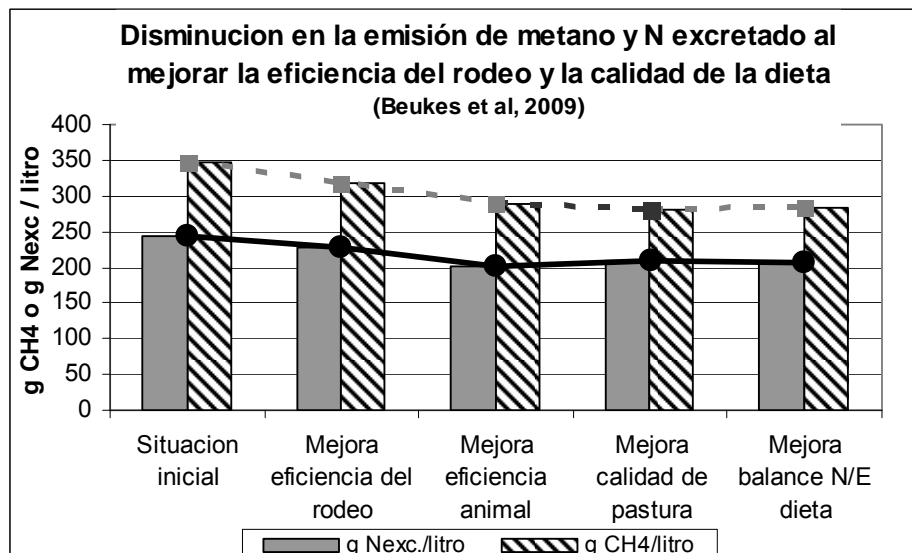
Sin duda, el enfoque que tiene mas impacto en nuestro país, es el “rediseño” de los sistemas productivos: la clave está en mantener la producción de leche, reduciendo el consumo de MS a nivel de todo el sistema.

Para sistemas de producción de leche y por medio de la modelación, Beukes et al. (2009) evaluaron la mejora esperable en términos de emisiones de GEI en función de los siguientes ajustes:

- *reducción en el numero de animales improductivos* (por disminución de loa animales de remplazo (EPP mas baja) y mejora del % de parición): los animales no productivos emiten CH₄ y N urinario sin contribuir a la producción del sistema (leche)
- *aumento de la eficiencia de conversión del alimento utilizando animales con mayor potencial genético*: las vacas de mayor productividad, producen mas leche a partir de la misma cantidad de alimento y además menos animales son necesarios para producir la misma cantidad de leche por unidad de superficie (al ser menor la cantidad de alimento requerido, menos metano será emitido)

- *mejora de la calidad de la dieta*: pasturas mas digeribles, uso de leguminosas en vez de fertilizante N y un buen equilibrio de la relación N/energía de la dieta

Según Beukes et al (2009) existiría potencial para disminuir las emisiones de GEI entre 27-32%, y aumentar la rentabilidad mediante el ahorro en vacas y en fertilizantes.



Investigación nacional

En el 2009, la Universidad de la Republica creó el Centro Interdisciplinario de Respuesta al Cambio y Variabilidad Climática con el objetivo general de aportar fundamentos académicos a la elaboración de una estrategia nacional para responder al cambio climático en diversos sistemas productivos.

Una de las líneas de trabajo actuales es el cálculo de la Huella de Carbono de la leche y de la carne, apuntando a cuantificar las emisiones de GEI que se producen en el proceso de producción tanto directamente como indirectamente (emisiones por la producción de los insumos utilizados) y cuales serian las estrategias de mitigación. Este análisis se hace a dos niveles: comparación de sistemas de producción (predios) y estimaciones a nivel nacional (país). Este trabajo se esta realizando en conjunto con el MGAP, INIA, LATU (y en el caso de la carne, también con INAC), con apoyo además de FAO y PNUD.

Además se han empezado mediciones directas de GEI en sistemas de producción de leche, realizando las primeras mediciones a nivel nacional de emisiones de metano en vacas lecheras, con diferentes dietas para lograr obtener coeficientes de emisión ajustados a nuestros sistemas de producción.

Comentarios finales

El cambio y la variabilidad climática tienen impactos en la productividad de los sistemas ganaderos, pero sobre todo impactos económicos y políticos indirectos en el comportamiento de los mercados internacionales, constituyendo la principal amenaza actual para países agroexportadores. La posible imposición de barreras al comercio recaerá sobre las empresas exportadoras, lo cual impone la necesidad de adoptar mecanismos que permitan auditar a través de terceros sus procesos productivos.

Uruguay tiene algunas ventajas para emprender el análisis de Huella de Carbono de productos derivados de la leche. Dispone de una trazabilidad del producto que habilita a un seguimiento de las condiciones ambientales de producción y una integración vertical fuerte en la lechería que asegura que el eslabón de la cadena que mas emite (la fase primaria debido a los propios procesos biológicos de producción) no pierda su capacidad de negociación, quedando como principal responsable de las emisiones en la HC de los productos derivados de la leche.

Finalmente, es necesario tener presente que las medidas de mitigación de la Huella de Carbono, forman parte de indicadores ambientales mas globales que consideran también impactos en la calidad del agua, en la conservación del suelo y en la biodiversidad ecológica que contribuye a dar estabilidad a los sistemas de producción (Huella Ecológica).

Consideraciones sobre emisiones de óxido nítrico en la lechería de Uruguay

Verónica Ciganda¹

Introducción

El problema del cambio climático en el mundo causado por la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) se ha constituido en una de las preocupaciones ambientales más importantes de la actualidad. Entre los principales GEI se encuentra el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄) y el óxido nítrico (N₂O). Probablemente, la actividad humana sea la mayor responsable de aumentar la concentración de N₂O en la atmósfera (Bouwman y Boumans, 2002) y una de las fuentes de mayor importancia que contribuyen a la emisión de gases como el N₂O, son las prácticas agrícolas. Se estima que entre el 20 y el 30% del total de N₂O emitido anualmente es producido directamente por los campos destinados a la agricultura (Di y Cameron, 2006). Entre los suelos agrícolas, los pastizales son la mayor fuente de N₂O, especialmente los utilizados para el pastoreo de animales (Luo et al., 2010).

En el Uruguay, se carece de información cuantificada respecto al total de emisiones de N₂O, por lo tanto, los inventarios nacionales anuales de GEI presentados ante la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC) son realizados en base a factores de emisión del gas por defecto recomendados por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC), para todos los suelos agrícolas a nivel mundial o en base a factores de emisión estimados para el país. Estos inventarios reportan que las emisiones de CH₄ y de N₂O han sido responsables en un 62% y 38%, respectivamente, del total de emisiones nacionales. Nuestra actividad agrícola es responsable de > 90% de las emisiones de N₂O, contribuyendo la ganadería en su conjunto en > 80%.

En las pasturas destinadas al pastoreo animal se producen importantes emisiones de N₂O (Oenema et al., 1997; Sagggar et al., 2004; Carter, 2007) debido a que los animales devuelven al suelo altas concentraciones de N y C disponible mediante la excreción (Sagggar et al., 2004). Esto se debe a que las pasturas, en general, poseen mayor cantidad de N de lo que el animal requiere para la síntesis de proteínas y aminoácidos. El problema se agudiza en sistemas de producción intensiva (Oenema et al., 1997). La retención de N en los productos animales, ya sea leche, carne o lana, varía generalmente entre el 5 y 20% del N ingerido, siendo el resto excretado con las heces u orina (Oenema et al., 1997, 2005). Ello afecta profundamente los procesos de pérdida y transformación de N en el suelo (Allen et al., 1996). La cantidad de N excretado en la orina excede la capacidad de ser utilizado por las plantas de las pasturas de manera que existe un remanente de N en el suelo.

En Uruguay se ha estimado que el ganado lechero excreta 92.9 kg N/cabeza /año y representa el 3% del rodeo nacional. Esto contrasta con el ganado no lechero, el cual se encuentra mayoritariamente bajo un manejo no intensivo, reduciendo su excreta de N a un promedio 50.3 kg N/cabeza /año (Tercera Comunicación Nacional, 2010) a la vez que representa la mayoría del rodeo nacional.

Una vez que el N está disponible en el suelo, los principales factores que controlan las emisiones de N₂O son el contenido de humedad del suelo, su capacidad de difusión de oxígeno, la temperatura, la textura, el contenido de carbono orgánico y la acidez (pH).

Objetivo

El objetivo general de este estudio ha sido cuantificar las emisiones nacionales de óxido nítrico provenientes de bovinos en condiciones de pastoreo sobre pastura natural y pastura cultivada.

¹ Ing. Agr. (MSc), Programa de Producción y Sustentabilidad Ambiental, INIA La Estanzuela.

Metodología

Dos experimentos de campo fueron instalados en el predio de la Estación Experimental La Estanzuela (Colonia). Un experimento se instaló sobre una pastura cultivada (mezcla de gramínea y leguminosa) y el otro bajo pastura natural utilizando un diseño estadístico de bloques completos al azar con cuatro repeticiones. Los tratamientos, evaluados en otoño y primavera, fueron la aplicación de orina bovina vs. el control (agua). En cada experimento se instalaron ocho cámaras de flujo cerrado de acero inoxidable de 40 cm de diámetro y 25 cm de altura. La base de cada cámara se insertó en el suelo hasta 12 cm. La orina se colectó de animales pastando el mismo sitio experimental. Inmediatamente antes de aplicar los tratamientos en las cámaras, se colectó y acidificó una submuestra de orina para determinar su contenido de nitrógeno. El muestreo de gas se realizó durante ocho semanas pos-aplicación de tratamiento. Cada muestreo constó de la toma de una muestra en tiempo 0, a los 15 minutos y a los 30 minutos. La concentración de N_2O en las muestras fue analizada por cromatografía de gas.

Resultados y Discusión

Los valores de flujo de N_2O obtenidos en este estudio fueron variables y oscilaron entre ~ 0 y $1134.5 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ (Figura 1). Se observó que en períodos en los que se registró un contenido de agua volumétrico del suelo bajo ($\leq 17,7\%$) se registraron valores $\leq 5,6 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$. En una investigación realizada en diferentes tipos de suelo en Nueva Zelanda, con aplicación de orina bovina sintética, se obtuvieron valores de flujo de emisión de N_2O entre 300 y $4900 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ (de Klein et al., 2003), valores sensiblemente mayores a los registrados en el presente estudio. Los patrones del flujo de emisión de N_2O mostraron variabilidad a lo largo de los períodos de muestreo en ambos experimentos observándose, en algunos casos, picos agudos de emisión. En general, estos picos siguieron a los eventos de precipitación. Los períodos que presentaron baja humedad del suelo, mantuvieron las emisiones de N_2O en valores bajos, al igual que lo observado por Velthof et al. (1996) y Williams et al. (1999).

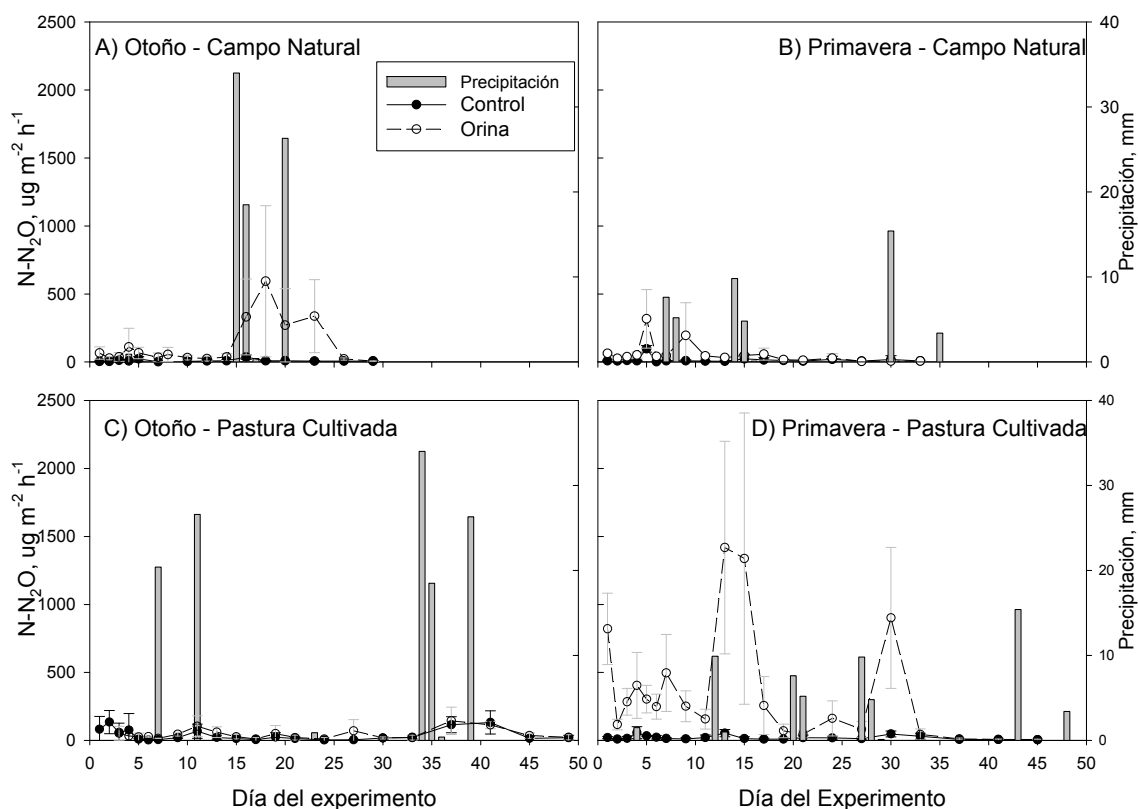


Figura 1. Emisiones de óxido nitroso luego de la aplicación de orina (-o-) o control (-●-) y precipitación (barras) para los experimentos sobre pastura cultivada y campo natural evaluados en otoño y primavera.

La estación del año (otoño vs. primavera) no mostró resultados consistentes entre ambos experimentos: en el caso del experimento en campo natural, la estación no afectó las emisiones de N_2O mientras que sí fueron afectadas en el experimento sobre pastura cultivada observándose mayores valores de emisión en primavera (Figura 2).

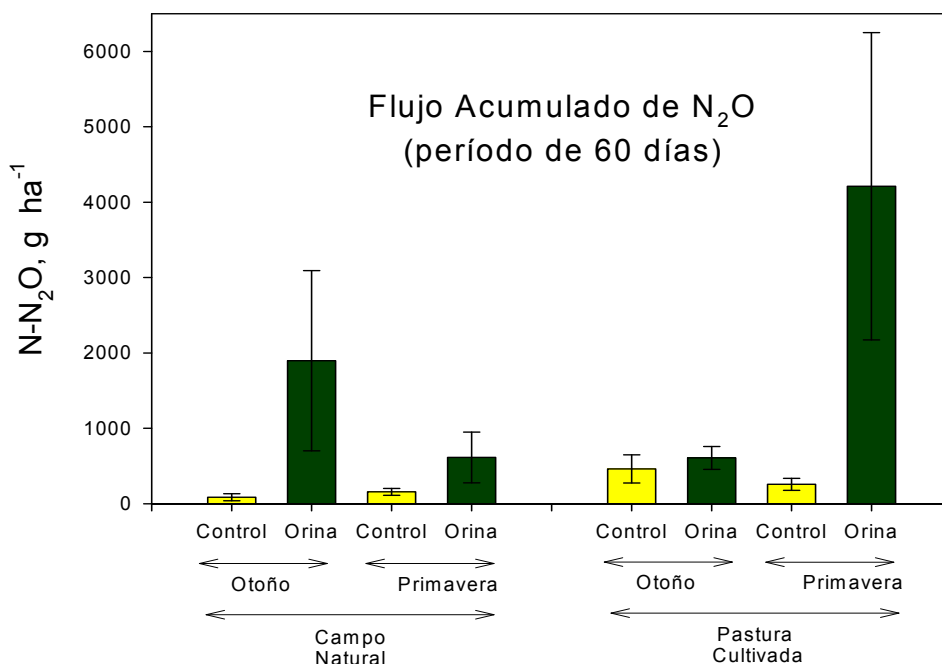


Figura 2. Flujo acumulado de N_2O para un período de 60 días según estación del año (otoño y primavera) y tratamiento (orina y control) en campo natural y pastura cultivada.

Las emisiones de N_2O debido a la aplicación de orina fueron en promedio superiores al tratamiento control, excepto en las mediciones de otoño en el experimento de pastura cultivada.

Si bien se trata de experimentos independientes y de resultados primarios, los valores de las emisiones observadas en el experimento de pastura cultivada fueron superiores a los de campo natural lo que indicaría mayores emisiones en manejos más intensivos.

Referencias

- Allen, A.G., Jarvis, S.C., Headon, D.M., 1996. Nitrous oxide emissions from soils due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the UK. *Soil Biology & Biochemistry* 28, 597-607.
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H., 2002. Modelling global annual N_2O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochem. Cycles* 16, 1080.
- Carter, M.S., 2007. Contribution of nitrification and denitrification to N_2O emissions from urine patches. *Soil Biol. Biochem.* 39, 2091-2102.
- de Klein, C.A.M., Barton, L., Sherlock, R.R., Zheng, L., Littlejohn, R.P., 2003. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. *Aust. J. Soil Res.* 41, 381-399.
- Di, H.J., Cameron, K.C., 2006. Nitrous oxide emissions from two dairy pasture soils as affected by different rates of a fine particle suspension nitrification inhibitor, dicyandiamide. *Biol. Fertil. Soils* 42, 472-480.
- Luo J., de Klein C.A.M., Ledgard S.F., Saggar S., 2010. Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review. *Agr., Ec. & Env.* 136, 282-291.
- Oenema, O., Velthof, G.L., Yamulki, S., Jarvis, S.C., 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use Manage.* 13, 288-295.

- Oenema, O., Wrage, N., Velthof, G.L., van Groenigen, J.W., Dolfing, J., Kuikman, P.J., 2005. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 72, 51–65.
- Saggar, S., Andrew, R.M., Tate, K.R., Hedley, C.B., Rodda, N.J., Townsend, J.A., 2004. Modelling nitrous oxide emissions from New Zealand dairy grazed pastures. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 68, 243–255.
- Velthof, G.L., Brader, A.B., Oenema, O., 1996. Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant and Soil* 181, 263±274.
- Williams D.L., Ineson P., Coward P.A., 1999. Temporal variations in nitrous oxide fluxes from urine-affected grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 779±788.

La Calidad de los Suelos bajo Producción Lechera en los Principales Departamentos de la Cuenca: Carbono y Nitrógeno

Alejandro Morón^{1*}, Juan Molfino², Wilfredo Ibáñez¹, Jorge Sawchik³, Alvaro Califra², Emigdio Lazbal⁴, Alejandro La Manna³, Enrique Malcuori⁵

Introducción

La producción lechera es uno de los sectores que integra el proceso de intensificación productiva que desarrolla el agro uruguayo en los últimos años. Esta se concentra especialmente en tres departamentos: Colonia, San José y Florida. La alimentación animal está basada principalmente en pasturas mejoradas cosechadas directamente por los animales la cual es complementada por el suministro de granos y reservas forrajeras de origen predial o extra-predial.

Al igual que en las otras actividades agropecuarias que atraviesan un proceso de intensificación surgen interrogantes sobre los impactos ambientales en suelo, agua y atmosfera. No existen antecedentes de evaluaciones objetivas, cuantitativas, del impacto en la calidad de los suelos involucrados en esta actividad.

El objetivo central del proyecto de investigación se centró en conocer cuál es el estado actual de la calidad de los suelos en las principales áreas de producción lechera. Este proyecto de investigación generó información que fue presentada y publicada en diferentes eventos (Morón, 2009; Morón et al 2006, 2008a, 2008b, 2010). En el presente trabajo se presentan los promedios y distribuciones de carbono orgánico (C org) y nitrógeno (N) en el suelo así como sus respectivos valores de referencia para cada tipo de suelo involucrado.

Materiales y Métodos

Durante los años 2005 y 2006 se seleccionaron y visitaron 86 predios dedicados a la producción lechera en los departamentos de Colonia, San José y Florida. Los criterios utilizados para la selección de los predios se realizó en base a los tipos de suelo dominantes y también considerando la productividad de los establecimientos y tipos de laboreo (convencional, siembra directa). Mayores detalles pueden ser consultados en: Molfino & Califra (2008) y Morón et al (2010).

Para cada establecimiento se fijaron dos sitios de muestreo que representaban dos momentos de la rotación forrajera del establecimiento. Es así que se seleccionaron praderas de tercer año y verdeos de invierno, ubicados en similares ambientes edáficos. Cabe acotar que el tipo de rotación dominante en los departamentos seleccionados incluye un año de verdeos (invierno y verano) y luego 3 años de pastura de leguminosas con o sin gramíneas. Por otra parte en cada predio se trató de obtener una referencia, para praderas y verdeos, de suelo imperturbado. En general ubicado debajo de un alambrado viejo próximo al sitio de muestreo. Se prestó especial atención en la selección del suelo de referencia para que el mismo no presentara alteraciones. Paralelamente, para cada situación de muestreo se elaboró un formulario de levantamiento de datos que contemplaba los principales aspectos de manejo de suelos y nutrientes del predio.

En cada sitio de muestreo (pradera, verdeo de invierno y suelo imperturbado), se tomaron 3 muestras de suelo compuestas de no menos de 20 tomas a dos profundidades: 0-7.5 y 7.5-15 cm. Las muestras fueron almacenadas y se procedió a la realización de diferentes determinaciones de laboratorio con el objetivo de seleccionar indicadores que permitan interpretar el estado de los suelos. En este trabajo se presenta la información generada de los análisis de:

¹ INIA La Estanzuela, (retirado). E-mail: alejandromoron.uy@gmail.com

² Dirección Nacional de Recursos Naturales Renovables, MGAP (retirado)

³ INIA La Estanzuela

⁴ Asociación Nacional de Productores de Leche

⁵ CONAPROLE

- * C orgánico (Tinsley, 1967)
- * N total (combustión a 900 °C y posterior detección de N₂ por conductividad térmica. LECO)
- * Potencial de Mineralización de Nitrógeno, PMN (Morón & Sawchik, 2002)

El diseño estadístico es una factorial con los siguientes factores y sus respectivos niveles entre paréntesis: departamento (3) x cultivo (2) x ubicación (2) x profundidad (2). En parcelas al azar, donde las repeticiones están dadas por cada establecimiento.

Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se observa la distribución de los diferentes Ambientes Edáficos en los 86 establecimientos de producción lechera seleccionados en Colonia, San José y Florida.

Tabla 1. Ambientes edáficos de los 86 establecimientos seleccionados (Molfini & Califra, 2008).

Departamento	A	B	C	D	E	F	Totales
San José	13	10	2	2			27
Florida	15		7		7		29
Colonia	11		7	2		10	30
Totales	39	10	16	4	7	10	86

Nota: según Carta de Suelos 1:1.000.000 (MAP, 1976) A= Li +TIRd+LC+Ri, B= Ky, C= SGG, D= Ky arenoso, E= IM, F= EP-LB

La distribución de los Ambientes Edáficos es desigual en los departamentos y eso responde a la diferente superficie ocupada por cada tipo de suelo en la producción lechera de cada departamento. Los suelos variaron desde Brunosoles háplicos e Inceptisoles hasta Vertisoles, siendo la mayoría Brunosoles.

En la figura 1 se presenta el valor promedio de C orgánico en los potreros en producción así como en los respectivos suelos de referencia. No existieron diferencias significativas entre las fases de la rotación forrajera. Existe una disminución significativa ($p < 0.0001$) de los potreros en producción. Esta diferencia promedio si bien es importante y puede catalogarse como moderada esconde una importante variabilidad de situaciones.

En la figura 2 puede observarse como se distribuyen las diferencias entre los valores de los potreros y sus respectivos suelos de referencia. Se observa que el 80 % de los predios tienen valores de C orgánico inferiores a la referencia. Existen aproximadamente un 30 % de los potreros en producción que presentan disminuciones o pérdidas de C orgánico en los 0-15 cm superiores del suelo mayores al 30 %. Esto afecta negativamente propiedades químicas, biológicas y físicas del suelo que pueden traducirse en menores productividades de las pasturas y cultivos.

En la figura 3 se presenta los valores promedio de N total tanto en los potreros en producción como en los respectivos suelos de referencia. En promedio se observa una pérdida significativa de 16 % del N total en los suelos de los potreros en producción. No existieron diferencias significativas entre las fases de la rotación forrajera. Al igual que C orgánico, en N total existen variaciones importantes entre potreros en los niveles de pérdida. En la figura 4 se observa que, aproximadamente, un 30 % de los potreros tienen pérdidas mayores al 25 % del N total.

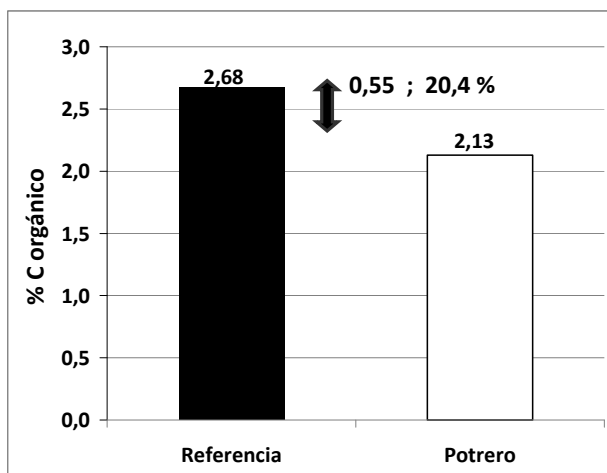


Figura 1. Contenido promedio de C orgánico en 0-15 cm en 86 predios lecheros de Colonia, S. José y Florida.

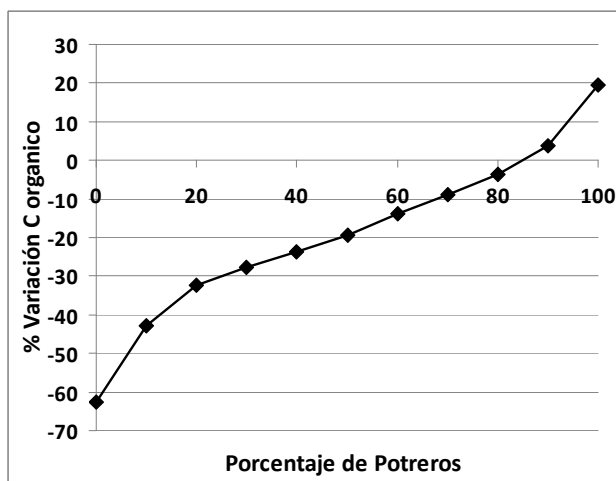


Figura 2. Distribución de la diferencia (C orgánico potrero - C orgánico referencia) en 166 potreros en producción lechera en Colonia, San José y Florida (0-15 cm).

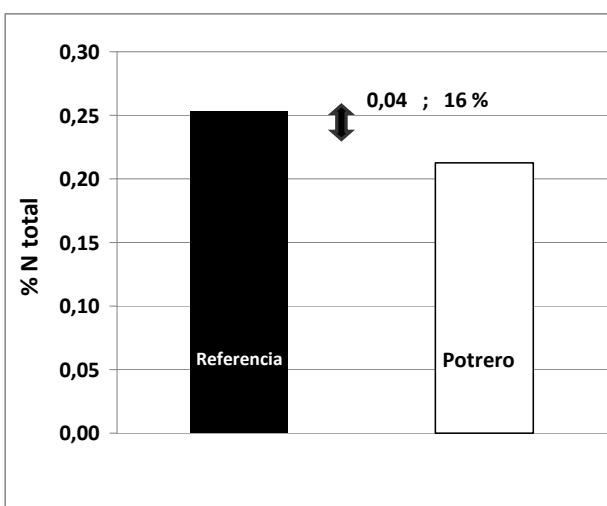


Figura 3. Nitrógeno total en 0-15 cm en 86 predios lecheros de Colonia, San José y Florida.

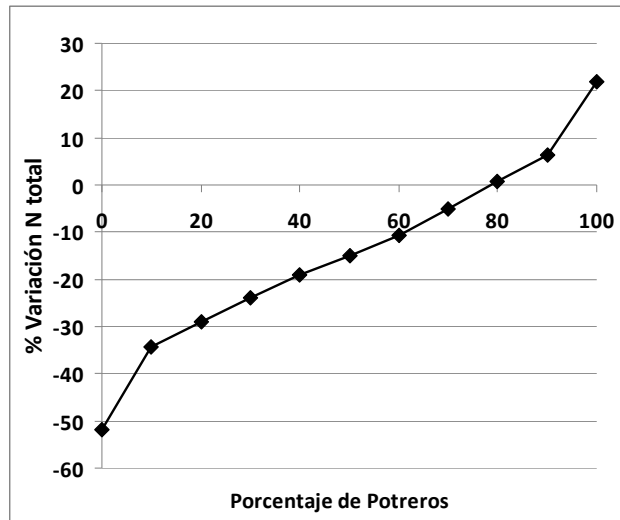


Figura 4. Distribución de la diferencia (N total potrero - N total referencia) en 166 potreros en producción lechera en Colonia, San José y Florida (0-15 cm).

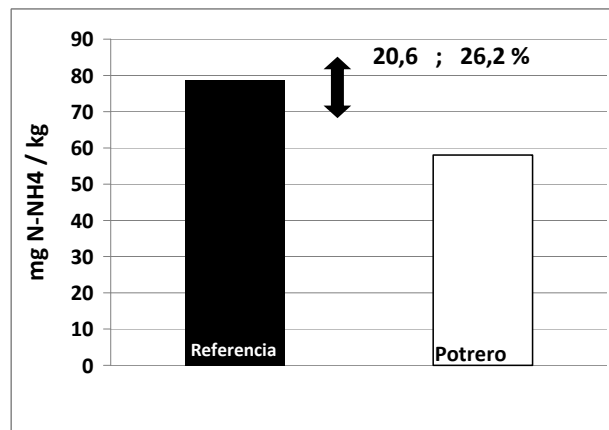


Figura 5. Potencial de Mineralización de Nitrógeno en 0-15 cm en 86 predios lecheros de Colonia, San José y Florida.

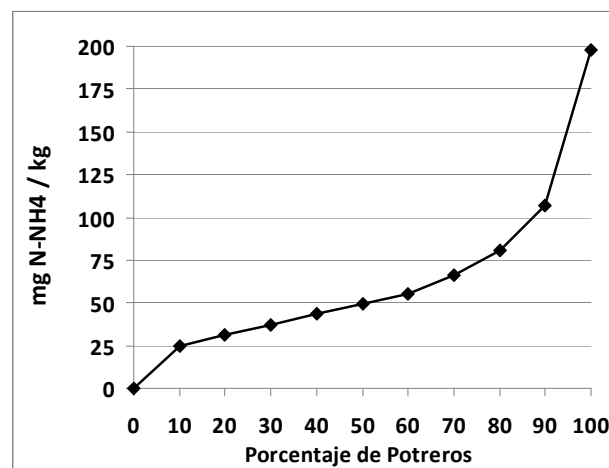


Figura 6. Distribución del Potencial de Mineralización de Nitrógeno en 165 potreros en producción lechera en Colonia, San José y Florida (0-15 cm)

El potencial de mineralización de nitrógeno es un indicador biológico de la capacidad de aporte de nitrógeno del suelo que generalmente presenta alta sensibilidad para detectar cambios. En la figura 5 se observa pérdidas significativas en la capacidad de aportar N de los suelos en producción. No obstante debe señalarse que el valor promedio de los potreros en producción es un valor que expresa una capacidad de aporte de N interesante. Pero cabe mencionar que, aproximadamente, un 40 % de los potreros (figura 6) sumando el aporte del suelo más las dosis comúnmente utilizadas de fertilizantes nitrogenados difícilmente puedan producir verdeos de altos rendimientos.

La posibilidad de utilizar los análisis antes mencionados como indicadores de la calidad del suelo exige contar con valores de referencia que permitan interpretar dichos análisis. La generación de valores de referencia tiene varias aproximaciones (Liburne et al, 2004; Sparling & Schipper, 2004; Sparling et al, 2004). En este caso se utilizó una aproximación estadística. Se consideró que los valores de referencia de la variable de interés están comprendidos entre Q1 (primer cuartil) y el Q3 (tercer cuartil). En este rango están los valores más comunes y comprenden el 50 % de los valores observados. Las tablas 2 y 3 presentan los valores de referencia para C orgánico y PMN para los diferentes suelos.

Tabla 2. Valores de Referencia de C orgánico (%) para seis Ambientes Edáficos en la profundidad 0-7,5 cm.

Ambiente Edáfico	A	B	C	D	E	F
Q1	2.68	2.50	2.70	2.23	2.36	2.82
Q3	3.69	3.60	3.53	3.26	3.70	3.77

Tabla 3. Valores de Referencia de PMN (mg N-NH₄⁺ / kg) para seis Ambientes Edáficos en la profundidad 0-7,5 cm.

Ambiente Edáfico	A	B	C	D	E	F
Q1	73	67	65	56	64	88
Q3	161	139	111	100	133	213

La utilización de esta información puede ser de gran utilidad para promover un uso sustentable del recurso suelo (Morón, 2011)

Bibliografía citada

- Lilburne, L.; Sparling, G.; Schipper, L. 2004. Soil quality monitoring in New Zealand: development of an interpretative framework. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104:535-544
- MAP (Ministerio de Agricultura y Pesca). 1976. Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay. Escala 1:1.000.000.
- Molfino, J.; Califra, A. 2008. Proyecto: Calidad del Suelo en Áreas de Pasturas bajo Producción Lechera / INIA / PDT. In: Jornada Técnica Calidad de Suelos. Serie Actividades de Difusión N° 556. 14-16 p.
- Morón, A. 2009. Effect of dairy production on soil organic carbon in main regions of Uruguay. In: *Soil Organic Matters*. Rothamsted Research, Harpenden, UK. p. 19
- Morón, A. 2011. Como promover un uso sustentable del recurso suelo en Uruguay. *El País Agropecuario*. Año 17, N° 196 p 36-38
- Morón, A.; Molfino, J.; Sawchik, J.; Califra, A.; Lazbal, E.; La Manna, A.; Malcuori, E. 2006. Calidad del Suelo en las Principales Áreas de Producción Lechera de Uruguay: Avances en el Departamento de Colonia. In: CD XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta – Jujuy, Argentina.

- Morón, A.; Molfino, J.; Sawchik, J.; Califra, A.; Lazbal, E.; Ibáñez, W.; La Manna, A.; Malcuori, E. 2008a. Calidad del suelo en las principales áreas de producción lechera de Uruguay: Avances en el Departamento de Florida. In: Actividades de Difusión INIA, Jornada Técnica Lechería Paso Severino-Florida, N° 549. p
- Morón, A.; Molfino, J.; Sawchik, J.; Califra, A.; Lazbal, E.; La Manna, A.; Malcuori, E. 2008b. The physical soil quality in the main areas of pastures in dairy production in Uruguay. In: CD XVIII International Grassland Congress, China 2008.
- Morón, A.; Molfino, J.; Ibáñez, W.; Sawchik, J.; Califra, A.; Lazbal, E.; La Manna, A.; Malcuori, E. 2010. Valores de Referencia para la Calidad de los Suelos de las Principales Áreas bajo Producción Lechera de Uruguay. In: Reunión Técnica Dinámica de las propiedades del suelo bajo diferentes usos y manejos de la Sociedad Uruguaya de la Ciencia del Suelo - ISTRO. Uruguay (Colonia, 2010). CD
- Morón, A.; Sawchik, J. 2002. Soil quality indicators in a long-term crop-pasture rotation experiment in Uruguay. In: CD-ROM 17 World Congress of Soil Science, Symposium n° 32, Paper 1327, Thailand.
- Sparling, G.; Schipper, L.A.; Bettjeman, Hill, R. 2004. Soil quality monitoring in New Zealand: practical lessons from a 6-year trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:523-534
- Sparling, G.; Schipper, L. 2004. Soil quality monitoring in New Zealand: trends and issues arising from a broad-scale survey. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:545-552
- Tinsley, J. 1967. *Soil Science. Manual of Experiments.* University of Aberdeen (UK). Department of Soil Science. 124 p.

Los sistemas lecheros y su impacto en el recurso suelo

Roberto Díaz-Rossello¹ y Henry Durán²

A mediados de la década del 70 la producción lechera del país rompe el estancamiento productivo que la caracterizó por más de 40 años, iniciando un proceso de crecimiento que muestra su mayor dinamismo en los últimos 25 años. Desde el origen el sistema de producción se basó en la rotación forrajera, con alternancia de praderas y cultivos forrajeros anuales, pero progresivamente ocurrieron grandes cambios que impactan sobre la dinámica de carbono y la sustentabilidad de los suelos. Muchos procesos de intensificación productiva conllevan la degradación de ese recurso.

Los sistemas de producción de granos siempre son observados como el subsector más preocupante en relación a la sustentabilidad del recurso suelo, principalmente cuando constituyen sistemas continuos de agricultura anual. La lechería no ha sido objeto de muchos estudios a pesar que sus sistemas productivos han involucrado un proceso muy intensivo de laboreo del suelo hasta la reciente adopción de la siembra directa. Presentan alta frecuencia de cultivos anuales en las rotaciones predominantes y constituye un rubro ganadero de alta extracción y exportación extra predial de nutrientes desde el suelo.

El gran indicador para evaluar la condición de los suelos es indiscutiblemente el contenido de materia orgánica o carbono orgánico (CO). Es el elemento al cual se asocian la mayor parte de las propiedades químicas y físicas del suelo y por consiguiente también su productividad. La evolución del contenido de CO en función de los sistemas productivos que desarrolle la lechería del país es clave no solamente para asegurar su productividad futura, sino que también comprometerá su futuro comercio internacional. El desarrollo de la huella de carbono, como enfoque para el seguimiento de la potencial contribución o mitigación de las emisiones de gases con efecto invernadero, será un requisito creciente en las exigencias de comercialización de las cadenas productivas.

Sistemas productivos de leche como el australiano y el neozelandés, con mucha participación en el comercio internacional, han hecho foco de alta preocupación sobre la situación de pérdida progresiva de CO que tienen los suelos de sus regiones dedicadas a la producción lechera. Los antecedentes de información experimental sobre sistemas mixtos con rotaciones de pasturas y cultivos, generados en los experimentos de largo plazo de La Estanzuela, evidenciaron cierta sostenibilidad del CO del suelo. Sin embargo, se obtuvieron sin pastoreo animal, lo que dejó siempre abierta la interrogante de su sostenibilidad con los efectos del pastoreo y las condiciones propias de un rubro tan intensivo como la lechería.

El CO del suelo de las parcelas de los Sistemas Lecheros de La Estanzuela fue analizado a partir de 1974 y en diversos momentos a lo largo de los últimos cuarenta años. Esta información constituye una inestimable base para estudiar y comprender cómo los sistemas reales de producción lechera provocaron grandes cambios en el manejo del suelo y la calidad del mismo. Se trata de información inédita que se analiza por primera vez y que permite visualizar las oportunidades y amenazas en la sostenibilidad productiva y algunos impactos ambientales de la lechería uruguaya.

En base a los registros de manejo de las parcelas de los sistemas de producción se caracterizaron y cuantificaron las principales variables que se presume pueden tener efectos significativos en la dinámica del CO del suelo (Cuadro 1).

Estas variables se cuantifican para cuatro grandes sistemas de producción lechera que presentaban claros contrastes de manejo del suelo y que ocurrieron en diferentes períodos y/o grupos de parcelas: Secuencias no Planificadas (S1) 1966-1983, Rotación Planificada (R1) 1984-1998, Rotación Planificada Avanzada (R3) 2003-2010, y Rotación del Sistema Intensivo (R2) 1999-2010. Dieciséis parcelas estuvieron siempre en el Sistema General de la Unidad de Lechería con los períodos de manejo S1, R1 y R3, asociadas con 3 parcelas permanentes en campo natural donde se realizaron confinamientos nocturnos y/o en períodos de mal tiempo con alimentación por reservas forrajeras y concentrados. Seis parcelas corresponden al Sistema Intensivo Actual (R2) y que fueron manejadas hasta 1998 como S1 y R1; una parcela permanente en campo natural integra este sistema.

Cuadro 1. Indicadores de uso del suelo y de productividad de las rotaciones predominantes en la Unidad de Lechería de INIA durante los últimos 44 años.

Sistemas de Producción		S1	R1	R3	R2
Período de Aplicación		1966 - 1983	1984 - 1998	2003 - 2010	1999 - 2010
% de uso del tiempo anual por unidad de rotación	Pastura y Cultivos	72	78	81	80
	Barbechos	28	22	19	20
Barbecho por unidad de rotación (meses)	Totales	20	16	13	12
	En invierno	4	0	2	0
Tipo de Laboreo		LC	LC	SD	SD
Laboreos Anuales por Unidad de Rotación	Profundos	15	0	9	0
	Superficiales	15	0	12	0
	Total	30	0	21	0
Productividad de las pasturas por tecnología empleada		bajo	medio	alto	alto
Nivel de Gramilla		alto	medio	bajo	bajo
Uso anual máximo de N (kg ha ⁻¹)		38	31	35	31
Productividad de Leche (L ha ⁻¹ año ⁻¹)		< 3000	3000-6500	6500-8500	8500-11500
Ingreso de Concentrados y Forrajes Kg/vaca/año * (vacas/ha) = (kg MS ha ⁻¹)		500*0.7=350	800*0.9=720	1200*1=1200	1700*1.4=2380

En el Cuadro 1 puede apreciarse como a medida que transcurren los años fueron aplicándose sistemas cada vez más intensivos y con grandes cambios técnicos, aunque en general se mantuvo un sistema mixto con 50 % del tiempo dedicado a cultivos anuales y 50 % a pasturas de mezclas de leguminosas y gramíneas. De un muy intenso laboreo convencional en S1 se progresa hacia reducciones del laboreo en R1 y posteriormente a siembra directa en R3 y R2. En forma paralela se fueron reduciendo los tiempos de barbecho improductivo, aumentando la productividad de las pasturas y también aumentando la cantidad de reservas y concentrados de origen extrapredial. Naturalmente todos esos cambios técnicos se vieron acompañados de grandes aumentos de la producción de leche.

Los 11 factores considerados en el cuadro 1 generan diferentes tendencias sobre el balance de CO. (1) La proporción de pasturas en el tiempo total de la rotación favorece la acumulación. (2) La proporción del tiempo en barbecho incrementa el riesgo de pérdida por suelo descubierto a la erosión. (3) Los meses de invierno en barbecho coadyuvan a la pérdida porque son más frecuentes los escurrimientos erosivos superficiales. (4) El laboreo convencional facilita pérdidas por mineralización mientras que la siembra directa promueve la acumulación superficial. (5 y 6). La mayor frecuencia de operaciones de laboreos superficiales y profundos promueve pérdidas por mineralización y erosión. (7) La tecnología de manejo de pasturas principalmente por los factores de fertilización y pastoreo controlado aumentan su productividad y contribución de CO. (8) La gramilla es una maleza que hace grandes aportes de materia orgánica y por ser estolonífera su presencia disminuye el riesgo de pérdida de CO por erosión, (9) La cantidad de fertilizantes nitrogenados empleados en la rotación contribuyen a incrementar la productividad de los cultivos forrajeros y a que los residuos se estabilicen como CO en el suelo. (10) La mayor productividad de leche implica principalmente mayor extracción de N del sistema lo que disminuye la capacidad de acumulación de CO. (11) El ingreso extra predial de forrajes y concentrados es una vía directa de incremento de CO en el suelo.

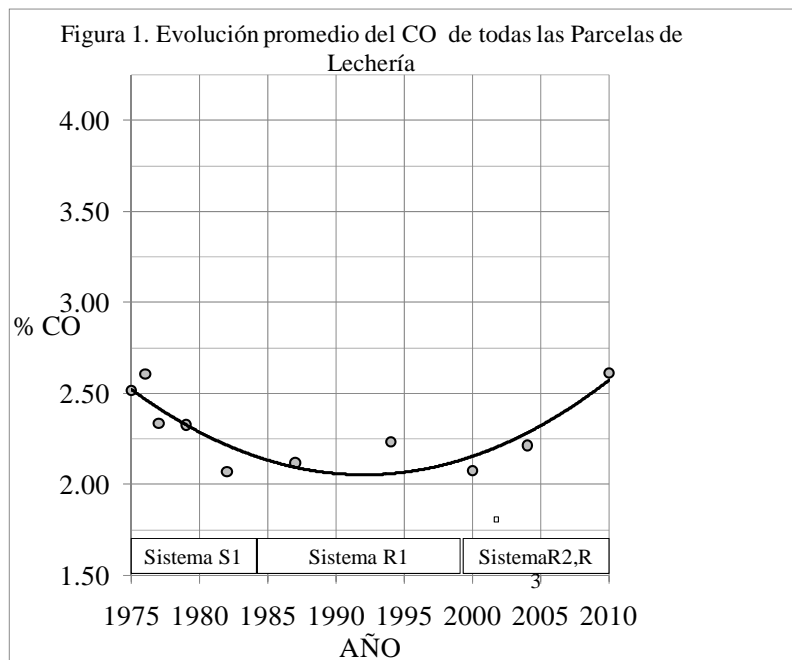
En la figura 1 se aprecia como las modificaciones extremas en laboreo, carga animal e importación de forrajes determinaron dos períodos contrastantes en la dinámica del CO del suelo. Los primeros 17 años, presentaron fuertes pérdidas de CO a tasas anuales promedio estimadas de 0.89 t ha⁻¹ año⁻¹. Las ganancias de CO esperables durante la fase de pasturas de la rotación, aparentemente no fueron suficientes para compensar las pérdidas de CO debidas principalmente al intenso laboreo en la fase de cultivos forrajeros. Esta tendencia se revirtió en los siguientes 18 años con ganancias de CO de 0.94 t ha⁻¹ año⁻¹. Tres factores principales de manejo se discuten para explicar el rápido incremento de CO: la confluencia y sinergia de los sistemas mixtos

realizados en siembra directa, mejoras de la productividad de las pasturas y cultivos e importación de alimentos al sistema.

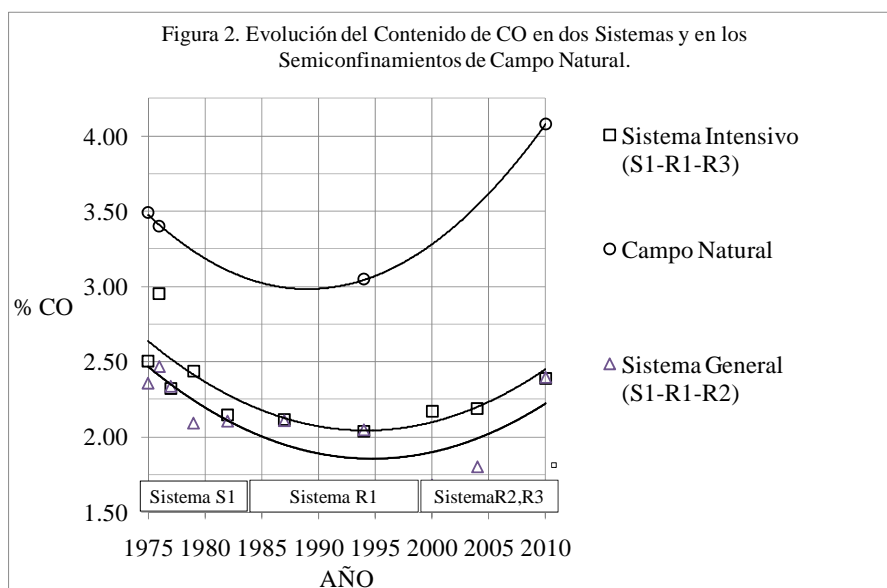
Claramente estos resultados cuestionan dar por cierto que simplemente por realizar una rotación de cultivos anuales con pasturas mezcla de leguminosas y gramíneas perennes se alcanza un balance neutro o positivo de CO. En el caso del sistema S1 la alta frecuencia de laboreos, los grandes períodos en barbecho sin cobertura y los pastoreos en condiciones excesivamente húmedas generaron pérdidas de CO que no pudieron ser compensadas por la contribución de las pasturas de la rotación. De hecho, las pérdidas de CO que se registraron en S1 son tan altas ($1.2\% \text{ año}^{-1}$) como las verificadas en una rotación agrícola continua en la misma Unidad de Suelos (Díaz-Rossello, 1994).

En el período del sistema R1 se estabiliza el contenido de CO y comienza una lenta recuperación que se incrementa notablemente con los sistemas R2 y R3. Durante la aplicación del sistema R1 los factores que serían más importantes en mejorar la acumulación de CO son: la reducción de las operaciones de laboreo, la mejora del manejo con incremento de la productividad de las pasturas y la disminución de los periodos de barbecho sin cobertura, principalmente en invierno.

A partir del año 1995 se acelera la acumulación de CO con progresivas reducciones del laboreo e ingreso en SD. Simultáneamente aumenta la productividad de las pasturas y el ingreso de forrajes y concentrados extra prediales que se puede suponer que también contribuyen a la acumulación de CO. En relativamente pocos años se logra sobrepasar significativamente el nivel de CO con que se inició la evaluación en 1974. No hay ningún indicio aún de disminución en el ritmo de acumulación con el uso de la actual rotación forrajera bajo SD. Se alienta así la posibilidad de mayor restauración de las condiciones de fertilidad con estos sistemas productivos.



El sistema general de la Unidad de Lechería y el sistema intensivo solamente difieren en el manejo de los últimos 10 años y aún no muestran diferencias claras de acumulación de CO (Figura 2). Se espera que estas diferencias comiencen a manifestarse luego de más años de operación de los sistemas.



Tal cual ocurre en los tambos comerciales, existe un grupo de parcelas que se destinan al confinamiento del ganado, ya sea para evitar los pastoreos de pasturas cultivadas en períodos de lluvia, como para suministrar concentrados, heno y silos en forma confinada, y que se denominan genéricamente “campo natural mejorado”. Las parcelas de estos semi-confinamientos muestran la misma dinámica general del CO que las parcelas del resto del sistema manejadas bajo rotación de pasturas y cultivos (Figura 2). Se aprecia un período de fuertes pérdidas hasta comienzos de la década del 90 y luego recuperaciones muy importantes. En primer lugar cabe preguntarse por qué se registró un ciclo de fuertes pérdidas de CO, cuando en el campo natural mejorado no se efectuaban laboreos ni períodos de barbechos improductivos, que fueron los factores con mayor asociación a los cambios de CO en el Sistema General y el Sistema Intensivo.

La explicación a este comportamiento se puede encontrar en cuatro características de manejo de estas parcelas durante el período del sistema S1: 1) Hasta inicios de los años 90 no se daban concentrados ni reservas en semi-confinamiento por lo que no había traslado sistemático de nutrientes ni un ingreso extra predial de CO a esos potreros. 2) En el mismo período no se habían consolidado mejoras acumulativas del tapiz natural por fertilización fosforada e introducción sistemática de leguminosas. 3) Hasta los años 90 la carga animal de estos potreros fue considerablemente más baja que en el último período estudiado.

En el período del sistema R1 se equilibran pérdidas y ganancias y en los sistemas R2 y R3 se aprecian muy fuertes ganancias de CO con probable origen en: las mejoras en la productividad del tapiz, los incrementos muy importantes de las reservas forrajeras y de concentrados que se suministran en esas parcelas, el fuerte traslado de nutrientes por uso de altas cargas animales y períodos de ocupación más extensos al no depender exclusivamente del forraje en pie sino de los suplementos usados.

Lo más relevante de esta información cuantitativa es la intensidad de la recuperación o secuestro de carbono por el suelo. Las parcelas de semi-confinamiento presentan un incremento promedio de 1.10% de CO.

Conclusiones

La evolución del manejo del suelo como consecuencia de los cambios técnicos de los sistemas productivos de la Unidad de Lechería puede considerarse representativa de los cambios ocurridos y en proceso en la cuenca lechera nacional. Quizás en la Unidad de Lechería sucedieron con cierta anticipación, pero reflejan la situación actual de los sistemas comerciales cuya productividad por vaca masa transitan desde 4500 L ha⁻¹ a niveles superiores a 6500 L ha⁻¹. Los trabajos de relevamiento del estado actual de los suelos dedicados a lechería cuantificaron un deterioro del contenido original de CO del orden del 22%. Complementariamente, el presente trabajo diagnostica una situación promisoriosa de posible restauración de la fertilidad productiva y de notable capacidad de secuestro de carbono (aproximadamente 2 % de acumulación anual) con la

misma tecnología que viene siendo adoptada en la actualidad por los productores lecheros más intensivos.

La fijación biológica de nitrógeno por las pasturas de leguminosas en la rotación parece haber sido el factor clave para sostener un balance positivo del CO₂, cuando los demás factores de manejo (laboreo, tiempo en barbecho, etc.) se modificaron para reducir las pérdidas por mineralización y erosión.

El diagnóstico realizado sobre la acumulación de CO₂ en las parcelas de semi-confinamiento plantea la oportunidad de capitalizar esa condición de los suelos, con inmejorable situación de fertilidad, incorporándolos a la fase agrícola del sistema. Si esto no fuera posible por restricciones operativas del establecimiento se abren dos estrategias a considerar y valorar; a) dispersar las áreas de suministro de concentrados y reservas hacia mayor número de parcelas de la rotación o b) concentrar esos suministros en patios de alimentación diseñados para hacer viable el reciclaje de los efluentes hacia las parcelas con pasturas.

Estas alternativas deben ser evaluadas considerando no solamente los beneficios productivos sino de contaminación ambiental y su posible manejo a la luz de las capacidades y restricciones para su implementación propias de cada establecimiento. Cabe interrogarse acerca de la necesidad de desarrollo de tecnologías apropiadas para su manejo por la investigación local, ya que el área que ocupan estos potreros en los establecimientos lecheros es muy significativa y también lo es la dimensión de las oportunidades productivas y amenazas ambientales que se plantean.

En síntesis el sendero tecnológico de los sistemas lecheros en desarrollo y adopción comercial muestra una situación muy promisoriosa en términos de acumulación y secuestro de carbono por la naturaleza del sistema que se emplea basado en la complementación del sistema mixto con la siembra directa.