



Huella de carbono en las explotaciones lecheras asturianas

Presentamos el trabajo elaborado con base en 15 explotaciones asturianas cuyo objetivo fue el de estimar los gases de efecto invernadero y la huella de carbono por hectárea, por unidad de ganado mayor y por litro de leche corregido por grasa a la salida de la granja en cinco tipologías de alimentación mediante la aplicación del modelo DairyCant.

Gregorio Salcedo^{1*}, José Daniel Jiménez-Calderón², Adela Martínez-Fernández², Silvia Baizán², Fernando Vicente²

¹CIFP La Granja (Heras, Cantabria)

²Área de Nutrición, Pastos y Forrajes, Servicio Regional de Investigación y Desarrollo Agroalimentario (Serida)

*gregoriosal57@gmail.com

INTRODUCCIÓN

Los sistemas lecheros de Asturias y por extensión los de la cornisa cantábrica pueden clasificarse en intensivos, semiintensivos y extensivos. Los mayores *inputs*

y la menor superficie se localizan en los primeros; la intensificación forrajera (maíz, raigrases, leguminosas, etc.) es la base de los segundos y el aprovechamiento de la hierba en

los terceros. La intensificación del sector lechero en Asturias se caracteriza por una alta carga ganadera, elevado porcentaje de concentrado, animales de alto valor genético y una gran producción de leche por hectárea. Sin embargo, su impacto ambiental no está del todo clarificado (Bava *et al.*, 2014).

El ganado contribuye con el calentamiento global a través de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono (CO₂), procedente de la combustión de la energía fósil y producción de alimentos; el metano (CH₄), como consecuencia fisiológica de la fermentación entérica de los rumiantes y del óxido nitroso (N₂O), causado por el manejo del estiércol, la fertilización y los procesos de nitrificación y desnitrificación en el suelo (De Vries y De Boer 2010). Por el contrario, la producción de leche contribuye con el secuestro de carbono en el suelo mediante el aporte de estiércol y restos vegetales (Soussana *et al.*, 2010).

Diferentes estrategias son consideradas para reducir las emisiones de GEI en la producción de leche. Entre otras, la alimentación equilibrada (van Middelaar *et al.*, 2013; van Gastelen *et al.*, 2015); incrementar la eficiencia en la conversión de alimento a leche (Basarab *et al.*, 2013); aumentar la productividad animal (Bell *et al.*, 2011); mejorar la producción de alimentos (Kristensen *et al.*, 2011); reducir la compra de alimentos y fertilizantes (Basarab *et al.*, 2013) o incrementar la utilización del pastoreo (O'Brien *et al.*, 2014), que proporciona un mayor potencial de secuestro de carbono (Zotarelli *et al.*, 2012).

Para estimar el alcance de los gases producidos en la producción de la leche se utilizan diferentes modelos de predicción. Todos ellos incluyen factores de emisión relacionados con los diferentes procesos productivos, pudiendo ser empíricos o estadísticos, simulando procesos mecánicos o mediante un análisis de ciclo de vida (Rotz, 2017). El modelo DairyCant (Salcedo, 2015) es un modelo empírico basado en la investigación y en el análisis estadístico que simula as-

pectos de manejo relacionados con la producción y la salud medioambiental de las explotaciones lecheras.

MATERIAL Y MÉTODOS

Granjas participantes

Se seleccionaron 15 explotaciones ganaderas del Principado de Asturias (figura 1), que reunían 818 vacas lecheras, divididas en cinco tipologías de alimentación:

- a) Ecológicas (Eco)
- b) Pesebre-pastoreo (Pe-Pa)
- c) Ensilado de hierba (EHba)
- d) Ensilado de maíz (EMz)
- e) Ensilado de hierba y de maíz (EHba-EMz)

Las explotaciones fueron encuestadas y analizadas bajo una perspectiva de análisis de ciclo de vida, con el modelo de simulación DairyCant (Salcedo, 2015) durante el año 2018. La muestra representó el 0,8 % del total de explotaciones existentes en Asturias. Las entrevistas in situ incluían cuestiones relacionadas con los siguientes datos:

- i) Localización
- ii) Base territorial y distribución forrajera

► DAIRYCANT (SALCEDO, 2015) ES UN MODELO EMPÍRICO [...] QUE SIMULA ASPECTOS DE MANEJO RELACIONADOS CON LA PRODUCCIÓN Y LA SALUD MEDIOAMBIENTAL DE LAS EXPLOTACIONES LECHERAS

- iii) Fertilización
- iv) Composición y manejo del rebaño
- v) Alimentación de los animales
- vi) Producción y composición química de la leche
- vii) Maquinaria
- viii) Consumo de energía ►

Seal^{plus}

FROM 2 GAMMA THE INVENTOR OF OXYGEN BARRIER SILAGE FILM

Distribuido exclusivamente por:

AGUSTI PLA NESPLE Tona (Bcn)

Mobil: +34 609 729711

Mail: agustipla@hotmail.com

La Película de plástico para ensilaje con Barrera de Oxígeno EVOH

- ✓ Barrera de Oxígeno EVOH.
- ✓ Anchura: desde 4 a 56 mt. Longitud: hasta 600 mt.
- ✓ Adecuado para todas las necesidades

SealPlus Underlay Beige 45µ

SealPlus Beige/Black Film 80µ

SealPlus Black/White Film 150µ

SealPlus Wall Film 110µ

SealPlus Stretch Gold 25µ



Objetivo de SealPlus es proteger su silo, bloqueando la transpiración de oxígeno, que es la principal causa del deterioro del ensilado.

Seal^{plus}

SealPlus - 2 Gamma Srl:

Corso Inghilterra 15, Mondovì, CN - Tel. +39 0174 597679 - www.sealplus.com - info@sealplus.com

Figura 1. Localización y número de ganaderías muestreadas por concejo



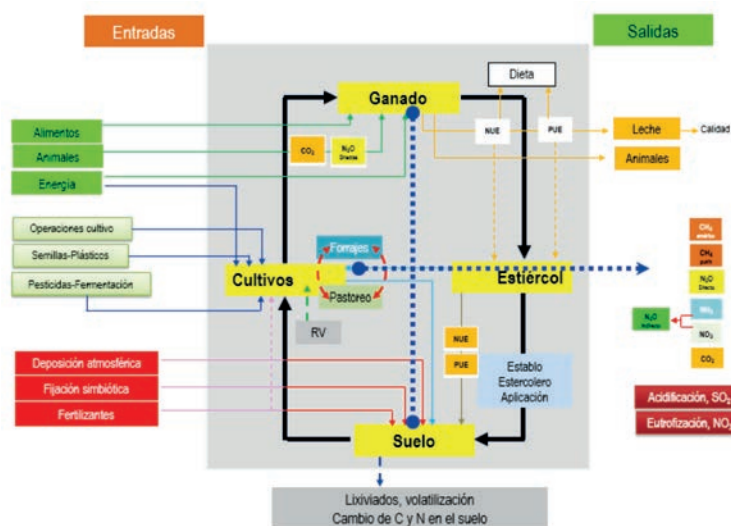
► EL 65,8 % DE LAS EMISIONES TOTALES SE PRODUCEN DENTRO DE LA EXPLOTACIÓN, PERMITIENDO AMPLIAS OPORTUNIDADES DE MEJORA

Unidad funcional y límites del sistema

La metodología de evaluación del ciclo de vida requiere de una unidad funcional (UF), atributo del producto o sistema, y se utiliza como un escalon cuantitativo para fines de comparación, en nuestro caso tipologías de alimentación. Puede haber más de una UF porque un sistema puede tener una serie de funciones posibles. En cualquier caso, la UF debe ser fácil de definir y medir (ISO, 1997). Las UFs utilizadas en este trabajo fueron: i) una hectárea, ii) una unidad de ganado mayor (UGM) y iii) un litro de leche corregido por energía (ECM) a la salida de la explotación (Sjaunja *et al.*, 1990).

La figura 2 representa los límites del sistema utilizados en este estudio, incluyéndose las emisiones relacionadas con la importación de concentrados, forrajes y fertilizantes.

Figura 2. Límites del sistema del DairyCant (Salcedo, 2015)



Análisis estadístico

Los resultados de las encuestas fueron procesados mediante análisis de varianza utilizando el procedimiento GLM del programa SPSS 15.0 (2006), considerando como efecto principal la tipología de alimentación de la explotación. Para las variables en que el efecto principal resultó estadísticamente significativo, se utilizó la prueba de Duncan para la comparación de medias.

RESULTADOS

Descripción de las explotaciones

Las características técnico-productivas de las explotaciones vienen indicadas en la tabla 1. En general, el número de animales, la superficie agrícola útil (SAU), la dedicada a cultivos forrajeros por UGM, la producción de forraje y de leche por hectárea fueron superiores en las dietas basadas en ensilado de hierba y maíz (EHba-EMz) y las basadas en

pesebre-pastoreo (Pe-Pa) las menores. El aprovechamiento mayor de hierba verde se registró en los ecológicos (Eco); mientras, la compra de concentrado por hectárea fue similar en las basadas en ensilado de maíz (SMz) y (EHba-SMz), intermedias en (Pe-Pa) y las mínimas en (Eco) y las que utilizan mayoritariamente ensilado de hierba (EHba).

Los componentes de la dieta y el aporte de nutrientes de cada sistema de alimentación vienen representados en la figura 3A-B. Los sistemas Eco y Pe-Pa consumen mayor porcentaje de hierba verde, mientras que SHba, SMz y SHba-SMz solo tienen acceso las novillas. Las vacas lecheras de la tipología EHba-EMz reciben un mayor porcentaje de concentrado ($50,9 \pm 3,1$ %), dando lugar a una superior ingestión diaria de materia seca ($25,1 \pm 2,4$ kg), energía neta leche ($42,8 \pm 4,22$ Mcal) y $3,9 \pm 0,64$ kg de proteína bruta. Sin embargo, las

estimas en el consumo de fibra neutro detergente fue mayor en Pe-Pa y EHba de $10,0 \pm 1,8$ y $10,0 \pm 0,78$ kg respectivamente; mientras que el almidón lo fue en EMz con $6,0 \pm 0,60$ kg y el mínimo de $2,1 \pm 0,5$ kg en Pe-Pa.

Los porcentajes de reposición del ganado no difieren entre tipologías, registrándose valores medios de $39,8 \pm 16,1$ %. El uso de fertilizantes nitrogenados de síntesis fue numéricamente superior en SMz (tabla 1), mientras la producción de N orgánico por hectárea fue superior en los sistemas EHba-SMz ($P < 0,05$) de 460 kg y la menor en Eco de 112 kilos. Estas diferencias de N orgánico son debidas a la distinta carga ganadera entre ambos. En cualquier caso, la producción de N por UGM se sitúa en valores de 98 kilos. ►►

Tabla 1. Características técnico-productivas de las explotaciones según el tipo de alimentación (n=15)

Variable	Eco	PePa	SHba	SMz	SHba-SMz	sd
Animales						
Vacas de leche	30a	25a	31a	125c	62b	39
Carga ganadera, UGM ha ⁻¹	1,37	3,05	1,71	3,12	3,77	1,45
Reposición < y > 1 año, %	37	34	43	34	50	16
Tierra						
Superficie Agrícola Útil (SAU), ha	31,5a	16,6a	30a	63b	30,3a	17,3
Superficie pradera, ha	31,5b	15a	22,3ab	22ab	18,6a	7,9
Superficie maíz, ha	0	1,6	4,3	31,3	10,6	13,9
SAU Cultivos forrajeros UGM ⁻¹	0	0,03	0,12	0,21	0,10	0,09
Raigrás italiano después del maíz, ha	0a	1,7a	6a	33b	10a	13,9
Hierba para ensilado, kg MS ⁻¹	1062	2431	2386	1205	2089	1011
Hierba para consumo en verde, kg MS ⁻¹	4586b	1829a	1139a	492a	806a	1700
Maíz para ensilado, kg MS ⁻¹	0a	1285	3180	5183	3035	2471
Raigrás italiano para ensilado, kg M ⁻¹	0a	286a	1128ab	4108c	1791b	1637
Materia seca final, kg ha ⁻¹	5648a	4975a	5712a	11244b	8166ab	3117
Alimentos y fertilizantes						
Compra concentrados, t ha ⁻¹	2551	5254	2897	9781	9882	411
Compra forrajes, t ha ⁻¹	0	3741	2793	1956	1299	2574
Fertilizante químico, kg N ha ⁻¹	0	0,77	13,2	192,5	60,3	116,9
Orgánico, kg N ha ⁻¹	112a	267ab	193a	340ab	460b	159
Fertilizante nitrogenado maíz, kg N ha ⁻¹	0	75	63	160	101	110
Producción de leche						
Leche ECM, t explotación	247a	222a	325a	1609c	784b	558
Leche ECM t ha ⁻¹	7775a	19577ab	9849ab	25333b	25222b	10402
Leche vaca lechera año, t ECM año ⁻¹	8357a	8896a	10053ab	12798b	11820b	2169
Eficiencia utilización del N vacas lecheras, (EUN _{VL}) %	23,5a	26,8ab	33,6bc	35,6c	32,8bc	5,7
Eficiencia utilización del N conjunto rebaño, (EUN _{CR}) %	19,6	23,0	24,6	24,7	25,5	4,8
Eficiencia, litros leche kg ⁻¹ MS ingerida vaca lechera	1,28	1,23	1,34	1,4	1,52	0,22
Eficiencia, litros leche kg ⁻¹ MS conjunto rebaño	0,94	1,02	0,98	1,07	1,17	0,24

Ecológicas (Eco); pesebre-pastoreo (Pe-Pa); ensilado de hierba (EHba); ensilado de maíz (EMz); ensilado de hierba y de maíz (EHba-EMz). Letras diferentes en la misma línea indican diferencias significativas

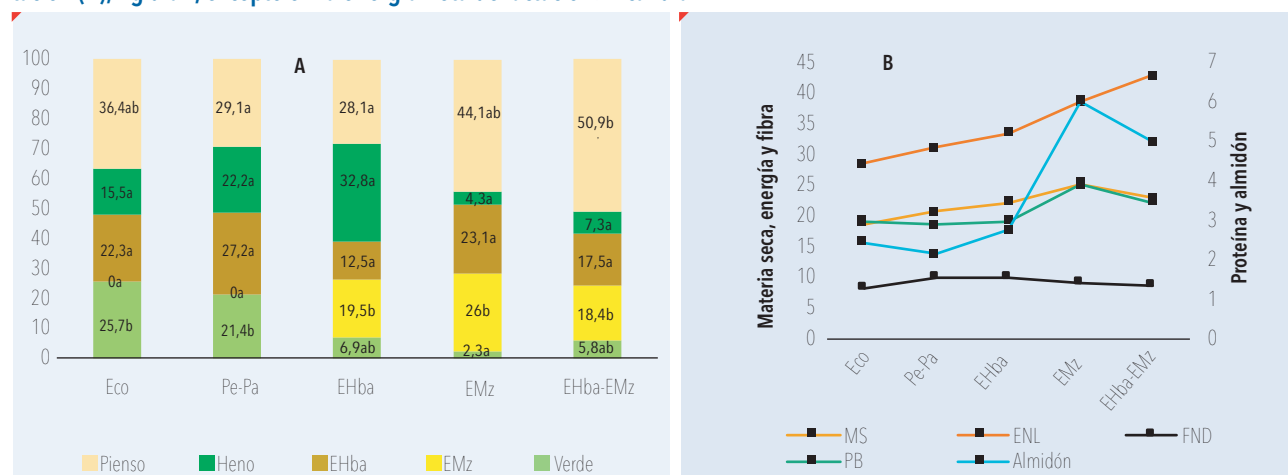
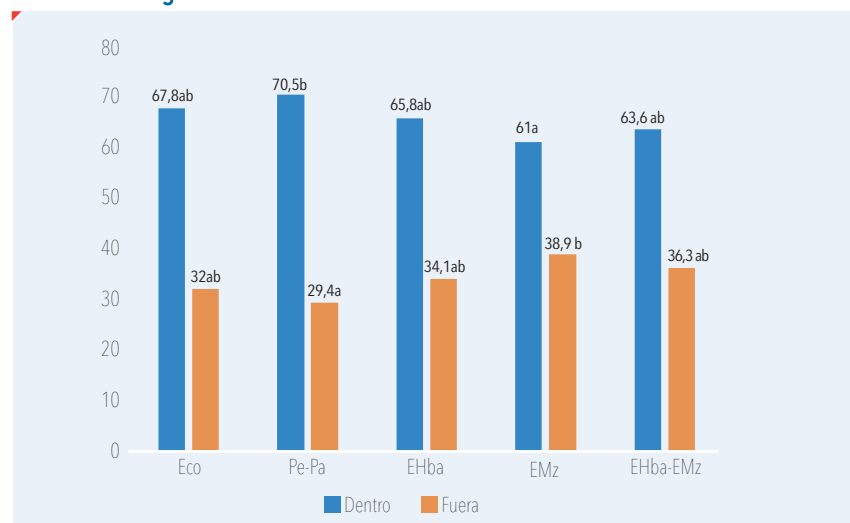
Figura 3. Distribución porcentual de los alimentos que componen la dieta (A) y aporte de nutrientes en cada sistema de alimentación (B); kg día⁻¹, excepto en la energía neta de lactación: Mcal día⁻¹

Figura 4. Procedencia de las emisiones de gases de efecto invernadero en explotaciones lecheras según su sistema de alimentación



► UTILIZAR ABONOS NITROGENADOS DE LIBERACIÓN LENTA PARA EL MAÍZ Y OTROS CULTIVOS FORRAJEROS PUEDE MITIGAR SIGNIFICATIVAMENTE LAS EMISIONES DE N_2O

La eficiencia de utilización del nitrógeno de la dieta en las vacas lecheras (EUNVL) fue superior en SMz ($P<0,05$) y las menores en ecológico, sin diferencias significativas entre EHba y SHba-SMz (tabla 1). Por el contrario, la eficiencia para el conjunto del rebaño (EUNCR) no fue diferente entre tipologías de alimentación, aunque sí numéricamente mayor en EMz y EHba-EMz. La mayor diferencia entre EUNVL y EUNCR en la tipología EMz de 10,9 unidades porcentuales y la menor de 3,9 en Eco tiene su origen en la superior carga ganadera. La eficiencia alimenticia en litros de leche por kilo de materia seca ingerida fue similar entre tipologías, tanto si se expresa a nivel de vaca lechera o como en el conjunto de animales (tabla 1), con medias de $1,35\pm0,22$ y 1,04 litros, respectivamente.

Emisiones de gases de efecto invernadero

Los gases de efecto invernadero (GEI) producidos en una explotación lechera son el metano (CH_4), el dióxido de carbono (CO_2) y el óxido nítrico (N_2O). El potencial de calentamiento global es diferente entre ellos, así el metano tiene un potencial 21 veces mayor que el dióxido de carbono y el del óxido nítrico 310 veces que el CO_2 . Las emisiones son originadas tanto en la propia explotación como fuera de ella como consecuencia de las emisiones que se generan en los procesos productivos implicados en los suministros que necesita la ganadería (alimentos comprados, combustibles,

fertilizantes, etc.). Las emisiones de GEI dentro de la explotación suponen una media del $65,8\pm4,8$ % del total de las emisiones, con un máximo de $70,5\pm3,4$ % en Pe-Pa y un mínimo de $61\pm6,5$ % en EMz (figura 4).

En general, el CH_4 representó el $56,1\pm4$ % del total de emisiones por hectárea en el conjunto de explotaciones (tabla 2), de los cuales el $79,1\pm1,4$ % procede de la fermentación entérica y el $20,8\pm1,4$ % restante a través del estiércol. La producción de metano por hectárea, UGM y litro de leche corregido por grasa (ECM) no fue diferente entre tipologías de alimentación, con valores medios de 437 ± 261 kg, 164 ± 23 kg y $24,8\pm4,5$ g respectivamente. Cuantitativamente, las menores emisiones de GEI por hectárea y UGM se observaron en la producción ecológica. La tipología EHba tuvo similares emisiones por hectárea y UGM a EMz y EHba-EMz (tabla 2). Por el contrario, el emitido por litro de leche fue numéricamente menor en las tipologías más intensivas (EMz y EHba-EMz) con $22,6\pm3,0$ g respecto a las más extensivas (Eco, Pe-Pa y EHba) con $26,2\pm4,9$ g, imputable al ensilado de maíz y superior producción de leche. Esta diferencia representó reducciones del 13,7 %, similar al 9,3 % señalado por Salcedo *et al.*, (2015) en explotaciones lecheras de Galicia cuando las vacas reciben ensilado de maíz. La inferior concentración numérica de CH_4 por litro de leche en el grupo intensivo respecto al más extensivo tiene su origen a la mayor producción de ►►

ácido propiónico en el rumen, derivado de la fermentación del almidón del ensilado de maíz y del concentrado, quién actúa como sumidero de hidrógeno y reduciendo la metanogénesis (Bannink *et al.*, 2006). Mientras, la mayor concentración en Eco y Pe-Pa no solo puede ser debido al mayor consumo de fibra (figura 2), sino a su superior concentración en la materia seca de la dieta. Sin embargo, no se obtuvieron relaciones significativas entre el CH₄ por litro de leche respecto al consumo diario de fibra neutro detergente o su concentración en la dieta. Aspectos como aumentar la materia orgánica fermentable en rumen del forraje a través de una mayor digestibilidad y reducir su contenido en pared celular, permitiría incrementar la formación de ácido propiónico. Al mismo tiempo, la producción de leche se vería incrementada, reduciéndose así las emisiones de metano por litro de leche. De esta manera y para las explotaciones analizadas, aumentos de un litro de leche por encima de los 22,6 L pueden reducir la emisión de CH₄ 0,45 g ($r^2=0,51$ $P<0,003$).

El porcentaje de CO₂ en el conjunto de explotaciones respecto al total de emisiones fue del 28,1±3,3 %; de los cuales el 86,8±18 % proceden de la suma del gasóleo (17,8±3,7 %), la electricidad (15,9±3,7 %) y 53,1±6,8 % de la compra de concentrado. Las explotaciones del grupo de producción ecológica (Eco) emitieron menos CO₂ por hectárea que las más intensivas (EMz y EHba-EMz), con medias de 1985±65 y 7166±1675 kg ha⁻¹ respectivamente, mientras que los otros sistemas extensivos (Pe-Pa y EHba) mostraron emisiones intermedias, con una media de 3736±2760 kg CO₂ ha⁻¹. Estas diferencias se deben, entre otras, a las mayores entradas de gasóleo, electricidad, fertilizantes, concentrados y actividades agrícolas (tabla 2). Por otro lado, la superior carga ganadera en las tipologías más intensivas fue la responsable del incremento de CO₂, donde aumentos de 1 UGM ha⁻¹ pueden acentuar el CO₂ en 1913±204 kilos. Por el contrario, el CO₂ por UGM y litro de leche no fue diferente entre sistemas de alimentación (tabla 2), con máximos de 3917±812 kg en EMz y mínimos de 3198±321 kg en Eco por UGM y de 0,28±0,07 kg en EMz y de 0,23±0,07 kg en Pe-Pa por litro de

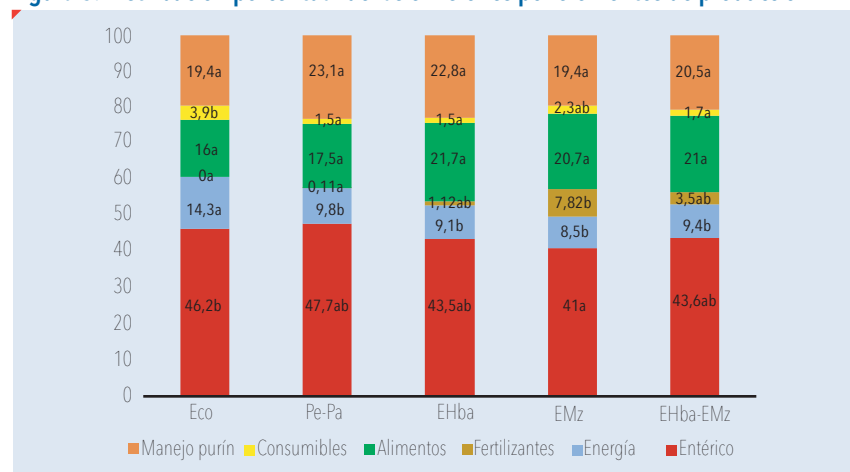
leche. Se observó una relación lineal y positiva ($r^2=0,31$ $P<0,01$) entre las emisiones de CO₂ por hectárea y el porcentaje de SAU dedicado a cultivos forrajeros, con 67,6 kg de CO₂ por cada unidad porcentual de SAU incrementada. ►►

Tabla 2. Emisiones parciales de gases de efecto invernadero por tipología de alimentación en explotaciones lecheras asturianas

	Eco	PePa	SHba	SMz	SHba-SMz	sd
CH₄, kg						
Entérico	167	413	215	441	487	204
Estiércol	42	112	54	125	128	57
kg hectárea ⁻¹	209	525	269	567	616	261
kg UGM ⁻¹	152	164	154	186	162	23
g L ⁻¹ ECM	26,4	26,3	26,0	22,5	22,7	4,5
% sobre total en CO _{2eq}	57,8ab	60,3b	54,4ab	52,9a	55,2ab	4,0
CO₂, kg						
Gasóleo	409	909	509	931	1123	432
Electricidad	322a	754ab	380ab	931b	979b	199
Fertilizantes nitrogenados	0	4	70	1018	495	620
Fertilizantes fosfatados	0a	1a	19ab	56b	21ab	30
Forrajes comprados	97	929	671	423	270	612
Concentrados comprados	845a	1807ab	953a	3276b	3708b	1505
Plásticos	0,14a	5c	3ab	4bc	6c	2
Semillas	0a	1a	3a	15b	7a	6
Actividades agrícolas	289ab	154a	181a	511c	377bc	156
Aplicación purín	22	76	37	85	87	40
Compra novillas	0	2,4	0	4,6	1	3,2
kg hectárea ⁻¹	1985a	4645ab	2827ab	7256b	7077b	2974
kg UGM ⁻¹	3198	3462	3246	3917	3416	487
g L ⁻¹ ECM	0,25	0,23	0,27	0,28	0,26	0,05
% sobre total en CO ₂	26,3ab	24,8a	27,3abc	31,5c	30,4bc	3,3
N₂O, kg						
Excretado en establo	0,63a	1,52abc	1,1ab	1,9bc	2,6c	0,91
Aplicación de fertilizantes	0	0,001	0,13	1,92	0,6	1,16
Volatilización	0a	0,04bc	0,03ab	0,06bc	0,08c	0,03
Lixiviados	0,12a	0,65b	0,65b	0,68b	0,58b	0,27
Aporte purín	0,34a	0,79ab	0,58a	1ab	1,4b	0,47
Fijación biológica	0,12b	0,04ab	0,02ab	-0,12a	-0,02ab	0,11
Rumen	0a	0,023b	0,01ab	0,02b	0,03b	0,01
Gasóleo	1,16b	0,2a	0,11a	0,21a	0,26a	0,40
Compra fertilizantes nitrogenados	0	0,003	0,066	0,96	0,30	0,58
Forrajes comprados	0,09	1,07	0,95	0,43	0,14	0,69
Concentrados comprados	0,75a	1,61ab	0,84a	2,8b	3,1b	1,2
Mineralización y restos vegetales	0,72a	1,4b	1,39b	1,7b	1,63b	0,39
kg hectárea ⁻¹	3,86a	7,39ab	5,91ab	11,6b	10,8b	7,9
kg UGM ⁻¹	2,81	2,72	3,48	3,68	2,89	0,59
g L ⁻¹ ECM	0,49	0,44	0,58	0,46	0,4	0,12
% sobre total en CO _{2eq}	15,8	14,8	18,2	15,5	14,4	2,5

UGM: unidad de ganado mayor; **ECM:** leche corregida por grasa; valores con distinta letra en la misma fila indica diferencias significativas; sd: desviación estándar

Figura 5. Distribución porcentual de las emisiones por elementos de producción



► LAS EMISIONES DE N_2O POR HA REPRESENTARON EN EL CONJUNTO DE LAS EXPLOTACIONES EL $15,7 \pm 2,5$ %

Las emisiones de N_2O por hectárea representaron en el conjunto de las explotaciones el $15,7 \pm 2,5$ % (tabla 2). De este porcentaje, el 30 ± 8 % lo forma la compra de alimentos, el $19,7 \pm 4,8$ % las originadas en el establo y estercolero, el $17,3 \pm 7,3$ % la mineralización del suelo y los restos vegetales, el $10,4 \pm 2,4$ % el aporte de purín y el $6,6 \pm 4,3$ % los lixiviados. Las mayores emisiones de N_2O y por hectárea corresponden a las explotaciones más intensivas (EMz y EHba-EMz) con medias de 11,2 kg y similares entre ellas (tabla 2); intermedias y sin diferencias significativas Pe-Pa y EHba con 7,3 y 5,9 kg respectivamente y, las menores en Eco con 3,8 kilos. El N_2O por UGM y por litro de leche corregido por grasa para el conjunto de explotaciones fue de $3,1 \pm 0,6$ y $0,47 \pm 0,12$ kg respectivamente, sin diferencias significativas entre tipologías de alimentación (tabla 2). Reducciones de un kilo de N aplicado al suelo (orgánico más inorgánico), una UGM o de un kilo de concentrado por hectárea tienen un potencial mitigante de $-0,017 \pm 0,001$ kg; $-2,3 \pm 0,4$ kg y $-0,001 \pm 0,0001$ kg N_2O respectivamente. Del mismo modo, un kilo de N entrado a la explotación y por hectárea tiene un potencial de $-0,02$ kg N_2O .

La distribución porcentual de los factores de producción implicados en la emisión de gases de las explotaciones viene representada en la figura 5. De la misma se desprende que el metano entérico, la compra de alimentos y el manejo del purín son las fuentes mayoritarias y, posiblemente donde más oportunidades de mejora tenga el ganadero a la hora de mitigar o reducir emisiones.

Huella de carbono

La suma de las emisiones parciales y totales representadas por la suma secuestro de carbono (SC), las derivadas de la compra de soja y del uso indirecto del suelo (iLUC) vienen señaladas en la tabla 3. El secuestro de carbono se estimó conforme a Petersen *et al.* (2013), considerando las entradas al purín y, tras las cosechas, los restos vegetales por encima y las raíces por debajo del suelo. Se consideró un contenido en carbono en la biomasa vegetal del 45 %, mientras que en el del purín se estima un contenido en materia seca del 10,6 % y una relación C/N de 11,9 (Salcedo, 2011). Se asumió un factor de emisión de 143 g CO_2 (Audsley *et al.*, 2009) para el cambio de uso del suelo indirecto (iLUC) y 2,98 kg CO_2 por kilo de soja importada (FAO 2010), excluyéndose del cálculo para esta última a las explotaciones ecológicas.

Las emisiones parciales fueron de 16399 ± 9134 kg CO_{2-eq} ha⁻¹; 6160 ± 840 kg UGM⁻¹ y $0,93 \pm 0,15$ kg litro de leche corregido por grasa en el conjunto de explotaciones (tabla 2). Aquellas emisiones incrementaron 10,4 %, 8,4 % y 11,3 % respecto a las totales (tabla 3). Entre tipologías de alimentación, las mayores emisiones parciales y por hectárea fueron para EHba-EMz ($P < 0,05$), sin diferencias significativas en Pe-Pa, EHba y EMz, y las menores en Eco ($P < 0,05$). Mientras, las emisiones totales (parciales+SC+soja+iLUC) fueron superiores en EMz y EHba-EMz, sin diferencias significativas entre ellas, intermedias las de Pe-Pa y EHba y las menores en Eco ($P < 0,05$).

El carbono secuestrado por hectárea fue de 1522 ± 669 kg CO_2 en el ►

conjunto de explotaciones, de los cuales el $72,4 \pm 13,1$ % lo aporta el purín y el $27,5 \pm 13,1$ % los restos vegetales. La tipología EHba-EMz ($P < 0,05$) registró el máximo con 2274 ± 428 kg CO₂ ha⁻¹ ($P < 0,05$), imputable a la superior carga ganadera (tabla 1), quien produce $72,3 \pm 22$ t de purín por hectárea, contribuyendo con el $83,9 \pm 1,0$ % del carbono total secuestrado por hectárea. Las explotaciones Eco se encuentran en el polo opuesto con un total de 875 ± 156 kg CO₂ secuestrado, contribuyendo el $45,1 \pm 7,9$ % los restos vegetales. El menor porcentaje de CO₂ aportado por la biomasa en EHba-EMz respecto a Eco se debe en parte, a la pérdida de carbono que representa el laboreo del 40 ± 9 % de la SAU dedicada a la siembra de cultivos forrajeros, principalmente maíz en rotación con raigrás italiano (tabla 1) y de otra, a la ausencia de pastoreo, donde el pisoteo del ganado también aporta carbono al suelo. Por el contrario, cuando se expresa el resultado por litro de leche ECM, no se observan diferencias significativas entre tipologías de alimentación con secuestros medios de 93 ± 28 g kg⁻¹ leche, similares a 77 g en sistemas ingleses a pastoreo señalados por O'Brien *et al.* (2014).

La huella de carbono parcial de un litro de leche no fue diferente entre tipologías, con valores medios de $0,93 \pm 0,15$ y $1,04 \pm 0,19$ kg CO_{2-eq} la total (tabla 3 y figura 6). El porcentaje de CO₂ que representó el SC en la huella total fue del -10 ± 2 %, el $10,6 \pm 6,2$ % la compra de soja y el $1,46 \pm 0,54$ % el iLUC (figura 7). Como indica la tabla 3 y la figura 7, solo el secuestro de carbono presentó signo negativo en todas las granjas, sin diferencias significativas entre ellas y dentro de estas, las explotaciones más intensivas (EMz y EHba-EMz) fue porcentualmente inferior ($-8,9 \pm 1,5$ %) respecto al $-10,7 \pm 1,5$ % de las más extensivas (Eco, Pe-Pa y EHba). Por el contrario, el porcentaje de CO₂ que representa la compra de soja e iLUC de la huella total de un litro de leche fue estadísticamente diferente entre granjas intensivas y extensivas, con valores medios del $18,1 \pm 1,4$ % y $8,11 \pm 6,04$ %, respectivamente. Entre explotaciones el mayor porcentaje se registró en la tipología EMz-EHba del $18,9 \pm 0,84$ % y la menor de $1,13 \pm 0,16$ % en Eco. ►

Tabla 3. Huella de carbono por hectárea, UGM y litro de leche según el tipo de alimentación

	Eco	PePa	SHba	SMz	SHba-SMz	sd
CO_{2-eq} kg hectárea						
Emisiones parciales ^A	7573a	17971ab	10320ab	22774ab	23355b	9454
Secuestro carbono (SC)	-875a	-1459abc	-1128ab	-1877bc	-2274c	662
Soja ^B	0a	2086bc	1093ab	3459b	3976b	1779
iLUC	85a	311a	130a	431a	436a	229
Totales = Parciales+SC+soja+iLUC	8344a	20013ab	11686ab	25708b	26208b	10548
CO_{2-eq} kg UGM						
Emisiones parciales ^A	5523a	5726a	5957a	7381b	6209ab	869
Secuestro carbono (SC)	-635	-559	-639	-591	-612	118
Soja ^B	0a	639b	585b	1141c	1059c	451
iLUC	62a	79ab	68a	138b	115ab	41
Totales = Parciales+SC+soja+iLUC	6089a	6489ab	6731ab	8666b	5964a	1317
CO_{2-eq} litro de leche ECM						
Emisiones parciales ^A	0,96a	0,92a	1,0a	0,90a	0,86a	1,57
Secuestro carbono (SC)	-0,11	-0,088	-0,11	-0,073	-0,084	0,028
Soja ^B	0a	0,10b	0,10b	0,13b	0,15b	0,06
iLUC	0,011a	0,013a	0,011a	0,017a	0,016a	0,005
Totales = Parciales+SC+soja+iLUC	1,06	1,06	1,13	1,02	0,96	0,19

^A: emisiones indicadas en la tabla 2, sin considerar el secuestro de carbono (SC) ni las emisiones debidas al uso indirecto del suelo de los alimentos comprados (iLUC) ni las atribuidas a la compra de soja; ^B: emisiones debidas a la compra de soja; medias con diferente letra difieren significativamente $P < 0,05$

Figura 6. Huella de carbono final de un litro de leche según tipología de alimentación

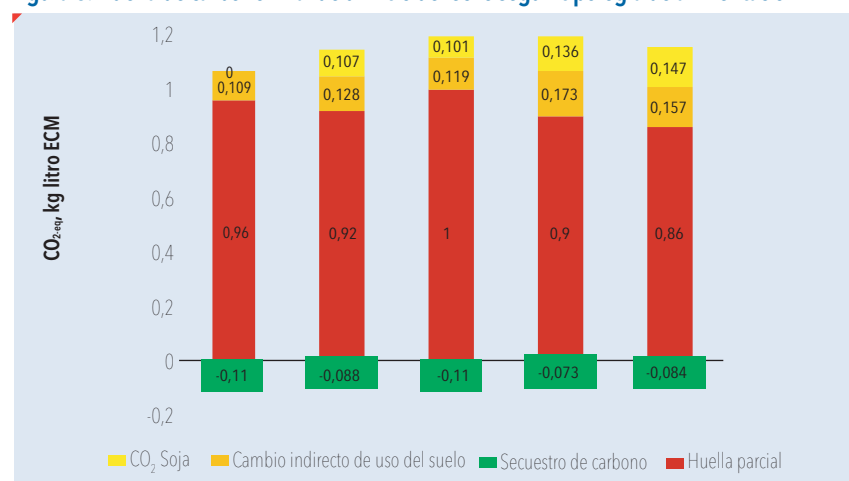
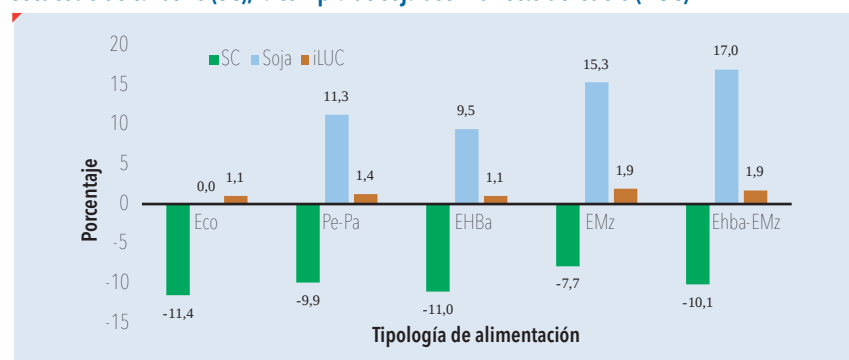


Figura 7. Variación porcentual en la huella de carbono entre tipologías al considerar el secuestro de carbono (SC), la compra de soja uso indirecto del suelo (iLUC)



CONCLUSIONES

La muestra de 15 explotaciones de leche (3 por tipología) representó el 0,8 % del total de las existentes en Asturias. Este bajo porcentaje no permite extrapolar los datos a las demás granjas del Principado; sin embargo, son el primer paso de monitoreo en la salud ambiental de los sistemas lecheros asturianos. El 65,8 % de las emisiones totales se producen dentro de la explotación, permitiendo amplias oportunidades de mejora. El $\text{CO}_{2\text{-eq}}$ por litro de $1,05 \pm 0,19 \text{ kg CO}_{2\text{-eq}}$ es comparable a países como Irlanda y Austria de 1,0 kg y menor que la media europea de 1,4 kilos. Un mayor número de explotaciones permitiría confirmar si la tendencia observada en estas es la tónica general o, si por el contrario, la variabilidad es superior a la aquí observada.

IMPLICACIONES

- Mejorar la producción de forrajes con una rotación de cultivos que incluya leguminosas disminuye la compra de fertilizantes inorgánicos, suplementos proteicos y, por lo tanto, reducciones en las emisiones de N_2O .
- Al manejar la fertilización orgánica con aplicaciones de purín de manera localizada se reducen significativamente las emisiones de NH_3 .
- Utilizar abonos nitrogenados de liberación lenta para el maíz y otros cultivos forrajeros puede mitigar significativamente las emisiones de N_2O .
- Disminuir el porcentaje de proteína del concentrado y el de soja en la ración reduce las emisiones de NH_3 y N_2O .
- Elaborar dietas con ensilado maíz reduce el CH_4 entérico.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Agroalimentaria la financiación, con cofinanciación FEDER, del proyecto RTA2015-00058-C06-02 que dio origen a este trabajo. También manifiestan su agradecimiento al Grupo de Investigación en Nutrición y Sanidad Animal (NYSa) IDI/2018/000237 financiado por FICYT y fondos FEDER. Un agradecimiento especial a las ganaderías participantes del proyecto. ■

BIBLIOGRAFÍA

- Ausley, E., Bradera M., Chatterton, J., Murphy-Borken, D., Webster, C., Williams, A. (2009). How low can we go? And assessment of greenhouse gas emissions from the UK food system and the scope reduction by 2050. Report for the WWF and Food Climate Research Network.
- Bannink, A., Kogut, J., Dijkstra, J., France, J., Kebreab, E., Van Vuuren, A. M., Tamminga, S. 2006. Estimation of the stoichiometry of volatile fatty acid production in the rumen of lactating cows. *J. Theor. Biol.* 238, 36–51.
- Basarab, J.A., Beauchemin, K.A., Baron, V.S., Ominski, K.H. Guan, L.L., Miller, S.P., Crowley, J.J. 2013. Reducing GHG emissions through genetic improvement for feed efficiency: effects on economically important traits and enteric methane production. *Animal*. 7, 303-315.
- Bava, L., Sandrucci, A., Zucali, M., Guerci, M., Tamburini, A. 2014. How can farming intensification affect the environmental impact of milk production?. *J. Dairy Sci.* 97, 1-15.
- Bell, M.J., E. Wall, G. Russell, G. Simm, Stott, A.W. 2011. The effect of improving cow productivity, fertility, and longevity on the global warming potential of dairy systems. *J. Dairy Sci.* 94, 3662-3678.
- De Vries, M., De Boer, I.J.M. 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 128, 1-11.
- ISO. 1997. Environmental management: Life cycle assessment: Principles EN ISO 14040:1997.
- O'Brien, D., Capper, J. L., Garnsworthy, P. C., Grainger, C., Shalloo, L. 2014. A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *J. Dairy Sci.* 97, 1835-1851.
- Petersen, B.M., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., Halberg, N. 2013. An approach to include soil carbon changes in the life cycle assessments. *J. Clean Prod.* 52, 217-224.
- Rotz, C. 2017. Modeling greenhouse gas emissions from dairy farms. *J. Dairy Sci.* 101, 1–16.
- Salcedo, G. 2011. Minimización y aprovechamiento del purín en origen de las explotaciones lecheras de Cantabria. Consejería de Medio Ambiente. Depósito Legal: SA-258-2011, 681 pág.
- Salcedo, G. 2015. DairyCant: a model for the reduction of dairy farm greenhouse gas emissions. *Advances in Animal Biosciences.* 6, 26–28.
- Salcedo, G., Sande, V., Alonso, G. 2015. Ensilado de maíz como potencial mitigante de gases de efecto invernadero en las explotaciones lecheras de Galicia. *AFRIGA AÑO XXI - N° 116*, 102-114.
- Sjaunja, L.O., Baevre, L., Junkkari, L., Pedersen, J., Setälä, J. 1990. A Nordic proposal for an energy corrected milk (ECM) formula. In: 27th session of the International Commission for Breeding and Productivity of Milk Animals, Paris, France.
- Soussana, J.F., T. Tallec, V. Blanford. 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4, 334-350.
- SPSS 2006. Statistical Package for

► ELABORAR DIETAS CON ENSILADO MAÍZ REDUCE EL CH_4 ENTÉRICO

the Social Sciences. 2006, Guía breve de SPSS 15.0, SPSS Inc., Chicago.

Van Gastelen, S., Antunes-Fernandes, E., Hettinga, K., Klop, G., Alferink, J., Hendriks, W., Dijkstra, J. 2015. Enteric methane production, rumen volatile fatty acid concentrations, and milk fatty acid composition in lactating Holstein-Friesian cows fed grass silage- or corn silage-based diets. *J. Dairy Sci.* 98, 1–13.

Van Middelaar, C.E., Berentsen, P.B.M., Dijkstra, J., De Boer, I.J.M. 2013. Evaluation of a feeding strategy to reduce greenhouse gas emissions from dairy farming: The level of analysis matters. *Agric. Syst.* 121, 9–22.

Zotarelli, L., N.P. Zatorre, R.M. Boddey, S. Urquiaga, C.P. Jantalia, J.C. Franchini, and B.J.R. Alves. 2012. Influence of no-tillage and frequency of a green manure legume in crop rotations for balancing N outputs and preserving soil organic C stocks. *Field Crops Res.* 132, 185-195.