

Análisis coste-eficacia en la gestión de subproductos ganaderos de vacuno de leche para la reducción de la contaminación por nitrógeno

M. Soledad Muñoz-Luque y Julio Berbel*

Departamento de Economía Agraria; Área de Economía, Sociología y Políticas Agrarias; Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y de Montes, Universidad de Córdoba. Campus de Rabanales, Ctra. Madrid-Cádiz, Km. 396. 14071, Córdoba, España

Resumen

En este trabajo se ha realizado un análisis coste-eficacia (ACE) para validar las diferentes medidas que puedan aplicarse a los subproductos ganaderos procedentes de explotaciones de vacuno de leche intensivo de la comarca de Los Pedroches (norte de Córdoba, España). El ACE ordena según el ratio coste económico de la medida y eficacia en reducción de las presiones por lixiviación de nitrógeno (N) con el impacto en la contaminación de masas de agua con el exceso de nitratos vertidos a los campos de cultivo a través del estiércol y purín de vacuno. Para ello se han seleccionado una serie de indicadores de reducción de la presión y se han analizado varias medidas de contaminación puntual y difusa en la gestión de los subproductos ganaderos. Dichas medidas se examinarán a través de un ACE similar al que se aplica a los planes hidrológicos en España desde la implementación de la Directiva Marco de Agua. Las medidas que han resultado coste-eficaces en la reducción de la presión por contaminación por Nitrógeno son las que incluyen una gestión adecuada de los subproductos ganaderos en la propia explotación, así como la valorización de éstos a través de tratamientos, como compostaje o digestión anaerobia. Con la aplicación de estas medidas se reducirá la contaminación en las masas de agua a corto-medio plazo en la zona de estudio.

Palabras clave: Análisis coste-eficacia, estiércol, purín, nitratos, lixiviación, bovino.

Cost-effectiveness analysis of livestock by-products management of dairy cattle for the reduction of nitrogen pollution

Abstract

In this work a cost-effectiveness analysis has been carried out to validate different measures that can be applied to livestock by-products from intensive dairy cattle farms in the region of Los Pedroches (northern Córdoba, Spain), from an economic point of view and with the ability to reduce the strong pressure on nitrogen (N) leaching to the environment, due to contamination of water bodies with excess nitrates discharged to the fields through cattle manure and slurry. For this, a series of pressure reduction indicators have been selected and several measures of point and diffuse contamination in the management of livestock by-products have been analyzed. These measures will be examined through a cost-effectiveness

* Autor para correspondencia: berbel@uco.es

analysis based on that applied to hydrological plans in Spain since the implementation of the Water Framework Directive. The measures that have proved cost-effective in reducing N leaching are those that include proper management of livestock by-products in the farm itself, as well as the valorization of these through treatments, such as composting or anaerobic digestion. With the application of these measures, pollution in water bodies will be reduced in the short-medium term in the study area.

Keywords: Cost-effectiveness analysis, manure, slurry, nitrates, leaching, bovine.

Introducción

La comarca de Los Pedroches (norte de la provincia de Córdoba) destaca por su actividad ganadera, siendo uno de los principales motores económicos. Cuenta con el 9,64 % de las explotaciones ganaderas de Andalucía y el 56 % de su provincia. El objeto de este proyecto se centra en la ganadería intensiva, que se ha desarrollado asombrosamente durante los últimos 25 años, concentrándose especialmente en explotaciones de vacuno de leche. Según los datos de las Oficinas Comarcales Agrarias Pedroches I y Pedroches II, el número de explotaciones intensivas de vacuno de leche es de 341, con un censo medio de 55.173 cabezas de ganado. Basándose en los estándares de producción de estiércoles y purines de la legislación aplicable, se producen 910.000 toneladas de estiércol y más de 707.000 m³ de purín al año, sólo procedente del vacuno de leche. De tal cantidad de subproducto se deduce que las toneladas obtenidas de nitrógeno son 4.055 y se ha estimado que pueden llegar a lixiviarse 3.171 toneladas de nitrógeno al año por una ineficaz gestión de los subproductos ganaderos.

Los controles que deben hacerse en las explotaciones de vacuno de leche con el fin de evitar la contaminación de nitratos al medio ambiente, estarán ligados a un adecuado manejo y tratamiento de los subproductos ganaderos. Por las investigaciones realizadas en la zona, la mayoría de las explotaciones ganaderas no cumplen los requisitos mínimos de almacenamiento controlado de los subproductos ni presentan alternativas de gestión que no sean la

aplicación directa en campo o el compostaje básico en la propia explotación.

Las fuentes de contaminación se distinguen entre puntuales y difusas. Las sustancias contaminantes originadas por fuentes puntuales son las procedentes de vertidos o suelos contaminados en las instalaciones de las explotaciones ganaderas. Estas fuentes son aisladas y más fáciles de controlar. Se deben principalmente a la falta de impermeabilización y de cubierta de las balsas y del terreno donde se extienden los subproductos generados, así como al erróneo dimensionamiento de las balsas.

En cuanto a la contaminación de origen difuso, es aquella que no procede de un punto de origen específico, donde los contaminantes se arrastran y se lixivian desde la tierra hasta las masas de aguas superficiales y subterráneas. La fuente de contaminación difusa más significativa es la sobrefertilización nitrogenada aplicada a los suelos y cultivos agrarios. De esta forma se genera un excedente de nitrógeno que se infiltra en el subsuelo o es transportado mediante escorrentía superficial contaminando los recursos hídricos. Esto implica una serie de consecuencias ambientales que se están haciendo patentes en el estado de las masas de agua de la comarca.

De hecho, en la zona de estudio se encuentra la cuenca del Embalse de La Colada, catalogada como zona vulnerable por la contaminación agraria de nitratos por el Decreto 36/2008 (BOJA, 2008). Esta zona presenta unas restricciones en cuanto al uso de subproductos en las zonas agrícolas para evitar una contaminación debido a la sobrefertilización. Las cantidades máximas de estiércol/

purín aplicadas al terreno no podrán superar los 170 kg de nitrógeno por hectárea y año. Además, se establece un Manual de códigos de buenas prácticas agrarias para maximizar el empleo de abonos en los cultivos. Todo esto se encuentra recogido en el Real Decreto 261/1996 (BOE, 1996) y en la Orden de 1 de junio de 2015, por la que se aprueba el programa de actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía (BOJA, 2015).

El nivel de contaminación alcanzado supone su declaración en "mal estado"¹ según la Directiva Marco del Agua (DMA) (DOCE, 2000). Además, los Planes Hidrológicos señalan la obligación de aplicar medidas a las Zonas Vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias, como el Código de Buenas Prácticas Agrarias. El principal objetivo de estos planes es la reducción de la lixiviación de nitratos que son aplicados como fertilizantes en cultivos y en la propia explotación ganadera.

Es más, la problemática de contaminación de las aguas en la comarca de Los Pedroches se extiende al resto de la geografía española. La última evaluación disponible en España (MI-TECO, 2017) indica que un 46 % de las masas de agua superficiales y un 48 % de las subterráneas se encuentran en un estado "peor que bueno"² por causas cuantitativas (exceso de extracciones) o cualitativas (contaminación difusa o puntual). Y entre las principales presiones sobre los sistemas acuáticos, destaca la contaminación difusa de origen agrario.

Este trabajo pretende realizar un estudio de los indicadores de presión por exceso de N y las medidas para la reducción del N presente en el manejo y tratamiento de los subproductos ganaderos. La metodología seguida se basa en el esquema Fuerza-Presión-Estado-Impacto-Respuesta (DPSIR: *Driving forces of environmental changes, Pressures on the environment, State of the environment, Impacts on population, economy and ecosystems and Response of the society*), estableciendo un marco ampliamente reconocido y desarrollado para la organización del estado del medio ambiente. Este marco es el que recomienda la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2005) y la propia DMA en su Artículo 9º (Planes de Medidas; DOCE, 2000) que reproduce el reglamento de Planificación Hidrológica (BOE, 2008).

Cuando se hayan seleccionado las medidas adecuadas, teniendo en cuenta los tratamientos actuales y las mejores técnicas disponibles de tratamiento, se examinarán a través de un análisis coste-eficacia (ACE). Un análisis coste-eficacia se fundamenta en la comparación de la reducción del impacto (o presiones) sobre el medio acuático (evolución positiva de un indicador) con el coste anual equivalente (financiero) de la medida (European Commission, 2003). El ACE está basado en el que se aplica a los planes hidrológicos en España desde la implementación de la DMA. Por último, se escogerán aquellas medidas que resulten coste-eficaces en la reducción de la lixiviación de nitrógeno.

1. Una masa de agua en "mal estado" se considerará cuando esté sujeta a alteraciones antropogénicas que impidan alcanzar los objetivos medioambientales para las aguas superficiales asociadas que puede ocasionar perjuicios a los ecosistemas existentes asociados o que puede causar una alteración del flujo que genere salinización u otras intrusiones (Instrucción de Planificación Hidrológica; BOE, 2008).

2. El estado de una masa de agua superficial quedará determinado por el peor valor de su estado ecológico o de su estado químico. Cuando el estado ecológico sea bueno o muy bueno y el estado químico sea bueno, el estado de la masa de agua superficial se evaluará como "bueno o mejor". En cualquier otra combinación de estados ecológico y químico el estado de la masa de agua superficial se evaluará como "peor que bueno". Para el caso de aguas subterráneas dicho estado podrá clasificarse como bueno o malo (Instrucción de Planificación Hidrológica; BOE, 2008).

Material y métodos

DPSIR

El esquema DPSIR considera un modelo en el que determinadas fuerzas motrices (*driving forces*) son las causantes de las presiones que están perturbando el estado del medio ambiente. Esta perturbación presenta un impacto sobre el entorno y el ser humano, al cual la sociedad debe dar respuesta adoptando medidas para poder corregir, mitigar o compensar dicho impacto (Martín-Ortega *et al.*, 2008). La Figura 1 ilustra el esquema de aná-

lisis DPSIR recomendado por la Agencia Europea de Medioambiente (Kristensen, 2004) para este trabajo, ejerciendo como "Fuerza" la actividad ganadera de vacuno lechero intensiva en la comarca de Los Pedroches.

Además, en la planificación hidrológica (BOE, 2008) se recomienda la elaboración de un ACE de las medidas, valorando la reducción de los impactos y permitiendo el empleo de las 'Presiones' como indicador cuando la determinación del impacto no sea posible, como en el caso de estudio. Por lo tanto, se elaborará un ACE de la reducción de presiones.

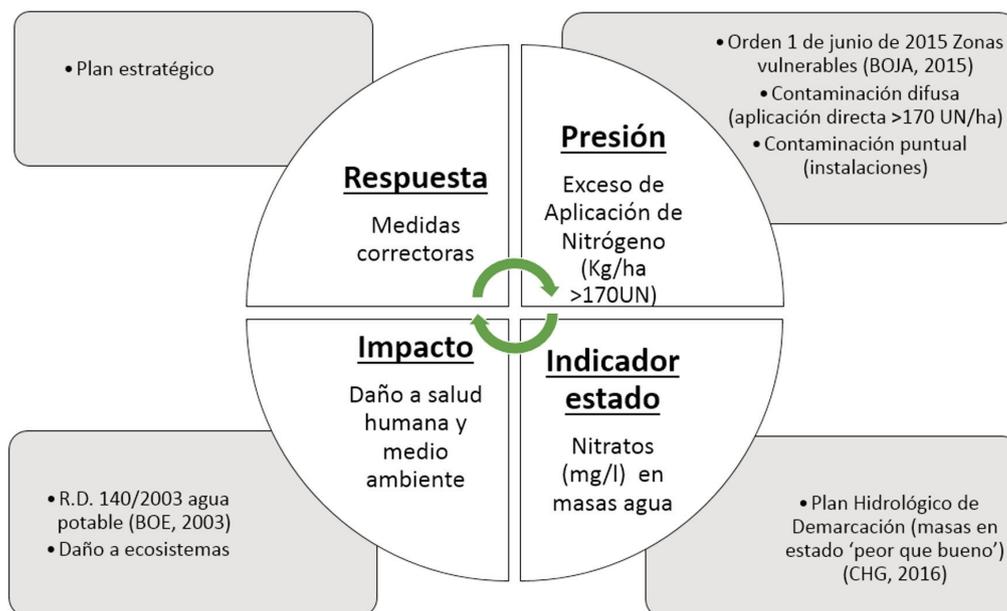


Figura 1. Esquema DPSIR de contaminación por actividad ganadera. Elaboración propia.
Figure 1. DPSIR scheme of contamination by livestock activity. Own elaboration.

Indicadores de estado

El exceso de nitrógeno generado por la deficiente gestión de los subproductos ganaderos genera a su vez un exceso de este nutriente en las masas de agua superficiales y subterráneas. El indicador de estado más uti-

lizado es la concentración en mg/L de nitratos. Este indicador se emplea para definir las masas de agua como en buen o mal estado que aparecen en el Plan Hidrológico de Demarcación y que según la DMA deberían estar todas en estado bueno o muy bueno en el horizonte 2027 (DOCE, 2000). En la co-

marca de Los Pedroches el Plan Hidrológico que impera es el Plan Hidrológico del Guadiana (P.H.G.) (CHG, 2016).

Según el P.H.G. 2015-2021, las masas de agua superficiales de la comarca están prácticamente todas en estado 'peor que bueno' según muestra la Figura 2.A. (CHG, 2017). Se descarta que el origen de las presiones sea la deficiente depuración de las aguas urbanas, ya que en la comarca la densidad de población es muy reducida y las EDAR funcionan relativamente bien. Por lo que el principal agente contaminador es, necesariamente, la cabaña ganadera, y en especial el vacuno de leche intensivo.

En cuanto a las masas de agua subterráneas de la Demarcación del Guadiana, el 80 % de ellas se caracterizan como en 'mal estado' (Figura 2.B.). La masa de agua subterránea 'Los Pedroches', ubicada en la comarca, forma parte de este porcentaje debido, principalmente, al estado químico analizado. Se clasifica en mal estado por parámetros cuantitativos con valores de concentración en nitratos ($[\text{NO}_3^-]$) altos o muy altos, en cualquier caso, superiores a 50 mg/L NO_3^- , entre los años 2008-2011. Estos datos determinan una valoración final del estado químico respecto al contenido en nitratos de "malo". Igualmente, según la Revisión del 2º ciclo (CHG, 2017) la masa de agua aparece como 'peor que bueno' y por tanto necesitada de la aplicación de medidas correctoras.

A su vez, se pueden observar las masas de agua asociadas a las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario presentes en Demarcación del Guadiana, en concreto la Cuenca del Embalse de La Colada (Figura 2.C.). Se hace patente una fuerte contaminación del sistema acuático en la comarca, lo que pone de manifiesto la necesidad de ejecutar un plan de medidas para disminuir drásticamente la contaminación.

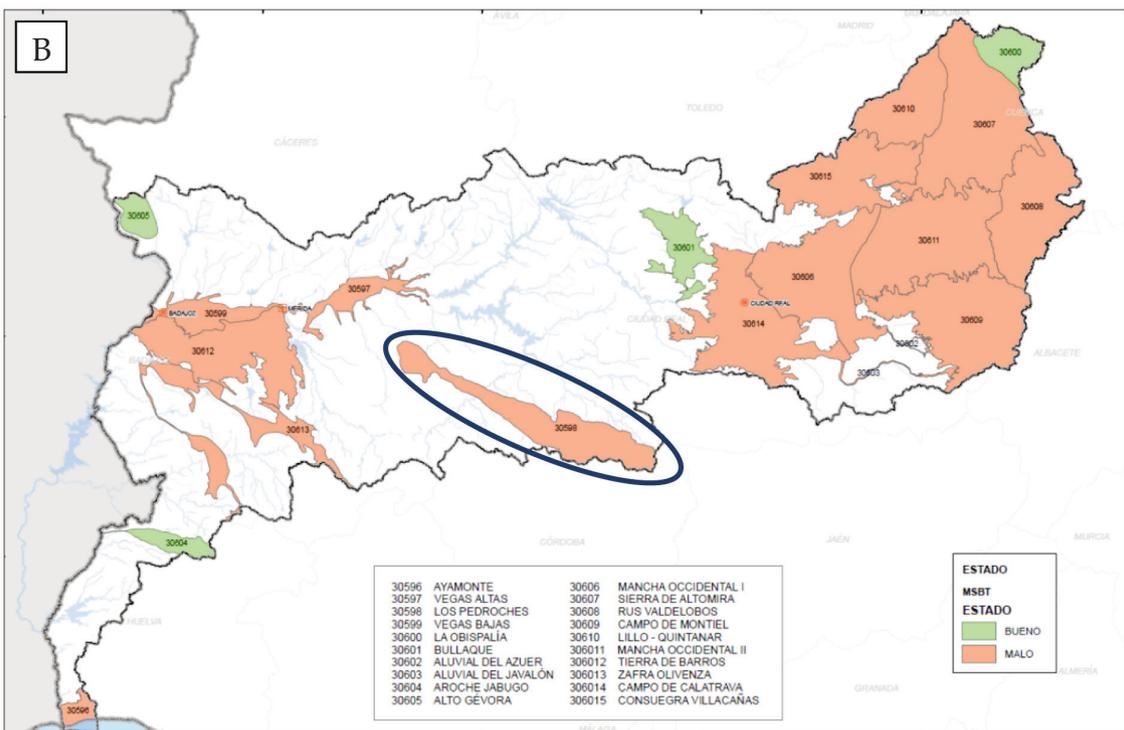
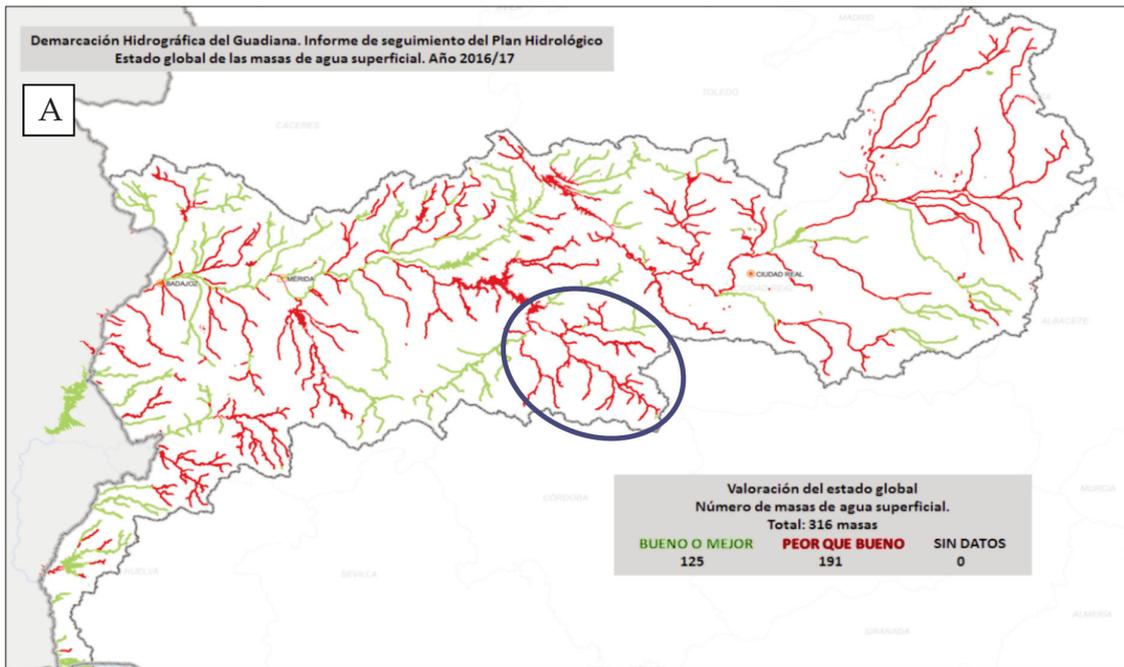
Siguiendo el esquema DPSIR, lo deseable sería elaborar un análisis de las medidas en función de su impacto en la mejora de estos indicadores que miden la reducción de nitratos en masas de agua. Pero por la dificultad de acometer este tipo de análisis, el trabajo se ha centrado en la reducción de las presiones (exceso de N aplicado o lixiviado).

Indicadores de presión

En el análisis de las presiones en la comarca se van a diferenciar entre la contaminación difusa y la contaminación puntual, respecto al nitrógeno lixiviado en el subsuelo que termina en la red hídrica de la comarca. De ambas fuentes, la que presenta más problemática a la hora de controlar es la contaminación difusa, por lo que habrá que hacer más hincapié en las medidas encaminadas a examinar este tipo de contaminación.

La fertilización nitrogenada aplicada a los suelos y cultivos agrarios, tanto abonos químicos como subproductos ganaderos, genera anualmente un excedente total estimado de 23.382 t/año de N (valor medio de 2005), en forma de NO_3^- , NH_4^+ , etc. en las comarcas del sur de la provincia de Badajoz y del norte de Córdoba (Los Pedroches) (CHG, 2016, Anejo 5). En este trabajo se ha estimado que en la comarca se pueden llegar a lixiviar hasta 3.171 t/año de N sólo procedente del vacuno de leche.

La concentración de nitratos se ha incrementado progresivamente hasta superar las concentraciones de 40 mg/L y 50 mg/L, considerados como límites en la determinación de masas de agua en riesgo y afectadas por la contaminación por nitratos, respectivamente. El P.H.G. (2015-2021) estima que hay un 44 % de aguas superficiales con alto riesgo de no alcanzar el buen estado en 2021, entre las que se encuentran el Embalse de La Colada y los ríos adyacentes, así como un 85 % de las aguas subterráneas, entre ellas, la masa de Los Pedroches (CHG, 2016).



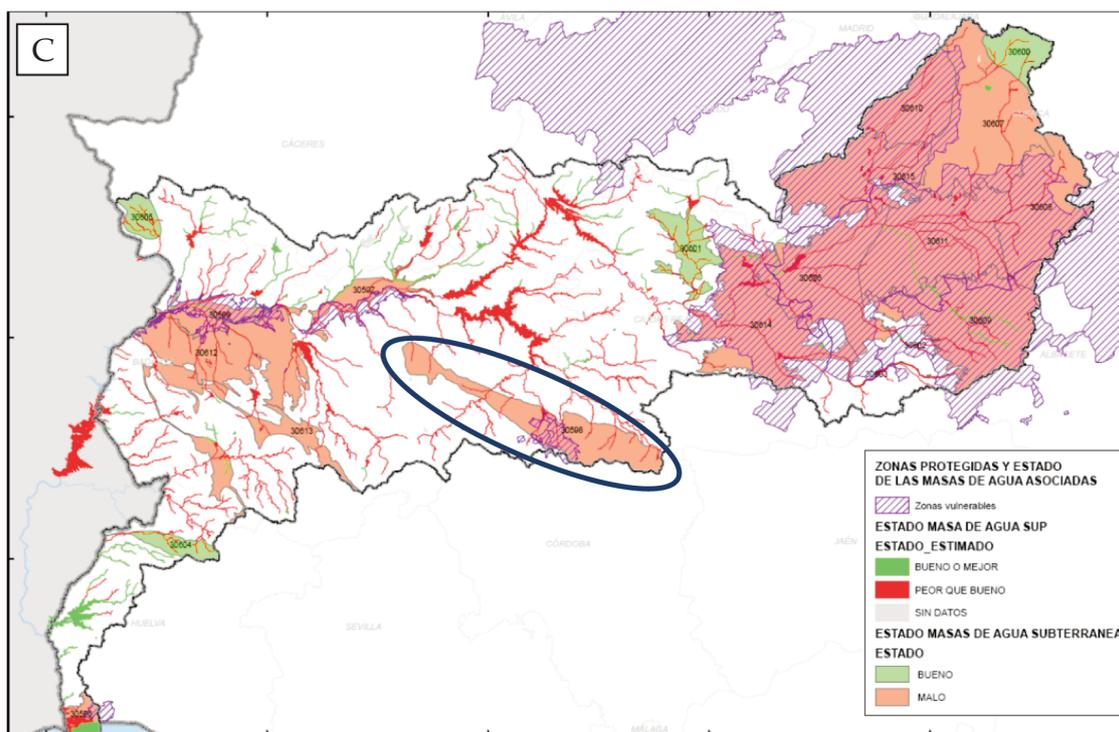


Figura 2. A. Estado en masas de agua superficial (CHG, 2017). B. Estado en masas de agua subterráneas (CHG, 2016, Anejo 9). C. Estado en masas de agua asociadas a zonas vulnerables (CHG, 2016, Anejo 9). NOTA: zona señalada donde se ubica el área de estudio, la masa agua subterránea Los Pedroches y la Zona Vulnerable Cuenca del Embalse de la Colada.

Figure 2. A. State surface water bodies (CHG, 2017). B. State groundwater bodies (CHG, 2016, Annex 9). C. State bodies of water associated with vulnerable areas (CHG, 2016, Annex 9). NOTE: designated area where the study area is located, Groundwater mass Los Pedroches and Vulnerable Zone of the Colada Reservoir Basin.

Según los trabajos de seguimiento del P.H.G. (2015-2021) en el año 2017 (CHG, 2017), se han descrito impactos de tipo NUTR (impactos por la contaminación por nutrientes de N procedentes de agricultura y ganadería). En las masas de agua superficiales, debe señalarse el río Guadarramilla (en el área de estudio) con un excedente acumulado de 208 t/año, declarándose un impacto por contaminación por nutrientes que supera el umbral significativo de 115 t/año. Para aguas subterráneas, el umbral de excedente de N a partir del cual

aparecen impactos de tipo NUTR se ha fijado en 2,25 kg/ha, valor superado en la masa subterránea de Los Pedroches con 3,62 kg/ha.

Los indicadores de presión puntual y difusa por el exceso de N se recogen en la tabla 1. No obstante, debido a la dificultad que comprenden algunas de las mediciones en campo, principalmente por la contaminación difusa, se va a utilizar como indicador de presión del nitrógeno lixiviado (toneladas de N/año) a través de los indicadores I2 e I3.

Tabla 1. Indicadores de presión por exceso de nitrógeno.
 Table 1. Pressure indicators for excess nitrogen.

Indicador	Descripción
I1) Balance de nitrógeno en la superficie del suelo (Windolf <i>et al.</i> , 2012).	Estudio del ciclo del N en las aportaciones al suelo y en su retirada con la cosecha de los cultivos, para adecuar dichas aportaciones y evitar los excedentes.
I2) Eficiencia del uso de N en estiércol (Windolf <i>et al.</i> , 2012).	Estudio de un manejo adecuado del estiércol tanto en las explotaciones ganaderas como en su destino final o tratamiento.
I3) Eficiencia del uso de purines (Windolf <i>et al.</i> , 2012).	Estudio de un manejo adecuado del purín tanto en las explotaciones ganaderas como en su destino final o tratamiento.
I4) Isotopos estables de N (Koh <i>et al.</i> , 2010).	Evaluación cuantitativa de la disminución de la concentración de nitrato en agua subterránea a través de la medición de isotopos estables de nitrógeno.
I5) Concentraciones NO ₃ en masas de agua (CHG, 2016, Anejo 9).	Estudio de la concentración mg/L de nitratos en las masas de agua para su cumplimiento con los máximos establecidos por la legislación.
I6) Grado de eutrofia en masas de agua superficiales (Dupas <i>et al.</i> , 2015).	Estudio del grado de eutrofia de las masas de agua superficiales; para poder determinar su contaminación o no por exceso de nutrientes.
I7) Porcentaje de masas de agua afectadas por presiones significativas (CHG, 2016, Anejo 9).	Evaluación cuantitativa del número y porcentaje de masas de agua que están afectadas por presiones significativas en relación a la contaminación por nitratos de origen agrario y ganadero.

Medidas y eficacia

Las medidas adoptadas, así como la eficacia de las mismas, se basan en la investigación de informes técnicos, estudios y ensayos previos de otros trabajos. Las medidas serán diferenciadas según sea el origen de la fuente de contaminación, difusa o puntual. Y la eficacia será definida como la capacidad que tiene cada medida para reducir la cantidad de N que es lixiviado hacia las masas de agua. La eficacia de cada medida se calcula como un porcentaje, que hace referencia a la capacidad para disminuir la lixiviación de nitrógeno si se llega a aplicar la medida. Este porcentaje está referenciado a un estado basal

del sistema donde no se toma ninguna medida para disminuir la lixiviación de N.

Destacar que ambos bloques de medidas serán estudiados en el análisis coste-eficacia.

A continuación, se ha realizado un estudio de la variación de la reducción total del N lixiviado procedente del vacuno de leche intensivo para toda la comarca cuando se aplican las medidas correctoras. Se parte de la base de que en el estado actual (*baseline*) se podría estar lixivando 3,1 millones de UN (kg N/año) aproximadamente. Aplicando las distintas medidas de control de contaminación de origen difuso (D) y puntual (P) propuestas en el sistema, se reduce la cantidad

de lixiviación de N, traduciéndose como reducción total de N entendida como 'reducción de presión'. Así mismo, se han analizado medidas combinadas (C), aunando varias medidas en una sola. Las denominaciones de las medidas y la reducción de presión quedan recogidas en el Anexo I del material complementario.

Medidas para reducir la contaminación difusa

La ganadería en áreas con una alta concentración ganadera y con una superficie agrícola insuficiente para distribuir las deyecciones debe precisar actuaciones especiales para poder gestionar el exceso de nutrientes. Por ello, es fundamental disponer de un sistema de

control eficaz de las prácticas de aplicación directa (AD). Se asume que no se permite la aplicación con sistemas de 'abanico' o plato ni cañones, métodos prohibidos por el Real Decreto 980/2017, de 10 de noviembre, por el que se modifican los Reales Decretos 1075/2014, 1076/2014, 1077/2014 y 1078/2014, todos ellos de 19 de diciembre, dictados para la aplicación en España de la Política Agrícola Común (BOE, 2017). En su lugar, se debe realizar la inyección de purines en suelo y los estiércoles sólidos deberán enterrarse después de su aplicación en el menor plazo de tiempo posible. En la Tabla 2 quedan recogidas las medidas a adoptar para disminuir la contaminación difusa de nitratos en la zona de estudio (información de cada medida ampliada en el Anexo II del material complementario).

Tabla 2. Medidas para disminuir la contaminación difusa de nitratos y eficacia en la reducción de presiones (nitrógeno lixiviado).

Table 2. Measures to reduce diffuse nitrate contamination and efficiency in pressure reduction (leached nitrogen).

Medida	Eficacia (%)
D1) Control de la aplicación directa en parcela de purines mediante un sistema de localización GPS y registro 'on-line' (Consejería Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de Andalucía, 2017)	40
D2) Humedales construidos (Ockenden <i>et al.</i> , 2012)	40
D3) Plantación de biofiltros vegetales (Farías Morán, 2017)	90
D4) Mejora del manejo de fertilizantes (Quemada <i>et al.</i> , 2013)	50
D5) Uso de cultivos de cubierta: reemplazar barbecho por CC no-leguminosa (Quemada <i>et al.</i> , 2013)	50
D6) Mejora tecnología de fertilizantes: inhibidores de la nitrificación (Quemada <i>et al.</i> , 2013)	25
D7) Mejores técnicas disponibles en el esparcimiento de purines (sistema de tubos colgantes) (MAPAMA, 2017)	25
D8) Mejores técnicas disponibles en el esparcimiento de purines (sistema de inyección y enterrado) (MAPAMA, 2017)	35
D9) Mejora en el manejo del agua en las necesidades del cultivo (Quemada <i>et al.</i> , 2013)	80
D10) Mayor capacidad de almacenamiento de purín (9 meses) (Windolf <i>et al.</i> , 2012)	50
D11) Uso de bioactivantes en estiércol y purines (web Pengergetic, 2020)	30

Medidas para reducir la contaminación puntual

Para la contaminación puntual, las medidas a tener en cuenta deberán ser aplicadas en las explotaciones ganaderas, en las plantas de tratamiento o en los puntos donde puede

producirse una contaminación puntual. En la Tabla 3 quedan recogidas las medidas a adoptar para disminuir la contaminación puntual de nitratos en la zona de estudio (información de cada medida ampliada en el Anexo II del material complementario).

Tabla 3. Medidas para disminuir la contaminación puntual de nitratos y eficacia en la reducción de presiones (nitrógeno lixiviado).

Table 3. Measures to reduce point nitrate contamination and efficiency in pressure reduction (leached nitrogen).

Medida	Eficacia (%)
P1) Implantación de un Sistema de Gestión Ambiental (MAPAMA, 2017)	40
P2) Cisterna flexible para purines (MAPAMA, 2017)	100
P3) Mejor gestión de efluentes en granja (Doole <i>et al.</i> , 2013)	25
P4) Almacenamiento y cubrición (MAPAMA, 2017)	100
P5) Separación S/L (MAPAMA, 2017)	20
P6) Impermeabilización explotación (MAPAMA, 2017)	100
P7) Adecuación balsas almacenamiento (MAPAMA, 2017)	100
P8) Compostaje pilas volteadas o compostaje básico (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1996; Floats <i>et al.</i> , 2004; MAGRAMA, 2015)	40
P9) Compostaje pilas estáticas aireadas sin cubierta (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1996; MAPAMA, 2017)	40
P10) Compostaje pilas estáticas aireadas con cubierta (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1996; MAPAMA, 2017)	50
P11) Compostaje vertical (web Traco Iberia S.L., 2020)	70
P12) Vermicompostaje (Lobo, 2014)	40
P13) Digestión anaerobia (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1996; Floats <i>et al.</i> , 2004; MAGRAMA, 2015)	40
P14) Cambio dieta ganado, alimentos bajos en proteínas (MAPAMA, 2017)	30
P15) Acidificación purín (MAGRAMA, 2015) (MAPAMA, 2017)	25
P16) Pirólisis (MAGRAMA, 2015)	50
P17) Catálisis enzimática (Howard <i>et al.</i> , 2003; Arellano, 2015)	10
P18) Nitrificación-desnitrificación (Floats <i>et al.</i> , 2004; MAGRAMA, 2015)	80
P19) Disminución purín mediante energía solar (web proyecto SOLARPUR, 2020)	70

Análisis coste-eficacia

Una vez que se han seleccionado un conjunto amplio de medidas para gestionar las fuentes difusas y puntuales en el sistema de estudio, y habiéndose determinado su eficacia en la reducción de la lixiviación de N, se procede al Análisis ACE (Berbel *et al.*, 2011). En primer lugar, se tienen en cuenta los costes directos de las medidas (entre los que se incluyen los costes de inversión anualizados), el coste de mantenimiento y otros costes económicos, aplicando un interés del 6 % con un plazo de amortización de 20 años, calculados con la siguiente fórmula:

$$CAE = K \cdot \alpha_{n,r} + COyM \Leftrightarrow CAE = I \cdot \alpha_{n,i} + COyM + \Delta R$$

donde:

CAE = Coste anual equivalente.

K = Coste anual equivalente del Pago de Inversión.

I = Inversión en equipos, infraestructuras, obra civil, etc.

$\alpha_{n,i}$ = factor de amortización e intereses anual, para un periodo n, a una tasa de descuento i.

COyM = Coste de operación y mantenimiento (recurrente).

R = Ganancia o reducción de costes, o pérdida neta de renta o aumento de costes.

Las dos definiciones del CAE se deben a que a consecuencia de la aplicación de unas medidas concretas se van a obtener productos comercializables (por ejemplo, compost y biogás) de los cuales se obtienen unos ingresos. En cambio, otras medidas no suponen la generación de estos productos, por lo que no se puede aplicar el parámetro R en la fórmula, teniéndose solo en cuenta en el cálculo del CAE la inversión y los costes de operación y mantenimiento.

El parámetro R se obtiene aplicando el rendimiento de la técnica para la obtención del

producto comercializable y el precio de mercado de ese producto, lo que se traduce en ingresos de la venta. La diferencia entre CAE (inversión y COyM) y los ingresos de la venta, será el Coste Neto Total.

Finalmente, para ambos tipos de medidas, se divide el valor de CAE total o Coste Neto Total entre las toneladas tratadas (estiércol o purín, dependiendo del tipo de residuo) para obtener el valor de la aplicación de la técnica o medida en EUR/tonelada residuo tratado (Véase Anexo II del material complementario para visualizar los cálculos del CAE en cada medida).

Siguiendo con el esquema de la Instrucción del Plan Hidrológico (IPH) aprobado por la Orden ARM/2656/2008 (BOE, 2008), para cada medida que se incluya en el estudio, conocido su coste y su eficacia, se calculará el índice coste-eficacia. Este índice se calcula como el cociente entre el CAE de la medida y la mejora conseguida en la reducción de la presión (Anexo I del material complementario.).

Por último, se ordenarán las medidas estudiadas de menor a mayor índice coste-eficacia y se seleccionarán aquellas que teniendo un menor índice presenten una mayor reducción de la presión total (UN no-lixiviado/año). Las medidas que han resultado ser coste-eficaces son las que se encuentran en el conjunto eficiente o frontera coste-eficacia de reducción de las presiones. La Figura 3 ilustra la línea (frontera eficiente) que une las soluciones no dominadas (puntos que están en la frontera o conjunto eficiente) para soluciones puras, mixtas (señaladas por un punto) o bien para la combinación de estas (segmento que une los puntos de cada alternativa). Las medidas dominantes serán las más efectivas cuando para el mismo coste consigan una mayor reducción de presiones que las dominadas o bien las que consigan idéntica reducción de presión a menor coste que las medidas dominadas (Romero, 1993). En definitiva, se trata de determinar aquellas

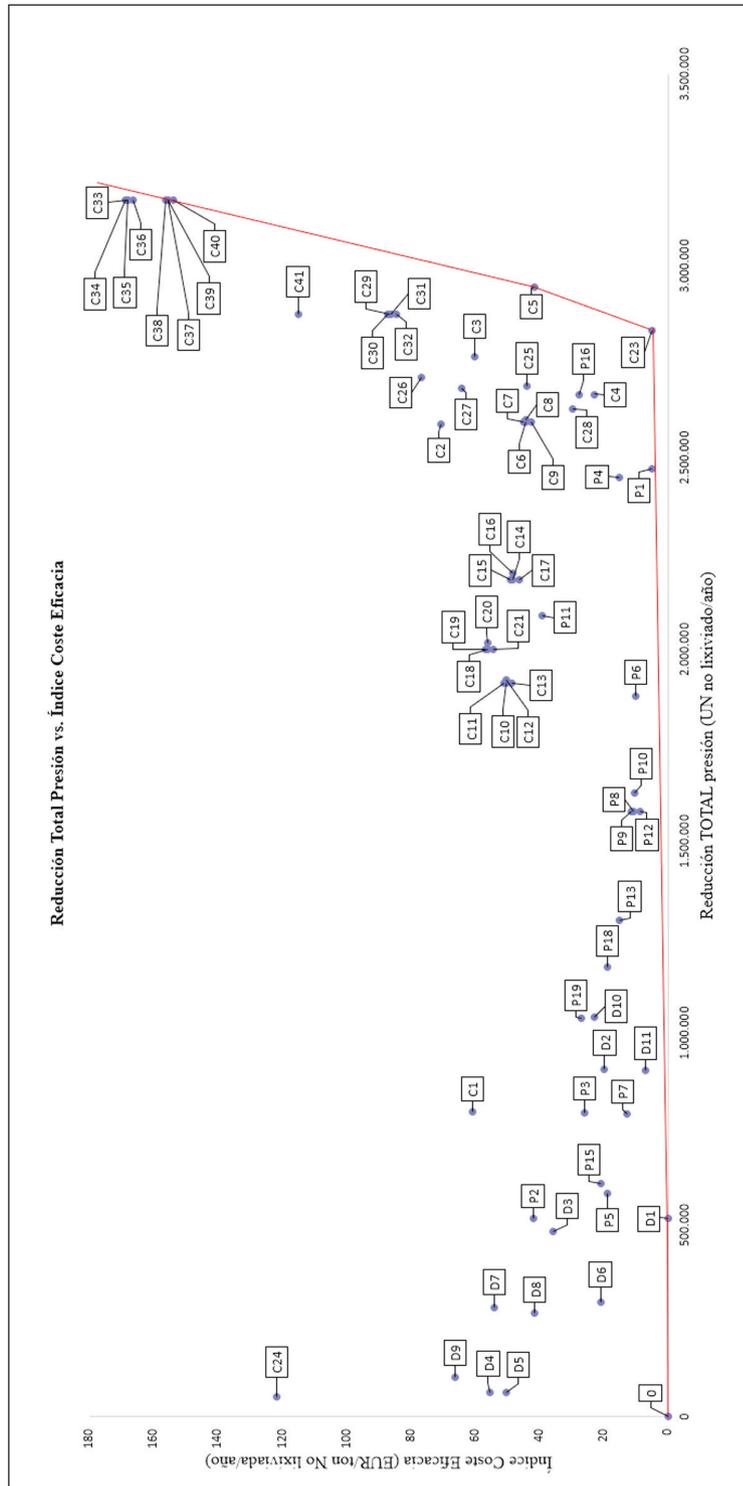


Figura 3. Gráfico resultante del estudio análisis coste-eficacia en la reducción de presión del nitrógeno lixiviado. Elaboración propia.
 Figure 3. Graph resulting from the study cost-effectiveness analysis in pressure reduction of leached nitrogen. Own elaboration.

medidas o alternativas que resultan más racionales para minimizar el coste, es decir el empleo de recursos económicos para un mismo nivel de satisfacción de las metas.

Resultados y discusión

Del gráfico resultante del estudio ACE en la Figura 3 se extrae que las medidas D1, P1, C5, C23, C37, C38, C39 y C40 serían las más coste-eficaces para la reducción de presiones por contaminación de subproductos ganaderos. De hecho, las medidas que abarcan desde C37 hasta C40 presentan una reducción total de la lixiviación del nitrógeno estimada en todo el sistema de la comarca de Los Pedroches para la ganadería de vacuno lechero. Así mismo, indicar que las medidas P14 y P17 han sido excluidas del gráfico debido a que presentan un CAE fuera de rango por su baja eficacia.

El ACE efectuado ha dado como resultado una serie de medidas que deberán ser llevadas a cabo en un futuro para mejorar el impacto sobre las aguas superficiales y subterráneas procedente del uso de los subproductos ganaderos de vacuno. Estas medidas serán:

- La implantación de una aplicación (APP) para el control de la aplicación directa en campo (D1).
- La implantación de un Sistema de Gestión Ambiental en las explotaciones para certificar que la gestión de los subproductos ganaderos se está llevando a cabo siguiendo unos estándares de calidad (P1).
- Las dos medidas anteriores combinadas (C23).
- Las medidas combinadas de utilización de un separador sólido/líquido, la impermeabilización de la zona donde se acumule el estiércol en la explotación y la adecuación e impermeabilización de las balsas de purines o del total de los subproductos (C5).

– Y todas las medidas anteriores combinadas añadiendo además: la modernización de la maquinaria para la aplicación directa con un sistema de inyección y enterrado, el uso de cisternas flexibles para el almacenamiento de purines en épocas de lluvias, una planta de compostaje para el tratamiento de estiércol (compostaje básico, compostaje avanzado con aireación forzada sin cubierta, compostaje avanzado con aireación forzada con cubierta o vermicompostaje) y una planta de digestión anaerobia para el tratamiento de purines (C37, C38, C39 y C40).

Además, se podrían señalar otras medidas como recomendadas o voluntarias para el ganadero, que también resultan tener un coste-eficacia adecuado, aun sin situarse en la frontera (Figura 3), quedan en una situación muy próxima:

- Uso de bioactivantes en estiércol y purines, para mejorar el producto fertilizante resultante como compost y digestato (D11).
- Impermeabilización de balsas de purines y cobertura con geotextil, que reducirá la emisión de amoníaco y evitará la contaminación puntual y la dilución del material con el agua de lluvia (P4).
- Cámara de compostaje vertical (P11), que, aunque resulte una tecnología más cara, presenta una mayor eficiencia, mayor rendimiento y menor tiempo en la producción del producto y se podrían usar purines hasta un 20 % del material a tratar en conjunto con el estiércol.

Los ganaderos deberán asumir el coste de las mejoras e instalaciones que se realicen en su propia explotación, como por ejemplo las medidas P1 y C5. Las medidas que implican un tratamiento colectivo o global de los subproductos, como las plantas de tratamiento de compostaje o digestión anaerobia, y la implantación de una APP implicarán costes que

tendrán que ser asumidos por cooperativas de los ganaderos de la comarca que pueden contar con subvenciones administrativas, o bien, por empresas externas que se beneficien de la gestión de los subproductos ganaderos.

Para una mejor visualización de como resultaría la gestión ideal de los subproductos generados en las explotaciones de vacuno de leche objeto de estudio, se ha representado en un esquema (Figura 4) las medidas resultantes como obligatorias y recomendadas a llevar a cabo en un futuro próximo. Se incluyen las medidas resultantes como más coste-eficaces del análisis ACE, ya que se asume que la implantación de estas medidas repercutirá tanto ambiental como económicamente en la comarca. La gestión de los subproductos empezaría con una separación de la parte sólida y líquida de los subproductos, mejorando el tratamiento a posteriori. El almacenamiento de los subproductos será impermeabilizado para evitar la contaminación a través del subsuelo. La parte sólida podrá tener 3 fines: compostaje, cama para ganado y aplicación directa en campo. Y los purines tendrán dos fines: digestión anaerobia y aplicación directa. Ambas aplicaciones en campo estarán controladas por la APP, reduciendo al máximo la sobrefertilización.

Destacar que las medidas propuestas están enfocadas en revalorizar los subproductos de las explotaciones ganaderas utilizándolos para crear un producto fertilizante (compost y digestato) y un producto energético (biogás) englobados ambos como energía verde por su origen en la biomasa. Esto hace del esquema propuesto una apuesta de futuro en un sistema sostenible, tanto ambiental como socioeconómico, y de autogestión por parte de los ganaderos y los agricultores de la comarca y/o de zonas de demanda de fertilizantes.

Las granjas de vacuno de leche son un importante contribuyente a la lixiviación de nitratos y la economía regional, por lo que tendrán que modificar las prácticas actuales para revertir esta tendencia a través de medidas como las que se incluyen en este estudio (Doole *et al.*, 2013). No obstante, la clave para una primera reducción eficaz de la lixiviación de nitrógeno con procedencia agrícola estará principalmente en un control y mejora del manejo de los fertilizantes y del agua en la agricultura (Quemada *et al.*, 2013), de ahí que las fertilizaciones orgánicas deban ser controladas desde su origen.

Con la aplicación de las medidas aquí propuestas, se reducirían las presiones causadas por el exceso nitrogenado tanto en la aplicación directa como por contaminación puntual. La contaminación por nitrógeno procedente de la cabaña intensiva del vacuno lechero sería prácticamente inexistente en esta región, logrando el objetivo principal del proyecto. El indicador de estado del esquema DPSIR, la concentración de nitratos en mg/L en masas de agua, mejoraría sensiblemente a corto y medio plazo cumpliendo con la legislación ambiental nacional y europea. Este hecho enlazaría con una mejora del entorno natural y social de la comarca.

El siguiente paso sería la elaboración de un análisis territorial y de viabilidad económica para tomar la mejor decisión en la implantación de plantas de tratamiento de compostaje y digestión anaerobia en la comarca, cuyo fin será el tratamiento del estiércol y del purín. Además, los ganaderos deberán seguir las directrices para implantar y ejecutar las otras medidas en las propias explotaciones y a nivel comarcal. Por último, se plantearía un estudio estratégico en el que se elaboraría una propuesta para resolver el problema conociendo el coste y el análisis territorial de las opciones elegidas.

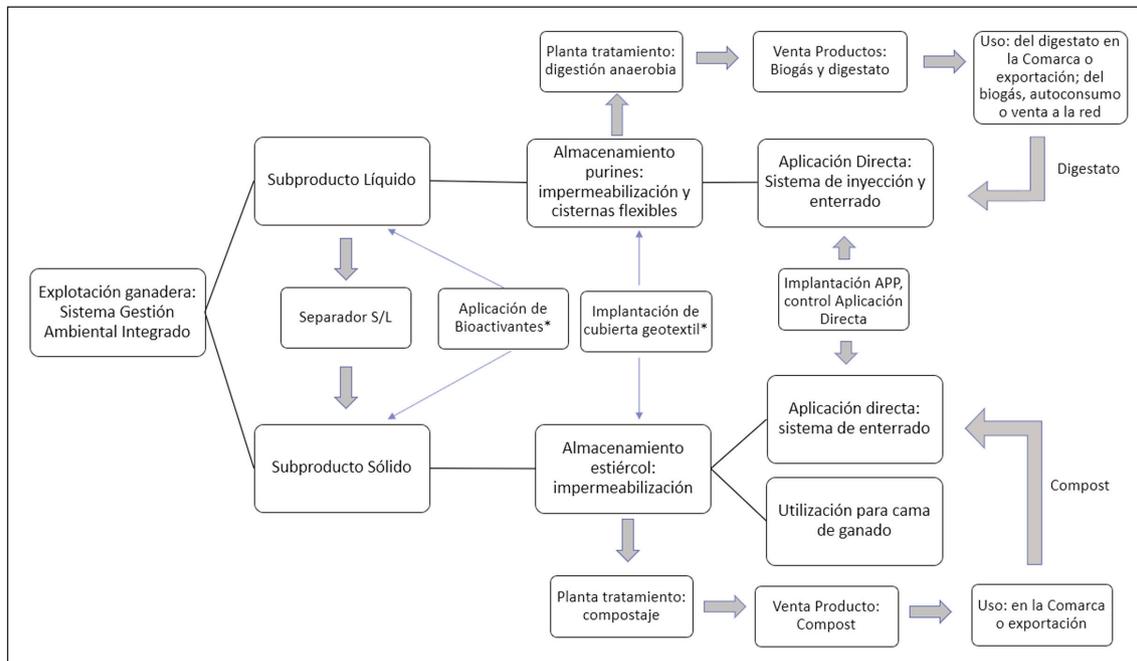


Figura 4. Esquema general propuesto de la gestión de subproductos ganaderos de vacuno intensivo de leche en la comarca de Los Pedroches. Elaboración propia.

*Medidas propuestas como recomendadas o voluntarias.

Figure 4. General scheme proposed for the management of livestock by-products of intensive milk cattle in Los Pedroches region. Own elaboration.

*Measures proposed as recommended or voluntary.

Conclusiones

El estudio que se ha presentado demuestra que es posible aplicar las herramientas económicas propuestas por la Directiva Marco de Aguas, en concreto el esquema DPSIR y el análisis coste-eficacia para la mejora de la sostenibilidad de los sistemas ganaderos. En concreto para la reducción del impacto ambiental originado por la mala gestión de los subproductos que deriva en una contaminación de las aguas por nitrógeno y otros elementos. La aplicación de esta metodología permite seleccionar las mejores técnicas desde el punto de vista económico y teniendo en cuenta la eficacia en reducción de la contaminación por nitrógeno. Aplicando las medi-

das seleccionadas a través del análisis coste-eficacia, se reducirán las presiones por el exceso nitrogenado en las masas de agua de la comarca, lo que repercutirá positivamente en los sucesivos estudios de los planes hidrológicos de la Demarcación del Guadiana.

Primeramente, se deben establecer más controles en las ganaderías y garantizar la buena gestión y almacenamiento de los subproductos dentro de la propia explotación, evitando la contaminación en el origen. Para ello se debe garantizar la impermeabilización de los espacios de almacenamiento, balsas bien dimensionadas e impermeabilizadas. Igualmente, se deben hacer respetar los códigos de buenas prácticas agrarias y la legis-

lación pertinente en esta materia, asegurando una aplicación directa en campo en los momentos más adecuados y con las mejores técnicas disponibles, disminuyendo el riesgo de pérdida de material hacia el entorno.

El análisis de las alternativas de tratamiento y gestión de subproductos ganaderos a nivel comarcal dan como resultado una serie de requerimientos tecnológicos y económicos que deben ser asumidos colectivamente para llevarse a cabo de forma viable. Como, por ejemplo, la implantación de plantas de tratamiento de gestión anaerobia y compostaje para los subproductos ganaderos, con la consiguiente producción de biogás y compost, productos de los cuales se obtenga una rentabilidad económica para el ganadero y para la comarca. Sin embargo, otras medidas deberán ser asumidas por los ganaderos individualmente como el sistema separador sólido/líquido y las cisternas flexibles. Estas nuevas técnicas ayudarán a priorizar la gestión y el tratamiento de la fracción líquida, aumentando la futura valorización de purín y estiércol por separado.

El estudio llevado a cabo en la comarca de Los Pedroches con el vacuno de leche podría ser extrapolado a otras regiones que tengan la misma problemática ambiental con su cabaña ganadera y, a su vez, contribuir positivamente a la economía de la zona a través del tratamiento de los subproductos. Por último, este estudio podría sentar las bases para una colaboración estrecha entre ganaderos, agricultores y las administraciones para trabajar con objetivos comunes: mejora de la calidad ambiental, mejora socioeconómica de los actores de la comarca de Los Pedroches y revalorización de subproductos ganaderos aplicando las mejores técnicas disponibles.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado como parte del proyecto del Grupo Operativo SUBPGAN (Mejora del Manejo, Valorización y Comercializa-

ción de Subproductos Ganaderos a través de Innovación), incluido a su vez en el marco del Programa de Desarrollo Rural de Andalucía 2014-2020 (submedida 16.1, operaciones 16.1.1, 16.1.2. y 16.1.3.), al amparo de la Orden de la Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural, de 28 de julio de 2016.

Material complementario

El material complementario de este artículo se puede consultar en la URL: <https://doi.org/10.12706/itea.2021.017>

Referencias bibliográficas

- Arellano C (2015). Obtención biotenoal a partir de materiales lignocelulósicos. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana, Orizaba.
- Berbel J, Martín-Ortega J, Mesa P (2011). A cost-effectiveness analysis of water-saving measures for the water framework directive: the case of the Guadalquivir River Basin in Southern Spain. *Water Resources Management* 25(2): 623-640. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9717-6>.
- BOE (1996). Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 61, de 11 de marzo de 1996.
- BOE (2003). Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 45, de 21 de febrero de 2003.
- BOE (2008). Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 229, de 22 de septiembre de 2008, pp. 38472-38582.
- BOE (2017). Real Decreto 980/2017, de 10 de noviembre, por el que se modifican los Reales De-

- cretos 1075/2014, 1076/2014, 1077/2014 y 1078/2014, todos ellos de 19 de diciembre, dictados para la aplicación en España de la Política Agrícola Común. Boletín Oficial del Estado, núm. 274, de 11 de noviembre de 2017, pp. 108523-108542.
- BOJA (2008). DECRETO 36/2008, de 5 de febrero, por el que se designan las zonas vulnerables y se establecen medidas contra la contaminación por nitratos de origen agrario. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, núm. 36, de 20 de febrero de 2008, pp. 5-15.
- BOJA (2015). Orden de 1 de junio de 2015, por la que se aprueba el programa de actuación aplicable en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en Andalucía. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, núm. 111, de 11 de junio de 2015, pp. 8-19.
- Confederación Hidrográfica del Guadiana (CHG) (2016). Plan Hidrológico Guadiana 2015-2021. Confederación Hidrográfica del Guadiana. Disponible en: <https://www.chguadiana.es/planificacion/plan-hidrologico-de-la-demarcacion/ciclo-de-planificacion-2015-2021-vigente/documentos-del-plan-hidrologico> (Consultado: 04 abril 2021).
- Confederación Hidrográfica del Guadiana (CHG) (2017). Seguimiento del Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana (2015-2021). Informe resumen del año 2017. Disponible en: https://www.chguadiana.es/sites/default/files/2019-10/Informe_Seguimiento_Plan_Ano_2017.pdf (Consultado: 10 abril 2021).
- Confederación Hidrográfica del Guadiana (CHG) (2018). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana. Revisión de tercer ciclo (2021-2027), Documentos Iniciales. Programa, calendario, EGD y fórmulas de consulta. Memoria. Confederación Hidrográfica del Guadiana O.A. Disponible en: https://www.chguadiana.es/sites/default/files/2020-01/ES040_DDII_Memoria.pdf (Consultado: 04 abril 2021).
- Consejería Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de Andalucía (2017). Plan de trabajo de SUBPGAN: Mejora del Manejo, Valorización y Comercialización de Subproductos Ganaderos a través de Innovación. Junta de Andalucía.
- DOCE (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, núm. 327, de 22 de diciembre de 2000, pp. 1-73.
- Doole GJ, Marsh D, Ramilan T (2013). Evaluation of agri-environmental policies for reducing nitrate pollution from New Zealand dairy farms accounting for firm heterogeneity. *Land Use Policy* 30(1): 57-66. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.02.007>.
- Dupas R, Delmas M, Dorioz J, Garnier J, Moatar F, Gascuel-Oudoux C (2015). Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators* 48: 396-407. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.007>.
- European Environment Agency (EEA) (2005). EEA core set of indicators, Guide. EEA Technical report No 1/2005 - ISSN 1725-2237. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg. 38 pp.
- European Commission (2003). Economics and the environment: the implementation challenge of the water framework directive. A Guidance Document (WATECO). Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg. 274 pp.
- Farías Morán J (2017). Uso de biofiltros angostos como medida de mitigación de las pérdidas de nitrógeno en dos suelos de Chile central, cultivados con maíz: tercer año de evaluación. Tesis Pregrado. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Howard RL, Abotsi E, Jansen van Rensburg EL, Howard S (2003). Lignocellulose biotechnology: issues of bioconversion and enzyme production. Review. *African Journal of Biotechnology* 2(12): 602-619. <https://doi.org/10.5897/AJB2003.000-1115>.
- Koh DC, Mayer B, Lee KS, Ko KS (2010). Land-use controls on sources and fate of nitrate in shallow groundwater of an agricultural area revealed by multiple environmental tracers. *Journal of Contaminant Hydrology* 118: 62-78. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2010.08.003>.

- Kristensen P (2004). The DPSIR framework. National Environmental Research Institute, Denmark. 10 pp.
- Lobo A (2014). Puesta en funcionamiento de una explotación vermícola. Treball Final de Grau en Enginyeria Agroalimentària i del Medi Rural. Escola Superior de Tecnologia i Ciències Experimentals. Universitat Jaume I, Castellón de la Plana.
- Martín-Ortega J, Gutiérrez-Martín C, Berbel J (2008). Caracterización de los usos del agua en la Demarcación del Guadalquivir en aplicación de la Directiva Marco de Aguas. *Revista de Estudios Regionales* 81: 45-76.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) (2015). Evaluación de técnicas de gestión de deyecciones en ganadería. Sectores de bovino, porcino, avicultura de carne y puesta.
- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA) (2017). Guía de las Mejores Técnicas Disponibles para reducir el impacto ambiental de la ganadería. Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España. 114 pp.
- Ministerio para la Transparencia Ecológica (MITECO) (2017). Informe de seguimiento de los planes hidrológicos de cuenca y de los recursos hídricos en España año 2017. Madrid, España. 85-97 pp. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/memoria_infoseg_2017_tcm30-522559.pdf (Consultado: 04 abril 2021)-
- Ockenden MC, Deasy C, Quinton JN, Bailey AP, Surridge B, Stoate C (2012). Evaluation of field wetlands for mitigation of diffuse pollution from agriculture: Sediment retention, cost and effectiveness. *Environmental Science & Policy* 24: 110-119. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.06.003>.
- Quemada M, Branski M, Nobel-de Lange MNJ, Vallejo A, Cooper JM (2013). Meta-Análisis de las estrategias para el control de la lixiviación de nitratos en sistemas de regadío y su efecto en el rendimiento del cultivo. XI Jornadas de Investigación en la Zona No Saturada del Suelo, 6-8 Noviembre, Lugo, España, pp. 191-197.
- Romero C (1993). Teoría de la decisión multicriterio: conceptos, técnicas y aplicaciones. Alianza Universidad Textos. Madrid. España. 195 pp.
- Tchobanoglous G, Theisen H, Vigil S (1996). Gestión integral de residuos sólidos. McGraw-Hill.
- Web PENERGETIC (2020). Disponible en: <https://www.penergetic.com/en.penergetic.com/en> (Consultado: 25 abril 2019).
- Web proyecto SOLARPUR (2020). Disponible en: <http://solarpur.ctm.com.es/> (Consultado: 06 mayo 2019).
- Web Traco Iberia S.L. Disponible en: <https://www.tracoiberia.com/> (Consultado: 30 abril 2019).
- Windolf J, Blicher-Mathiesen G, Carstensen J, Kronvang B (2012). Changes in nitrogen loads to estuaries following implementation of governmental action plans in Denmark: A paired catchment and estuary approach for analysing regional responses. *Environmental Science & Policy* 24: 24-33. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.08.009>.

(Aceptado para publicación el 29 de abril de 2021)