



quilos de $\text{CO}_{2\text{-eq}}$ por kg de carne de res producida (Beauchemin *et al.*, 2010; Pelletier *et al.*, 2010; Veyssset *et al.*, 2010) ou por quilo canal (Opio *et al.*, 2013). Estes últimos autores obteñen pegadas variables de 8,5 a 35,2 kg de $\text{CO}_{2\text{-eq}}$ por quilo canal, reflectindo diferenzas no enfoque da modelización, os sistemas agrícolas, os límites do sistema do LCA e as diferenzas nos obxectivos.

As emisións de metano entérico son as maioritarias nunha explotación de carne, aumentando coa subministración de forraxes de baixa calidade (Capper, 2011). O sistema de produción de carne con xatos pasteiros produce similares efectos, porque unha parte do ano a vaca aliméntase con forraxes de inferior calidade, relegando as emisións da nai ao peso vivo vendido do xato, incrementándose a pegada de carbono. Pola contra, os concentrados (ricos en amidón) xeran menos metano entérico por aumentar a proporción molar o ácido propiónico, que actúa como sumidoiro de hidróxeno a expensas de reducir o ácido acético (Bannink *et al.*, 2006).

Diferentes estratexias son consideradas para reducir as emisións de GEI na produción de carne; entre outras, a alimentación equilibrada contribúe a reducir o metano entérico (Van Middelaar *et al.*, 2013; Van Gastelen *et al.*, 2015); a incrementar a eficiencia na conversión de alimento a leite (Basarab *et al.*, 2013); a aumentar a produtividade animal (Bell *et al.*, 2011); a mellorar na produción de alimentos (Kristensen *et al.*, 2011); a reducir a compra de alimentos e fertilizantes (Basarab *et al.*, 2013) e a unha maior utilización do pastoreo (O'Brien *et al.*, 2014), o cal proporciona un maior potencial de secuestro de carbono (Zotarelli *et al.*, 2012).

MATERIAL E MÉTODOS

Graxas participantes

Un total de 101 explotacións (4.698 vacas nodrizas) foron enquisadas durante o ano 2017 e analizadas baixo unha perspectiva de análise de ciclo de vida, co modelo de simulación BeefCant. A enquisa re-

Os gases de efecto invernadoiro nos sistemas de produción de carne

Amósase o traballo de investigación levado a cabo co obxectivo de estimar os gases de efecto invernadoiro (GEI) que emiten as explotacións de carne en Cantabria, así como a procura de relacións cos factores de produción que acheguen estratexias de mitigación.

G. Salcedo

CIFP La Granja, 39792, Heras, Cantabria
gregoriosal57@gmail.com

INTRODUCCIÓN

A gandería mundial enfróntase, entre outros, a desafíos de melloras no aumento da produtividade de forma sustentable. Ademais, debe satisfacer a demanda crecente de alimentos e reducir as emisións de gases de efecto invernadoiro (Opio *et al.*, 2013; OCDE/FAO, 2017). A Comisión Europea (CE 2001) definiu os sistemas de produción de carne con base no sistema de alimentación, idade e peso ao sacrificio dos animais. A carne de gando é unha fonte de proteína importante, especialmente en países industrializados.

Ao redor do 58 % da proteína da dieta nos países da OCDE procede dos produtos gandeiros, dos cales aproximadamente o 12 % é carne de res (FAOSTAT, 2013). Espérase que ao aumentar a poboación a súa demanda incrementa (Alexandratos e Bruinsma, 2012).

A análise de ciclo de vida (ACV) é unha ferramenta útil para avaliar as emisións de gases de efecto invernadoiro (CH_4 , CO_2 e N_2O) derivados da produción de carne (Casey e Holden, 2006; Beauchemin *et al.*, 2010), servindo de base na xestión alimentaria e de manexo. Este sistema complexo inclúe a vaca, o xato, o manexo do esterco, xestión das pradeiras e terras de cultivo para proporcionar alimento (Opio *et al.*, 2013).

A pegada de carbono exprésase en

► REDUCIR 20 DÍAS A VENDA DOS XATOS PASTEIROS E INCREMENTAR A EFICIENCIA ALIMENTICIA [...] PODE REDUCIR A PEGADA DE CARBONO UN 3 % E UN 18,7 %, RESPECTIVAMENTE

presenta o 4,95 % das ganderías de carne existentes no ano 2017. O cuestionario incluía aspectos relacionados con: i) localización e identificación da explotación; ii) estrutura produtiva: base territorial, composición do rabaño, reprodución, alimentación, manexo do gando, instalacións e maquinaria; iii) estrutura familiar e iv) estrutura económica, composición dos ingresos, custo dos alimentos comprados e producidos.

Impacto ambiental e unidade funcional

O potencial de quecemento global (PCG) foi usado para determinar a contribución do metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e óxido nítrico (N_2O) e valorados en equivalentes de CO_2 (IPCC, 1996b). Así, o PCG de

1 kg de CO_2 , 1 kg CH_4 1 kg N_2O son equivalentes a 1, 21 e 310 kg kg^{-1} CO_2 (IPCC, 1996a). O total de gases de efecto invernadoiro calculouse como: $\text{GEI} = \sum \text{PCG}_i \times m_i$; onde m_i = é a masa en quilos do gas emitido (Casey e Holden, 2005a).

A metodoloxía de avaliación da análise de ciclo de vida (ACV) require dunha unidade funcional (UF), atributo do produto ou sistema, utilizándose como un escalar cuantitativo para fins de comparación, no noso caso, sistemas de produción de carne. As UF utilizadas neste traballo foron tres: i) unha hectárea, ii) unha unidade de gando maior (UGM) e iii) un quilo de peso vivo vendido para o período dun ano.

Modelo de simulación e límites do sistema

O BeefCant é un modelo empírico que simula aspectos de manexo relacionados coa produción e saúde ambiental das explotacións de carne. O seu obxectivo é o de servir como ferramenta básica de xestión na toma de decisións dentro dun amplo rango de sistemas produtivos. O modelo foi deseñado para o cálculo dos impactos ambientais, en-

tre eles o da pegada de carbono á saída da granxa.

Asuncións do modelo

O modelo considera unha unidade de gando maior (UGM) animais maiores de 24 meses; 0,6 UGM animais de 6 a 24 meses e 0,2 UGM ata 6 meses de idade, seguindo a clasificación do Ministerio de Medio Ambiente, e Medio Rural e Mariño (2010). A inxestión media diaria de materia seca cabeza e día para as nais, touros e xovencas maiores dun ano foi estimada a partir de: i) alimentos ofrecidos polo gandeiro (pensos e forraxes conservadas); ii) herba inxerida durante o pastoreo das pradeiras próximas á explotación e iii) herba inxerida no comunal. O consumo de herba dos prados próximos á explotación e a do comunal foi estimado a partir da ecuación proposta de Macoon *et al.* (2003) como MS herba $\text{kg día} = (\text{EM requirida} - \text{EM forraxes suplementadas} + \text{EM penso}) / \text{EM herba}$ (EM: enerxía metabolizable). Os requirimentos nutricionais do rabaño foron os indicados polo NRC (2006), considerándose para as nais o peso vivo (kg); mes desde ►►



METAMILK

Reduce el METANO entérico y mejora el RENDIMIENTO de los rumiantes

El metano representa una fuerte pérdida de energía por fermentaciones entéricas en rumiantes, lo que puede limitar la productividad. Metamilk reduce la formación de metano en el rumen, aumentando así la eficacia alimentaria y productiva.

Beneficios

- Reduce el metano entérico.
- Aumenta la producción de leche.
- Mejora el perfil de los ácidos grasos de la leche. Aumenta los Ácidos Grasos Poliinsaturados (AGPI).
- Aumenta los CLA (Ácidos Linoleicos Conjugados).

Efecto del METAMILK sobre diversos parámetros

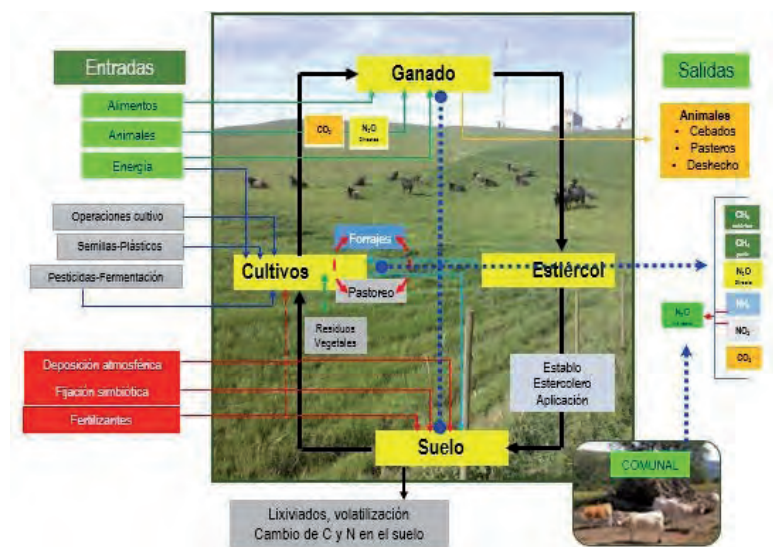
Producción de metano (litro/vaca/día)	- 18%
Producción lechera (L/vaca/día)	hasta + 1,9 L
AGPI totales de la leche	+23%
CLA total en la leche	+50%

Nutrición y Salud

innofarm
Innovaciones ganaderas

www.grupoinnofarm.com

Figura 1. Modelo conceptual do BeefCant



► O SECUESTRO DE CARBONO CONTRIBÚE A REDUCIR A PEGADA UN 16,4 %, MENTRES QUE O USO INDIRECTO DO SOLO E A COMPRA DE SOIA A INCREMENTAN UN 6,8 %

animais cebados e de descarte vendidos por hectárea, esta última inclúe a superficie propia, a arrendada e a de pastos comunais.

As fontes de emisión de gases de efecto invernadero dividíronse nas orixinadas “dentro da explotación” ou “fóra da explotación”. As primeiras corresponden ao metano entérico estimado a partir da ecuación de Ellis *et al.* (2007) e o do esterco segundo o IPCC (2006) para todos os animais do rabaño, excepto os xatos lactantes ata a idade de dous meses. Os factores de emisión do N_2O procedente da aplicación de fertilizantes e aplicación de xurro (Velthof e Mosquera, 2011); volatilización do amoníaco, lixiviados de nitratos, fixación biolóxica e mineralización do solo (Velthof e Oenema, 1977); restos de colleita (IPCC, 2006); pastoreo (Schill *et al.*, 2006); deposición atmosférica (Frates *et al.*, 2008); compra de fertilizante (Kaspar e Tiedje, 1981) e as operacións de cultivo como laboreo, sementeira, fertilización, aplicación de xurro, sega, ensilado, henificado etc. (Eco-invent, 2017) e fermentación dos ensilados (Davies, 2008) pradeira, millo e raigrás italiano principalmente son tamén incluídas na pegada de carbono (Rotz *et al.*, 2013). Os factores de emisión do CO_2 asociados ás compras de gasóleo e electricidade (Nielsen *et al.*, 2003); fertilizantes sintéticos, plásticos, pesticidas (IPCC, 2006), sementes, forrares e pensos (Rotz *et al.*, 2013).

Acéptase que o 10 % do C achegado ao solo será secuestrado nun horizonte temporal de 100 anos (Petersen *et al.*, 2013). As entradas de C consideradas foron o xurro e os restos vexetais das colleitas por riba do solo e as raíces por baixo. Asísumese que a biomasa vexetal contén o 45 % de carbono, mentres que o do xurro se estimou para un contido en materia seca do 10,6 % e unha relación C/N de 11,9 (Salcedo, 2011). O factor de emisión de 143 g CO_2 (Audsley *et al.*, 2009) foi aceptado para o cambio indirecto de uso do solo (iLUC) ►

Táboa 1. Equivalencia en N e P segundo animal

Animal	N, kg por animal	P, kg por animal
Xato de 75 kg peso vivo	2,2	1,14
Vacas de 650 kg peso vivo	15,6	5,5
Xato pasteiro, 250 kg	7,33	4,13
Xato de ceba, 450 kg	10,8	3,81
Vacas de descarte	15,6	5,5

o parto e unha produción diaria de 7 litros de leite. A alimentación dos xatos foi dividida en dúas fases: i) nacemento á desteta e ii) desteta a sacrificio. As características da primeira foron de 211 ± 49 kg de peso vivo; 146 ± 35 días de vida, unha ganancia media diaria de $1,32 \pm 0,27$ quilos e un consumo de concentrado de $1,47 \pm 0,77$ kg MS xato e día. Os xatos ao sacrificio teñen unhas características de conxunto de 488 ± 67 quilos, 364 ± 42 días e unha ganancia media diaria de $1,21 \pm 0,28$ quilos, estimándose a inxestión diaria en función da súa ganancia media diaria da raza. O consumo diario na fase de acabado foi de $5,1 \pm 1,2$ kg MS de forraje e $4,27 \pm 1,5$ de concentrado. Cando o gandeiro non proporciona na enquisa a composición do penso, asísumese por defecto un concentrado para ceba da cooperativa AgroCantabria, formado a base de cebada, 37,6 %; millo, 30 %; fariña de soia, 15,7 %; glute de trigo, 6 %; salvado de trigo, 3 %; aceite de palma, 2,5 %; melaza de cana, 2 %; carbonato cálcico, 1,5 %; bicarbonato sódico, 0,7 %;

óxido de magnesio, 0,3 %; corrector vitamínico-mineral, 0,2 % e o 0,5 % de cloruro sódico.

A produción de herba e de cultivos forraxeiros (millo e raigrás, principalmente) valorouse a partir do modelo de simulación DairyCant (Salcedo, 2015). A fracción sólida das excretas foi calculada en función da dixestibilidade da materia seca da dieta, mentres a fracción líquida se aplicou a ecuación do DairyCant (Salcedo, 2015), coma unha función do consumo de proteína bruta. O fósforo excretado en feces e ouriños estimouse a partir da ecuación do NRC (2016).

Os balances de nitróxeno e fósforo da explotación foron calculados de modo similar ao definido para vacún leiteiro no DairyCant (Salcedo, 2015). As entradas inclúen: i) a compra de alimentos; ii) fertilizantes; iii) animais; iv) deposición atmosférica e v) fixación biolóxica. As saídas só inclúen a venda de animais (ver a equivalencia en N e P destes na táboa 1).

O peso vivo vendido (PVv) representa a suma dos xatos pasteiros,

► A EFICIENCIA DE ALIMENTACIÓN (KG/100 KG MS INXERIDA EN TODOS OS ANIMAIS) É OUTRA MELLORA DE MANEXO ORIENTADA Á MITIGACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADOIRO

e 2,98 kg CO₂ por quilo de soia importada (FAO 2010), excluíndose do cálculo para esta última ás explotacións ecolóxicas.

Análise estatística

A tipoloxía das explotacións foi desenvolvida a partir da metodoloxía descrita en Toro-Mújica *et al.* (2012) consistente en tres etapas: revisión e selección das variables, análises de compoñentes principais e análises clúster (Köbrich *et al.*, 2003). Inicialmente obtivéronse 69 variables, con base nos indicadores técnicos e económicos utilizados para describir os sistemas de vacún de carne. As variables iniciais constitúen indicadores relacionados coa produción, a estrutura económica, o tamaño, o uso e tenza da terra. Nunha primeira etapa seleccionáronse 22 variables, utilizándose aquelas cun coeficiente de variación superior ao 60 % (táboa 2). Máis tarde analízouse a matriz de correlacións para descartar as variables non correlacionadas e a de menor coeficiente de variación de cada par con dependencia lineal (Toro-Mújica *et al.*, 2012). Neste proceso de selección resultaron finalmente 7 variables: i) superficie total, ha; ii) UGM totais; iii) UGM UTA⁻¹; iv) % de SAU de comunal; v) días no comunal; UGM ha⁻¹ e vii) peso vivo vendido ha⁻¹. Nunha segunda etapa, utilizouse unha análise de compoñentes principais para reducir o número de variables e resumir a maior parte da variabilidade. Nunha terceira etapa, as explotacións foron clasificadas en grupos utilizando unha análise clúster cos compoñentes seleccionados.

A análise de compoñentes principais clasificou tres grupos de explotacións en función do uso da terra, a súa dimensión e a produtividade. Cada unha delas foron definidas en extensivas (Ex), semiintensivas (Se) e intensivas (In).

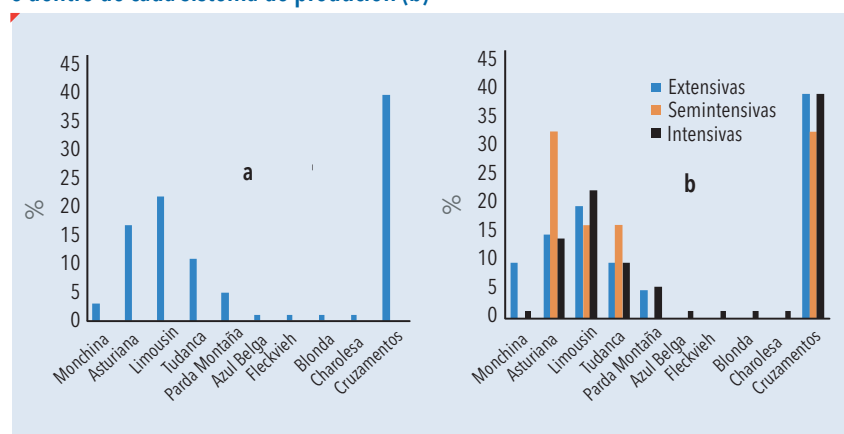
Finalmente, para caracterizar e comparar os grupos identificados utilizouse o test de Tukey co paquete estatístico SPSS 15.0 (SPSS, 2006).

Táboa 2. Variables estruturais, de manexo e económicas das explotacións de carne en Cantabria

	Media	CV, % ¹
Altura sobre nivel do mar, m	401	79,7
Vacas nodrizas, n.º	46	98,8
Xovencas menores de 1 ano, n.º	13	99,2
Xovencas maiores de 1 ano, n.º	14	128
Xovencas para reposición, n.º	10	100,0
Vacas de descarte, n.º	5	83,1
Xatos pasteiros vendidos, n.º	25	112,0
Xatos cebados, n.º	7	208,0
Idade venda xatos pasteiros, días	146	24
Superficie total, ha	59,5	85
Superficie pradeira, ha	27,3	94,5
Superficie millo, ha	1,6	111,9
Comunal, ha	42,2	95,9
Días de permanencia comunal	156	319
UGM totais	72,3	90,6
UGM ha ⁻¹	1,46	65,6
UTA explotación	1,06	52,1
Peso vivo vendido ha ⁻¹	217	72,9
Herba pasto, kg MS ha ⁻¹	3315	37,8
Herba conservada, kg MS ha ⁻¹	2875	37,5
Produción final, kg MS ha ⁻¹	6044	14,7
Alimentación externa, %	16,3	70,8

CV: coeficiente de variación; UTA: unidade de traballo agrario

Figura 2. Distribución porcentual das diferentes razas e cruzamentos en Cantabria (a) e dentro de cada sistema de produción (b)



RESULTADOS

i) Descrición dos sistemas de carne en Cantabria

A figura 2a representa porcentualmente as razas explotadas en Cantabria e a figura 2b segundo o sistema de produción, onde o 60,7 % son de razas puras e as 39,3 %, cruzamentos. As máis utilizadas e de maior a menor son Limousin, 21,7 %; Asturiana de los Valles, 16,6 %; Tudanca,

10,7 %; Parda de la Montaña, 4,9 %; Azul Belga, Fleckvieh, Blonda de Aquitana e Charolesa representan cada unha o 3,6 % e o 2,94 %, a Monchina.

En xeral, os sistemas de produción de vacún de carne poden clasificarse naqueles nos que o xato permanece coa nai ata a idade de 5-6 meses, “pasteiros”; aqueles que se ceban na propia explotación ata ►►

Táboa 3. Características técnico-productivas das explotacións de carne en Cantabria segundo o tipo de alimentación (n=101)

Sistema de produción	Extensivas	Semiintensivas	Intensivas	sd
Número explotacións	71	11	20	
Altura sobre o nivel do mar, m	344	378	634	319
Animais				
Vacas nai	29a	106c	75b	46
Xatas < 1 ano	7a	32c	19b	12
Xovencas > 1 ano	8a	43b	15a	14
Touros	1,7a	5,2b	2,7a	2,3
Pasteiros	16a	58c	40b	28
Xatos ceba	3a	20b	11a	14
UGM totais	45a	173c	112b	65
Carga gandeira, UGM ha ⁻¹	1,33a	1,29a	1,98b	1,10
Reposición xovencas, %	7a	28b	11a	10
Mortalidade ao parto, %	0,89a	3b	1,8ab	2,2
Mortalidade na lactación, %	0,68a	6,7c	3,1b	3,7
Vacas de descarte	3a	11b	6a	5
Superficie				
Superficie agrícola útil (SAU), ha	40a	137,7c	84,5b	50,5
Superficie comunal, ha	25,5a	73,6b	78,4b	40,6
SAU pradeira, ha	19,2a	87,6b	22,5a	25,8
Superficie millo, ha	1,16	5a	0,5	1,7
Días no comunal	143a	130a	201b	48
Alimentos e fertilizantes				
Forraxes propias, kg ha ⁻¹	4587	4704	4714	2431
Forraxa comprada, kg ha ⁻¹	409a	472a	1209b	678
Penso comparado, kg ha ⁻¹	255a	595b	776b	443
Fertilizante químico, kg N ha ⁻¹	7	8	6	13
Fertilizante químico, kg P ha ⁻¹	7	7	6	13
Orgánico, kg N ha ⁻¹	56 ¹	59 ¹	54 ¹	33
Orgánico, kg P ha ⁻¹	9 ¹	10 ¹	11	4,7
Carbono total achegado, kg ha ⁻¹	1344	1425	1483	360
Produción de carne				
Peso vivo vendido na explotación, kg	7016a	26538c	15231b	10085
Peso vivo UTA ¹ , kg	7713a	19110c	12817b	6964
Peso vivo vendido pasteiros, kg ha ⁻¹	113	107	124	96
Peso vivo descarte, kg ha ⁻¹	68	55	82	89
Peso vivo ceba, kg ha ⁻¹	17a	30ab	92b	109
Peso vivo vendido total, kg ha ⁻¹	198a	192a	298b	158
kg MS kg ⁻¹ PV vendido	33	34	27	18
kg PV vendido/100 kg MS	3,94	3,43	4,28	1,97
kg PV kg MS xatos ceba	8,25	7,84	8,83	2,84

¹: corresponde ao N e P excretado nos prados próximos e no establo; UTA: unidade de traballo agrario; UGM: unidade de gando maior; a e b dentro da mesma fila difíren P<0,05; sd: desviación estándar

a idade de 11 ou 12 meses, “ceba”, e os que un determinado número de xatos se ceban, “mixtos”. A análise de compoñentes principais definiu os sistemas de produción de carne en extensivos (Ex), semiintensivos

(Se) e intensivos (In), cuxas características técnico-productivas veñen indicadas na táboa 3.

A dimensión das explotacións Ex presenta inferior número de vacas nodrizas (29±22), superficie total

(40±30,5 ha), compra de concentrados (254±234 kg ha⁻¹) e unha produción de 198±116 kg peso vivo vendido por hectárea (kg PVv ha⁻¹) similares a 192±71 quilos as Se. Estas últimas máis dimensionadas en canto a superficie (137±58 ha); 106±56 vacas nodrizas; 595±583 kg de concentrado por hectárea; UGM UTA⁻¹ (128±51); venda de peso vivo por UTA de 19110±8359 quilos; a mortalidade ao parto do 3±2,9 % e 6,7±6,4 % durante a lactación (táboa 3). As explotacións máis produtivas corresponden ao sistema In con rendementos de 298±267 kg PVv ha⁻¹, imputable á superior carga gandeira de 1,98±1,7 UGM ha⁻¹.

A fertilización mineral é baixa nestes sistemas, con achegas medias de 7±13 kg N e P ha⁻¹ respectivamente, mínimos de 0 e máximos de 56 kg N ha⁻¹ nas parcelas próximas á explotación. O N e P excretado no establo e durante o pastoreo, sen considerar o do comunal (táboa 3), son de 72±26 e 9±3 kg para os Ex; 78±16 e 10±2 kg os Se e 87±66 e 11±8 kg os In respectivamente ao incluír as excretas do comunal. Daqueles, o 22 % e 3,8 %; o 23,7 % e 2,1 % e o 37,8 % e 3,9 % do N e P pérdense no comunal para os sistemas Ex, Se e In, respectivamente.

A alimentación baséase no aproveitamento dos prados próximos á estabulación, o comunal e a compra de alimentos. O tempo de ocupación medio no comunal 156±49 días ao ano. O rendimento medio de materia seca nos prados é de 6079±913 kg ha⁻¹ con mínimos de 4235 kg e máximos de 7589 kg, dos cales 3315±1251 kg son consumidos a dente e 2875±1078 kg conservado como herba seca ou ensilado. A alimentación externa representa o 11,8±8,2 %; o 18,2±12,9 % e o 30,5±8,8 % nos Ex, Se e In respectivamente. As forraxes compradas maioritariamente son a palla de cereais (64,2 %), veza seca (30,6 %) e o 5,1 % alfalfa seca e o 26,3 % o concentrado. A dieta media das vacas nodrizas difire entre sistemas de produción, con inxestións de 13,4±3,8 kg de materia seca (MS); 35±11 Mcal de enerxía metabolizable (EM); 1,8±0,5 kg de ▶

Figura 3. Quilos de materia seca ingerida por quilo de peso vivo vendido

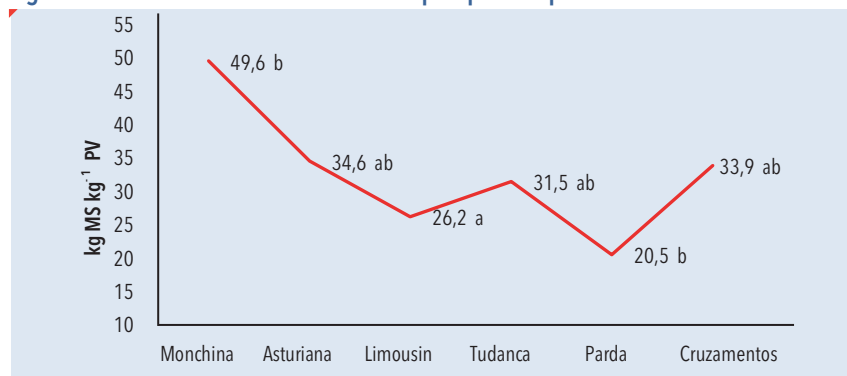
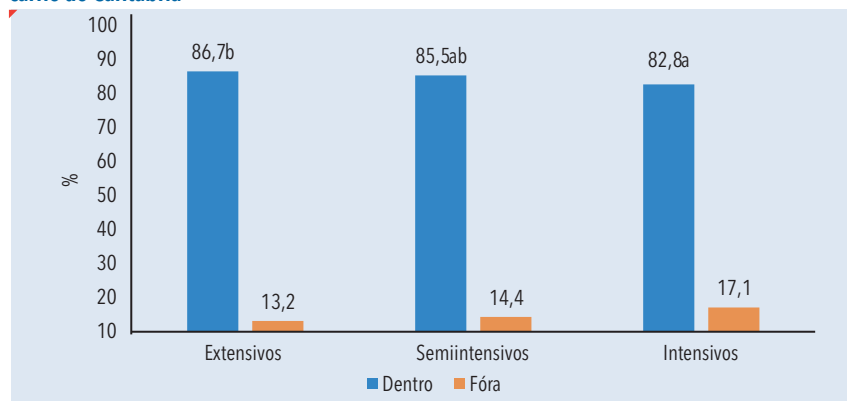


Figura 4. Procedencia das emisións de gases de efecto invernadoiro nas explotacións de carne de Cantabria



proteína bruta (PB); $7,8 \pm 2,1$ kg de materia orgánica dixestible (MOD); 79 ± 23 g de calcio (Ca); 41 ± 11 g de fósforo (P). Estes nutrientes son achegados por $12,7 \pm 4$ kg de materia seca de forraxe e $0,71 \pm 0,75$ kg de concentrado. O consumo medio nos xatos de ceba (fase de acabado) entre sistemas e razas é de $9,3 \pm 1,5$ kg de MS; $21 \pm 4,5$ Mcal de EM; $1,23 \pm 0,3$ kg de proteína bruta (PB); $6,2 \pm 1$ kg de MOD; 68 ± 15 g de Ca; 29 ± 8 g de P. Estes nutrientes son fornecidos por 5 ± 1 kg de materia seca de forraxe e $4 \pm 1,6$ kg de concentrado para ganancias diarias de $1,21 \pm 0,28$ quilos.

A eficiencia de utilización da materia seca é definida aquí como a relación entre o consumo total de todos os animais presentes na explotación e os quilos de peso vivo vendido (kg PVv) dos pasteiros, os xatos de ceba e as vacas de descarte, ambos por hectárea. Os resultados non mostraron diferenzas entre sistemas de produción (táboa 3), con valores medios de 32 ± 18 kg MS kg⁻¹ PVv. A materia seca comprada por quilo de PVv representou o $16,3 \pm 14$ % no conxunto de explotacións e, diferente entre sistemas de produción, incrementándose con-

forme o fai a intensificación da granxa de $11,7 \pm 9,6$ % en os extensivos a $30,5 \pm 8,8$ % os intensivos. No entanto, estes resultados están condicionados pola raza (figura 3). As razas Azul Belga, Fleckvieh, Blonda de Aquitania e Charolesa foron suprimidas desta figura por dispor en cada caso dunha explotación.

Os sistemas In producen un 50,5 % e 55,2 % máis quilos de peso vivo por hectárea respecto dos Ex e Se (táboa 3) e esta última relacionada co número de xatos cebados por hectárea ($r^2=0,76$ $P<0,01$). Porcentualmente, o número de xatos cebados por hectárea foi 47,3 % e 46,1 % superior nos In respecto dos Ex e Se, sen diferenzas significativas entre estes dous últimos sistemas. Os animais de descarte e ceba representan o $39,9 \pm 31$ % do peso total vendido por hectárea (102 ± 154 kg), con máximos de 174 ± 262 kg en In e mínimos de 85 ± 112 en Ex e Se.

ii) Emisións de gases de efecto invernadoiro

Os gases producidos na propia explotación representan o $85,8 \pm 5,3$ %, con máximos de $86,7 \pm 4,7$ % nos Ex e mí-

nimos de $82,8 \pm 6,6$ % os In (figura 4). Eldesouky *et al.* (2018) sinalan para o sistema de devesa estremeña porcentaxes do 72,9 % nas explotacións que venden os xatos como pasteiros, e do 68,2 % cando son cebados. Posiblemente, diferenzas metodolóxicas como as de asumir emisións entéricas constantes de 57 kg de CH₄ vaca e ano e diferentes a $75,9 \pm 43$ kg do presente traballo estimado coa ecuación de Ellis *et al.* (2007). O non considerar as emisións entéricas doutros animais ou o non incluír outros aspectos da análise de ciclo vida dunha explotación puidesen estar detrás destas desviacións. En calquera caso, ambas as porcentaxes poñen de manifesto as grandes oportunidades de mellora na redución de emisións dentro de cada sistema de produción. Mentres, as emisións de fóra da explotación proceden dos propios procesos produtivos implicados nas subministracións que require unha gandería como a compra de alimentos, fertilizantes, electricidade, gasóleo, plásticos, animais etc.. En xeral e para o conxunto de explotacións, o metano (CH₄) representa o $60,5 \pm 9,7$ % das emisións totais de CO_{2-eq} por hectárea (táboa 4), dos cales o $89,8 \pm 2,8$ % procede do rume e o $10,1 \pm 2,8$ %, do esterco. Do total de CH₄ entérico, o $67,7 \pm 11,7$ % emíteno as vacas e touros; o $17,8 \pm 10$ %, as xovencas maiores de 1 ano; o $6,2 \pm 4,2$ %, os xatos pasteiros; o $5,9 \pm 3,4$ %, as xovencas menores dun ano e o $2,3 \pm 4,6$ %, os xatos destinados a ceba.

As emisións medias de metano por hectárea, UGM e por quilo de peso vivo vendido (kg PVv) foron de 123 ± 60 kg, 91 ± 32 kg e 676 ± 333 gramos respectivamente, sen diferenzas significativas entre sistemas. Pola contra, si o foron numericamente superior un 22,8 % nos In por hectárea, e inferior un 6,9 % e 5,9 % por UGM e por quilo de PVv respecto dos Se (táboa 4). A carga gandeira explica o 56 % das emisións de CH₄ ha⁻¹ e un 40 % os quilos de PVv ha⁻¹, onde aumentos de 1 UGM ha⁻¹ e un quilo de PVv ha⁻¹ poden xerar 47 ± 4 kg e $0,24 \pm 0,03$ kg CH₄ respectivamente. Mentres, os gramos de CH₄ por quilo de PVv se relacionan negativamente ($r^2=0,62$ $P<0,001$) coa eficiencia alimenticia (figura 5), do mesmo xeito que os quilos de PVv por hectárea e con menor coeficiente de ►►

Figura 5. Relación entre as emisións de CH_4 kg PVv e a eficiencia alimenticia

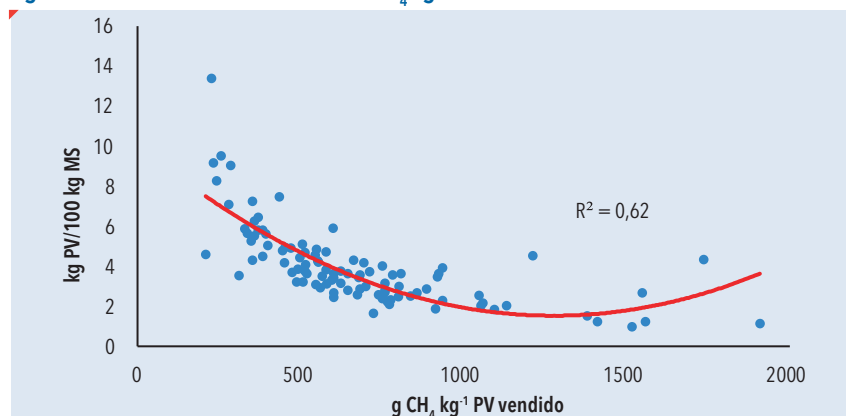


Figura 6. Relación entre as emisións de CH_4 kg PVv e os quilos de PV ha^{-1}

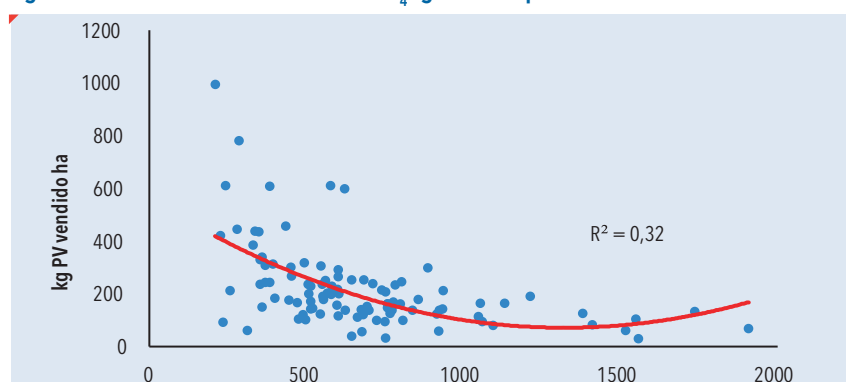


Figura 7. Relación entre as emisións de N_2O kg PVv e a eficiencia de alimentación

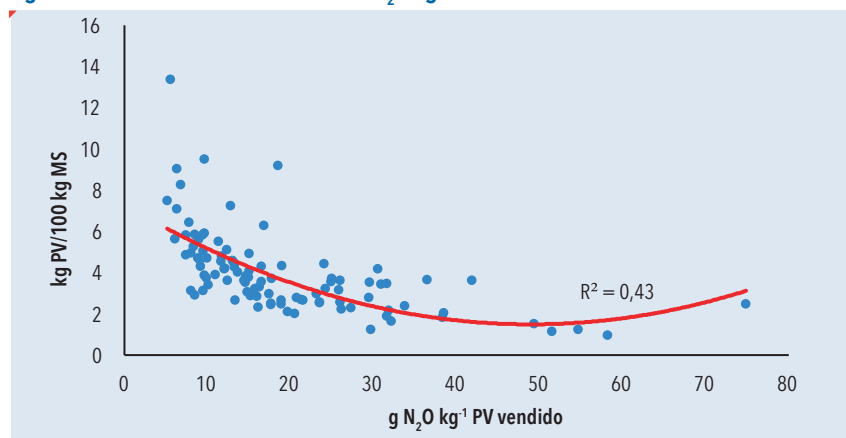
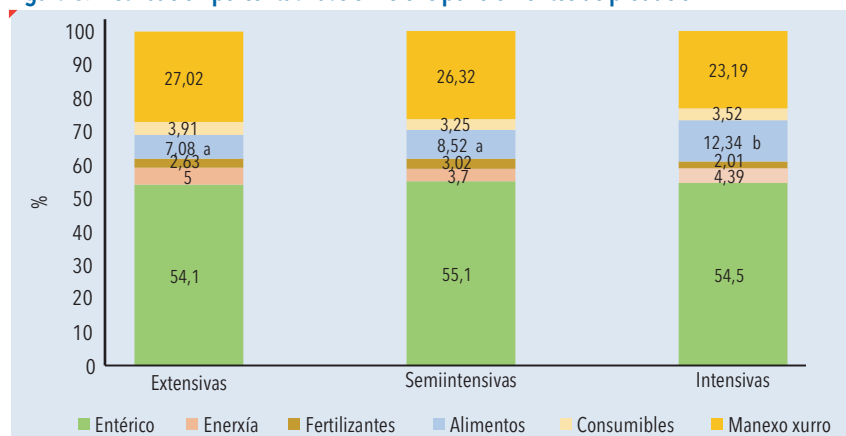


Figura 8. Distribución porcentual das emisións por elementos de produción



determinación ($r^2=0,32$ $P<0,01$), figura 6. As explotacións que ceban xatos emiten 223 gramos menos de CH_4 kg^{-1} PVv respecto das que non ($P<0,001$); sen diferenzas entre as explotacións que acceden ou non ao comunal, con emisións de 669 ± 296 g e 697 ± 427 g, respectivamente.

A porcentaxe de CO_2 respecto do total de $\text{CO}_{2\text{-eq}}$ no conxunto de explotacións foi do $15\pm4,6$ %, dos cales o $95,1\pm14,5$ % corresponden á suma do gasóleo e da electricidade ($29,5\pm14,9$ %), a compra de alimentos ($26,2\pm18,5$ %), as operacións de cultivo ($22,8\pm9,1$ %) e o $16\pm9,5$ % a fermentación dos ensilados. O menor dióxido de carbono por hectárea rexistrouse nas explotacións Ex (535 ± 180 kg) e o máximo de 868 ± 542 kg nas In ($P<0,05$), sen diferenzas por UGM ou por quilo de PVv, con emisións medias de 485 ± 214 e $3,69\pm2,3$ kg, respectivamente (táboa 4). Independentemente do sistema de produción, a granxas que ceban ou non xatos manifestaron emisións de CO_2 ha^{-1} similares (609 vs. 577 kg) e por quilo PVv de $3,2$ e $4,0$ kg, respectivamente. Do mesmo xeito, as que acceden ao comunal tampouco presentaron diferenzas de CO_2 por hectárea ou por quilo de PVv.

As emisións medias de N_2O por hectárea, UGM e por quilo de PVv foron $3,1\pm1,3$ kg; $2,6\pm1,0$ kg, $20,4\pm16$ gramos respectivamente, sen diferenzas entre sistemas de produción (táboa 4). O N_2O representou o $24,3\pm7,3$ % do total de $\text{CO}_{2\text{-eq}}$ por hectárea (táboa 2). Desta última porcentaxe, a maioritaria ($95\pm18,5$ %) compónena o $51,8\pm11,6$ % a mineralización do solo e restos vexetais; o $15,5\pm7,3$ %, os lixiviados; o $9,1\pm10,5$ %, a compra de alimentos; $7,4\pm7,8$ %, a aplicación de fertilizantes; $6,36\pm8,2$ %, o pastoreo, e o $4,9\pm2,1$ as orixinadas no establo e no esterqueiro; en menor proporción ($4,8$ % restante) compoñen a volatilización do NH_3 , achega de xurro, fixación biolóxica, gasóleo e compra de fertilizantes nitrogenados (táboa 4).

As fontes de variación positivamente relacionadas coas emisións de N_2O por hectárea foron o número de xatos cebados hectárea ($r^2=0,47$ $P<0,001$); as UGM ha^{-1} ($r^2=0,40$ $P<0,001$) e os quilos de PV v ha^{-1} ($r^2=0,26$ $P<0,001$). Así, aumentos dun xato por hectárea, unha UGM ha^{-1} e un quilo de PVv as emisións de N_2O ha^{-1} poden incrementarse en $2,8$ kg, $0,75$ kg e $0,004$ kg, respectivamente. Os gramos de ▶▶

Táboa 4. Emisións parciais de gases de efecto invernadoiro a diario de produción das explotacións de carne en Cantabria

Sistema de produción	Extensivas	Semiintensivas	Intensivas	sd
Número explotacións	70	11	20	
CH₄				
Entérico	104	109	134	55
Esterco	11	12	15	6,8
CH ₄ total, kg ha ⁻¹	115	121	149	60
CH ₄ total, kg UGM ⁻¹	92	94	88	32
CH ₄ total, g kg ⁻¹ PVv	673	710	668	333
% CH ₄ sobre total en CO _{2-eq}	60,0	63,7	60,3	9,7
CO₂				
Gasóleo + electricidade	178	146	232	149
Fertilizantes	0,07	0,09	0,02	0,32
Alimentos	129a	250a	410c	219
Plásticos	14	12	14	7,9
Sementes	0,05	0,09	0,01	0,28
Actividades agrícolas	116	115	117	12,6
Fermentación ensilados	83	68	84	36
Compra xovencas	2,2	1,6	0,7	11
CO ₂ total, kg ha ⁻¹	535a	607a	867b	318
CO ₂ total, kg UGM ₁	484	471	496	214
CO ₂ total, kg kg ⁻¹ PVv	3,64	3,43	4,00	2,3
% CO ₂ sobre total en CO ₂	14,6ab	13,5a	17,4b	4,5
N₂O				
Excretado en establo e esterqueiro	0,14	0,15	0,19	0,09
Pastoreo	0,25	0,34	0,26	0,43
Aplicación de fertilizantes	0,29	0,36	0,30	0,42
Volatilización	0,0012	0,0011	0,0012	0,0018
Lixiviados	0,43	0,45	0,42	0,16
Achegar xurro	0,06	0,06	0,07	0,04
Fixación biolóxica	0,075	0,08	0,069	0,04
Gasóleo	0,028	0,030	0,045	0,03
Compra fertilizantes nitroxenados	0,034	0,037	0,028	0,06
Alimentos forraxes	0,12ab	0,04a	0,26b	0,22
Alimentos pensos	0,07a	0,13a	0,23b	0,14
Mineralización e restos vexetais	1,5	1,57	1,45	0,36
N ₂ O total, kg ha ⁻¹	3,02	3,28	3,36	1,34
N ₂ O total, kg UGM ⁻¹	2,7	2,6	2,1	1,2
N ₂ O total, g kg ⁻¹ PVv	21,4	19,9	17,1	16,6
% N ₂ O sobre total en CO _{2-eq}	25,2	22,7	22,4	7,3

g kg⁻¹ PVv: gramos por quilo de peso vivo vendido; UGM: unidade de gando maior; a e b dentro da mesma fila difiren P<0,05; sd: desviación estándar

N₂O por quilo de PVv relacionáronse negativamente cos quilos de PVv ha⁻¹ (r²=0,25 P<0,001) e coa eficiencia de alimentación (quilos de PVv/100 kg MS) (r²=0,43 P<0,001), figura 7, onde aumentos dun quilo de PVv ha⁻¹ e un quilo de PV por 100 kg de MS poden reducirse -0,053 e -4,4 g N₂O, respec-

tivamente. O N₂O emitido por hectárea non foi diferente entre explotacións que ceban ou non ceban (3,06 e 3,15 kg N₂O) ou por quilo de PVv, con emisións medias de 16,7 e 23 g N₂O. Pola contra, as granxas que non acceden ao comunal emiten un 32,3 % máis de N₂O por hectárea (P<0,001) e 28,6 %

por quilo PVv (P<0,05) que aquelas que se acceden ao comunal.

Os axentes implicados na emisión de gases de efecto invernadoiro foron agrupados en seis compoñentes e representados na figura 8. O metano entérico, a compra de alimentos e o manexo do xurro representan o 88,9±4,1 %, sen diferenzas significativas entre sistemas de produción. Posiblemente, nestes tres últimos é onde o gandeiro ten as maiores oportunidades de mellora na mitigación de emisións.

Pegada de carbono

O BeefCant diferencia dúas pegadas de carbono. A primeira ou pegada parcial (HP) representa o total de CH₄, CO₂ e N₂O e a segunda, a pegada total (HT) como a suma de HP máis as emisións derivadas da compra de soia (So), as atribuídas ao uso indirecto do solo (iLUC) e o secuestro de carbono (SC), ambas expresadas en CO_{2-eq} por hectárea, UGM ou por quilo de peso vivo vendido.

A pegada parcial e total foi de 4157±1773 e 4114±2482 kg CO_{2-eq} ha⁻¹, sen diferenzas significativas a HP e (P<0,05) a HT (táboa 5). A contribución de cada clase de animal presente na explotación á pegada total e de maior a menor foron as vacas nodrizas (63,8±12 %); o 10,6±7,6 % xovencas maiores dun ano; o 10,3±6,2 % xovencas menores dun ano; o 7,3±3,8 % os xatos pasteiros; o 4,2±7% os xatos de ceba e o 3,6±2,3% os sementais; sen diferenzas significativas entre sistemas, excepto as xovencas de máis dun ano que foi superior nas Se (P<0,05) e os sementais en Ex (P<0,05).

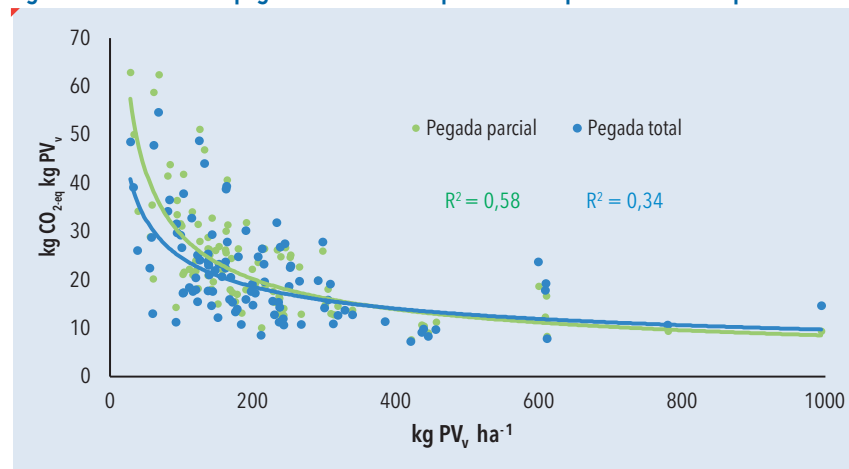
A HT e o uso indirecto do solo (iLUC) por hectárea foi respectivamente un 22,8 % e 17,2 % superior nos In, sen diferenzas as emisións derivadas da compra de soia nos sistemas Se e In (táboa 5). As estimacións de CO₂ secuestrado por hectárea, UGM e por quilo PVv non foron diferentes entre sistemas de produción, con secuestros medios de 626±179 kg; 518±239 e 3,9±2,4 kg CO₂ respectivamente. Os quilos de CO₂ secuestrado por hectárea neste traballo foron superiores ao sinalado por Mogensen *et al.* (2015) de 381 e 206 kg en pradeiras permanentes de Dinamarca e seminaturais de Suecia, e a 330 kg nos sistemas adevesados de Estremadura (Eldesouky *et al.*, 2018).

Pola súa banda, Vleshouwers e Verhagen (2002), suxeriron ►

Táboa 5. Pegada de carbono por hectárea, UGM e por quilo de peso vivo vendido segundo o sistema de produción

Sistema de produción	Extensivas	Semiintensivas	Intensivas	sd
Número explotacións	70	11	20	
CO_{2-eq}, kg hectárea				
Pegada parcial	3898	4181	5051	1773
Secuestro carbono (SC)	608	647	676	179
iLUC	196a	440a	1105b	854
Soia	113a	278b	362b	210
Pegada total (HP+SC+iLUC+soia)	3598a	4253a	5842b	2480
CO_{2-eq}, kg UGM				
Pegada parcial	3259	3263	3003	1001
Secuestro carbono (SC)	548	512	447	239
iLUC	131a	308b	370b	215
Soia	89a	204b	187b	113
Pegada total (HP+SC+iLUC+soia)	2932	3264	3114	925
CO_{2-eq}, kg piso vivo vendido				
Pegada parcial	23,7	24,5	23,3	11,4
Secuestro carbono (SC)	3,9	3,8	3,8	2,4
iLUC	1,0a	2,2b	2,6b	1,6
Soia	0,01	0,53	0,49	0,87
Pegada total (HP+SC+iLUC+soia)	20,7	23,4	22,6	9,8

iLUC: cambio indirecto do uso do solo; UGM: comunidade de gando maior; a e b dentro da mesma fila difiren $P < 0,05$; sd: desviación estándar

Figura 9. Relación ente a pegada de carbono e a produción de peso vivo vendido por hectárea

secuestros de 191 g CO₂ m⁻² e ano en pradeiras e unha liberación de 308 g CO₂ m⁻² e ano para cultivos forraxeiros anuais; con todo, estes autores tamén sinalan que moitas pradeiras permanentes poden estar en equilibrio e non secuestrar máis carbono. Outros, como Soussana *et al.* (2007), sinalaron secuestros de 200 a 600 kg de C ha⁻¹ e ano para pradeiras de Europa e pode acumularse ata 1 t C ha⁻¹ e ano. O secuestro de CO₂ por quilo PVv obtido nas explotacións de Cantabria foi de 3,8 kg (táboa 5), similar ao rango de 4

a 4,4 kg kg⁻¹ peso canal en animais de 9 a 19 meses sinalado por Mogensen *et al.* (2015). Con todo, o 39,9±31 % do peso vivo vendido por hectárea en Cantabria (102±153 kg ha⁻¹) procede dos xatos de ceba máis as vacas de descarte. Eldesouky *et al.* (2018) sinalan secuestros de 5,39 kg CO₂ por quilo de peso vivo nos sistemas de produción de carne á desteta e de 2,28 quilos para os de ceba, ambos na devesa estremeña.

O secuestro de carbono en prados e pasteiros é considerado, entre outras, como unha opción de mitigación de

gases de efecto invernadoiro (Soussana *et al.*, 2010). O carbono incorporado ao solo representa unha media anual de 1381±362 kg por hectárea (táboa 1) e procede principalmente dos restos vexetais e do esterco. Este último representa o 37,6±11,3 % do total do C achegado ao solo. Nestas explotacións, cada quilo de C fornecido ao solo ten un potencial de secuestro de 1,91±0,06 kg de CO₂. Un aumento de carbono no solo indica CO₂ renovado da atmosfera, mentres que unha baixada revela emisión. Descensos de C no solo conducen á mineralización do N e, por tanto, emisión de N₂O (IPCC 2006; Vellinga *et al.*, 2004).

Os resultados de HP e HT por quilo de PVv manifestan gran variabilidade entre explotacións (58,1 % e 45,6 %, respectivamente), con valores medios de 23,7±11,4 kg CO_{2-eq} a primeira e 21,4±9,8 kg a segunda e intimamente relacionadas co peso vivo vendido por hectárea (figura 9).

A pegada parcial varía de 7,7 a 63 kg CO₂ kg PVv e de 7,3 a 54,6 quilos a pegada total. A diferenza de 2,3 kg CO_{2-eq} (23,7 – 21,4 kg CO_{2-eq}) entre pegadas repártenllo ao -16,4 % o secuestro de carbono; +5,9 % o iLUC e +2,1 % a compra de soia. En calquera caso, tanto a HP coma a HT e por quilo de peso vivo vendido, o 76,2 % da mostra presenta valores inferiores a 25 kg CO_{2-eq} e o 52,5 % menos de 20 quilos (figura 10).

Independentemente do sistema de produción e raza, a ganancia media diaria dos xatos pasteiros ata a desteta foi de 1,3±0,27 kg d⁻¹, 146±35 días de vida, 210±49 kg de peso vivo e 0,52±0,43 xatos por hectárea, os cales representan unha produción de 114±96 kg por hectárea. Atrasar a venda destes xatos en 20 días pode representar un incremento de 13,5 kg PVv ha⁻¹, reducíndose no conxunto das explotacións do 2,5 % e 3,1 % a pegada parcial e total por quilo de peso vivo vendido. Pola contra, atrasa a saída das amas de cría ao comunal e diminúe a superficie dedicada para herba seca ou ensilado. Estes aspectos merecen valoración tanto económica coma ambiental.

A eficiencia de alimentación (kg PVv/100 kg MS inxerida en todos os animais) é outra mellora de manexo orientada á mitigación de gases de efecto invernadoiro (figura 10). Incrementando a eficiencia alimenticia pode reducirse un 21,2 % a HP e un ►►

18,7 % a HT. Mellorar a calidade nutritiva das forraxes é un aspecto clave na mellora da eficiencia; pola contra, a compra de forraxes e concentrados non sempre pode ser a mellor opción, principalmente pola pegada de carbono que levan tras de si a produción, transporte etc.

Diferentes traballos sinalan pegadas de carbono de 18,2 kg CO_{2-eq} por quilo de peso vivo en Italia para sistemas convencionais e de 24,6 kg en ecolóxicos (Burati *et al.*, 2017); de 27,8 kg por quilo de peso canal no Canadá (Beauchemin *et al.*, 2010); 25,3 kg no Reino Unido (Willians *et al.*, 2006) e de 28,2 kg no Brasil (Cederberg *et al.*, 2009). Animais sacrificados en Europa á idade de 12 meses (Nguyen *et al.*, 2010) sinalan emisións de 16 kg CO_{2-eq} por quilo canal e de 27,3 kg nas explotacións que venden pasteiros.

A táboa 6 sinala as diferenzas en a pegada de carbono por hectárea, UGM e quilo de PVv daquelas explotacións que ceban xatos ou non e as que aproveitan ou non o comunal. A ceba incrementou un 1,2 % a pegada parcial (HP) por hectárea; 37,2 % o iLUC; 39,7 % as emisións da soia e un 8,6 % a pegada total (HT); pola contra, diminuíu un 6,2 % o secuestro de carbono. Mentres por quilo de peso vivo vendido, a pegada parcial, o secuestro de carbono e a pegada total foron respectivamente un 31,8 %, 39,3 % e 26,2 % inferiores, incrementándose un 6,6 % as emisións do iLUC e o 98,9 % as da soia. Substituír a soia por outras fontes de proteína na ceba de xatos reducirá significativamente a pegada de carbono dun quilo de peso vivo.

As explotacións que aproveitan o comunal presentan numericamente e por hectárea unha menor pegada parcial (19,9 %), secuestro de carbono (20,2 %), iLUC (25,6 %) e 19,4 % a pegada total. Pola contra e por quilo de peso vivo, os resultados non foron diferentes entre explotacións que acceden ou non ao comunal, aínda que si numericamente maior un 11,3 % o iLUC, 96,6 % as emisións da soia (táboa 6).

A variabilidade da pegada parcial e total entre razas é ampla (figura 11) e non só reflicte as diferenzas entre os sistemas gandeiros, senón tamén os supostos enfoques e algoritmos utilizados no cálculo das emisións, polo que non sempre é posible a comparación directa entre os estudos. ►►

Figura 10. Distribución da pegada de carbono dun quilo de peso vivo entre granxas

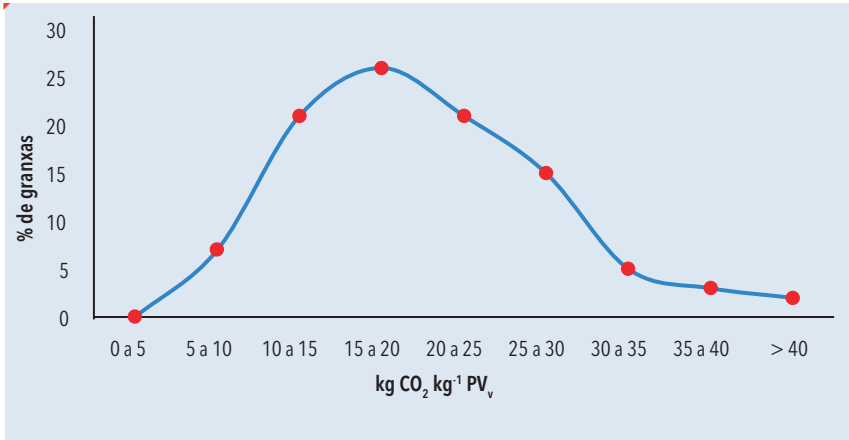
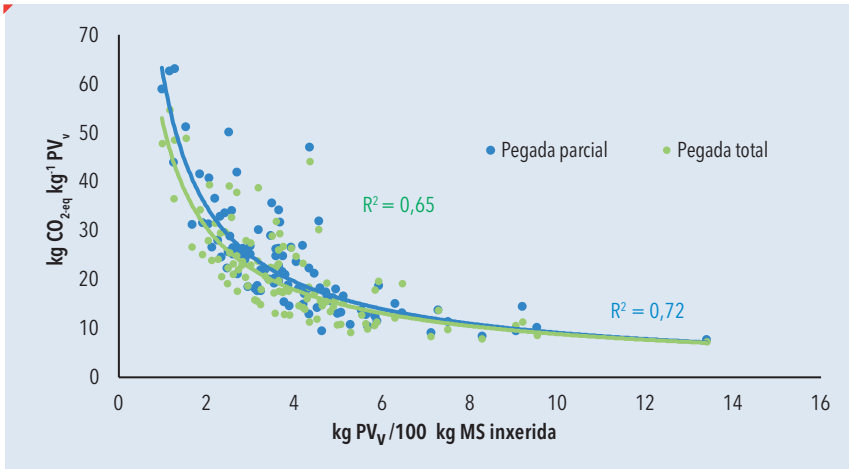


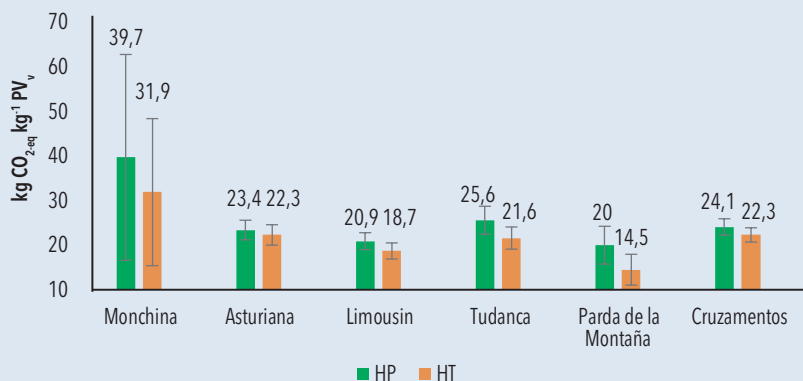
Figura 11. Relación ente a pegada de carbono e a eficiencia alimenticia



Táboa 6. Pegada de carbono por hectárea, UGM e por quilo de peso vivo vendido, tanto se ceban xatos ou non como o acceso ao comunal ou non

	Si ceban	Non ceban	P	Sí Com.	Non Com.	sd	P
Número explotacións	42	59		74	27		
CO_{2-eq}, kg hectárea							
Pegada parcial	4187	4136	ns	3897	4868	1773	**
Secuestro carbono (SC)	602	642	ns	586	735	179	***
iLUC	515	323	ns	368	495	854	ns
Soia	234	141	*	184	168	210	ns
Pegada total (HP+SC+iLUC+Soia)	4333	3958	ns	3865	4797	2482	ns
CO_{2-eq}, kg UGM							
Pegada parcial	3304	3142	ns	3239	3126	1001	ns
Secuestro carbono (SC)	504	537	ns	534	494	239	ns
iLUC	241	167	ns	209	166	215	ns
Soia	158	95	***	138	76	113	**
Pegada total (HP+SC+iLUC+Soia)	3199	2866	ns	3051	2874	925	ns
CO_{2-eq}, kg piso vivo vendido							
Pegada parcial	18,6	27,3	***	23,4	24,7	11,4	ns
Secuestro carbono (SC)	2,85	4,7	***	3,92	3,93	2,43	ns
iLUC	1,5	1,4	ns	1,5	1,33	1,65	ns
Soia	0,39	0,004	*	0,21	0,007	0,87	ns
Pegada total (HP+SC+iLUC+Soia)	17,7	24,0	***	21,3	22,1	9,8	ns

Si Com.: acceden ao comunal; Non Com.: non acceden; * P<0,05; ** P<0,01; *** P<0,001; ns: non significativo

Figura 12. Pegada parcial (HP) e total (HT) para as diferentes razas en kg CO_{2-eq} kg PV_v

CONCLUSIÓN

Este estudo proporcionou, entre outras cousas, unha caracterización, aproximación na emisión de gases de efecto invernadoiro e o seu potencial de mellora no manexo dos sistemas de produción de gando vacún de carne en Cantabria, utilizando o modelo de simulación BeefCant. As emisións de CO_{2-eq} por quilo de peso vivo vendido foron similares ás doutras rexións produtoras de vacún de carne. O secuestro de carbono contribúe a reducir a pegada de carbono un 16,4 %, mentres que o uso indirecto do solo e a compra de soia a incrementan un 6,8 %. Os sistemas de produción máis intensivos producen máis peso vivo por animal, usan máis alimento e terra, o que podería incrementar a pegada de carbono. As estratexias para reducir as emisións, entre outras, deben dirixirse cara á mellora da eficiencia alimenticia do rabaño, principalmente das vacas, reducindo ao máximo os alimentos de baixa calidade, aumentar o tempo de permanencia dos xatos pasteiros coas nais, mellorar a produtividade das pradeiras e eliminar animais improdutivos. ■

BIBLIOGRAFÍA

- Alexandratos, N., Bruinsma, J. (2012). World Agriculture Towards 2030/2050: The 2012 Revision. FAO, Rome, ESA Workingpaper No. 12-03.
- Ausley, E., Brader, M., Chatterton, J., Murphy-Borken, D., Webster, C., Williams, S. (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.
- asarab, 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.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M. (2010). Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: a case study. *Agr. Syst.* 103 (6), 371-379.
- 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.
- Buratti, C., Fantozzi, F., Barbanera, M., Lascaro, E., Chiorri, M., Cecchini, L. (2017). Carbon footprint of conventional and organic beef production systems: An Italian case study. *Science of the Total Environment* 576, 129-137.
- Capper, J.L. (2011). The environmental impact of beef production in the United States: 1977 compared with 2007. *Journal of Animal Science* 89, 4249-4261.
- Casey, J.W., Holden, N.M. (2005a). Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. *Agricultural Systems* 86 (1), 97-114.
- Casey, J.W., Holden, N.M. (2006). Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Agric. Syst.* 90, 79-98.
- Cederberg, C., Meyer, D., Flysjö, A. (2009). Life Cycle Inventory of Greenhouse Gas Emissions and Use of Land and Energy in Brazilian Beef Production, SIK Report 792. Cederberg, C., Henriksson, M., Berglund, E.C. (2001). The welfare of cattle kept for beef production. European Commission, Health & Consumer Protection Directorate General.
- Davies, D. (2008). Silage Insights – Bale Silage Production. Improving silage quality and reducing CO2 emissions. Newsletter Spring. Bale Silage Production section.
- Eco-invent 2007. Ecoinvent Data v2.0 Final Reports. Ecoinvent 2007. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
- Eldesouky, A., Mesias, F.J., Elghannam, A., Escibano, M. (2018). Can extensification compensate livestock greenhouse gas emissions? A study of the carbon footprint in Spanish agroforestry systems. *Journal of Cleaner Production* 200 (2018) 28-38.
- Ellis, J., Kebreab, E., Odongo, N., McBride, B., Okine, E., France, J. (2007). Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *J. Dairy Sci.* 90, 3456-3466.
- FAO. (2010). Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector: a Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy. <http://www.fao.org/docrep/012/k7930e/k7930e00.pdf>.
- FAOSTAT (2013). Electronic Data base of the Food and Agriculture Organization of the UN.
- Fraters, B., Reijers, J.W., van Leeuwen, T.C., Boumans, L.J. (2008) Minerals Policy Monitoring Programme Results for 2006 on water quality and fertilisation practices within the framework of the derogation monitoring network. RIVM report 680717005/2008, 72 pp.
- IPCC. (1996a). IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC. 1996b. Revised IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Workbook.
- IPCC. 2006. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories.
- Kaspar, H.F., Tiedje, J.M. (1981). Dissimilatory reduction of nitrate and nitrite in the bovine rumen: Nitrous oxide production and effect of acetylene. *Applied Environmental Microbiology* 41, 705-709.
- Köbrich, C., Rehman, T., Khan, M. (2003). Typification of farming systems for constructing representative farm models: Two illustrations of the application of multi-variate analyses in Chile and Pakistan. *Agric. Syst.* 76, 141-157.
- Kristensen, T., Mogensen, I., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E. (2011). Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livest. Sci.* 140, 136-148.
- Macon B., Sollenberger L.E., Moore J.E., Staples C.R., Fike J.H. y Portier K.M. (2003). Comparison of

three techniques for estimating the forage intake of lactating dairy cows on pasture. *Journal of Animal Science*, 81: 2357-2366.

MARM (2020). Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Real Decreto 1131/2010, de 10 de septiembre.

Mogensen, L., Kristensen, T., Nielsen, N.I., Spløth, P., Henriksson, M., Swensson, C., Hesse, A., Vestergaard. (2015). Greenhouse gas emissions from beef production systems in Denmark and Sweden. *Livestock Science* 174, 126-143.

National Research Council. 2016. Nutrient Requirements of Beef Cattle 8th rev. ed. Natl. Acad. Press, Washington, DC.

Nielsen, P.H., Nielsen, A.M., Weidema, B.P., Dalgaard, R., Halberg, N. 2003. LCA food data base. <http://www.lcafood.dk/>.

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.

Opio, C., Gerger, P., Mottet, A., Falucci, A., Tempio, G., MacLeod, M., Vellinga, T., Henderson, B., Stenfield, H. 2013. Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – A Global Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

Pelletier, N., Pirog, R., Rasmussen, R. (2010). Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agric. Syst.* 103, 380-389.

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., Michael, S., Chianese, D., Montes, F., Hafner, S., Colette, C. 2012. The integrated farm system model. Reference Manual, Version 3.6.

Salcedo, G. 2015. DairyCant: a model for the reduction of dairy farm greenhouse gas emissions. *Advances in Animal Biosciences* 6, 26-28.

Schils, R., Oudendag, D., van der Hoek, K., de Boer, J., Evers, A., de Haan, M. 2006. Praktijkrapport Rundvee 90. Broeikasgas Module BBPR, Alterra rapport 1268/ RIVM rapport 680.125.006.

Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K. (2007). Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) Budget of nine European grassland sites. *Ecol. Ecosyst. Environ.* 121, 121-134.

Soussana, J.F., Tallec, T., Blanfort, V. (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4, 334-350.

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

Toro-Mujica, P., García, A., Gómez-Castro, G., Perea, J., Rodríguez-Estévez, V., and Angón, E. 2012. Organic dairy sheep farms in south-central Spain: Typologies according to livestock management and economic variables. *Small Rumin. Res.* 104, 28-36.

Van Gastelen, S., Antunes-Fernandes, E., Hettenga, K., Klop, G., Allierink, 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, L.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.

Vellinga, T.V., van den Pol-van Dasselaar, A., Kuikman, P.J. (2004). The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 70, 33-45.

Velthof, G., Oenema, O. 1997. Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. *NJAS* 45, 347-360.

Velthof, G.L., Mosquera, J. 2011. Calculations of Nitrous Oxide Emissions from Agriculture in the Netherlands. Update of Emission Factors and Leaching Fraction. Wageningen Alterra. Alterra report 2151.

Veyssset, P., Lherm, M., Bébin, D. (2010). Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: model-based analysis and forecasts. *Agric. Syst.* 103, 41-50.

Vleeshouwers, L.M., Verhagen, A. (2002). Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biol.* 8, 519-530.

Williams, A.G., Audsley, E., Sanders, D.L. (2006). Determining the Environmental Burdens and Resource Use in the Production of Agricultural and Horticultural Commodities. Main Report. Defra Research Project ISO205. Bedford: Cranfield University and Defra. 97pp.

Zotarelli, L., N.P. Zatterre, R.M. Boddey, S. Urquiza, 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.