

Valoración holística de la sostenibilidad en los sistemas lecheros de la España húmeda

Gregorio Salcedo^{1,*} y Daniel Salcedo-Rodríguez²

¹ CIFP "La Granja", Barrio Estación, 25B, 39792 Heras, Cantabria, España

² INDRA, Dpto. Sistemas de información, Avda. de Bruselas 35, 28108 Alcobendas, Madrid, España

Resumen

El objetivo de este trabajo fue desarrollar un sistema de puntuación holístico que valorase aspectos relacionados con la calidad del producto (ICP_p) y del proceso (ICP_r) en la producción de la leche de las explotaciones lecheras de la cornisa cantábrica a partir del modelo de simulación DairyCant. El sistema de puntuación lo forman 66 variables agrupadas en los indicadores ambientales (19), suelo (9), purín (11), alimentación (14) para el ICP_p y nutritivo (5) y nutracéutico (8) para el ICP_r . Cada variable dentro de su indicador fue puntuada de 1 a 4 según sus rangos intercuartílicos, asignándose al 25 % de las explotaciones mejor valoradas para cada variable de calidad una puntuación de 4; entre el 25 % y 50 % una puntuación de 3; entre el 50 % y 75 % de 2 y más del 75 % de 1. La puntuación media de los indicadores que configuran cada índice de calidad, varía de 1 a 4 y definiendo a su vez la categoría de la explotación en mejorable (M), regular (R), buena (B) y excelente (Ex). El número de explotaciones participantes fueron 54, previamente seleccionadas por su tipología de alimentación ecológico (Eco); pastoreo convencional (PasCon); ensilado de hierba (EHba); ensilado maíz (EMz) y ensilado de hierba-ensilado de maíz (EHba-EMz). En general los resultados mostraron puntuaciones medias de 2,01 para ICP_p y 1,99 para ICP_r . El porcentaje de explotaciones de la muestra, clasificadas como M, R, B y Ex para ICP_p e ICP_r fue del 24,1-24,1 %; 37-35,2 %; 27,8-27,8 % y el 11,1-13 % respectivamente. Entre tipologías el 20 % de las explotaciones Eco fueron clasificadas como B y Ex; el 50 % de PasCon; el 33,3 % de EHba; el 45,5 % de EMz y el 41,7 % en EHba-EMz para ICP_p . El 30 % de las explotaciones Eco fueron clasificadas como R y B; el 33,4 % para PasCon; el 11,1 % en EHba; el 54,6 % de EMz y el 66,6 % para EHba-EMz para ICP_p .

Palabras clave: Puntuación, tipología alimentación, vacuno leche, calidad del proceso, calidad del producto.

A holistic assessment of sustainability in dairy systems in the humid climate of Nort Spain

Abstract

The aim of this work was to develop a holistic scoring system that would assess aspects related to product quality (ICP_p) and the process (ICP_r) in the milk production from dairy farms on the Cantabrian coast, using the simulation model DairyCant. The scoring system is made up of 66 variables grouped into the indicators: environment (19), soil (9), slurry (11), feed (14) for the ICP_p ; nutritional (5) and nutraceutical (8) for the ICP_r . Each variable within its indicator was scored from 1 to 4 according to its interquartile

* Autor para correspondencia: gregoriosal57@gmail.com

ranges, assigning a score of 4 to the 25 % of the best valued farms; between 25 % and 50 % a score of 3; between 50 % and 75 % of 2 and more than 75 % of 1. The average score of the indicators that make up each quality index varies from 1 to 4 and in turn defines the category of exploitation as improvable (M), fair (R), good (B) and excellent (Ex). The number of participating farms were 54 and corresponded to organic (Eco); conventional grazing (PasCon); grass silage (EHba); corn silage (EMz) and grass silage-corn silage (EHba-EMz). In general, the results showed mean scores of 2.01 for ICP_s and 1.99 for ICP_r. The percentage of farms in the sample classified as M, R, B and Ex for ICP_s and ICP_r was 24.1-24.1 %, 37-35.2 %, 27.8-27.8 % and 11, 1-13 % respectively. Among typologies, 20 % of the Eco farms were classified as B and Ex; 50 % of PasCon; 33.3 % EHba; 45.5 % of EMz and 41.7 % in EHba-EMz for ICP_s. 30 % of the Eco farms were classified as R and B; 33.4 % for PasCon; 11.1 % in EHba; 54.6 % for EMz and 66.6 % for EHba-EMz for ICP_r.

Keywords: Score, feeding typology, dairy cattle, process quality, product quality.

Introducción

La FAO (2011) señala a la sanidad animal, la higiene del ordeño, la nutrición, el bienestar animal, el medioambiente y la gestión socioeconómica como elementos de Buenas Prácticas Agrícolas para lograr aspectos de producción y calidad del producto satisfactorio.

Actualmente, los desafíos medioambientales están integrados cada vez más en la Política Agrícola Común (PAC) de la Unión Europea. El Marco de la PAC Europea 2020 define nuevas reglas para los ganaderos y objetivos sobre innovación, eficiencia de recursos, viabilidad económica y sostenibilidad ambiental (Creemers *et al.*, 2019). El debate sobre la agricultura sostenible se ha centrado en la explotación, el ganadero y el impacto de las diferentes prácticas, entre otras el uso de la tierra (Ilbery y Maye, 2005). Sin embargo, la sostenibilidad debe verse en términos de un sistema agroalimentario más amplio Ilbery y Maye (2005). En el pasado, los objetivos de producción se basaron en la maximizar la ganancia. Sin embargo, se ha reconocido que la situación actual es más compleja. Los ganaderos se enfrentan a una presión creciente para ser más sostenibles desde el punto de vista medioambiental y a las crecientes incertidumbres del mercado que tienden a debilitar su viabilidad económica. La percepción

que tienen los ganaderos de las opciones de mejoras afecta la toma de decisiones estratégicas (Methorst *et al.*, 2016).

El porcentaje de leche producido en la Cornisa Cantábrica incluida Navarra fue del 58,7 % en el año 2018 (MAPAMA, 2018). La intensificación del sector lechero en estas comunidades se caracteriza entre otros, por aumentos de la carga ganadera, un mayor consumo de concentrado y mejoras genéticas del rebaño (Alvarez *et al.*, 2008). El aumento de la productividad puede mejorar el margen económico por litro de leche incurriendo a su vez, en costes sociales y ambientales (Clay *et al.*, 2019).

El proyecto INIA-RTA2012-00065-C05 analizó entre otros el grado de intensificación, tecnificación, eficiencia y manejo de las explotaciones lecheras de la España húmeda según su tipología de alimentación (Flores-Calvete *et al.*, 2017). Posteriormente y sobre aquellas, en el proyecto INIA-RTA2015-00058-C06 se estudiaron aspectos de la sostenibilidad, implicando entre otros la gestión del purín, la alimentación del rebaño y las emisiones de gases de efecto invernadero, utilizando diferentes modelos de simulación como el FarmAC (Hutchings *et al.*, 2018); SIMS_{DAIRY} (del Prado *et al.*, 2013); BARFARM (Aguilar *et al.*, 2014); NAIA (del Hierro *et al.*, 2020) y DairyCant (Salcedo, 2015). El SIMS_{DAIRY}, BARFARM y NAIA quienes

valoran entre otros, algunos impactos ambientales como la huella de carbono y nitrógeno total pero no la hídrica ni energética, aspectos éstos implicados en la calidad del proceso. El BARFARM, NAIA y FarmAC no evalúan la nutrición del ganado ni la producción forrajera (SIMS_{DAIRY}, BARFARM y NAIA). Sin embargo, el DairyCant estima aspectos ambientales, nutricionales del ganado, producción forrajera, la calidad nutritiva y nutracéutica, estos últimos incluidos en la calidad del producto. Los impactos ambientales varían ampliamente según el clima y las prácticas de producción utilizadas (Rotz, 2020) y metodología usada (Lampridi *et al.*, 2019), por lo que es necesario contemplarlos.

Los objetivos de este trabajo fueron los de analizar y puntuar el grado de sostenibilidad

de cincuenta y cuatro explotaciones lecheras de la España húmeda, a partir de los índices de calidad del proceso y del producto utilizando el modelo DairyCant.

Material y métodos

Explotaciones

Un total de 54 explotaciones ganaderas pertenecientes a cinco tipologías de alimentación, previamente clasificadas en el proyecto INIA-RTA 2012-00065-C05 (Tabla 1) fueron seleccionadas. Los ganaderos fueron encuestados *in situ* durante el año 2018 (ver material complementario) sobre cuestiones relacionadas con: i) localización de la explotación, ii)

Tabla 1. Tipologías y número de explotaciones¹.
Table 1. Typologies and number of farms¹.

	Galicia	Asturias	Cantabria	Navarra	Total
Ecológicas (Eco)	2	3	4	1	10
Pastoreo-Convencional (PasCon)	4	3	2	3	12
Ensilado hierba (EHba)	3	3	3	–	9
Ensilado maíz (EMz)	5	3	3	–	11
Ensilado hierba-Ensilado maíz (EHba-EMz)	5	3	–	4	12
Total	19	15	12	8	54

¹: Proyecto INIA-RTA 2012-00065-C05.

base territorial y distribución forrajera, iii) fertilización, iv) composición y manejo del rebaño, v) alimentación de los animales, vi) producción y composición química de la leche; vii) consumo de energía y viii) información complementaria como análisis químicos de alimentos, purines y suelos.

Descripción del DairyCant

El DairyCant es un modelo empírico basado en la investigación y el análisis estadístico que simula aspectos relacionados con el manejo, la producción y la salud medioambiental de las explotaciones de vacuno lechero (Fi-

gura 1). El modelo fue creado al amparo del Gobierno de Cantabria dentro de los Proyectos de Innovación Tecnológica y financiado por la Consejería de Educación, Cultura y Deporte. Esta herramienta simula las interacciones de manejo, clima y sistema de producción de los sistemas lecheros como: i) potencial forrajero de la explotación y su destino (heno, ensilado o aprovechamiento a diente); ii) balance de entradas y salidas de nitrógeno (N) y fósforo (P), así como las pérdidas potenciales en el sistema suelo-plantas-animal de la

explotación ganadera; iii) requerimientos nutritivos; estimación del consumo de pasto; valoración potencial de la producción de leche a partir de la dieta establecida; producción de estiércol, excreción de N y P y sus eficiencias; iv) valoración de gases de efecto invernadero (GEI) y almacenamiento potencial de C en el suelo; v) valoración de indicadores ambientales de la explotación como el potencial de eutrofización y acidificación, huellas de N total, reactivo, energética, hídrica y ocupación del territorio entre otros.

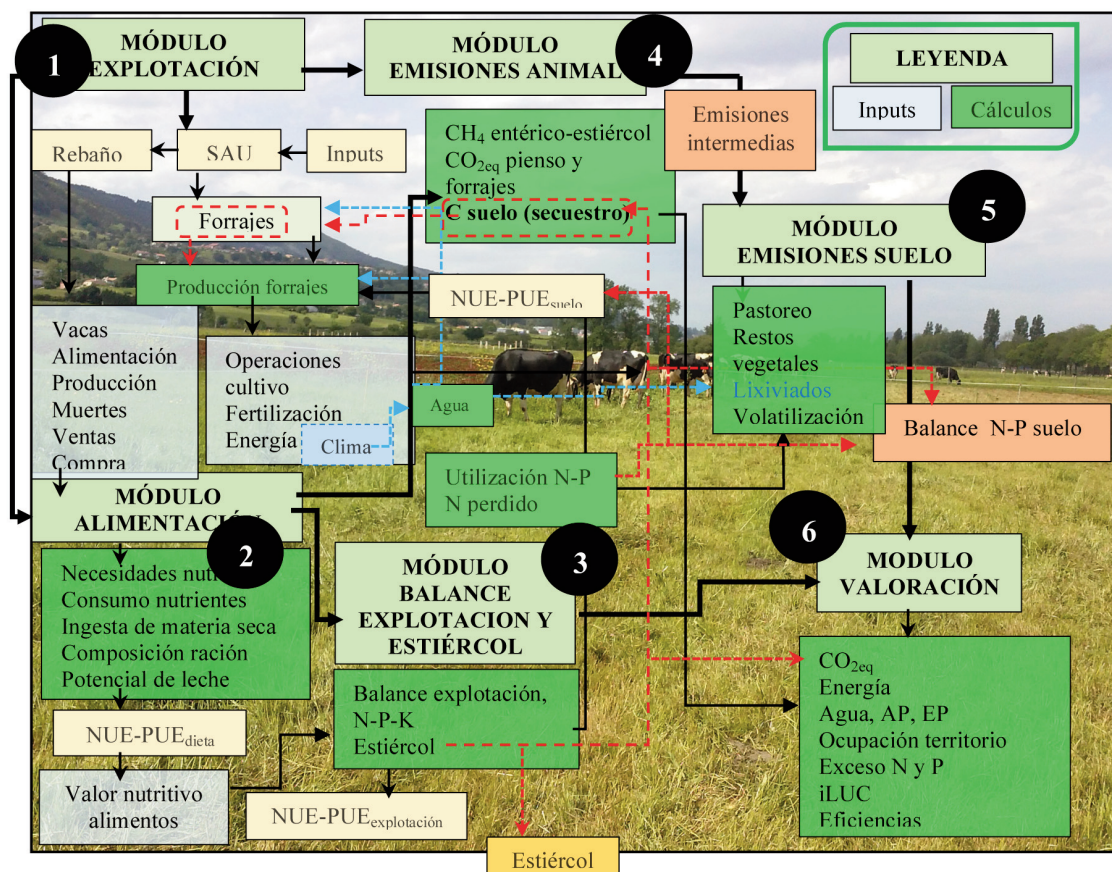


Figura 1. Modelo de simulación DairyCant.
Figure 1. DairyCant simulation model.

El modelo está formado por los módulos: i) explotación; ii) alimentación; iii) balance explotación y estiércol; iv) emisiones de origen animal; v) emisiones de suelo y vi) valoración.

Módulo de explotación

- Animales: distribuidos en vacas lecheras, secas, novillas menores y mayores de un año. La carga ganadera se expresa en UGM ha⁻¹.
- Superficie, dedicación y producción: solamente se considera la superficie utilizada por los animales. Las operaciones de cultivo, la fertilización y los rendimientos por hectárea de los cultivos forrajeros incluidos los prados son proporcionados por el ganadero (material complementario), por defecto el DairyCant estima la producción de biomasa a partir de las ecuaciones indicadas por Salcedo (2020).
- Energía: el consumo de gasóleo es señalado por el ganadero, por defecto el DairyCant asume 75 l en los sistemas lecheros extensivos y de 100 l en los intensivos.

Módulo alimentación

- Alimentos: el modelo incluye la composición químico-bromatológica de forrajes producidos en Cantabria y los concentrados fueron tomados de FEDNA.
- Alimentación: el DairyCant compara el contenido nutritivo de las dietas con los requerimientos teóricos (NRC, 2001) en función del estado productivo de los animales clasificados en: i) vacas ordeño; ii) vacas secas; iii) novillas menores y mayores de un año. Las necesidades son estimadas a partir del peso vivo (kg); producción de leche (litros día); grasa (%); proteína (%); semana de lactación; cambio de peso (kg d⁻¹) tanto en sistemas intensivos como en pastoreo. La ingestión de materia seca (MS) teórica fue estimada según el NRC (2001), mientras que el consumo de pasto fue modelizado a

partir de experimentos de pastoreo llevados a cabo por (Salcedo, 2006), señalándose las ecuaciones correspondientes a prados y praderas sembradas (Tabla 2).

- Eficiencia del uso del N (NUE) y P (PUE) de la dieta: porcentaje del N y P excretado en leche respecto al N o P ingerido. El N excretado en leche como: [(litros de leche por día × el porcentaje de proteína) / 6,38]; mientras la concentración de P se asumió el valor de 0,973 kg /1000 kg de leche señalado por el INRA (1981). La proteína degradable, indegradable y soluble de la hierba verde fue tomada de Salcedo (2000), la de los ensilados de hierba y de maíz (Salcedo, 2007) y los concentrados de FEDNA.
- Eficiencia alimenticia en las vacas lecheras (VL) y conjunto del rebaño (CR): litros de leche corregida por grasa (ECM), según Sjaunja *et al.* (1990), por kilo de materia seca ingerida vaca y día en las vacas lecheras, y litros leche por kilo de materia seca ingerida al día en el conjunto de animales presentes en la explotación.
- Perfil de ácidos grasos: saturados (AGS); ácidos grasos monoinsaturados (AGMI); ácidos grasos poliinsaturados (AGPI); Ω3; Ω6; Ω6/Ω3; ácido linoleico conjugado (CLA) y AGPI/AGS. El DairyCant contempla las ecuaciones señaladas por Coppa *et al.* (2013).
- Urea en leche: es estimada por el DairyCant a partir de las ecuaciones señaladas en la Tabla 2 para los sistemas de producción de lechera de Pastoreo y Extensivo, Intensivo y Semiintensivo.

Módulo balance nutrientes y estiércol

- Balance de N y P de la explotación: las entradas de N-P consideradas fueron la compra de alimentos, fertilizantes, animales, N atmosférico y el N fijado por las leguminosas y las salidas, la leche y la venta de animales. Se asumieron contenidos de 15,6 kg

Tabla 2. Ecuaciones y factores de emisión utilizados por el DairyCant en los diferentes procesos de producción.
 Table 2. Equations and emission factors used by DairyCant in the different production processes.

	Unidad	Referencia
Ingestión de pasto		
Extensivos	Kg MS VL día ⁻¹	Salcedo (2006)
		11,87 - 0,41 kg MS pienso VL d + 0,002 MS oferta ha ⁻¹ - 0,067 Carga instantánea - 0,69 (Kg MS ensilado hierba + ensilado maíz) ± 1,32 r ² =0,71
Heces-Orina		
Extensivos (Primavera-Verano)		
Heces (H _{MS})	Kg MS d ⁻¹ y kg d ⁻¹	Salcedo (2006)
Orina (O _{Litros})	Litros vaca día ⁻¹	Salcedo (2006)
Extensivos (Otoño)		
Heces (H _{MS})	Kg MS d ⁻¹ y kg d ⁻¹	Salcedo (2006)
Orina (O _{Litros})	Litros vaca día ⁻¹	Salcedo (2006)
Extensivos (Invierno)		
Heces (H _{MS})	Kg MS d ⁻¹ y kg d ⁻¹	Salcedo (2006)
Orina (O _{Litros})	Litros vaca día ⁻¹	Salcedo (2006)
Semiintensivas e Intensivas		
Heces (H _{MS})	Kg MS d ⁻¹ y kg d ⁻¹	Salcedo (2006)
Orina (O _{Litros})	Litros vaca día ⁻¹	Salcedo (2006)
N Heces (H _N)	g N vaca día ⁻¹	Salcedo (2006)
N Orina (O _N) ¹	g N vaca día ⁻¹	Salcedo (2006)
P Heces y Orina	g P vaca día ⁻¹	Salcedo (2006)
Urea leche		
Pastoreo y Extensivo (Pa-Ex)	mg dl ⁻¹ leche	-
Intensivo (In)	mg dl ⁻¹ leche	-
Semi-intensivo (Se)	mg dl ⁻¹ leche	-
		1,9 + (1,38 % PB) + (0,14 % CNF) - (0,13 % DMO); ± 4,4 r ² = 0,55 -3,47 + (0,11 g PB kg MS) + (2,38 ENL kg MS); ± 1,11 r ² = 0,86 3,17 + (1,42 % PB) + (0,059 % CNF) - (0,209 kg concentrado día) - (0,472 g PB MJ EM); ± 1,19 r ² = 0,78

Tabla 2. Ecuaciones y factores de emisión utilizados por el DairyCant en los diferentes procesos de producción (continuación).
 Table 2. Equations and emission factors used by DairyCant in the different production processes (continuation).

		Unidad	Referencia
CH₄			
CH ₄ entérico			
Extensivas (P-V)	$4,13 + (0,82 \text{ kg MOD} + 0,34 \text{ kg FND}) / 55,6; \pm 0,38 \text{ r}^2= 0,96$	Kg CH ₄ vaca lechera día ⁻¹	Salcedo (2012)
Extensivas (O)	$3,85 + (0,89 \text{ kg MOD} + 0,29 \text{ kg FND}) / 55,6; \pm 0,34 \text{ r}^2= 0,96$	Kg CH ₄ vaca lechera día ⁻¹	Salcedo (2012)
Extensivas (I)	(Kilos de materia seca ingerida / 55,6) × UGM ha ⁻¹ × 30 días mes	Kg CH ₄ vaca lechera día ⁻¹	Salcedo (2012)
Semiintensivas	$(6,28 + 0,52 \text{ MO} + 0,096 \text{ ENL}) / 55,6; \pm 0,50 \text{ r}^2=0,84$	Kg CH ₄ vaca lechera día ⁻¹	Salcedo (2012)
Intensivas	$(4,50 + 0,097 \text{ MO} + 0,057 \text{ ENL} + 0,66 \text{ FAD} + 0,55 \text{ MOD}) / 55,6; \pm 0,38 \text{ r}^2=0,91$	Kg CH ₄ vaca lechera día ⁻¹	Salcedo (2012)
VS y novillas	50	Kg CH ₄ año ⁻¹	Cederberg y Flysjö (2004)
CH ₄ estiércol	Estiércol ha ⁻¹ × % MS purín × SV × B _o × 0,67 kg m ³ × MCF	Kg ha ⁻¹	IPCC, (2006)
iLUC	143	g CO ₂ m ⁻²	Audsley et al. (2009)
Soja	2,98	Kg CO ₂ kg ⁻¹	Battini et al. (2016)
NH₃			
Establo y estercolero	0,1	Kg N-NH ₃ kg ⁻¹ N _{heces + orina}	De Vries et al., 2011
Pastoreo	0,12	Kg N-NH ₃ kg ⁻¹ N	Goossens y Van den Ham (1992)
Reparto purín	0,19	kg N-NH ₃	De Vries et al. (2011)
Fertilizantes	0,025	kg N-NH ₃ kg ⁻¹ N aplicado	De Vries et al. (2011)
NO			
Establo y estercolero	0,0015	kg N-NO kg ⁻¹ N-NH ₃ excretado	Oenema et al. (2001)
Pastoreo	0,21	kg N-NO kg ⁻¹ N-NH ₃ excretado	De Vries et al. (2011)
Reparto purín	0,21	kg N-NO kg ⁻¹ N	De Vries et al. (2011)
Fertilizantes	0,0055	kg N-NO kg ⁻¹ N-NH ₄ aplicado	Stehfest y Bouwman (2006)
Residuos cosechas	0,21	kg N-NO kg ⁻¹	Eco-invent (2007)

Tabla 2. Ecuaciones y factores de emisión utilizados por el DairyCant en los diferentes procesos de producción (continuación).
 Table 2. Equations and emission factors used by DairyCant in the different production processes (continuación).

		Unidad	Referencia
N₂			
N ₂ pastoreo	3	kg N-N ₂ kg ⁻¹ N-N ₂ O emitido en pastoreo	Webb (2001)
N ₂ fertilizantes orgánicos e inorgánicos	3	kg N-N ₂ kg ⁻¹ N-N ₂ O	Webb (2001)
N ₂ fijación simbiótica	0,0125	kg N-N ₂ kg ⁻¹ N fijado	Pauraudeau et al. (2006)
N₂O			
Suelo	0,9	kg N ₂ O ha ⁻¹ año ⁻¹	Velthof et al. (1996)
Establo y estercolero	0,0015	kg N-N ₂ O kg ⁻¹ NH ₃	De Vries et al. (2011)
Pastoreo	0,025	kg N-N ₂ O kg ⁻¹ N excretado	Schil et al. (2006)
Fertilizantes	0,01	g N-N ₂ O kg ⁻¹ N aplicado	Velthof y Mosquera (2011)
N ₂ O aplicación purín	0,003	g N-N ₂ O kg ⁻¹ N	Velthof y Mosquera (2011)
Lixiviado	25	g N-N ₂ O kg ⁻¹ N lixiviado	Velthof y Oenema (1997)
Volatilización	5	g N-N ₂ O kg ⁻¹ N volatilizado	Velthof y Oenema (1997)
Fijación biológica	5	g N-N ₂ O kg ⁻¹ N fijado	Velthof y Oenema (1997)
Restos vegetales	0,01	kg N-N ₂ O kg ⁻¹ N	IPCC (2006)
Compra de fertilizantes	5	g N-N ₂ O kg ⁻¹ N	Kaspar y Tiedje (1981)
Compra forrajes	20	g N-N ₂ O kg ⁻¹ N	Velthof y Oenema (1997)
Compra piensos	10	g N-N ₂ O kg ⁻¹ N	Velthof y Oenema (1997)
Potencial acidificación	SO ₂ -eq = 1; NO _x = 0,7; NH ₃ = 1,89	SO ₂ -eq	Audsley et al. (1997)
Potencial eutrofización	NO ₃ -eq = 1; NO _x = 1,35; NH ₃ = 3,64 y PO ₄ ⁻	NO ₃ -eq	Weidema et al. (1996)
Huella energética			
Diésel (D)	48,2	MJ kg ⁻¹	Bos et al. (2014)
Lubricantes (D)	50,8	MJ kg ⁻¹	Mombarg et al. (2003)
Electricidad (D)	9,5	MJ KWh ⁻¹	Bos et al. (2014)

Tabla 2. Ecuaciones y factores de emisión utilizados por el DairyCant en los diferentes procesos de producción (continuación).
 Table 2. Equations and emission factors used by DairyCant in the different production processes (continuation).

	Unidad	Referencia
Labores agrícolas gasóleo ha⁻¹ – Tiempo ocupación (%)		
Vertedera	MJ ha ⁻¹	Consumo de gasóleo datos propios
Fresadora	MJ kg ⁻¹	
Fresadora + Sembradora	MJ € ⁻¹	
Sembradora	MJ € ⁻¹	
Cuba purín	MJ € ⁻¹	
Abonadora	MJ kg ⁻¹	
Rotoempacadora	MJ kg ⁻¹	
Segadora Rotativa	MJ kg ⁻¹	
Autocargador	MJ kg ⁻¹	
Hilerador	MJ ha ⁻¹	
Carro mezclador	Mj hora ⁻¹	
Fertilizantes, N-P-K	MJ kg ⁻¹	Brenttrup y Pullière (2008)
Forraje comprado	MJ kg ⁻¹	Bos et al. (2014)
Labores contratadas	MJ € ⁻¹	Bos et al. (2014)
Semillas	MJ € ⁻¹	Bos et al. (2014)
Biocidas	MJ € ⁻¹	Bos et al. (2014)
Plásticos	MJ kg ⁻¹	Mombarg et al. (2003)
Herbicidas	MJ kg ⁻¹	Mombarg et al. (2003)
Fungicidas	MJ kg ⁻¹	Mombarg et al. (2003)
Insecticidas	MJ kg ⁻¹	Mombarg et al. (2003)

Mombarg et al. (2003)H: kg materia seca (MS), heces vaca y día; L: volumen de orina, litros día; P: primavera; V: verano; O: otoño; I: invierno; VS: vacas secas; MOD: materia orgánica digestible, kg d⁻¹; MO: materia orgánica, kg d⁻¹; ENL: energía neta leche, Mcal d⁻¹; FAD: fibra ácido detergente, kg d⁻¹; FND: fibra neutro detergente; SV: sólidos volátiles; Bo: metano potencial; Metano potencial: 0,241 m³ CH₄ kg⁻¹ de sólidos volátiles (SV) para vacas y 0,171 m³ CH₄ en novillas de reemplazo; MCF: factor de conversión del metano, 10 %; ee asume un valor del 10,6 % en el contenido de MS del purín (Salcedo, 2011); Se asume un valor del 10,6 % en el contenido de MS del purín (Salcedo, 2011); iLUC: uso indirecto del suelo.

N y 5,5 kg de P para las vacas adultas compradas o vendidas y, de 2,2 kg de N y 1,24 kg P en terneros de 75 kg de peso vivo (INRA, 1981). El N atmosférico 10 kg ha^{-1} y año (Brentrup *et al.*, 2000) y el N fijado por las leguminosas según (Christelle *et al.*, 2006).

- Producción de estiércol: las ecuaciones del volumen de purín (heces y orina) y su contenido en N y P según el sistema de producción figuran en la (Tabla 2).

Módulo emisiones de origen animal

El CH_4 entérico fue valorado por el DairyCant según el sistema de producción en extensivo, semi-intensivo e intensivo a partir de las ecuaciones señaladas en la Tabla 2 (Salcedo, 2012), asumiéndose 50 kg de CH_4 entérico y año para vacas secas y novillas (Cederberg y Flysjö 2004). El metano del estiércol según el IPCC (2006) (Tabla 2).

Los factores de emisión del NH_3 , NO , N_2 y N_2O asumidos por el DairyCant vienen señalados en la Tabla 2.

Módulo emisiones del suelo

Las emisiones de N_2O del suelo fueron clasificadas en directas e indirectas. Las primeras se asocian al reparto de purín, fertilizantes y restos vegetales con los factores de emisión de $0,003 \text{ g N-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ N}$; $0,01 \text{ g N-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ N}$ y $0,01 \text{ g N-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ N}$ (Velthof y Mosquera, 2011). El purín aplicado es la diferencia entre el producido y el excretado en pastoreo, multiplicado por la carga ganadera. Las emisiones indirectas contemplan la volatilización del NH_3 ($5 \text{ g N-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ N}$ volatilizado (Velthof y Oenema, 1997) y la lixiviación después de aplicar N orgánico e inorgánico al suelo de $25 \text{ g N-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ N}$ lixiviado (Velthof y Oenema, 1997). El NO_3^- lixiviado fue estimado como una función del N total aplicado por hectárea y del volumen de agua drenada, estimada a partir de la ETP_{corregida} (Thorntonwaite, 1948) menos las precipitaciones.

Emisiones y cálculos intermedios entre las de origen animal y las del suelo

Otras emisiones indirectas fueron la compra de fertilizantes, considerando un factor de emisión de $5 \text{ g N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ N}$ fertilizante (Kaspar y Tiedje, 1981) y la compra de forrajes y concentrados con factores de $20 \text{ g N kg}^{-1} \text{ N}$ y $10 \text{ g N kg}^{-1} \text{ N}$ comprado (Velthof y Oenema, 1997). La adquisición de bienes y servicios llevan aparejadas emisiones de CO_2 consideradas como intermedias (Figura 1), entre ellas, el gasóleo y la electricidad ($3,31 \text{ kg CO}_2 \text{ l}^{-1}$ y $0,65 \text{ kg CO}_2 \text{ kWh}^{-1}$, (Nielsen *et al.*, 2003); fertilizantes 6,2; 0,93 y $0,51 \text{ kg CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ N}$, P_2O_5 y K_2O , respectivamente (IPCC, 2006); forrajes y piensos, $0,2 \text{ kg CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ y $0,3 \text{ kg CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ (Rotz *et al.*, 2012); plásticos ($2 \text{ kg CO}_2 \text{ kg}^{-1}$; IPCC, 2006); compra de animales ($11 \text{ kg CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ peso vivo; Rotz *et al.*, 2012) y los pesticidas se asume un valor medio de $22,2 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ (IPCC, 2006).

El DairyCant contempla como cálculos intermedios el balance de N y P en el suelo, a partir de la diferencia de entradas y salidas en kg ha^{-1} . Las entradas del N: orgánico + inorgánico + atmosférico + fijación simbiótica + reciclado + de origen mecánico; las del P: orgánico + inorgánico + de origen mecánico. Las salidas de N: las extracciones de los cultivos + NH_3 + NO + N_2 + N_2O + NO_3^- , y para el P sólo las extracciones, señalándose los factores de emisión en la Tabla 3. La eficiencia del uso del N y P del suelo, en porcentaje, como: $[100 \times (\text{extracciones} - \text{residuos vegetales}) / (\text{Entradas} - \text{Balance})]$.

Módulo valoración

- Huella de carbono de la leche: las unidades funcionales utilizadas por el DairyCant son las de 1 ha, 1 UGM y 1 l de leche corregido por grasa (Sjaunja *et al.*, 1990), expresadas en CO_{2e} , considerando 21 el equivalente del CH_4 , 1 para el CO_2 y 310 el N_2O . La huella parcial (HP) por litro de leche fue valo-

Tabla 3. Indicadores, aspectos de calidad e índices de calidad del proceso y del producto utilizados en este estudio.

Table 3. Indicators, quality aspects and quality indices of the process and the product used in this study.

Indicadores de calidad ¹					
Ambiente (IA _{mb}), n = 19 Simulado	Suelo (IS _{ue}), n = 9 Medido	Purín (IP _{ur}), n = 11 Medido	Alimentación (IA _{lm}), n = 14 Simulado	Nutritivo (IN _u), n = 5 Medido	Nutracéutico (IN _{ut}), n = 8 Simulado
Índice de calidad ²					
Calidad del proceso (ICP _s)			Calidad del producto (ICP _p)		
Variables					
Huella carbono parcial ³	Conductividad	Conductividad	ENL	Grasa	AGS
Huella carbono total ³	Materia orgánica	pH	PB	Proteína	AGMI
Secuestro carbono ¹⁻²	pH	Densidad	PB _{soluble}	Urea	AGPI
iLUC ³	P	Materia seca	PDR	EL _{VL}	Ω3
CO ₂ soja ³	K	Cenizas	PNDR	EL _{CR}	Ω6
Huella hídrica ³	Ca	N	FAD	–	Ω6/Ω3
Agua azul+gris ³	Mg	N-NH ₃	FND	–	CLA
Huella energética directa ³	Al	Ca	CNF	–	AGPI/AGS
Huella energética indirecta ³	N	Mg	Almidón	–	–
Huella energética total ³	–	K	GB	–	–
Huella N total ³	–	P	Ca	–	–
Huella N reactivo ³	–	–	P	–	–
Potencial acidificación ³	–	–	Mg	–	–
Potencial eutrofización ³	–	–	K	–	–
Ocupación territorio off ³	–	–	–	–	–
Ocupación territorio on ³	–	–	–	–	–
Ocupación total ³	–	–	–	–	–
Exceso N ³	–	–	–	–	–
Exceso P ³	–	–	–	–	–

¹ Puntuación 1-4

² Evaluado como: Excelente (Ex); Media (M); Regular (R) y Mejorable (M)

³ Por litro de leche ECM; iLUC: uso indirecto del suelo; ENL: energía neta lactación; PB: proteína bruta; PDR: proteína degradable en rumen; PNDR: proteína no degradable en rumen; FAD-FND: fibras ácido y neutro detergente; CNF: carbohidratos no fibrosos; GB: grasa bruta; EL_{VL}: Eficiencia alimenticia leche sólo vacas lecheras; EL_{CR}: Eficiencia alimenticia leche conjunto rebaño; AGS: ácidos grasos saturados; AGMI: ácidos grasos monoinsaturados; AGPI: ácidos grasos poliinsaturados; CLA: ácido linoleico conjugado.

- rada como: $\Sigma (\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + \text{N}_2\text{O})$ y la huella total (HT) como: $\Sigma (\text{HP} + \text{SO} + \text{iLUC} - \text{SC})$. La huella total (HT) es la suma HP, más las emisiones atribuidas a la soja (SO), al uso indirecto del suelo (iLUC) menos el secuestro de carbono (SC). Además de leche, las explotaciones de vacuno lechero venden carne (terneros, vacas de desecho y animales para vida), asignándoles tanto a leche como a carne un porcentaje de las emisiones totales Cederberg y Stading (2003). El método de asignación usado fue el indicado por IDF (2010) a partir de la fórmula $\text{AF} = 1 - 5,7717 \times \text{R}$; siendo AF el factor de asignación; $\text{R} = \text{M carne}/\text{M leche}$; M carne = suma de peso vivo vendido de todos los animales por hectárea y M leche = es la suma de la leche vendida por hectárea.
- Cambio de uso indirecto del suelo (iLUC), a emisiones de la soja y secuestro de carbono: las emisiones de la superficie cultivada se le asignó el factor $143 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Audsley *et al.*, 2009) y $2,98 \text{ kg CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ de soja importada (FAO, 2011) citado por Battini *et al.* (2016). El secuestro de carbono fue definido por Salcedo (2020).
 - Huella hídrica total: es la suma de agua verde, azul y gris (Chapagain y Hoekstra, 2003 y 2004), estimada a partir del agua utilizada en la producción de alimentos (agua_{pa}), la compra de alimentos (agua_{ca}), la de bebida (agua_{be}) y la de limpieza (agua_{lp}). El agua utilizada por los forrajes de producción propia se calculó a partir del modelo CROPWAT® (FAO, 2009). El agua verde, azul y gris de los alimentos comprados según (Mekonnen y Hoekstra, 2012); la de bebida (Thomson *et al.*, 2007) asignándose 2,2 l de agua de limpieza por litro de leche producido, estimado como la diferencia entre el gasto en euros por m³ de agua menos la de bebida. La suma del agua azul y gris es definida en este trabajo como huella hídrica parcial (HH_p).
 - La huella energética total (HE_t): se clasificó en directa (HE_d) e indirecta (HE_{in}), ambas expresada en MJ litro de leche ECM. La primera la forman el gasóleo (l año⁻¹), lubricantes (l año⁻¹) y la electricidad en KWh o € año⁻¹. El DairyCant asume por defecto 75 l de gasóleo en las tipologías más extensivas (Eco, PasCon, PePa y EHba) y de 100 l los intensivos (EMz y EMz-EHba). La indirecta formada la compra de fertilizantes, alimentos, semillas, plásticos, medicamentos, fitosanitarios y labores contratadas calculado a partir de los coeficientes de energía señalados por (Bos *et al.*, 2014) e indicados en la Tabla 2.
 - Huella de nitrógeno total (HN_t) y reactivo (HN_r): la primera representa la suma de N total entrado en la explotación (compra alimentos y animales, fertilizantes, fijación biológica, deposición atmosférica); la segunda, la suma del NH₃, N₂, N₂O, NO y NO₃⁻ (Sutton *et al.*, 2011). Los factores de emisión en cada caso vienen señalados en la Tabla 2.
 - Ocupación del territorio: (OT_{Off}, OT_{On} y OT_{Total}) en m² l⁻¹ de leche ECM fue calculado en base a la compra de alimentos y los de producción propia. Las producciones asignadas a los componentes de los piensos y forrajes fueron de 2,9; 2,0; 10,6; 2,9; 4,7; 4,4; 1,3; 3,0 y 4,7 t ha⁻¹ para la cebada, colza, maíz, soja, pulpa remolacha, algodón, melaza de caña y aceite de palma, respectivamente; 11,3 t ha⁻¹ la alfalfa y 2,5 t ha⁻¹ la paja de cereales.
 - Acidificación potencial: en equivalentes de SO₂ (Audsley *et al.*, 1997) siendo los equivalentes de 1 para el SO₂-eq; NO_x = 0,7 y NH₃ = 1,89.
 - Eutrofización potencial: en NO₃⁻-eq cuyos equivalentes son de 1 para el NO₃-eq; NO_x = 1,35; NH₃ = 3,64 y PO₄⁻ = 10,45 (Weidema *et al.*, 1996).

Análisis de suelos y purín

Las muestras de suelo y del purín fueron analizadas en cada Comunidad Autónoma a partir de normas UNE-EN 16179 (preparación de la muestra); conductividad eléctrica (CE: UNE 77308); pH (UNE-ISO 10390); materia orgánica (UNE-EN 13039); N total (UNE 77325); P (UNE 77324); K, Ca, Mg, Na (NF X31-108) y el Al en un método interno basado en el USDA 4B3.

Sistema de puntuación y evaluación multidimensional

Para estimar la sostenibilidad de las explotaciones lecheras de la cornisa cantábrica, se seleccionaron 66 variables contenidas en 6 indicadores de calidad (Tabla 3), procedentes del proyecto INIA-RTA 2012-00065-C05. El ambiente, la composición química del suelo, del purín y la concentración nutritiva de las dietas en las vacas lecheras definieron el índice de calidad del proceso; por otro lado, la calidad nutritiva y nutracéutica de la leche detallan el índice de calidad del producto. De aquellas variables, 44 fueron simuladas con el DairyCant y 22 medidas directamente.

Para cada variable dentro de su indicador se calculó el rango intercuartilístico del 25 %, 50 % y 75 % y estandarizados con la técnica *z-score*: $z = \frac{x - \mu}{\sigma}$ siendo x el valor obtenido; μ la media y σ la desviación estándar de la muestra. El 25 % de las explotaciones mejor valoradas para cada variable de calidad recibió una puntuación de 4; entre el 25 % y 50 % una puntuación de 3; entre el 50 % y 75% de 2 y más del 75 % de 1. Después, la puntuación media de cada indicador se calculó a partir de las variables que lo componen (Tabla 3).

Las puntuaciones medias de los indicadores que forman los índices de calidad del proceso (CP_p) –ambiente, suelo, purín, alimentación, nutritivo y nutracéutico– y calidad

del producto (CP_p) –nutritivos y nutracéuticos– definen las explotaciones en mejorable (valor medio – 1,5 veces la desviación estándar), regular (valores entre medio y mejorable); buena (valor medio + 1,5 veces la desviación estándar) y excelente (valor superior a la media).

Análisis estadístico

Se realizó un análisis GLM (SPSS 15.0; SPSS, 2006) para comparar las características observadas de mejorable, regular, buena y excelente. El modelo utilizado fue $Y_{ijkm} = m + G_i + P_j + T_k + e_{ijklm}$, siendo Y_{ijkm} como variable dependiente [superficie total, superficie pradera y de cultivos forrajeros anuales (ha); UGM (ha⁻¹); vacas lecheras, (nº); leche ECM vaca, hectárea (año), eficiencia alimenticia (litros leche kg⁻¹ MS ingerida por vaca y en el conjunto del rebaño); eficiencia del uso del N vaca y en el conjunto del rebaño, (%); grasa y proteína en leche (%); urea en leche (mg dl⁻¹); CLA en leche y la relación $\Omega 6/\Omega 3$; los alimentos que componen la dieta de las vacas lecheras (%)]; m , media general; G_i , efecto fijo de la calidad del proceso (excelente, bueno, regular y mejorable); P_j , efecto fijo de la calidad del producto (excelente, bueno, regular y mejorable); T_k , efecto fijo de la tipología (1...5); e_{ijklm} error residual.

Resultados y discusión

Caracterización de las explotaciones

Las características técnico-productivas de cada tipología vienen señaladas en la Tabla 4. La carga ganadera fue mayor en la tipología ensilado de hierba-ensilado de maíz (EHba-EMz), sin diferencias significativas en el porcentaje de reposición. El consumo de ensilado fue superior en las tipologías ensilado de maíz (EMz) y EHba-EMz ($P < 0,05$),

Tabla 4. Características técnico-productivas de las explotaciones (n = 54).
 Table 4. Technical-productive characteristics of the farms (n = 54).

Fuentes de variación	Eco	PasCon	EHba	EMz	EHba-EMz	et
n	10	12	9	11	12	
Animales						
Vacas de leche	45 ^a	35 ^a	49 ^a	149 ^b	111 ^b	9,2
Vacas secas	7 ^a	7 ^a	10 ^{ab}	20 ^c	17 ^{bc}	1,4
Novillas < 1 año	14 ^a	11 ^a	19 ^a	38 ^b	42 ^b	3,0
Novillas >1 año	15 ^{ab}	12 ^a	26 ^{abc}	31 ^{bc}	41 ^c	2,9
UGM, ha ⁻¹	1,47 ^a	2,04 ^a	2,35 ^a	3,55 ^b	4,28 ^b	0,22
Reposición, %	38,4	38,4	46,1	35,1	46,1	1,8
Dieta vacas lecheras						
Hierba verde, %	33,2 ^b	25,4 ^b	7,1 ^a	0,64 ^a	1,4 ^a	2,3
Ensilado hierba, %	26,5	16,1	20,2	17,1	20,7	2,0
Ensilado maíz, %	0,89 ^a	8,7 ^a	9,24 ^a	33,1 ^b	25,8 ^b	2,2
Henos, %	11,2 ^{ab}	12,7 ^{ab}	19,6 ^b	5,0 ^a	3,7 ^a	1,6
Concentrados, %	28,0 ^a	36,8 ^{ab}	43,7 ^{bc}	44,0 ^{bc}	48,2 ^c	1,8
Soja, kg VL día ⁻¹	0,28 ^a	0,77 ^{ab}	1,24 ^b	0,92 ^{ab}	1,13 ^b	0,10
Tierra						
SAU, ha	48,3 ^{ab}	32,6 ^a	37,3 ^a	68,6 ^b	45,8 ^{ab}	4,1
Pradera, ha	48,3 ^d	31,7 ^{bc}	34,7 ^{cd}	17,0 ^a	19,0 ^{ab}	2,5
SAU hierba verde, %	85,7 ^b	73,5 ^b	28,5 ^a	13,6 ^a	9,3 ^a	5,3
SAU ensilado hierba, %	14,2 ^a	26,4 ^a	71,4 ^b	59,1 ^b	57,3 ^b	5,4
SAU maíz, ha	0 ^a	0,91 ^{ab}	1,44 ^{ab}	45,1 ^c	20,5 ^b	3,7
SAU, maíz %	0 ^a	2,1 ^a	4,5 ^a	65,2 ^c	47,8 ^b	4,4
Cultivos forrajeros, %	0 ^a	2,1 ^a	7,7 ^a	71,8 ^b	57,9 ^b	4,9
Raigrás con maíz, ha	0 ^a	0,91 ^a	2 ^a	27,2 ^b	21,8 ^b	2,5
Hierba, t MS ⁽¹⁾	5,9 ^c	5,9 ^c	4,7 ^b	1,8 ^a	2,0 ^a	0,29
Otros forrajes, t MS ⁽¹⁾	0 ^a	0,31 ^a	0,72 ^a	8,6 ^b	6,9 ^b	0,61
Materia seca final, t ha ⁻¹	5,9 ^a	6,2 ^a	5,4 ^a	9,9 ^b	8,9 ^b	0,37
Alimentos y fertilizantes						
Compra concentrados, t ha ⁻¹	1,8 ^a	3,7 ^{ab}	5,4 ^b	10,7 ^c	11,7 ^c	0,72
Compra forrajes, kg ha ⁻¹	0,38 ^a	1,3 ^b	2,6 ^b	2,6 ^b	2,3 ^{ab}	0,31
N Fertilizante, kg N ha ⁻¹	10,7 ^a	57,8 ^{ab}	58,8 ^{ab}	126,2 ^b	115,6 ^b	12
P Fertilizante, kg P ha ⁻¹	4,3 ^a	27,8 ^{ab}	32,4 ^{ab}	47,7 ^b	30,3 ^b	5,0
K Fertilizante, kg K ha ⁻¹	0 ^a	0,19 ^a	11,8 ^a	49,3 ^b	10,4 ^a	3,7
N Orgánico, kg N ha ⁻¹	80 ^a	131 ^{ab}	251 ^b	420 ^c	486 ^c	28,8

Fuentes de variación	Eco	PasCon	EHba	EMz	EHba-EMz	et
n	10	12	9	11	12	
P Orgánico, kg P ha ⁻¹	13,8 ^a	15,6 ^a	155 ^a	26,3 ^b	29,3 ^b	1,5
K Orgánico, kg K ha ⁻¹	117 ^a	173 ^a	182 ^a	280 ^b	304 ^b	17,2
Maíz, Kg N ha ⁻¹	0	86	63	126	145	17,7
Producción de leche						
Leche ECM, t año ⁻¹	273 ^a	275 ^a	594 ^a	1764 ^c	1260 ^b	110
Leche ECM t ha ⁻¹	4,9 ^a	9,2 ^a	11,6 ^a	22,5 ^b	22,1 ^b	1,3
Leche vaca año, t ECM año ⁻¹	6,2 ^a	7,9 ^a	12,1 ^b	12,3 ^b	11,2 ^b	0,57
NUE _{VL} , %	25,7 ^a	28,0 ^{ab}	28,9 ^{ab}	32,7 ^b	33,1 ^b	0,81
NUE _{CR} , %	21,9 ^a	22,3 ^a	27,4 ^{ab}	28,4 ^b	26,4 ^{ab}	0,90
EAL _{VL} , kg leche kg ⁻¹ MS	1,19 ^a	1,18 ^a	1,27 ^a	1,45 ^b	1,48 ^b	0,03
EAL _{CR} , kg leche kg ⁻¹ MS	0,91 ^a	0,95 ^a	0,97 ^a	1,22 ^b	1,17 ^b	0,03

Eco: Ecológicas; PasCon: Pastoreo Convencional; PePa: Pesebre-Pastoreo; EHba: Ensilado de hierba; EMz: Ensilado de maíz; EHba-EMz: Ensilado de hierba más ensilado de maíz; NUE_{VL}: Nitrógeno recuperado en leche respecto al ingerido en las vacas lecheras; NUE_{CR}: N recuperado en leche respecto al ingerido en el conjunto de animales; VL: Vaca lechera; SAU: Superficie Agrícola Útil; ⁽¹⁾: proporcional al % de SAU; ECM: leche corregida por grasa; EAL_{VL}: Eficiencia alimenticia leche, sólo vacas lecheras; EAL_{CR}: Eficiencia alimenticia, leche conjunto rebaño; ^{a, b, c, d} dentro de la misma fila difieren $P < 0,05$; et: error típico.

con porcentajes del $50,3 \pm 10,3$ % y $46,6 \pm 10,6$ %, respectivamente, sin diferencias en las ecológicas (Eco), pastoreo convencional (PasCon) y ensilado de hierba (EHba). El consumo de concentrado fue menor en Eco ($P < 0,05$).

La superficie agraria útil (SAU) fue inferior en PasCon y EHba y superior ($P < 0,05$) en SMz, sin diferencias significativas entre las demás tipologías (Tabla 3). La superficie de pradera disminuyó un 13,7 % por UGM ($r^2 = 0,38$) al aumentar la intensificación forrajera, e incrementó un 12,6 % ($r^2 = 0,41$) con la de maíz. La producción de materia seca fue superior en las tipologías que cultivan forrajes anuales EMz y EHba-EMz ($P < 0,05$), con rendimientos medios de $9,9 \pm 2,6$ t ha⁻¹ y $8,9 \pm 3,3$ t ha⁻¹. El $86,2 \pm 10,3$ % y $70,9 \pm 24,2$ % de la biomasa total de aquellas tipologías tiene su origen en los cultivos forrajeros, de los cuales el $55,1 \pm 20,5$ % y $44 \pm 13,7$ %, respectivamente, corresponden a maíz.

La compra de alimentos fue superior en EMz y EHba-EMz ($P < 0,05$) con el $49,8 \pm 11$ % y, la menor en Eco de $28,4 \pm 13,1$ % (Tabla 4). Del mismo modo, la fertilización orgánica e inorgánica fue mayor en EMz y EHba-EMz ($P < 0,05$), equivalente en ambas tipologías de 574 ± 230 kg N-P-K ha⁻¹, 67 ± 30 kg N-P-K ha⁻¹ y 322 ± 115 kg N-P-K ha⁻¹ respectivamente y las menores ($P < 0,05$) en Eco de 91 ± 35 kg N ha⁻¹, 18 ± 10 kg P y 117 ± 26 kg K.

La producción de leche ECM por explotación fue mayor en EMz ($P < 0,05$), sin diferencias por hectárea y por vaca (Tabla 4). La eficiencia del uso del N en las vacas lecheras (NUE_{VL}) fue superior en EMz y EHba-EMz ($P < 0,05$), con porcentajes medios del $32,7 \pm 5,4$ % y $33,1 \pm 4,3$ % y la menor, en Eco $25,7 \pm 5,7$ % (Tabla 4). Mientras la eficiencia de uso del N en el conjunto del rebaño (NUE_{CR}) fue superior ($P < 0,05$) en las tipologías EHba, EMz y Ehba-EMz (Tabla 4).

Indicadores de la calidad del proceso

Ambiente

El valor medio y los percentiles de las variables analizadas para calcular la puntuación de los índices de calidad del proceso y del producto vienen señalados en la Tabla 5. En general y para la huella de carbono total (HC_t), el 59,2 % de las explotaciones presentaron valores inferiores a la media de $1,12 \pm 0,28 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ l}^{-1}$ leche ECM. De éstos, el $63,4 \pm 5,6 \%$ tienen su origen en la explotación, ligeramente inferior al 72 % señalado por Wattiaux *et al.* (2019). La HC_t fue similar a otras zonas productoras de leche como USA de $1,23 \text{ kg}$ (Thoma *et al.*, 2013); Australia, $1,1 \text{ kg}$ (Gollnow *et al.*, 2014); Irlanda, $1,26 \text{ kg}$ (O'Brien *et al.*, 2016) y $1,26 \text{ kg}$ en Italia (Bava *et al.*, 2014; Battini *et al.*, 2016). La soja y el cambio de uso indirecto del suelo (iLUC) representan el 15,8 % de la HC_t por litro de leche ECM; mientras, el secuestro de carbono la redujo un 6,6 % en el conjunto de tipologías.

La huella hídrica (HH_t) fue de $880 \pm 318 \text{ l}$, similar a 1096 l señalado por Mekonnen y Hoekstra (2010 y 2012) y los 953 l reportados por Sultana *et al.* (2014) en Europa; sin embargo, fueron superiores a 524 l encontrados en Italia (Cosentino *et al.*, 2015) y 690 l en Irlanda (Murphy *et al.*, 2016). El $67,1 \pm 17 \%$ de la HH_t procede de la compra de alimentos mientras que sólo el $32,1 \pm 17 \%$ procede de los alimentos producidos en la explotación.

El 57,4 % y 51,8 % de las explotaciones presentaron huellas de N total (HN_t) y reactivo (HN_r) inferiores a las medias de $18,4 \pm 6,3 \text{ g l}^{-1}$ y $4,01 \pm 1,6 \text{ g l}^{-1}$ leche ECM, respectivamente (Tabla 5). La HN_t fue inferior a la señalada por Leip *et al.* (2014) en las explotaciones de UE27 analizado con los modelos CAPRI y MITERRA (Britz y Witzke, 2014), con valores variables de 30 g kg^{-1} a 50 g kg^{-1} y, similar la HN_r , de 5 g l^{-1} a 7 g l^{-1} de leche. La HN_r fue un 47,4 % inferior a la señalada por Powell y

Rotz (2015) en las explotaciones del centro y sur de Wisconsin; 41,7 % a las explotaciones de Pensilvania (Rotz *et al.*, 2020) y del 69 % indicado por Veltman *et al.* (2018) en la región de los Grandes Lagos modelizado con el Integrated Farm System Model (Rotz *et al.*, 2018). El NH_3 representa el mayor porcentaje del N_r ($58,1 \pm 73,6 \%$), equivalente a $2,63 \pm 1,4 \text{ g l}^{-1}$ leche ECM, e inferior a 6 g kg^{-1} señalado por Horan *et al.* (2019) en el período 2012 a 2017.

La huella energética media total por litro de leche ECM (HE_t) fue de $4,73 \pm 3,16 \text{ MJ l}^{-1}$, de los cuales el 59,6 % corresponde a energía directa y el 40,4 % indirecta. Aquella fue similar a $4,4 \text{ MJ}$ y $5,5 \text{ MJ}$ en explotaciones ecológicas de Holanda (Bos *et al.*, 2014), e inferior a $2,5 \text{ MJ}$ señalada por Upton *et al.* (2013) en Irlanda.

Los excedentes de N y P por litro de leche ECM fueron de $13,3 \pm 8,4 \text{ g}$ y $1,3 \pm 2,3 \text{ g}$, respectivamente, similares a $14,7 \text{ g l}^{-1}$ y $0,9 \text{ g l}^{-1}$ en Irlanda para sistemas a pastoreo (Horan *et al.*, 2019), e inferior el N a $35,2 \text{ g l}^{-1}$ y, superior el P a $0,50 \text{ g l}^{-1}$ (Humphreys *et al.*, 2015). La acidificación y eutrofización potencial fue de $8,9 \pm 7,7 \text{ g SO}_{2\text{eq}}$ y $36,0 \pm 25,4 \text{ g NO}_{3\text{-eq}} \text{ l}^{-1}$ leche ECM respectivamente (Tabla 5). En ambos casos, inferiores a 10 g l^{-1} (IDF, 2010) y a 77 g señalado por Penati *et al.* (2013).

Suelo

En general, los suelos presentan una textura Franco-Arillo-Limosa. Según Giménez y Bratos, (1985) los porcentajes de materia orgánica son elevados ($8,6 \pm 4,7 \%$), transfiriéndole al suelo contenidos altos de N total ($0,43 \pm 0,14 \%$) según Diehl y Mateo (1982). El pH es ligeramente ácido (Tabla 5). Sólo Galicia presentó información del contenido en aluminio, con valores medios $52,9 \pm 32,9 \text{ ppm}$, superiores a los niveles tóxicos de $0,59 \text{ ppm}$ señalado por Casierra-Posada y Aguilar-Avenida (2007). Las concentraciones de P, K, Ca y Mg (Tabla 5) fueron considerados altas, normales, normales y muy altas, respectiva-

mente, mostrando una gran variabilidad entre ellas. El 68,4 %, 55,3 %, 39,5 % y 44,71 % de las muestras exhibieron concentraciones superiores a los niveles normales señalados por Juárez *et al.* (2004).

Purín

La materia seca de los purines fue baja, con porcentajes medios de $9,3 \pm 3,5$ % (Tabla 5), superiores al 6,2 % señalados por Martínez-Suller *et al.* (2010) con un coeficiente de variación similar. Las concentraciones de N, NH_4 , P, K, Ca, Mg fueron superiores a la media en el 57 %, 50 %, 33 %, 44 %, 29 % y 61 % de la muestra. Esta variabilidad puede reflejar entre otros aspectos, el porcentaje de fosas abiertas del 38 % señalado por Flores-Calvete *et al.* (2017) en las explotaciones de la cornisa cantábrica.

Alimentación de vacas lecheras

La composición elemental de los alimentos que configuran la dieta de las vacas lecheras en las diferentes tipologías viene señalada en la Tabla 4. La ingestión diaria en el conjunto de las tipologías fue de $20,7 \pm 4,0$ kg MS vaca lechera. La concentración nutritiva fue el indicador de la calidad del proceso donde la variabilidad es menor (Tabla 5). En general, la concentración energética de las dietas fue superior en el 70,7 % de la muestra respecto a las recomendaciones del NRC (2001) para el rango de 22,6 l y 33,1 l ECM vaca y día. Las concentraciones de proteína bruta (PB) fueron similares al 15 % señalado por el NRC (2001) en vacas lecheras; mientras, la soluble (PBS), la degradable en rumen (PDR) y no degradable (PNDR) fueron respectivamente superiores a la media un 42,6 %; 46,2 % y 53,7 % de las explotaciones. Los carbohidratos fibrosos (FAD y FND) fueron coincidentes con las recomendaciones del NRC (2001). Por el contrario, los carbohidratos no fibrosos (CNF) fueron mayores en las dietas que contienen ensilado de maíz, con valores medios del 33 %

en ambos casos. El porcentaje de almidón medio de las dietas fue superado en el 55 % de las dietas coincidiendo con las tipologías anteriormente descritas. En general, los contenidos de Ca, P, Mg y K de las dietas fueron similares a las señaladas por el NRC (2001). El P, Mg y K fue superior respecto a la media el 53,7 %; 61,1 % y 42,6 % de las explotaciones.

Indicadores de la calidad del producto

Valor nutritivo de la leche

Las concentraciones medias de grasa, proteína y urea vienen indicadas en la Tabla 5, observándose respectivamente porcentajes del 48,2 %, el 53,7 % y el 53,7 % superiores al conjunto de explotaciones analizadas. El coeficiente de variación de la urea fue superior respecto a los contenidos de grasa y proteína (Tabla 5). Las eficiencias alimenticias en las vacas lecheras EA_{VL} (Berry y Crowley, 2013) y la del conjunto del rebaño (EAL_{CR}), vienen señaladas en la Tabla 5. La EAL_{VL} varió desde $0,81 \text{ l kg}^{-1} \text{ MS}$ a $1,86 \text{ l kg}^{-1} \text{ MS}$ ingerida en las vacas lecheras, reduciéndose de $0,48 \text{ l kg}^{-1} \text{ MS}$ a $1,77 \text{ l kg}^{-1} \text{ MS}$ ingerida EAL_{CR} . El 55,5 % de las explotaciones presentó valores de EAL_{VL} superior a la media de $1,32 \pm 0,23 \text{ l}$ y, el 53,7 % para EAL_{CR} de $1,05 \pm 0,24 \text{ l}$.

Valor nutracéutico de la leche

El 57,4 % de la muestra produce leche con un contenido de ácidos grasos saturados superior al 65,1 % y del 44,4 % y 53,7 % de la muestra presentó concentraciones superiores a la media para el CLA y $\Omega 3$.

Puntuaciones y categorías de las explotaciones

Las puntuaciones medias de los diferentes indicadores dentro de cada tipología figuran en la Tabla 6 y en la Figura 2 los índices de calidad del proceso (ICP_s) y del producto (ICP_p).

Tabla 5. Valores medios y percentil de las variables elegidas para definir aspectos de calidad.
 Table 5. Mean values and percentile of the variables chosen to define quality aspects.

Variable	Unidad	Media	CV	25%	50%	75%
Calidad del proceso						
Ambiente (por litro de leche ECM)						
Huella carbono parcial (HC _p)	CO ₂ -eq	1,0	31,7	0,80	0,97	1,11
Huella carbono total (HC _t)	CO ₂ -eq	1,12	25,2	0,93	1,06	1,23
Secuestro carbono (SC)	CO ₂	0,07	42,3	0,05	0,07	0,08
Uso indirecto suelo (iLUC)	CO ₂	0,14	41,2	0,10	0,14	0,19
Soja	CO ₂	0,029	84,0	0,0	0,03	0,049
Huella hídrica total (HH _t)	L agua	880	36,2	668	842	1046
Huella hídrica parcial (HH _p)	L agua	124	31,9	101,5	116	140
Huella N total (HN _t)	g N	18,4	34,3	15,0	16,5	20,3
Huella N reactivo (HN _r)	g N	4,01	40,8	2,73	3,92	5,0
Huella energética directa (HE _d)	MJ	2,82	108,7	1,11	2,31	3,33
Huella energética indirecta (HE _{in})	MJ	1,87	31,8	1,48	1,78	2,14
Huella energética total (HE _t)	MJ	4,73	66,7	2,90	4,03	5,44
Acidificación	g SO ₂ -eq	7,72	86,1	6,15	8,85	12,9
Eutrofización	g NO ₃ -eq	36,05	70,7	20,8	34,8	44,4
Ocupación territorio (OT _{off})	m ²	0,91	59,4	0,59	0,97	1,3
Ocupación territorio (OT _{on})	m ²	0,51	78,1	0,25	0,4	0,79
Ocupación territorio total (OT _t)	m ²	1,42	55,8	0,99	1,5	1,9
Exceso N	g N	13,3	63,1	8,76	11,75	15,66
Exceso P	g P	1,32	177,5	-0,067	0,68	1,83
Suelo						
Conductividad eléctrica	mmhos cm ⁻¹	0,29	86,2	0,1	0,3	0,3
Materia orgánica	%	8,67	55,2	4,79	7,12	12,5
pH	-	6,05	10,9	5,65	6,01	6,32
P	ppm	41,2	64,3	21,6	35,3	53,9
K	ppm	228	51,3	142	217	285
Ca	ppm	1724	56,8	1148	1494	2209
Mg	ppm	182	48,9	127	154	207
Al	ppm	52,9	62,1	25,9	36,7	84,2
N	%	0,43	32,5	0,33	0,42	0,51
Purín						
Conductividad eléctrica	mmhos cm ⁻¹	6,89	80,8	2,28	4,66	11,4
pH	-	7,53	8,3	6,88	7,7	8,16
Densidad	g L ⁻¹	1022	4,6	1005	1015	1033
Materia seca	% fresco	9,33	38,2	6,95	9,56	11,2
Cenizas	% fresco	3,06	77,4	1,6	2,3	3,6
N	% fresco	0,28	32,1	0,23	0,29	0,35

Variable	Unidad	Media	CV	25%	50%	75%
Calidad del proceso						
NH ₄	% fresco	0,13	38,4	0,09	0,13	0,17
Ca	% fresco	0,27	77,7	0,12	0,22	0,36
Mg	% fresco	0,04	400	0,03	0,05	0,06
K	% fresco	0,22	40,9	0,15	0,21	0,28
P	% fresco	0,08	62,5	0,04	0,06	0,10
Alimentación						
Energía neta leche	Mcal kg ⁻¹ MS	1,55	9,03	0,51	1,6	1,65
Proteína bruta	% sms	14,7	10,8	13,6	14,8	16,0
Proteína Soluble	% sPB	32,8	13,4	29,1	32,1	35,9
Proteína degradable rumen	% sPB	62,8	7,3	60,0	62,1	66,1
Proteína no degradable rumen	% sPB	34,0	11,4	31,5	33,7	36,5
Fibra ácido detergente	% sms	24,5	16,3	22,6	24,3	26,5
Fibra neutro detergente	% sms	39,5	16,4	34,7	38,8	43,0
Carbohidratos no fibrosos	% sms	28,0	36,0	19,3	30,3	37,2
Almidón	% sms	17,5	33,7	13,4	19,7	21,9
Grasa bruta	% sms	3,68	21,7	3,18	3,50	3,85
Ca	% sms	0,63	23,8	0,54	0,62	0,74
P	% sms	0,35	14,2	0,31	0,35	0,38
Mg	% sms	0,20	10	0,19	0,20	0,21
K	% sms	1,41	19,1	1,20	1,32	1,55
Calidad del producto						
Nutritivo						
Grasa	%	3,71	6,5	3,58	3,72	3,83
Proteína	%	3,20	4,3	3,07	3,20	3,30
Urea	mg dl ⁻¹	17,35	12,0	15,49	17,05	18,53
EAL _{VL}	L ECM kg ⁻¹ MS	1,32	17,7	1,20	1,35	1,49
EAL _{CR}	L ECM kg ⁻¹ MS	1,05	22,8	0,89	1,03	1,23
Nutracéutico						
Ácidos grasos saturados	% AGs	65,1	2,7	63,5	65,9	66,4
Monoinsaturados	% AGs	24,7	3,9	24,2	24,5	25,0
Poliinsaturados	% AGs	3,2	5,9	3,06	3,15	3,30
CLA	% AGs	0,59	16,9	0,51	0,58	0,64
Omega-6 (Ω6)	% AGs	1,66	21,6	1,39	1,64	1,88
Omega-3 (Ω3)	% AGs	0,45	20,0	0,38	0,45	0,52
Ω6/Ω3	% AGs	3,8	31,6	2,7	3,9	5,0
Poliinsaturados/Saturados	% AGs	0,049	8,1	0,046	0,048	0,051

ECM: leche corregida por grasa; HC_p: (CH₄ + CO₂ + N₂O); HC_t: (HP + SO + iLUC - SC); SO: soja; iLUC: uso indirecto del suelo; SC: secuestro de carbono; EAL_{VL}: Eficiencia leche vaca lechera, EAL_{CR}: Eficiencia leche conjunto rebaño; CLA: ácido linoléico conjugado; sms: sobre materia seca; sPB: sobre proteína bruta.

Tabla 6. Puntuación y categorías de las explotaciones (1 = mejorable; 4 = excelente).
 Table 6. Punctuation and categories of typologies (1 = improvable; 4 = excellent).

Puntuación	Conjunto	Eco	PasCon	EHba	EMz	EHba-EMz
Ambiente (PA _{mb})	2,03	2,31 ^c	1,91 ^{ab}	1,73 ^a	2,11 ^{bc}	2,04 ^{abc}
Suelo (PS _{ue})	1,96	1,88	1,93	1,92	1,91	2,11
Purín (PP _{ur})	2,00	1,64 ^a	2,03 ^{ab}	1,96 ^{ab}	2,14 ^{ab}	2,19 ^b
Alimentación (PA _{lm})	2,00	1,84 ^a	2,28 ^b	1,93 ^a	1,92 ^a	2,00 ^a
Nutritivo (PN _u)	1,99	1,86	1,96	1,78	2,12	2,15
Nutracéutico (PN _{ut})	2,0	1,99	1,99	1,93	2,04	2,03
Proceso (PCP _s)	2,01	1,93	2,05	1,90	2,03	2,10
Producto (PCP _r)	1,99	1,93 ^{ab}	1,98 ^{ab}	1,86 ^a	2,08 ^b	2,09 ^b
Indicador	Mejorable	Regular	Buena	Excelente		
Índice Calidad Proceso (ICP _s)	≤1,85	1,86-2,09	2,10-2,32	>2,32		
Índice Calidad Producto (ICP _r)	≤1,87	1,88-2,06	2,07-2,26	>2,27		

Eco: Ecológico; PasCon: Pastoreo Convencional; EHba: Ensilado de hierba; EMz: Ensilado de maíz; EHba-EMz: Ensilado de hierba-Ensilado de maíz; ^{a, b, c} dentro de la misma fila difieren $P < 0,05$.

por explotación y tipología. En general, ICP_s no difiere entre tipologías, con una puntuación media de $2,01 \pm 0,24$, pero sí ($P < 0,05$) el indicador ambiente, purín y alimentación, registrándose las puntuaciones mayores en Eco, EHba-EMz y PasCon respectivamente. Por el contrario, ICP_r fue diferente entre tipologías ($P < 0,05$) pero no sus indicadores nutritivo y nutraceutico (Tabla 6), con puntuaciones medias de $1,99 \pm 0,43$ y $2,0 \pm 0,13$, respectivamente. Los rangos de las puntuaciones que clasifican las explotaciones en mejorables (M), regulares (R), buenas (B) y excelentes (Ex) para ICP_s y ICP_r vienen señaladas en la Tabla 6.

El porcentaje de explotaciones clasificadas como M, R, B y Ex de la muestra para ICP_s fue del 24,1 %; 37 %; 27,8 % y el 11,1 % respectivamente (Figura 3). Este índice caracterizó el 20 % de las explotaciones de Eco como B y Ex; el 50 % de PasCon; el 33,3 % de EHba; el

45,5 % de EMz y el 41,7 % en EHba-EMz. El índice de calidad del producto (ICP_r) caracterizó el 24,1 %; 35,2 %; 27,8 % y 13 % de las explotaciones como M, R, B y Ex respectivamente (Figura 3). El 30 % de las explotaciones Eco fueron clasificadas como R y B; el 33,4 % para PasCon; el 11,1 % en EHba; el 54,6 % de EMz y el 66,6 % para EHba-EMz. La tipología EMz manifiesta un similar porcentaje de explotaciones de cada categoría (Figura 3); por el contrario, las explotaciones clasificadas como B de la tipología EHba-EMz representan el 58,3 %. La prueba chi cuadrado no fue significativa, indicando que las variables ICP_s ($P > 0,05$) e ICP_r ($P > 0,05$) no están asociadas a la tipología.

La agrupación de cuatro categorías (M, R, B y Ex) para el índice de calidad del proceso y del producto del presente trabajo frente a las tres establecidas por (Zucali *et al.*, 2016) (O: ordinaria, M: media (M) y E: excelente) para

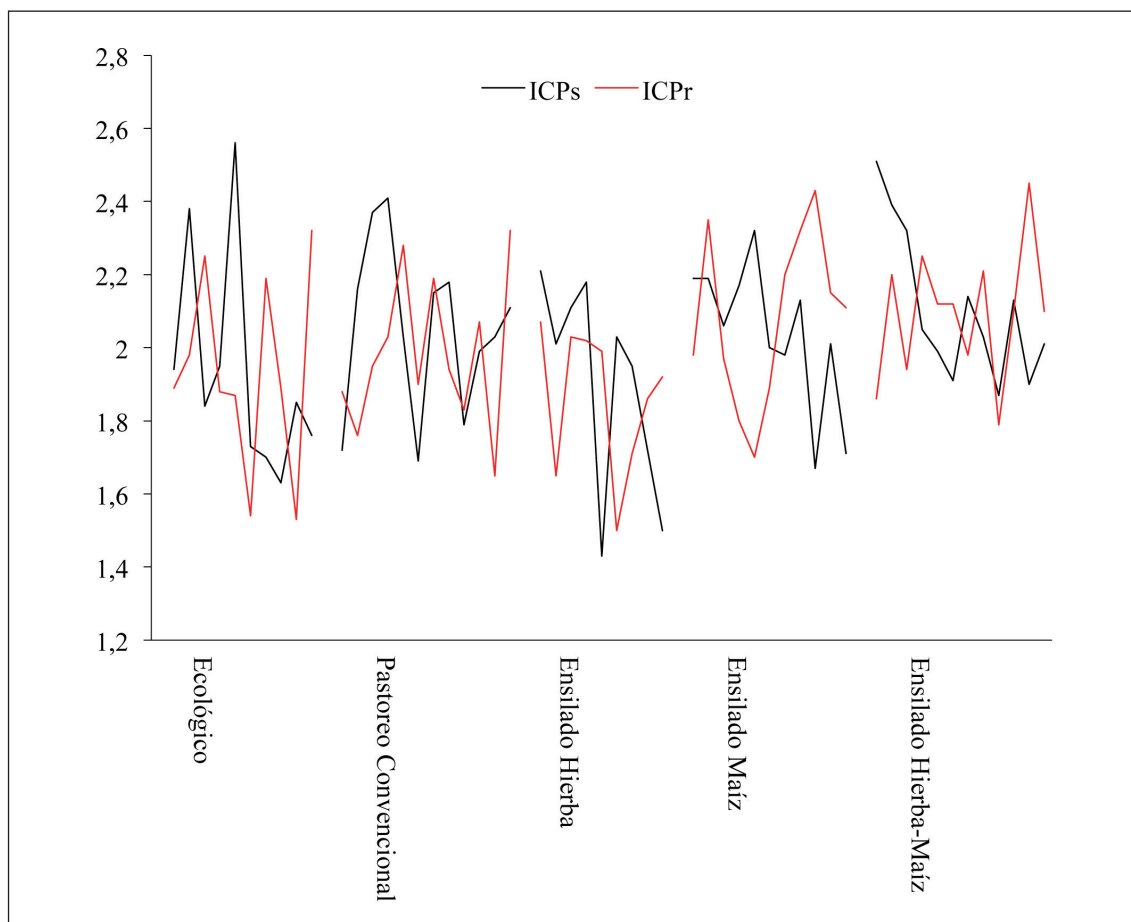


Figura 2. Puntuaciones del Índice Calidad Proceso (ICP_s) e Índice Calidad Producto (ICP_r) de las explotaciones por tipología.

Figure 2. Process Quality Index (ICP_s) and Process Quality Index (ICP_r) scores of farms by type.

29 explotaciones en Italia, fue para evitar en lo posible efectos lineales. El porcentaje de explotaciones según aquella clasificación fueron del 10,7-7,1 % para O, el 62,5-71,4 % para M y el 26,7-21,4 % como (Ex) para ICP_s e ICP_r respectivamente. Aquellos autores consideraron indicadores de bienestar animal y socioeconómicos para ICP_s y de calidad microbiológica en la leche para ICP_r; mientras, este trabajo contempla los indicadores de calidad del suelo, del purín y concentración nutritiva de las dietas en las vacas lecheras

para el índice de calidad del proceso. Asumiendo las explotaciones M (Zucali *et al.*, 2016) equivalente a R y B del presente trabajo, ambos porcentajes fueron del 62,5 % vs. 64,8 % para ICP_s y de 71,4 % vs. 62 % el ICP_r respectivamente. Estos porcentajes reflejan similitud en el número de explotaciones para los índices de calidad del proceso y del producto, indicando además que la metodología basada en indicadores puede reflejar de manera holística la sostenibilidad de las explotaciones lecheras.

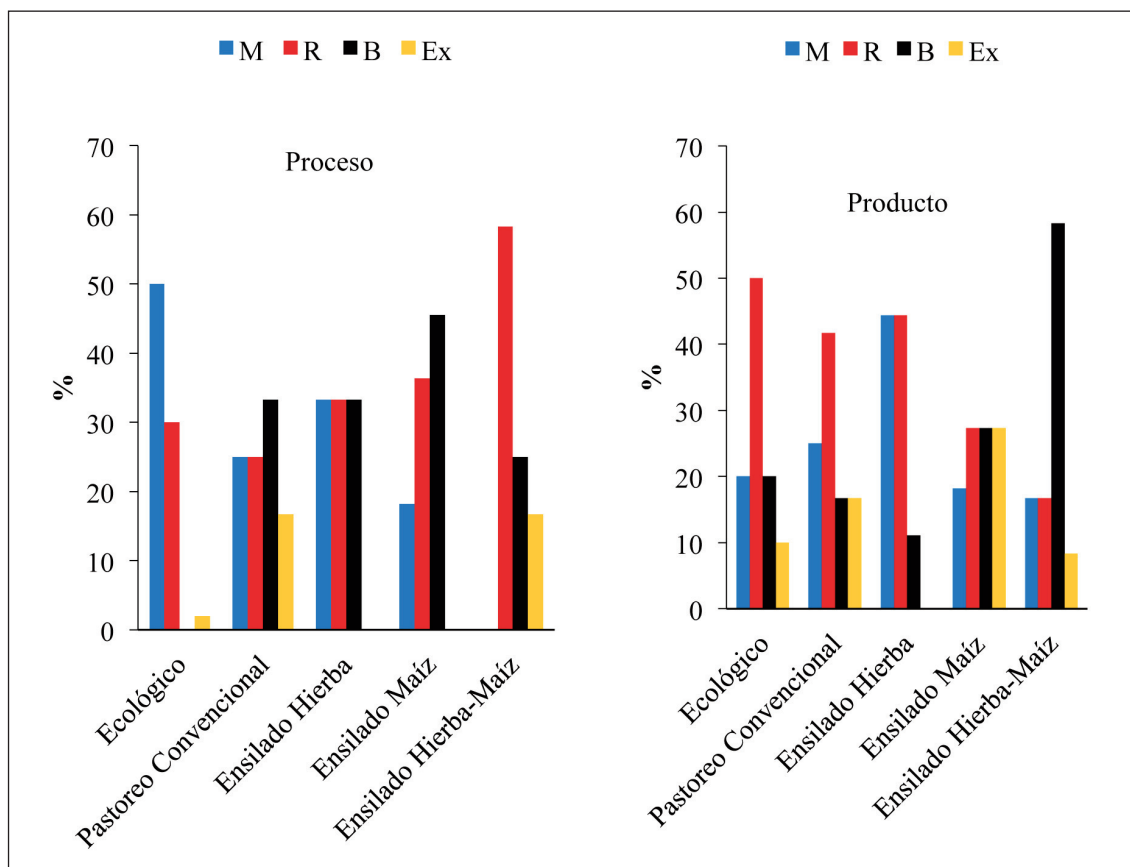


Figura 3. Clasificación de las explotaciones según su tipología.
 Figure 3. Classification of farms according to their typology.

Las características de las explotaciones M, R, B y Ex para los índices de calidad del proceso (ICP_p) y del producto (ICP_r) vienen señaladas en la Tabla 7. Las mayores producciones de leche ECM por vaca y por hectárea correspondieron a las explotaciones R y B para ICP_p ($P < 0,05$), imputable la primera al menor porcentaje de hierba verde incluido en la ración ($r = -0,66$; $P < 0,01$) y ($r = 0,89$; $P < 0,01$) a la carga ganadera la segunda. La eficiencia alimenticia en las vacas lecheras (EA_{VL}) (Berry y Crowley, 2013) fue superior en B ($P < 0,05$) y similar para Ex y R (Tabla 7). Según Guerci *et al.* (2013) aumentos de EA_{VL} contribuye a

reducir los impactos ambientales como la acidificación y eutrofización potencial, el uso de la energía, uso de la tierra y calentamiento global por litro de le leche, excepto la ocupación del territorio en aquellas explotaciones que producen forraje de alta calidad (Gislon *et al.*, 2020). En el presente trabajo y coincidente con aquellos autores, se observaron relaciones negativas entre (EA_{VL}) con las huellas de carbono parcial y total, $r = -0,56$ y $r = -0,59$ ($P < 0,01$), respectivamente; $r = -0,76$ ($P < 0,01$) con la huella hídrica total, y positivamente con la puntuación ambiente ($r = 0,30$; $P < 0,05$) en el conjunto de tipologías.

Tabla 7. Características de las explotaciones en función de la sostenibilidad ambiental, calidad del proceso y del producto.

Table 7. Characteristics of the farms based on environmental sustainability, process and product quality.

	Caracterización de las explotaciones							
	Mejorable		Regular		Buena		Excelente	
	ICP _s	ICP _r	ICP _s	ICP _r	ICP _s	ICP _r	ICP _s	ICP _r
Explotaciones, n	13	13	20	19	15	15	6	7
Superficie, ha	37,3	41,8	51,3	43,2	52,6	48,7	35,6	60
Superficie pradera, ha	34,1	32,2	29,1	35,7	25,0	23,4	32	20,2
Superficie CFA, % SAU	12,1	24,6 ^{ab}	39,3	15,3 ^a	37,6	41,4 ^{ab}	11,9	49,6 ^b
UGM, ha ⁻¹	2,02	3,42	3,32	2,38	3,04	2,68	2,06	3,0
Vacas lecheras, VL (n)	43	71	102	63	96	90	43	118
Leche ECM, t VL año ⁻¹	7,5 ^a	10,8	10,9 ^b	9,0	10,8 ^b	10,3	9,6 ^{ab}	9,7
Leche ECM, t ha ⁻¹	7,9 ^a	17,2	16,7 ^b	11,2	17,4 ^b	14,5	13,0 ^{ab}	17,6
Leche, kg kg ⁻¹ MS VL	1,19 ^a	1,24	1,31 ^{ab}	1,30	1,44 ^b	1,41	1,32 ^{ab}	1,33
Leche, kg kg ⁻¹ MS CR	0,93	0,93 ^a	1,04	1,01 ^{ab}	1,12	1,18 ^b	1,15	1,07 ^{ab}
Grasa, %	3,74	3,65 ^a	3,68 ^{ab}	3,69 ^a	3,79 ^b	3,64 ^a	3,54 ^a	4,02 ^b
Proteína, %	3,20	3,13 ^a	3,22	3,14 ^a	3,22	3,28 ^b	3,1	3,33 ^b
Urea, mg dl ⁻¹	18,0 ^{ab}	15,7 ^a	17,2 ^{ab}	17,1 ^b	16,5 ^a	17,8 ^b	18,4 ^b	19,8 ^c
CLA, % de los AGs	0,63	0,61 ^b	0,56	0,61 ^b	0,56	0,52 ^a	0,63	0,62 ^b
Ω6/Ω3	3,66	3,38 ^a	3,98	3,52 ^a	4,01	4,54 ^b	3,39	4,1 ^{ab}
NUE _{VL} , %	26,1 ^a	29,5	29,3 ^{ab}	29,7	33,7 ^b	31,7	29,9 ^{ab}	27,1
NUE _{CR} , %	18,5 ^a	22,9	23,1 ^{ab}	21,9	25,2 ^b	24,1	24,2 ^b	21,5
Alimentos propios, %	64,1 ^a	60,4	53,5 ^{ab}	57,0	50,2 ^a	50,3	58,3 ^{ab}	54,7
Forraje/Concentrado	2,4	2,52	1,57	1,85	1,7	1,43	2,01	1,56
% ensilado maíz, VL	10,6	15,7 ^{ab}	19,1	9,5 ^a	20,8	24,2 ^b	6,4	17,3 ^{ab}
% ensilado hierba, VL	21,2	26,1	23,6	18,3	16,7	17,2	13,5	18,9
% heno, VL	8,0	7,2 ^{ab}	8,2	15,3 ^b	11,1	8,2 ^{ab}	17,4	4,6 ^a
% hierba verde, VL	23,6 ^b	14,3	7,3 ^a	17,9	8,3 ^a	4,9	24,8 ^b	18,1
% concentrado, VL	36,4	36,6	41,7	38,8	42,9	45,2	37,7	40,9

Índice Calidad Proceso (ICP_s); Índice Calidad Producto (ICP_r); ECM: leche corregida por grasa; CFA: cultivos forrajeros anuales; CR: conjunto rebaño; VL: vaca lechera; CLA: ácido linoléico conjugado; ^{a, b, c} dentro de la misma fila e índice difieren $P < 0,05$.

La eficiencia del uso del N en las vacas lecheras (NUE_{VL} ; g de N leche/100 g de N ingerido) y la EA_{VL} son comúnmente usadas en la valoración de las dietas en vacas lecheras (Brito y Silva, 2020). Ambas EA_{VL} y NUE_{VL} fueron mayores en B ($P < 0,05$) y similar entre R y Ex. Es importante que el grupo R sea la NUE_{VL} similar a Ex, porque R representa el 37 % de las explotaciones. En cualquier caso, la NUE_{VL} se mantuvo dentro del rango de 22 % a 33 % señalado por Dijkstra *et al.* (2013). La mayor cantidad de N alimenticio transformado en leche puede representar para ICP_s menos N excretado al medio, reduciendo a su vez el riesgo de contaminación del aire (NH_3), menos NO_3 de las aguas subterráneas, inferior eutrofización en las aguas superficiales (NO_{3e}) y disminución de gases de efecto invernadero (N_2O) entre otros (Rapetti *et al.*, 2020), todos ellos representados en el indicador ambiente.

El índice de calidad del producto caracteriza a las explotaciones Ex con mayor superficie de cultivos forrajeros anuales y concentraciones de grasa, proteína y urea en leche ($P < 0,05$) y menor ($P < 0,05$) consumo de heno (Tabla 7). Por el contrario, Zucali *et al.* (2016) señalan a las explotaciones excelentes aquellas con menor base territorial (22,5 ha) respecto a las ordinarias (47,7 ha) para ICP_r ; diferentes a 60 ha las explotaciones excelentes (Ex), lejos de 41,8 ha las mejorables (M); 43,2 ha las regular (R) y 48,7 ha las buenas (B) indicado en la Tabla 7. La mayor superficie de cultivos forrajeros anuales principalmente maíz en Ex, no reflejó el mayor porcentaje añadido a la dieta de las vacas lecheras ($P < 0,05$). No obstante, pudo contribuir a mejorar equilibrio nutricional de las dietas reflejado en las concentraciones de grasa, proteína y urea en la leche (Tabla 7). El CLA de las explotaciones Ex fue similar a M y R y el menor en B ($P < 0,05$), imputable al menor consumo de ensilado de maíz y coincidente con Capuano *et al.* (2014) y Villar *et al.* (2021). Mientras, la relación

Ω_6/Ω_3 que fue superior en B ($P < 0,05$) imputable nuevamente al mayor consumo de ensilado, y las menores en M y R (Tabla 7).

Con el fin de analizar como la modificación de una variable puede afectar a los indicadores de los índices de calidad del proceso y del producto, se utilizaron las variables de la eficiencia alimenticia y el porcentaje de superficie cultivos forrajeros anuales (CFA) de las categorías M, R, B y Ex (Figura 4). La mayor EA_{VL} de las explotaciones B no reflejó la mayor puntuación del indicador ambiente (Figura 4A), siendo éste último superior en Ex de 2,24 respecto a 2,01 para B. El consumo de pienso se relacionó positivamente con la EA_{VL} ($r = 0,39$; $P < 0,01$), circunstancia que pudiera justificar la mayor puntuación del indicador ambiente al expresarlos por litro de leche, coincidiendo esta categoría con el menor porcentaje de alimentos de propios (Tabla 7). En esta misma línea Gerber *et al.* (2013) señalan un gran impacto ambiental cercano al 45 % en la producción de piensos, sobre todo la huella de carbono, y del 18 % los forrajes (Guerci *et al.*, 2013). Respecto a los indicadores purín, alimentación, nutritivo y nutracéutico no se observaron diferencias significativas.

La mayor superficie de cultivos forrajeros anuales (CFA) no afectó significativamente a las puntuaciones para los indicadores ambiente, suelo, alimentación y nutracéutico y sí, ($P < 0,05$) el indicador purín nutracéutico (Figura 4B). La mayor puntuación del purín en B fue atribuida a su mayor contenido de nutrientes (datos no mostrados); entre ellos, la materia seca ($r = 0,82$; $P < 0,01$), el nitrógeno ($r = 0,71$ $P < 0,01$), N-NH3 ($r = 0,75$; $P < 0,01$) y el magnesio ($r = 0,81$; $P < 0,01$). La puntuación del valor nutritivo de la leche fue mayor en aquellas explotaciones con superior dedicación a cultivos forrajeros anuales. El mayor porcentaje de proteína bruta de la leche se localiza en las explotaciones que dedican mayor superficie de CFA, principalmente maíz y coincidente con Potts *et al.* (2015).

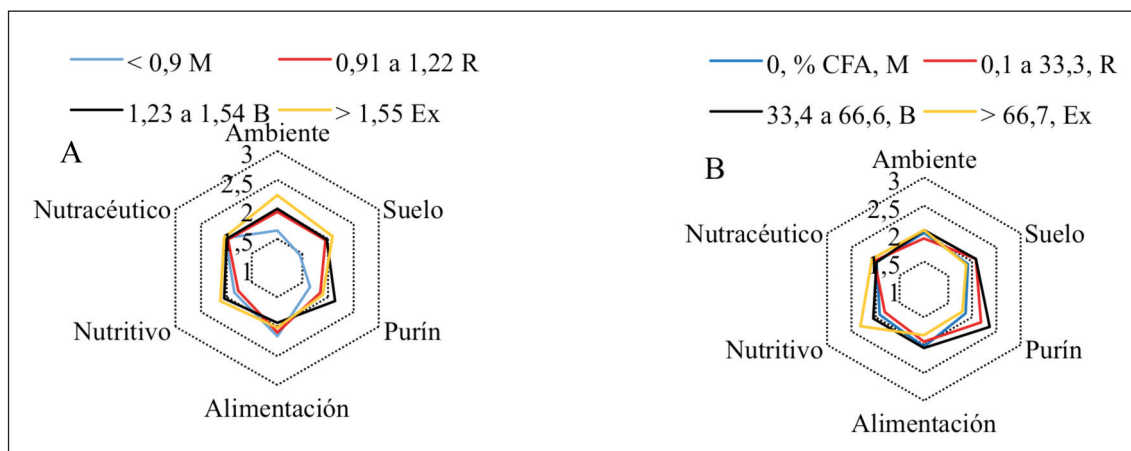


Figura 4. Variación de los indicadores de la explotación (M: mejorable; R: regular; B: buena y Ex: excelente) basado en la eficiencia alimenticia: litros kg^{-1} materia seca ingerida (A) y en el porcentaje de superficie dedicada a cultivos forrajeros, CFA (B).

Figure 4. Variation of the farm indicators (M: can be improved; R: regular; B: good and Ex: excellent) based on feed efficiency: liters kg^{-1} dry matter ingested (A) and on the percentage of surface dedicated to forage crops, CFA (B).

Conclusiones

El sistema de valoración holístico propuesto a partir de los indicadores ambientales, suelo, purín, alimentación, nutritivo y nutracéutico presenta un gran potencial de predicción de los aspectos de calidad del proceso y del producto en las explotaciones lecheras y su robustez viene dada por la posibilidad de asociar diferentes matices de producción y la posibilidad de comparar granjas entre sí. Los indicadores relacionados con la alimentación, el suelo, el purín y el nutritivo de las explotaciones, pueden ser proporcionados por cooperativas o laboratorios mientras, los de la calidad nutracéutica de la leche y ambiental requieren análisis más complejos y específicos.

El porcentaje de explotaciones clasificadas buenas para los índices de calidad del proceso y del producto representan el 38,8 %, las excelentes el 40,7 % y el 24,1 % como mejo-

rables. La productividad y la dimensión entre otros, son aspectos a mejorar.

La eficiencia alimenticia, junto con la superficie de cultivos forrajeros pueden justificar los índices de calidad del proceso y del producto. El método de trabajo aplicado no puede ser definitivo debido a la posibilidad de incluir otros aspectos relacionados con la producción de leche, entre otros el bienestar animal, económicos, sociales, etc.

La puntuación media de cada indicador catalogó los niveles de manejo (calidad del proceso) y de la leche (calidad del producto) aceptables e independiente de la tipología de explotación. Los resultados aquí obtenidos y posterior clasificación de las explotaciones pueden servir como valores de referencia para trabajos posteriores donde se valoren aspectos de sostenibilidad.

Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación obtenida por el INIA y Ministerio de Economía, Industria y Competitividad (subproyectos: INIA RTA2015-00058-C06-01 y 02). Un agradecimiento especial a las ganaderías participantes del proyecto.

Material complementario

El material complementario de este artículo se puede consultar en la URL <https://doi.org/10.12706/itea.2021.032>.

Referencias bibliográficas

- Aguilar M, Arriaga H, Dupard P, Lalor S, Fragoso R, Pahl O, Abaigar A, Cordovín L, Boyle M, Lannigan G, Loyon L, Merino P (2014). BATFARM Software: A support tool in the selection of environmental strategies in livestock operations. III REMEDIA Workshop, 10 y 11 de Abril, Valencia, España, pp. 86-88.
- Alvarez A, del Corral J, Solís D, Pérez JA (2008). Does intensification improve the economic efficiency of dairy farms? *Journal Dairy Science* 91: 3693-3698. <https://doi.org/10.3168/jds.2008-1123>.
- Audsley E, Alber S, Clift R, Cowell S, Crettaz P, Gaillard G, Hausheer J, Jolliet O, Kleijn R, Mortensen B, Pearce D, Roger E, Teulon H, Weidema B, van Zeijts H (1997). Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final report, concerted action AIR3-CT94-2028. European Commission DG VI, Brussels, Belgium.
- Audsley E, Brander M, Chatterton J, Murphy-Borken D, Webster C, Williams A (2009). How low can we go? An 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.
- Battini F, Agostini A, Tabaglio V, Amaducci S (2016). Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal Cleaner Production* 112: 91-102. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.062>.
- Bava L, Sandrucci A, Zucali M, Guerci M, Tamburini A (2014). How can farming intensification affect the environmental impact of milk production? *Journal Dairy Science* 97: 1-15. <https://doi.org/10.3168/jds.2013-7530>.
- Berry DP, Crowley JJ (2013). Genetics of feed efficiency in dairy and beef cattle. *Journal Animal Science* 91: 1594-1613. <https://doi.org/10.2527/jas.2012-5862>.
- Brentrup F, Küsters J, Lammel J, Kuhlmann H (2000). Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5: 349-357. <https://doi.org/10.1007/BF02978670>.
- Brentrup F, Pallière, C (2008). GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser production and use. *Proceedings No: 639. International Fertiliser Society, York, UK.* 28 pp.
- Brito AF, Silva LH (2020). Symposium review: Comparisons of feed and milk nitrogen efficiency and carbon emissions in organic versus conventional dairy production systems. *Journal Dairy Science* 103: 5726-5739. <https://doi.org/10.3168/jds.2019-17232>.
- Bos J, de Haan J, Sukkel W, Schils R (2014). Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands *NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences* 68: 61-70. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2013.12.003>.
- Britz W, Witzke P (2014). CAPRI Model Documentation. Disponible en: https://www.capri-model.org/docs/capri_documentation.pdf (Consultado: 23 junio 2020).
- Capuano E, Elgersma A, Tres A, Ruth SM (2014). Is phytanic acid a suitable marker for authentication of milk and dairy products from grass-fed cows or organic farming systems? *EGF at 50: The Future of European Grasslands. Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation, 7-11 September 2014, Aberystwyth, Wales, pp. 674-676.*

- Casierra-Posada F, Aguilar-Avenidaño O (2007). Estrés por aluminio en las plantas: reacciones en el suelo, síntomas en vegetales y posibilidades de corrección. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas* 1(2): 246-256. <https://doi.org/10.17584/rcch.2007v1i2.8701>.
- Cederberg C, Stadig M (2003). System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8(6): 350-356. <https://doi.org/10.1007/BF02978508>.
- Cederberg C, Flysjö A (2004). Life cycle inventory of 23 dairy farms in South-Western Sweden. SIK-rapport 728.
- Chapagain AK, Hoekstra AY (2003). Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products. Value of water research report series n° 13. UNESCO-IHE. Delft. The Netherlands.
- Chapagain A K, Hoekstra AY (2004). Water footprints of nations, Volume 1, Value of water Research Report Series No, 16, UNESCO-IHE. Delft. The Netherlands.
- Clay N, Garnett T, Lorimer J (2019). Dairy intensification: Drivers, impacts and alternatives. *Ambio* 49: 35-48. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01177-y>.
- Christelle R, Pflimlin A, Le Gall A (2006). Optimisation of environmental practices in a network of dairy farms of the Atlantic Area. Proceedings of the final seminar of the Green Dairy Project, 43-65.
- Coppa M, Ferlay A, Chassaing C, Agabriel A, Glasser F, Chilliard Y, Borreani G, Barcarolo R, Baars T, Kusche D, Harstad OM, Verbi J, Golecký J, Martin, B (2013). Prediction of bulk milk fatty acid composition based on farming practices collected through on-farm surveys. *Journal Dairy Science* 96: 4197-4211. <https://doi.org/10.3168/jds.2012-6379>.
- Cosentino C, Adduci F, Musto M, Paolino R, Freschi P, Pecora G, D'Adamo C, Valentini V (2015). Low vs high "water footprint assessment" diet in milk production: A comparison between triticale and corn silage based diets. *Emirates Journal Food Agriculture* 27(3): 312-317. <https://doi.org/10.9755/ejfa.v27i3.19226>.
- Creemers S, Van Passel S, Vigani M, Vlahos G (2019). Relationship between farmers' perception of sustainability and future farming strategies: A commodity-level comparison. *AIMS Agriculture and Food* 4(3): 613-642. <https://doi.org/10.3934/agrfood.2019.3.613>.
- De Vries JW, Hoeksma P, Groenestein CM (2011). Levens Cyclus Analyse (LCA) Pilots Mineralen concentraten. Wageningen UR, Livestock Research. Rapport 480, 77 pp.
- Del Hierro O, Lizarralde J, Arriaga H, Rosa E, Gallejones P, Merino P (2020). Huella de Carbono y emisiones de amoníaco. Comparación de metodologías IPCC 2006/2019. VIII REMEDIA Workshop, 22 y 23 Septiembre, Elche, Alicante. pp. 88.
- Del Prado A, Mas K, Pardo G, Gallejones P (2013). Modelling the interactions between C and N farm balances and GHG emissions from confinement dairy farms in northern Spain. *Science Total Environmental* 465: 156-165. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.064>.
- Diehl R, Mateo JM (1982). *Fitotecnia General*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 532 pp.
- Dijkstra J, Reynolds CK, Kebreab E, Bannink A, Ellis JL, France J, van Vuuren AM (2013). Challenges in ruminant nutrition: towards minimal nitrogen losses in cattle. In: *Energy and protein metabolism and nutrition in sustainable animal production* (Ed. Oltjen J.W., Kebreab E., Lapiere H), pp. 47-58. EAAP publication No. 134.
- Eco-invent (2007). *Ecoinvent Data v2.0. Final Reports Ecoinvent 2007*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dubendorf, Switzerland.
- FAO (2009) CROPWAT 8.0 model. Food and Agriculture Organization. Roma, Italia.
- FAO (2011). *Guide to good dairy farming practice. Animal Production and Health Guidelines No. 8*. Food and Agriculture Organization of the United Nations and International Dairy Federation. Roma, Italia.
- Flores-Calvete G, Martínez-Fernández A, Doltra J, García-Rodríguez A, Eguinoa-ancho P (2017). Estructura y sistemas de alimentación de las explotaciones lecheras de Galicia, Cornisa Cantábrica y Navarra. Informe Proyecto INIA-RTA 2012-00065-C05, 51 pp.

- Gerber PJ, Steinfeld H, Henderson B, Mottet A, Opio C, Dijkman J, Falcucci A, Tempio G (2013). Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO), Roma, Italia.
- Gislon G, Ferrero F, Bava L, Borreani G, Dal Prà A, Pacchioli MT, Sandrucci A, Zucali M, Tabacco E (2020). Forage systems and sustainability of milk production: Feed efficiency, environmental impacts and soil carbon stocks. *Journal of Cleaner Production* 260: 121012. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121012>.
- Giménez M, Bratos J (1985). *Análisis de suelos* Ed. ERT. España.
- Gollnow S, Lundie S, Moore AD, McLaren J, van Buuren N, Sthale P, Christie K, Thylmann D, Rehl T (2014). Carbon footprint of milk production from dairy cows in Australia. *International Dairy Journal* 37: 31-38. <https://doi.org/10.1016/j.idairyj.2014.02.005>.
- Goossensen FR, van Den Ham A (1992). Equations to calculate nitrate leaching, Publicatie No. 33, Information and Knowledge Centre, Ede, 30 pp.
- Guerci M, Bava L, Zucali M, Sandrucci A, Penati C, Tamburini A (2013). Effect of farming strategies on environmental impact of intensive dairy farms in Italy. *Journal Dairy Research* 80: 300-308. <https://doi.org/10.1017/S0022029913000277>.
- Horan B, O'Brien D, Wall D (2019). Future systems: growing sustainably. Moorepark '19 Irish Dairying, Growing Sustainably, 3 julio. Teagasc. Animal & Grassland Research and Innovation Centre, Moorepark, Fermoy, Co. Cork, pp 23-31.
- Humphreys J, Boland A, Upton J (2015). Improving resource use efficiency on dairy farms in north-west Europe.
- Hutchings NJ, Özkan , Haan M, Sandars D (2018). How do farm models compare when estimating greenhouse gas emissions from dairy cattle production? *Animal* 12(20): 2171-2180. <https://doi.org/10.1017/S175173111700338X>.
- IDF (2010). A common carbon footprint approach for the dairy. The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. Bulletin 445/2010. The International Dairy Federation. Bruselas, Bélgica. 40 pp.
- Ilbery B, Maye D (2005). Food supply chains and sustainability: evidence from specialist food producers in the Scottish/English borders. *Land Use Policy* 22: 331-344. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2004.06.002>.
- INRA (1981). *Alimentación de rumiantes*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España.
- IPCC (2006). Guidelines for national greenhouse gas inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Juárez M, Sánchez A, Jordá JD, Sánchez JJ (2004). Diagnóstico del potencial nutritivo del suelo. Publicaciones de la Universidad de Alicante. 100 pp.
- Kaspar HF, Tiedje, JM (1981). Dissimilatory reduction of nitrate and nitrite in the bovine rumen: nitrous oxide production and effect of acetylene. *Applied and Environmental Microbiology* 41: 705-709. <https://doi.org/10.1128/AEM.41.3.705-709.1981>.
- Lampridi M, Sørensen C, Bochtis D (2019). Agricultural Sustainability: A Review of Concepts and Methods. *Sustainability* 11: 5120. <https://doi.org/10.3390/su11185120>.
- Leip A, Weiss F, Lesschen JP, Wethoek H (2014). The nitrogen footprint of food products in the European Union. *Journal of Agricultural Science* 152: S20-S33. <https://doi.org/10.1017/S0021859613000786>.
- MAPAMA (2018). *Anuario Estadística Agraria 2018*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España.
- Martínez-Suller L, Provolò G, Brennan D, Howlin T, Carton OT, Lalor STJ, Richards KG (2010). A note on the estimation of nutrient value of cattle slurry using easily determined physical and chemical parameters. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 49: 93-97.
- Mekonnen M, Hoekstra Y (2010). The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products, Volume 1: Main report, UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, The Netherlands.

- Mekonnen M, Hoekstra A (2012). A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems* 15: 401-415. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8>.
- Methorst RG, Roep D, Verhees F (2016) Drivers for differences in dairy farmers' preceptions of farm development strategies in an area with nature and landscape as protected public goods. *Local Economy* 31: 554-571. <https://doi.org/10.1177/0269094216655520>.
- Mombarg HF, Kool A, Corré WJ, Langeveld JW, Sukkel W (2003). Energy and climate yardstick, methodology and equations. Wageningen. p. 26.
- Murphy E, de Boer IJM, van Middelaar CE, Holden NM, Shalloo L, Curran TP, Upton J (2016). Water footprinting of dairy farming in Ireland. *Journal of Cleaner Production* 140 (Part 2): 547-555. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.199>.
- Nielsen PH, Nielsen AM, Weidema BP, Dalgaard R, Halberg N (2003). LCA food data base. Disponible en: <http://www.lcafood.dk/> (Consultado: 20 marzo 2020).
- NRC (2001). Nutrient Requirements for Dairy Cattle, 7th rev. National Academy of Sciences. Washington, D.C., EE.UU. 408 pp.
- O'Brien D, Geoghegan A, McNamara K, Shalloo L (2016). How can grass-based dairy farmers reduce the carbon footprint of milk? *Animal Production Science* 56: 495-500. <https://doi.org/10.1071/AN15490>.
- Oenema O, Velthof G, Kuikman P (2001). Technical and policy aspects of strategies to decrease greenhouse gas emissions from agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 301-315. <https://doi.org/10.1023/A:1012601113751>.
- Pauraudeau S, van Der Werf HMG, Vertes F (2006). Evaluation of an operational method for the estimation of emissions of nitrogen compounds for a group of farms. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology* 5(2/3): 224-245. <https://doi.org/10.1504/IJARGE.2006.009165>.
- Penati C, Tamburini A, Bava L, Zucali M, Sandrucci A (2013). Environmental impact of cow milk production in the central Italian Alps using Life Cycle Assessment. *Italian Journal of Animal Science* Volume 12:4, e96 584-592. <https://doi.org/10.4081/ijas.2013.e96>.
- Potts SB, Boerman JB, Lock AL, Allen MS VandeHaar MJ (2015). Residual feed intake is repeatable for lactating Holstein dairy cows fed high and low starch diets. *Journal Dairy Science* 98: 4735-4747. <https://doi.org/10.3168/jds.2014-9019>.
- Powell JM, Rotz CA (2015). Measures of nitrogen use efficiency and nitrogen loss from dairy production systems. *Journal Environmental Quality* 44: 336-344. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.07.0299>.
- Rapetti L, Galassi G, Graziosi A, Crovetto G, Colombini S (2020). The effects of substituting dietary soybean meal with maize grain on milk production in dairy goats. *Animals* 10(2): 299. <https://doi.org/10.3390/ani10020299>.
- Rotz C, Michael S, Chianese D, Montes F, Hafner S, Colette C (2012). The integrated farm system model. Reference Manual, Version 3.6.
- Rotz C, Corson M, Chianese D, Montes F, Hafner S, Bonifacio H, Coiner C (2018). The Integrated Farm System Model: Reference Manual Version 4.4, USDA Agricultural Research Service. University Park. PA.
- Rotz C, Stout R, Holly M, Kleinman P (2020). Regional environmental assessment of dairy farms. *Journal of Dairy Science* 103(4): 3275-3288. <https://doi.org/10.3168/jds.2019-17388>.
- Rotz C (2020). Environmental sustainability of livestock production. *Meat and Muscle Biology* 4(2): 11. <https://doi.org/10.22175/mmb.11103>.
- Salcedo G (2000). Degradabilidad ruminal de la hierba de en praderas aprovechadas bajo pastoreo rotacional, en la zona costera de Cantabria. *Investigación Agraria Producción y sanidad animales* 15(3): 125-135.
- Salcedo G (2006). Uso sostenible del nitrógeno en la alimentación de vacas lecheras. CIMA. Centro de Investigación de Medio Ambiente Consejería Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria. 264 pp.
- Salcedo, G (2007). El ensilado en la alimentación del vacuno de leche. Resultados de quince años de experiencias en Cantabria. *Pastos* 37(1): 81-127.

- Salcedo G (2012). Metano entérico en los sistemas lecheros de Cantabria. I REMEDIA Workshop 8 y 9 marzo, Bilbao, España.
- Salcedo G (2015). DairyCant: a model for the reduction of dairy farm greenhouse gas emissions. *Advances in Animal Biosciences* 6: 26-28. <https://doi.org/10.1017/S2040470014000466>.
- Salcedo G (2020). Emisiones en la producción de forrajes de las explotaciones lecheras. *ITEA-Formación Técnica Económica Agraria* 116(4): 311-337. <https://doi.org/10.12706/itea.2020.008>.
- Schil RLM, Oudendag DA, Van der Hoek KW, De Boer JA, Evers AG and De Haan MHA (2006). Climate Change Module BBPR (Broeikasgasmodule BBPR). Practical Report Cattle 90, Animal Sciences Group, Lelystad, the Netherlands, p. 50.
- Sjaunja LO, Baevre L, Junkkarinen L, Pedersen J, Setälä J (1990). A Nordic proposal for an energy corrected milk (ECM) formula. 27th session of the International Commission for Breeding and Productivity of Milk Animals, 2-6 de julio, Paris, France.
- SPSS (2006). Statistical Package for the Social Sciences. Guía breve de SPSS 15.0, SPSS Inc., Chicago.
- Stehfest E, Bouwman L (2006). N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling Agroecosystems* 74: 207-228. <https://doi.org/10.1007/s10705-006-9000-7>.
- Sultana M, Uddin M, Ridoutt B, Peters K (2014). Comparison of water use in global milk production for different typical farms. *Agricultural Systems* 129: 9-21. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.002>.
- Sutton MA, Billen G, Bleeker A, Erisman JW, Grennfelt P, Grinsven H, Van Grizzetti B, Howard CM, Leip A (2011). Technical summary. En: *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives* (Eds M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, B. Grizzetti), pp. 35-52. Cambridge University Press. Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988.003>
- Thoma G, Popp J, Shonnard D, Nutter D, Matlock M, Ulrich R, Kellogg W, Kim DS, Neiderman Z, Kemper N, Adom F, East C (2013). Regional analysis of greenhouse gas emissions from USA dairy farms: a cradle to farm-gate assessment of the American dairy industry circa 2008. *International Dairy Journal* 31(Suppl. 1): S29-S40 <https://doi.org/10.1016/j.idairyj.2012.09.010>.
- Thomson AJ, King JA, Smith KA, Tiffin DH (2007). Opportunities for reducing water use in agriculture. Defra Research Project Final Report for WU0101.
- Thorntwaite CW (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review* 38: 55-94. <https://doi.org/10.2307/210739>.
- Upton J, Humphreys J, Groot P, French P, Dillon P, De Boer I (2013). Energy demand on dairy farms in Ireland. *Journal Dairy Science* 96: 6489-6498. <https://doi.org/10.3168/jds.2013-6874>.
- Wattiaux MA, Uddin ME, Letelier P, Jackson RD, Larson RA (2019). Invited Review: Emission and mitigation of greenhouse gases from dairy farms: The cow, the manure, and the field. *Applied Animal Science* 35: 238-254. <https://doi.org/10.15232/aas.2018-01803>.
- Webb J (2001). Estimating the potential for ammonia emissions from livestock excreta and manures. *Environmental Pollution* 111(3): 395-406. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00090-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00090-7).
- Veltman K, Rotz A, Chase L, Cooper J, Ingraham R, Izaurralde R, Jones CD, Gaillard R, Larson R, Ruark M, Salas W, Thoma G, Jolliet O (2018). A quantitative assessment of beneficial management practices to reduce carbon and reactive nitrogen footprints and phosphorus losses on dairy farms in the US Great Lakes region. *Agricultural Systems* 116:10-25. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.07.005>.
- Velthof GL, Brader AB, Oenema O (1996). Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant and Soil* 181: 263-274. <https://doi.org/10.1007/BF0012061>.

- Velthof G, Oenema O (1997). Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. *Netherlands Journal of Agriculture Science* 45: 347-360. <https://doi.org/10.18174/njas.v45i3.510>.
- Velthof GL, Mosquera J (2011). Calculations of nitrous oxide emissions from agriculture in the Netherlands: update of emission factors and leaching fraction. Alterra report 2151, Alterra, Wageningen, Países Bajos.
- Villar A, Vázquez-González I, Vicente F, Salcedo G, González L, Botana A, Royo LJ, Eguinoa P, Busqué J (2021). Study of the variability in fatty acids and carotenoid profiles: laying the ground for tank milk authentication. *Sustainability* 13: 4506. <https://doi.org/10.3390/su13084506>.
- Weidema BP, Mortensen B, Nielsen P, Hauschild M (1996). Elements of an impact assessment of wheat production. Institute for Product Development, Technical University of Denmark, pp. 1-12.
- Zucali M, Battelli G, Battini M, Bava L, Decimo M, Mattiello S, Povoletto M, Brasca M (2016). Multi-dimensional assessment and scoring system for dairy farms. *Italian Journal of Animal Science* 15(3): 492-503. <https://doi.org/10.1080/1828051X.2016.1218304>.
- (Aceptado para publicación el 4 de octubre de 2021)