

itea

información técnica económica agraria

REVISTA DE LA ASOCIACIÓN INTERPROFESIONAL PARA EL DESARROLLO AGRARIO



Volumen 119

Número 1

Marzo 2023



aida-itea.org

2023- AÑO LIV Vol. 119 N.º 1 http://dx.doi.org/10.12706/itea	DIRECCIÓN Y REDACCIÓN Avda. Montañana, 930 50059 ZARAGOZA (ESPAÑA) Tel.: 34-976 716305 Fax.: 34-976 716335 E-mail: direccion@aida-itea.org	Depósito legal: Z-577-82 ISSN: 2386-3765 INO Reproducciones, S.A. Pol. Malpica, calle E, 32-39 (INBISA II, nave 35) 50016 Zaragoza
--	---	---

DIRECCIÓN:	Albina Sanz, CITA de Aragón. España
EDICIÓN CIENTÍFICA:	José Manuel Alonso, CITA de Aragón. España Javier Álvarez, Universidad de Lleida. España Paula Gaspar, Universidad de Extremadura. España Gabriel Pardo, CITA de Aragón. España Ana Pina Sobrino, CITA de Aragón. España Helena Resano, IA2-Universidad de Zaragoza. España Guillermo Ripoll, CITA de Aragón. España Ana Isabel Sanjuán, CITA de Aragón. España
EDICIÓN TÉCNICA:	María Salillas, Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario. España
COMITÉ DE REDACCIÓN:	Alfonso Abecia, Universidad de Zaragoza. España Jorge Álvaro, EEAD Zaragoza. España Arancha Arbeloa, EEAD Zaragoza. España Carlos Calvete, CITA de Aragón. España Fernando Escriu, CITA de Aragón. España Vicente González, CITA de Aragón. España Cristina Mallor, CITA de Aragón. España Javier Rodrigo, CITA de Aragón. España
COMITÉ ASESOR:	Ricardo Aké, Universidad Autónoma de Yucatán, México • Joaquim Balcells, Universidad de Lleida, España • Carlos Cantero, Universidad de Lleida, España M ^a Elena Daorden, INTA, Argentina • M ^a José Díez, Universidad Politécnica de Valencia, España • Miguel Gómez, Cornell University EEUU • Margarita López, Centro de Investigación Agraria "Finca La Orden-Valdesequera", España • Ana Meikle, Universidad de la República, Uruguay • Camilla Moonen, Scuola Superiore Sant'Anna di Pisa, Italia • M ^a Teresa Muiño, Universidad de Zaragoza, España • César Revoredo-Giha, SAC, Reino Unido • Ricardo Revilla, España • José Antonio Rubio, ITACYL, España Pierre Sans, École Nationale Vétérinaire de Toulouse, Francia • Guillermo Studdert, Universidad del Mar del Plata, Argentina • Alfredo Teixeira, Escola Superior Agrária de Bragança, Portugal • Luis Varona, Universidad de Zaragoza, España

ITEA-Información Técnica Económica Agraria aparece indexada en SCI Expanded, Journal Citation Reports/Science Editions, ICYT, CABI, SCOPUS y EBSCO. Prohibida toda reproducción total o parcial sin autorización expresa de la Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario, Editor titular del copyright. ITEA no se responsabiliza necesariamente de las opiniones vertidas en los artículos firmados que publica, cuya responsabilidad corresponde a sus autores.

<https://www.aida-itea.org/index.php/revista-itea/presentacion-itea>



Foto y Texto de: Abdelaali El Hadi

El pastoreo aéreo, una característica específica de las cabras locales marroquíes que pastorean en los bosques del árbol de argán (*Argania spinosa*) que es un árbol endémico, que se encuentra en la zona suroeste de Marruecos, clasificada como "reserva de la biosfera" según el UNESCO. La gran flexibilidad y capacidad de adaptación de la "Cabra de Argán" a los bosques de esta zona le permiten cubrir una parte de sus necesidades alimentarias con frutas y hojas de argán especialmente durante las sequías. La carne de los cabritos de Argán se caracteriza con un sabor típico y un perfil de ácidos grasos mejor en comparación con los cabritos que no tienen acceso al argán. En la ciudad costera de Essaouira donde fue tomada la foto se ofrece a las turistas unas vistas impresionantes de cabras en el aire, saltando de rama en rama en los árboles de argán.

Sumario

Producción Vegetal

La composta como reductor de gases de efecto invernadero en el sector agrícola: una revisión integral.

Compost as a greenhouse gas reducer in the agricultural sector: a comprehensive review.
 Horacio Eliseo Alvarado-Raya, Pablo Emilio Escamilla-García, María Eugenia Estrada-Chavira, Francisco Pérez-Soto y Karla Elideth Moreno-López

2

Producción Animal

Efecto del enriquecimiento ambiental en cerdas gestantes sobre su comportamiento al parto y concentraciones de cortisol.

Effect of environmental enrichment in pregnant sows on their farrowing behavior and cortisol concentrations.

Guadalupe Espejo, Pedro Paredes-Ramos, Concepción Ahuja-Aguirre, Apolo Carrasco y Fernando Naranjo

19

Impacto de la desaparición del sistema de cuotas lácteas en la estructura productiva de las explotaciones de vacuno lechero en la Comunidad Autónoma de Andalucía (España).
Impact of the abolition of the milk quotas system on the productive structure of dairy cattle farms in the Autonomous Community of Andalusia (Spain).

Rafael Olvera-Porcel, Javier Rodríguez-Zamudio, Cecilio Barba-Capote, M. Carmen Olvera-Porcel y Pedro González-Redondo

30

Calidad seminal e incidencia de tricomonosis y campilobacteriosis en sementales de vacuno de carne de Castilla y León.

Breeding soundness and incidence of Trichomoniasis and Campylobacteriosis in beef cattle bulls from Castilla y León.

Mónica Montañés, Juan José García-García, Alberto Benito y Raúl Bodas

54

Economía Agraria

Comportamiento del consumidor de castañas: el caso portugués.

Chestnut consumer behavior: The Portuguese case.

Maria Isabel B. Ribeiro, António José G. Fernandes y António Pedro R. Fernandes

62

Caracterización técnico-económica y rentabilidad del cultivo de la quinoa en regadío en España.

Technical-economic characterization and profitability of irrigated quinoa in Spain.

David Martínez-Granados, Ricardo Martínez-Bastida y Javier Calatrava

81

La composta como reductor de gases de efecto invernadero en el sector agrícola: una revisión integral

Horacio Eliseo Alvarado-Raya¹, Pablo Emilio Escamilla-García^{2,*}, María Eugenia Estrada-Chavira³, Francisco Pérez-Soto⁴ y Karla Elideth Moreno-López²

¹ Universidad Autónoma Chapingo; Centro de Investigaciones Económicas, Sociales y Tecnológicas de la Agroindustria y la Agricultura Mundial (CIESTAAM), Carretera Federal México-Texcoco km. 38,5, Texcoco, 56235, Estado de México, México

² Instituto Politécnico Nacional, Calz. Taxqueña 1620, Coyoacán, 04250, Ciudad de México, México

³ Tecnológico de Estudios Superiores de Ixtapaluca, Carretera Coatepec, San Juan 7, Ixtapaluca, 56580, Estado de México, México

⁴ Universidad Autónoma Chapingo, Carretera Federal México-Texcoco km. 38,5, Texcoco, 56235, Estado de México, México

Resumen

Dentro de la agricultura, el uso excesivo de fertilizantes químicos y estiércol fresco resulta en problemas ambientales graves como contaminación del agua, la acidificación del suelo y, sobre todo, la diseminación de Gases de Efecto Invernadero (GEI) como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), entre otros. Se estima que el 24 % de las emisiones globales de GEI provienen de la agricultura y, en particular, la mayoría de las emisiones antropogénicas de metano y óxido nitroso se producen en el sector agropecuario. En este sentido, es importante notar que las emisiones de N₂O y CH₄ están representadas principalmente por el estiércol fresco utilizado en la etapa de fertilización. Bajo este contexto surge la necesidad de implementar sistemas de fertilización que mitiguen la emisión de GEI en el sector agrícola. El presente artículo analiza el potencial del compostaje en la producción agrícola como una opción para mitigar la emisión de GEI. Con esto se busca contribuir en la generación de una revisión crítica, analítica y documentada sobre el estado actual de los procesos agrícolas que aplican composta *versus* el estiércol fresco como fertilizante principal.

Palabras clave: Compostaje, estiércol, Gases de Efecto Invernadero (GEI).

Compost as a greenhouse gas reducer in the agricultural sector: a comprehensive review

Abstract

Within agriculture, the excessive use of chemical fertilizers and fresh manure results in serious environmental problems including water pollution, soil acidification and the spread of Greenhouse Gases Emission (GHG) like carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O), among others. It is estimated that 24 % of global GHG emissions come from agriculture and most anthropogenic emissions

* Autor para correspondencia: peescamilla@ipn.mx

Cita del artículo: Alvarado-Raya HE, Escamilla-García PE, Estrada-Chavira ME, Pérez-Soto F, Moreno-López KE (2023). La composta como reductor de gases de efecto invernadero en el sector agrícola: una revisión integral. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 119(1): 2-18. <https://doi.org/10.12706/itea.2022.012>

of methane and nitrous oxide are produced in the agricultural sector. In this sense, it is important to note that the emissions of N_2O and CH_4 are mainly due to the fresh manure used in the fertilization stage. Under this context, the need arises to implement fertilization systems that mitigate GHG emissions in the agricultural sector. This article analyses the potential of composting in agricultural production as an option to mitigate GHG emissions. This aims to contribute to the generation of a critical, analytical and documented review of the current state of agricultural processes that apply compost versus fresh manure as the main fertilizer.

Keywords: Composting, manure, Greenhouse Gases (GHG).

Introducción

Un gas con efecto invernadero (GEI) es aquel que atrapa la radiación infrarroja en la atmósfera y genera calentamiento en la superficie de la tierra. En la actividad agrícola se generan tres gases con esas características: el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O). En un periodo de 100 años, una unidad de masa de CH_4 y una de N_2O equivalen, respectivamente, a 23 y 296 veces el potencial de calentamiento global de la misma unidad, pero de CO_2 (Snyder et al., 2009). Con la anterior comparación, la emisión de GEI se reporta en equivalentes de CO_2 con potencial de calentamiento global (CO_2eq). El CO_2 que se genera en la producción agrícola por la combustión interna de la maquinaria necesaria para los procesos, la combustión de la materia orgánica en el cambio de uso de suelo y en las prácticas agrícolas se considera un GEI, pero el CO_2 producido biológicamente por respiración y degradación de la materia orgánica no se considera un GEI de origen antropogénico ligado a la agricultura, considerándose más bien un gas neutro relacionado con el ciclo natural del carbono, emitido por la respiración y consumido por la fotosíntesis de los cultivos (Smith et al., 2014). Por lo anterior, los GEI emitidos por las actividades agrícolas y considerados de importancia en su monitoreo son, por un lado, el CH_4 , principalmente generado en el cultivo de arroz y la fermentación entérica (fermentación de alimentos en el tracto intestinal de los rumian-

tes), así como también por el manejo de estiércoles y su deposición sobre el pasto de las praderas (ganadería extensiva o mixta); por el otro lado, el N_2O producido en los suelos principalmente a partir de los abonos orgánicos o fertilizantes sintéticos necesarios para el crecimiento de los cultivos. Estos dos GEI se nombrarán indiferentemente como GEI agrícolas a lo largo de este texto.

La actividad agrícola es considerada como la principal fuente de óxido nitroso (N_2O), el cual se relaciona con el manejo de suelos y el uso de fertilizantes (Snyder et al., 2009). Este GEI se origina en los procesos microbianos de transformación del N orgánico en N inorgánico. La mineralización es la primera fase de descomposición de la materia orgánica y transforma al nitrógeno, el cual está asimilado principalmente en proteínas (aminoácidos), hacia N inorgánico, principalmente en amonio (NH_4^+). Después de la mineralización, el NH_4^+ puede tomar tres rutas bioquímicas; la primera es la nitrificación que origina al nitrito (NO_2^-) y después al nitrato (NO_3^-); la segunda ruta es la asimilación directa por las plantas en su metabolismo; y la tercera ruta es la inmovilización, la cual se presenta cuando no existe suficiente N orgánico en la materia en descomposición y los microorganismos descomponedores tienen que asimilar N inorgánico para su metabolismo (Serrano et al., 2014). Finalmente, la denitrificación se presenta en condiciones de anoxia que generan una reducción en varios pasos del NO_3^- hasta N_2 con una etapa

que podría resultar en emisiones de N_2O (Figura 1). De esta manera, la descomposición de la materia orgánica, la aplicación de estiércoles a los cultivos, así como el uso de abonos verdes y fertilizantes sintéticos a base de N en la agricultura pueden terminar

en emisiones de N_2O a la atmósfera o en pérdida del NO_3^- al suelo (Sistani et al., 2011). Otras fuentes de N_2O pueden ser los océanos, los esteros y depósitos de agua continental y las plantas de tratamiento de agua (Ni et al., 2012; Hu et al., 2015).

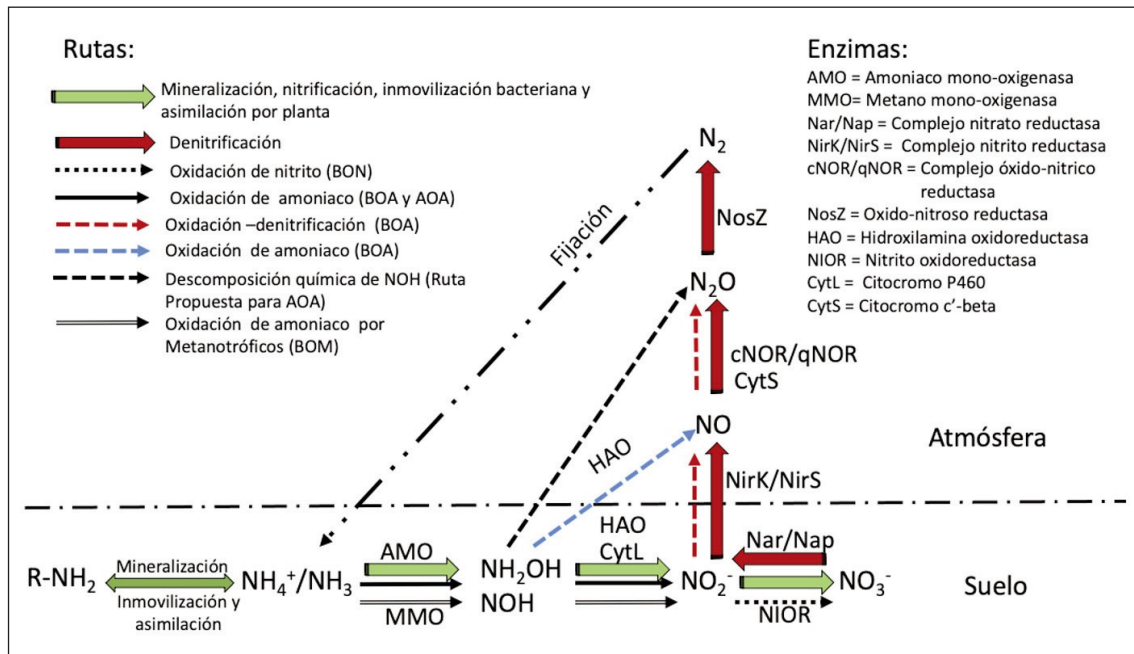


Figura 1. La denitrificación heterotrófica y principales rutas alternas propuestas para la generación biológica de óxido nitroso (N_2O). Bacterias oxidantes de amoníaco (BOA), archaeas oxidantes de amoníaco (AOA), bacterias oxidantes de nitrito (BON) y bacterias oxidantes de metano (BOM).

Fuente: Elaboración propia con información de Ni et al., 2012; Hu et al., 2015).

Figure 1. Heterotrophic denitrification and its main proposed pathways for the biologic generation of nitrous oxide (N_2O). Ammonia-oxidizing bacteria (AOB) and archaea (AOA) and methane-oxidizing bacteria (MOB) (Ni et al., 2012; Hu et al., 2015).

Las emisiones de metano (CH_4) pueden ser de origen natural o ligadas con las actividades humanas (emisiones de origen antropogénico). Las emisiones naturales de metano (CH_4) pueden ser por fugas de fuentes fósiles de combustible, por la combustión incompleta de este gas o de biomasa, o bien originadas de zonas naturalmente inundadas. Como

emisiones de origen antropogénico se consideran a las originadas del cultivo de arroz, la cría de ganado rumiante, los lagos y pantanos artificiales, los rellenos sanitarios y el tratamiento de desechos orgánicos (Ciais et al., 2013). En este sentido, los niveles de CH_4 en la atmósfera se han incrementado desde 1750, cuando se ha calculado existían 0,7 ppm,

hasta alcanzar 1,65 ppm a mediados de la década de 1980 y 1,8 ppm en 2011 (Ciais et al., 2013; Tate, 2015). Existe un alto nivel de probabilidad de que ese incremento en los niveles de CH_4 en la atmósfera se deba a actividades antropogénicas por el incremento observado después de la revolución industrial de la ganadería y la superficie cultivada con arroz, así como el incremento del uso de los combustibles fósiles y la superficie dedicada a rellenos sanitarios. Actualmente las emisiones de origen antropogénico de CH_4 representan del 50 % a 65 % del total de emisiones globales de este GEI y cálculos en recientes publicaciones mencionan que estas emisiones han causado entre el 16 % y 20 % del calentamiento global desde los tiempos preindustriales (Ciais et al., 2013). Se estima que en 2010 las emisiones de GEI agrícolas estuvieron en el intervalo de 5,2 Gt a 5,8 Gt de CO_2eq , lo cual significa un aporte por la agricultura del 10 % al 12 % del total de los GEI de origen antropogénico emitidos a nivel

global en ese periodo (Smith et al., 2014). Las principales causas son la fermentación entérica (fermentación de alimentos en el tracto intestinal de los rumiantes), el manejo de estiércoles (incluyendo el depósito de la excreta sobre el pasto en la ganadería extensiva), las emisiones por los fertilizantes sintéticos aplicados en los cultivos, la emisión de CH_4 generada por las condiciones anaeróbicas del cultivo de arroz, el depósito de residuos y la quema de biomasa. De acuerdo con Smith et al. (2014), la fermentación entérica y los suelos agrícolas contribuyeron en 2010 con casi el 70 % de estos GEI agrícolas (Figura 2).

Derivado de lo anterior el presente documento tiene como objetivo realizar una revisión integral de diferentes resultados reportados en la literatura existente que permitan exponer los beneficios del uso de la composta como un reductor importante de GEI en el sector agrícola e incentivar así su uso incremental en contraste con el estiércol fresco.

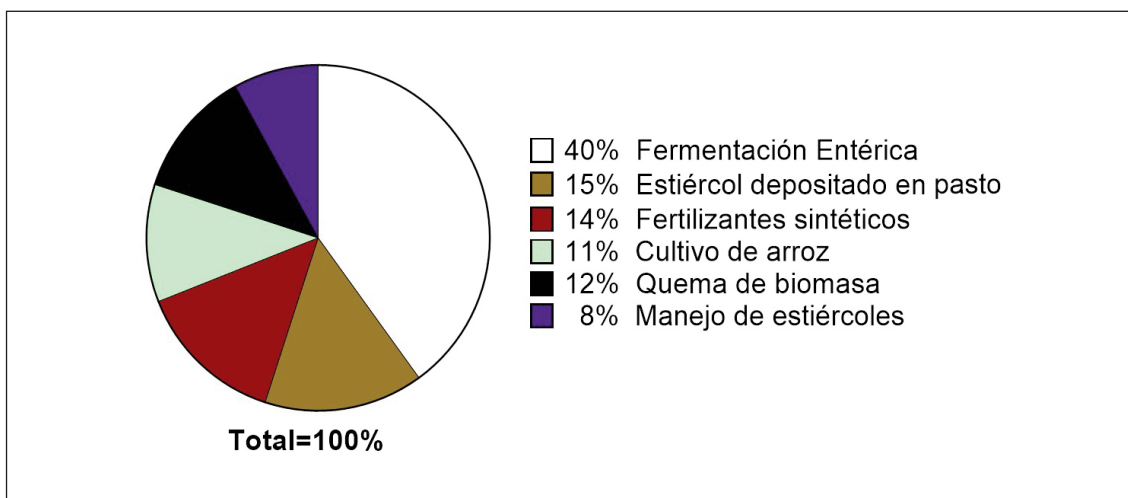


Figura 2. Contribución relativa desagregada de las diferentes actividades agrícolas a la emisión global de gases con efecto invernadero (CH_4 y N_2O) en 2010.

Fuente: Elaboración propia con información de Smith et al. (2014).

Figure 2. Disaggregated relative contribution of the different agricultural activities to the global emission of greenhouse gases (CH_4 and N_2O) in 2010 (Smith et al., 2014).

La Emisión de GEI en México y el aporte de la actividad agrícola

De acuerdo con la FAO y la OECD, México aún se encuentra por debajo de la media mundial en los índices de emisión de GEI. En comparación con Estados Unidos de América, Canadá y Argentina, México mantuvo en 2010 sus bajas emisiones de CO₂ por habitante (Tabla 1). La emisión de CO₂ está correlacionada con el desarrollo económico ya que un bajo desarrollo implica bajas emisiones, las cuales se van incrementando a medida que el desarrollo económico se incrementa y se tiene mayor ingreso per-cápita; después, la

correlación muestra una tendencia negativa explicado por el hecho de que un mayor ingreso implica un nivel de educación y de exigencia ambiental mayor (OECD, 2019). México registró en 2010 un PIB menor que Argentina, Canadá y Estados Unidos de América (EUA), explicando su relativa baja emisión de CO₂ per-cápita en ese año al hacer la comparación de los cuatro países (Tomasini-Ortiz et al., 2012). En un país en desarrollo como México y considerando la relación positiva entre su crecimiento económico (PIB) y su intensidad en la emisión de CO₂, es importante considerar políticas públicas que ayuden a disminuir las emisiones de GEI.

Tabla 1. Índices poblacionales, de desarrollo económico y de emisión para México, Argentina, Canadá y Estados Unidos de América (EUA) en 2010.

Table 1. Population, economic development and emission indices for Mexico, Argentina, Canada and the United States of America (USA) in 2010.

País	Población (miles)	PIB (US dólar-cápita ⁻¹)	Emisiones totales de CO ₂ eq por agricultura y uso de energía (Gg)	Emisiones de CO ₂ (t-cápita ⁻¹)	Tierras agrícolas (miles de km ²)
Argentina	40.374	11.460,4	118.489,1	4,37	1.466,9
Canadá	34.126	47.465,4	96.676,4	15,57	636,5
México	117.886	8.920,7	97.910,0	3,66	1.067,2
EUA	312.247	48.377,4	409.696,0	17,52	4.079,8
Fuente	FAOSTAT (2019)	Banco Mundial (2019)	FAOSTAT (2019)	OECD (2019)	Banco Mundial (2019)

Fuente: Elaboración propia con datos de OECD (2019), FAO (2019) y Banco Mundial (2019).

Respecto a la emisión de GEI por la actividad agrícola en México y de acuerdo con la FAO (FAOSTAT, 2019), de los 5381,5 Mt de emisión de GEI agrícolas (en CO₂eq) reportados globalmente en 2012, este país aportó el 1,5 % (83,4 Mt), mientras que EUA y Canadá aportaron el 6,6 % (353,9 Mt) y el 1,1 % (57,5 Mt), respectivamente. La misma fuente señala respecto a México, que del total de GEI agrícolas emitidos en ese mismo año, la generación

de estiércoles (incluido su manejo, aplicación a suelo y abandono sobre la pradera) aportó 26,9 Mt; es decir, un 32,2 % del total emitido por la agricultura en este país (Figura 3c). En este sentido, es importante notar que las emisiones de N₂O y CH₄ están representadas principalmente por el estiércol depositado en pradera de la ganadería extensiva (Figura 3a) y la fermentación entérica (Figura 3b). La información anterior hace evidente la im-

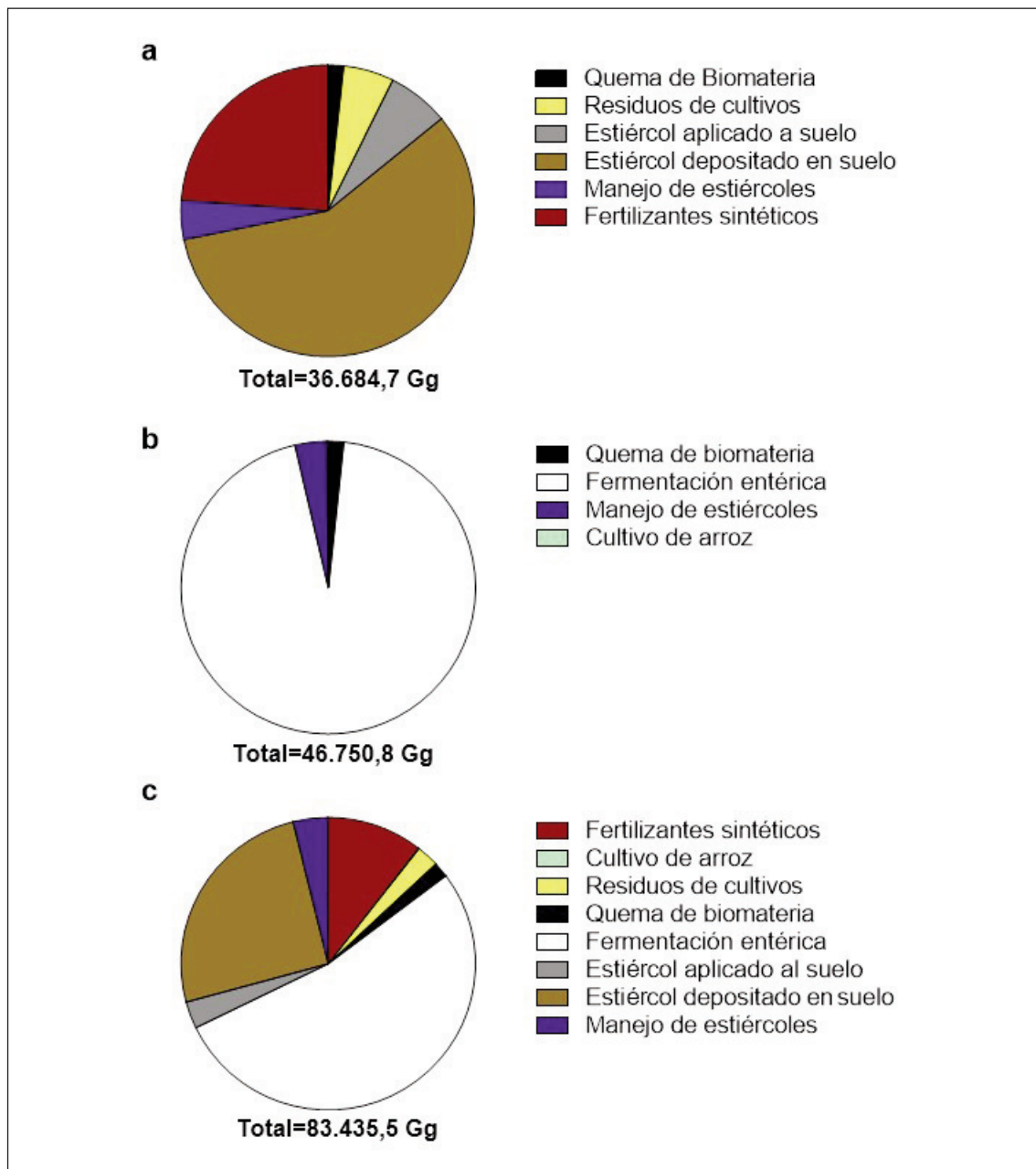


Figura 3. Aportación de la actividad agrícola en México a la emisión de GEI en 2012. Emisión representada en Gg de CO₂eq para N₂O (a), CH₄ (b) y total (c).

Fuente: Elaboración propia con información de FAOSTAT (2019).

Figure 3. Contribution of agricultural activity in Mexico to GHG emissions in 2012. Emission represented in Gg of CO₂eq for N₂O (a), CH₄ (b) and total (c) (FAOSTAT, 2019).

portancia de considerar toda aquella práctica que permita atenuar la emisión de CH_4 y N_2O en la actividad agropecuaria como una propuesta vital para reducir la contribución de México a la emisión global de GEI.

La tendencia en emisión de GEI por la actividad pecuaria en México se mantuvo relativamente estable durante el período 2000-2012 y por debajo de países en desarrollo como Argentina (Figura 4). Argentina y EUA tienen mayor cantidad de tierra nacional dedicada a la agricultura que México (Tabla 1) y ello podría explicar la menor emisión de GEI agrícolas en este país en comparación con los otros dos; además, el PIB de México es también menor que el de EUA y Argentina lo que podría también contribuir, de acuerdo con Tomasini-Ortiz et al. (2012), a su menor emisión de GEI agrícolas en esta comparación.

No obstante, y de acuerdo con las estimaciones reportadas por la FAO, es importante notar la tendencia de las emisiones de GEI agrícolas en México a incrementarse para el año 2050; igualmente importante es considerar que del total de estos GEI el 85 % es resultado de la actividad pecuaria, incluyendo la generación y manejo de estiércoles (Figura 3c). Si además se considera que México es un país en desarrollo y, de acuerdo con la OECD (2019), se estima que continuarán las emisiones de CO_2 por consecuencia de la demanda de objetos de consumo, resulta evidente la necesidad de buscar alternativas que resulten en la reducción de las emisiones de GEI agrícolas en México para contribuir a mantener el máximo de incremento de temperatura global en este siglo ($1,5^\circ\text{C}$) puesto como límite (Chen et al., 2014).

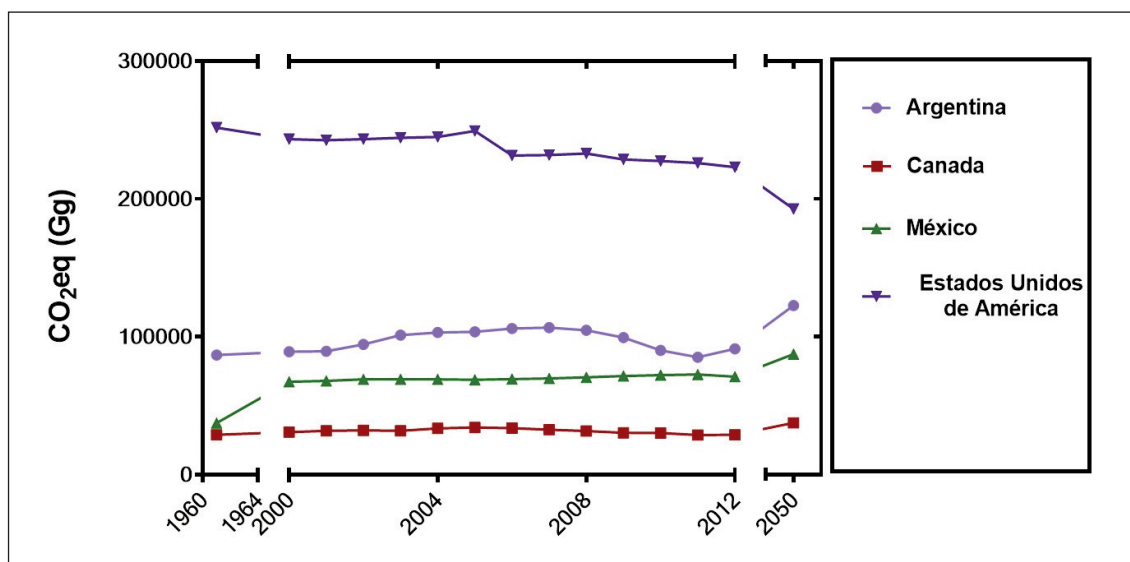


Figura 4. Comparación de la emisión de gases con efecto invernadero de origen pecuario (fermentación entérica, manejo y aplicación de estiércoles y deposición de estiércol en pradera) en México, Argentina, Estados Unidos de América y Canadá.

Fuente: Elaboración propia con datos de FAOSTAT (2019).

Figure 4. Comparison of greenhouse gas emissions from livestock origin (enteric fermentation, management and implementation of manure and deposition of manure in pasture) in Mexico, Argentina, United States of America and Canada (FAOSTAT, 2019).

La regulación biológica del óxido nitroso y el metano

Las emisiones de N_2O y el CH_4 son parte de los ciclos biogeoquímicos del N y el C en la naturaleza. La descomposición y mineralización de la materia orgánica, incluyendo el compostaje y los procesos bioquímicos que participan en la regulación de la fertilidad de los suelos, son parte de estos ciclos.

La emisión de N_2O podría estar regulada por diferentes rutas bacterianas y fúngicas donde la presencia o ausencia de oxígeno en el sustrato puede ser de relevante importancia (Ni et al., 2012; Hu et al., 2015). De estas rutas, las que más aportan N_2O son la desnitrificación heterotrófica y las relacionadas con la oxidación del amoníaco por BOA y AOA (Figura 1).

Entre los factores que determinan las emisiones de N_2O se encuentran los sustratos necesarios para la actividad microbiana (carbono, nitrógeno y oxígeno) y aquellos factores ambientales que regulan dicha actividad, entre ellos la temperatura, el pH y la humedad (Spiro, 2012; Stieglmeier et al., 2014). De acuerdo con Stieglmeier et al. (2014), el efecto de las concentraciones de O_2 depende del tipo de microorganismo. Otras investigaciones han demostrado que durante la fase termofílica del compostaje, las temperaturas superiores a los 50 °C y el incremento en el pH del sustrato, el cual puede llegar a ser superior a 9,0, son conducentes para la producción y acumulación de NH_3 , lo cual aunado a una alta tasa de oxidación del amoníaco resulta en acumulaciones de NO_2^- y consecuentemente en emisiones de N_2O en esa fase inicial del compostaje (Hu et al., 2015).

Respecto a la emisión biológica de CH_4 a la atmósfera, ésta resulta del equilibrio que se guarda entre los microorganismos que lo generan y aquellos que lo oxidan, existiendo un potencial natural de oxidación biológica del 46 % al 86 % del CH_4 generado (Serrano et al., 2014; Chen et al., 2014; Lee et al., 2014;

Tate, 2015). Por un lado, la generación de CH_4 (metanogénesis) resulta en la última fase de descomposición del carbono orgánico, después de una hidrólisis, acidogénesis y acetogénesis. Esta última fase es realizada en condiciones anaerobias por arqueas (Lee et al., 2014; Hu et al., 2015). Por el otro lado, la oxidación del CH_4 (metanotrofia) es realizada por bacterias aerobias o anaerobias y arqueas anaerobias (Serrano et al., 2014).

La concentración y tipo de materia orgánica, la concentración de CH_4 , O_2 y CO_2 son factores importantes que determinan la proporción entre microorganismos metanogénicos y metanotróficos y por lo tanto la emisión de CH_4 , mientras que factores ambientales como la temperatura, y características químicas del suelo (p.e. pH y presencia de nitratos y sulfatos) regulan dichas emisiones. No obstante, es necesario mencionar que la interacción entre dichos factores tiene un efecto determinante en las emisiones de CH_4 y hace difícil la evaluación de los efectos individuales (Das y Adhya, 2012).

Las características químicas de los suelos son también factores importantes que regulan la actividad microbiana y por lo tanto la emisión de metano. En este sentido, aunque algunas investigaciones han demostrado una relación positiva altamente significativa entre el pH y la generación de metano en arrozales tropicales (Lee et al., 2014), el pH puede ser considerado como un factor con menor importancia en el control de la emisión de CH_4 ya que los microorganismos metanotróficos presentan un amplio rango de respuesta al pH y pueden encontrarse activos en pH de 2,5 hasta 9,5 (Tate, 2015).

Afectaciones ambientales por el uso de estiércoles en el sector agrícola

La pérdida de nutrientes de los estiércoles aplicados a los suelos se ha reportado desde

hace más de cuatro décadas. Adriano *et al.* (1974) reportaron la pérdida del nitrógeno (N) en forma de NH_3 a la atmósfera y en forma de NO_3^- y NO_2^- al suelo. En ese estudio, los autores encontraron que hasta el 50 % del N total del estiércol de bovino se puede perder a la atmósfera y que tanto la temperatura como la humedad son factores que afectan el proceso de nitrificación, por medio del cual el N orgánico se transforma en N inorgánico. En otros estudios, se ha encontrado que tanto el N en forma de NH_4^+ , como el Fósforo (P) en varias de sus formas, incluidas el P total disuelto y el P particulado, también se puede perder por medio de los escurrimientos superficiales cuando los estiércoles se aplican con alto contenido de humedad a los suelos arcillosos y esta pérdida se incrementa si después de la aplicación se presentan lluvias torrenciales (Chandna *et al.*, 2013), los autores mencionan que una posible razón es porque la humedad de los estiércoles sella la superficie del suelo y no permite la infiltración de estos minerales en el suelo.

La pérdida de N y P por medio de las escorrentías puede generar desequilibrios ecológicos en los cuerpos acuáticos a los que finalmente arriban. La eutrofización, que es un incremento en la materia orgánica de un ecosistema o su enriquecimiento desequilibrado de nutrientes, es ya reconocido como un problema con gran influencia antropogénica. La descarga de aguas ricas en materia orgánica, N y P en los cuerpos de agua originan, primero un crecimiento desmedido del plancton y vegetación acuática superficial y después una acumulación excesiva de materia orgánica (exógena y endógena) en el fondo, cuya descomposición reduce el oxígeno soluble (hipoxia). La hipoxia se hace más crítica y puede avanzar a la superficie cuando la vegetación acuática del fondo empieza a perecer a causa de la poca luz solar que se filtra como consecuencia del crecimiento desmedido del plancton y la vegetación acuática en la superficie (Chandna *et al.*, 2013). En el

caso de México, los problemas de eutrofización ya han sido reportados en estudios para las lagunas urbanas de Villahermosa, Tabasco (Rodríguez *et al.*, 1997); el Lago de Chapala, Jalisco (De Anda y Maniak, 2007); el Lago de Pátzcuaro, Michoacán (Tomasini-Ortiz *et al.*, 2012) y la laguna de Yuriria; Guanajuato (Espinal Carreon *et al.*, 2013). Si bien, en México son pocos los estudios que ligan directamente a la eutrofización de los cuerpos acuáticos con las escorrentías de suelos agrícolas y sus cargas de P, N y materia orgánica, los estudios realizados al respecto en otros países como Estados Unidos (Chandna *et al.*, 2013), Reino Unido (Withers *et al.*, 2014) y Holanda (Rozemeijer *et al.*; 2014) han demostrado la alta relación de escorrentías de suelos agrícolas y forestales con la eutrofización de los cuerpos acuáticos.

Las emisiones de GEI asociadas al uso de estiércoles en cultivo agrícolas

En 2012, casi una tercera parte de los GEI emitidos por la agricultura en México correspondieron a aquellos producidos en el manejo, aplicación al suelo y deposición en praderas de los estiércoles. Ciertamente es difícil controlar adecuadamente la deposición de estiércoles en pradera, la cual representó un 25,4 % del total de GEI de la actividad agrícola en México en ese año, pero si es técnicamente posible tener control sobre el 6,8 % emitido por el manejo de estiércoles y su aplicación a los suelos. Los estiércoles tiene una alto porcentaje de materia orgánica y agua, así como bajas relaciones C:N, lo que implica altas cantidades de N en comparación con el C, características conducentes a altas emisiones de CO_2 , CH_4 y N_2O durante su producción, almacenamiento y aplicación al suelo (Pattey *et al.*, 2005).

Durante el almacenamiento, el tipo de estiércol y el manejo que se les da son factores

importantes que determinan las emisiones de los GEI agrícolas. Amon *et al.* (2006) y van der Weerden *et al.* (2014) encontraron que las mayores emisiones de los estiércoles se encuentran durante el almacenamiento y que las emisiones posteriores, al aplicarlo al suelo pueden ser mínimas, por lo que incrementar el periodo de almacenamiento de estiércoles conduce a mayores emisiones. Además, los estiércoles de cerdo, los estiércoles acuosos, los almacenamientos en condiciones aerobias y las temperaturas altas (primavera-verano) pueden conducir a mayores emisiones de GEI que los estiércoles de bovino en estado sólido y los almacenamientos en condiciones anaeróbicas en temperaturas frescas invernales (Veraart *et al.*, 2015). Sin embargo, estos factores pueden interactuar entre sí y junto con otros factores como la altura de la pila de almacenamiento (en caso de estiércoles sólidos), la concentración de sólidos totales en el estiércol, y las características del ato (edad, masa corporal, tipo de alimentación, etc.) generan una matriz de interacciones complicada que no ha permitido disminuir la incertidumbre en los cálculos de emisiones de GEI en el almacenamiento de estiércoles con miras a generar modelos globales para la mitigación de estas emisiones (Owen y Silver, 2015).

En relación con su aplicación al suelo, son bien conocidas las ventajas de la aplicación de estiércoles a los suelos agrícolas, pero éstas deben también confrontarse con su aporte en las emisiones de GEI. Por un lado, la aplicación de estiércoles, en comparación con los fertilizantes químicos, incrementa el carbono orgánico del suelo, así como su contenido de N, P y K; mejora el pH del suelo e incrementa la biomasa microbiana con lo que se aumenta no solo el rendimiento de los cultivos sino también la capacidad del suelo para evitar liberación de carbono a la atmósfera (Owen y Silver, 2015). La aplicación de estiércoles a los suelos también incrementa la actividad de enzimas que participan en el ciclo del N y P y su asimilación por la planta como la β -glu-

cosidasa, α -galactosidasa, β -glucosaminidasa y fosfomonoesterasas (Acosta-Martinez *et al.*, 2011); así como también mejora las características físicas del suelo e incrementa la formación y estabilidad de agregados (Karami *et al.*, 2012). Por el otro lado, las emisiones de GEI agrícolas a partir de la aplicación de estiércoles se han documentado en varias ocasiones y se conoce que su intensidad depende del tipo de estiércol, su método de aplicación y las condiciones ambientales imperantes durante y después de la aplicación. Aquellas técnicas que aseguran condiciones de bajas concentraciones de oxígeno en el abono y alta humedad generan más emisiones de CH_4 y aquella que aseguren una mayor interface aerobia/anaerobia en el estiércol incrementan las emisiones de N_2O (Kariyapperuma *et al.*, 2012). También, se ha encontrado que el tamaño de partícula de estiércol obtenido por separación de estiércol acuoso (slurry) afecta la emisión de N_2O generándose mayores emisiones en fracciones mayores de 2,0 mm (Fangueiro *et al.*, 2012).

El proceso compostaje y la actividad microbiana

El compostaje es finalmente un proceso de descomposición biológico de la materia y como tal persiste la generación de GEI agrícolas. Durante el compostaje, las poblaciones bacterianas muestran una dinámica diferente y aquellas que se presentan en los primeros cuatro días del compostaje, difieren de las de la fase termófila y de la fase de maduración al final del proceso (Chandna *et al.*, 2013). Esta actividad biológica se relaciona también con la emisión de CH_4 y N_2O durante las diferentes fases del proceso de compostaje (Chen *et al.*, 2014).

La ventaja del compostaje, en comparación con la descomposición natural de la materia orgánica, es la posibilidad de controlar los

factores que determinan dicha descomposición y como resultado poder contribuir a la reducción de las emisiones de GEI agrícolas. En este sentido, los factores más estudiados en el proceso de compostaje son la temperatura, la aireación (oxigenación), el contenido de humedad y la relación C/N. Con lo anterior la aplicación de composta de estiércoles a los suelos podría disminuir las emisiones de GEI agrícolas y mantener los beneficios de la aplicación de estiércoles en los suelos.

El compostaje como estrategia de mitigación de GEI en el uso de estiércoles

El compostaje de estiércoles por su parte genera una oportunidad para disminuir las emisiones de GEI en comparación con su almacenamiento. Chen *et al.* (2014) lograron reducir hasta en un 50 % las emisiones de metano mediante el compostaje en camas de estiércol de vaca en comparación con el mismo tipo de estiércol, pero almacenado en pilas; por su parte Bai *et al.* (2019) encontraron que el volteo constante de las pilas de composta de estiércol bovino representa una emisión 2,7 mayor de GEI en contraste con un compostaje en pilas sin volteo. Amon *et al.* (2006) encontraron que la digestión anaerobia de estiércol líquido de bovinos de leche es un método efectivo para reducir las emisiones de GEI en comparación con su almacenamiento. Ellos también encontraron que, respecto al estiércol, las emisiones de CH₄ se presentan durante el almacenamiento, mientras que las de N₂O se presentan después de la aplicación al suelo. Por su parte, Zeng *et al.* (2018) encontraron que el intervalo de aireación de una pila de composta con estiércol es crítico para la disminuir la cantidad de GEI emitidos, su investigación demostró que las emisiones totales de CH₄ y N₂O fueron inversamente proporcionales a la duración del intervalo de aireación ($R^2 > 0,902$), lo que sugiere que alargar la duración del intervalo de

aireación hasta cierto punto podría reducir efectivamente las emisiones de GEI. Investigaciones recientes han cuantificado los GEI emitidos durante un proceso completo de compostaje al variar el tipo de estiércol y su mezcla con biomasa complementaria (Tabla 2). Los datos reportados muestran que la emisión de GEI en el compostaje de estiércoles es menor cuando existe biomasa con un contenido de humedad superior al 60 %. De igual manera los sistemas de oxigenación controlados demuestran mayor eficiencia para la reducción de GEI en el proceso. Con lo anterior existe evidencia documentada de que las emisiones de GEI pueden reducirse al implementar procesos de composteo de estiércoles que resulten en fertilizantes con menor impacto ambiental (Chen *et al.*, 2014; Zeng *et al.*, 2018; Sarlaki *et al.*, 2021). Es importante señalar que aun cuando el proceso de compostaje igualmente implica una generación de GEI, estas emisiones son menores a las que se obtendrían en su aplicación directa en suelo agrícola. De acuerdo con información del Departamento de Medio Ambiente, Cambio Climático y Agua de Australia, el 45 % del carbono aplicado en composta se retiene durante un período de 20 años, el 35 % durante un período de 50 años y el 10 % durante un período de 100 años. Por lo tanto, el uso de composta como acondicionador de suelo agrícola a una tasa de 10 t MS ha⁻¹ (Materia Seca) aislaría carbono equivalente a reducir las emisiones de GEI en 5,046 kg CO₂eq ha⁻¹, 3,532 kg CO₂eq ha⁻¹ y 1,009 kg CO₂eq ha⁻¹ para 20 años, 50 años y 100 años, respectivamente (DECCW, 2011). Por su parte Pattey *et al.* (2005) encontró que el compostaje de estiércoles totales en Canadá resultaría en una reducción de 0,70 Tg CO₂eq año⁻¹ en comparación de los niveles reportados de su aplicación en parcelas agrícolas. A nivel local Díaz-Vázquez *et al.*, (2020) estimaron una reducción anual de 259,6 Gg CO₂eq al implementar sistemas de compostaje en el sector agrícola en Jalisco.

Tabla 2. Emisiones de Gases de Efect Invernadero (GEI) reportadas en la literatura en compostaje de estiércoles y biomasa bajo condiciones experimentales y métodos varios.
 Table 2. Greenhouse Gases Emission (GHG emissions) reported in the literature on composting of manure and biomass under different experimental conditions and methods.

Tipo de residuo	Características del residuo	Método de composteo	Emisiones de GEI	Referencia
Estiércol bovino y residuos de jardinería	Carbono: 48,6 % (materia seca) Nitrógeno: 0,63 % (materia seca) Humedad: 40 %; Pérdida de carbono: 70,5-77,3 %	Pilas con volteo (PV) Domo aireado (DM) kg N ₂ O en CO ₂ eq	kg CH ₄ en CO ₂ eq PV = 203,25 DM = 185,25 PV = 244,13 DM = 226,13	Friedrich y Trois (2013)
Estiércol de borrego con fracción orgánica de RSU mezclada con residuos de poda como agente de carga	Carbono: 43,3 % Materia seca: 35,5 ± 0,3 % Materia orgánica: 78 ± 2 % Nitrógeno total: 2,05 ± 0,07 %	Reactores cilíndricos: Control de oxígeno (CO) Control cíclico (CC) Control TCO (tasa de consumo de oxígeno; CTCO)	CH ₄ kg Mg ⁻¹ CO = 0,12 ± 0,02 CC = 0,25 ± 0,03 CTCO = 0,07 ± 0,01 N ₂ O kg N ₂ O Mg ⁻¹ CO = >0,0040 CC = 0,0152 ± 0,005 CTCO = 0,0094 ± 0,001	Puyuelo, Gea y Sánchez (2014)
Estiércol porcino fresco con paja de trigo y agua desionizada	Humedad: 66,16 ± 0,03 %; % % Materia orgánica: 82,49 ± 0,62 % carbono total (TC): 40,10 ± 0,32 % Nitrógeno total: 2,75 ± 0,05 % Relación (C/N): 14,57 ± 0,41 %	Reactor cilíndrico (aireación y termómetro)	CH ₄ kg CO ₂ eq t ⁻¹ MS 30_10 = 0,98 30_30 = 0,56 30_50 = 0,49 N ₂ O kg CO ₂ eq t ⁻¹ MS 30_10 = 2,78 30_30 = 1,90 30_50 = 1,52	Zeng et al. (2018)
Gallinaza con residuos de frutas y residuos cárnicos	Humedad 60 % % % % Carbono total: 44,9 ± 0,1 % Nitrógeno total: 5,1 ± 0,03 % Relación (C/N): 8,8 ± 0,1 % pH: 4,9 ± 0,1 %	Método de cámara estática: Composta (C) Vermicomposta (VC)	Valores para C (g kg ⁻¹ MS) 22,6 NH ₃ 2556 CO ₂ 0,13 N ₂ O 47,9 CH ₄ Valores para VC (g kg ⁻¹ MS) 15,3 NH ₃ 3758 CO ₂ 0,27 N ₂ O 46,4 CH ₄	Peng et al. (2019)

MS: Materia Seca.

No obstante, es necesario también mencionar que algunos estudios han encontrado que el compostaje de estiércoles puede resultar en mayores pérdidas de materia seca, C total y N total debido a la emisión de NH_3 y otros compuestos volátiles como el N_2O durante el compostaje (Shah et al., 2012).

El impacto ambiental del proceso de compostaje

No obstante que la evidencia analizada sugiere una reducción de GEI al favorecer el uso y aplicación de compostas en parcelas agrícolas en contraste con estiércol fresco, se debe considerar que el proceso de compostaje implica igualmente el uso de biomasa que resulta en una generación de emisiones a la atmósfera. Al conducir estudios de impacto ambiental mediante Análisis de Ciclo de Vida (LCA por sus siglas en inglés) se ha encontrado que el compostaje de residuos de jardín (pasto, hojas y madera) en sistema de hileras resultaría en una emisión total a la atmósfera de 11,24 kg CO_2eq y 54,5 Kg CO_2eq de metano y dióxido de carbono, respectivamente, por cada 1,4 kg de composta, lo que representarían una reducción del 10 % (0,7 EcoPoints) en promedio con las emisiones asociadas a la producción de fertilizante químico (Haaren et al., 2010). Por su parte un LCA para el compostaje de 150 kg de residuos alimenticios informó una emisión total de GEI de 11,1 kg CO_2eq la cuales podría reducirse en un 26,5 % al aplicar métodos de bio-estabilización (Razza et al., 2009). Esto fue profundizado por Sarlaki et al. (2021) quienes mediante un LCA encontraron que considerando 1 t de agro-residuos como unidad funcional, en un escenario sin tratamiento de estabilización se generaría dióxido de carbono y metano por valores de 53,03 kg y 175,05 Kg CO_2eq , respectivamente, mientras que al aplicar un método de

secado y peletización el dióxido de carbono se reduciría en 5,28 % mientras que el metano no reportaría emisiones. Complementariamente, Blengini (2008) estimó en un LCA que el impacto ambiental de 1,0 kg de biomasa resultaría en un potencial de calentamiento global de 0,130 kg CO_2eq al ser sujeto de compostaje en contraste a un valor de 0,951 kg CO_2eq al ser dispuesto en un relleno sanitario. Con los datos anteriores se infiere que, si bien el compostaje de residuos genera GEI a la atmósfera, estos son menores en comparación con otros sistemas de tratamiento de biomasa y pueden ser reducidos aún más al implementar métodos de estabilización. Asimismo, el impacto ambiental en un proceso de compostaje puede ser menor en función del tipo de sistema utilizado. De acuerdo con Liu et al. (2022) el compostaje en reactores reporta una emisión de GEI 11,3 % menor al compostaje en pilas estáticas, 21,7 % menor que en sistema de hileras y 6,0 % menor que el compostaje con recubrimiento de membranas. Por lo anterior el impacto ambiental asociado al proceso de compostaje ha reportado niveles de impacto menor por lo que su uso extensivo en suelos agrícolas se identifica como una opción ambientalmente viable.

Conclusiones

En este artículo se realizó una revisión integral de la literatura científica existente sobre las emisiones de GEI en suelos agrícolas y en procesos de compostaje. La revisión resultó en evidencia documentada que sugiere que la aplicación de compostas conduce a beneficios del cambio climático a través de asilamiento de carbono en el suelo y sustitución de fertilizantes nitrogenados. Esta sustitución resulta en una reducción de GEI como metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) además de que el estiércol compostado retiene pro-

porciones considerablemente más altas de carbono aplicado en el suelo agrícola que el estiércol fresco. Si bien la reducción tanto de GEI como de otros impactos ambientales al utilizar composta en sustitución de estiércol fresco depende de la cantidad, tipo, madurez y método aplicado, el consenso actual refiere beneficios ambientales importantes. No obstante, la información presentada en este documento debe ser tomada solo con un marco referencial y toda modificación en el método de fertilización de los suelos agrícolas debe ser evaluada mediante análisis de ciclo de vida que comparen de forma real la variación de los impactos ambientales y las emisiones de GEI al sustituir el estiércol fresco por composta en un determinado cultivo. La información sintetizada en este artículo busca generar bases teóricas para el establecimiento de objetivos de reducción de GEI agrícolas e identificar acciones y estrategias prioritarias que orienten el trabajo en las áreas clave de adaptación al cambio climático. Con esto alinear los modelos de producción en México con los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) en pro del uso eficiente de los recursos naturales en el cultivo y la producción de alimentos agrícolas.

Referencias bibliográficas

- Acosta-Martinez V, Mikha MM, Sistani KR, Stahlman PW, Benjamin JG, Vigil MF, Erickson R (2011). Multi-location study of soil enzyme activities as affected by types and rates of manure application and tillage practices. *Agriculture* 1: 4-21. <https://doi.org/10.3390/agriculture1010004>.
- Adriano DC, Chang AC, Sharpless R (1974). Nitrogen loss from manure as influenced by moisture and temperature. *Journal of Environmental Quality* 3: 258-261. <https://doi.org/10.2134/jeq1974.00472425000300030015x>.
- Amon B, Kryvoruchko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S (2006). Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112: 153-162. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.030>.
- Bai M, Flesch T, Trouvé R, Coates T, Butterly C, Bhatta B, Hill J, Chen D (2019) Gas emissions during cattle manure composting and stockpiling. *Journal of Environmental Quality* 49: 228-235. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20029>.
- Banco Mundial (2019). Indicadores ambientales. Disponible en: <http://datos.bancomundial.org/indicador> (Consultado: 24 de abril de 2019).
- Blengini G (2008) Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: A case study of the Asti District in Italy. *Resources, Conservation and Recycling* 52(12): 1373-1381. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.08.002>.
- Chandna P, Nain L, Singh S, Kuhad RC (2013). Assessment of bacterial diversity during composting of agricultural byproducts. *BMC Microbiology* 13: 99. <https://doi.org/10.1186/1471-2180-13-99>.
- Chen R, Wang Y, Wei S, Wang W, Lin X (2014). Windrow composting mitigated CH₄ emissions: characterization of methanogenic and methanotrophic communities in manure management. *FEMS Microbiology Ecology* 90: 575-586. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12417>.
- Ciais P, Sabine C, Bala G, Bopp L (2013). Carbon and other biogeochemical cycles. En: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis* (Eds. Stocker TF y Qin D), pp. 465-570. Cambridge University Press. New York, USA. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.015>.
- Das S, Adhya TK (2012). Dynamics of methanogenesis and methanotrophy in tropical paddy soils as influenced by elevated CO₂ and temperature interaction. *Soil Biology and Biochemistry* 47: 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.020>.
- De Anda J, Maniak U (2007). Modificaciones en el régimen hidrológico y sus efectos en la acumulación de fósforo y fosfatos en el Lago de Chapala, México. *Interciencia* 32: 100-107.

- DECCW (2011). The benefits of using compost for mitigating climate change. Disponible en: <http://shorturl.at/fgnC7> (Consultado: 3 de noviembre de 2020).
- Díaz-Vázquez D, Alvarado-Cummings S, Meza-Rodríguez D, Senés-Guerrero C, de Anda J, Gracilla-Hernández M (2020) Evaluation of biogas potential from livestock manures and multicriteria site selection for centralized anaerobic digester systems: the case of Jalisco, México. *Sustainability* 12: 3257. <https://doi.org/10.3390/su12093527>.
- Espinal Carreón T, Sedeño Díaz JE, López López E (2013). Evaluación de la calidad de agua en la Laguna de Yuriria, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: un análisis de valoración para dos épocas 2005, 2009-2010. *Revista internacional de contaminación ambiental* 29: 147-163.
- Fangueiro D, Coutinho J, Cabral F, Fidalgo P, Bol R, Trindade H (2012). Nitric oxide and greenhouse gases emissions following the application of different cattle slurry particle size fractions to soil. *Atmospheric Environment* 47: 373-380. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.10.052>.
- FAOSTAT (2019). Statistics Division. Disponible en: <http://faostat3.fao.org/home/E>. (Consultado: 29 de abril de 2020).
- Friedrich E, Trois C (2013). GHG emission factors developed for the recycling and composting of municipal waste in South African municipalities. *Waste Management* 33: 2520-2531. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.010>.
- Haaren R, Themelis NJ, Barlaz M (2010). LCA comparison of windrow composting of yard wastes with use as alternative daily cover (ADC). *Waste Management* 30: 2649-2656. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.007>.
- Hu H, Chen D, He J (2015). Microbial regulation of terrestrial nitrous oxide formation: understanding the biological pathways for prediction of emission rates. *FEMS Microbiol Reviews* 39: 729-749. <http://dx.doi.org/10.1093/femsre/fuv021>.
- Karami A, Homae M, Afzalnia S, Ruhipour H, Basirat S (2012). Organic resource management: impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 148: 22-28. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.021>.
- Kariyapperuma KA, Furon A, Wagner-Riddle C (2012). Non-growing season nitrous oxide fluxes from an agricultural soil affected by application of liquid and composted swine manure. *Canadian Journal of Soil Science* 92: 315-327. <https://doi.org/10.4141/cjss2011-059>.
- Lee HJ, Kim SY, Kim PJ, Madsen EL, Jeon CO (2014). Methane emission and dynamics of methanotrophic and methanogenic communities in a flooded rice field ecosystem. *FEMS Microbiology Ecology* 88: 195-212. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.1228>.
- Liu Z, Wang X, Li S, Bai Z, Ma L (2022) Advanced composting technologies promotes environmental benefits and eco-efficiency: A life cycle assessment. *Bioresource Technology* 346: 126576. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126576>.
- Ni B, Yuan Z, Chandran K, Vanrolleghem P, Murthy S. (2012). Evaluating four mathematical models for nitrous oxide production by autotrophic ammonia-oxidizing bacteria. *Biotechnology and Bioengineering* 110: 153-163. <https://doi.org/10.1002/bit.24620>
- OECD (2019). Air and GHG emissions. Carbon dioxide (CO₂), tonnes/capita 2000-2012. Disponible en: <https://data.oecd.org/air/air-and-ghg-emissions.htm> (Consultado: 14 de octubre de 2020).
- Owen JJ, Silver WL (2015). Greenhouse gas emissions from dairy manure management: a review of field-based studies. *Global Change Biology* 21: 550-565. <https://doi.org/10.1111/gcb.12687>.
- Pattey E, Trzcinski MK, Desjardins RL (2005). Quantifying the reduction of greenhouse gas emissions as a result of composting dairy and beef cattle manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72: 173-187. <https://doi.org/10.1007/s10705-005-1268-5>.
- Puyuelo B, Gea T, Sánchez A (2014). GHG emissions during the high-rate production of compost using standard and advanced aeration strategies. *Chemosphere* 109: 64-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.060>.

- Peng S, Li H, Xu Q, Lin X, Wang Y (2019). Addition of zeolite and superphosphate to windrow composting of chicken manure improves fertilizer efficiency and reduces greenhouse gas emission. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 36845-36856. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06544-6>.
- Razza F, Fieschi M, Degli F y Bastioli C (2009) Compostable cutlery and waste management: An LCA approach. *Waste Management* 29(4): 1424-1433. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.021>.
- Rodríguez E, Ruiz M, Vertiz L (1997). Procesos de eutroficación en siete lagunas urbanas de Villahermosa, Tabasco, México.
- Rozemeijer JC, Klein J, Broers HP, van Tol-Leenders, van der Grift B (2014). Water quality status and trends in agriculture-dominated headwaters; a national monitoring network for assessing the effectiveness of national and European manure legislation in the Neatherlands. *Environmental Monitoring and Assessment* volume 186: 8981-8995. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4059-0>.
- Sarlaki E, Kermani AM, Kianmehr MH, Vakilian KA, Hosseinzadeh-Bandbafha H, Ma NL, Aghbashlo M, Tabatabaei M, Lam SS (2021) Improving sustainability and mitigating environmental impacts of agro-biowaste compost fertilizer by pelletizing-drying. *Environmental Pollution* 285: 117412. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117412>.
- Serrano-Silva N, Sarria-Guzmán Y, Dendooven L, Luna-Guido M (2014). Methanogenesis and methanotrophy in soils: a review. *Pedosphere* 24: 291-307. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(14\)60016-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60016-3).
- Shah GM, Groot JCJ, Oenema O, Lantinga EA (2012). Covered storage reduces losses and improves crop utilization of nitrogen from solid cattle manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 94: 299-312. <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9543-8>.
- Sistani KR, Jn-Baptiste M, Lovanh N, Cook KL (2011). Atmospheric emissions from of nitrous oxide, methane and carbon dioxide from different nitrogen fertilizers. *Journal of Environmental Quality* 40: 1797-1805. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0197>.
- Smith P, Bustamante M, Ahammad H, Clark H, Dong H, Elsiddig EA, Haberl H, Harper R, House J, Jafari M, Masera O, Mbow C, Ravindranath NH, Rice CW, Robledo Abad C, Romanovskaya A, Sperling F, Tubiello F (2014). Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). En: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change* (Ed. Edenhofer O, Pichs-Madruga R) pp, 811-922. Cambridge University Press, New York, USA.
- Snyder CS, Bruulsema TW, Jensen TL, Fixen PE (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133: 247-266. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.021>.
- Spiro S (2012). Nitrous oxide production and consumption: regulation of gene expression by gas-sensitive transcription factors. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 367: 1213-1225. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0309>.
- Stieglmeier M, Mooshammer M, Kitzler B, Wanek W, Zechmeister-Boltenstern S, Richter A, Schleper C (2014). Aerobic nitrous oxide production through N-nitrosating hybrid formation in ammonia-oxidizing archaea. *The ISME Journal* 8: 1135-1146. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.220>.
- Tate K (2015). Soil methane oxidation and land-use change – from process to mitigation. *Soil Biology and Biochemistry* 80: 260-272. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.10.010>.
- Tomasini-Ortiz AC, Moellerr-Chávez G, Sánchez Ortiz JJ, Bravo-Inclán LA (2012). Cianobacterias y cianotoxinas en el Lago de Patzcuaro, Michoacán, México. *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales* 5: 93-101. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2012.5.2.32650>.
- van der Weerden TJ, Lou J, Dexter M, Rutherford AH (2014). Nitrous oxide, ammonia and methane emissions from dairy cow manure during storage and after application to pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 57: 354-369. <https://doi.org/10.1080/00288233.2014.935447>.

Veraart AJ, Steenbergh AK, Ho A, Kim SY, Bodelier PLE (2015). Beyond nitrogen: The importance of phosphorus for CH₄ oxidation in soil and sediments. *Geoderma* 259: 337-346. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.025>.

Withers PJA, Neal C, Jarvie HP, Doody DG (2014). Agriculture and eutrophication: where do we go from here? *Sustainability* 6: 5853-5875. <https://doi.org/10.3390/su6095853>.

Zeng J, Yin H, Shen X, Liu N, Ge J, Han L, Huang G (2018). Effect of aeration interval on oxygen consumption and GHG emission during pig manure composting. *Bioresource Technology* 250: 214-220. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.010>.

(Aceptado para publicación el 20 de mayo de 2022)

Efecto del enriquecimiento ambiental en cerdas gestantes sobre su comportamiento al parto y concentraciones de cortisol

Guadalupe Espejo¹, Pedro Paredes-Ramos^{1,*}, Concepción Ahuja-Aguirre¹, Apolo Carrasco¹ y Fernando Naranjo²

¹ Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Veracruzana. Miguel Ángel de Quevedo s/n esq. Yáñez, Col. Unidad Veracruzana, C.P. 91710, Veracruz, Ver., México

² Facultad de Ciencias Agrícolas, campus Xalapa, Universidad Veracruzana. Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán s/n, Zona Universitaria, C.P. 91090, Xalapa de Enríquez, Veracruz

Resumen

La producción de cerdos es una de las principales actividades pecuarias alrededor del mundo. Sin embargo, la demanda en el consumo de carne ha ocasionado que los animales sean alojados en áreas reducidas y con pobre estimulación sensorial, afectando su desarrollo e incrementando su estrés. La etapa de gestación es muy estresante para las cerdas, ya que son alojadas individualmente en jaulas que limitan su actividad y locomoción. Por otro lado, el enriquecimiento ambiental ha sido propuesto para mejorar el bienestar de los animales. Este estudio evaluó el efecto del enriquecimiento ambiental durante la gestación sobre las concentraciones de cortisol, el comportamiento al parto y los parámetros productivos. Los resultados mostraron que las cerdas que no recibieron enriquecimiento durante la etapa de gestación incrementaron las concentraciones de cortisol y la frecuencia de rascado, de levantamientos durante el parto, de golpe con el hocico al comedero y a la jaula (comportamientos asociados al dolor y ansiedad durante el parto), comparado con cerdas que sí recibieron enriquecimiento ($p < 0,05$). Sin embargo, el enriquecimiento ambiental no modificó los parámetros productivos. Esto indica que el enriquecimiento ambiental durante la gestación puede mejorar la capacidad de la cerda gestante para afrontar el estrés, sin afectar su productividad.

Palabras clave: cerdas, enriquecimiento, cortisol, comportamiento, producción.

Effect of environmental enrichment in pregnant sows on their farrowing behavior and cortisol concentrations

Abstract

Pig production is one of the main livestock activities around the world. However, the demand in the consumption of meat has caused the animals to be housed in small areas and with poor sensory stimulation, affecting their development and increasing their stress. The gestation stage is very stressful for sows, as they are housed individually in cages that limit their activity and locomotion. On the other hand, en-

* Autor para correspondencia: pparedes@uv.mx

vironmental enrichment has been proposed to improve animal welfare. This study evaluated the effect of environmental enrichment during gestation on cortisol concentrations, farrowing behavior and productive parameters. The results showed that the sows of the group that did not receive environmental enrichment during the gestation stage had increased cortisol concentrations and the frequency of scratching, lifting during childbirth, hitting with the muzzle the feeder and the cage (behaviors associated with pain and anxiety during farrowing), compared to sows that did receive enrichment ($p < 0.05$). However, environmental enrichment did not change the production parameters. This indicates that environmental enrichment during gestation can improve the ability of the pregnant sow to cope with stress, without affecting its productivity.

Keywords: Sows, enrichment, cortisol, behavior, production.

Introducción

La producción de carne de cerdo es una de las principales actividades económicas del sector pecuario en todo el mundo, y representa una de las principales fuentes de proteína animal para consumo humano de más bajo costo (USDA-FAS, 2019). Desafortunadamente, en la mayoría de los sistemas de producción, los cerdos son alojados en espacios reducidos y con poca estimulación, lo cual limita su desarrollo motriz, social y sensorial (Casal-Plana et al., 2017), volviéndolos más vulnerables a presentar problemas de salud, expresar comportamientos anormales, e incluso reducir sus parámetros productivos debido al alto grado de estrés que experimentan (Anil et al., 2006a; Thomsson et al., 2015; Reimert et al., 2017).

Una de las fases aparentemente más estresantes en la producción de cerdos es la etapa de gestación y lactancia (Barnett et al., 2001). Durante ésta, las cerdas son alojadas de forma individual en jaulas pequeñas, que limitan su movilidad y su capacidad de expresar comportamientos naturales como la construcción de nidos y la interacción con los lechones (Ruediger y Schulze, 2012). Como consecuencia, las cerdas suelen desarrollar lesiones de piel por permanecer la mayor parte de su tiempo echadas, así como padecer estreñimiento, compactación y tránsito intestinal lento (Rhodes et al., 2005).

El eje hipotálamo-pituitaria-adrenal (HPA) es el principal mediador de la respuesta fisiológica de estrés y de mantener el funcionamiento correcto del organismo a través de la liberación de hormonas importantes como los glucocorticoides (Chrousos, 2009). El cortisol es el principal glucocorticoide secretado por las glándulas adrenales en respuesta al estrés, y por ello su concentración se utiliza como un indicador de estrés, ya sea agudo o crónico (Morméde et al., 2007) y como indicador del bienestar animal (Carroll et al., 2018).

Una de las estrategias que mejor parece aminorar los efectos negativos del estrés causado por el cautiverio en los animales es el enriquecimiento ambiental (EA) (Tatemoto et al., 2019). En términos generales, éste se refiere a la modificación del entorno donde habitan los animales, con el objetivo de mejorar su funcionamiento biológico mediante el incremento de las fuentes de estimulación que favorecen la expresión de comportamientos propios de su especie (Newberry, 1995). Hay evidencias que indican que el EA tiene múltiples beneficios para los animales (Shepherdson, 1989; Chamove y Moodie, 1990), por ejemplo, puede reducir la frecuencia de comportamientos anormales, aumentar la diversidad conductual, y la capacidad de los animales para hacerle frente al estrés, y a estados emocionales negativos, como el dolor y el miedo (Shepherdson, 1989; Chamove y Moodie, 1990). En el caso del cerdo, la eviden-

cia indica que el EA puede disminuir la frecuencia de comportamientos anormales (Oostindjer et al., 2011), aumentar la expresión de estados emocionales positivos (Douglas et al., 2012), mejorar el desempeño de lechones en pruebas de miedo y ansiedad (Espejo-Beristáin et al., 2020), mejorar la respuesta inmunológica (Luo et al., 2020), e incluso en algunas condiciones puede mejorar su desempeño productivo (Ekkel et al., 1996).

A pesar de los importantes beneficios del EA en los cerdos, y de las restricciones sensoriales, sociales y de movilidad que experimentan las cerdas durante la gestación y lactancia, poco es lo que se sabe sobre el efecto del EA en las cerdas gestantes. Por ello, el objetivo del presente estudio fue identificar el efecto del EA sobre las concentraciones de cortisol en cerdas gestantes, así como sobre su comportamiento al parto y parámetros productivos.

Material y métodos

Lugar de estudio y ética

El estudio se realizó en una unidad de producción porcina de ciclo completo, semi-tecnificada y de flujo continuo, cuyo fin zootécnico es la producción de cerdos en pie. La población total aproximada es de 4800 cerdos, de los cuales 400 son cerdas utilizadas como vientres, 1400 cerdos de crianza-destete y 3000 cerdos en crecimiento-finalización. La unidad se encuentra ubicada en el municipio de Emiliano Zapata, en el estado de Veracruz, México, localizada a 165 m s.n.m. y un clima subtropical con temperatura promedio anual de 25,2 °C y precipitación anual de 2700 mm (García, 1988).

El uso y los procedimientos a los que fueron sometidos los cerdos durante el estudio fueron aprobados por la Comisión de Bioética y Bienestar Animal de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Veracruzana, mediante la constancia No. 010/21.

Animales y manejo

Se utilizaron 10 cerdas (*Sus scrofa domestica*) cruza de Yorkshire/Landrace F1, de primer parto, con una condición corporal de 3,5-4 en escala de 5 puntos (1 = delgada y 5 = obesa) (Gadd, 2011). Las cerdas fueron divididas en dos grupos, un grupo que recibió EA (grupo EA) de la semana 6 a la 15 de gestación y el otro que no recibió ningún tratamiento (grupo sin EA). El EA consistió en exponer a los animales diariamente y de manera individual a uno de los objetos utilizados como enriquecimiento por un periodo de 30 min en un horario de las 10:00 a las 12:00 durante las 9 semanas. El orden de presentación de los estímulos para cada cerda fue distinto y al azar.

De la semana 6 a la 15 de gestación, las cerdas se encontraron alojadas en jaulas individuales de 2,5 m de largo por 0,80 m de ancho, equipadas con un bebedero, un comedero semiautomático y piso de cemento ranurado. Posteriormente, de la semana 15 de gestación al parto (114-116 días), las cerdas fueron alojadas en jaulas de 2,5 m de largo por 1,2 m de ancho, equipadas con comedero clásico, bebedero y piso de rejilla elevada con una altura de 1 m. Como características particulares de su alojamiento, en la parte frontal, las jaulas cuentan con una lechonera de madera para proporcionarle refugio y calor a las crías mediante un calentador eléctrico. Su alimentación en el área de gestación consistió en una ración diaria de 5 kg de alimento concentrado (soya, sorgo o maíz, vitaminas, minerales y algunos aditivos) dividido en dos porciones, mientras que en el área de maternidad se les proporcionó de 7 a 10 kg por día dividido en cuatro porciones. Todas las cerdas fueron sometidas a un control preventivo mediante la aplicación de vacunas contra *Actinobacillus*, *Mycoplasma/H. parasuis*, *Salmonella/E. coli*, *parvovirus/leptospira/erisipela* y PRRS, aplicadas por vía intramuscular el día 80 de gestación.

Enriquecimiento Ambiental

Como EA se utilizaron seis objetos de materiales distintos que cumplieron con tres criterios: 1) bajo precio, 2) fáciles de encontrar en la zona, y 3) no representaban un peligro para los animales (heridas, atragantamiento, etc.). Adicionalmente, los elementos utilizados cumplían con criterios (Young, 2003; Van de Weerd y Day, 2009) para ser utilizados como EA. Algunos de los objetos utilizados fueron adquiridos comercialmente, y otros fueron elaborados por los autores. Las características de los estímulos empleados se describen a continuación:

Dispositivo casero de alimentación (DCA)

Este tipo de enriquecimiento fue fabricado de forma casera por los autores, utilizando tubo de policloruro de vinilo (PVC) de 4 pulgadas de ancho, cortado en tramos de 50 cm de longitud, a los cuales se les realizaron 16 orificios de 1 cm² dispuestos a lo largo y ancho. Cada tubo fue cerrado por lo extremos colocando tapas del mismo material. Para fijar el tubo a la jaula de la cerda, se utilizó una varilla de metal que atravesaba los tubos de forma longitudinal, y le permitía girar sobre su propio eje cada vez que las cerdas lo manipulaban. Antes de su colocación, los DCA fueron rellenos con 100 g de alimento preiniciador para lechones.

Soga

Se utilizaron tres trozos de 20 cm de soga de polipropileno-poliéster de 6 mm atados entre sí, y fijados a la jaula por un extremo.

Manguera

Se utilizaron 3 segmentos de 30 cm de tubo de plástico tipo manguera de una pulgada unidos por una soga de 40 cm de algodón. Las mangueras fueron atadas a la jaula mediante la soga de algodón.

Paja

Se proporcionaron 300 g de paja de pasto pangola (*Digitaria decumbens*), cortado en trozos de 5 cm de longitud y colocados en el piso en la parte frontal de la jaula.

Coco

Fueron utilizados cocos (*Cocos nucifera*) frescos (recién cortados) partidos por mitad. Se les realizó una perforación en uno de los extremos de cada mitad de coco, para posteriormente insertar una cuerda de 40 cm de largo con la que se ataron a la jaula.

Fruta congelada

Se utilizaron 600 gramos de una mezcla de fresas, manzanas, zanahorias y brócoli partidas en cubos de 1 a 3 cm³. La fruta fue colocada en un cubo de plástico con capacidad para 500 ml a la cual se le agregó 200 ml de agua y se introdujo en un congelador a -17 °C. Una vez congelado, el bloque de fruta fue expuesto a temperatura ambiente durante 10 min antes de ser colocado en la parte frontal del piso de la jaula de la cerda.

Con excepción de la fruta congelada y la paja, todos los objetos fueron colgados en la parte frontal de la jaula de la cerda a 80 cm del piso. Las cerdas estuvieron expuestas a los objetos únicamente durante los periodos de evaluación del estudio y los objetos no fueron reutilizados para evitar contaminación.

Toma de muestra sanguínea y evaluación de cortisol

En la semana 6 y 15 de gestación (antes y al final de la exposición al EA), se extrajo una muestra de sangre de las cerdas de ambos grupos para evaluar las concentraciones de cortisol en suero sanguíneo. Para la toma de muestra, las cerdas fueron sujetadas dentro de la jaula utilizando un lazo de cuerda por el hocico y sujetando el otro extremo a la

jaula. De cada cerda se recolectaron 10 ml de la vena cava anterior, usando una jeringa de 10 ml con aguja hipodérmica estéril 18 G. Se utilizó una jeringa y aguja por cerda. La sangre se recolectó en los primeros 3 min de la sujeción de las cerdas (Romero y Reed, 2005) y se transfirió inmediatamente a tubos de plástico de 10 ml sin anticoagulante, mismos que se mantuvieron a temperatura ambiente de 1 a 2 h para promover la separación del suero. Las muestras se obtuvieron en un horario de entre las 10:00 y las 12:00 h. Posteriormente, las muestras fueron centrifugadas a 810g durante 10 min para obtener el suero, que se almacenó a -20 °C hasta el análisis hormonal. Las concentraciones séricas de cortisol se evaluaron mediante ensayo de inmunabsorción ligado a enzimas (ELISA) en fase sólida usando el kit comercial Cortisol ELISA EIA-1887 (DRG® International, Inc., USA). La sensibilidad del ensayo fue 2,5 ng/ml. El rango de la curva fue 2,5-200 ng/ml. Los coeficientes de variación intra- e inter-ensayo fueron 5,6 % y 6,9 %, respectivamente. Las concentraciones se expresan como ng/ml.

Comportamiento durante el parto

El comportamiento de las cerdas fue evaluado mediante un muestreo focal, es decir, observando a cada cerda desde el nacimiento del primer lechón hasta la expulsión del último. Se utilizaron 6 cámaras Qian®, modelo QKC4D41901 con resolución 1280 x 720, las cuales fueron colocadas en el techo del área de parto y lactancia de la granja. Para poder evaluar los comportamientos en las cerdas, se elaboró un etograma de los comportamientos observados adaptado de Anil et al. (2006a) e Ison et al. (2016). Los comportamientos registrados fueron: rascados con la pierna trasera (evento), cabeceos hacia el comedero (evento), cabeceo hacia barrotes de la jaula (evento), levantamientos o cambios de postura (evento), así como la duración total del parto (estado) y la duración del intervalo de nacimiento entre lechones (estado). El com-

portamiento de rasgar con la pierna trasera consistió en que la cerda acostada en posición lateral tirara la pierna hacia adelante y/o atrás. Los cabeceos consistieron en movimientos que realizaba la cerda con la cabeza con el objetivo de golpear el comedero o los barrotes de la jaula, mientras que los cambios de postura consistieron en que las cerdas pasaran de estar acostadas de un lado con la ubre expuesta o acostada con la ubre en el suelo a levantarse en dos o cuatro de sus patas.

Parámetros productivos

Se registraron y compararon los siguientes parámetros productivos al parto de las cerdas: número de lechones nacidos vivos, número de lechones nacidos muertos, número de lechones nacidos totales, número de momias, y peso al nacimiento por camada.

Análisis estadístico

Para identificar diferencias en el comportamiento de las cerdas durante el parto, se utilizó una prueba t de student para grupos independientes. Dado que los datos productivos, no cumplieron los supuestos de normalidad, se utilizó la prueba Mann-Whitney U (MWU), para determinar diferencias en la productividad de las cerdas de ambos grupos.

Con respecto a las concentraciones de cortisol, se utilizó análisis de varianza (ANDEVA) de efecto principal para identificar diferencias significativas entre los tratamientos. Se empleó la prueba post hoc Duncan. El valor de significancia para todas las comparaciones fue de $p < 0,05$.

Resultados y discusión

Con respecto al comportamiento de las cerdas durante el parto, el análisis estadístico indicó que las cerdas sin EA mostraron un ma-

por número de comportamientos de rascado, levantamientos, golpe con el hocico al comedero y a la jaula. Sin embargo, no se encontraron diferencias en la duración total del parto, ni en la duración del intervalo por nacimiento de cada lechón (Tabla 1).

Con respecto a los parámetros productivos al parto, el análisis estadístico no identificó diferencias significativas (Tabla 2). No obstante, con respecto a las concentraciones de cortisol, ANDEVA detectó diferencias significati-

vas en la comparación por grupos $F(3,16) = 4,62; p = 0,016$. La prueba post hoc indicó que las cerdas en la semana de gestación 15 (después del tratamiento) que no recibieron EA mostraron mayores concentraciones de cortisol comparado con las cerdas con y sin EA en la semana 6 de gestación (Figura 1).

Los resultados mostraron que los animales que fueron sometidos al enriquecimiento no vieron aumentada su concentración de cortisol en sangre de forma significativa, mientras

Tabla 1. Media \pm error estándar de la media (EEM) de los comportamientos evaluados durante el parto en cerdas gestantes con enriquecimiento ambiental (Con EA) y sin enriquecimiento ambiental (Sin EA).
Table 1. Mean \pm standard error of the mean (SEM) of the behaviors evaluated during farrowing in pregnant sows with environmental enrichment (Con EA) and without environmental enrichment (Sin EA).

Comportamiento	Con EA	Sin EA	Valor de t	Grados de libertad	Valor de p
Frecuencia de rascado(n)	1,6 \pm 0,6	*9,2 \pm 1,6	4,24	2	0,003
Levantamientos durante el parto (n)	5,0 \pm 1,0	*11,4 \pm 1,5	3,49	2	0,008
Golpear con el hocico el comedero (n)	4,4 \pm 1,2	*15,4 \pm 1,5	5,55	2	0,001
Golpear la jaula (n)	3,8 \pm 0,7	*10,2 \pm 1,1	4,66	2	0,002
Duración total del parto (h)	7,6 \pm 2,2	10,0 \pm 3,2	0,6	2	0,563
Intervalo entre nacimiento de cada lechón (min)	17,2 \pm 4,7	16,7 \pm 2,3	0,08	2	0,938

* Indica diferencias significativas por fila.

Tabla 2. Mediana + rango intercuartil (RIQ) de los parámetros productivos evaluados durante el parto en cerdas gestantes con enriquecimiento ambiental (Con EA) y sin enriquecimiento ambiental (Sin EA).
Table 2. Median + interquartile range (RIQ) of the productive parameters evaluated during farrowing in pregnant sows with environmental enrichment (Con EA) and without environmental enrichment (Sin EA).

Parámetros	Mediana (RIQ)		Valor de U	Valor de p
	Con EA	Sin EA		
Número de lechones nacidos vivos	13 (2)	14 (2)	11,5	0,84
Número de lechones nacidos muertos	0,5 (1)	0,5 (2)	11,5	0,84
Número total de lechones nacidos	14 (0)	14 (4)	11,5	0,84
Peso de los lechones al nacimiento por camada	21,5 (2,8)	20,7 (4,9)	12	1
Número de momias	0,5 (0)	1,5 (1)	5	0,15

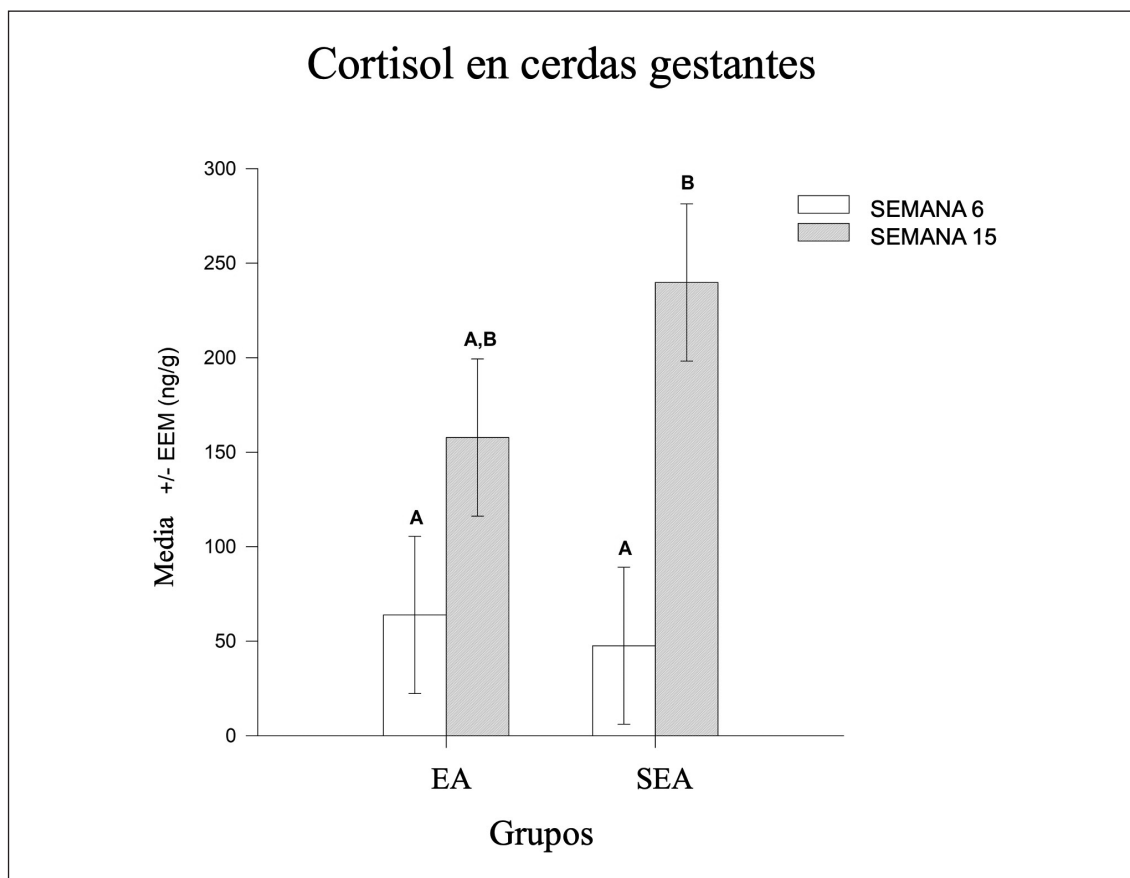


Figura 1. Media \pm error estándar de la media (EEM) de las concentraciones de cortisol en la cerdas durante la semana 6 y la semana 15 de gestación. Se encontró que en las cerdas que recibieron enriquecimiento ambiental (Con EA) no aumentaron los niveles de cortisol entre la semana 6 y 15. Por otro lado, en las cerdas del grupo sin enriquecimiento ambiental (Sin EA), aumentaron los niveles de cortisol durante la semana 15 en comparación con la semana 6 de gestación. Diferentes letras mayúsculas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Figure 1. Mean \pm standard error of the mean (SEM) of cortisol concentrations in sows week 6 and week 15 of gestation. In sows that received environmental enrichment (Con EA) cortisol levels did not increase between week 6 and 15. On the other side, sows from the group without environmental enrichment (Sin EA), showed increased cortisol levels during week 15 as compared to week 6 of gestation. Different capital letters indicate significant differences ($P < 0.05$).

que en los animales del grupo que no recibieron EA sí aumentó de forma significativa después del periodo en que estuvieron enjauladas. Además, nuestros hallazgos indican que recibir EA durante la gestación no modifica los parámetros productivos, pero sí me-

jora el comportamiento de las cerdas al parto. En conjunto, los resultados de nuestro estudio sugieren que el EA mejora la capacidad de las cerdas gestantes para afrontar el estrés durante la gestación y el parto, sin afectar su productividad.

Incrementos significativos en las concentraciones de cortisol están relacionados con un aumento en las respuestas conductuales y fisiológicas de supervivencia cuando un animal percibe una amenaza (Mellor *et al.*, 2000; Chrousos, 2009). La activación constante y crónica de este sistema fisiológico de emergencia está relacionado con un pobre bienestar (Matteri *et al.*, 2000; Charmandari *et al.*, 2005). En nuestro estudio, en las cerdas que no recibieron EA durante la segunda mitad de la gestación incrementaron significativamente las concentraciones de cortisol comparado con las cerdas que sí recibieron EA. Esto sugiere que el EA podría reducir los efectos negativos del encierro y de la limitación motriz, social y sensorial de una granja intensiva.

Si bien se ha propuesto que la falta de estimulación y espacio son algunos de los factores que más contribuyen al estrés en los animales, en el caso de las cerdas gestantes se ha observado que proporcionarles mayor espacio o alojamiento grupal no modifica sus concentraciones de cortisol, aunque sí otras variables como el comportamiento agresivo (Anil *et al.*, 2006b). Si bien los efectos del alojamiento grupal no pueden ser comparados con los del EA, porque mientras que uno pretende facilitar la conducta social, el otro intenta crear una mayor oportunidad de expresar comportamientos naturales, ambos tienen como objetivo mejorar el bienestar de los animales. En este sentido, consideramos que el EA puede ser una práctica más eficiente y económica para los productores que el alojamiento grupal, ya que mientras que el EA puede ser proporcionado con el uso de elementos de bajo costo, la modificación de jaulas e instalaciones representa una inversión económica importante. Es importante destacar que si bien el bienestar animal es importante por muchos aspectos, tanto éticos como biológicos, la porcicultura es también una actividad humana de la cual depende una gran población humana no solo

como fuente de empleos, sino por la salud y seguridad alimentaria.

Por otro lado, el efecto del EA sobre la productividad de los animales no es del todo claro. Mientras que algunos estudios (Beattie *et al.*, 2000; Oostindjer *et al.*, 2010) han mostrado que proveer condiciones enriquecidas puede mejorar la tasa de crecimiento, la ingesta de alimento, así como la conversión alimenticia de lechones en crecimiento, el efecto en la capacidad productiva y reproductiva de la cerda no es del todo claro.

Si bien algunos estudios (Broom *et al.*, 2010) han demostrado que el alojamiento grupal de cerdas mejora su ganancia de peso durante el periodo posparto comparado con aquellas que son alojadas de forma individual, otros autores (Oliviero *et al.*, 2008; Chapinal *et al.*, 2010) han encontrado que ni el alojamiento grupal ni el EA durante el parto tienen un efecto significativo sobre su productividad. De forma similar, en nuestro estudio, el EA no modificó los parámetros productivos de las cerdas, lo cual sugiere que las diferencias en las concentraciones de cortisol no estuvieron directamente relacionadas con la capacidad de la cerda para mantener una gestación exitosa, por lo que pudieran depender en mayor medida de otros factores como la genética y la nutrición, la cual fue idéntica en las cerdas de ambos grupos. No obstante, sería importante determinar si mejorar el bienestar de las cerdas tiene efectos positivos a mediano o largo plazo, lo que se vería reflejado en un temprano y exitoso regreso a receptividad sexual, una larga vida productiva de la cerda, así como en su productividad en futuros partos.

Respecto al comportamiento durante el parto, estudios han mostrado que altas frecuencias de posturas y comportamientos asociadas a dolor, estrés y ansiedad durante el parto están asociadas con un pobre bienestar en las cerdas (Ison *et al.*, 2016; Ison *et al.*, 2018). En nuestro estudio las cerdas del grupo

con EA expresaron un menor número de golpes hacia las jaulas y comedero, así como de cambios de posición y rascado del piso, lo cual sugiere menor dolor y ansiedad en las cerdas que recibieron EA comparado con las del grupo sin EA (Ison et al., 2016; Ison et al., 2018). Esto indica que la oportunidad de interactuar con el enriquecimiento durante la gestación puede mejorar la capacidad de las cerdas para afrontar los estados sensoriales y emocionales durante el parto. Si bien la relación entre el cortisol y la percepción de dolor en muchas especies animales, incluida el humano, no es del todo claro (Van Aken et al., 2018), todo parece indicar que el incremento en las concentraciones de cortisol es una consecuencia del dolor y no una causa (Rushen y Ladewig, 1991). Dado que en nuestro estudio las cerdas sin EA expresaron mayores concentraciones de cortisol, así como un mayor número de conductas asociadas al dolor y a la ansiedad, parece lógico pensar que el EA mejora la capacidad de las cerdas para afrontar las limitaciones sensoriales, sociales y espaciales durante la gestación, así como el dolor y ansiedad durante parto.

Para mejorar nuestro entendimiento sobre el mecanismo mediante el cual el EA mejora la respuesta de la cerda al parto, en el futuro será importante determinar si los beneficios del EA al parto están mediados por hormonas como el cortisol, la prolactina y la oxitocina, o incluso por otros neurotransmisores como opioides y cannabinoides los cuales tienen propiedades analgésicas (Ruediger y Schulze, 2012; Corder et al., 2018).

Conclusión

En conclusión, podemos decir que las cerdas que recibieron EA durante la gestación expresaron niveles más bajos de cortisol en sangre comparado con las cerdas que no recibieron EA. Además, las cerdas que recibieron EA expresaron un menor número de com-

portamientos asociados al dolor, estrés y ansiedad durante el parto, sin que se observaran cambios en los parámetros productivos. Esto puede significar que el EA es capaz de disminuir el estrés y los estados emocionales negativos en las cerdas. En conjunto, nuestros resultados sugieren que el EA es una buena estrategia para aminorar los efectos negativos del cautiverio en animales destinados a la producción. En el futuro será importante explorar el efecto del EA en cerdas gestantes sobre el desarrollo y maduración de sus lechones, así como su desempeño productivo a lo largo de su vida. Mejorar nuestro entendimiento sobre este comportamiento nos permitirá realizar un aprovechamiento ético de los animales garantizando su bienestar.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer al grupo PRODASINCO y especialmente a la granja "Piedra negra", por su contribución en el desarrollo del protocolo experimental, así como a los trabajadores encargados del cuidado de los animales.

Referencias bibliográficas

- Anil L, Anil SS, Deen J, Baidoo SK (2006a). Cortisol, behavioral responses, and injury scores of sows housed in gestation stalls. *Journal of Swine Health and Production* 14(4): 196-201.
- Anil L, Anil SS, Deen J, Baidoo SK, Walker RD (2006b). Effect of group size and structure on the welfare and performance of pregnant sows in pens with electronic sow feeders. *Canadian Journal of Veterinary Research* 70(2): 128-136.
- Barnett JL, Hemsforth PH, Cronin GM, Jongman EC, Hutson GD (2001). A review of the welfare issues for sows and piglets in relation to housing. *Australian Journal of Agricultural Research* 52(1): 1-28. <https://doi.org/https://doi.org/10.1071/AR00057>.

- Beattie V, O'Connell N, Moss B (2000). Influence of environmental enrichment on the behaviour, performance and meat quality of domestic pigs. *Livestock Production Science* 65(1-2): 71-79. [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(99\)00179-7](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00179-7).
- Broom DM, Mendl MT, Zanella AJ (2010). A comparison of the welfare of sows in different housing conditions. *Animal Science* 61(2): 369-385. <https://doi.org/10.1017/S1357729800013928>.
- Carroll GA, Boyle LA, Hanlon A, Palmer MA, Collins L, Griffin K, Armstrong D, O'Connell NE (2018). Identifying physiological measures of lifetime welfare status in pigs: exploring the usefulness of haptoglobin, C-reactive protein and hair cortisol sampled at the time of slaughter. *Irish Veterinary Journal* 71(1): 8. <https://doi.org/10.1186/s13620-018-0118-0>.
- Casal-Plana N, Manteca X, Dalmau A, Fábrega E (2017). Influence of enrichment material and herbal compounds in the behaviour and performance of growing pigs. *Applied Animal Behaviour Science* 195: 38-43. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2017.06.002>.
- Corder G, Castro DC, Bruchas MR, Scherrer G (2018). Endogenous and exogenous opioids in pain. *Annual Review of Neuroscience* 41(1): 453-473. <https://doi.org/10.1146/annurev-neuro-080317-061522>.
- Chamove AS, Moodie EM (1990). Are alarming events good for captive monkeys? *Applied Animal Behaviour Science* 27(1): 169-176. [https://doi.org/10.1016/0168-1591\(90\)90016-7](https://doi.org/10.1016/0168-1591(90)90016-7).
- Chapinal N, Ruiz de la Torre JL, Cerisuelo A, Gasa J, Baucells MD, Coma J, Vidal A, Manteca X (2010). Evaluation of welfare and productivity in pregnant sows kept in stalls or in 2 different group housing systems. *Journal of Veterinary Behavior* 5(2): 82-93. <https://doi.org/10.1016/j.jveb.2009.09.046>.
- Charmandari E, Tsigos C, Chrousos G (2005). Endocrinology of the stress response. *Annual Review of Physiology* 67: 259-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.physiol.67.040403.120816>.
- Chrousos P (2009). Stress and disorders of the stress system. *Nature Reviews Endocrinology* 5(7): 374-381. <https://doi.org/10.1038/nrendo.2009.106>
- Douglas C, Bateson M, Walsh C, Bédoué A, Edwards SA (2012). Environmental enrichment induces optimistic cognitive biases in pigs. *Applied Animal Behaviour Science* 139(1): 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2012.02.018>
- Ekkel ED, Savenije B, Schouten GP, Tielen MJM (1996). Health, welfare, and productivity of pigs housed under specific-stress-free conditions in comparison with two-site systems. *Journal of Animal Science* 74(9): 2081-2087. <https://doi.org/10.2527/1996.7492081x>.
- Espejo-Beristáin G, Paredes-Ramos P, Ahuja-Aguirre C, Carrasco-García AA, Naranjo-Chacón (2020). Efecto del enriquecimiento ambiental sobre el desempeño de lechones en pruebas de ansiedad. *Revista Bio Ciencias* 7: e789. <https://doi.org/10.15741/revbio.07.e789>.
- Gadd J (2011). *Modern pig production technology: a practical guide to profit*. Nottingham University Press. 600 pp.
- García E (1988). Distribución de los grupos climáticos de Köppen en México. En: *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (Para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Primera parte, 276 pp. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. 4a Ed. México DF.
- Ison SH, Jarvis S, Rutherford KMD (2016). The identification of potential behavioural indicators of pain in periparturient sows. *Research in Veterinary Science* 109: 114-120. <https://doi.org/10.1016/j.rvsc.2016.10.002>.
- Ison H, Jarvis S, Hall, Ashworth J, Rutherford D (2018). Periparturient behavior and physiology: further insight into the farrowing process for primiparous and multiparous sows [Original Research]. *Frontiers in Veterinary Science* 5: 122. <https://doi.org/10.3389/fvets.2018.00122>.
- Luo L, Jansen CA, Bolhuis JE, Arts JAJ, Kemp B, Parmentier HK (2020). Early and later life environmental enrichment affect specific antibody responses and blood leukocyte subpopulations in pigs. *Physiology & Behavior* 217: 112799. <https://doi.org/10.1016/j.physbeh.2020.112799>.
- Matteri RL, Carroll JA, Dyer CJ (2000). Neuroendocrine responses to stress. En: *The Biology of Animal Stress: Basic Principles and Implications for Welfare* (Ed. Moberg GP, Mench JA), pp. 43-76. CABI Publishing, Oxford, UK.

- Mellor D, Cook C, Stafford K (2000). Quantifying some responses to pain as a stressor. En: *Biology of Animal Stress: Basic Principles and Implications for Welfare* (Ed. Moberg GP, Mench JA), 171-198. CABI Publishing, Oxford, UK.
- Mormède P, Andanson S, Aupérin B, Beerda B, Guémené D, Malmkvist J, Manteca X, Mantouffier G, Prunet P, Reenen CG, Richard S, Veissier I (2007). Exploration of the hypothalamic–pituitary–adrenal function as a tool to evaluate animal welfare. *Physiology & Behavior* 92(3): 317-339. <https://doi.org/10.1016/j.physbeh.2006.12.003>.
- Newberry R (1995). Environmental enrichment: Increasing the biological relevance of captive environments. *Applied Animal Behaviour Science* 44(2): 229-243. [https://doi.org/10.1016/0168-1591\(95\)00616-Z](https://doi.org/10.1016/0168-1591(95)00616-Z).
- Oliviero C, Heinonen M, Valros A, Hälli O, Peltoniemi O (2008). Effect of the environment on the physiology of the sow during late pregnancy, farrowing and early lactation. *Animal Reproduction Science* 105(3): 365-377. <https://doi.org/10.1016/j.anireprosci.2007.03.015>.
- Oostindjer M, Bolhuis J, Mendl M, Held S, Gerrits W, van den Brand H, Kemp B (2010). Effects of environmental enrichment and loose housing of lactating sows on piglet performance before and after weaning. *Journal of Animal Science* 88(11): 3554-3562. <https://doi.org/10.2527/jas.2010-2940>.
- Oostindjer M, van den Brand H, Kemp B, Bolhuis J (2011). Effects of environmental enrichment and loose housing of lactating sows on piglet behaviour before and after weaning. *Applied Animal Behaviour Science* 134(1): 31-41. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2011.06.011>.
- Reimert I, Fong S, Rodenburg T, Bolhuis J (2017). Emotional states and emotional contagion in pigs after exposure to a positive and negative treatment. *Applied Animal Behaviour Science* 193: 37-42. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2017.03.009>.
- Rhodes RT, Appleby MC, Chinn K, Douglas L, Firkins LD, Houpt KA, Irwin C, McGlone JJ, Sundberg P, Tokach L, Wills RW (2005). A comprehensive review of housing for pregnant sows. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 227(10): 1580-1590. <https://doi.org/10.2460/javma.2005.227.1580>.
- Romero LM, Reed JM (2005). Collecting baseline corticosterone samples in the field: is under 3 min good enough? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 140(1): 73-79. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2004.11.004>.
- Ruediger K, Schulze M (2012). Post-farrowing stress management in sows by administration of azaperone: Effects on piglets performance. *Journal of Animal Science* 90(7): 2331-2336. <https://doi.org/10.2527/jas.2011-4661>.
- Rushen J, Ladewig J (1991). Stress-induced hypoalgesia and opioid inhibition of pigs' responses to restraint. *Physiology & Behavior* 50(6): 1093-1096. [https://doi.org/10.1016/0031-9384\(91\)90566-7](https://doi.org/10.1016/0031-9384(91)90566-7).
- Shepherdson D (1989). Environmental enrichment: Measuring the behaviour of animals. *RATEL: Journal of the Association of British Wild Animal Keepers* 16: 134-139.
- Tatemoto P, Bernardino T, Alves L, de Oliveira Souza AC, Palme R, Zanella AJ (2019). Environmental enrichment for pregnant sows modulates HPA-axis and behavior in the offspring. *Applied Animal Behaviour Science* 220: 104854. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2019.104854>.
- Thomsson O, Bergqvist A, Sjunnesson Y, Eliasson-Selling L, Lundeheim N, Magnusson U (2015). Aggression and cortisol levels in three different group housing routines for lactating sows. *Acta Veterinaria Scandinavica* 57(1): 9. <https://doi.org/10.1186/s13028-015-0101-7>.
- USDA-FAS (2019). *Livestock and Poultry: World Markets and Trade*.
- Van Aken M, Oosterman J, van Rijn T, Ferdek M, Ruigt G, Kozicz T, Braat D, Peeters A, Nap A (2018). Hair cortisol and the relationship with chronic pain and quality of life in endometriosis patients. *Psychoneuroendocrinology* 89: 216-222. <https://doi.org/10.1016/j.psyneuen.2018.01.001>.
- Van de Weerd HA, Day JEL (2009). A review of environmental enrichment for pigs housed in intensive housing systems. *Applied Animal Behaviour Science* 116(1): 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2008.08.001>.
- Young R (2003). *Environmental Enrichment for Captive Animals*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.

(Aceptado para publicación el 26 de enero de 2022)

Impacto de la desaparición del sistema de cuotas lácteas en la estructura productiva de las explotaciones de vacuno lechero en la Comunidad Autónoma de Andalucía (España)

Rafael Olvera-Porcel¹, Javier Rodríguez-Zamudio¹, Cecilio Barba-Capote², M. Carmen Olvera-Porcel³ y Pedro González-Redondo^{4,*}

¹ Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, Junta de Andalucía, Edificio de Servicios Múltiples, Av. de Grecia s/n, 41012 Sevilla, España

² Departamento de Producción Animal, Universidad de Córdoba, Campus de Rabanales, 14071 Córdoba, España

³ Instituto de Investigación Biosanitaria Granada (Ibs.Granada), Hospital Universitario San Cecilio, Avda. del Conocimiento s/n, 18016 Granada, España

⁴ Departamento de Agronomía, Universidad de Sevilla, Carretera de Utrera km 1, 41013 Sevilla, España

Resumen

Las cuotas lácteas se implantaron en 1984, en la entonces Comunidad Económica Europea, como mecanismo para evitar una sobreproducción lechera generada por las medidas de apoyo al sector lácteo, y han estado vigentes hasta el 1 de abril de 2015. Para analizar la repercusión de la eliminación de las cuotas lácteas en las explotaciones lecheras de Andalucía (España), se realizó una comparación de una serie temporal de la información existente en las bases de datos de las Administraciones públicas. Las variables utilizadas fueron la producción lechera por vaca y año, el número de vacas por explotación y la producción lechera por explotación y año. Se consideró el periodo 2010-2019, estableciendo dos estratos: 2010-2014 (periodo de vigencia de las cuotas) y 2015-2019 (periodo post-cuotas). Entre 2010 y 2019 el número de explotaciones de vacuno lechero de Andalucía se redujo un 29,8 %, la producción aumentó un 25 % y el tamaño medio de las explotaciones aumentó un 23 %. En el periodo 2015-2019 tras la retirada de las cuotas, la producción lechera por vaca y año, el número de vacas por explotación y la producción lechera por explotación y año aumentaron significativamente ($P < 0,05$) respecto al periodo previo a la retirada de las cuotas. En conclusión, el sistema de cuotas lácteas ha tenido una repercusión en la dimensión y la eficiencia productiva de las explotaciones de vacuno lechero de Andalucía, registrándose un mayor crecimiento de la producción y del tamaño de las explotaciones después de retirarse las cuotas en 2015.

Palabras clave: Producción, leche, vacuno, Política Agraria Común.

Impact of the abolition of the milk quotas system on the productive structure of dairy cattle farms in the Autonomous Community of Andalusia (Spain)

Abstract

Milk quotas were introduced in the former European Economic Community in 1984 as a mechanism to prevent overproduction of milk because of support measures for the dairy sector. The quotas system was

* Autor para correspondencia: pedro@us.es

removed on 1 April 2015. In order to analyse the possible impact of this decision to remove the milk quotas system on dairy farms in Andalusia (Spain), a comparison was made of a time series of the data in the databases of the public administrations. The variables used were dairy production per cow and year, the number of cows per farm and dairy production per farm and year. The period 2010-2019 was considered, establishing two strata: 2010-2014 (period with milk quotas in force) and 2015-2019 (post-quotas period). From 2010 to 2019, the number of dairy cattle farms in Andalusia decreased by 29.8 %, milk production increased by 25 % and the average farm size increased by 23 %. During the 2015-2019 period after withdrawal of milk quotas, milk production per cow and year, the number of cows per farm and milk production per farm and year increased significantly ($P < 0.05$) compared to the period before the withdrawal of the milk quotas. In conclusion, the milk quotas system has had an impact on the size and production efficiency of dairy cattle farms in Andalusia, with a greater growth in production and farm size after milk quotas were removed in 2015.

Keywords: Production, milk, dairy cattle, Common Agricultural Policy.

Introducción

En la Unión Europea, el sector lácteo ha sido fuertemente regulado a través de la Política Agraria Comunitaria (PAC). En 1964 se crea la primera Organización Común de Mercado para la leche basada en la fijación de precios indicativos para importaciones y exportaciones. Posteriormente en 1968, se establece un sistema de compras públicas basado en los precios de intervención, mediante el cual los organismos de intervención de cada Estado debían comprar a ese precio las cantidades que se les ofreciera de mantequilla, leche desnatada en polvo y determinados quesos. Sin embargo, a largo plazo el elevado nivel de apoyo originó un gran coste para el presupuesto comunitario, pasando de la escasez a la sobreproducción y generando, mediante las compras públicas, unos almacenamientos de leche en polvo y mantequilla a los que se les denominó: “lagos de leche y montañas de mantequilla”. La producción europea de leche aumentó un 2 % anual desde 1973 hasta 1988 mientras que, por el contrario, el consumo mantuvo un crecimiento anual del 0,5 % (Santaolalla, 2016).

Para solucionar esta situación en 1977 se creó la Tasa de Corresponsabilidad, cantidad que todo productor debía pagar por la leche en-

tregada y que oscilaba entre el 1,5 % y el 4 % del precio indicativo de la leche de la campaña en curso, que no dio resultado. Ante el fracaso de esta medida, en 1984 se implantó la Tasa Láctea (Consejo de las Comunidades Europeas, 1984), más conocida como cuotas lácteas. El sistema de Tasa Láctea consistió en establecer, para cada Estado Miembro, una Cantidad Global Garantizada (CGG). La leche que se produjera por encima de esa CGG se penalizaba con una tasa suplementaria (supertasa) que equivalía al 115 % del precio indicativo de la leche. El pago de la tasa se realizaba por parte de los ganaderos que hubieran sobrepasado su cuota asignada, aunque la posibilidad de compensación de cuota entre ganaderos hacía que la tasa solo se aplicara si existía rebasamiento a nivel de Estado. En los 10 últimos años de vigencia del sistema, España rebasó la cuota en tres campañas; sin embargo, el rebasamiento de cuota en las explotaciones andaluzas era una práctica habitual. La mayoría de los autores recogen que la implantación de las cuotas supuso, durante 30 años, una traba para los ganaderos más competitivos y un freno al acceso de la leche europea a los mercados internacionales (India, China o Rusia), generando una desventaja para los ganaderos europeos respecto a sus competidores (EE.UU., Australia o Nueva Zelanda) (Santaolalla, 2015).

Tras su ingreso en la CEE en 1985, España implantó las cuotas lácteas, siendo en ese momento deficitaria en leche, y teniendo gran potencial de crecimiento y graves carencias estructurales con gran número de explotaciones, entregas medias por productor menores de 20.000 kg y con el 85 % de las explotaciones de menos de 10 vacas (Calcedo, 2004).

Como indicaban Lamo de Espinosa *et al.* (1997), cuando España se adhirió a la CEE tenía una producción inferior al consumo y la cuota que debería haberle correspondido era de 6,5 Mt. La situación de excedentes de la CEE-10 no era la más favorable para la negociación de España. La Comisión Europea, con la asignación de una cuota reducida a España, visualizó una vía de salida a los excedentes lácteos de ese momento. La cuota conseguida situó al sector lácteo español en desventaja respecto a sus países vecinos, pues la asignación a cada ganadero se hizo en base a unas cifras inferiores a las reales (Calcedo, 2004). Como indicaba Hernández-Morales (2009), España aceptó una cuota muy inferior a la que le correspondía, pues los ganaderos, creyendo que evitarían impuestos, no declararon la producción real, y la cuota resultante fue de 6 Mt cuando el consumo era de 9 Mt. Por el contrario, la cuota inicial asignada a Francia fue un 60 % superior a su consumo interno, lo que hizo que Francia se convirtiera en un país estructuralmente exportador de leche a España, situación que ha perdurado hasta nuestros días (Santaolalla, 2015).

Respecto al impacto sobre los precios que supuso la implantación de las cuotas en España, cabe decir que hubo un aumento del 23,7 % de 1988 a 1989 y del 14,6 % de 1989 a 1990; posteriormente se mantuvo una tendencia creciente sin grandes variaciones como en las primeras campañas (Casado-Pérez *et al.*, 2009). Como indicaban Sineiro y Valdés (2001), las cuotas en España no cumplieron la función para la que se habían diseñado ya que los precios no alcanzaron los niveles de la media

de la CEE-12. La gestión del sistema de cuotas no ha estado exenta de controversias y consecuencias para el sector lácteo (De Miguel *et al.*, 2003), pues los ganaderos han tenido que adquirir cuota a través de procedimientos administrativos diseñados con criterios variables y desvinculados de política territorial. Además la situación de provisionalidad durante 30 años ha generado incertidumbre y dificultad para acometer inversiones a largo plazo.

El Real Decreto 2466/1986 (MAPA, 1986) establecía en España la asignación de las cuotas; sin embargo, no hubo una aplicación efectiva por parte de las Comunidades Autónomas hasta 1991. Con la aplicación real de la cuota se produjo una ruptura de la tendencia de crecimiento de la producción, que pasó del 3 % al 1,5 % anual durante los diez primeros años de limitación de producción, y una reestructuración sectorial con una reducción del censo en un 2,8 % anual. La implantación de las cuotas también supuso, en determinadas zonas, un abandono de la producción lechera y el aumento de explotaciones de bovino de carne y de ovino (Castillo Quero, 1994).

Respecto a la asignación de cuotas lácteas a nivel de Comunidades Autónomas cabe destacar que en 2015, año de la retirada del sistema de cuotas, Andalucía, objeto de esta investigación, tenía una asignación de cuota a 750 ganaderos que ascendía a un total de 444.887 t, el 7,1 % del total nacional (21.720 ganaderos con un total de cuota 6.234.979 t). La provincia de Córdoba suponía el 55 % del total de la cuota andaluza (Gámiz, 2011).

La UE acordó en el año 2003, durante la Reforma a Medio Plazo de la PAC (Parlamento Europeo, 2020), establecer como fecha para el final del sistema de cuotas el 1 de abril de 2015 (Comisión Europea, 2010). En los momentos previos a la toma de la decisión de la retirada de la cuota, parte del sector y de técnicos abogaban por su continuidad con un nuevo reparto más equitativo. Las organizaciones agrarias temían una invasión, sobre

todo en el norte de España, de leche francesa (Hernández-Morales, 2009) y esgrimían razones para la no eliminación del sistema, como el riesgo de desaparición masiva de explotaciones, sobre todo de tipo familiar. González Carbajo (1996) indicaba que el sector lácteo español no resistiría la eliminación de las cuotas lácteas, situación que no ha ocurrido, aunque sí se han producido cambios en la estructura sectorial.

Se preveía que con la eliminación de las cuotas la producción en la UE-27 aumentaría un 3,0 % (Comisión Europea, 2020). Efectivamente, tras la abolición del sistema de cuotas se produjo un aumento de producción generalizado; así, en los primeros tres meses tras la retirada, en España se produjo un aumento del 3,9 % en las entregas de leche respecto a la campaña anterior (FEGA, 2020b). En cuanto a la repercusión económica de la retirada de las cuotas, en el primer año sin cuotas (2015) se produjo una caída del precio de la leche en la UE del 7,8 % (en España un 9,9 %) y posteriormente a partir de julio de 2016 el precio ha ido aumentando progresivamente. En 2019 el precio en la UE era un 7,4 % superior al previo a la retirada de las cuotas y en España era de un 1,7 % inferior al de 2014 (EUROSTAT, 2020). Como señala el MAPA (2020) en el informe de la Red Nacional de Granjas Típicas (RENGRATI) 2015, las circunstancias que causaron la disminución de precios fueron un gran desajuste entre oferta y demanda. Se produjo un aumento de la oferta, debido al incremento de producción interna, motivada por las perspectivas ante la desaparición de cuotas y a un buen año climático, y una fuerte y repentina bajada de demanda motivada por la reducción del consumo interno, y la disminución de exportaciones por un descenso de demanda de China y el veto ruso impuesto a los productos europeos motivado por el conflicto ucraniano.

La repercusión económica de la retirada de las cuotas ha sido evaluada por diferentes es-

tudios que han coincidido arrojando unos resultados de incremento de producción y una reducción en los precios; así, Kempen et al. (2011) concluyen que la retirada de las cuotas en la UE-27 traería como consecuencia una reducción del precio del 10 % y en regiones menos productivas hasta del 20 %, mientras que la mayoría de los autores sitúan el descenso del precio en el entorno del 7 % (Van Berkum y Helming, 2006). Como indican Casanovas y Aldanondo (2011), en Francia las cuotas lácteas provocaron una debilidad de la competitividad del sector lácteo y su eliminación provocaría un efecto favorable sobre los costes de producción.

En cuanto a los principales datos sectoriales cabe indicar que la producción de leche de vacuno a nivel mundial es de 711.528.150 t, siendo la UE-28 el principal productor mundial con 155,91 Mt. El censo total de vacas de ordeño a nivel mundial es de 270.674.454 cabezas, ocupando España el puesto 115 con el 0,3 % del total. En 2019 había 22.627.580 vacas de leche registradas en la UE. El país con mayor rendimiento lechero es Israel, con 13.412 kg/vaca-año seguido de Estados Unidos, con 10.463 kg/vaca-año. Se estima que existen 121,5 M de explotaciones lecheras a nivel mundial, con distribución heterogénea. En África y Asia la mayoría de las explotaciones tienen menos de 10 vacas (India 1,4; Pakistán 3,4) y en el otro extremo están Nueva Zelanda con 400 vacas y Estados Unidos con 180 vacas por explotación. Entre otros países con tamaños superiores a 100 vacas por explotación se encuentran Argentina, Uruguay, Australia y la UE-25 (FAOSTAT, 2020).

Desde la desaparición de las cuotas, los ganaderos tienen la obligación de realizar una declaración mensual de la leche que entregan a industria y otra anual de venta directa que se gestionan por el Fondo Español de Garantía Agraria (FEGA) mediante la aplicación INFOLAC. Según los datos de las declaraciones obligatorias (FEGA, 2020b) la produc-

ción total de leche de España en 2019 fue de 7.226.670 t contabilizándose 12.831 titulares de explotaciones que realizaron declaración de entrega. El número medio de vacas de ordeño por explotación es de 57 y el rendimiento lechero en España es de 8.138 kg/vaca·año. En cuanto a la evolución entre 2010 y 2019 en España, en diciembre de 2019 el número de ganaderos era un 56,7 % de los que había en diciembre de 2010, con una tasa de descenso anual superior al 5,5 %. La cantidad de leche entregada en 2019 fue un 23 % superior a la de 2010, con un crecimiento anual cercano al 1,5 %. En marzo de 2010 hubo en España 22.623 ganaderos que realizaron venta de leche a industria, mientras que en diciembre de 2019 se redujeron a 12.831, es decir un 56,7 % de los ganaderos iniciales. En la campaña que finalizó en 2010 se vendieron 5.914.663.486 kg de leche, mientras que en 2019 se vendieron un 23,3 % más (FEGA, 2020a).

Andalucía, por su ubicación al sur de Europa, alejada del gran exportador de leche a España (Francia), es una Comunidad Autónoma en la que la producción de leche de vaca tiene una importancia relevante. En 2019 contaba con el 3,79 % de los ganaderos de vacuno lechero y el 7,24 % del censo de vacas de España, siendo el tamaño medio de las explotaciones andaluzas de 117 vacas. La producción lechera andaluza fue de 552.581.894 kg, alcanzando el 7,8 % de la producción nacional, con una producción media por explotación de 1.092.059 kg y un rendimiento lechero, obtenido por control lechero oficial, de 8.634 kg/vaca (DGPMA, 2020b).

A pesar de la importancia estratégica del sector bovino lechero en Andalucía, no se ha investigado el impacto de la retirada de las cuotas lácteas en esta Comunidad Autónoma. Por ello, el objetivo de este artículo es determinar la influencia de la retirada de cuotas lácteas sobre la estructura de las explotaciones de bovino lechero de Andalucía. Este análisis se realizó comprando tres varia-

bles representativas de la estructura de las explotaciones: producción de leche por vaca (kg/vaca·año), número de vacas por explotación y producción de leche por explotación (kg/explotación·año) entre los periodos 2010-2014 y 2015-2019, anterior y posterior a la retirada de cuotas lácteas en 2015.

Material y métodos

Se realizó un estudio observacional en el que se incluyeron todas las explotaciones de vacuno lechero de la Comunidad Autónoma de Andalucía (España) que tuvieron producción durante el periodo 2010-2019 (1 de abril de 2010 a 1 de abril de 2019). Partiendo de la información censal y de registro de explotaciones de la base de datos del Sistema Integral de Gestión de la Ganadería de Andalucía (SIGGAN, 2020), para cada año del estudio se realizó una identificación de todas las explotaciones de bovino de Andalucía. Seguidamente, a través de filtros sobre aptitud zootécnica se eliminaron las explotaciones que no fueran de producción lechera. Posteriormente, para cada año del estudio y para cada explotación, se añadió la información de la producción lechera obtenida de la base de datos del FEGA (2020a,b). Además se utilizó la información de la base de datos de LETRA Q sobre tanques de leche de las explotaciones para cotejar la producción lechera. Todos los datos, tanto la identificación del titular como la de la explotación, fueron anonimizados.

Con la información obtenida se elaboró una base de datos, con registros a nivel de explotación, que contenía toda la información de las explotaciones lecheras andaluzas en cada año objeto del estudio. En la provincia de Huelva no había ninguna explotación de vacuno lechero en el periodo estudiado.

Debido a que las declaraciones de leche se realizan a nivel de titular y no a nivel de explotación, para poder realizar el análisis, previa-

mente se asignó a cada explotación lechera su producción lechera correspondiente, en función del número de explotaciones que tuviera cada titular en Andalucía y el número de vacas (reproductoras mayores de 24 meses) de cada explotación.

Las variables cuantitativas utilizadas para definir el tamaño de explotación fueron el número de vacas y censo total por explotación. Como variables productivas se utilizaron la productividad individual (kg leche/vaca·año) y la producción lechera por explotación (kg leche/explotación·año) (Pardo, 2001; De Miguel et al., 2003; Casado-Pérez et al., 2009). Para analizar la relación entre producción y cuota se usaron las siguientes variables: el rebasamiento de cuota (Reb.), obtenido como cociente entre la cuota asignada y la producción real entregada, la proporción de explotaciones con rebasamiento (E.R.) y la proporción de vacas respecto al censo total de la explotación.

Se analizó la variación durante el periodo estudiado del número de explotaciones con toros y número de toros por explotación como indicador del grado de uso de tecnología reproductiva ya que son utilizados principalmente para la detección de celos en las explotaciones que no disponen de tecnología más avanzada. Finalmente, se analizó el número de explotaciones con actividad de cebo (se consideró que tienen actividad de cebadero aquellas explotaciones con un censo de machos con edad mayor de 1 año superior al 15 % de las reproductoras) para determinar si se utilizaba esta actividad como diversificación productiva. La producción lechera del año 2015 (año en el que cambió el sistema de notificación, al desaparecer las cuotas) se consideró incluida totalmente en el periodo 2015-2019, tras sumar la producción estimada correspondiente a los meses de enero a marzo para cada explotación.

Se realizó una caracterización del sector vacuno lechero de Andalucía (Tablas 2 y 3) en función del censo (cinco rangos: ≤ 50 ; 51-100; 101-300; 301-800; > 800 vacas) y producción to-

tal declarada (siete rangos: ≤ 50.000 ; 50.001-200.000; 200.001-500.000; 500.001-1.000.000; 1.000.001-3.000.000; 3.000.001-8.000.000; $> 8.000.000$ kg leche), según los criterios establecidos por la RENGRAFI (MAPA, 2020).

Para comparar la evolución de la producción lechera y el efecto de la retirada de las cuotas lácteas en 2015, el periodo del estudio se dividió en dos etapas de cinco años: etapa con cuotas (2010 a 2014) y etapa sin cuotas (2015 a 2019). Se consideró que cinco años es un periodo representativo, tanto zootécnica como económicamente, para analizar la situación y evolución de las explotaciones con o sin cuotas lácteas. Se compararon las variables definidas entre los periodos anterior y posterior a la retirada de las cuotas lácteas, entre años y entre provincias.

Se realizó un análisis estadístico obteniendo medidas de tendencia central y dispersión para las variables cuantitativas de las 2.894 explotaciones registradas en el periodo 2010-2014 y las 2.797 explotaciones que existían en el periodo 2015-2019.

Para comparar las variables producción lechera por vaca, número de reproductoras por explotación y producción lechera por explotación entre las provincias de Andalucía y entre los diez años del periodo de estudio, se usó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (Tablas 5 a 7), dado que las variables no verificaban el supuesto de normalidad. Además, cuando se encontró significación estadística y para identificar entre qué años se encontraban las diferencias, se aplicó el test U de Mann-Whitney, aplicando la corrección de Bonferroni. Por otro lado se compararon dichas variables entre los periodos 2010-2014 y 2015-2019, previo y posterior a la retirada de las cuotas, respectivamente (Tabla 4), usando el test U de Mann-Whitney (Muñoz, 1993). En todos los análisis se consideró como estadísticamente significativo un valor de $P \leq 0,05$. Los análisis se realizaron con el programa estadístico STATA/SE versión 12.

Resultados y discusión

Número de explotaciones y producción lechera en Andalucía

La tendencia general en Europa, durante el periodo analizado ha sido una reducción en el número de explotaciones de vacuno lechero y un aumento paulatino de la producción lechera (EUROSTAT, 2020). Como ocurrió en otros países europeos (Salou et al., 2017) en España también se confirman ambas tendencias tras la desaparición de las cuotas, pues en 2015 el número de explotaciones bajó un 7,2 % y la producción aumentó un 3,7 %. En Andalucía, entre los años 2010 a 2019 el número de explotaciones de vacuno lechero se redujo en 215, lo que supone la desaparición del 29,8 % de explotaciones, y la producción aumentó en 111.007.206 kg, implicando un aumento del 25 % respecto a 2010, produciéndose un aumento de producción en todos los años del periodo 2010-2019 excepto en 2014 y 2018 en los que disminuyó ligeramente respecto al año anterior (Tabla 1). La eliminación de las cuotas tuvo como consecuencia una intensificación del sector, como ya prevían Casado-Pérez et al. (2009).

Como consecuencia de esta evolución, las explotaciones de Andalucía suponían en 2019 el 3,8 % del total de España, mientras que la producción lechera andaluza supuso el 7,8 % del total nacional (DGPMA, 2020a).

La producción lechera de la provincia de Córdoba es la más relevante de Andalucía porque, en 2019, supuso el 71,5 % del total de las explotaciones de vacuno lechero y el 66,9 % de la producción andaluza (DGPAG, 2016) y la evolución del sector en esta provincia no deja de ser paradójica ya que no se dan las circunstancias óptimas de localización de la producción lechera tradicional ya que, ni es una zona con base alimenticia barata a base de pastos ni cercana a grandes áreas de consumo (CAGPDS, 2020). Pero en la

mayor zona productora de leche de Andalucía, la comarca ganadera de Los Pedroches (Córdoba), la producción industrial de pienso para bovino lechero ha resultado clave (Pardo, 2001). Como indicaban Riveiro et al. (2015), las cuotas lácteas han contribuido a una concentración de la producción láctea en determinadas áreas; en el caso de Andalucía y más concretamente en Córdoba, existe una mayor concentración de explotaciones debido a la vertebración sectorial, que es fundamental para la rentabilidad de las explotaciones lecheras (Patil, 2014) y que se ha realizado en base a la Cooperativa Ganadera del Valle de los Pedroches (COVAP) uniendo los intereses de los productores a los de la industria (Sineiro et al., 2009).

La producción media de leche por explotación en Andalucía fue de 1.092.059 kg en 2019, siendo la provincia de Granada la que presentó una producción media por explotación mayor con 2.022.354 kg (Tabla 1), estando el sector en esta provincia muy vinculado a la evolución de la industria PULEVA (hoy perteneciente a Lactalis) habiendo una fuerte relación contractual entre los ganaderos de esta provincia y esta industria (Gámiz, 2011). La provincia de Córdoba tuvo una producción media por explotación de 1.022.268 kg, muy cercana a la media andaluza.

Cuota lechera en Andalucía

Andalucía, con 444.887 t, representó el 7,1 % de la cuota láctea disponible de España en la última campaña en que el sistema estuvo vigente (2014/2015). Los datos de cuota láctea en Andalucía, por campañas y por provincias, así como la evolución a lo largo del tiempo, tanto en la cantidad de cuota asignada, como en el número de explotaciones con derecho a cuota se exponen en la Tabla 1. Entre los años 2010 y 2015 el número de explotaciones se redujo en 104 (un 14,4 %) y la Cuota Total Disponible (suma de la cuota para Venta a In-

Tabla 1. Distribución provincial en Andalucía del número de explotaciones lecheras, censo de reproductoras y producción anual de leche en el periodo 2010-2019. Cuota asignada, porcentaje de rebasamiento de cuota (en producción y en explotaciones), en el periodo 2012/2013-2014/2015 (hasta 1 de abril de 2015) y explotaciones lecheras con toros y explotaciones lecheras que realizan cebo en las provincias de Andalucía en el año 2019.

Table 1. Provincial distribution in Andalusia of number of dairy farms, cows and annual milk production in the period 2010-2019. Quota assigned, percentage of quota over-production (in production and in farms), in the period 2012/2013-2014/2015 (until 1 April 2015) and dairy farms with bulls and dairy farms with fattening in the provinces of Andalusia in 2019.

Variable	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Jaén	Málaga	Sevilla	Total
Año 2010								
Exp.	4	84	447	36	28	33	89	721
Vacas	443	6.914	31.900	4.808	4.191	1.642	8.198	58.096
Prod. (kg)	2.002.646	52.408.936	251.752.600	40.323.606	24.585.301	12.360.706	58.140.893	441.574.688
Cuota (kg)	2.070.631	48.292.314	229.430.005	40.552.331	26.857.268	13.063.981	58.558.850	418.825.380
Cuota/Exp.	517.658	574.909	513.266	1.126.454	959.188	395.878	657.965	580.895
Reb. %	-3,28	8,52	10,84	-0,56	-8,46	-5,38	0,54	6,22
E.R. %	50,00	57,14	70,72	58,33	39,29	35,48	47,56	62,91
Año 2011								
Exp.	4	82	436	35	27	31	79	694
Vacas	434	6.880	32.541	4.618	4.012	1.532	8.054	58.071
Prod. (kg)	1.969.380	51.758.001	258.348.497	38.089.479	24.622.152	12.142.885	57.097.434	444.027.828
Cuota (kg)	2.070.631	48.005.815	229.508.306	39.430.105	27.470.733	13.278.341	58.969.993	418.733.924
Reb. %	-4,89	7,82	14,66	-3,40	-10,37	-8,55	-1,59	7,41
E.R. %	50,00	45,68	69,59	44,12	48,15	37,93	41,89	60,18
Año 2012								
Exp.	4	76	424	34	26	27	75	666
Vacas	413	6.489	33.765	4.708	3.695	1.605	8.438	59.113
Prod. (kg)	1.964.388	52.804.646	271.052.525	38.477.279	22.828.060	12.009.141	62.375.852	461.511.891
Cuota (kg)	2.151.981	50.616.982	237.754.319	40.031.398	24.620.312	12.822.142	65.937.790	433.934.924
Reb. %	-8,72	4,32	14,61	-3,88	-7,28	-6,34	-3,55	6,97
E.R. %	50,00	39,19	68,79	36,36	50,00	34,62	32,39	57,69

Exp.: Explotaciones lecheras; Prod.: Producción lechera; Reb.: Rebasamiento; E.R.: Explotaciones con rebasamiento.

Variable	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Jaén	Málaga	Sevilla	Total
Año 2013								
Exp.	5	71	419	31	23	24	70	643
Vacas	385	6.216	32.586	4.605	2.898	1.286	7.962	55.938
Prod. (kg)	1.792.196	52.561.332	280.288.887	39.711.514	20.424.707	10.784.947	64.551.104	470.114.687
Cuota (kg)	2.311.827	48.425.178	248.000.447	39.447.640	20.982.993	10.851.132	65.932.892	435.952.109
Reb. %	-22,48	8,54	15,26	0,67	-2,66	-0,61	-2,10	9,11
E.R. %	25,00	50,00	68,02	46,67	47,83	33,33	40,91	59,94
Año 2014								
Exp.	5	68	408	30	22	23	64	620
Vacas	398	6.148	33.822	4.752	2.866	1.286	8.000	57.272
Prod. (kg)	2.332.358	49.791.892	276.776.741	38.081.981	18.978.784	9.331.772	59.124.664	454.418.192
Cuota (kg)	2.163.949	48.444.805	239.572.945	39.638.460	19.417.033	10.615.730	63.361.387	423.214.309
Reb. %	7,78	2,78	18,57	-3,93	-2,26	-6,47	-6,69	9,23
E.R. %	50,00	42,62	70,76	37,93	54,55	13,04	32,76	59,77
Año 2015								
Exp.	4	64	408	30	22	23	66	617
Vacas	403	6.158	34.634	5.033	2.565	1.351	8.530	58.674
Prod. (kg)	346.089	51.067.812	319.247.892	42.094.310	15.207.964	10.834.046	68.746.800	507.544.913
Cuota (kg)	1.955.929	47.203.151	265.098.984	41.742.744	15.685.746	9.878.085	63.322.621	444.887.260
Cuota/Exp.	488.982	737.549	649.752	1.391.425	712.988	429.482	959.434	721.049
Reb. %	-0,51	7,60	16,15	2,00	0,41	12,82	4,98	11,62
E.R. %	50,00	45,61	85,19	58,62	54,55	59,09	64,41	75,75

Exp.: Explotaciones lecheras; Prod.: Producción lechera; Reb.: Rebasamiento; E.R.: Explotaciones con rebasamiento.

Variable	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Jaén	Málaga	Sevilla	Total
Año 2016								
Exp.	4	53	396	27	19	17	62	578
Vacas	401	5.724	36.048	4.831	2.004	1.319	8.472	58.799
Prod. (kg)	569.515	46.752.068	334.686.968	40.204.250	15.490.325	10.219.847	67.969.698	515.892.671
Año 2017								
Exp.	4	49	388	25	18	18	59	561
Vacas	400	5.672	36.948	4.954	1.976	1.326	8.769	60.045
Prod. (kg)	819.281	49.004.889	349.027.923	42.953.234	15.799.060	10.651.742	72.285.540	540.541.669
Año 2018								
Exp.	4	47	375	25	17	15	52	535
Vacas	371	5.441	37.889	5.068	2.118	1.247	8.530	60.664
Prod. (kg)	839.206	46.484.206	354.212.770	40.964.247	13.262.080	10.452.065	72.506.279	538.720.853
Año 2019								
Exp.	4	46	362	20	15	10	49	506
Vacas	409	5.118	38.465	4.325	1.688	1.033	8.343	59.381
Prod. (kg)	973.433	44.804.155	370.061.091	40.447.082	15.412.503	9.219.471	71.664.159	552.581.894
% Vacas/Total	48,75	62,74	61,55	54,55	61,45	64,24	64,03	61,34
Prod. (kg)/Exp.	243.358	974.003	1.022.268	2.022.354	1.027.500	921.947	1.462.534	1.092.059
Exp. con toros	-	21	139	2	4	5	26	197
Censo toros	0	39	192	2	6	5	47	291
Exp. con Cebo	1	6	1	1	-	-	1	10
Censo Total	839	8.158	62.495	7.929	2.747	1.608	13.030	96.806

Exp.: Explotaciones lecheras; Prod.: Producción lechera; Reb.: Rebasamiento; E.R.: Explotaciones con rebasamiento.

industria y la Cuota para Venta Directa) aumentó en 26.061.880 kg (un 6,2 %). La cuota media por explotación en 2010 era de 580.895 kg y en 2015 de 721.049 kg, por lo que el aumento de cuota y la disminución del número de explotaciones supusieron un aumento en la cuota media por explotación en 140.153,9 kg (un 24,1 %) (Tabla 1).

En 2015, último año de vigencia del sistema de cuotas, había en Andalucía 617 explotaciones, la provincia de Córdoba suponía el 66,1 % de las explotaciones y el 59,5 % de la producción y en cuota media por explotación destacaba la provincia de Granada con 1.391.425 kg.

Rebasamiento de cuota

Analizando el balance entre la Cuota Total Disponible y la producción total de cada una de las explotaciones ganaderas de Andalucía, se observa que existió rebasamiento de cuota láctea en todas las campañas estudiadas (Tabla 1). La asignación de cuota no se hizo en términos de eficiencia productiva (Álvarez et al., 2006), por lo que se mantenían explotaciones menos eficientes en el sector y además se generaba rebasamiento en las explotaciones más productivas.

En el año 2010, el rebasamiento de cuota en Andalucía fue del 6,22 %, produciéndose solo en las provincias de Córdoba (10,84 %), Cádiz (8,52 %) y Sevilla (0,54 %). En el año 2015, a pesar de que la Cuota Total Disponible había aumentado en 26.061.880 kg (un 6,22 %), el aumento de la producción total de leche fue superior a ese incremento, de 51.727.701 kg por encima del valor de 2010 (rebasamiento del 11,62 %). Todas las provincias excepto Almería rebasaron la Cuota Total Disponible en 2015, con la provincia de Córdoba en mayor porcentaje (Tabla 1). El número de explotaciones que sobrepasaron la cuota que tenían asignada se mantuvo en torno al 60 % durante los años 2010 a 2014;

no obstante, en la última campaña de cuota aumentaron significativamente, hasta el 75,8 %, las explotaciones que rebasaron su cuota (Tabla 1). Así, la tendencia al rebasamiento fue en aumento en el periodo 2010-2015. Por eso Santaolalla (2015) consideraba un acierto la implantación del sistema de cuotas, pero un error su mantenimiento durante 30 años.

Durante el periodo estudiado se constató que la superación de la cuota asignada era una práctica habitual. Muchos pequeños productores andaluces evitaban la aplicación de la supertasa con la posibilidad de compensación, lo que se puso de manifiesto al comprobar que el porcentaje de superación de cuota en producción de leche era muy inferior al porcentaje de superación en explotaciones (Tabla 1).

La situación en Andalucía al final de las cuotas contravino las previsiones de producción de la Comisión Europea, que estimaba que las entregas de leche de la última campaña de vigencia de las cuotas (2014/2015) serían inferiores en un 6 % al total de la cuota. Esta previsión no fue acertada en lo relativo al rebasamiento pero sí la que realizó sobre el crecimiento de producción de un 3 % tras la eliminación de las cuotas ya que la producción de leche de vaca de la UE-28 fue de 151,62 Mt, significando un incremento de un 3 % hasta 2018. En la UE hubo países que aumentaron su producción, como Irlanda con un 19 %, o Polonia con un 10 %, y otros en los que se redujo la producción, como Francia (-2 %) y Portugal (-4 %). España aumentó la producción un 5 %, es decir, dos puntos porcentuales por encima de la media europea (EUROSTAT, 2020).

Evolución de los censos de las explotaciones en el periodo 2010-2019

En 2019 Andalucía supuso el 7,2 % del censo de vacas de España. El número total de vacas

en Andalucía no descendió en el periodo 2010-2019 ya que se compensó la disminución del número de explotaciones con el aumento del tamaño medio de las explotaciones. Así, en 2010 el censo fue de 58.096 vacas y en 2019 de 59.381 vacas (Tabla 1).

Durante el periodo 2010-2019 el número de explotaciones se redujo en 215, lo que supone un descenso del 29,8 %. La tasa anual de desaparición de explotaciones de vacuno desde 2010 fue cercana al 4 %. Entre 2014 y 2015 ese descenso fue solo del 0,4 % y al año siguiente se produjo un aumento significativo de abandonos que llegó al 6,3 % (Tabla 1).

La incertidumbre de la desaparición de las cuotas hizo que los ganaderos postergaran sus decisiones sobre el futuro de sus explotaciones, y muchos posiblemente tomaron la decisión de abandonar la producción, pero no la ejecutaron hasta que desaparecieron las cuotas. Las cuotas tuvieron un doble efecto sobre las decisiones de crecimiento de los ganaderos; en primer lugar, existían unos límites administrativos que solamente permitían un crecimiento moderado y, por otra parte, mantenían en el sistema a productores menos eficientes amparados en un sistema que les protegía de una competencia más eficiente (Areal et al., 2012). Como indicaban Huettel y Jongeneel (2011), la desaparición de las cuotas tuvo un efecto en el tamaño de las explotaciones, no solo por la eliminación de la capacidad de producir más sino también por la modificación de las normas del mercado que afectaron a la rentabilidad de las explotaciones.

Censo medio de las explotaciones lecheras de Andalucía

En 2019, la media de vacas por explotación de Andalucía fue de 117, prácticamente el doble que en el conjunto de España. El tamaño medio de las explotaciones aumentó pro-

gresivamente un 23 % a lo largo del periodo 2010-2019. Granada fue la provincia que tuvo una media mayor. Córdoba con el 71 % de las explotaciones de leche, tenía el 64 % del censo de vacas y una media de 106 vacas por explotación (Tabla 1). Por lo tanto, ante las tres estrategias posibles tras la retirada de cuotas, crecer, especializarse o esperar acontecimientos (Klopčič et al., 2019) los ganaderos andaluces optaron por crecer.

En el año 2010, el tramo más frecuente, con el 40,8 % de las explotaciones era el comprendido entre 51 y 100 vacas; sin embargo, en el año 2019 el tramo más frecuente era el de 101 a 300 vacas, con el 42,7 % de las explotaciones (Tabla 2). La desaparición de las explotaciones de menor tamaño se incrementó debido a la imposibilidad de acceso a inversiones para su modernización (Bor, 2014). La administración andaluza, consciente de este problema, implementó distintas medidas de apoyo a través de los programas de desarrollo rural (PDRA, 2014). La desaparición de las cuotas provocó un aumento de tamaño de las explotaciones y, ligado a esto, un incremento en la intensificación, pero que solo fue posible en las explotaciones con una dimensión de partida mínima quedando las de menor dimensión sin posibilidad de realizar este doble desarrollo de tamaño y eficiencia (Groeneveld et al., 2016).

Tras la desaparición de las cuotas, como indicaban Jongeneel y Van Berkum (2015) y Klootwijk et al. (2016), la capacidad de crecimiento de las explotaciones viene estando condicionada por nuevos requisitos medioambientales y de bienestar animal. Andalucía, en este sentido, está bien posicionada por disponer de una gran superficie agrícola capaz de absorber el N producido en las explotaciones ganaderas. La economía de escala y las oportunidades de trabajo fuera del sector son también factores determinantes del tamaño de las explotaciones tras la retirada de las cuotas (Zimmermann y Heckeley, 2012).

Tipificación de explotaciones por rangos de censo y producción en 2019

El 42 % de las explotaciones andaluzas se situaron, en 2019, en el tramo de 101 a 300 vacas, el 34,7 % pertenecía al tramo de 51 a 100 vacas y solamente dos explotaciones tenían un censo de reproductoras superior a 800 vacas, una en la provincia de Granada y otra en la de Sevilla (Tabla 2).

En el análisis de producciones según tramos de censos es de destacar que, en 2019, el tramo de 101 a 300 vacas sobrepasó el 50 % tanto en producción como en censo de vacas, habiendo una clara tendencia de los productores, durante el periodo estudiado, hacia ese segmento, pues se nutre de explotaciones familiares en tránsito a explotaciones con un espíritu más empresarial. El análisis por estratos de producción (Tabla 3) determina que, en 2019, un mayor número de explotaciones produjeron por debajo de 1.000.000 kg de leche anuales.

En el año 2010 el estrato con un mayor número de explotaciones (39,9 %) fue el de 200.001-500.000 kg, mientras que en 2019 el que tenía mayor número de explotaciones (39,7 %) era el de 1.000.001-3.000.000 kg, contribuyendo al 57,3 % de la producción (FEGA, 2020a,b). En 2019 el 2,3 % de las explotaciones produjeron menos de 50.000 kg, agregando estas explotaciones el 0,07 % de la producción de Andalucía (Tabla 3). En cuanto a las diferencias entre provincias podemos señalar que las provincias de Sevilla y Granada tenían mayor proporción de explotaciones en los rangos de mayor tamaño (Tabla 2).

En cuanto a la distribución geográfica de la producción lechera andaluza, existe una clara concentración en la provincia de Córdoba que alcanzó el 65,1 % de toda la leche declarada en Andalucía, seguida a mucha distancia por la provincia de Sevilla con un 12,6 % (Tabla 1).

Estructura poblacional de las explotaciones lecheras andaluzas desde 2010 a 2019

La composición del rebaño en las explotaciones, censo de reproductoras y tenencia de toros de las explotaciones en 2019 se representan en la Tabla 1 siendo el porcentaje medio de reproductoras en las explotaciones lecheras de Andalucía del 61 % y el porcentaje de novillas de reposición (menores de 24 meses) del 39 %.

En 2010, el 45 % de las explotaciones lecheras disponían de toros, reduciéndose en 2019 al 38,9 %, con un promedio de 1,4 toros por explotación. Solamente el 0,1 % de las explotaciones de leche realizaban actividad de cebo, quedando de manifiesto que no es una actividad complementaria habitual en las explotaciones de bovino lechero de Andalucía.

El porcentaje de vacas respecto al censo total se mantuvo prácticamente estable, en torno al 60 %, entre los años 2010 y 2019, mientras que el porcentaje de toros respecto a las vacas disminuyó en este periodo, pasando del 0,83 al 0,49 % (Tabla 1).

Producción lechera por vaca (kg/vaca y año)

En 2019 en Andalucía el rendimiento lechero (producción de kg de leche por vaca en una lactación estándar), obtenido por control lechero oficial, fue de 8.634 kg/vaca, un 6 % más que el rendimiento medio a nivel nacional (DGPMA, 2020b). En esta investigación no se estudió el rendimiento lechero, sino la variable, obtenida para cada explotación, de kg de leche producidos anualmente dividida entre el número de vacas; esta variable nos permitió realizar una comparación de producción por vaca entre las distintas provincias y su evolución temporal.

La producción lechera por vaca entre los años 2010 y 2019 para el total de Andalucía y por provincias, se caracterizó por el incremento al

Tabla 2. Número de explotaciones, número de vacas y producción lechera anual por rangos de censo de reproductoras en las provincias de Andalucía en el año 2019.

Table 2. Number of farms, number of cows and annual milk production, by range of number of cows in the provinces of Andalusia in 2019.

Rangos	Variables	Provincia							Total	Porcentaje
		Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Jaén	Málaga	Sevilla		
n ≤ 50	Exp.	2	16	54	2	7	2	9	92	18,18
	V	48	504	1.764	43	253	45	314	2.971	5
	Prod. (kg)	127.468	2.901.316	13.641.797	335.443	1.863.031	194.129	1.132.708	20.195.892	3,65
50 < n ≤ 100	Exp.	1	11	137	8	4	4	11	176	34,78
	V	68	892	10.496	601	253	299	823	13.432	22,62
	Prod. (kg)	280.500	7.259.147	94.913.277	6.275.205	1.988.683	2.857.755	5.995.585	119.570.152	21,64
100 < n ≤ 300	Exp.	1	17	166	6	3	4	19	216	42,69
	V	293	3.074	24.303	1.142	623	689	3.008	33.132	55,8
	Prod. (kg)	565.465	27.786.103	242.184.863	9.985.962	5.477.947	6.167.587	26.801.847	318.969.774	57,72
300 < n ≤ 800	Exp.	-	2	5	3	1	-	9	20	3,95
	V	-	648	1.902	1.148	559	-	3.196	7.453	12,55
	Prod. (kg)	-	6.857.589	19.321.154	11.519.215	6.082.842	-	27.682.418	71.463.218	12,93
n > 800	Exp.	-	-	-	1	-	-	1	2	0,4
	V	-	-	-	1.391	-	-	1.002	2.393	4,03
	Prod. (kg)	-	-	-	12.331.257	-	-	10.051.601	22.382.858	4,05
Total	Exp.	4	46	362	20	15	10	49	506	100
	V	409	5.118	38.465	4.325	1.688	1.033	8.343	59.381	100
	Prod. (kg)	973.433	44.804.155	370.061.091	40.447.082	15.412.503	9.219.471	71.664.159	552.581.894	100

Exp.: Explotaciones lecheras; V.: Vacas (reproductoras mayores de 24 meses); Prod.: Producción lechera anual.

Tabla 3. Número de explotaciones y producción por rangos de producción en las provincias de Andalucía en el año 2019.
 Table 3. Number of holdings and production by production ranges in the provinces of Andalusia in 2019.

Rangos Prod. (kg)	Variable	Provincia						Total	
		Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Jaén	Málaga		Sevilla
≤50.000	Exp.	1	3	5	-	-	-	3	12
	Prod. (kg)	2.163	68.994	178.997	-	-	-	121.703	371.857
>50.000 y ≤200.000	Exp.	1	6	16	1	3	2	5	34
	Prod. (kg)	125.305	819.254	1.876.472	62.180	398.956	194.129	587.233	4.063.529
>200.000 y ≤500.000	Exp.	1	11	54	4	6	1	6	83
	Prod. (kg)	280.500	3.628.187	19.578.498	1.351.339	2.402.972	320.493	1.837.616	29.399.605
>500.000 y ≤1.000.000	Exp.	1	8	129	5	2	3	10	158
	Prod. (kg)	565.465	5.948.193	96.234.714	4.037.774	1.049.786	2.194.831	8.210.844	118.241.607
>1.000.000 y ≤3.000.000	Exp.	-	16	151	7	3	4	20	201
	Prod. (kg)	-	27.481.938	225.966.874	14.086.765	5.477.947	6.510.018	36.903.799	316.427.341
>3.000.000 y ≤8.000.000	Exp.	-	2	7	2	1	-	4	16
	Prod. (kg)	-	6.857.589	26.225.536	8.577.767	6.082.842	-	13.951.363	61.695.097
>8.000.000	Exp.	-	-	-	1	-	-	1	2
	Prod. (kg)	-	-	-	12.331.257	-	-	10.051.601	22.382.858
Total	Exp.	4	46	362	20	15	10	49	506
	Prod. (kg)	973.433	44.804.155	370.061.091	40.447.082	15.412.503	9.219.471	71.664.159	552.581.894

Exp.: Explotaciones lecheras; Prod.: Producción lechera.

final del periodo analizado y por la mayor diferencia interanual en la provincia de Córdoba, así como por el mayor valor medio en 2019 respecto al resto de las anualidades (Tabla 1).

Comparaciones estadísticas de variables entre los periodos 2010-2014 y 2015-2019

Variable producción lechera por vaca (kg/vaca-año)

La producción lechera por vaca en el periodo 2015-2019, que fue 8.994 (3.028) kg/vaca-año (mediana, IQR), aumentó ($P < 0,001$) respecto a los 7.836 (2.704) kg/vaca-año del periodo 2010-2014 (Tabla 4).

Hubo diferencias estadísticamente significativas de producción lechera por vaca (kg/vaca-año) entre periodos para las provincias de Córdoba, Jaén y Sevilla, observándose como en el periodo post cuotas el número medio de kg/vaca-año fue superior al del periodo en el que estuvieron vigentes las cuotas lácteas. La provincia de Córdoba es la que presentó un incremento mayor entre ambos periodos (Tabla 5).

Por otro lado, se comparó la variable producción lechera por vaca entre las provincias para todo el periodo y para cada una de las anualidades del periodo estudiado. En todos los casos las diferencias fueron estadísticamente significativas ($P < 0,001$). Se observa que Córdoba fue la provincia con mayor cantidad de kg/vaca-año, seguida de las provincias de Granada y Cádiz. Además, se compararon las anualidades del periodo estudiado para cada una de las provincias. De manera generalizada en todas las provincias los valores medianos de esta variable aumentaron cada anualidad, excepto en Almería; en varias provincias los valores medianos del periodo post cuotas fueron superiores a los del periodo de vigencia de las cuotas. Para aquellas en las que se encontraron diferencias estadísticamente

significativas, con valores superiores al resto de las provincias, se determinó entre qué años se encontraban estas diferencias (Tabla 5).

Variable número de reproductoras/explotación

La dimensión de las explotaciones ganaderas andaluzas se incrementó ($P < 0,001$) en el periodo post cuotas. La mediana (IQR) del número de reproductoras por explotación en 2010-2014 fue de 67 (59) vacas/explotación y se incrementó a 87 (72) en 2015-2019. Las provincias en las que el tamaño de explotación se incrementó de manera más significativa entre ambos periodos fueron Córdoba y Sevilla (Tabla 4).

Al analizar el valor de la mediana del número de reproductoras por explotación se comprobó que existían diferencias significativas en prácticamente todas las provincias y siendo la variación creciente y de forma gradual, aunque algo mayor en los años 2013 y 2014 (Tabla 6).

Hubo una continua evolución creciente a lo largo del periodo estudiado en la provincia de Córdoba, apreciándose diferencias significativas entre los años anteriores y posteriores a la desaparición de la cuota. También existieron diferencias interanuales en la provincia de Sevilla, entre los años iniciales y finales del periodo estudiado, en los que los valores fueron significativamente superiores (Tabla 6).

Variable producción de leche por explotación (kg leche/explotación-año)

En Andalucía la producción de leche por explotación pasó de 511.686 (535.977) kg (mediana, IQR) en 2010-2014 a 758.280 (799.863) kg en 2015-2019 (Tabla 4).

Tanto para toda Andalucía como por provincias, en el periodo post cuotas la producción de leche por explotación fue significativamente superior (Tabla 4).

Tabla 4. Comparación de la producción lechera por vaca (kg leche/vaca-año), número de reproductoras por explotación (n° vacas/explotación) y producción lechera por explotación (kg leche/explotación-año) entre los periodos 2010-2014 y 2015-2019 en las provincias de Andalucía (M: mediana, IQR: rango intercuartílico).

Table 4. Comparison of milk yield per cow (kg/cow-year), number of breeding cows per holding and milk production per farm (kg milk/farm-year) between the periods 2010-2014 and 2015-2019 in the provinces of Andalucía (M: median, IQR: interquartile range).

		kg/vaca-año		N° vacas/explotación		kg leche/explotación-año		P
		2010-2014	2015-2019	2010-2014	2015-2019	2010-2014	2015-2019	
Almería	M	2.814	2.163	53	49	87.115	125.305	n.s.
	IQR	4.074	1.447	46	136	85.040	149.846	
Cádiz	M	7.462	7.919	62	82	451.127	662.944	**
	IQR	3.148	3.457	69	98	630.047	1.006.831	
Córdoba	M	8.188	9.404	67	87	521.012	781.501	***
	IQR	2.416	2.615	48	60	446.848	670.761	
Granada	M	7.641	8.240	96	101	736.168	849.150	n.s.
	IQR	2.368	3.379	130	182	1.095.006	1.449.159	
Jaén	M	6.307	7.245	70	57	431.163	437.876	n.s.
	IQR	3.040	3.318	116	98	834.197	507.230	
Málaga	M	7.087	7.565	37	62	254.943	454.878	**
	IQR	3.322	3.413	59	27	540.217	727.654	
Sevilla	M	6.920	8.017	76	107	505.263	851.551	***
	IQR	2.578	3.055	89	124	795.829	1.197.288	
Andalucía	M	7.836	8.994	67	87	511.686	758.280	***
	IQR	2.704	3.028	59	72	535.977	799.863	

n.s.: $P > 0,05$. *: $P \leq 0,05$. **: $P \leq 0,01$. ***: $P \leq 0,001$.

Tabla 5. Comparación de la producción lechera por vaca (kg/vaca-año) entre los años 2010 a 2019 en las provincias de Andalucía (M: mediana; IQR: rango intercuartílico).

Table 5. Comparison of milk production per cow (kg/cow-year) between 2010 and 2019 for the provinces of Andalusia (M: median; IQR: interquartile range).

		Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Jaén	Málaga	Sevilla	P _{Provincia}
2010	M	2.585,4	7.557,5	8.041,00 ^c	7.519,9	5.886,1 ^b	7.000,1	6.986,0 ^{ab}	***
	IQR	5.440,9	3.855,4	2.414,6	2.384,2	2.377,7	3.938,8	2.472,5	
2011	M	2.637,8	7.020,2	7.923,41 ^c	7.660,2	6.235,1 ^{ab}	7.513,5	6.681,1 ^b	***
	IQR	3.822,0	2.654,1	2.346,6	2.333,7	2.419,6	3.219,3	2.551,9	
2012	M	2.263,5	7.326,8	8.122,00 ^c	7.953,1	6.038,0 ^b	6.221,2	6.998,1 ^{ab}	***
	IQR	4.619,8	3.648,4	2.314,1	2.379,9	3.271,4	3.613,7	2.409,6	
2013	M	2.059,4	8.025,2	8.648,97 ^b	7.811,0	7.393,0 ^{ab}	7.644,6	7.148,1 ^{ab}	***
	IQR	2.405,4	3.564,8	2.382,0	2.430,6	2.132,9	3.832,0	2.986,7	
2014	M	3.320,3	7.496,4	8.188,83 ^c	7.485,2	6.469,9 ^{ab}	7.011,3	6.683,5 ^{ab}	***
	IQR	4.482,2	3.001,4	2.305,9	2.976,3	3.198,4	3.404,8	2.881,7	
2015	M	2.112,1	8.205,5	9.304,85 ^a	8.090,7	7.023,8 ^{ab}	7.006,5	7.906,4 ^{ab}	***
	IQR	2.023,4	3.864,2	2.937,4	3.167,8	3.222,5	4.175,0	2.574,9	
2016	M	2.083,8	7.525,8	9.304,67 ^a	8.164,8	6.796,7 ^{ab}	7.132,1	7.545,5 ^{ab}	***
	IQR	1.424,4	3.266,2	2.635,5	3.754,6	2.930,6	2.016,3	2.874,1	
2017	M	2.717,6	8.199,3	9.483,61 ^a	8.314,9	7.224,3 ^{ab}	7.909,8	7.783,6 ^{ab}	***
	IQR	1.533,7	3.254,5	2.577,2	3.536,3	3.544,3	2.897,3	4.472,9	
2018	M	3.070,6	8.065,2	9.348,57 ^a	7.626,2	6.668,4 ^{ab}	8.000,5	8.361,0 ^a	***
	IQR	2.730,5	2.393,7	2.384,7	3.757,5	3.445,3	3.874,6	3.360,7	
2019	M	2.414,5	8.028,7	9.677,49 ^a	8.720,4	8.100,8 ^a	8.319,7	8.288,48 ^{ab}	***
	IQR	1.349,1	3.580,0	2.445,0	2.400,3	2.250,8	3.425,0	3.585,3	
Total	M	2.291,8	7.743,79	8.709,93	7.885,8	6.669,47	7.244,1	7.311,9	***
	IQR	2.593,4	3.412,3	2.686,3	2.639,1	3.040,1	3.345,9	3.106,7	
P _{Año}		n.s.	n.s.	***	n.s.	**	n.s.	**	—

n.s.: $P > 0,05$. **: $P \leq 0,01$. ***: $P \leq 0,001$.

^{a,b,c}: Medianas acompañadas de letras distintas son significativamente diferentes entre años ($P < 0,05$). Comparaciones post-hoc mediante el test U Mann-Whitney (aplicando corrección de Bonferroni).

Tabla 6. Comparación del número de reproductoras por explotación entre los años 2010 y 2019 y por provincias de Andalucía; mediana (rango intercuartílico).
 Table 6. Comparison of number of cows per farm between 2010 and 2019 for the provinces of Andalusia; median (interquartile range).

	Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Jaén	Málaga	Sevilla	$P_{\text{Provincia}}$
2010	61 (145)	58 (60)	61 (43) ^g	105 (125)	81 (162)	30 (54)	62 ^c (76)	**
2011	68 (131)	66 (59)	65 (47) ^{fg}	97 (133)	80 (138)	34 (58)	66 ^{abc} (81)	**
2012	55(130)	60 (71)	70 (48) ^{efg}	83 (144)	76 (114)	39 (74)	84 ^{bc} (80)	**
2013	47 (28)	66 (72)	67 (47) ^{efg}	103 (168)	64 (108)	42 (60)	88 ^{abc} (93)	**
2014	46 (18)	61 (83)	73 (49) ^{def}	96 (169)	58,5 (107)	43 (71)	89 ^{abc} (100)	**
2015	56 (128)	67 (88)	76 (53) ^{cde}	106 (182)	56 (91)	48 (82)	93 ^{abc} (118)	**
2016	65 (129)	83 (86)	83 (55) ^{bcd}	96 (165)	60 (97)	68 (57)	106 ^{abc} (119)	**
2017	53 (135)	85 (102)	89 (60) ^{abc}	101 (178)	58 (117)	62 (57)	112 ^{ab} (125)	**
2018	365 (134)	92 (109)	93 (65) ^{ab}	112 (187)	58 (102)	64 (81)	104 ^{ab} (132)	**
2019	57 (156)	89 (113)	97 (65) ^a	102 (168)	53 (112)	92 (77)	122 ^a (136)	*
Total	52 (54)	71 (88)	76 (56)	100 (151)	64 (105)	43 (68)	90 (110)	***
$P_{\text{Año}}$	n.s.	n.s.	***	n.s.	n.s.	n.s.	***	—

n.s.: $P > 0,05$. *: $P \leq 0,05$. **: $P \leq 0,01$. ***: $P \leq 0,001$.

^{a-g}: Medianas acompañadas de letras distintas son significativamente diferentes entre años ($P < 0,05$). Comparaciones post-hoc mediante el test U Mann-Whitney (aplicando corrección de Bonferroni).

Existieron diferencias significativas en los valores de la producción lechera por explotación durante el periodo 2010-2019; analizando cada año vemos que existieron diferencias en los años 2010, 2011 y 2013, y las provincias en las que se produjeron aumentos con diferencias significativas de esta variable, en este periodo, son Córdoba y Sevilla (Tabla 7).

Finalmente, en la comparación de la producción por explotación entre años dentro de cada provincia, se aprecia como en la provincia de Córdoba se produjo un crecimiento significativo constante a lo largo de todo el periodo. La provincia de Granada presentó diferencias en los dos años iniciales, en los que hubo producciones menores, respecto a los dos últimos años (Tabla 7).

Ajuste estructural tras la eliminación de las cuotas lácteas

La desaparición de las cuotas lácteas ha contribuido decisivamente a lo que Arnalte (2006) define como un proceso de ajuste estructural en el sector lácteo teniendo como consecuencia una disminución en el número de explotaciones y un aumento de tamaño de las existentes. Como evidencia el presente estudio, en Andalucía, desde la retirada de las cuotas hasta 2019 desaparecieron 214 explotaciones, la producción regional aumentó en 98 Mt (Tabla 1) y la producción por explotación se incrementó en 246,6 t (Tabla 4). Un efecto similar se produjo en la Cornisa Cantábrica (zona de mayor concentración de explotaciones lecheras de España), donde entre los años 2007 y 2016 se ha producido una reducción del número de explotaciones y un aumento de animales por explotación, así como una intensificación de la producción y una mayor dimensión económica, impulsando la desaparición de las cuotas este redimensionamiento (García-Suárez et al., 2019). En efecto, inmediatamente después de la desaparición de las cuotas en Asturias se in-

crementó la producción de leche por explotación, lograda en base a un incremento del número de vacas lecheras y a una mayor intensificación productiva (Hompanera, 2018).

Conclusiones

Para realizar este estudio se ha creado una extensa base de datos que tiene como novedad unir los datos de registro ganadero con los datos de producción lechera, donde se incluye la información de todas las explotaciones de Andalucía con registros a nivel de granja. Esta base de datos puede ser útil para futuras investigaciones como es la vertebración sectorial en torno a la industria lechera y ha permitido extraer las conclusiones que se exponen a continuación.

La cuota lechera asignada a las explotaciones de Andalucía, al igual que ocurrió en el resto de España, fue inferior a la que le correspondía lo que condujo a que, durante el periodo 2010-2014, el rebasamiento de la cuota asignada fuese una práctica habitual de las explotaciones.

Entre 2010 y 2019 el número de explotaciones de vacuno lechero de Andalucía se redujo un 29,8 %, la producción aumentó un 25 % y el tamaño medio de las explotaciones aumentó un 23 %. Existió una tendencia durante todo el periodo 2010-2019 a la desaparición de las explotaciones con menor número de vacas por explotación, dándose una concentración en el rango de 101 a 300 vacas. El número total de vacas de Andalucía no experimentó variaciones significativas en el periodo 2010-2019 ya que se compensó la disminución del número de explotaciones con el aumento del tamaño medio de las explotaciones.

Así mismo se produjo una concentración de la producción lechera en determinadas áreas de Andalucía, especialmente acusada en la provincia de Córdoba.

Tabla 7. Comparación de la producción por explotación (kg/explotación y año) entre los años 2010 y 2019 y por provincias de Andalucía (M: mediana; IQR: rango intercuartílico).

Table 7. Comparison of production per farm (kg/farm and year) between 2010 and 2019 for the provinces of Andalusia (M: median; IQR: interquartile range).

		Almería	Cádiz	Córdoba	Granada	Jaén	Málaga	Sevilla	P _{Provincia}
2010	M	66.507	450.818	476.695 ^d	617.628	449.660	226.967	402.384 ^b	***
	IQR	219.766	600.917	405.981	1.047.257	867.566	424.484	667.366	
2011	M	80.713	439.535	500.670 ^{cd}	713.387	503.169	218.023	406.703 ^b	***
	IQR	143.401	567.771	421.628	897.692	783.078	480.117	708.705	
2012	M	74.517	428.207	523.777 ^{cd}	731.357	426.120	271.441	569.639 ^{ab}	**
	IQR	180.040	609.455	467.631	1.082.630	702.017	652.300	873.014	
2013	M	97.157	491.997	552.143 ^c	794.347	385.828	287.113	644.678 ^{ab}	***
	IQR	48.757	704.677	475.053	1.286.464	784.291	593.333	939.080	
2014	M	143.655	565.931	579.194 ^c	740.980	388.701	290.974	641.509 ^{ab}	**
	IQR	137.778	815.301	485.687	1.038.549	811.253	545.410	897.473	
2015	M	101.380	628.637	680.851 ^b	750.554	432.622	341.509	764.819 ^{ab}	**
	IQR	110.185	1.018.748	620.955	1.504.576	589.881	760.237	1.067.012	
2016	M	135.324	634.991	732.892 ^b	705.033	416.577	454.518	797.639 ^{ab}	**
	IQR	103.539	908.799	639.090	1.465.380	592.745	649.315	1.142.219	
2017	M	152.296	706.354	788.040 ^{ab}	786.279	428.452	432.062	822.562 ^{ab}	**
	IQR	246.762	1.047.385	654.140	1.223.099	651.265	723.190	113.868	
2018	M	145.430	766.275	821.940 ^a	814.030	459.561	512.031	884.222 ^a	**
	IQR	255.812	977.187	679.116	1.276.672	344.335	700.722	1.464.274	
2019	M	202.902	702.514	903.041 ^a	1.088.129	481.579	827.927	1.071.840 ^a	**
	IQR	359.248	1.138.805	731.934	1.848.820	1.244.372	909.747	1.297.446	
Total	M	99.100	532.987	634.807	765.193	432.622	307.954	668.965	***
	IQR	141.715	806.373	585.219	1.305.455	580.813	614.572	1.022.529	
P _{Año}		n.s.	n.s.	***	n.s.	n.s.	n.s.	***	—

n.s.: $P > 0,05$. **: $P \leq 0,01$. ***: $P \leq 0,001$.

^{a-d}: Medianas acompañadas de letras distintas son significativamente diferentes entre años ($P < 0,05$). Comparaciones post-hoc mediante el test U Mann-Whitney (aplicando corrección de Bonferroni).

La comparación entre el periodo de vigencia de cuotas (2010-2014) y el periodo tras la retirada de cuotas (2015-2019) evidenció que la eliminación de las cuotas lácteas conllevó en Andalucía: i) un aumento del 14,8 % de la producción de leche por vaca, con mayor incremento en la provincia de Córdoba; ii) un aumento del 29,9 % del número de vacas por explotación; iii) que significó el incremento del 48,2 % de la producción anual de leche por explotación, también en todas las provincias y con un crecimiento constante en especial en la provincia de Córdoba.

La retirada del sistema de cuotas lácteas ha contribuido decisivamente a un proceso de ajuste estructural del sector vacuno lechero andaluz al haberse producido un mayor crecimiento de la producción y del tamaño de las explotaciones después de retirarse las cuotas en 2015.

Referencias bibliográficas

- Álvarez A, Arias C, Orea L (2006). Explaining differences in milk quota values: the role of economic efficiency. *American Journal of Agricultural Economics* 88(1): 182-193. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2006.00846.x>.
- Areal FJ, Tiffin R, Balcombe K (2012). Farm technical efficiency under a tradable milk quota system. *Journal of Dairy Science* 95: 50-62. <https://dx.doi.org/10.3168/jds.2011-4638>
- Arnalte E (2006) Economía política del proceso de ajuste estructural en la agricultura de los países desarrollados. En: Políticas agrarias y ajuste estructural en la agricultura española. (Ed. Arnalte E), pp. 17-54. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Estudios 2006/162. Disponible en: https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/fondo/pdf/92389_all.pdf (Consultado: 11 septiembre de 2021)
- Bor Ö (2014). Economics of dairy farming in Turkey. *International Journal of Food and Agricultural Economics* 2(4): 49-62. <http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.190811>.
- CAGPDS (2020). Observatorio de precios y mercados. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, Junta de Andalucía. Disponible en: <https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/observatorio/servlet/FrontController?ec=default> (Consultado: 07 agosto de 2020).
- Calcedo V (2004). Cuotas lácteas y cambio estructural en España. *Mundo Ganadero* 167: 18-20.
- Casado-Pérez V, Ginès-Fabrellas A, Gómez-González P, Saiz-Jiménez A (2009). Cuotas y tasa suplementaria en el sector lácteo en Cataluña. *Indret: Revista para el Análisis del Derecho* 1: 1-35.
- Casasnovas V, Aldanondo A (2011). Aproximación multisectorial a la oferta potencial de leche en Francia. Universidad Pública de Navarra. Departamento de Gestión de Empresas. Documento de trabajo DT 102/11. Disponible en: https://www.unavarra.es/digitalAssets/140/140505_100000DT-102-11.pdf (Consultado: 09 septiembre de 2021).
- Castillo Quero M (1994). La adaptación del sector lechero al régimen de cuotas. *Revista de Estudios Agrosociales* 168: 157-176.
- Comisión Europea (2010). Informe de la Comisión Europea al Parlamento Europeo y al Consejo: Evolución de la situación del mercado y las condiciones correspondientes para la eliminación progresiva del régimen de cuotas lácteas. COM/2010/0727 final. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:52010DC0727&from=HR> (Consultado: 12 septiembre 2020).
- Comisión Europea (2020). Sector leche y productos lácteos. Disponible en https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/animals-and-animal-products/animal-products/milk-and-dairy-products_es (Consultado: 13 septiembre 2020).
- Consejo de las Comunidades Europeas (1984). Reglamento (CEE) n° 856/84 del Consejo, de 31 de marzo de 1984, por el que se modifica el Reglamento (CEE) n° 804/68 por el que se establece la Organización Común de Mercados en el sector de la leche y de los productos lácteos. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L90, de 1 de abril de 1984, pp. 10-12.

- De Miguel JC, Pérez T, Rodríguez XA (2003). Cálculo del valor de la cuota láctea en las explotaciones de leche gallegas. *Economía Agraria y Recursos Naturales* 3(1): 57-70. <http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.28750>.
- DGPAG (2016). Caracterización del sector del vacuno de leche en Andalucía. Dirección General de la Producción Agrícola y Ganadera. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía.
- DGPMA (2020a). Estructura del sector vacuno lechero en España y en la Unión Europea 2015-2018. Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- DGPMA (2020b). Informe de coyuntura del sector vacuno de leche. Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- EUROSTAT (2020). Milk and milk products. Disponible en: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/agriculture/data/main-tables> (Consultado: 11 agosto 2020).
- FAOSTAT (2020). Food and Agriculture Organization statistical database. Disponible en: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QL> (Consultado: 20 agosto 2020).
- FEGA (2020a). Informe de declaraciones obligatorias del sector vacuno de leche. Campañas 2015-2019. Fondo Español de Garantía Agraria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- FEGA (2020b). Informe de entregas de leche en el Régimen de Tasa Láctea. Fondo Español de Garantía Agraria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Gámiz P (2011). Contribución al análisis estructural del sector vacuno lechero en Andalucía. Trabajo Fin de Master. Universidad de Córdoba.
- García-Suárez E, García-Arias AI, Vázquez-González I (2019). Situación productiva reciente de las explotaciones con bovino en España: el caso de la Cornisa Cantábrica. *Economía Agraria y Recursos Naturales* 19(2): 95-113. <https://doi.org/10.7201/earn.2019.02.05>.
- González Carbajo A (1996). Pasado, presente y futuro del sector lácteo en España. *Anales de la Real Academia de Ciencias Veterinarias* 3(3): 85-99.
- Groeneveld A, Peerlings J, Bakker M, Heijman W (2016). The effect of milk quota abolition on farm intensity: Shift and stability. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences* 77: 25-37. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2016.03.003>.
- Hernández-Morales A (2009). ¿El fin del sector lácteo español? *El Mundo*, 20 de agosto. Disponible en: https://www.elmundo.es/elmundo/2009/08/14/union_europea/1250274876.html (Consultado: 21 septiembre 2020).
- Hompanera R (2018). Estudio técnico sobre el impacto de las reformas de la PAC en el sector lácteo. Análisis de los resultados económicos en las explotaciones lecheras asturianas. Trabajo Fin de Grado, Universidad de León.
- Huettel S, Jongeneel R (2011). How has the EU milk quota affected patterns of herd-size change? *European Review of Agricultural Economics* 38(4): 497-527. <https://doi.org/10.1093/erae/jbq050>.
- Jongeneel R, Van Berkum S (2015). What will happen after the EU milk quota system expires in 2015? An assessment of the Dutch dairy sector. Wageningen, LEI Wageningen UR (University & Research centre), LEI Report 2015-041. 26 pp. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.3842.5447>.
- Kempen M, Witzke P, Pérez I, Jansson T, Sckokai P (2011). Economic and environmental impacts of milk quota reform in Europe. *Journal of Policy Modeling* 33: 29-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jpolmod.2010.10.007>.
- Klootwijk CW, Van Middelaar CE, Berentsen PBM, De Boer IJM (2016). Dutch dairy farms after milk quota abolition: Economic and environmental consequences of a new manure policy. *Journal of Dairy Science* 99(10): 8384-8396. <https://doi.org/10.3168/jds.2015-10781>.
- Klopčič M, Kuipers A, Malak-Rawlikowska A, Stalgiene A, Ule A, Erjavec K. (2019). Dairy farmers' strategies in four European countries before and after abolition of the milk quota. *Land Use Policy* 88: 104169. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104169>.

- Lamo De Espinosa J, Buxadé C, Tamames R (1997). La aplicación del sistema de cuotas lácteas en España. *Mundo Ganadero* 95: 24-26.
- MAPA (1986). Real Decreto 2466/1986, de 28 de noviembre, por el que se establece el procedimiento para determinar las cantidades de referencia previstas en el Reglamento 804/1968, por el que se establece la organización común de mercados en el sector de la leche y productos lácteos. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 289, de 3 de diciembre de 1986, pp. 39826-39827.
- MAPA (2020). RENGRAI: Red Nacional de Granjas Típicas. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Disponible en: <https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/sectores-ganaderos/red-de-granjas-tipicas/> (Consultado: 28 agosto 2020).
- Muñoz A (1993). *Métodos Biométricos*. Universidad de Córdoba. Córdoba. 480 pp.
- Pardo ML (2001). *Medidas de eficiencia en la producción de leche: El caso de la provincia de Córdoba*. Tesis Doctoral, Universidad de Córdoba.
- PDRA (2014). Plan de Desarrollo Rural de Andalucía 2014-2020. Disponible en: <https://www.juntadeandalucia.es/organismos/agriculturaganaderiapescaydesarrollosostenible/areas/politica-agraria-comun/desarrollo-rural/paginas/marco-2014-2020-programa.html> (Consultado: 10 octubre 2020).
- Parlamento Europeo (2020) Los instrumentos de la PAC y sus reformas. Fichas temáticas sobre la Unión Europea. Parlamento Europeo. Disponible en: <https://www.europarl.europa.eu/factsheets/es/sheet/107/los-instrumentos-de-la-pac-y-sus-reformas> (Consultado: 11 octubre 2020).
- Patil VK (2014). Appraisal of vertical integration of dairy farm. *International Research Journal of Agricultural Economics and Statistics* 5(1): 39-42.
- Riveiro JA, Barrasa M, González XP, Marey MF (2015). Análisis territorial de la evolución del sector lechero en Galicia (España), durante el periodo de cuotas. 19th International Congress on Project Management and Engineering, 15-17th July 2015, Granada, España, pp. 1919-1929.
- Salou T, Van Der Werf HM, Levert F, Forslund A, Hercule J, Le Mouél C (2017). Could EU dairy quota removal favour some dairy production systems over others? The case of French dairy production systems. *Agricultural Systems* 153: 1-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2017.01.004>.
- Santaolalla C (2015). La extinción de las cuotas lácteas en la Unión Europea y el futuro del ganadero español en el mercado mundial de alimentos. *Revista Electrónica de Estudios Internacionales* 30: 13. <http://dx.doi.org/10.17103/reei.30.13>
- Santaolalla C (2016). ¿Por qué se aprobaron las cuotas lácteas y por qué se extinguieron 30 años después? *Agronews Castilla y León*, enero 2016. Disponible en: <https://www.agronewscastillayleon.com/por-que-se-aprobaron-las-cuotas-lacteas-y-por-que-se-extinguieron-30-anos-despues-cayetana> (Consultado: 06 noviembre 2020).
- SIGGAN (2020). Sistema de Información y Gestión Ganadera. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía. Disponible en: <https://www.juntadeandalucia.es/organismos/agriculturaganaderiapescaydesarrollosostenible/areas/ganaderia/sig-ganet.html> (Consultado: 22 agosto 2020).
- Sineiro F, Santiso J, Calcedo V, Lorenzana R (2009). El sector lácteo. Escenarios de evolución. Córdoba, I Premio Internacional COVAP. Disponible en: www.researchgate.net/publication/274695011_El_sector_lacteo_Escenarios_de_evolucion_I_Premio_Internacional_COVAP (Consultado: 11 octubre 2020).
- Sineiro F, Valdés B (2001). Evolución del mercado y la estructura productiva del sector lácteo español desde la integración en la CEE. *Economía Agraria y Recursos Naturales* 1: 125-148. <https://doi.org/10.7201/earn.2001.01.07>.
- Van Berkum S, Helming J (2006). European dairy policy in the years to come: impact of quota abolition on the dairy sector. *Agricultural Economics Research Institute*. La Haya, Países Bajos.
- Zimmermann A, Heckelet T (2012). Structural change of European dairy farms. A cross-regional analysis. *Journal of Agricultural Economics* 63(3): 576-603. <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2012.00355.x>

(Aceptado para publicación el 28 de enero de 2022)

Calidad seminal e incidencia de tricomonosis y campilobacteriosis en sementales de vacuno de carne de Castilla y León

Mónica Montañés, Juan José García-García*, Alberto Benito y Raúl Bodas

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León. Subdirección de Investigación y Tecnología. Línea de Investigación en Rumiantes, Área de Investigación Ganadera. Estación Tecnológica de la Carne. Avda. Filiberto Villalobos, s/n. 37770, Guijuelo, Salamanca, España

Resumen

La aptitud reproductora de los sementales afecta de manera directa a la fertilidad de los rebaños de vacuno de carne, estando aquella condicionada, entre otros factores, por la incidencia de enfermedades reproductivas. Mediante la realización de espermiogramas y análisis de esmegmas prepuciales a 216 muestras de esperma de sementales de carne de Castilla y León se estudió la aptitud reproductora, la incidencia de *Trichomonas foetus* y *Campylobacter* spp. y su potencial influencia sobre la calidad del semen bovino. Se observó una elevada incidencia de campilobacteriosis (35 % de las muestras) y relativamente baja de tricomonosis (5 %), sin que se observara un claro efecto sobre la calidad seminal, la cual fue muy baja y disminuyó drásticamente con el tiempo transcurrido desde la obtención de las muestras hasta su análisis. Todo ello afecta negativamente al rendimiento reproductivo de este tipo de ganadería.

Palabras clave: Espermiograma, fertilidad, rendimiento reproductivo, semen, nodriza.

Breeding soundness and incidence of Trichomoniasis and Campylobacteriosis in beef cattle bulls from Castilla y León

Abstract

Bull breeding soundness (BBS) affects directly the fertility of beef cattle herds. BBS is also affected among other factors, by the incidence of reproductive diseases. Spermograms and the incidence of *Trichomonas foetus* and *Campylobacter* spp. in the preputial smegma were assessed on 216 samples from bulls from beef herds of Castille and Leon. A high incidence of campylobacteriosis (35 % of the samples) and a relatively low incidence of trichomoniasis (5 %) were observed, without a clear effect on BBS. Seminal quality was very low and decreased dramatically with the time elapsed since sample obtention to analysis. All these factors adversely affect the herd reproductive performance.

Keywords: Spermogram, fertility, bull, reproductive performance, semen, suckler cow.

* Autor para correspondencia: gargarjj@itacyl.es

Cita del artículo: Montañés M, García-García JJ, Benito A, Bodas R (2023). Calidad seminal e incidencia de tricomonosis y campilobacteriosis en sementales de vacuno de carne de Castilla y León. ITEA-Información Técnica Económica Agraria 119(1): 54-61. <https://doi.org/10.12706/itea.2022.006>

Introducción

Los últimos datos oficiales sitúan la tasa de fertilidad media en vacuno de carne en el 70,5 % en España y el 74,6 % en Castilla y León (MAPA, 2018), comunidad autónoma en la que se concentra el 27 % del censo de vacas de carne de España. Una de las bases para maximizar la eficiencia reproductiva de los rebaños de vacuno de carne es garantizar la ausencia de enfermedades reproductivas. Entre estas cabe destacar las producidas por *Trichomonas foetus* y *Campylobacter foetus* subsp. *veneralis* (Barth, 2018), cuya patogenia y efectos negativos sobre la productividad de los rebaños son conocidos; no obstante, es habitual que la infección curse sin signos clínicos en los machos y sin afectar a la calidad seminal (Mendoza et al., 2012; Azpilicueta, 2014; Michi et al., 2016; Ortega-Mora et al., 2021). Por otra parte, uno de los principales problemas que se encuentran los técnicos de laboratorio es la gran variabilidad en el tiempo que transcurre desde que se obtiene la muestra hasta que llega al laboratorio y su calidad seminal es finalmente analizada.

El objetivo de este trabajo fue estudiar la incidencia de *Trichomonas foetus* y *Campylobacter foetus* subsp. *veneralis* en sementales de ganaderías de vacuno de carne de Castilla y León, así como la evolución de la calidad seminal en el tiempo.

Material y métodos

Obtención y análisis del semen

Entre junio de 2019 y junio de 2020 se tomaron 216 muestras de esperma de otros tantos sementales de aptitud cárnica en régimen extensivo de diferentes razas (54 % limusín, 30 % charolés, 5 % rubio de Aquitania, 5 % avileño, 2 % pardo de montaña, 2 % morucho y 2 % conjunto mestizo), con al

menos 4 semanas de reposo sexual, procedentes de 35 ganaderías diferentes, distribuidas por las provincias de Salamanca, Ávila y Segovia. Las muestras fueron extraídas mediante electroeyaculación (Palmer et al., 2005) por personal entrenado y experimentado, usando un electroeyaculador controlado manualmente (Pulsator IV; Lane Manufacturing, Denver, CO, USA) con una sonda rectal de 75 mm de diámetro provista de 3 electrodos orientados ventralmente. Las muestras se trasladaron al laboratorio refrigeradas (5 °C) y diluidas (Bioxcell, IMV Technologies, l'Aigle, Francia; factor de dilución 1:2), donde se atemperaron gradualmente (2 °C/min) hasta los 37 °C antes de ser sometidas a análisis computacional utilizando el sistema C.A.S.A. (Computer Assisted Sperm Analyzer, ISAS v1.2). Se observaron 10 µL de la muestra (portaobjetos, 26×76 mm; cubreobjetos, 20×20 mm) a través del objetivo 40x en un microscopio UB 200i provisto de placa calefactora ISAS 782 M (PROiSER, Valencia, España). Se determinó la concentración espermática y los porcentajes de espermatozoides móviles progresivos, móviles no progresivos y estáticos (Lorton, 2014). En función del momento de llegada al laboratorio, las muestras fueron analizadas a las 0 h, 24 h, 48 h, 72 h, 96 h, 120 h y 144 h tras su obtención.

Obtención y análisis del esmegma prepucial

Se tomaron muestras de esmegma prepucial de los mismos toros introduciendo raspadores plásticos en la cavidad prepucial y realizando 20-30 movimientos en sentido antero-posterior (Mendoza-Ibarra et al., 2012). El material recogido se conservó (5 ml de tampón fosfato salino, PBS, pH 7) y envió a temperatura ambiente al laboratorio (Zootecnia, Análisis Clínicos Veterinarios, Salamanca) para su análisis mediante PCR cuantitativo en tiempo real, empleando kits comerciales para *T. foetus* y *C. foetus veneralis* (Genetic PCR Solutions, España). En función de la cantidad

de material genético presente en las muestras (estimado en función del número de ciclos de PCR, de un total de 45, necesarios para que la muestra sea positiva), estas se clasificaron en grados de infección bajo (>35 ciclos), medio (28-34 ciclos) o alto (<28 ciclos).

Análisis estadístico

Los datos de motilidad (espermatozoides progresivos móviles) frente al tiempo desde la obtención de las muestras se ajustaron a un modelo lineal logarítmico.

Los resultados de campilobacteriosis y tricomonosis (positivo/negativo) se agruparon en función de las horas transcurridas desde la obtención del semen hasta su análisis (6 h, 18 h y 24 h), descartándose las 31 muestras que llegaron al laboratorio más de 24 h después de su obtención. Se realizaron pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homogeneidad de las varianzas (Levene) antes de llevar a cabo un ANOVA del efecto de la campilobacteriosis sobre la motilidad espermática para cada grupo de horas y de la campilobacteriosis y tricomonosis sobre el volumen de esperma recogido y la concentración espermática. Para todos los análisis se utilizó el programa estadístico R (R Core Team, 2019).

Resultados y discusión

Se observó una incidencia de campilobacteriosis del 35 % de los animales muestreados, que contrasta con la ausencia de positivos encontrada por Mendoza-Ibarra et al. (2012) en el norte de España. De los sementales positivos observados en el presente estudio, el 97 % presentaba un alto grado de infección, frente un 3 % que presentaba un grado bajo.

Campylobacter tiene un claro efecto negativo sobre el rendimiento reproductivo, ya que provoca muerte embrionaria y abortos en las vacas, dando lugar a repetición de celos (Mendoza-Ibarra et al., 2012). Sin embargo, su efecto sobre la fertilidad de los machos no es tan evidente, ya que, aunque se han descrito episodios pasajeros de infertilidad, lo más frecuente es que los toros sean portadores asintomáticos (Silveira et al., 2018). En línea con estos autores, en el presente estudio, el análisis del efecto de la positividad a *Campylobacter* sobre la motilidad de los espermatozoides no puso de manifiesto diferencias en el recuento de espermatozoides móviles progresivos (Tabla 1, Figura 1).

Por lo que respecta a la incidencia de tricomonosis, esta fue del 5 % de los animales muestreados, prevalencia inferior a la encontrada

Tabla 1. Valor medio de porcentaje de espermatozoides móviles progresivos (entre paréntesis número de muestras) observados en el análisis de 185 muestras analizadas a las 6 h, 18 h y 24 h post extracción en función de la positividad a *Campylobacter* spp.

Table 1. Average percentage of progressive motile spermatozoa (number of samples in parentheses) observed in the analysis of 185 samples at 6 h, 18 h and 24 h post-extraction based on positivity to *Campylobacter* spp.

	<i>Campylobacter</i> spp.		RCME	Valor P
	Negativo	Positivo		
6 h	39,8 (74)	34,8 (14)	19,17	0,376
18 h	33,0 (13)	33,0 (11)	12,75	0,989
24 h	29,5 (36)	33,1 (37)	15,16	0,313
Total	36,0 (123)	33,5 (62)	17,21	0,334

RCME = Raíz del cuadrado medio del error.

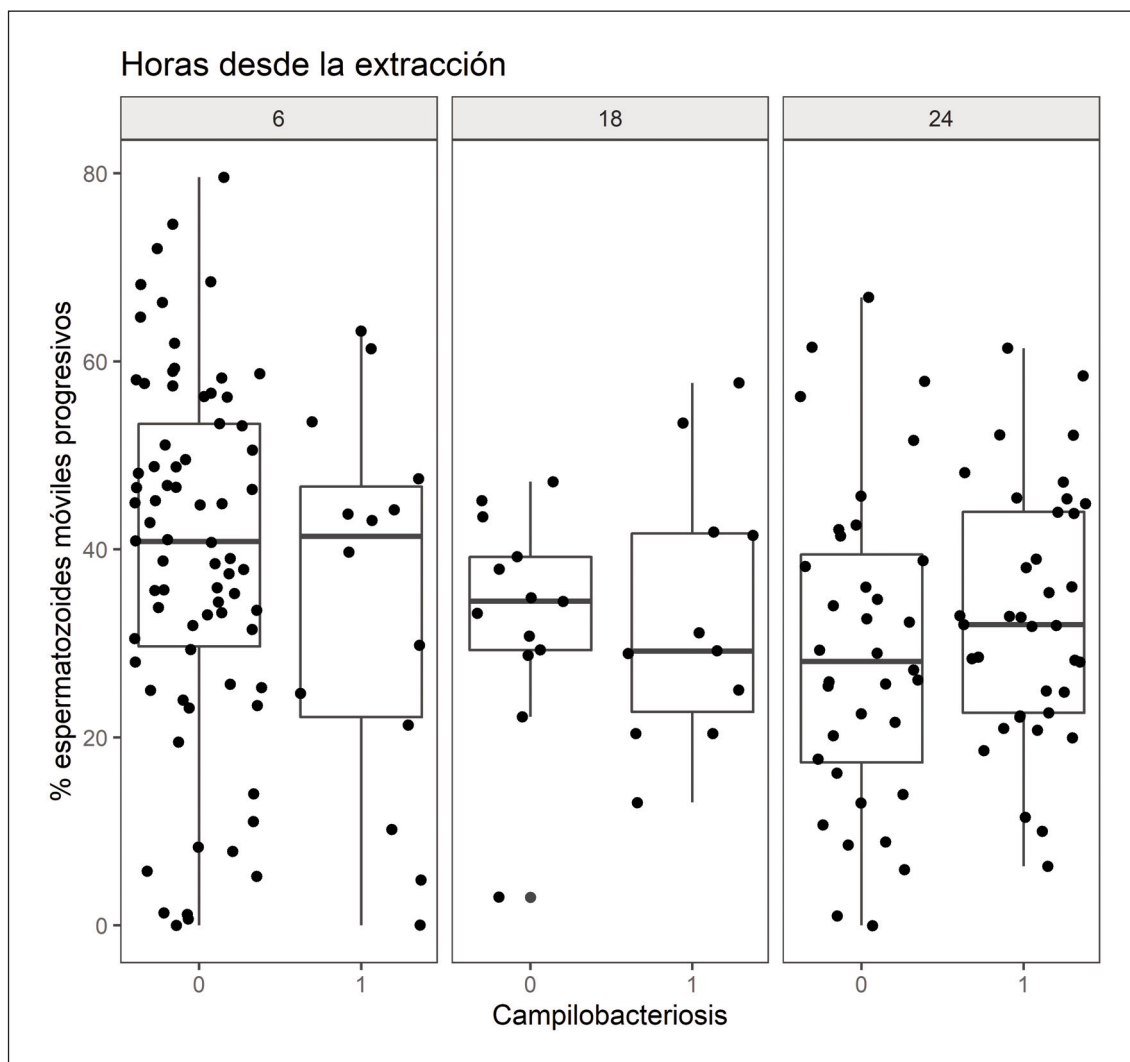


Figura 1. Porcentaje de espermatozoides móviles progresivos observados en muestras negativas (0) y positivas (1) a campilobacteriosis analizadas a las 6 h, 18 h y 24 h tras la extracción.

Figure 1. Percentage of progressive motile spermatozoa observed in campylobacteriosis negative (0) and positive (1) samples analysed at 6 h, 18 h and 24 h post-extraction.

por Rojo-Montejo *et al.* (2014) en sementales de la raza asturiana de la montaña y Mendoza-Ibarra *et al.* (2012) en el norte de España. De entre los animales positivos a tricomonosis, un 83 % presentaban un alto grado de infección y solo el 17 % un grado medio.

El bajo grado de incidencia no permite extraer resultados concluyentes sobre su efecto sobre la motilidad espermática (Figura 2).

Los valores de concentración espermática y volumen de esperma recogido fueron muy variables. Así, no se observaron diferencias

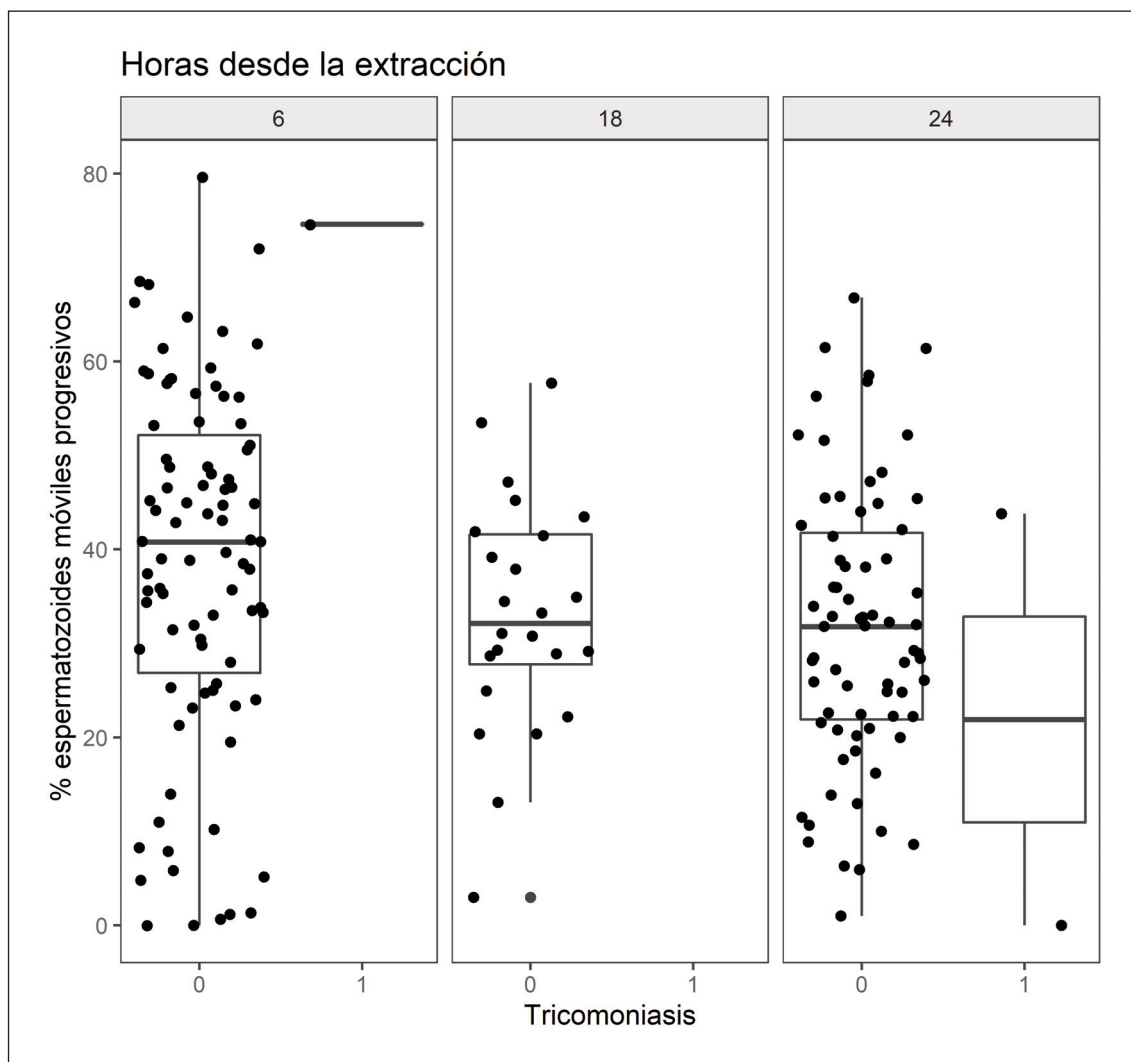


Figura 2. Porcentaje de espermatozoides móviles progresivos observados en muestras negativas (0) y positivas (1) a tricomoniasis analizadas a las 6 h, 18 h y 24 h tras la extracción.

Figure 2. Percentage of progressive motile spermatozoa observed in trichomonosis negative (0) and positive (1) samples analysed at 6 h, 18 h and 24 h post-extraction.

significativas en la concentración espermática debidas a la presencia de tricomoniasis (637 y 244×10^6 espermatozoides/ml para animales negativos y positivos, respectivamente; $P = 0,475$; RCME = $943,2$) o campilobacteriosis (580 y 733×10^6 espermatozoides/ml para animales negativos y positivos, respectiva-

mente; $P = 0,290$; RCME = $941,7$). Por su parte, el volumen de esperma no varió en respuesta a la tricomoniasis ($6,9$ ml y $11,0$ ml para animales negativos y positivos, respectivamente; $P = 0,173$; RCME = $5,10$) y mostró una tendencia a disminuir en los animales positivos a campilobacteriosis ($7,5$ ml y $6,0$ ml

para animales negativos y positivos, respectivamente; $P = 0,054$; RCME = 5,07). No obstante, el recuento total de espermatozoides no resultó afectado de manera significativa en ningún caso (3716 y 3767×10^6 espermatozoides para animales negativos y positivos a campilobacteriosis, respectivamente; $P = 0,949$; RCME = 5103,6; 3758 y 2160×10^6 espermatozoides para negativos y positivos a tricomonosis, respectivamente; $P = 0,588$; RCME = 5099,7).

En el presente estudio se ha observado que no es infrecuente que las muestras de semen

recogidas en campo para evaluar la calidad seminal lleguen al laboratorio tras un periodo de tiempo muy variable después de obtenidas, en ocasiones más de 24 h (un 14 % de las muestras). En este sentido, resulta revelador el análisis de la evolución de la motilidad seminal frente al tiempo, sin que se hayan observado diferencias entre los animales positivos y negativos. Así, la motilidad disminuye de manera drástica en las primeras 24 h tras la extracción (Figura 3). Posteriormente sigue descendiendo de manera más moderada. Estos datos se ajustan a una

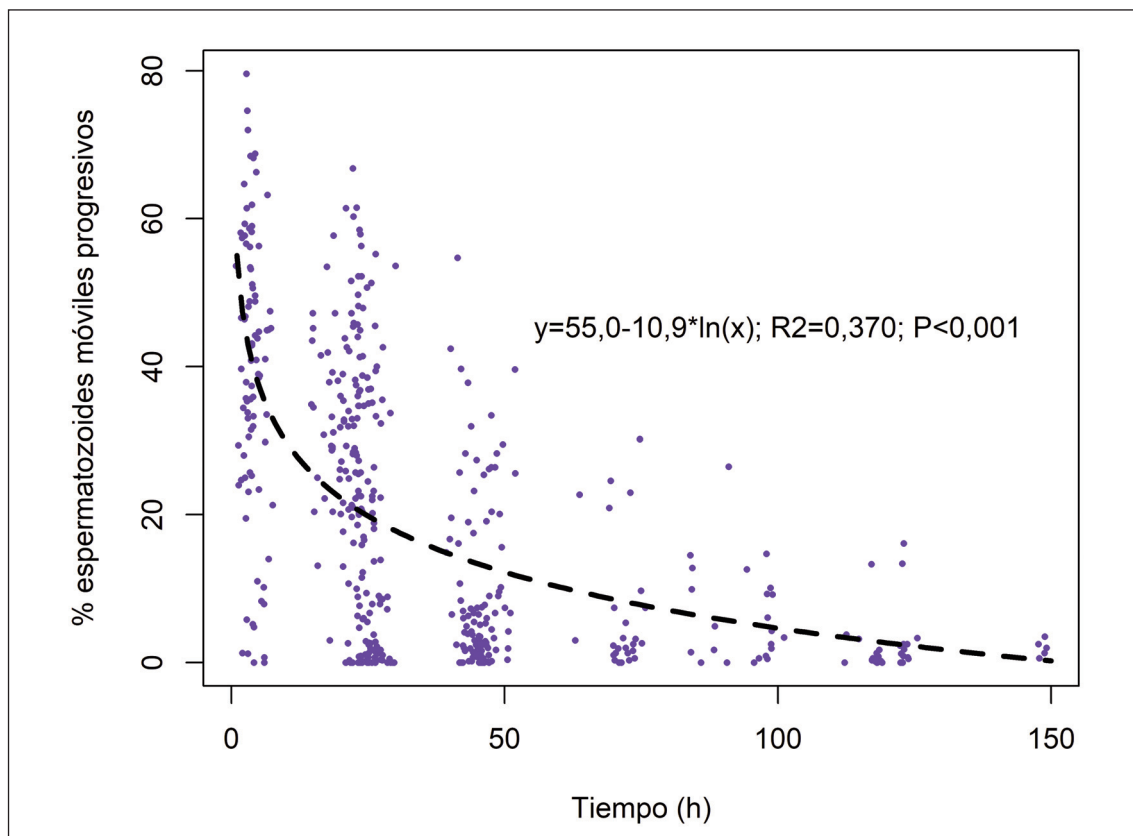


Figura 3. Representación del porcentaje de espermatozoides móviles progresivos frente al tiempo (h) transcurrido desde la obtención de las muestras.

Figure 3. Representation of the percentage of progressive motile spermatozoa versus the time (h) elapsed since obtaining the samples.

ecuación logarítmica que explica cómo disminuye la motilidad en función del tiempo: $motilidad = 55,0 - 10,9 \times \ln(tiempo)$, [$r^2 = 0,370$; $P < 0,001$], donde *motilidad* es el porcentaje de móviles progresivos y *tiempo* son las horas transcurridas desde la extracción. El valor de 55,0 se aproxima a la motilidad inicial media para todas las muestras, aceptable [el porcentaje mínimo de motilidad para considerar a un toro apto se sitúa en el 30 % (Chenoweth y McPherson, 2016)], susceptible de mejorar y que muestra el margen de mejora para llegar a valores óptimos y lograr ganaderías más competitivas. Evidentemente, este valor depende en gran medida de factores como la edad, la actividad reproductiva previa, el proceso de obtención de la muestra y su potencial contaminación, así como las condiciones de conservación y análisis.

Los animales considerados como reproductores no aptos suponen un gasto en alimentación, cuidados y tratamientos, pero resultan completamente improductivos dentro de la granja. Asimismo, los animales positivos a campilobacteriosis o tricomonosis actúan como reservorios dentro del rebaño, contribuyendo a que la enfermedad y sus efectos negativos (síntomas, riesgo sanitario, pérdidas de producción) persistan en la explotación.

La tasa de incidencia de campilobacteriosis observada en el presente estudio (35 %) hace pensar que la prevalencia de esta infección en los rebaños puede ser todavía más alta, lo que puede suponer un grave problema sanitario a tener en cuenta.

La drástica disminución de la calidad seminal con el paso del tiempo pone de manifiesto la necesidad de examinar la motilidad espermática en los momentos inmediatamente posteriores a la obtención de las muestras. Por otra parte, los valores de motilidad observados apuntan a la existencia de un gran número de toros no aptos para la reproducción en las ganaderías muestreadas. Finalmen-

te, se evidencia la necesidad de realizar evaluaciones sistemáticas de la aptitud de los sementales, además de implementar programas sanitarios en las ganaderías para reducir la dispersión de estas enfermedades.

Conclusiones

Se han observado tasas de incidencia de campilobacteriosis y tricomonosis del 35 % y 5 %, respectivamente, en sementales de vacuno de carne de Castilla y León, sin que tengan una relación con la motilidad progresiva.

Agradecimientos

Al proyecto REPROVAC (“Incremento de la fertilidad de las explotaciones de ganado vacuno de carne de Castilla y León”), financiado con el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (Europa invierte en las zonas rurales).

A las entidades participantes [ITACyL, ASO-PROVAC, AVIGASE, COBADU, COPASA, DE HEUS, GEPISA, MSD-MERCK, NANTA, NUTRIGANSE, IGM (CSIC-ULE)], y a las ganaderías que ha colaborado en el proyecto REPROVAC.

Referencias bibliográficas

- Azpilicueta N (2014). Metodología para el diagnóstico de la tricomoniasis bovina y estudio de la prevalencia en la zona de Urbasa y Andía. Trabajo Fin de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad Pública de Navarra.
- Barth AD (2018). Review: The use of bull breeding soundness evaluation to identify subfertile and infertile bulls. *Animal* 12(s1): s158-s164. <https://doi.org/10.1017/S1751731118000538>.

- Chenoweth PJ, McPherson FJ (2016). Bull breeding soundness, semen evaluation and cattle productivity. *Animal Reproduction Science* 169: 32-36. <https://doi.org/10.1016/j.anireprosci.2016.03.001>.
- Lorton SP (2014). Evaluation of semen in the andrology laboratory. En: *Animal Andrology; Theory and Applications* (Ed. Chenoweth PJ, Lorton SP), pp. 100-135. CABI International.
- MAPA (2018). Estudio del sector español de vacas nodrizas. Marzo 2018. Subdirección General de Productos Ganaderos, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en: https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/estudionodriza2018nipo_tcm30-109530.pdf (Consultado: 22 marzo 2021).
- Mendoza-Ibarra JA, Pedraza-Díaz S, García-Peña FJ, Rojo-Montejo S, Ruiz-Santa-Quiteria, JA, San Miguel-Ibáñez E, Navarro-Lozano V, Ortega-Mora LM, Osoro K, Collantes-Fernandez E (2012). High prevalence of *Tritrichomonas foetus* infection in Asturiana de la Montaña beef cattle kept in extensive conditions in Northern Spain. *The Veterinary Journal* 193(1): 146-151. <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2011.09.020>.
- Michi AN, Favetto PH, Kastelic J, Cobo, ER (2016). A review of sexually transmitted bovine trichomoniasis and campylobacteriosis affecting cattle reproductive health. *Theriogenology* 85: 781-791. <https://doi.org/10.1016/j.theriogenology.2015.10.037>.
- Ortega-Mora LM, Álvarez-García G, Sánchez-Sánchez R, Collantes-Fernández E (2021). La guía VART: propuesta para estandarizar la valoración de la aptitud reproductiva de toros en España. Parte 1. Valoración sanitaria. *Producción Animal* 324: 39-73.
- Palmer CW, Brito LFC, Arteaga AA, Söderquist L, Persson Y, Barth AD (2005). Comparison of electroejaculation and transrectal massage for semen collection in range and yearling feedlot beef bulls. *Animal Reproduction Science* 87(1-2): 25-31. <https://doi.org/10.1016/j.anireprosci.2004.09.004>.
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rojo-Montejo S, Sánchez-Sánchez R, Ortega-Mora LM, Osoro-Otaduy K, Collantes-Fernández E (2014). Prevalencia de la tricomonosis bovina en las razas Asturiana de la Montaña y Asturiana de los Valles. *Tecnología Alimentaria* 13: 45-48.
- Silveira CS, Fraga M, Giannitti F, Macías-Rioseco M, Riet-Correa F (2018). Diagnosis of bovine genital campylobacteriosis in South America. *Frontiers in Veterinary Science* 5: 321. <https://doi.org/10.3389/fvets.2018.00321>.
- (Aceptado para publicación el 9 de febrero de 2022)

Comportamiento del consumidor de castañas: el caso portugués

Maria Isabel B. Ribeiro¹, António José G. Fernandes^{1,*}
y António Pedro R. Fernandes²

¹ Instituto Politécnico de Bragança. Centro de Investigação de Montanha, Campus de Santa Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal

² Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Rua do Campo Alegre, s/n, 4169-007 Porto, Portugal

Resumen

La castaña está profundamente arraigada en la economía portuguesa, en la gastronomía y en el patrimonio cultural. Por estas razones, este trabajo pretende comprender el comportamiento de los consumidores portugueses de castañas, sus preferencias, usos, hábitos de compra y percepciones sobre los beneficios del consumo de castañas. Para eso, se realizó un estudio transversal basado en una muestra de 320 individuos. Los consumidores encuestados compran un promedio de 6,5 kg/año. La mayoría compra castañas frescas y lo hace ocasionalmente, principalmente en supermercados e hipermercados, ferias o directamente al productor. Los consumidores prefieren comprar la castaña sin embalaje y los atributos más valorados son la percepción de la calidad, el tamaño y el precio. El distrito de residencia y los ingresos mensuales del hogar resultaron ser factores diferenciadores de la frecuencia de consumo de castañas. De hecho, se consumen castañas con mayor frecuencia en Oporto y otros distritos portugueses no productores de castañas, y en hogares con ingresos mensuales entre los 580 € y 1740 € y con más de 3480 €. El tamaño, el estado de conservación de la cáscara, el origen y la percepción de calidad de los consumidores son factores determinantes de la compra de castañas frescas. Estos hallazgos revelan que, a fin de mejorar los datos de consumo de castaña, es necesario comunicar mejor las cualidades nutricionales y los posibles efectos beneficiosos para la salud del consumo de castañas e invertir en I+D de nuevos productos alimenticios, terapéuticos y cosméticos hechos con castañas.

Palabras clave: Usos, percepciones, hábitos de compra, consumo, castaña, Portugal.

Chestnut consumer behavior: The Portuguese case

Abstract

Chestnut is deeply rooted in the Portuguese economy, gastronomy and cultural heritage. For this reason, this paper aims to understand the behavior of Portuguese chestnut consumers, their preferences, uses, buying habits and perceptions about the benefits of consuming chestnuts. A cross-sectional study was carried out based on a sample of 320 individuals. The participants buy, on average, 6.5 kg/year. Most consumers buy fresh chestnuts and do so occasionally, mainly in supermarkets and hypermarkets, fairs or directly from the producer. They prefer to buy the chestnut without packaging and the most valued

* Autor para correspondencia: toze@ipb.pt

attributes are quality perceived by the consumer, size and price. The district of residence and the monthly household income revealed to be differentiating factors of the frequency of chestnut consumption. In fact, chestnuts are consumed more frequently in Oporto and other Portuguese non-producer districts of chestnut and in households with an income from 580 € to 1740 € and more than 3480 €. The size, the shell conservation state, the origin and the quality perceived by consumers revealed to be determinant factors of the purchase of fresh chestnuts. These findings point out the need to better communicate the nutritional qualities and possible beneficial health effects of chestnut consumption and to invest in R&D of new chestnut-based food, therapeutic and cosmetic products.

Keywords: Uses, perceptions, buying habits, consumption, chestnut, Portugal.

Introducción

El castaño (*Castanea sativa* Miller) es una especie caducifolia, de la familia Fagaceae, cuyo fruto es la castaña y que registra una distribución de largo alcance en la región mediterránea de Europa y Asia occidental (Míguez-Soto et al., 2019).

Según la FAO (2020), en 2018, la producción total de castañas del mundo fue de alrededor de 2,4 millones de toneladas. China fue el mayor productor, registrando el 83,6 % de la producción mundial de castañas. Bolivia y Turquía fueron los segundo y tercer países productores, representando el 3,6 % (84010 t) y el 2,7 % (63580 t) de la producción mundial, respectivamente. Portugal ocupa el séptimo lugar con el 1,5 % (34165 t) y España el noveno con el 0,6 % (15091 t) (Figura 1). La producción mundial de castañas ha aumentado de manera constante durante la última década, debido al conocimiento de los consumidores sobre los beneficios para la salud que aporta este fruto (Massantini et al., 2021).

Portugal es un destacado productor europeo de castañas. Esta producción tradicional es muy importante para Trás-os-Montes, una región de baja densidad poblacional del norte de Portugal (Cabo et al., 2019). Las condiciones óptimas de crecimiento para el castaño se encuentran en altitudes superiores a 500 m, con bajas temperaturas en invierno, en el noreste de Portugal (Ribeiro et al., 2007). Por ello, el norte del país se destaca como la

principal región de producción (Rosa et al., 2017), en la que es uno de los árboles económicamente más importantes (Benhadi-Marin et al., 2013). En concreto, en la región de Trás-os-Montes la castaña es conocida como el “petróleo de Trás-os-Montes”, por su importancia para la economía regional (Cabo et al., 2018).

En el periodo de 2008 a 2017 se verificó un aumento global en el área de producción de castañas en Portugal, aunque la debilidad de la productividad limita la capacidad de abastecimiento del mercado. Este escenario se ve agravado por los obstáculos para la comercialización, como la escasa homogeneidad de los frutos, los problemas de conservación (polilla y podredumbre), la importancia del mercado paralelo y la competencia desleal de la castaña de países extracomunitarios (Cabo et al., 2019).

Actualmente, la castaña se enfrenta a varios desafíos como, por ejemplo, el cambio climático; las enfermedades y plagas, el desarrollo demográfico y del mercado que amenazan su futuro (Cabo et al., 2019). Para Baser y Bozoglu (2020), el problema más importante del castaño es la enfermedad fúngica denominada “chancro del castaño” (*Cryphonectria parasitica* (Murril) M.E. Barr).

La cadena de suministro de la castaña es generalmente larga, estructurada y organizada, con pocas industrias y minoristas y un número significativo de productores. La castaña portuguesa se vende principalmente a em-

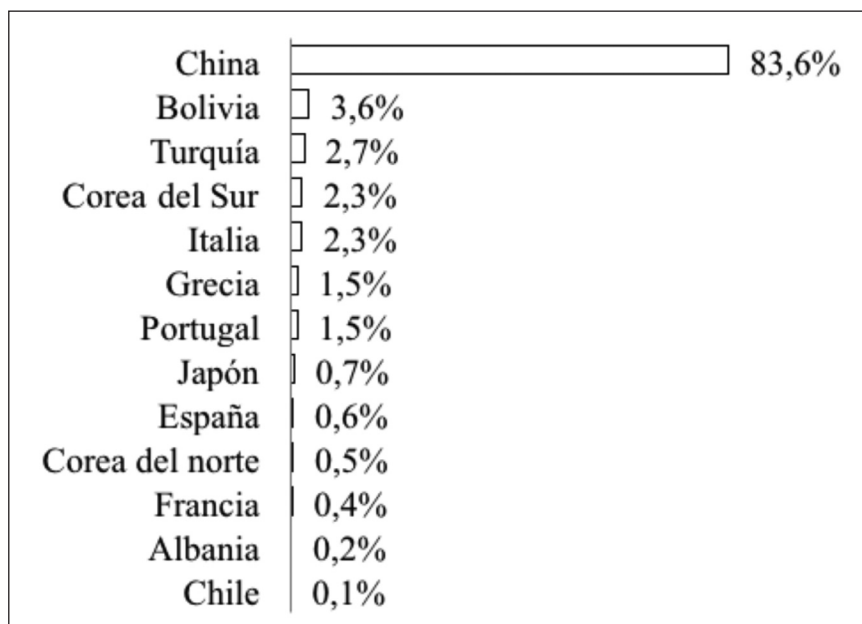


Figura 1. Cuota de mercado de los países productores de castaña en 2018.

Fuente: FAO, 2020.

Figure 1. Market share of the chestnut producing countries in 2018.

presas de mediana dimensión, donde se prepara para su venta en fresco ya sea en el mercado nacional o en el mercado internacional. Sin embargo, el aumento en la capacidad de procesamiento de la industria de la castaña incrementa el valor añadido de la cadena de suministro de la castaña portuguesa. Todas las variedades de castaña están adaptadas al consumo en fresco, si bien son más o menos apreciadas por los intermediarios en función de su precocidad, calibre y sabor. En el eslabón final de la cadena de distribución el precio indicado para las castañas se basa en su tamaño y los consumidores no distinguen las diferentes variedades de castañas (Cabo *et al.*, 2019).

La mayor parte de la producción portuguesa de castañas se exporta (77 %). Así, la castaña congelada se exporta principalmente a Francia, Italia y España, mientras que la castaña fresca se exporta principalmente a Brasil y a países de

Europa. La producción restante (33 %) es para consumo interno (Rosa *et al.*, 2017).

Cruda o procesada, la castaña es un producto de alto potencial y muy versátil (Baser y Bozoglu, 2020). Las castañas son ricas en carbohidratos, tienen un bajo índice glucémico, no tienen colesterol, su contenido calórico es bajo y son ricas en proteínas y en vitamina C. Estas características nutricionales asocian la castaña a las dietas saludables. Nutricionalmente, las castañas son similares al arroz integral y, por lo tanto, un sustituto de las patatas, el arroz y el trigo. Además, la harina de castaña es dulce y no tiene gluten, por lo que este producto es una alternativa saludable para los pacientes celíacos (Cernusca, *et al.*, 2019; Romano y Aporte, 2019). Las castañas tienen unas características nutricionales y organolépticas extraordinarias. Por eso, la evaluación de la calidad del fruto es fundamen-

tal (Massantini et al., 2021). La “castaña portuguesa” es actualmente reconocida internacionalmente por su calidad organoléptica y por su excelente idoneidad para la transformación industrial (Laranjo, 2013).

Dada la inexistencia previa de estudios realizados sobre preferencias de los consumidores de castañas y el perfil del consumidor en Portugal se realizó este estudio original con los siguientes objetivos: (i) conocer las preferencias y los hábitos de compra y consumo de las castañas, (ii) identificar el perfil del consumidor de castañas, (iii) conocer los usos y el grado de conocimiento de los consumidores sobre las propiedades nutricionales de las castañas e (iv) identificar factores diferenciadores de la compra y del consumo de castañas.

Material y métodos

Para lograr estos objetivos, se realizó un estudio transversal, observacional, cuantitativo y analítico. Según Hoppen et al. (1996) y Jung (2004) este estudio (i) asume una naturaleza transversal, porque la información se recopiló en un solo momento, proporcionando una “fotografía” de las variables de estudio relevantes en un momento dado, (ii) es observacional porque el estudio se limita a observar el comportamiento del consumidor, (iii) es cuantitativo ya que permite la representación del conocimiento adquirido en forma de gráficas, diagramas y cálculos, y (iv) es analítico porque, además de calcular estadísticas descriptivas, explora las relaciones entre las variables.

Los datos se recolectaron mediante un cuestionario aplicado a una muestra no probabilística de 320 individuos, en espacios comerciales, en el periodo de abril a mayo de 2018. En este contexto, cabe aclarar que la tasa de respuesta se redujo en algunos casos, para algunas variables, debido a la ausencia de res-

puesta de algunos de los encuestados. Además, algunas preguntas se dirigieron sólo a los encuestados consumidores de castañas ($N \leq 250$). Por otro lado, las preguntas sobre los hábitos de compra fueron respondidas sólo por los encuestados que, en realidad, compraron castañas ($N \leq 177$); es decir, algunos encuestados, a pesar de consumir el producto, no lo compraron porque tenían su propia producción o alguien les ofreció el producto.

El cuestionario tenía tres apartados. El primer apartado incluía siete preguntas sobre el perfil del participante (distrito de residencia, género, edad, número de miembros en el hogar, ingresos mensuales del hogar, nivel educativo y restricciones alimentarias). El segundo apartado se refería al grado de conocimiento sobre la castaña, evaluado mediante el uso de once afirmaciones que los encuestados debían responder con “falsa”, “verdadera” o “no sabe / no contesta”. Por cada afirmación respondida correctamente, se otorgó 1 punto. Así, el conocimiento de los encuestados sobre la castaña se evaluó en una escala de 0 a 11 puntos. Posteriormente, el conocimiento se clasificó en malo (0 a 2 puntos), insuficiente (3 a 4 puntos), satisfactorio (5 a 6 puntos), bueno (7 a 8 puntos) y muy bueno (9 a 11 puntos). Finalmente, el tercer apartado contenía diez preguntas sobre los usos, hábitos de compra y consumo del producto: frecuencia de consumo, sistema predilecto de producción de castañas, tipo de castaña comprada, frecuencia de compra, embalaje predilecto, atributos de las castañas más valorados, formas de utilizar y consumir las castañas, lugar de la compra, cantidad comprada y precio).

Todas las preguntas eran cerradas, siendo de opción múltiple, con alternativas predefinidas, indicando si el encuestado podía elegir una o más alternativas. No se utilizaron preguntas abiertas para simplificar la realización del cuestionario por los participantes y

para facilitar el análisis de los datos. El orden definido para los apartados del cuestionario tenía como objetivo generar confianza en los participantes. En total, el cuestionario constaba de 28 preguntas que tardaba unos diez minutos en completarse.

Posteriormente, los datos fueron analizados con el software estadístico *IBM SPSS Statistics* versión 26.0. El análisis de los datos requirió el uso de estadísticas descriptivas; esto es, el cálculo de la media y la desviación estándar en el caso de las variables cuantitativas, y el cálculo de las frecuencias absolutas y relativas en el caso de las variables cualitativas nominales u ordinales (Pestana y Gageiro, 2014; Marôco, 2021).

Posteriormente, se realizó un estudio analítico de naturaleza comparativa para verificar si había diferencias significativas en las proporciones de las características socio demográficas teniendo en cuenta si el encuestado era consumidor de castañas. Para eso, se utilizó la prueba *Chi-cuadrado de Pearson* ya que las variables eran de naturaleza cualitativa nominal (Marôco, 2021). Esta prueba permite probar la hipótesis nula de que las proporciones de un atributo dado del encuestado sean iguales, teniendo en consideración si es consumidor de castañas ($H_0: \theta_{si} = \theta_{no}$) contra la hipótesis alternativa de que las proporciones sean diferentes ($H_1: \theta_{si} \neq \theta_{no}$), donde θ es la proporción.

Para comparar el precio (variable de naturaleza cuantitativa), teniendo en cuenta el mismo factor (ser o no ser consumidor de castañas), se utilizó la prueba de *Mann-Whitney* (Pestana y Gageiro, 2014; Marôco, 2021) porque no se cumplían los requisitos de aplicación de las pruebas paramétricas ($p < 0,05$), esto es, la normalidad de los datos y la igualdad de varianzas. La normalidad de los datos se comprobó aplicando la prueba de *Kolmogorov-Smirnov con la corrección de Lilliefors* ($n \geq 30$) y la prueba de *Shapiro-Wilk* ($n < 30$) y la igualdad de varianzas se comprobó mediante la prueba de *Levene* (Pestana y Gageiro, 2014; Marôco, 2021).

Para identificar los factores diferenciadores de la frecuencia del consumo y de compra de castaña considerando dos o más (k) muestras independientes, se utilizaron las pruebas de *Mann-Whitney* y *Kruskal-Wallis*, respectivamente (Marôco, 2021). La prueba de *Mann-Whitney* permite probar la hipótesis nula de la igualdad de las medianas ($H_0: \eta_1 = \eta_2$) contra la hipótesis alternativa de que las medianas son diferentes ($H_1: \eta_1 \neq \eta_2$). La prueba de *Kruskal-Wallis* permite probar la hipótesis nula de la igualdad de las medianas ($H_0: \eta_1 = \eta_2 = \dots = \eta_k$) contra la hipótesis alternativa de que ni todas las medianas son iguales ($H_1: \exists i, j: \eta_i \neq \eta_j$), donde η es la mediana (Marôco, 2021).

Para la ejecución del estudio analítico, se utilizó un nivel de confianza del 95 % ($1 - \alpha$) $\times 100$, correspondiente a un nivel de significancia (α) del 5 %. Según Marôco (2021), la regla de decisión estadística es rechazar la hipótesis nula (H_0) cuando el valor p es menor o igual que el nivel de significancia, es decir, cuando $p \leq \alpha$. La probabilidad de significancia (p) es el nivel más bajo del nivel de significancia (α) para el cual es posible rechazar H_0 . El nivel de significancia corresponde al error del tipo I, es decir, a la probabilidad de rechazar la hipótesis nula cuando esta es verdadera (Marôco, 2021).

Finalmente, se utilizó el análisis multivariado. En este contexto, se estimó una regresión logística binaria para identificar los determinantes del consumo de castañas al nivel de significancia del 1 %. En la estimación del modelo de regresión logística, se utilizó el método *stepwise* para elegir los factores. La probabilidad de consumo de castaña (p) está definida por la transformación *logit* en función de factores explicativos (ecuación 1).

$$p(Y_i = 1) = \frac{1}{1 + e^{-X\beta}} \quad [1]$$

Donde Y es una variable dependiente binaria, que asume el valor de 1, en el caso del

encuestado sea consumidor de castaña, y el valor de 0, en el caso de que no sea consumidor de castaña; X es el vector de columna de dimensión $p + 1$, donde p es el número de variables explicativas, y β es un vector de parámetros desconocido para estimar.

La validez global del modelo se evaluó mediante el logaritmo de verosimilitud (LV), como se puede ver en la ecuación 2.

$$LV = 2LL_{final} - 2LL_{original} \sim \chi^2_{(k-1)} \quad [2]$$

Para verificar la importancia individual de los parámetros, se probó la hipótesis $H_0: \beta_j = 0$ contra la hipótesis alternativa $H_1: \beta_j \neq 0$. En que:

- 2 LL_{final} : valor máximo del logaritmo de verosimilitud del modelo estimado.
- 2 $LL_{original}$: valor máximo del logaritmo de verosimilitud del modelo que contiene únicamente la constante.

La calidad de ajuste del modelo se probó utilizando el R^2 de Nagelkerke. Este coeficiente busca calcular la proporción de variación explicada en el modelo de regresión logística y se calculó utilizando la ecuación 3.

$$R^2_{Nagelkerke} = \frac{R^2_{Cox \& Snell}}{1 - \frac{(2LL_{original})^2}{n}} \quad [3]$$

Siendo que,

$$R^2_{Cox \& Snell} = 1 - \left[\frac{2LL_{original}}{2LL_{final}} \right]^{\frac{2}{n}} \quad [4]$$

Resultados y discusión

Los encuestados tenían un promedio de 35,1 años (desviación estándar = 16,9). La tabla 1 presenta las características de la muestra. Como se pudo ver, la mayor parte de los

encuestados vivía en distritos del norte de Portugal (Braganza (41,3 %), Oporto (24,1 %) y Vila Real (10,9 %)), era del género femenino (50,0 %), tenía nivel formativo de educación secundaria (71,3 %), vivía en hogares con tres o más miembros (54,7 %) y tenía un ingreso mensual de hasta 1160 € (53,8 %).

La tabla 2 compara el perfil de los consumidores y no consumidores de castañas. Como se pudo ver, la mayoría de los consumidores de castañas vivían en los distritos de Braganza ($n = 98$) y Oporto ($n = 63$), estaban igualmente distribuidos por género ($n = 125$), tenían nivel educativo secundario ($n = 97$) y superior ($n = 63$), vivían en hogares con tres personas ($n = 63$), dos personas ($n = 50$) y una persona ($n = 62$), y tenían un ingreso mensual del hogar de entre 580 € y 1160 € ($n = 89$). De las características socio demográficas consideradas, solo se encontraron diferencias estadísticamente significativas con respecto al ingreso mensual del hogar ($p = 0,043$), siendo las personas con menos ingresos (580 € a 1160 €) a las que más les gustaban las castañas. Por el contrario, son los encuestados que no consumen castañas los que disfrutaban de los ingresos más altos (nivel de renta de 1741 € a más de 3480 €). Otros factores diferenciadores del consumo de castañas fueron identificados por Fang et al. (2019), en un estudio llevado a cabo en Estados Unidos y en China, en el cual se comprobó que el consumidor estadounidense era un poco mayor y con mayor nivel educativo que el consumidor chino, mientras que los participantes chinos tenían más hijos. Los resultados parecen mostrar que los consumidores de castañas portugueses y chinos son menos sofisticados que los estadounidenses.

Cuando se comparó la frecuencia de compra según factores socio-demográficos (tabla 3) se comprobó que estos no son factores diferenciadores de la frecuencia de compra ($p > 0,05$). En el estudio de Fang et al. (2019), casi el 77 % de los participantes chinos fueron los

Tabla 1. Caracterización socio demográfica de la muestra.
 Table 1. Sample sociodemographic characterization.

Variable/Grupos	Frecuencias	
	%	n
Género		
Masculino	49,7	159
Femenino	50,0	160
No responde	0,3	1
Distrito de residencia		
Braganza	41,3	132
Vila Real	10,9	35
Oporto	24,1	77
Otro	23,7	76
Número de miembros en el hogar		
1 persona	23,8	76
2 personas	18,1	58
3 personas	26,3	84
4 personas	20,6	66
5 o más personas	7,8	25
No responde	3,4	11
Ingresos mensuales del hogar		
<580 €	22,2	71
580 a 1160 €	31,6	101
1161 a 1740 €	16,6	53
1741 a 2320 €	6,9	22
2321 a 2900 €	8,4	27
2901 a 3480 €	6,3	20
>3480 €	4,7	15
No responde	3,4	11
Nivel formativo		
Sabe leer y escribir	6,3	20
1 ^{er} ciclo (4 años de escolarización)	5,6	18
2 ^o ciclo (6 años de escolarización)	4,7	15
3 ^{er} ciclo (9 años de escolarización)	14,4	46
Secundario (12 años de escolarización)	40,3	129
Superior	27,5	88
No responde	1,3	4

Tabla 2. Perfil del consumidor de castaña.
 Table 2. Chestnut consumer profile.

Variable/Grupos	Consumidor		p
	Si	No	
Género (N = 318)			
Masculino	125	33	0,830
Femenino	125	35	
Distrito de residencia (N = 319)			
Braganza	98	33	0,908
Vila Real	26	9	
Oporto	63	14	
Otro	64	12	
Número de miembros en el hogar (N = 308)			
1 persona	62	14	0,256
2 personas	50	7	
3 personas	63	21	
4 personas	48	18	
5 o más personas	19	6	
Ingresos mensuales del hogar (N = 308)			
<580 €	55	16	0,043*
580 a 1160 €	89	12	
1161 a 1740 €	43	10	
1741 a 2320 €	15	7	
2321 a 2900 €	19	8	
2901 a 3480 €	12	8	
>3480 €	12	2	
Nivel formativo (N = 315)			
Sabe leer y escribir	20	0	0,116
1 ^{er} ciclo (4 años de escolarización)	13	5	
2 ^o ciclo (6 años de escolarización)	14	1	
3 ^{er} ciclo (9 años de escolarización)	35	11	
Secundario (12 años de escolarización)	97	32	
Superior	68	19	

* Existen diferencias significativas al nivel de significancia del 5%.

Tabla 3. Frecuencia de la compra y del consumo de castañas según los factores socio demográficos.
 Table 3. Frequency of chestnuts purchase and consumption according to sociodemographic factors.

Variable/Grupos	Frecuencia de la compra			Frecuencia del consumo		
	n	Mediana	p	n	Mediana	p
Género						
Masculino	91	2,0	0,328	157	4,0	0,946
Femenino	86	2,0		157	4,0	
N	177			314		
Distrito de residencia						
Braganza	56	2,0	0,311	132	3,0	0,004*
Vila Real	17	2,0		33	2,0	
Oporto	51	2,0		75	4,0	
Otro	53	2,0		74	4,0	
N	177			314		
Número de miembros en el hogar						
1 persona	40	2,0	0,925	73	3,0	0,183
2 personas	38	2,5		57	4,0	
3 persona	49	2,0		83	4,0	
4 personas	34	2,0		66	4,0	
5 o más personas	13	2,0		25	2,0	
N	174			304		
Ingresos mensuales del hogar						
<580 €	34	2,0	0,543	70	3,0	0,009*
580 a 1160 €	73	2,0		100	4,0	
1161 a 1740 €	33	2,0		51	4,0	
1741 a 2320 €	9	2,0		22	3,5	
2321 a 2900 €	10	2,0		27	3,0	
2901 a 3480 €	9	3,0		20	2,5	
>3480 €	6	2,0		14	4,0	
N	174			304		
Nivel formativo						
Sabe leer y escribir	14	2,0	0,148	19	3,0	0,299
1 ^{er} ciclo	10	2,0		18	4,0	
2 ^o ciclo	12	2,0		15	4,0	
3 ^{er} ciclo	29	2,0		43	4,0	
Secundario	64	2,0		128	3,0	
Superior	45	2,0		88	3,0	
N	174			311		

* Existen diferencias significativas al nivel de significancia del 5%.

principales compradores de su familia, mientras que solo el 67 % de los participantes estadounidenses eran el comprador principal de su hogar.

Sin embargo, cuando se comparó la frecuencia del consumo de castaña según los mismos factores, es decir, según las características socio demográficas (tabla 3) se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) al contrastar factores como el distrito de residencia y los ingresos mensuales del hogar. Fueron los consumidores de Oporto y otros distritos de Portugal (excepto Braganza y Vila Real) los que consumían castaña con mayor frecuencia ya que registraron medianas más elevadas. Con respecto a los ingresos mensuales del hogar, fueron los consumidores con ingresos entre 580 € a 1160 €, entre 1161 € a 1740 € y superiores a 3480 € los que más consumían castaña, pues las medianas eran más elevadas.

En el presente estudio, de los 320 encuestados, 251 (78,4 %) eran consumidores de castañas (figura 2). De estos, la mayoría de los consumidores consumieron castañas dos o más veces al año (50,3 %) como se puede ver en la figura 2. En el estudio anteriormente citado llevado a cabo en Estados Unidos y en China casi todos los consumidores chinos (97,7 %) habían comido castañas en el último año; por el contrario, menos de la mitad de los consumidores estadounidenses habían comido alguna vez castañas (Fang et al., 2019). En el mismo estudio se verificó que los consumidores de Estados Unidos consumen castañas dos o más veces al año en 23,5 % de los casos. Por el contrario, los consumidores chinos lo hacen en 89,3 % de los casos. En el presente estudio, el 69,3 % de los consumidores de castaña consumió castañas producidas por el sistema convencional y 30,7 % consumió castañas ecológicas; de estas, el 20,3 % eran certificadas (figura 2). Precisamente, la certificación orgánica fue uno de los principales impulsores de las preferencias de los

consumidores en el estudio desarrollado por Aguilar et al. (2010), en Estados Unidos.

Como se puede ver en la figura 3, la castaña comprada fue esencialmente producida de forma convencional a nivel local (55,6 %) y de origen nacional (50,2 %). En la figura 3 se refleja que los consumidores encuestados prefieren comer castañas asadas en casa (69,3 %), cocidas (66,4 %) o crudas/frescas (61,9 %).

Con respecto al comportamiento de compra, la figura 4 muestra que el 48,9 % de los encuestados compraron castañas crudas/frescas ocasionalmente. Como se puede observar en la figura 4, lo hicieron en supermercados o hipermercados (46,6 %), ferias (45,4 %) o directamente al productor (41,4 %). El 60,1 % prefirió hacer la compra de castaña no empaquetada, al 35,3 % les fue indiferente y apenas el 4,6 % prefirió comprar las castañas pre-empaquetadas (Figura 4).

Los atributos de las castañas crudas/frescas más valorados por los consumidores fueron la calidad percibida por el consumidor (73,3 %), el tamaño (66,9 %) y el precio (61,0 %), como se puede ver en la figura 5. Los consumidores compraron una media de 6,5 kg/año y consideraron que el precio medio de 3,32 €/kg era razonable. En el estudio desarrollado por Aguilar et al. (2010), en Estados Unidos, el precio, también, demostró ser un atributo importante que influye en las preferencias de compra de los consumidores.

Como se puede ver en la figura 5, la mayoría de los consumidores no tenían restricción alimentaria (59,4 %). El 21,4 % practicaba una dieta baja en grasa, el 19,2 % con poca sal, el 18,6 % con poco azúcar, y el 10,4 % baja en colesterol.

La figura 6 muestra las afirmaciones sobre el grado de conocimiento de la castaña de los encuestados en función de las respuestas obtenidas, destacándose el alto porcentaje de desconocimiento o ausencia de respuesta. La evaluación de las respuestas puso de mani-

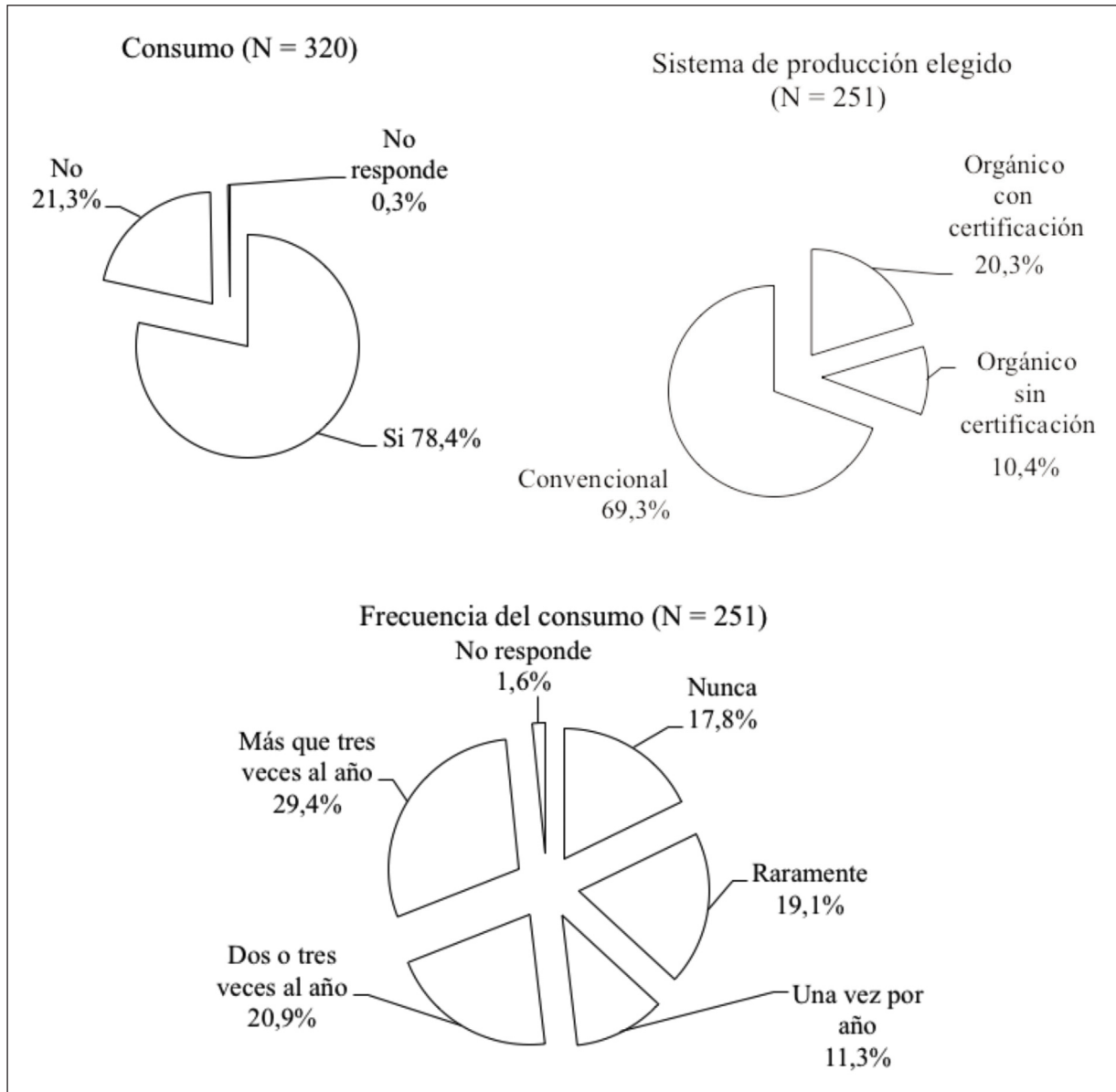


Figura 2. Consumo de castañas.
 Figure 2. Consumption of chestnuts.

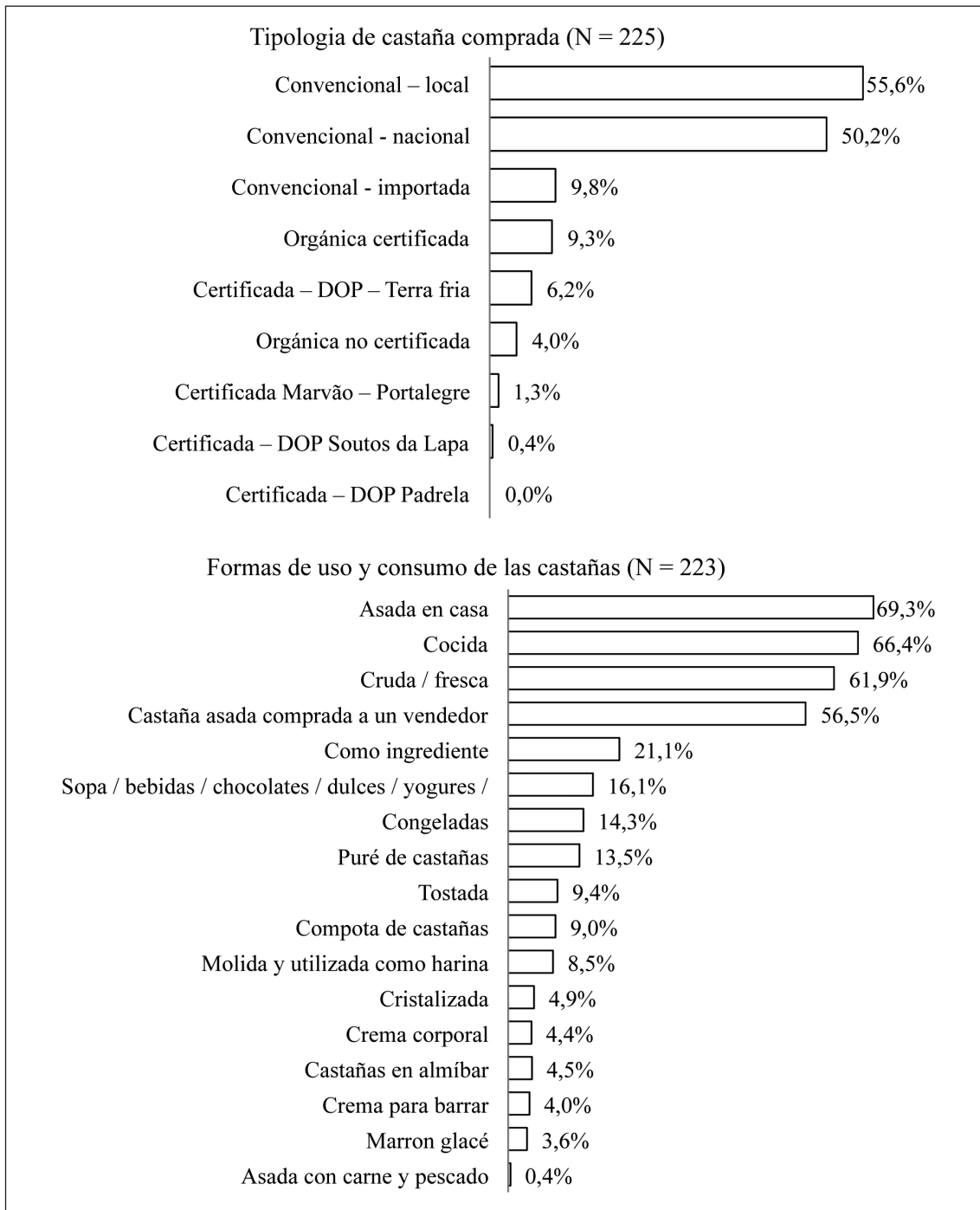


Figura 3. Formas de uso y consumo de la castaña comprada.
 Figure 3. Forms of use and consumption of the purchased chestnut.

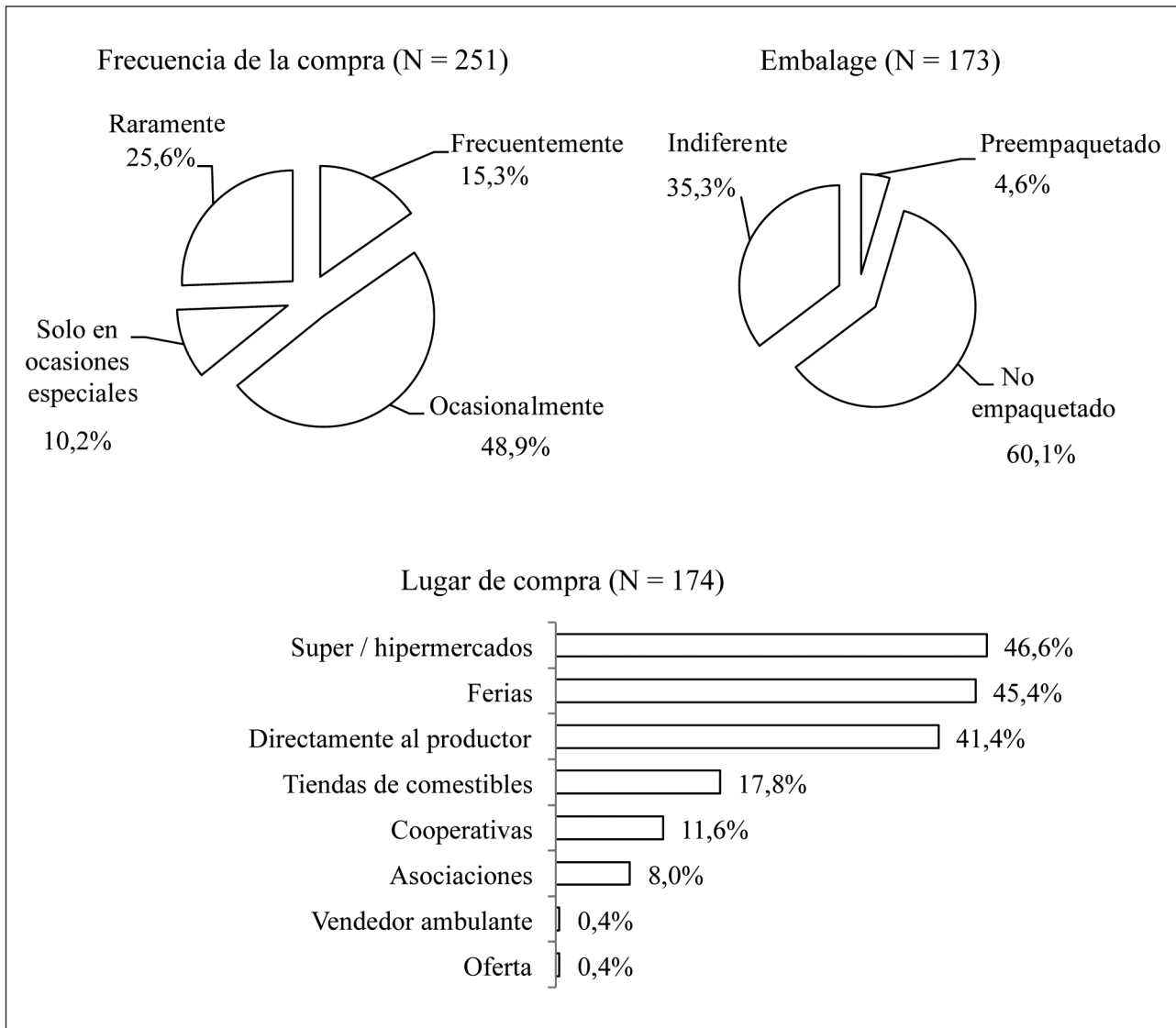


Figura 4. Caracterización de la compra de castañas crudas/frescas.
 Figure 4. Characterization of raw/fresh chestnuts purchase.

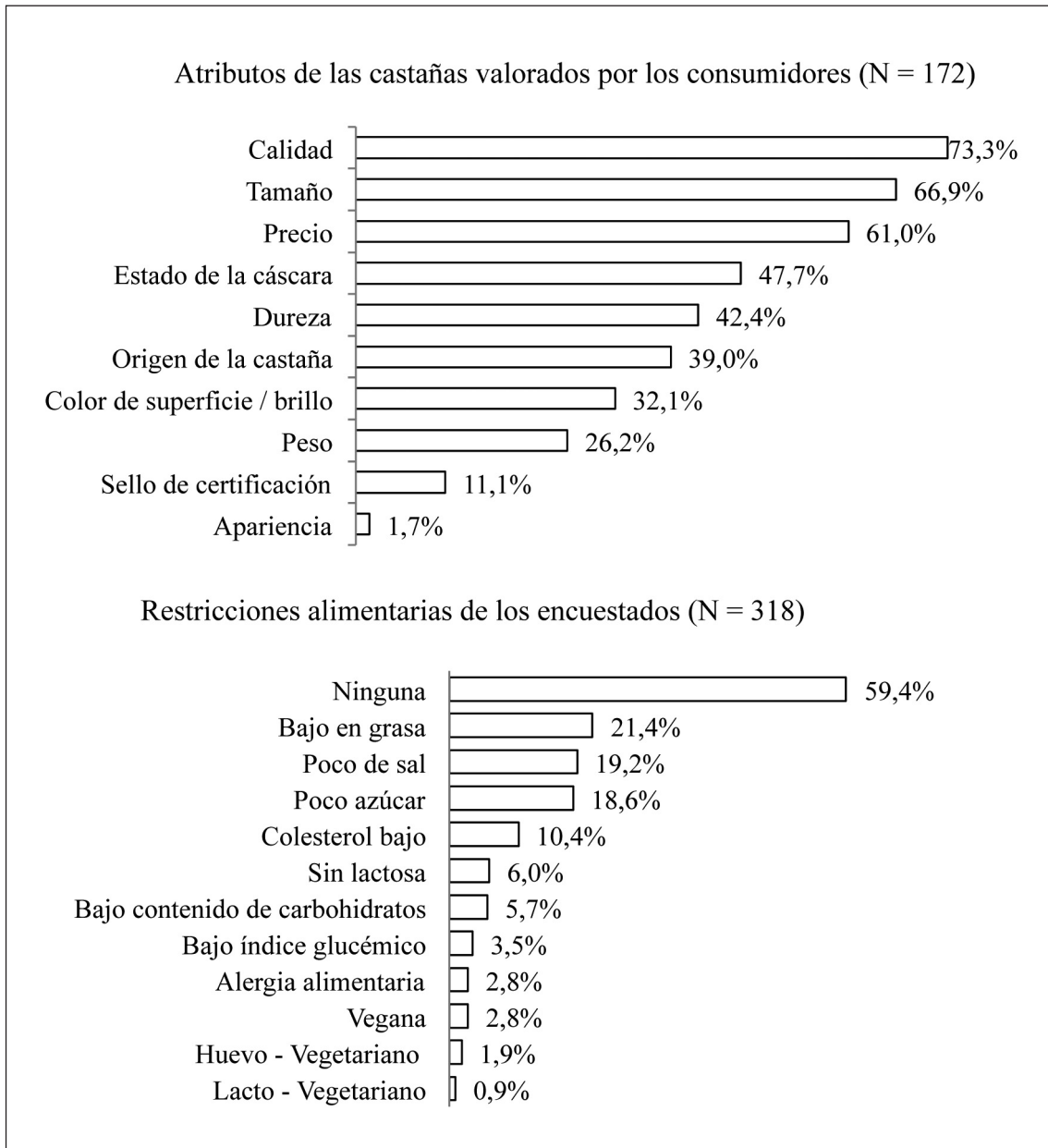


Figura 5. Proceso de compra de las castañas crudas/frescas.
 Figure 5. Raw/fresh chestnuts purchase process.

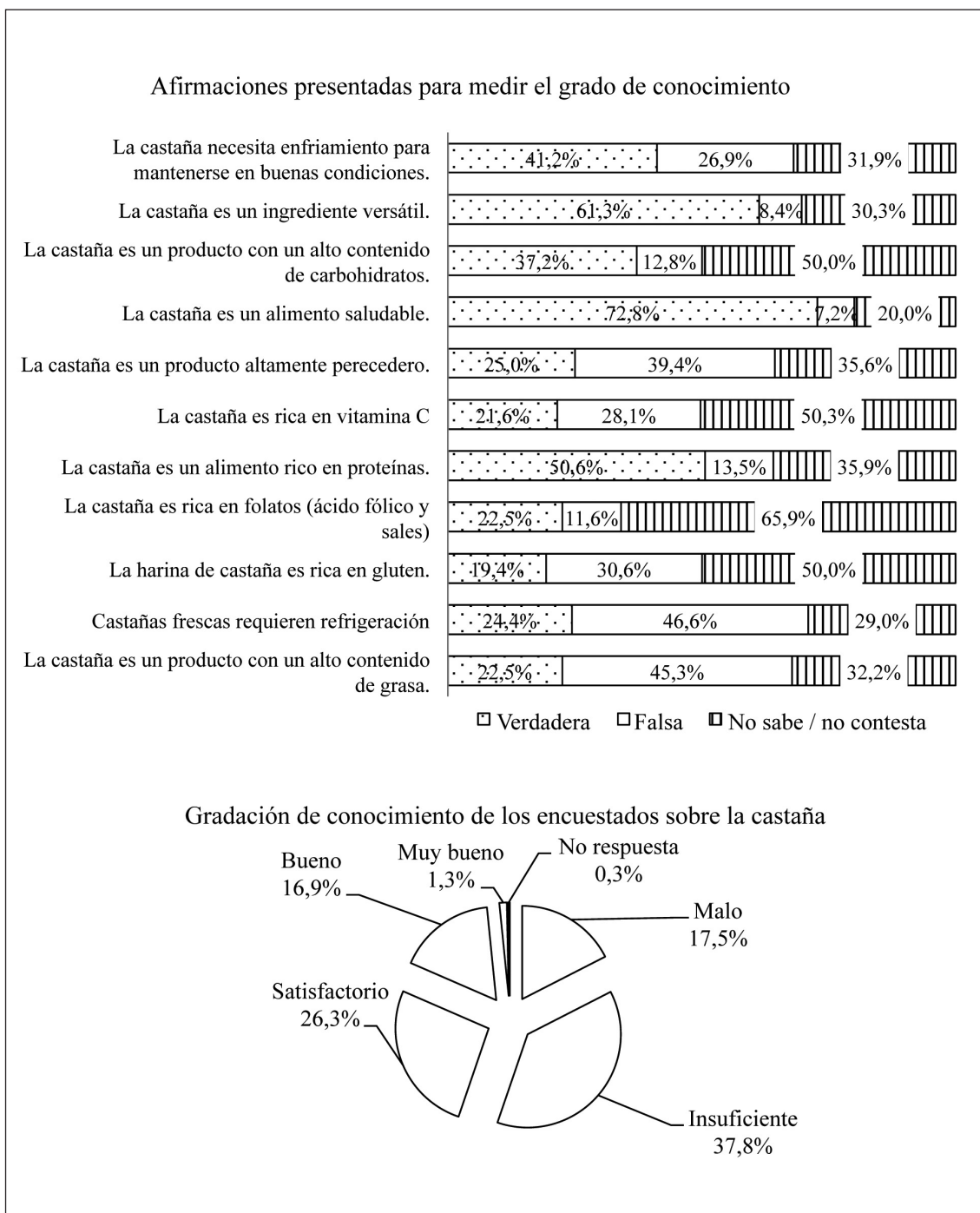


Figura 6. Conocimiento de los consumidores sobre la castaña (N = 318).

Figure 6. Consumers' knowledge about chestnut (N = 318).

fiesto que el nivel de conocimiento sobre las propiedades nutricionales de las castañas es muy malo (17,5 %) o malo (37,8 %), como se puede observar en la figura 6. Estos resultados muestran que los consumidores portugueses no conocen los beneficios nutricionales de las castañas referidos por Dinis *et al.* (2012), Carneiro-Carvalho *et al.* (2019) y Baser y Bozoglu (2020). En concreto, estos últimos autores, señalan en sus estudios el alto valor nutricional de la castaña cruda, asada o procesada (azúcar de castaña, puré, enlatada, etc.).

Los resultados obtenidos en la regresión logística binaria permiten afirmar que el modelo estimado es estadísticamente significativo ($p = 0,000$) al nivel de significancia del 1 % (tabla 4). La prueba de la validez global del modelo (logaritmo de verosimilitud = 253,543; $p = 0,000$) permite concluir que el poder explicativo del modelo es más alto que el modelo que consiste sólo en un término independiente (tabla 4).

La importancia de los parámetros se comprobó utilizando la hipótesis nula $H_0: \beta_j = 0$ contra la hipótesis alternativa $H_1: \beta_j \neq 0$. Los

resultados, para un nivel de significancia del 1 %, revelan que los parámetros, estadísticamente significativos, son los que se muestran en la tabla 5. Como se puede ver, el tamaño, el estado de conservación de la cáscara, el origen y la calidad percibida por los consumidores de castaña se identificaron como determinantes de la compra de castañas frescas/crudas; por lo tanto, el consumidor toma la decisión de comprar las castañas con base en estos atributos del producto. Estas características explican en el 58,0 % la decisión del consumidor de comprar castañas frescas/crudas. Fernandes *et al.* (2020) también observaron que el color de la cáscara es un aspecto muy importante porque influye mucho en el momento de compra por parte de los consumidores. Esto también se recoge en el estudio desarrollado por Fang *et al.* (2019), en lo que la calidad percibida, la frescura y la región de producción son características importantes para definir la demanda por parte de los consumidores. El estudio de Aguilar *et al.* (2010) demostró que el origen del producto fue uno de los factores determinantes de las preferencias de los consumidores.

Tabla 4. Modelo de regresión logística binaria ($n = 320$).
Table 4. Binary logistic regression model ($n = 320$).

Variabes	β	Desviación estándar	p
Constante	-2,151	0,239	0,000*
Tamaño	0,953	0,359	0,008*
Estado de conservación de la cáscara	1,767	0,422	0,000*
Origen de la castaña	1,858	0,449	0,000*
Percepción de calidad	1,531	0,344	0,000*

Variable dependiente: Compra de castaña fresca/cruda. $Y = 0$ (No); $Y = 1$ (Si); Logaritmo de verosimilitud = 253,543; $p = 0,000$; $R^2_{\text{Cox \& Snell}} = 0,431$; $R^2_{\text{Nagelkerke}} = 0,580$. * Parámetro significativo al nivel de significancia del 1%.

Conclusiones

Los consumidores de castañas estaban distribuidos de forma equitativa por género; la mayoría vivía en los distritos de Braganza y Oporto, con nivel educativo secundario y superior, vivía en hogares de una a tres personas, y tenía ingresos mensuales entre 580 € y 1160 €. Sólo este último factor reveló ser diferenciador del perfil del consumidor de castaña. De hecho, los consumidores de castañas tienen menos ingresos mensuales del hogar y los no consumidores de castañas disfrutaban de los ingresos más altos.

La mayoría de los consumidores compra castañas crudas/frescas y lo hace ocasionalmente, principalmente en supermercados o hipermercados, ferias o directamente al productor. Prefieren comprar los frutos sin embalaje y los atributos más valorados son la calidad percibida por el consumidor, el tamaño y el precio. El enfoque del análisis empírico ha permitido llegar a resultados que pueden ser utilizados para definir posibles estrategias de comercialización que permitan aumentar el consumo interno de castañas en Portugal, ya que el promedio actual es de 6,5 kg/año.

Los factores socio demográficos considerados no son diferenciadores de la frecuencia de compra de castaña. Por el contrario, algunos de ellos como el distrito de residencia y los ingresos mensuales del hogar sí son factores diferenciadores de la frecuencia del consumo de castañas. Así, se consumen castañas con mayor frecuencia en Oporto y otros distritos portugueses no productores de castañas y en hogares con ingresos de 580 € a 1740 € y de más de 3480 €. El tamaño, el estado de conservación de la cáscara, el origen y la calidad percibida por los consumidores revelaron ser factores determinantes de la compra de castañas frescas/crudas.

Los resultados mostraron que los consumidores portugueses desconocen los beneficios nutricionales de las castañas. Por lo tanto,

para que el sector se pueda beneficiar de una creciente demanda de las castañas debido a sus cualidades nutricionales y efectos beneficiosos para la salud, deberán hacerse campañas de información dirigidas a los consumidores a fin de aumentar su conocimiento sobre las propiedades de las castañas, promoviendo, de esa manera, el consumo de este producto. Además, se deben hacer esfuerzos de investigación y desarrollo (I+D+i) por parte de las empresas e instituciones de investigación para obtener nuevos productos alimenticios, cosméticos y de higiene a base de castaña. Esto está en la línea de lo descrito por Massantini *et al.* (2021), en relación con el hecho de que las castañas, además de brindar varios beneficios para la salud, también representan un gran recurso económico, debido a su disponibilidad y accesibilidad.

El carácter transversal de la investigación constituye una de las limitaciones de este estudio. De hecho, este tipo de estudio retrata el perfil del consumidor en un solo momento por ser un estudio estático. La muestra no probabilística también es una limitación ya que los resultados no se pueden extrapolar a la población general. Se considera necesario completar los datos presentados con los proporcionados en futuras investigaciones, que deben ser longitudinales y basadas en muestras probabilísticas, asegurando que la muestra de encuestados sea representativa de la población y que permita caracterizar el perfil del consumidor de castañas a lo largo del tiempo.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Fundación para la Ciencia y Tecnología (FCT, Portugal) y a FEDER, en el ámbito del programa PT2020, por el apoyo financiero al CIMO (UIDB/00690/2020).

Referencias bibliográficas

- Aguilar FX, Cernusca MM, Gold MA, Barbieri CE (2010). Frequency of consumption, familiarity and preferences for chestnuts in Missouri. *Agroforestry Systems* 79(1): 19-29. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9266-2>.
- Baser U, Bozoglu M (2020). Chestnut blight and technical efficiency in chestnut production: Case study of Aydin Province, Turkey. *Scientia Horticulturae* 263: 109048. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.109048>.
- Benhadi-Marin J, Pereira JA, Barrientos JA, Bento A, Santos SAP (2013). Araneae communities associated with the canopies of chestnut trees in the northeastern part of Portugal: The influence of soil management practices. *European Journal of Entomology* 110(3): 501-508. <http://dx.doi.org/10.14411/eje.2013.066>.
- Cabo P, Fernandes A, Ribeiro M (2018). Tendências da produção e mercados da castanha em Portugal. III Simpósio da Castanha: livro de resumos, 11-3 de outubro, Bragança, Portugal, pp. 41-42.
- Cabo P, Fernandes A, Ribeiro MI, Working Group for ValorCast (2019). An overview of chestnut s production and market developments in Portugal. Livro de Resumos do IX Congresso da APDEA e III Encontro Lusófono em Economia, Sociologia, Ambiente e Desenvolvimento Rural (ESADR 2019), 15-18 de outubro, Oeiras, Portugal, pp. 39-40.
- Carneiro-Carvalho A, Vilela A, Ferreira-Cardoso J, Marques T, Anjos R, Gomes-Laranjo J, Pinto T (2019). Productivity, chemical composition and sensory quality of “Martainha” chestnut variety treated with Silicon. *CyTA - Journal of Food* 17(1): 316-323. <https://doi.org/10.1080/19476337.2019.1579757>.
- Cernusca MM, Gold MA, Godsey L (2008). Influencing consumer awareness through the Missouri chestnut roast. *Journal of extension* 46(6): 1-9.
- Dinis LT, Peixoto F, Ferreira-Cardoso JV, Morais JLL, Borges ADS, Nunes FM, Coutinho JF, Costa R, Gomes-Laranjo J (2012). Influencia de días-grado en la composición química y propiedades tecnológicas del fruto de castaña (var. “Judía”). *CyTA - Journal of Food* 10(3): 216-224. <https://doi.org/10.1080/19476337.2011.631713>
- FAO (2020). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC> (Consultado: 17 de diciembre de 2020).
- Fang M, Lizotte E, Malone T (2019). A Hard Nut to Crack: Identifying Factors Relevant to Chestnut Consumption. *Journal of Food Distribution Research* 50(2): 27-47. <http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.300075>.
- Fernandes L, Pereira EL, Fidalgo MC, Gomes A, Rasmalhos E (2020). Physicochemical properties and microbial control of chestnuts (*Castanea sativa*) coated with whey protein isolate, chitosan and alginate during storage. *Scientia Horticulturae* 263: 109105. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.109105>.
- Hoppen N, Lapointe L, Moreau E (1996). Um guia para avaliação de artigos de pesquisa em Sistemas de Informação. *Revista de Administração* 2(2): 42-46.
- Jung CF (2004). Metodologia para pesquisa e desenvolvimento. 1ª Edição. Axcel Books do Brasil, Rio de Janeiro, Brasil, 326 pp.
- Laranjo JG (2013). A fileira da castanha em Portugal: uma fileira de oportunidades. *Agrotec: Revista Técnico-Científica Agrícola* 8: 36-38.
- Marôco J (2021). Análise Estatística com o SPSS Statistics. 8ª Edição, ReportNumber, Pero Pinheiro, Portugal, 1022 pp.
- Massantini R, Moschetti R, Frangipane MT (2021). Evaluating progress of chestnut quality: A review of recent developments. *Trends in Food Science and Technology* 113: 245-254. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2021.04.036>.
- Míguez-Soto B, Fernández-Cruz J, Fernández-López J (2019). Mediterranean and Northern Iberian gene pools of wild *Castanea sativa* Mill. are two differentiated ecotypes originated under natural divergent selection. *PLoS ONE* 14(2): e0211315. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211315>.
- Pestana MH, Gageiro JN (2014). Análise de dados para ciências sociais: A complementaridade do SPSS. 6ª Edição. Edições Sílabo, Lisboa, Portugal, 1240 pp.

Ribeiro B, Rangel J, Valentão P, Andrade P, Pereira J, Bölke H, Seabra R (2007). Organic acids in two Portuguese chestnut (*Castanea sativa* Miller) varieties. *Food Chemistry* 100(2): 504-508. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.09.073>.

Romano A, Aponte M (2019). Chestnut as Source of Novel Ingredients for Celiac People. En: *Encyclopedia of Food Security and Sustainability* (Ed. Ferranti P, Berry, EM, Anderson JR), pp. 364-368. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100596-5.22542-0>.

Rosa D, Figueiredo F, Castanheira EG, Freire F (2017). Life-cycle assessment of fresh and frozen Chestnut. *Journal of Cleaner Production* 140(2): 742-752. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.064>.

(Aceptado para publicación el 28 de febrero de 2022)

Caracterización técnico-económica y rentabilidad del cultivo de la quinoa en regadío en España

David Martínez-Granados*, Ricardo Martínez-Bastida y Javier Calatrava

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, Universidad Politécnica de Cartagena,
Paseo Alfonso XIII 48, 30203 Cartagena, España

Resumen

El aumento continuado de la demanda a nivel mundial de quinoa en la última década está contribuyendo a la expansión de su cultivo fuera de las tradicionales zonas de producción andinas. En España, las principales zonas productoras se sitúan en Andalucía (vegas del Guadalquivir y del Alto Guadalhorce), habiéndose introducido también en zonas de regadío de Castilla y León, Aragón y Cataluña, principalmente. Pese a la ausencia de estadísticas oficiales de precios y estudios de rentabilidad, su expansión sugiere una rentabilidad superior a la de otros cultivos extensivos de regadío. En este artículo se realiza una evaluación de la rentabilidad del cultivo de la quinoa en diferentes zonas de España partiendo de una detallada caracterización técnico-económica del ciclo de cultivo elaborada a partir de bibliografía y la consulta a técnicos, teniendo en cuenta las diferentes necesidades hídricas que el cultivo presenta en cada zona. Los resultados muestran cómo las labores de cultivo son similares a las de otros cultivos extensivos de regadío y cómo su rentabilidad es significativa, aspectos que indudablemente facilitan su difusión. Asimismo, se muestra cómo la rentabilidad del cultivo es muy sensible al precio del agua de riego, lo que imposibilita su expansión en algunas zonas.

Palabras clave: Labores de cultivo, costes de producción, coste del agua, factores de producción, productividad.

Technical-economic characterization and profitability of irrigated quinoa in Spain

Abstract

The continued increase in worldwide demand for quinoa in the last decade is contributing to the expansion of its cultivation outside of the traditional Andean production areas. In Spain, the main producing areas are located in Andalusia (valleys of the Guadalquivir and Alto Guadalhorce), being also cultivated in irrigated areas of Castilla y León, Aragon and Catalonia, mainly. Despite the lack of official price statistics and profitability studies, its expansion suggests a higher profitability than other extensive irrigated crops. This study evaluates the profitability of the cultivation of quinoa in different areas of Spain, based on a detailed technical-economic characterization of the cultivation cycle prepared from bibliography and consulting technicians, and considering the differing water needs of the crop in each zone. The results show that the crop's farming practices are similar to those of other extensive irrigated crops and that its profitability is significant, aspects that undoubtedly facilitate its dissemination. However, it is also found that the profitability of the crop is very sensitive to the price of irrigation water, which makes its expansion in some areas impossible.

Keywords: Farming operations, production costs, cost of water, production factors, productivity.

* Autor para correspondencia: david.martinez@upct.es

Introducción

La Quinoa (*Chenopodium quinoa*) es un cultivo originario de la cordillera de los Andes (Vargas Huanca et al., 2015), siendo Bolivia, Ecuador y Perú los principales países productores del mundo. Sin embargo, en los últimos años la creciente demanda mundial ha propiciado, además de un notable incremento de la superficie y la producción en los países andinos (FAOSTAT, 2021), la expansión de su cultivo hacia otras zonas del mundo como Europa, Norteamérica y Asia (FAO-ALADI, 2014). Esta expansión se ha producido gracias a que la quinoa se adapta bien a un amplio rango de temperaturas y humedad y diferentes tipos de suelo. Así mismo, es considerado un cultivo resiliente al cambio climático y soporta bien la sequía, lo que le confiere facilidad para ser producida en zonas con escasez hídrica. Además, la relativa facilidad de realización de las labores culturales, así como su rentabilidad, que puede llegar a ser alta, le confieren cierto atractivo para ser cultivada (Suquilanda Valdivieso, 2012).

En la Figura 1 puede verse como hasta mediados de la década de los 2000 la producción mundial de quinoa creció a un ritmo muy lento hasta alcanzar las 60.000 toneladas anuales, la mayor parte de las cuales se destinaban al consumo interno en los países productores, manteniéndose un precio medio bastante estable en términos reales, aunque con una tendencia ligeramente decreciente. En 2008 se inicia un proceso de expansión de la producción, que llega a triplicarse entre 2008 y 2014 debido al notable incremento de la demanda mundial, creciendo las exportaciones en ese mismo período un 710 %. Este incremento de la demanda mundial se vio reflejado en el auge de los precios, que alcanzaron un máximo de 2014, justo tras la declaración por la FAO de 2013 como el Año Internacional de la Quinoa. En años recientes se ha producido una cierta estabilización del mercado mundial, con un crecimiento más moderado de las exporta-

ciones y una corrección a la baja de los precios percibidos por los productores (Figura 1), aunque, si se consideran solamente los últimos diez años de la serie, no se observa la existencia de una tendencia estadísticamente significativa en el precio.

A pesar de que la región andina sigue siendo la zona con mayor superficie cultivada y producción a nivel mundial, se tiene constancia por la literatura de la existencia del cultivo en Europa, India, Canadá, EEUU y Australia (FAO y CIRAD, 2015) aunque apenas hay estadísticas que la recojan. Sin embargo, este hecho demuestra que la quinoa tiene un gran potencial para ser cultivada en otras partes del mundo (Galwey, 1992; Jacobsen and Stølen, 1993; Jacobsen, 1997). En Europa, el cultivo se introdujo por primera vez en Reino Unido en la década de los 70. Gracias a la mejora genética se obtuvieron variedades adaptadas al norte de Europa, lo que suscitó el interés de otros países como Austria, Grecia, Polonia, etc. (Jacobsen, 2017). Pese a esto, en 2019 las importaciones de quinoa por parte de la UE ascendieron hasta las 47.314 t (FAOSTAT, 2021).

Aunque los primeros ensayos experimentales con quinoa en España datan de la década de los noventa, su expansión como cultivo comercial se inicia en Andalucía en la pasada década, siendo las principales zonas productoras el Valle del Guadalquivir y las vegas del Alto Guadalhorce, produciéndose también una tímida expansión a otras zonas de regadío de interior, principalmente de Aragón, Castilla y León, Cataluña, Castilla La Mancha. En 2020 la superficie total de quinoa cultivada en España fue de 6.925 ha entre secano y regadío con una producción de 24.692 t, de las que el 94,4 % de la superficie y el 98,5 % de la producción correspondieron a Andalucía, y un incremento del 68 % de la superficie cultivada entre 2015 y 2020 (Gobierno de Aragón, 2016, 2017 y 2018; Generalitat de Catalunya, 2016, 2017 y 2018; Junta de Andalucía, 2015, 2016, 2017, 2018 y 2019; Junta de Castilla y León, 2017 y 2018; MAPA, 2020a).

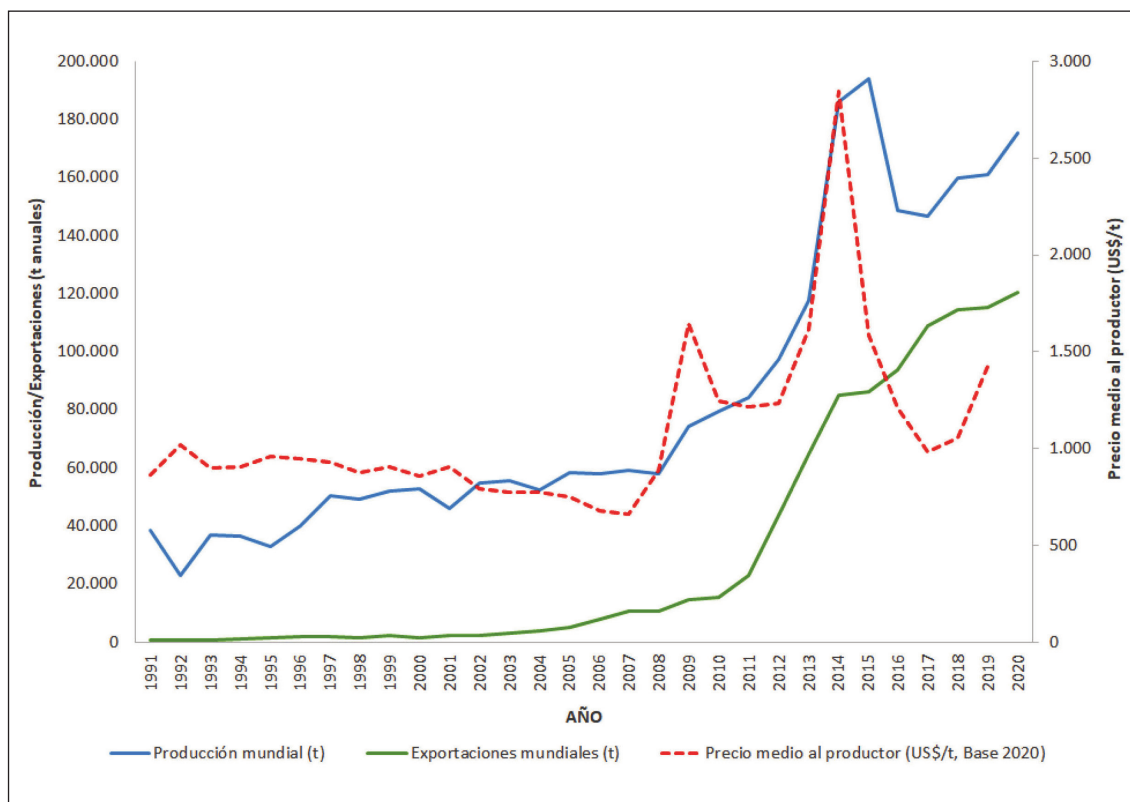


Figura 1. Evolución mundial de la producción, las exportaciones y el precio medio al productor de quinoa (1991-2020). Fuente: Elaboración propia a partir de FAOSTAT (2021). El precio es la media ponderada, actualizada a 2020, del precio medio anual al productor para los países andinos.

Figure 1. Evolution of world production, exports and average price to producer of quinoa (1991-2020). Source: Own elaboration based on data from FAOSTAT (2021). The price is the weighted average, in 2020 values, of the annual average price to producer for Andean countries.

En cuanto a los rendimientos que el cultivo puede llegar a alcanzar, y pese a la escasez de estadísticas oficiales, la existencia de datos para varios años en Andalucía y en Cataluña permite dar una idea del potencial productivo del cultivo. En Andalucía los rendimientos medios para el periodo 2015-2020 fueron 2.154 kg/ha en secano y 3.811 kg/ha en regadío, con unos rendimientos máximos de 3.148 kg/ha y 5.305 kg/ha en secano y regadío respectivamente (Junta de Andalucía, 2015, 2016, 2017, 2018 y 2019; MAPA, 2020a). En el caso de Cataluña, los rendimientos medios

para el periodo 2016-2020 fueron 2.089 kg/ha en secano y 3.226 kg/ha en regadío, con unos valores máximos de 2.643 kg/ha y 4.000 kg/ha respectivamente (Generalitat de Catalunya, 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020; MAPA, 2020a).

Pasando a la rentabilidad del cultivo, los trabajos existentes que abordan el análisis de los costes de producción y la rentabilidad del cultivo de quinoa corresponden a países de América del Sur, siendo principalmente tesis doctorales. La mayoría de estos trabajos realizan un análisis de los costes de producción

por hectárea del cultivo y el cálculo de diferentes indicadores de rentabilidad (Calderón Vásquez, 2014; Peralta *et al.*, 2014; Soncco Mendoza, 2017; Vilca Zeda, 2017; Yucra Callata, 2017; Aracena y Tolaba, 2018; Regaño y Valencia, 2018). Solamente el trabajo de Porrás Jorge (2015) compara la rentabilidad del cultivo para diferentes sistemas de riego, considerando los diferentes costes de operación, mantenimiento e inversión de cada uno, así como los diferentes costes del agua de riego en base al mayor o menor volumen de agua aplicado en función de la eficiencia de riego correspondiente. En España no se han encontrado trabajos similares, probablemente por lo novedoso del cultivo, el escaso número de empresas productoras y su relativo hermetismo.

Aunque existen algunos trabajos que caracterizan el cultivo desde el punto de vista técnico, analizando su viabilidad (Calvo García *et al.*, 2014; Macià i Rodríguez, 2018), o que analizan la rentabilidad de su procesamiento industrial (Villacorta, 2019), no existe ninguno que realice una caracterización detallada desde el punto de vista técnico o que analice su rentabilidad en España. Pese a ello, la reciente expansión del cultivo de la quinoa sugiere que éste podría suponer una oportunidad de negocio. En este sentido, este trabajo tiene un doble objetivo. En primer lugar, se pretende, realizar una caracterización técnico-económica exhaustiva de un ciclo productivo de quinoa en regadío, detallando todas las labores de cultivo a realizar y sus costes asociados y bajo diferentes alternativas de tenencia de la maquinaria necesaria y para diferentes sistemas de riego, reflejando las prácticas habituales en el sector de los cultivos extensivos. Para esta caracterización, se ha partido de información primaria obtenida de entrevistas y consultas a técnicos y agricultores especialistas, así como de la consulta de bibliografía para contrastar y dar consistencia a la información previamente obtenida en dichas entrevistas. En segundo lugar,

se busca realizar un análisis comparativo de la rentabilidad del cultivo en regadío en diferentes zonas del país, prestando especial atención al papel que el coste de los recursos hídricos puede tener sobre la misma. Esto se justifica por las notables diferencias en el precio del agua de riego existentes en diferentes zonas de España, sumado a las diferentes necesidades de riego de la quinoa en función de las características climáticas de la zona en que se cultive. Se parte de la hipótesis de que el coste del agua de riego puede ser un factor limitante para la viabilidad económica del cultivo. Se trataría, por tanto, del primer estudio, al menos que conste a los autores, que realiza una comparativa de productividad y rentabilidad de la quinoa y evalúa el impacto del factor agua sobre su rentabilidad en diferentes zonas del territorio español.

Material y métodos

Para calcular la rentabilidad del cultivo de quinoa en España se ha partido de una caracterización técnico-económica del ciclo de cultivo elaborada a partir de información primaria obtenida en entrevistas a expertos del sector, así como de la literatura (FAO, 2016a) y de estadísticas oficiales nacionales. Las entrevistas se realizaron durante 2020 a dos técnicos de las principales empresas productoras de quinoa de Andalucía, con los objetivos de obtener información acerca del itinerario técnico del cultivo en España y de validar la información técnica obtenida de la bibliografía. Se han considerado siete zonas en el análisis: Sevilla y Málaga por ser algunas de las principales zonas productoras; Cuenca, León, Huesca y Lérida por concentrar una pequeña superficie de quinoa; y la costa de Murcia por su potencial agroclimático para el cultivo, el interés existente por cultivos alternativos menos demandantes de agua y como zona representativa de unos precios del agua superiores a la media nacional (CHS, 2015).

El concepto de ciclo de cultivo o ciclo productivo que se usa en este trabajo es aquel que se adapta al ciclo natural del cultivo, desde la preparación del terreno hasta la cosecha. De esta manera, se pueden estimar los costes de producción, la productividad y rentabilidad del cultivo de una manera más cercana a la realidad (Ballesteros, 2000). Además, las labores se organizan cronológicamente, lo cual le da a la caracterización técnica un carácter de guía estándar de cultivo. Por último, se han diseñado cuatro alternativas de cultivo, considerando diferentes regímenes de tenencia de la maquinaria (maquinaria propia de la explotación o subcontratación de las labores) y diferentes sistemas de riego (localizado y aspersión).

Las necesidades reales de riego del cultivo en cada zona se han calculado, utilizando la metodología propuesta por (FAO, 2006; García Villanueva et al., 2017), como: $ET = [(ET_o \times K_c) - P_e] / E_f$. ET son las necesidades reales de riego; K_c es el coeficiente de cultivo definido por la FAO; ET_o es la evapotranspiración de referencia; P_e es la precipitación efectiva; E_f es el coeficiente de aplicación efectiva. Se ha tenido en cuenta una E_f del 80 % en riego por aspersión y del 90 % en el localizado (FAO, 2001a). Además, se han incluido los volúmenes correspondientes a los riegos previos a la siembra, que son recomendables para facilitar las labores de preparación del terreno. La ET_o y P_e medias se han calculado con datos mensuales de los últimos 20 años, provenientes de estaciones agroclimáticas situadas en las zonas de cultivo, más concretamente, las de Lebrija I, Antequera, Villanueva de la Jara, Bustillo del Páramo, Huesca, Castellans y La Aljorra para las zonas de Sevilla, Málaga, Cuenca, León, Huesca, Lérida y la costa de Murcia respectivamente (Generalitat de Catalunya, 2021; MAPA, 2021).

A partir de la caracterización técnica de las labores del cultivo, se ha construido la estructura de costes del cultivo, diferenciando en-

tre dos categorías, los costes variables del ciclo productivo, que están compuestos por todos aquellos costes de insumos que se sumen a lo largo de un único ciclo de cultivo y los costes fijos que son todas aquellas partidas atribuibles solo indirectamente al proceso o ciclo productivo (Ballesteros, 2000).

Los costes del agua se han calculado considerando los precios medios en cada zona de estudio obtenidos de los Planes Hidrológicos vigentes (CHG, 2015; CHGuadiana, 2015; CHD, 2015; CHE, 2015; CHS, 2015). Así mismo, para el cálculo del coste de la energía consumida durante el riego se ha tenido en cuenta la tarifa media del Kw/h de 2020 (EUROSTAT, 2020). Los costes de las semillas, fertilizantes y fitosanitarios se han obtenido de información primaria consultada a agricultores y casas comerciales. Para los costes de la mano de obra se han consultado los convenios colectivos del sector agropecuario vigentes en cada zona (Sevilla 2017-2021; Málaga 2019-2020; Cuenca 2018-2019; León 2018-2021; Huesca 2018-2021; Lérida 2019 y Región de Murcia 2019) y se han tenido en cuenta los diferentes seguros sociales del Régimen General de la Seguridad Social (Seguridad Social, 2021).

Para los costes de los trabajos realizados por otras empresas se ha consultado a técnicos del sector y la literatura (De Juan Valero et al., 2003), actualizándose al valor monetario del año 2021. Los cánones de arrendamiento se han obtenido de la Encuesta de Cánones de Arrendamiento Rústico 2019 (MAPA, 2020b). Los costes de amortización y conservación de la maquinaria se han calculado siguiendo la metodología propuesta en la plataforma para el conocimiento del medio rural y pesquero del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 2020c). Así mismo, para el cálculo de los costes de amortización de los sistemas de riego, se ha llevado a cabo el diseño de una explotación tipo, utilizando los costes de referencia de las bases reguladoras de las ayudas destinadas a los jóvenes agri-

cultores para la creación de empresas agrarias y la inversión de sus explotaciones en el marco del programa de desarrollo rural de la Región de Murcia 2014-2020 (CARM, 2015). En cuanto al precio, ante la inexistencia de fuentes estadísticas de precios al productor de quinoa en España o en Europa, se han utilizado como referencia los precios al productor para los países andinos que proporciona la FAO (FAOSTAT, 2021). Aunque los condicionantes del cultivo y los costes de producción son muy diferentes a los europeos, se trata de la única referencia pública de precios al productor encontrada. Además, las fuentes de información que proporcionan precios a la exportación suelen estar referenciadas al mercado andino que, al ser la mayor zona productora del mundo, es la que marca los precios mundiales. En concreto, se ha utilizado el valor medio de la serie estacionaria de precios anuales al productor ponderados y actualizados en los países andinos para el período 2009-2019 (FAOSTAT, 2021), valor que se ha convertido a euros. Para las ayudas de la PAC de Derechos de Pago Básico (DPB), se han tenido en cuenta los valores medios de 2019 para cada región productiva, recogidos en el proceso de asignación de los Derechos de Pago Básico del Fondo Español de Garantía Agraria (MAPA, 2019).

Los rendimientos de cultivo considerados se han obtenido de diferentes fuentes autonómicas y nacionales (Gobierno de Aragón, 2017; Generalitat de Catalunya, varios años; Junta de Andalucía, varios años; Junta de Castilla y León, 2019; MAPA, 2020a). En ausencia de datos estadísticos de rendimientos para la Región de Murcia, se han considerado los mismos rendimientos que en Sevilla, que es la zona productora de referencia a nivel nacional, y que presenta además una mayor similitud climática con la Región de Murcia, para poder así analizar el efecto de unos mayores precios del agua sobre la rentabilidad del cultivo.

Finalmente, los indicadores económicos de rentabilidad se han calculado en base al método de producción agraria y del margen de explotación (Segura et al., 2006). El margen neto se ha calculado como la diferencia entre los ingresos brutos con o sin DPB y los costes variables, los costes indirectos pagados y los costes de amortización. Para el cálculo del beneficio se han descontado además los costes indirectos no pagados, que incluyen el valor de la renta de la tierra.

Resultados y discusión

Caracterización técnico-económica del ciclo de cultivo

En este apartado se presenta la caracterización técnico-económica para un ciclo estándar de quinoa. La información de las labores y sus costes asociados se muestra en la Tabla 1. Asimismo, se incluyen los costes de las labores en caso de ser subcontratadas. En primer lugar, para implantar la quinoa es necesario realizar una preparación del terreno que incluye labores como el surcado, arado, desterronado y la nivelación del suelo. Dicho conjunto de labores contribuye al correcto establecimiento del cultivo y la germinación de la semilla y se suele hacer entre los meses de enero y febrero, previo a la siembra. Habitualmente se realizan con la ayuda de un tractor y un apero diferente en cada una de ellas. Se empieza con el asurcado del terreno y posteriormente, dependiendo del estado del terreno se puede aplicar un riego abundante para facilitar la labor, que a su vez puede ser estratégico para favorecer la proliferación temprana de malas hierbas que posteriormente se retiran con el arado (Carrasco et al., 2015). Esta estrategia puede disminuir las malas hierbas hasta en un 30 %, al realizarse en la etapa inicial (FAO, 2016a). Posteriormente, se lleva a cabo el arado, que consiste en desmenuzar la pri-

Tabla 1. Labores y costes asociados a lo largo de un ciclo de cultivo de quinoa.
 Table 1. Farming operations and associated costs throughout a quinoa crop cycle.

Labor	€/ha	%	Subcontratar (€/ha)	%
Preparación del terreno: Surcado (2 h tractor + subsolador x 12,24 €/h + 2 h tractorista x 8,31 €/h)	41,10	3,60	104,62	6,37
Abonado de fondo (1 h tractor + abonadora x 8,35 €/h + 1 h tractorista x 8,31 €/h + 260 € fertilizantes)	276,66	24,23	294,71	17,95
Preparación del terreno: Arado (0,6 h tractor + grada discos x 8,35 €/h + 0,6 h tractorista x 8,31 €/h)	10,00	0,88	20,83	1,27
Preparación del terreno: Desterronado (0,6 h tractor + rotavator x 8,35 €/h + 0,6 h tractorista x 8,31 €/h)	10,00	0,88	20,83	1,27
Preparación del terreno: Nivelado (0,5 h tractor + rulo liso x 8,35 €/h + 0,5 h tractorista x 8,86 €/h)	8,33	0,73	17,36	1,06
Instalación del sistema de riego (4 h tractor + enrollador mangueras x 8,35 €/h + 4 h tractorista x 8,31 €/h + 4 h peón x 8,21 €/h)	99,48	8,71	239,24	14,57
Abonado de cobertura (1,5 h tractor + abonadora x 8,35 €/h + 1,5 h tractorista x 8,31 €/h + 285 € fertilizantes)	309,99	27,15	337,07	20,53
Siembra (1,5 h tractor + sembradora x 8,35 €/h + 3 h tractorista x 8,31 €/h + 3 h peón x 8,21 €/h + 2 kg semillas x 40,56 €/kg)	143,21	12,54	174,75	10,64
Eliminación de malas hierbas (0,5 h tractor + rastra x 8,35 €/h + 0,5 h tractorista x 8,31 €/h)	8,33	0,73	34,71	2,11
Tratamientos fitosanitarios Mildiu (1 h tractor + pulverizador x 8,35 €/h + 1 h tractorista x 8,31 €/h + 59,1 € productos)	75,76	6,64	95,40	5,81
Aporcado (1 h tractor + aporcador x 8,35 €/h + 1 h tractorista x 8,31 €/h)	16,66	1,46	34,71	2,11
Tratamientos fitosanitarios insectos (1 h tractor + pulverizador x 8,35 + 1 h tractorista x 8,31 €/h + 84,46 € productos)	101,12	8,86	120,75	7,35
Revisión de la instalación de riego (5 h peón x 8,21 €/h)	41,05	3,60	147,09	8,96
Cosecha (1,5 h cosechadora x 48,4 €/h + 1,5 h conductor x 9,09 €/h + 1,5 h camión x 32,26 €/h + 1,5 h conductor x 8,31 €/h)				

Fuente: Elaboración propia a partir de la información obtenida en entrevistas con expertos del sector, casas comerciales, y de De Juan Valero et al. (2003); CARM (2015 y 2019); MAPA (2020b).

mera capa del suelo hasta los 30 cm de profundidad (Carrasco et al., 2015). Esta labor se realiza para favorecer el desarrollo radicular, dotar al suelo de una mejor absorción del agua, disminuir la cantidad de huevos y larvas de insectos presentes en el suelo e incrementar el contenido en materia orgánica por el enterramiento de las malas hierbas. A continuación, se realiza el desterronado que consiste en eliminar los terrones demasiado grandes, y así mejorar la textura del terreno (FAO, 2016a). Finalmente, se realiza el nivelado que tiene como objetivo disminuir las irregularidades que pudiera presentar el suelo, facilitando la distribución uniforme del agua de riego (Carrasco et al., 2015). Terminada la preparación del terreno, se suele proceder a la instalación del sistema de riego que consiste en la colocación de las mangas, goteros o aspersores, según proceda. Los costes asociados a estas labores suelen ser los de la maquinaria y la mano de obra implicadas (Tabla 1).

A continuación, se realiza la siembra de la quinoa. La época más apropiada para realizarla dependerá de varios factores como la variedad, la disponibilidad de agua y/o la ubicación del terreno. Habitualmente, en zonas con clima mediterráneo se suele sembrar entre el final del invierno y comienzo de la primavera, intentando siempre evitar las bajas temperaturas del invierno para reducir problemas de heladas y la coincidencia de las altas temperaturas del verano con la formación del grano, ya que puede reducir el rendimiento de la cosecha. Por lo tanto, una vez que se han superado las bajas temperaturas del invierno, la siembra se suele hacer entre la segunda mitad de febrero y la segunda de abril, dependiendo de la zona mediterránea donde se vaya a cultivar (FAO, 2001b). La siembra en surcos, suele ser el sistema más empleado, con pendiente favorable para facilitar la distribución del agua sin llegar a erosionar el terreno (Rodríguez Calle, 2005). Entre los surcos se deja una distancia de en-

tre 40 cm y 80 cm y una profundidad de aproximadamente 15 cm. La semilla se debe enterrar como máximo a 2 cm con unas densidades de siembra en la zona mediterránea de entre 1-3 kg/ha (FAO, 2001b; Villacorta, 2019). Comúnmente, se suele usar una sembradora de cereales de grano pequeño-medio adaptada a las semillas de quinoa (FAO, 2016a). Los costes de la siembra son el sumatorio de los costes de maquinaria, mano de obra y las semillas.

La quinoa necesita una óptima fertilización para obtener un buen estado vegetativo de las plantas y maximizar la producción. Las labores de fertilización deben comenzar justo antes de la siembra, paralelas a las de preparación del terreno, con un abonado de fondo. Los fertilizantes que contienen nitrógeno, fósforo y potasio, se deben aplicar cerca de las semillas y mezclados con el suelo. Más tarde, durante el ciclo vegetativo de las plantas, se suele realizar un abonado de cobertura. Para calcular las necesidades de N-P-K, se deben tener en cuenta una serie de factores como el marco de plantación, la variedad de quinoa, el tipo de suelo, el estado nutricional de las plantas y el cumplimiento de las normas de la producción integrada. Los costes asociados son los relativos a la maquinaria y mano de obra, así como el coste de los fertilizantes (Tabla 1).

Por su parte, las labores de riego, al igual que en otros cultivos extensivos, se pueden llevar a cabo con diferentes sistemas presurizados como riego por aspersión, localizado o pivot. Sin embargo, para la elección del sistema de riego hay que tener en cuenta entre otros factores, las condiciones edafoclimáticas y la disponibilidad de recursos hídricos de la zona donde se cultive, así como la inversión que se esté dispuesto a realizar. Una vez seleccionado el sistema de riego se diseñará la programación de riego para cubrir las necesidades hídricas totales de la planta. Los costes suelen ser los del agua aplicada y la energía

consumida por el sistema. Aunque generalmente se trata de una labor automatizada, es necesario el empleo de algún peón para realizar una revisión y mantenimiento del sistema. Los costes del agua y la energía no se incluyen en la Tabla 1, ya que variarán dependiendo de las necesidades hídricas del cultivo y de la tarifa del agua en cada zona donde se cultive. Por lo tanto, se han tenido en cuenta exclusivamente en el análisis de la rentabilidad que se presenta en apartados posteriores.

Las plagas y enfermedades que comúnmente pueden atacar a la quinoa son el Mildiu y diferentes especies de chinches, pulgones y lepidópteros. Las estrategias de control comúnmente se llevan a cabo con la aplicación de tratamientos químicos, biotecnológicos, biológicos y de cultivo. Sin embargo, la aplicación de productos fitosanitarios debe limitarse para cumplir con las normas de la Gestión Integrada de Plagas (GIP) y no sobrepasar el Límite Máximo Permitido (LMR). Para tratar el Mildiu, se suelen dar dos tratamientos, aunque también se pueden llevar a cabo una serie de prácticas alternativas como hacer un control cultural utilizando semillas resistentes a la enfermedad, o realizar una rotación de cultivos con leguminosas. Asimismo, se pueden retirar las plantas enfermas o que presenten síntomas de la enfermedad, o bien prevenir su aparición mediante una densidad de cultivo adecuada y un buen sistema de drenaje (FAO, 2016a,b). Para el control de chinches, pulgones y lepidópteros, se suelen dar tantos tratamientos como sea necesario, en función de la mayor o menor incidencia de la plaga. Se suele tratar conjuntamente, ya que es habitual que proliferen en épocas de altas temperaturas y escasas precipitaciones. Adicionalmente, existen una serie de recomendaciones que se pueden realizar para su control. Estas van desde la realización de un laboreo profundo, la rotación de cultivos y la colocación de trampas atrayentes, hasta la elección de épocas

de siembra con baja densidad de insectos, favorecer la aparición de enemigos naturales, evitar el uso de insecticidas que generen resistencias, el uso de variedades resistentes y el control de plantas que podrían actuar como huésped (FAO, 2016a,b). Los costes asociados al control de plagas y enfermedades son los de la maquinaria, la mano de obra empleada y los productos fitosanitarios aplicados (Tabla 1).

Las malas hierbas pueden generar diversos problemas de competencia por el agua, luz y nutrientes, llegando a provocar un descenso en los rendimientos de la cosecha e impactos sobre la rentabilidad. La eliminación de estas se realiza habitualmente de manera mecanizada mediante un desbroce con un apero llamado rastra, siendo los costes los de la maquinaria y mano de obra empleadas. El control de malas hierbas se suele realizar cuando las plantas de quinoa tienen una altura aproximada de 15-20 cm y presentan 8-10 pares de hojas verdaderas, y antes del abonado de cobertera para disminuir la posible competencia por los nutrientes.

Además de las labores que ya se han detallado, existen otras dos labores que se pueden realizar. En primer lugar, la labor de desahijado o aclarado que consiste en eliminar el exceso de plantas del mismo cultivo para evitar competencias entre ellas. Normalmente se realiza antes del aporcado y cuando las plantas están en fase de floración. Sin embargo, es una labor con un coste de mano de obra muy elevado, ya que se realiza manualmente, por lo que es preferible evitarla en la medida de lo posible. Así pues, con una sembradora de precisión y un marco de plantación adecuado se suele reducir o eliminar la necesidad de realizarla. En segundo lugar, el aporcado que consiste en acumular tierra en la base del tallo para permitir una mayor fijación de las raíces al suelo y evitar así la caída de plantas de gran porte; comúnmente se realiza de manera mecanizada con un apero aporcador (Flores Martínez et al., 2010). Al

igual que en otras labores, los costes asociados suelen ser los de uso de la maquinaria y la mano de obra empleada (Tabla 1).

Finalmente, se realiza la cosecha que está totalmente mecanizada y se lleva a cabo con una cosechadora autopropulsada de cereales de grano medio con trilladora incorporada, que va separando el grano de la panoja, y un camión para recoger toda la producción. Generalmente, esta labor se subcontrata a otra empresa al igual que ocurre en la cosecha de otros cultivos extensivos, debido al alto coste que supone adquirir la maquinaria necesaria.

Análisis de costes totales de producción y rentabilidad del ciclo de cultivo

La estructura de costes que se muestra en la Tabla 2 se ha elaborado a partir de la caracterización técnico-económica presentada en la Tabla 1. Se consideran las combinaciones de dos sistemas de riego (aspersión y localizado) y dos regímenes de tenencia de maquinaria (propia y alquilada). Como ejemplo de la rentabilidad que puede alcanzar el cultivo se muestran los costes de la zona del Valle del Guadalquivir en Sevilla (Tabla 2), por ser una de las principales zonas productoras de España.

Tabla 2. Intervalo de costes de producción y rentabilidad de un ciclo de cultivo de quinoa, bajo diferentes sistemas de riego y regímenes de tenencia de maquinaria.

Table 2. Interval of production costs and profitability of a quinoa crop cycle, under different irrigation systems and machinery ownership regimes.

	MAPE + SRL	SL + SRL	MAPE + SRA	SL + SRA
Rendimiento (Kg/ha)	3.657,00			
Total costes variables (€/ha)	1.682,40	2.006,14	1.677,53	2.001,27
Coste materias primas (€/kg)	769,68			
Coste del riego (€/ha)	319,29		314,42	
Coste uso maquinaria (€/ha)	356,13	818,65	356,13	818,65
Coste mano de obra (€/ha)	237,30	98,52	237,30	98,52
Costes fijos (€/ha)	1.402,52	1.054,79	1.308,07	960,34
Costes indirectos pagados (€/ha)	228,20	21,00	228,20	21,00
Amortizaciones (€/ha)	350,31	209,78	255,86	115,33
Otros Costes indirectos no pagados (€/ha)	824,01			
Costes totales de producción (€/ha)	3.084,92	3.060,93	2.985,60	2.961,61
Coste medio producción (€/kg)	0,84	0,84	0,82	0,81
Precio medio de venta (€/kg)	1,01			
Margen neto (€/ha)	1.939,75	1.963,74	2.039,05	2.063,04
Umbral de rentabilidad (Kg/ha)	2.550,26	2.285,93	2.372,79	2.075,27

Fuente: Elaboración propia a partir de la información generada en la caracterización técnico-económica del cultivo y la información obtenida de Junta de Andalucía (2015, 2016, 2017, 2018 y 2019); CHG (2015); FAOSTAT (2021) y MAPA (2020a,b y 2021). Denominación de las alternativas: MAPE: Maquinaria activo propio de la explotación; SL: Subcontratación de las labores; SRL: Sistema de riego localizado; SRA: Sistema de riego por aspersión.

Los resultados muestran como todas las alternativas presentan unos costes variables similares, aunque un poco más altos en las alternativas con riego localizado. Con el sistema de riego por aspersión es necesario aplicar más volumen de agua para cubrir las necesidades hídricas de la quinoa, debido a la menor eficiencia de aplicación que presenta este sistema. Por lo tanto, con el nivel de precios del agua de riego en la zona de Sevilla, el coste del agua total aplicada es un 10,8 % mayor en las alternativas con riego por aspersión. Sin embargo, esto no se traduce en unos niveles mayores de costes del riego y costes variables que las alternativas con riego localizado, la razón es que en las alternativas con riego localizado los costes de mantenimiento del sistema son mayores y compensan dichas diferencias. Si bien es cierto, que el coste de los recursos hídricos depende del precio y se podrían dar diferencias mayores a medida que este aumentara. Además, el coste de amortización del sistema de riego localizado es un 45 % superior, lo que se traduce en unos mayores costes fijos. Analizando las alternativas en base al régimen de tenencia de la maquinaria, las alternativas en las que las labores se subcontratan son precisamente las que presentan unos menores costes totales. Porque, si bien es cierto que los costes de la partida de maquinaria son un 56,4 % superiores en las alternativas con subcontratación de las labores, por otro lado, presentan unos costes de mano de obra un 58,5 %, inferiores. Además, al no existir maquinaria propia en la explotación no hay costes relativos a seguros y los costes de amortización son un 40,1 % inferiores a los de las alternativas que hacen uso de su propia maquinaria. Así mismo, la alternativa con sistema de riego por aspersión y subcontratación de las labores es la que mayores niveles de rentabilidad presenta. El umbral de rentabilidad para esta alternativa se sitúa entre un 12,5 % y un 18,6 % menor que en las alternativas con maquinaria propia y un 9,2 %

inferior a la alternativa con sistema de riego localizado y subcontratación de las labores. Si bien es cierto, que todas las alternativas presentan rentabilidades del mismo orden de magnitud, con unas diferencias por hectárea del orden del 1,2-6,0 % aproximadamente.

Para analizar la consistencia de estos resultados, es necesario comparar el umbral de rentabilidad en términos del coste medio de producción, situado entre 0,81 €/kg y 0,84 €/kg según alternativa, con los precios medios al productor de la última década. Si bien en la última década la volatilidad de los precios ha sido acusada (Figura 1), en gran medida debido a una significativa expansión de la demanda y al posterior proceso de ajuste del mercado internacional, los precios medios al productor durante el período 2009-2019 están en todo caso por encima de los umbrales de rentabilidad en la Tabla 2. Más concretamente, el precio mínimo, en términos reales, del período considerado es de 0,843 €/kg para 2017, siendo el siguiente menor precio 0,909 €/kg en 2018. En los demás años del mencionado período el precio medio supera el valor de 1 €/kg.

Análisis comparativo de costes de producción, productividad y rentabilidad del cultivo de quinoa en diferentes zonas de España

Para el análisis se ha seleccionado la alternativa con sistema de riego por aspersión y labores subcontratadas ya que es la alternativa que presenta una mayor rentabilidad en todas las zonas. Además, parece lógico que para comparar entre zonas en las que habitualmente no hay problemas de disponibilidad de recursos hídricos (exceptuando la costa de Murcia), se seleccione el sistema de riego por aspersión, que además es el más utilizado en el riego de cultivos extensivos.

La rentabilidad de la quinoa puede verse afectada por múltiples factores, siendo de especial interés para este estudio el coste del

agua de riego, factor que presenta notables diferencias entre zonas, lo que, sumado a las diferentes necesidades hídricas que presenta el cultivo en cada zona, puede suponer un notable impacto sobre la rentabilidad del cultivo, llegando incluso a hacer inviable su expansión a zonas con precios del agua altos. No hay que obviar que la cantidad de agua a aplicar para cubrir las necesidades hídricas totales de la quinoa exceden en la mayoría de las zonas los 3.000 m³/ha (Tabla 3). En este sentido, en la estructura de costes que se muestra en la Tabla 3 se han diferenciado una serie de inputs y partidas de costes para cada zona, y al objeto de poder observar su efecto sobre la rentabilidad y la productividad. Además de los rendimientos, se han tenido en cuenta los diferentes precios del agua y necesidades hídricas, los costes de empleabilidad, el canon de arrendamiento rústico y las ayudas de la Unión Europea de Derechos de Pago Básico. Se observa cómo los rendimientos son similares en todas las zonas, excepto en Cuenca y Lérida que son más bajos, aunque similares entre sí. El factor que más influye sobre los costes de producción es el agua, si bien es cierto, que hay diferencias entre zonas en las partidas de costes de la mano de obra o el uso de la maquinaria, estas no son significativas. Los costes variables son muy parecidos con la excepción del caso de Murcia-costa, donde el mayor coste del agua de riego los incrementa de manera significativa, pese a que no es la zona donde la quinoa presenta mayores necesidades hídricas. El coste del riego en dicha zona se situaría un 62 % superior al coste que presenta la zona de León, que es la segunda zona con el coste del riego más elevado, un 84 % superior a Lérida que es la que menor coste de riego presenta y un 72,4 % por encima de la media de las demás zonas. Dicho coste supone un 29,7 % de los costes totales de producción en la zona de Murcia-costa, frente al 7,4-16,2 % que supone en las demás zonas. Esto repercute en los costes totales de la

costa de Murcia, que se situarían entre un 22,9 % y un 36,3 % superiores dependiendo de la zona con la que se compare. Las zonas de Sevilla, Málaga, Cuenca y Huesca presentan un coste de riego del mismo orden de magnitud entre sí. A pesar de que en estas zonas los volúmenes de agua a aplicar son diferentes, los costes del riego son muy similares ya que la tarifa del agua en cada zona termina por compensa dichas diferencias. Las diferencias en los costes indirectos se deben a la diferencia en la renta de la tierra de regadío en cada zona.

A partir de los resultados mostrados en la Tabla 3, se ha calculado una serie de indicadores económicos de productividad y rentabilidad en las diferentes zonas analizadas, que permite conocer no solo qué rentabilidad puede alcanzar el cultivo, sino también los impactos que sobre esta generan los factores de producción (Figuras 2 y 3). La rentabilidad se ha medido en términos de margen neto y beneficio con y sin el apoyo de las ayudas de Derechos de Pago Básico (DPB). La Figura 2 muestra cómo la productividad por hectárea del cultivo presenta ligeras diferencias, aunque es similar en todas las zonas, excepto en Cuenca y Lérida, en consonancia con sus menores rendimientos. Si bien es cierto, que León es la zona que mayor productividad por hectárea cultivada presenta con unos 4.263 €/ha.

En cuanto a la rentabilidad medida en términos de margen neto, las zonas con mayor productividad muestran también mayores niveles de rentabilidad y muy similares entre sí, acercándose a los 2.000 €/ha, e incluso superándolos ligeramente en las zonas de Sevilla y Málaga. Cuenca y Lérida presentan menores niveles de rentabilidad, aunque situándose estos, en torno a los 1.000 €/ha. El cultivo en Cuenca es menos rentable debido en parte a unos mayores costes del agua, derivados de unos precios mayores y unas necesidades hídricas más elevadas. El beneficio sigue la misma tendencia que el margen neto,

Tabla 3. Estructura de costes de producción de un ciclo de cultivo de quinoa bajo la alternativa con sistema de riego por aspersión y subcontratación de las labores en diferentes zonas de España.
 Table 3. Cost structure for a quinoa crop cycle assuming sprinkler irrigation and subcontracting of operations in different areas of Spain.

	Sevilla	Málaga	Cuenca	León	Huesca	Lérida	Murcia-costa
Rendimiento (kg/ha)	3.657	3.917	2.925	3.950	3.500	2.616	3.657
Total costes variables (€/ha)	2.001,27	1.973,88	2.053,70	2.148,32	2.032,67	1.872,11	2.820,90
Coste materias primas (€/kg)				769,68			
Coste del riego (€/ha)	314,42	318,32	347,26	433,00	294,52	182,28	1.141,89
Coste uso maquinaria (€/ha)	818,65	799,48	830,32	838,00	857,23	819,35	818,73
Coste mano de obra (€/ha)	98,52	86,40	106,44	107,64	111,24	100,80	90,60
Costes fijos (€/ha)	960,34	667,12	686,23	521,43	515,63	575,33	1.021,73
Costes indirectos pagados (€/ha)				21,00			
Amortizaciones (€/ha)				115,33			
Otros Costes indirectos no pagados (€/ha)	824,01	530,79	549,90	385,10	379,30	439,00	885,40
Costes totales de producción (€/ha)	2.961,62	2.641,00	2.739,93	2.669,76	2.548,31	2.447,44	3.842,63
Coste medio producción (€/kg)	0,81	0,67	0,94	0,68	0,73	0,94	1,05
Precio medio de venta (€/kg)				1,01			
Derecho de pago básico (€/ha)	507,08	265,04	173,92	273,57	255,17	321,62	222,21
Cantidad total de agua aplicada (m ³ /ha)	3.320,48	3.636,31	5.111,74	4.626,42	4.524,17	2.480,80	4.043,14
Precio del agua (€/m ³) o (€/ha)	0,05948912	194,68 ⁽¹⁾	0,03758403	0,06230062	0,03358269	0,03358269	0,249699

Fuente: Elaboración propia a partir de la información generada en la caracterización técnico-económica del cultivo y Martínez-Bas-tida (2020); CARM (2015); CHG (2015); CHGuadiana (2015); CHD (2015); CHE (2015); CHS (2015); FAOSTAT (2021); Generalitat de Ca-talunya (2016, 2017 y 2021); Gobierno de Aragón (2019); Junta de Andalucía (2015, 2016, 2017, 2018 y 2019); Junta de Castilla y León (2019); MAPA (2019, 2020a,b,c y 2021). ⁽¹⁾ La tarifa del agua en Málaga viene expresada en €/ha y corresponde con la del Valle del Guadalhorce (Junta de Andalucía, 2011; MAPA, 2003). El resto de las tarifas vienen expresadas en €/m³.

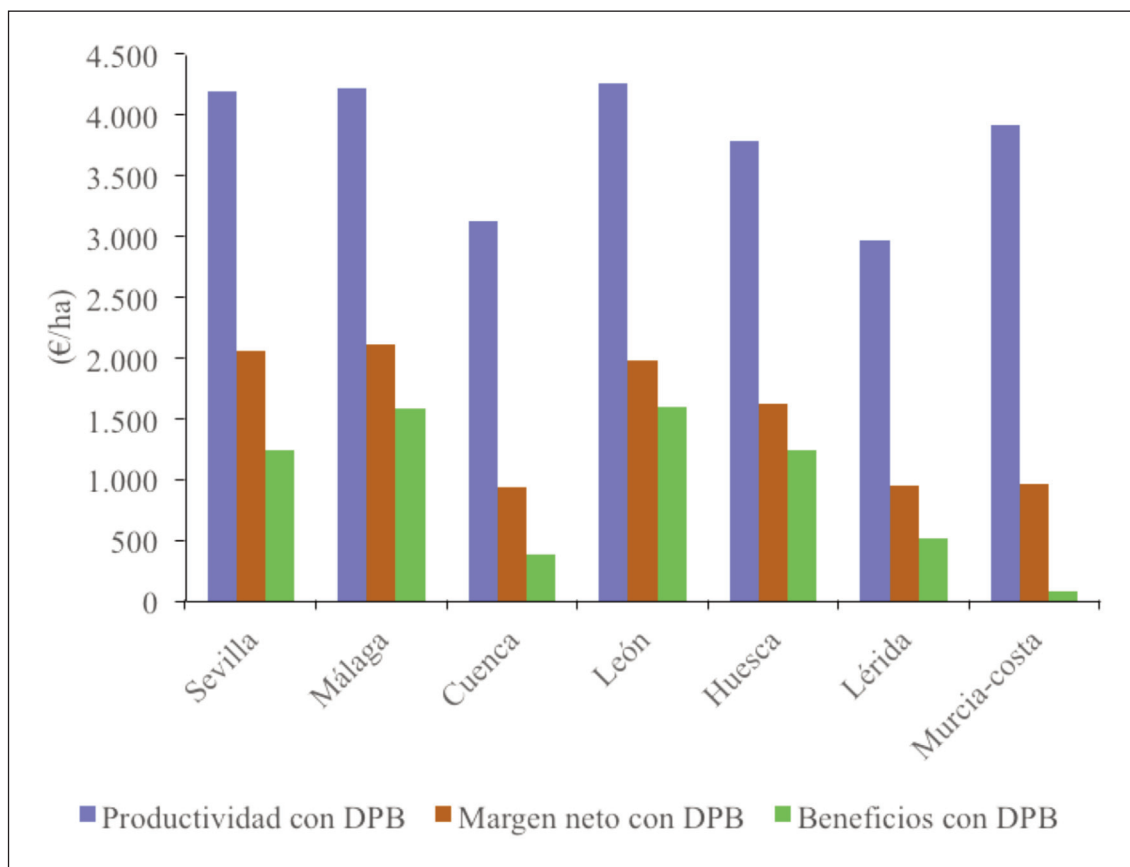


Figura 2. Productividad y rentabilidad de un ciclo de cultivo de quinoa incluyendo el Pago Básico medio de la PAC para diferentes zonas de cultivo en España. Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados de la estructura de costes (Tabla 3).

Figure 2. Land productivity and profitability of a quinoa crop cycle including the CAP average Basic Payment for different cultivation areas in Spain. Source: Own elaboration based on the results of the cost structure (Table 3).

aunque en Sevilla se reduce con respecto a las otras zonas que presentan un margen neto similar. Esto se debe exclusivamente al mayor canon de arrendamiento de tierras de regadío en esta zona, que es más del doble que por ejemplo en León y Huesca. Llama especialmente la atención el caso de Murcia-costa, que, habiendo asumido una productividad similar a Sevilla, Málaga, León y Huesca, y superior a Cuenca y Lérida, se obtendría un

margen neto aproximadamente de entre un 40,9-54,6 % menor que en Sevilla, Málaga, León y Huesca y muy similar al de las zonas de Cuenca y Lérida. Como ya se ha comentado, esto se debe al mayor coste de riego, ya que el precio del agua es el más alto, siendo de media aproximadamente un 82 % superior al resto de zonas. Finalmente, los mayores costes indirectos no pagados, resultan en un beneficio que apenas supondría 73 €/ha.

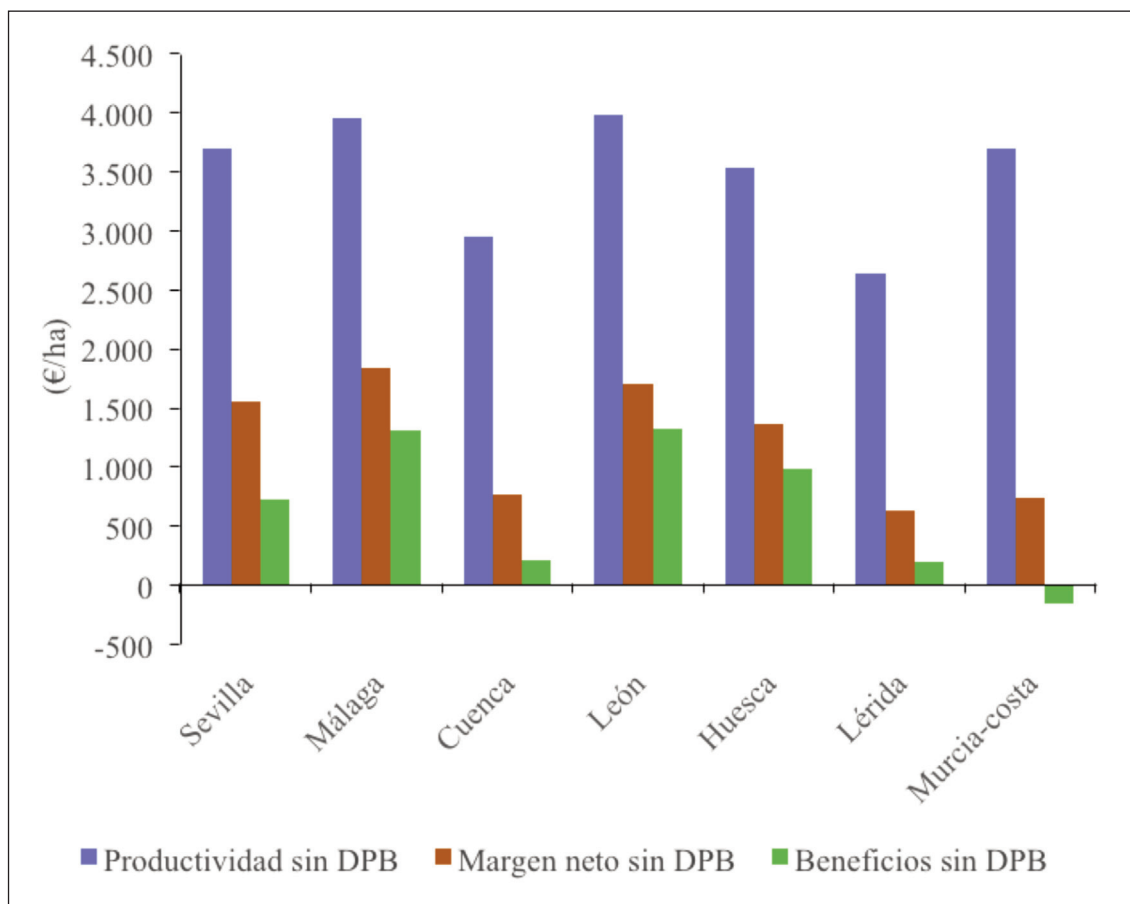


Figura 3. Productividad y rentabilidad de un ciclo de cultivo de quinoa sin el Pago Básico medio de la PAC para diferentes zonas de cultivo en España. Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados de las estructuras de costes (Tabla 3).

Figure 3. Land productivity and profitability of a quinoa crop cycle without the CAP average Basic Payment for different growing areas in Spain. Source: Own elaboration based on the results of the cost structures (Table 3).

La Figura 3 muestra los mismos indicadores que la Figura 2 pero sin el apoyo del DPB. Si se comparan ambas figuras, se observa un comportamiento de los indicadores que guarda cierta similitud. Así pues, las zonas con mayor productividad del factor tierra son las mismas, sin embargo, Sevilla que mostraba productividades muy similares a Málaga y León, ahora presenta una productividad en torno a

unos 300 €/ha menor, debido básicamente a que el DPB en Sevilla supone aproximadamente el doble que en dichas zonas.

Igualmente, al comparar el margen neto se observa que las zonas de Sevilla, Málaga, León y Huesca vuelven a presentar los mayores niveles, y similares entre sí. Hay que resaltar que, al igual que ocurre con la productividad, sin el apoyo de las ayudas de la UE,

Sevilla presenta una rentabilidad que se sitúa por debajo de la de las zonas de Málaga y León. El mayor beneficio sin DPB se obtiene en Málaga y León, seguidos de Huesca con valores en torno a los 1.000 €/ha. La quinoa en la zona de Murcia-costa, sin el apoyo del DPB presentaría menores niveles de margen neto, similar al de Cuenca y un poco por encima de los obtenidos en la zona de Lérida, sin embargo, el beneficio sería negativo. En general la quinoa es un cultivo que, con el índice de precios de venta estimado y los rendimientos medios de cada zona, puede generar un beneficio que, aún sin el apoyo de los DPB puede ser elevado, situándose cercano o por encima de los 1.000 €/ha en varias de las zonas analizadas.

Si tenemos en cuenta la variabilidad de los precios medios al productor durante el período 2009-2019 (Figura 1), se deduce que el coste medio de producción obtenido (Tabla 3) es superior al precio mínimo en términos reales del período considerado (0,843 €/kg en 2017) en los casos de Sevilla, Málaga, León y Huesca, lo que indica un riesgo ligado al precio de venta muy reducido. En el caso de Cuenca y Lérida, con menores rendimientos medios y un mayor coste medio de producción, el precio de venta es inferior al coste de producción en dos de los diez años del período considerado. En el caso de Murcia, el coste medio de producción supera al precio en cinco de los diez años considerados.

Conclusiones

La creciente demanda mundial de quinoa ha contribuido a que su cultivo se expanda fuera de las tradicionales zonas productoras, suponiendo una oportunidad de negocio y suscitando el interés de productores de otros países. En España, el cultivo se inicia en Andalucía en la pasada década, introduciéndose posteriormente en otras zonas de interior del país.

Frente a la ausencia de trabajos que lo caractericen desde el punto de vista técnico y económico y/o que analicen su rentabilidad, este trabajo realiza un análisis de los costes de producción y una evaluación de la rentabilidad del cultivo en regadío en diferentes zonas de España, partiendo de una detallada caracterización técnico-económica para un ciclo de cultivo estándar de quinoa, y prestando especial atención al papel que el coste de los recursos hídricos puede jugar sobre la misma.

Un primer resultado de relevancia de este trabajo es constatar, en base a la caracterización técnico-económica realizada, que los itinerarios técnicos y labores de cultivo de la quinoa son similares a las de otros cultivos extensivos de regadío con amplia presencia en nuestro país (De Juan Valero *et al.*, 2003). Se trata por tanto de un cultivo con labores y tratamientos que son familiares para los agricultores de muchas zonas de España, lo que indudablemente juega a favor de su potencial difusión.

En segundo lugar, de las alternativas analizadas, la que subcontrata las labores y dispone de un sistema de riego por aspersión, presenta los menores costes de producción y mayor rentabilidad que las demás. Los menores costes en las partidas de mano de obra y de seguros y amortización de la maquinaria, compensan los mayores costes del riego y costes de las labores realizadas por otras empresas. Este resultado es consistente con las prácticas habituales en el cultivo de la quinoa en Andalucía, donde se sitúan las principales zonas productoras del país.

En cuanto al análisis por zonas, los resultados muestran cómo las diferencias en los costes de producción entre las zonas analizadas por la influencia de diferentes partidas económicas se deben principalmente al coste del agua de riego y a la renta de la tierra de regadío, lo que se percibe notoriamente en la costa de Murcia, donde la tarifa media del agua es muy alta. Por su parte, los indicadores de productividad y rentabilidad por hec-

tárea, tanto con el apoyo o no de los DPB, muestran diferencias entre zonas, siendo superiores en Sevilla, Málaga, León y Huesca, zonas con mayores rendimientos y costes de riego relativamente bajos, en las que además el riesgo derivado de la variabilidad del precio de venta es muy reducido. Por el contrario, en el caso de Murcia-costa, el elevado precio medio del agua de riego hace esperable una escasa rentabilidad para el cultivo de la quinoa, además de un notable nivel de riesgo de precios, rentabilidad que es insuficiente como para despertar el interés de los agricultores.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto como el cultivo de quinoa puede suponer una oportunidad en muchas zonas regables de España debido a la tendencia creciente de su demanda a nivel mundial, pudiendo representar una alternativa más rentable a otros cultivos extensivos con escasa rentabilidad en los últimos años en las zonas analizadas, caso del maíz, la cebada, el trigo blando y el trigo duro (ECREA, varios años), siempre que el coste de factores de producción como el agua no condicionen su rentabilidad. Además, la similitud de las labores con las de otros cultivos extensivos, ya comentada, así como sus reducidas necesidades de mano de obra, lo colocan como un cultivo con cierto potencial de expansión.

Frente a sus bondades, si bien es cierto que ser un cultivo muy mecanizado le confiere mayor rentabilidad, esto también puede generar impactos negativos sobre el empleo agrario directo si llega a sustituir a cultivos con mayores necesidades de mano de obra. Por otro lado, la quinoa requiere de la existencia de empresas transformadoras que realicen la selección y transformación del cultivo para su posterior venta. De hecho, la expansión del cultivo en zonas de las provincias de Sevilla y Málaga se ha visto fuertemente favorecida por el trabajo de empresas concretas que proporcionan asistencia técnica y servicios externos a los agricultores y realizan la transformación y comercialización del pro-

ducto. La no existencia de este tipo de empresas en otras zonas del país es posiblemente uno de los principales escollos que pueden frenar una mayor implantación del cultivo a nivel nacional en el futuro.

Finalmente, comentar que la principal dificultad de este trabajo, que marca sus limitaciones, es la escasez de estadísticas agrarias oficiales. En un contexto en el que no existe información ni siquiera de precios de venta percibidos por los agricultores y en el que las estadísticas de rendimientos son escasas, ha sido necesario combinar el uso de información primaria obtenida de entrevistas a técnicos del sector, la consulta de literatura, estadísticas oficiales y estimaciones de precios de venta a partir de datos para otros mercados.

Agradecimientos

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a la financiación proporcionada por la Consejería de Desarrollo Económico, Turismo y Empleo de la Región de Murcia a través del proyecto ECOQUINOA (2118SAE00057), Convocatoria 2018 de proyectos estratégicos RIS3MUR, Estrategias Nacionales y Regionales para la Especialización Inteligente en Investigación e Innovación (*Research and Innovation Strategies for Smart Specialisation*).

Referencias bibliográficas

Aracena GE, Tolaba MV (2018). Determinación del costo de producción y rentabilidad de quinoa bajo un sistema semi-mecanizado en la Quebrada de Humahuaca, Jujuy. En: Producción Institucional: Proyecto regional "Fortalecimiento de los procesos de desarrollo territorial de la Quebrada de Humahuaca y los valles de altura de Salta y Jujuy" (Ed. Echazú F, Bilbao LN), pp. 40-54. Ediciones INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina.

- Ballesteros E (2000). Economía de la empresa agraria y alimentaria 2ª Edición. Mundi-Prensa, Madrid, España. 416 pp.
- Martínez-Bastida R (2020). Adaptabilidad y caracterización técnico-económica del cultivo de quinua en la comarca del Campo de Cartagena. Trabajo fin de máster. Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT), Cartagena, Murcia. 72 pp.
- Calderón Vásquez MJ (2014). Sistema de gestión de costos de producción de la quinua para la Asociación de Productores Agropecuarios de Pimampiro (APAP). Tesis doctoral. Universidad Regional Autónoma de Los Andes, Ecuador. 74 pp.
- Calvo García S, Tabasco Pérez A, Del Monte Maíz M, Lucini Baquero C (2014). Viabilidad del cultivo de quinua (*Chenopodium quinoa* Willd) en Castilla y León. Congreso Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 24-27 de noviembre, Madrid, España. 29 pp.
- CARM (2015 y 2019). Estadística Agraria Regional. C.A. Región de Murcia, Murcia, España.
- Carrasco J, Riquelme J, Ruf K (2015) Preparación de suelos para el establecimiento de quinua. Boletín INIA-Instituto de Investigaciones Agropecuarias n° 362, Chile.
- CHD (2015). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Duero 2015-2021. Confederación Hidrográfica del Duero, Valladolid.
- CHE (2015). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Ebro 2015-2021. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza.
- CHG (2015). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrológica del Guadalquivir 2015-2021. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, Sevilla.
- CHGüadiana (2015). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana 2015-2021. Confederación Hidrográfica del Guadiana, Badajoz.
- CHS (2015). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura 2015-2021. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia.
- De Juan Valero JA, Ortega Álvarez JF, Tarjuelo Martín-Benito JM (2003). Sistemas de cultivo. Evaluación de itinerarios técnicos. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. 835 pp.
- ECREA (2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 y 2016). Estudio de costes y renta de las explotaciones agrarias. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.
- EUROSTAT (2020). Electricity prices components for non-household consumers. Oficina Estadística de la Unión Europea, Comisión Europea, Bruselas.
- FAO (2001a). Análisis de la evapotranspiración de referencia en el Altiplano boliviano y determinación de los requerimientos de riego de quinua (*Chenopodium quinoa* Willd). ONU para la agricultura y la alimentación, Santiago de Chile, Chile. 13 pp.
- FAO (2001b). Quinua (*Chenopodium quinoa* Willd) Ancestral cultivo andino, alimento del presente y futuro. Eds. Mujica A, Jacobsen S-E, Izquierdo J, Marathe J, FAO, UNA-Puno, CIP. ONU para la agricultura y la alimentación, Santiago de Chile, Chile. 456 pp.
- FAO (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guía para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. ONU para la agricultura y la alimentación, Roma, Italia. 298 pp.
- FAO-ALADI (2014). Tendencias y perspectivas del comercio internacional de quinua. ONU para la agricultura y la alimentación, Santiago de Chile, Chile. 56 pp.
- FAO Y CIRAD (2015). Estado del arte de la quinua en el mundo en 2013 (Editores Bazile D, Bertero D y Nieto C. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma, Italia. 724 pp.
- FAO (2016a). Guía de cultivo de la quinua. Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación, Ed. Universidad Nacional de La Molina, Lima, Perú. 123 pp.
- FAO (2016b). Quinua manejo integrado de plagas. Estrategias en el cultivo de la quinua para fortalecer el sistema agroalimentario en la zona andina. Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación, Santiago de Chile, Chile, 189 pp.
- FAOSTAT (2021). Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database. Disponible en: <http://www.fao.org/faostat/es/#home> (Consultado: 24 de marzo 2022).

- Flores Martínez JV, Alanya Y, Chilquillo M, Chávez V (2010). Tecnología productiva de la quinua. Programa modular para el manejo técnico del cultivo de quinua. Organización Privada de Desarrollo (Solid OPD), Lima, Perú. 74 pp.
- Galwey NW (1992). The potential of quinoa as a multipurpose crop for agricultural diversification: a review. *Industrial Crops and Products* 1: 101-106. [https://doi.org/10.1016/0926-6690\(92\)90006-H](https://doi.org/10.1016/0926-6690(92)90006-H).
- García Villanueva J, Huahuachampi J, Soto L (2017). Determinación de la demanda hídrica del cultivo de quinua QML01 (*Chenopodium quinoa* Willd) en la Molina. *Anales Científicos* 78(2): 200-209. <https://doi.org/10.21704/ac.v78i2.1057>.
- Generalitat de Catalunya (2016, 2017, 2018, 2019 y 2020). Superficies, rendimientos y producciones de los cultivos agrícolas por demarcaciones. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació, Barcelona, España.
- Generalitat de Catalunya (2021). Ruralcat. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació, Barcelona. Disponible en: <https://ruralcat.gencat.cat/> (Consultado: 24 de marzo de 2022).
- Gobierno de Aragón (2016, 2017 y 2018). Superficie y producciones agrarias de Aragón. Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente, Zaragoza, España.
- Gobierno de Aragón (2019). Estadísticas agrícolas. Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente, Zaragoza. Disponible en: <https://www.aragon.es/-/estadisticas-agrarias> (Consultado: 24 de marzo 2022).
- Jacobsen SE, Stølen O (1993). Quinoa-Morphology and phenology and prospects for its production as a new crop in Europe. *European Journal of Agronomy* 2: 19-29. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(14\)80148-2](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(14)80148-2).
- Jacobsen SE (1997). Adaptation of quinoa (*Chenopodium quinoa*) to Northern European agriculture: Studies on developmental pattern. *Euphytica* 96: 41-48. <https://doi.org/10.1023/A:1002992718009>.
- Jacobsen SE (2017). The scope for adaptation of quinoa in Northern Latitudes of Europe. *Journal of Agronomy and Crop Science* 203(6): 603-613. <https://doi.org/10.1111/jac.12228>.
- Junta de Andalucía (2011). Estudio económico de la tarifa de utilización de agua del sistema de Guadalhorce 2011. Agencia Andaluza del Agua, Sevilla, España.
- Junta de Andalucía (2015, 2016, 2017, 2018 y 2019). Anuarios de estadísticas agrarias pesqueras. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, Sevilla, España.
- Junta de Castilla y León (2017 y 2018). Anuario de estadística agraria de Castilla y León. Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Valladolid, España.
- Junta de Castilla y León (2019). Servicio de Estudios, Estadística y Planificación Agraria. Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Valladolid, España.
- Macià i Rodríguez A (2018). Estudi agronòmic de l'adaptació del cultiu de quinua als regadius de Lleida. Trabajo fin de grado. Universidad de Lérida, Lleida, España. 93 pp.
- MAPA (2003). Evaluación de la zona regable del Valle del Guadalhorce (Málaga). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 59 pp.
- MAPA (2019). Proceso de asignación de los derechos de pago básico. Fondo Español de Garantía Agraria. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España. Disponible en: <https://www.fega.es/es/ayudas-directas-y-desarrollo-rural/ayudas-directas-y-pago-basico/datos-campana-pago-basico> (Consultado: 24 de marzo de 2022).
- MAPA (2020a). Superficie y producciones anuales de cultivos, Madrid, España. Disponible en: <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/superficies-producciones-anuales-cultivos/> (Consultado: 24 de marzo de 2022).
- MAPA (2020b). Encuesta de Cánones de Arrendamiento Rústico 2019 (Base 2016). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. pp. 24.
- MAPA (2020c). Plataforma de conocimiento para el medio rural y pesquero. Observatorio de tecnologías probadas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. Disponible en: <https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/informacion/plataforma-de-conocimiento-para-el-medio-rural-y-pesquero/> (Consultado: 24 de marzo de 2022).

- MAPA (2021). Sistema de Información Agroclimática para el Regadío (SiAR). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. Disponible en: <https://portal.mapa.gob.es/websiar/Inicio.aspx> (Consultado: 24 de marzo 2022).
- Peralta IE, Mazón N, Murillo IA, Rodríguez Ortega D (2014). Manual Agrícola de granos Andinos: Chocho, Quinoa, Amaranto y Ataco. Cultivos, variedades y costos de producción. INIAP, Estación Experimental Santa Catalina, Programa Nacional de Leguminosas y Granos Andinos. (Publicación Miscelánea no. 69). Quito, Ecuador.
- Porras Jorge ZR (2015). Evaluación del sistema de riego por goteo y exudación en el cultivo de quinua (*Chenopodium quinoa* willd) en el INIA-LA MOLINA. Tesis doctoral. Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú. 113 pp.
- Regaño J, Valencia J (2018). Costos de producción de la quinua orgánica-caso cooperativo de productores de granos andinos orgánicos-Huanquite-Paruro-periodo 2016. Tesis doctoral. Universidad Andina del Cusco, Cusco, Perú. 120 pp.
- Rodríguez Calle JP (2005). El papel del tamaño de semilla de quinua (*Chenopodium quinoa* willd.) en el crecimiento desarrollo de las plantas frente a diferentes profundidades de siembra. Tesis de grado. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. 130 pp.
- Segura P, García A, Costantini B (2006). Estudio técnico-económico de los procesos de producción agrícola y de transformación (manipulación y confección) de las principales orientaciones hortofrutícolas de la Región de Murcia. Asociación Murciana de Organizaciones de Productores Agrarios (AMOPA), Murcia, España. 591 pp.
- Seguridad Social (2021). Régimen General de la Seguridad Social, Bases y tipos de Cotización. Ministerio de Inclusión, Seguridad Social y Migraciones, Madrid, España. <https://www.seg-social.es/wps/portal/wss/internet/Trabajadores/CotizacionRecaudacionTrabajadores/36537> (Consultado: 24 de marzo de 2022).
- Soncco Mendoza LL (2017). Incidencia de los costos por procesos continuos en la producción y comercialización de quinua y su rentabilidad económica en la provincia de Melgar. Tesis doctoral. Universidad Nacional de San Agustín, Arequipa, Perú. 171 pp.
- Suquilanda Valdivieso MB (editor) (2012). Producción orgánica de cultivos andinos (Manual técnico). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Quito, Ecuador. 192 pp.
- Vargas Huanca D, Boada M, Araca L, Vargas W, Vargas R (2015). Agrobiodiversidad y economía de la quinua (*Chenopodium quinoa*) en comunidades Aymaras de la cuenca del Titicaca. IDESIA 33(4): 81-87. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292015000400011>.
- Vilca Zeda JM (2017). Determinación de los costos de producción de la quinua y su rentabilidad en el distrito de taraco en la campaña agrícola 2014-2015. Tesis doctoral. Universidad Nacional Del Altiplano, Puno, Perú. 105 pp.
- Villacorta C (2019). Viabilidad económica de una pequeña industria de procesamiento de granos de 15 toneladas/año de la alternativa quinoa-cereal de 25 ha en Pastrana (Guadalajara). Trabajo fin de máster. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid. 371 pp.
- Yucra Callata M (2017). Determinación de los costos de producción de la quinua y su rentabilidad en la Comunidad de Tuni Grande, del distrito de Taraco, campaña agrícola 2015-2016. Tesis doctoral. Universidad Nacional Del Altiplano, Puno, Perú. 120 pp.

(Aceptado para publicación el 25 de marzo de 2022)



itea

Información Técnica Económica Agraria

CONCESIÓN DEL PREMIO PRENSA AGRARIA 2022 DE AIDA

Presidenta

Clara M^a Marín Alcalá

Secretaria

Albina Sanz Pascua

D^a Albina Sanz Pascua, Directora de la revista ITEA, en calidad de Secretaria del Jurado para la concesión del Premio Prensa Agraria 2022 de la Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA).

Notifica que, reunido el Jurado para la concesión del Premio Prensa Agraria 2022 el día 2 de febrero de 2023, en las instalaciones del Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA), del que forman parte la Presidenta de AIDA que preside el Jurado, la Directora de la revista ITEA, el Director de Investigación del CITA del Gobierno de Aragón, el Director del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza, el Director de la Estación Experimental de Aula Dei y el Director del Instituto Pirenaico de Ecología, han decidido por unanimidad que el Premio Prensa Agraria 2022 ha recaído en **Jorge Torres Sánchez, Pilar Ramírez Pérez, Juan Manuel León Gutiérrez, Francisco Manuel Jiménez Brenes y Francisca López Granados** por su artículo publicado en la revista ITEA titulado **Estimación de crecimiento vegetativo en viñedo: análisis de nubes de puntos 3D procedentes de imágenes-UAV**. Del mismo modo, y por unanimidad, se ha concedido un accésit al Premio Prensa Agraria 2022 que ha recaído en **Gregorio Salcedo, Athanasia Varsaki y Daniel Salcedo Rodríguez** por su artículo publicado en la revista ITEA titulado **Huella hídrica de las explotaciones lecheras según tipología de alimentación**.

Zaragoza 2 de febrero de 2023

LA PRESIDENTA DE AIDA

Clara M^a Marín Alcalá

PREMIOS DE PRENSA AGRARIA 2023 DE LA ASOCIACIÓN INTERPROFESIONAL PARA EL DESARROLLO AGRARIO

La Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA) otorga un premio anual de Prensa Agraria para destacar aquel artículo de los publicados en ITEA en el año 2023 que reúna las mejores características técnicas, científicas y de valor divulgativo y de transferencia al sector, así como un impacto relevante de sus resultados. El artículo deberá reflejar el espíritu fundacional de AIDA de hacer de transmisor de conocimientos hacia el profesional, técnico o empresario agrario. Se concederá un premio, pudiendo quedar desierto.

Los premios se regirán de acuerdo a las siguientes

BASES

1. Podrán concursar todos los artículos que versen sobre cualquier tema técnico-económico-agrario.
2. Los artículos que podrán acceder al premio serán todos aquellos que se publiquen en ITEA en el año 2023. Consecuentemente, los originales deberán ser enviados de acuerdo con las normas de ITEA y aprobados por su Comité de Redacción.
3. El jurado estará constituido por las siguientes personas:
 - a) Presidencia de AIDA, que presidirá el jurado.
 - b) Dirección de la revista ITEA, que actuará de Secretario.
 - c) Dirección del CITA (Gobierno de Aragón).
 - d) Dirección del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza.
 - e) Dirección de la Estación Experimental de Aula Dei.
 - f) Dirección del Instituto Pirenaico de Ecología.
4. El premio será anual y tendrá una dotación económica.
5. Las deliberaciones del jurado serán secretas, y su fallo inapelable.
6. El fallo del jurado se dará a conocer en la revista ITEA, y la entrega del premio se realizará con motivo de la celebración de las Jornadas de Estudio de AIDA.

Si desea Vd. pertenecer a la Asociación debe rellenar esta ficha de inscripción y la siguiente hoja sobre Protección de datos.

INSCRIPCIÓN EN AIDA

Si desea Vd. pertenecer a la Asociación rellene la ficha de inscripción y envíela a la siguiente dirección:

Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA). Avenida Montañana, 930, 50059 Zaragoza.

Si elige como forma de pago la domiciliación bancaria adjunte a esta hoja de inscripción el impreso de domiciliación sellado por su banco.

También puede hacer una transferencia a la cuenta de AIDA (Caixabank, Ag. Zuera (Zaragoza), España, nº ES70 2100 8687 2702 0001 2107) por el importe de la cuota anual. En ese caso, adjunte un comprobante de la transferencia.

Apellidos:		Nombre:	
NIF:			
Dirección Postal:			
Teléfono:		Fax:	e-mail:
Empresa:			
Área en que desarrolla su actividad profesional:			
		En _____, a ___ de _____ de 20__	
		Firma:	

FORMA DE PAGO (COUTA ANUAL: 50 EUROS)

<input type="checkbox"/>	Cargo a cuenta corriente (rellenar la domiciliación bancaria)
<input type="checkbox"/>	Transferencia a la cuenta de AIDA ES70 2100 8687 2702 0001 2107 (adjuntar comprobante)

DOMICILIACION BANCARIA

Sr. Director del Banco/Caja				
Muy Sr. mío,				
Ruego a Vd. se sirva adeudar en la siguiente cuenta corriente (IBAN: 24 caracteres)				
que mantengo en esa oficina, el recibo anual que será presentado por la Asociación Interprofesional para el Desarrollo Agrario (AIDA) .				
Atentamente,				
En _____, a ___ de _____ de 20__		Sello de la Entidad:		
Firmado:				

PROTECCIÓN DE DATOS

ASOCIACIÓN INTERPROFESIONAL PARA EL DESARROLLO AGRARIO, de ahora en adelante AIDA, le informa de que los datos facilitados durante su relación con la Asociación serán tratados para gestionar el alta de socio, así como para las gestiones administrativas de la Asociación. La base legal para el tratamiento de sus datos es la relación contractual y su consentimiento. Sus datos podrán ser cedidos a las entidades que sea necesarias para el cumplimiento de nuestras obligaciones legales, y si así lo autoriza, a las empresas colaboradoras de la Asociación. Tiene derecho a acceder, rectificar, suprimir, oponerse al tratamiento de sus datos, así como retirar el consentimiento prestado y pedir su portabilidad.

AUTORIZACIONES

- * – Autoriza a que AIDA le envíe información a través de medios postales y/o electrónicos (correo electrónico, SMS, etc.) sobre noticias de la asociación, así como información de servicios de sus patrocinadores y/o colaboradores.
- Autoriza a que AIDA pueda facilitar sus datos de contacto a las empresas patrocinadoras o colaboradoras con fines comerciales. Sí No *

* Debe responder a estas cuestiones obligatoriamente.

Por último, en aras a dar cumplimiento al Reglamento (UE) 2016/679 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de abril de 2016, relativo a la protección de las personas físicas en lo que respecta al tratamiento de datos personales y a la libre circulación de estos datos, y siguiendo las Recomendaciones e Instrucciones emitidas por la Agencia Española de Protección de Datos (A.E.P.D.),

SE INFORMA

- Los datos de carácter personal solicitados y facilitados por usted, son incorporados un fichero de titularidad privada cuyo responsable y único destinatario es AIDA, con domicilio en Avenida Montañana, no 930, 50059 - Zaragoza.
- Solo serán solicitados aquellos datos estrictamente necesarios para prestar adecuadamente los servicios solicitados, pudiendo ser necesario recoger datos de contacto de terceros, tales como representantes legales, tutores, o personas a cargo designadas por los mismos.
- Todos los datos recogidos cuentan con el compromiso de confidencialidad, con las medidas de seguridad establecidas legalmente, y bajo ningún concepto son cedidos o tratados por terceras personas, físicas o jurídicas, sin el previo consentimiento del socio, tutor o representante legal, salvo en aquellos casos en los que fuere imprescindible para la correcta prestación del servicio.
- Una vez finalizada la relación entre la Asociación y el socio, los datos seguirán archivados y conservados mientras sean necesarios para dar cumplimiento a las obligaciones legales o, en su defecto, serán devueltos íntegramente al socio (o autorizado legal) o suprimidos si así se solicita por su parte.
- Los datos que facilito serán incluidos en el Tratamiento denominado Socios de AIDA, con la finalidad de gestión del alta de socio, la gestión del servicio contratado, pago de cuotas, contacto, etc., y todas las gestiones relacionadas con los socios y manifiesto mi consentimiento.
- Tiene derecho a acceder a sus datos personales, a solicitar su rectificación, cancelación y oposición, indicándolo por escrito a AIDA con domicilio en Avenida Montañana, no 930, 50059 – Zaragoza, o al correo electrónico de la Asociación: administracion@aidaitea.org.
- Los datos personales serán cedidos por AIDA a las entidades que prestan servicios a la misma siempre que sea estrictamente necesario para llevar a cabo los servicios ofrecidos por la Asociación. Igualmente, sus datos serán cedidos si existe una obligación legal.

Nombre y apellidos del Socio:

DNI:

Representante legal (si lo hubiere):

DNI:

En _____, a ___ de _____ de 20__

FIRMA DEL SOCIO:

NORMAS PARA LOS AUTORES

Puede encontrar toda la información sobre como hacer los envíos,
las directrices de como hacer los manuscritos y las licencias
bajo las que se publican los artículos en nuestra web, en la URL
<https://www.aida-itea.org/index.php/revista-itea/envio-de-articulos>

Volumen 119

Número 1

Marzo 2023

itea

información técnica económica agraria
www.aida-itea.org

REVISTA DE LA ASOCIACIÓN INTERPROFESIONAL PARA EL DESARROLLO AGRARIO

