



Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

Informe final correspondiente al apartado 3.4.2.3 del encargo «Actuaciones para compatibilizar la gestión agraria con la conservación de la biodiversidad»

Octubre 2023

Expediente: 21BDES005

Índice

1.- INTRODUCCIÓN.....	3
2.- METODOLOGÍA Y DESARROLLO.....	4
3.- MANUAL DE DIRECTRICES DE GESTIÓN Y USO DE INDICADORES EN MEDIOS AGRARIOS MEDITERRÁNEOS.....	5
3.1.- Introducción.....	5
3.1.1.- La biodiversidad en los sistemas agrarios.....	5
3.1.2.- Gestión de buenas prácticas agrarias.....	7
3.1.3.- Objetivos y alcance de la guía.....	9
3.2.- Uso de indicadores.....	10
3.3.- Herramientas de gestión agroambiental.....	11
3.3.1.- Elementos del paisaje.....	11
3.3.2.- Cultivos de herbáceas.....	22
3.3.3.- Cultivos permanentes o leñosos.....	35
4.- REFERENCIAS.....	43

1.- INTRODUCCIÓN

La actividad agraria genera efectos tanto directos como indirectos sobre la biodiversidad. Entre los indirectos se encuentran la pérdida de hábitat, el empobrecimiento del suelo y la eliminación de refugios, sustrato de cría y fuentes de alimentación. Para contrarrestar estos efectos, están desarrollándose nuevas medidas que intentan compatibilizar la biodiversidad con la actividad agraria, desde diferentes ámbitos: sucesivas reformas y revisiones de las normativas comunitarias, otros tipos de subvenciones e iniciativas de entidades públicas y privadas, como los proyectos LIFE, estudios de universidades, etc. Sin embargo, no toda la información se encuentra accesible para los productores; la mayoría recibe asesoramiento de empresas de productos para su actividad, como las dedicadas a los fitosanitarios o de entidades gestoras de subvenciones o ayudas como la PAC.

Como consecuencia de todo ello, muchos productores desconocen el efecto de su actividad sobre la biodiversidad y no disponen de información suficiente para acogerse a medidas agroambientales, manteniendo modelos de gestión intensiva en sus explotaciones.

Con la presente propuesta de guía se pretende proporcionar al sector agrario y unidades de gestión del territorio nacional, elementos de análisis y directrices para minimizar el impacto de la actividad agraria sobre la biodiversidad y en especial, sobre especies y hábitats de interés comunitarios. También se pueden aplicar a los espacios Red Natura 2000 situados en medios agrarios y a los Programas de Desarrollo Rural (PDR).

Igual de interesante es difundir la metodología establecida con el uso de indicadores, para generalizar su uso en la evaluación futura de las medidas agrarias. Puede ser especialmente interesante para el establecimiento de un sistema de pago por resultados y serviría para hacer seguimiento de la biodiversidad de medios agrarios de una forma estandarizada.

2.- METODOLOGÍA Y DESARROLLO

Se realizó una extensa revisión bibliográfica de las medidas incluidas en los últimos periodos de la PAC, el actual PEPAC 2023-2027, planes de desarrollo rural, etc., tanto a nivel nacional como comunitario.

Por no llevar a error, se utiliza el término “herramientas de gestión agroambiental”, dado que medidas agroambientales constituyen una acción determinada, ligada a los PDR.

Las herramientas se exponen en fichas, ordenadas en función de si se relacionan con elementos del paisaje, cultivos de herbáceas o cultivos de leñosas. Cada ficha incluye una descripción de la herramienta y si se ha utilizado previamente, así como los efectos que produce sobre la biodiversidad. Por último, incluye un apartado de propuesta de gestión, en el que se incluyen directrices de regulación, requisitos a seguir por parte de las explotaciones, beneficios ambientales y agronómicos si se siguen dichos criterios y regulación, así como una propuesta de indicadores para evaluar la implementación de la herramienta.

Con este formato se pretende facilitar la comprensión de las herramientas, por parte de las unidades gestoras y los agricultores. Las fichas van dirigidas a las comunidades autónomas para que tengan una referencia a la hora de elaborar medidas agroambientales en el marco de los PDR; y al colectivo agrario en general (OCAs, asociaciones agrarias, cooperativas) para que esté informado de los beneficios y objetivos de las medidas ambientales.

Por último, el presente documento puede servir para reducir los conflictos detectados entre algunas medidas agroambientales y el cobro de los pagos directos de la PAC. Resulta prioritario reducir estos conflictos para que los agricultores confíen en las herramientas agroambientales y puedan acogerse a ellas sin reservas.

3.- MANUAL DE DIRECTRICES DE GESTIÓN Y USO DE INDICADORES EN MEDIOS AGRARIOS MEDITERRÁNEOS

3.1.- Introducción

3.1.1.- La biodiversidad en los sistemas agrarios

EL PAISAJE AGRARIO Y SU TRANSFORMACIÓN

La agricultura y la ganadería han modelado el paisaje europeo durante siglos, el cual se caracteriza por ser un medio abierto, en mosaico, con dominancia de gramíneas y escasez o ausencia de estrato arbóreo. Este paisaje también se denomina pseudoestepa o estepa cerealista y presenta un gran valor ecológico (Suárez *et al.*, 1991, Caballero *et al.*, 2009, Morales y Traba, 2013). En 1998 se publicó la primera lista de hábitats europeos cuya conservación se vería amenazada con el abandono de prácticas agrarias tradicionales (Osterman, 1998), la cual incluía 28 hábitats que se incluyeron en el Anexo I de la Directiva Hábitats (92/43/CEE). Recientemente se han reconocido un total 63 tipos de hábitats de importancia europea que dependen de las actividades agrícolas o pueden beneficiarse de ellas (Halada *et al.*, 2011). La mayoría se encuentran en un estado de conservación desfavorable en toda Europa, sólo un 16% se valora como favorable, cifra que baja al 2,8% si se tienen en cuenta únicamente los hábitats pertenecientes a la región mediterránea (Halada *et al.*, 2011).

La configuración de estos paisajes esteparios se debe a un manejo tradicional extensivo, el cual sigue albergando una biodiversidad elevada en la actualidad, para el contexto europeo (Suárez *et al.*, 1997a). Sin embargo, con la aparición de la PAC el manejo extensivo se fue sustituyendo por uno intensivo, el cual agrupa el uso de fertilizantes químicos, fitosanitarios, la biotecnología y el desarrollo de una maquinaria cada vez más compleja y eficiente, además de una mayor estabulación del ganado (Martínez-Fernández y Esteve, 2004; Giralt *et al.*, 2018).

La situación climática de la península ibérica condiciona un rendimiento agrario promedio muy inferior al de otras regiones europeas lo que, en un contexto de libre mercado, convierte la intensificación agraria en la mejor alternativa para aumentar la competitividad económica de las explotaciones agrarias (Halada *et al.*, 2011; Giralt *et al.*, 2018). Como consecuencia, la intensificación agraria sigue aumentando cada día (Contreras *et al.*, 2018) lo que provoca una simplificación del paisaje, con parcelas más grandes (concentración parcelaria) y menos linderos, barbechos, rastros y eriales. Durante los últimos años, destaca el aumento del laboreo y el cambio de cultivos tradicionales por otros nuevos, muchos de regadío o bajo plásticos (Martínez-Fernández y Esteve, 2004). En consecuencia, los ambientes agrícolas de muchos países industrializados fueron profundamente modificados durante las últimas décadas (Emmerson *et al.*, 2016; Giralt *et al.*, 2018).

Además de provocar pérdida de hábitat y, por lo tanto, el incumplimiento de la Directiva Hábitats, la intensificación agraria aumenta la mortalidad y reduce el éxito reproductor de la fauna esteparia (Tella *et al.*, 1998; Newton, 2004; Morales *et al.*, 2013a), dificulta la dispersión de semillas y disminuye la conectividad entre las poblaciones de flora y fauna, con el consiguiente empobrecimiento genético y reducción de su resiliencia (Contreras *et al.*, 2018). Muchas aves se ven forzadas a desplazarse a hábitats subóptimos (Evans, 2004; Morales *et al.*, 2008).

En los sistemas ganaderos, el sobrepastoreo, el uso generalizado de antiparasitarios como la ivermectina y medicamentos como el diclofenaco; así como la proliferación de grandes explotaciones, genera impactos como una reducción de la diversidad de insectos coprófagos (Verdú *et al.*, 2015, 2018), enve-

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

nenamiento de aves carroñeras (Swan *et al.*, 2006; Margalida *et al.*, 2014; Margalida y Oliva-Vidal, 2017) y contaminación de acuíferos por purines (Peralta 2005; Marín y Marín, 2009).

Una alternativa a la intensificación es el abandono de tierras no rentables, lo que también provoca pérdida de hábitat estepario (Peco *et al.*, 2012). La conjunción de ambos escenarios, la intensificación por un lado y el abandono por otro, está extinguiendo el paisaje estepario y su biodiversidad. Por ello, es necesario que la PAC fomente una actividad agraria extensiva, respetuosa con las especies propias de estos sistemas.

Por último, señalar que el conflicto bélico en Ucrania ha provocado una modificación de la normativa nacional de aplicación de la Política Agraria Común, a través del Real Decreto-ley 6/2022, de 29 de marzo, por el que se adoptan medidas urgentes en el marco del Plan Nacional de respuesta a las consecuencias económicas y sociales de la guerra en Ucrania, que permiten utilizar para el pasto o el cultivo las superficies de barbecho en las campañas de 2022 y 2023, al derogar la BCAM 7. Para compensar la pérdida de productos que habitualmente se importan de Rusia y Ucrania, la Comisión Europea publica la Decisión de Ejecución (UE) 2022/484, de 23 de marzo de 2022, por la que se establecen excepciones a la normativa comunitaria de la PAC en lo que respecta a dos de las prácticas para poder acceder al pago verde, la diversificación de cultivos y el mantenimiento de superficies de interés ecológico (SIE). El pago verde remunera las prácticas agrícolas beneficiosas para el clima y el medio ambiente. Las excepciones establecidas tienen el objeto de facilitar un aumento del potencial de producción agrícola de la Unión Europea, tanto para el suministro de alimentos como de piensos, para compensar la pérdida de productos que habitualmente se importan de Rusia y Ucrania.

LA FAUNA ESTEPARIA

Las aves constituyen el grupo faunístico más estudiado en los medios agrarios y, por lo tanto, el mejor indicador de la biodiversidad de estos sistemas. Las aves esteparias están sufriendo un declive generalizado como consecuencia de la intensificación agrícola, hasta el punto de que se consideran las aves más amenazadas a nivel europeo (De Juana *et al.*, 1988; De Juana, 2004; Stoate *et al.*, 2009; Guerrero *et al.*, 2010; José-María, *et al.*, 2010; Carricondo *et al.*, 2012; Guerrero, 2013; Morales *et al.*, 2013a; Guerrero *et al.*, 2014; Palacín y Alonso, 2018; Palacín, 2019; Tarjuelo *et al.*, 2019; Traba y Morales, 2019). La intensificación de los medios pecuarios igualmente pueden afectarla negativamente (Faria *et al.*, 2016), lo que es especialmente relevante en las zonas que no haya cultivos de secano en extensivo o que cumplan sus requerimientos. Estos patrones de declive global de las poblaciones de aves se observan en otros puntos de la geografía mundial como es el caso de Norte América (Stanton *et al.*, 2018).

De los hábitats agrarios dependen el 60% de las aves amenazadas europeas y algunas de ellas cuentan con sus mejores poblaciones en la península ibérica (Giralt *et al.*, 2018), por lo que España juega un papel clave en su conservación. A nivel europeo, se considera el grupo de aves más amenazadas (CE, 2017). La biología de estas especies está muy estudiada, por lo que se pueden llevar a cabo medidas agroambientales para conservarlas (Giralt *et al.*, 2018). En este sentido, un aspecto destacable es que no todas las aves esteparias necesitan la misma estructura vegetal para alimentarse o nidificar (Morales *et al.*, 2008, 2013; McMahan *et al.*, 2010; Robleño *et al.*, 2017).

Entre los invertebrados, aunque están escasamente inventariados, se ha observado que también existen especies adaptadas a los medios esteparios, algunas de ellas endémicas (Verdú y Galante, 2006; Sánchez-Piñero *et al.*, 2011).

LA IMPORTANCIA DE LA HETEROGENEIDAD

En el contexto del paisaje y la ecología, la heterogeneidad hace referencia a la variabilidad en la estructura y composición de la vegetación (altura, densidad, riqueza de biotipos y especies) y su importancia para la biodiversidad es tal que se la considera la precursora de la mayoría de los niveles de organización ecológica. La vegetación constituye el principal alimento de numerosas especies y la base de la cadena trófica (Bucher *et al.*, 2019), influye en la diversidad de ecosistemas y fauna y configura el paisaje, por ello, toda gestión destinada a potenciar y conservar la biodiversidad debe basarse en la heterogeneidad (Salvá y Hernández-Bermejo, 1988; Christensen, 1997; Benton *et al.*, 2003; Bretagnolle y Gaba, 2015; Bretagnolle *et al.*, 2019).

La variabilidad de requisitos ambientales de las aves esteparias es un reflejo de la importancia evolutiva de la heterogeneidad del paisaje estepario tradicional y se observa una correlación fuerte entre el grado de heterogeneidad florística y la comunidad de aves (Wiens, 1974; Cody, 1985). Una pieza clave de estos sistemas es el barbecho, al aportar heterogeneidad y albergar biodiversidad, y cuanto más heterogéneo sea, más se potencia la biodiversidad (Moreira, 1999; Vickery *et al.*, 2004; Giralt *et al.*, 2018; Tarjuelo *et al.*, 2020). Otra pieza clave de estos sistemas es el ganado, especialmente en las estepas leñosas, al seleccionar zonas de alimentación y otras de descanso que originan zonas abiertas con pasto y otras más matorralizadas (Contreras *et al.*, 2018).

3.1.2.- Gestión de buenas prácticas agrarias

ANTECEDENTES

La reforma de la PAC del año 2003 introdujo el concepto de condicionalidad, que incluía buenas prácticas agrarias y requisitos legales de gestión en materia de medio ambiente, entre otros aspectos. Desde entonces, la condicionalidad recoge las obligaciones que deben respetar los titulares de las explotaciones agrarias para no sufrir penalizaciones en el cobro de la subvención de la PAC.

La revisión de la PAC de 2013 (Reglamento UE 1307/2013) supuso un paso decisivo en esta dirección y, desde su instauración en 2015, el pago de las subvenciones no sólo se basa en la producción. Desde entonces, el pago único desaparece y en su lugar se instauran el pago básico y el pago verde o *greening*, además del pago a los jóvenes agricultores. Sendas subvenciones constituyen los llamados pagos directos, que componen el Pilar I de la PAC, financiado íntegramente por la UE (Reglamento UE 1307/2013). El Pilar II abarca los Programas de Desarrollo Rural (PDR) y se financia con fondos de la UE (Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural, FEADER) y fondos regionales, nacionales o locales (Reglamento UE 1303/2013).

El pago verde es el que se establece para fomentar prácticas beneficiosas para el clima y el medio ambiente, complementa al pago básico y por regla general, su valor es aproximadamente el 50% del valor del pago básico. Este pago, junto al sistema de la condicionalidad y las medidas de desarrollo rural, constituyen, para el periodo 2015-2020, el conjunto de subvenciones asociadas a medidas que permiten una actividad agraria más respetuosa con el medio ambiente (Reglamento UE 1306/2013; Real Decreto 1078/2014).

Las medidas ambientales establecidas por la PAC 2015-2020 que permiten el cobro del pago verde son la diversificación de cultivos, el mantenimiento de pastos permanentes existentes y las Superficies de Interés Ecológico (SIE). El pago verde también va dirigido a los pequeños agricultores que ya dispongan de cultivos dedicados a la producción ecológica y a los que tienen cultivos permanentes (cultivos leñosos no sujetos a rotación).

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

De todas las buenas prácticas ambientales de la PAC, las SIE son las que más se pueden vincular a la conservación de los hábitats y las especies. Precisamente, se definen como tierras sujetas a prácticas agrícolas destinadas a salvaguardar y mejorar la biodiversidad en las explotaciones agrícolas en Europa. En ellas está prohibido aplicar fitosanitarios, incluidos los autorizados en agricultura ecológica, integrada o de conservación.

La reforma actual, correspondiente al periodo 2023-2027 modifica esta arquitectura verde de la PAC, de forma que la actual condicionalidad se sustituye por la Condicionalidad Reforzada, según la cual los beneficiarios deberán cumplir una serie de obligaciones en función del tipo de explotación que tengan. Estas obligaciones son las Buenas Condiciones Agrarias y Medioambientales (BCAM), entre las que se encuentran las tres actuales del pago verde, y los Requisitos Legales de Gestión (RLG). Además, la arquitectura verde los ecorregímenes, que son determinados compromisos medioambientales voluntarios, asociados a pagos anuales directos (en su mayor parte provenientes del Pilar I, de alguna manera sustituyen el pago verde).

El 31 de agosto de 2022, la Comisión Europea aprueba el Plan Estratégico de la Política Agraria Común (PEPAC) 2023-2027 presentado por España. Incluye las medidas de apoyo al desarrollo rural, tanto las impulsadas por las comunidades autónomas como las de competencia estatal. Por lo tanto, el plan recoge en un documento único de programación medidas que en periodos pasados se distribuían a través de los diferentes Planes de Desarrollo Rural autonómicos, aprobados en distintos plazos, que podrán empezar a gestionarse sin retrasos, como ocurrió en las anteriores PAC.

Para facilitar la incorporación de prácticas beneficiosas para la biodiversidad a la actividad agrícola, además de los beneficios ambientales hay que prestar atención a las motivaciones de los agricultores. Entre ellas, destacan el pago asociado a la incorporación de las medidas agrarias y el rendimiento económico, por lo cual la acogida suele ser mayor en las zonas menos productivas (Carricondo *et al.*, 2012). En el lado opuesto, la imposición de restricciones a la actividad constituye el motivo principal de rechazo a este tipo de prácticas, seguido de la mala gestión administrativa de los pagos asociados a las mismas (Carricondo *et al.*, 2012). A esto se suma la complejidad administrativa de algunas ayudas, como el pago verde de la PAC (ECA, 2017).

Un aspecto que incrementaría el nivel de acogida de los agricultores a las buenas prácticas sería la mejora en la información que recibe (Barreiro-Hurlé y Espinosa Goded, 2007). Por otro lado, los agricultores de mayor edad y los de rentas más bajas tienen más predisposición a acogerse a las medidas agroambientales (Potter y Lobley, 1992; Carricondo *et al.*, 2012).

En relación a la biodiversidad, se ha observado que los agricultores que entienden que las medidas se dirigen a la conservación de especies amenazadas, tienen menos predisposición a acogerse a las medidas agroambientales, lo que podría deberse a que relacionan la protección a las aves con pérdidas económicas y/o de producción (Carricondo *et al.*, 2012). Convendría mejorar la transmisión de información a los agricultores y promover prácticas realmente beneficiosas para la biodiversidad que compensen a los productores.

3.1.3.- Objetivos y alcance de la guía

Las herramientas recogidas en el presente documento se centran en el territorio con ocupación de cultivos tradicionales mediterráneos, principalmente cereales de secano, aunque actualmente muchos están siendo sustituidos por cultivos intensivos de regadío. En estos sistemas, la gestión de la biodiversidad se relaciona directamente con la intensificación de los cultivos, pero también con la aplicación de la PAC, las medidas agroambientales ligadas a los PDR autonómicos y, en menor medida y de una manera más local, con acciones de proyectos LIFE, programas de custodia del territorio, etc.

Tantos elementos independientes pueden generar conflictos, como los ocurridos con las ayudas agroambientales de algunas comunidades autónomas, destinadas a fomentar los barbechos verdes de larga duración y que complicaron el cobro del pago directo de la PAC. Estas incompatibilidades generan desconfianzas en los agricultores, quienes ven que el acogimiento a medidas agroambientales les puede perjudicar en el cobro de la PAC.

Este documento pretende recoger las herramientas más valiosas para la biodiversidad en los paisajes agrícolas mediterráneos y servir de referencia para su implementación coordinada en todo el territorio. Las herramientas se presentan en fichas y pueden utilizarse dentro de diferentes programas de gestión agraria, como los ecorregímenes y la condicionalidad de la PAC, medidas agroambientales en el marco de los PDR autonómicos y otros programas de ayudas ambientales. En cada ficha se describe la herramienta y se muestran los efectos sobre la biodiversidad estudiados o recogidos en la bibliografía; también se proponen medidas de regulación e indicadores para su seguimiento.

3.2.- Uso de indicadores

Podemos definir a las especies indicadoras como aquellos organismos llamativos o de fácil seguimiento que se asocian a un hábitat determinado y que actúan como una señal de alerta temprana de que el hábitat está cambiando de forma que puede afectar a muchas otras especies. El seguimiento de la fauna y la flora durante largos periodos de tiempo ha demostrado ser una herramienta viable para cuantificar cómo afectan los cambios ambientales a las comunidades naturales. De ahí que el desarrollo de indicadores de biodiversidad se considere una herramienta clave para comprender los efectos de la actividad agraria sobre las comunidades naturales.

Además, los indicadores permiten vigilar el cumplimiento de las medidas de la PAC y los PDR y evaluar su efectividad, acciones necesarias porque estas ayudas suponen una importante inversión económica por parte de la sociedad y deben contar con medios eficaces de vigilancia (Kuussaari *et al.* 2004).

Para las distintas fichas de las herramientas de gestión que se describen a continuación, se incluyen una serie de indicadores para el seguimiento y evaluación de estas prácticas.

Algunos de los indicadores propuestos para caracterizar los elementos del paisaje son básicos e incluyen parámetros como son la anchura, la altura y cobertura de los distintos estratos vegetales (herbáceo, matorral o arbóreo según corresponda), la riqueza específica (flora o fauna) o la presencia o ausencia de determinadas especies. Son parámetros fáciles de medir o estimar en campo, o en ortofoto para algunos de los casos, y se deben establecer unos valores mínimos por ejemplo para la anchura (lindes, márgenes o bandas vegetales de protección, según el caso).

Para los cultivos herbáceos, los indicadores que se proponen, en el caso de las tierras en régimen de barbecho, están relacionados con la conservación de la vegetación natural espontánea que debe de mantener unos umbrales mínimos de cobertura, altura o la riqueza de plantas herbáceas. En cambio, en los cultivos herbáceos de cereal o los fijadores de nitrógeno se proponen indicadores relacionados con la gestión de los cultivos como pueden ser las limitaciones en el uso de fertilizantes y productos fitosanitarios, las rotaciones de cultivo, el retraso de la cosecha de cereal, la prohibición de la cosecha nocturna o restricción de labores agrícolas o pastoreo durante los periodos más sensibles. Este tipo de indicadores requieren establecer protocolos de seguimiento y control de la gestión agraria.

En la clasificación propuesta se establece otro grupo de cultivos como son los permanentes o leñosos, para estos usos los indicadores propuestos están relacionados con la estructura de las cubiertas vegetales (cobertura y altura) y la riqueza de especies.

3.3.- Herramientas de gestión agroambiental

3.3.1.- Elementos del paisaje

LINDES

Descripción y antecedentes

Una linde es una banda de terreno estable que discurre paralela al límite de la parcela agrícola y la separa físicamente, según la definición contenida en el Real Decreto 1078/2014. Su anchura no debe ser superior a los 10 m. Actualmente no computa como SIE en España, aunque sí en otros países comunitarios. Es un elemento del paisaje en las normas de condicionalidad, las cuales instan a su mantenimiento, por su uso reproductivo y de refugio de la flora y la fauna silvestres, con el fin de mejorar la coherencia ecológica de la Red Natura 2000. En la reforma de la nueva PAC 2023-2027, el mantenimiento de lindes se considera un compromiso de protección de la avifauna y aparece en varias intervenciones de Desarrollo Rural; en el RLG 3, según el cual las lindes no pueden roturarse en explotaciones ubicadas en ZEPA; la BCAM 8, que considera un porcentaje mínimo de elementos y superficies no productivas para beneficiar a la biodiversidad, entre las que se pueden incluir lindes de hasta 10 m; en el ecorrégimen "Agroecología: Espacios de biodiversidad en tierras de cultivo y cultivos permanentes", que considera las lindes espacios de biodiversidad; y en la práctica de espacio de biodiversidad, P5, ligada a dicho ecorrégimen. Se han perdido muchos linderos en las últimas décadas, con la intensificación del campo, por lo que parece que mantener las lindes actuales es una medida escasa; además, estas medidas no indican requisitos mínimos, como una anchura mínima.

Efectos sobre la biodiversidad

- Las lindes se consideran medidas fundamentales en toda la bibliografía relacionada con la conservación de la biodiversidad en medios agrícolas, por su capacidad para aportar diversidad estructural y biológica al paisaje agrícola, y ofrecer alimento y refugio a la fauna silvestre (Morales *et al.*, 2005; Onrubia y Andrés, 2005; De la Concha *et al.*, 2007; Delgado *et al.*, 2010). Los bordes de caminos también actúan como reservorios de biodiversidad (Azcárate *et al.*, 2013).
- Se ha argumentado que las lindes tienen tres papeles ecológicos fundamentales: incentivan la biodiversidad del paisaje agrario, proporcionan un hábitat refugio para especies raras y amenazadas y ofrecen servicios ecosistémicos tales como el control biológico de plagas, la polinización y el reciclaje de nutrientes (Smith *et al.*, 2008).
- La biodiversidad se relaciona positivamente con la anchura de las lindes (Tragsatec, 2020). Bäckman y Tiainen (2002) también observaron que la densidad de abejorros aumentaba con la anchura de los márgenes de cultivos. En otros países comunitarios en los que se considera SIE, la anchura mínima de la linde se establece en 1 m, de 2 cuando el cultivo linda con cauces y láminas de agua (Farming Advice Service, 2018). En Inglaterra se han establecido lindes de 6 m como medidas agrarias (Carvell *et al.*, 2007). En Andalucía, IFAPA (2020) realizó un ensayo con la siembra de márgenes de 100 m de longitud y 3-4 metros de ancho en cultivos de secano y obtuvo resultados muy positivos para la biodiversidad y el clima, además de importantes beneficios agronómicos.
- La cobertura y, sobre todo, la riqueza de herbáceas se relaciona positivamente con la diversidad de insectos polinizadores (Tragsatec, 2020). Las lindes con pastos perennes benefician a los invertebrados y fomentan el control de plagas, además de aumentar la disponibilidad de sitios adecuados para la reproducción de aves (Haddaway *et al.*, 2016). La cobertura de matorral también se relaciona positivamente con la abundancia de mariposas.
- Se ha visto que las lindes con árboles albergan la mayor abundancia de aves, seguidos de las de tipo arbustivo y, por último, las herbáceas (Wuczyński *et al.*, 2011).

- La roturación o el sobrepastoreo de las lindes en cultivos de cereal y leñosos se ha visto que afectaría negativamente a una media de 16 especies de aves asociadas a ambientes agrarios (Díaz *et al.*, 2006). Se ha visto además que la roturación de lindes sería potencialmente más dañina en los cultivos de secano, que solamente son ocupados por varias especies sólo si existen lindes no roturados (Díaz *et al.*, 2006).
- En una revisión realizada con 49 estudios en más de 1.500 paisajes europeos diferentes, se observó que en las áreas donde hay mayor densidad de lindes, la presencia de artrópodos polinizadores aumenta hasta en un 70% y en el caso de los controladores de plaga, más del 40%; además, las zonas con mayor presencia de lindes también mantienen una alta productividad de las cosechas (Martin *et al.*, 2019). En Andalucía, el 90% de los artrópodos encontrados en los márgenes pertenecían a órdenes con potencial polinizador (IFAPA, 2020).
- En Alemania se ha visto que un aumento del perímetro de las fincas agrícolas (y, por tanto, de la longitud de lindes) de hasta 6 km significa aumentar la riqueza de especies de herbáceas y artrópodos de 50 a 100 especies (y hasta 210 especies en paisajes muy heterogéneos), mostrando además que es más importante la presencia de lindes que el manejo de las fincas en ecológico o convencional (Batáry *et al.*, 2017).
- A nivel europeo se ha comprobado que un aumento de la densidad de lindes de 100 a 600 metros por hectárea aumenta hasta cinco veces la abundancia de abejas y abejorros silvestres (Hass *et al.*, 2018).
- En el Reino Unido, se recomienda dejar una anchura mínima de 6 metros en fincas con cultivos de cereal para proporcionar un suministro estable de semillas a las aves durante el invierno (Natural England, 2013).
- En España se ha visto que las lindes juegan un papel crucial en los períodos de cría y alimentación de pollos para ciertas especies esteparias, como la avutarda (Morales & Martín, 2002) o el cernícalo primilla, que se alimenta particularmente de las lindes con un ancho significativo (Donázar *et al.*, 1993, Tella *et al.*, 1998).
- Por último, en el Reino Unido se ha analizado que el desarrollo de cualquier práctica dirigida a ampliar la anchura, complejidad y funcionalidad de las lindes tiene efectos beneficiosos sobre las aves, insectos y la flora (Hinsley y Bellamy 2000, Marshall *et al.* 2006).

Propuesta de gestión

Regulación

- Dado que se han perdido muchas lindes en España o se han reducido en grosor muy considerablemente, es necesario implementar la creación de lindes con una anchura mínima de 1 m en todo el territorio.
- Sería deseable que se incluyera como medida de la Condicionalidad Reforzada para todas las parcelas; como mínimo, debería ser obligatorio en las explotaciones situadas en territorio Red Natura 2000.
- Se podrían asociar ayudas extra a anchuras mayores, de 5 y 10m, como ecorrégimen o medida agroambiental.
- La medida de no roturar ni sobrepastorear las lindes se recoge en los puntos 1 y 5 del Anexo III del Reglamento (CE) 1782/2003, referentes al cumplimiento de las Directivas de Aves y Hábitats, concretamente en los artículos 3.2b, 5b y 5d de la Directiva Aves, referidos al régimen general de protección del hábitat de las aves dentro y fuera de las zonas designadas de especial protección, y el 12d y 13.1a de la Directiva Hábitats, referidos al mismo régimen general para otros animales, plantas y hábitats.
- La prohibición de la alteración significativa de los linderos sin autoriza-

	<p>ción expresa de la autoridad competente se incluye también dentro del apartado de buenas condiciones agrarias y medioambientales, en el artículo 4, apartado 5a del Real Decreto 2352/2004, referido a las condiciones exigibles a los agricultores para evitar el deterioro de los hábitats naturales.</p>
<p>Criterios/Requisitos</p>	<p>Se proponen requisitos similares a los que deben cumplir las lindes SIE en otros países (Farming Advice Service, 2018):</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Anchura mínima de 1 m en todas las parcelas de hasta 10 ha, y una anchura mínima de 3 m en parcelas de mayor tamaño. ▪ Debe situarse en la banda perimetral de 5 m de tierra arable, dentro de la parcela. ▪ No debe usarse para la producción de cultivos, aunque puede ser pastoreada o cortada siempre que se mantengan diferencias entre las lindes y las tierras agrícolas adyacentes. Y siempre que esas labores no se realicen entre el 1 de marzo y el 1 de septiembre. ▪ Prohibición de uso de fitosanitarios. ▪ Prohibición de las quemas y uso del fuego como herramienta de gestión. ▪ Se pueden revegetar con herbáceas y matorrales autóctonos.
<p>Beneficios</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ A escalas local y regional, las lindes con vegetación proporcionan valiosos hábitats lineales que promueven la conectividad entre zonas naturales y actúan como corredores ecológicos a través de los campos de cultivo (Forman y Baudry, 1984; Haddaway <i>et al.</i>, 2016). ▪ Las lindes de al menos 3 metros de anchura reducen la escorrentía, mejoran la infiltración y aportan nutrientes, además, previenen la erosión y la pérdida de suelo y consiguen un incremento significativo del carbono en el suelo (IFAPA, 2020). ▪ Las lindes favorecen la compatibilización de la actividad agraria con el aprovechamiento cinegético (Sánchez-García y Casas 2018; Sánchez-García <i>et al.</i> 2019). ▪ De Snoo (1999) demostró que la creación de márgenes de cultivo de 3 m de anchura sin aplicación de fitosanitarios, reduce en un 95% la deriva de pesticidas a los campos cercanos y los riesgos para los organismos acuáticos.
<p>Indicadores</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Anchura de la linde. ▪ Dejar franjas de tierra sin cultivar ocupando al menos un 3% del tamaño de las parcelas. ▪ Coberturas de estratos vegetales, al menos de herbáceas y matorral, de un mínimo del 70% de cobertura. ▪ Riqueza de especies botánicas, con un rango mínimo de 5 (datos SIE centro península), pero idealmente llegando a las 20 especies.

MÁRGENES MULTIFUNCIONALES

Descripción y antecedentes

Constituye una tipología de SIE en Europa (Reglamentos UE 1307/2013, 2017/2393). En la normativa de condicionalidad a nivel europeo se establece que se deben conservar características del paisaje, que, entre otras, incluyen los setos, los árboles en hilera, en grupos, aislados, en lindes y terrazas. No obstante, la limitación a 50 árboles por hectárea como densidad máxima para poder recibir el pago directo, ha provocado la destrucción de millones de árboles en toda la Unión Europea; en la actualidad esta limitación se ha incrementado hasta 100 árboles por hectárea (Mosquera-Losada *et al.*, 2015). En la reforma de la nueva PAC 2023-2027, esta medida podría integrarse en la BCAM 8, que considera un porcentaje mínimo de elementos y superficies no productivas para beneficiar a la biodiversidad, entre las que se pueden incluir lindes de hasta 10 m; en el ecorrégimen "Agroecología: Espacios de biodiversidad en tierras de cultivo y cultivos permanentes"; y en la práctica de espacio de biodiversidad, P5, ligada a dicho ecorrégimen.

Intervención de Desarrollo Rural 6501.5 - Compromisos agroambientales en superficies agrarias (6501.5 SIGC). Protección de la avifauna. En Valencia, la explotación (en su totalidad) permanecerá en barbecho (sin tratamiento agrícola alguno) al menos dos de los cinco años que dura el compromiso, no necesariamente consecutivos. Los rastrojos deben permanecer hasta el final de septiembre. Los setos y linderos no deben cortarse o alterarse durante el compromiso.

Efectos sobre la biodiversidad

- En general, los márgenes de cultivos con setos y otros tipos de vegetación, mantienen mayor riqueza y abundancia de flora, invertebrados, mamíferos y aves (Boatman 1994; De Snoo 1999; Hinsley y Bellamy 2000; Marshall *et al.* 2006; Vickery *et al.* 2009). Sean de vegetación espontánea o sembrada, la biodiversidad del suelo aumenta respecto al cultivo de secano (IFAPA 2020).
- Las lindes mejoradas con leguminosas favorecen la abundancia y diversidad de polinizadores (Carvell *et al.* 2007).
- Las lindes con pastos perennes benefician a los invertebrados y fomentan el control de plagas, además de aumentar la disponibilidad de sitios adecuados para la reproducción de aves, mientras que los márgenes con mezcla de flores silvestres o regeneración natural, dan mayor alimento a las aves insectívoras y benefician a los polinizadores (Haddaway *et al.* 2016). La presencia de matorrales también beneficia a los polinizadores (Tragsatec, 2020).
- Se ha visto que los márgenes con árboles albergan la mayor abundancia de aves, seguidos de los arbustivos y, por último, los herbáceos (Wuczyński *et al.*, 2011).
- Se ha analizado que la conservación de elementos singulares del paisaje, como los árboles aislados, los setos o bosquetes, contribuiría a la conservación de un promedio del 62% de las especies de aves agrarias en la península Ibérica, con un rango de 47-78% en diferentes agrosistemas analizados, lo que supone la conservación de alrededor de 50 especies por agrosistema (Díaz *et al.*, 2006).
- Se ha analizado que la eliminación de los rastrojos tanto por recogida de restos de la cosecha como por roturación es incompatible con la conservación del 20% de las especies asociadas a ambientes agrarios y ésta es más dañina en los cultivos de secano que en los de regadío y leñosos (Díaz *et al.*, 2006).
- Se ha comprobado además que todas las especies perjudicadas por la eliminación de los rastrojos de larga duración se ven perjudicadas también por la de los de corta duración, mientras que sólo una proporción relativamente baja de especies requieren ambos tipos de rastrojos (Díaz *et al.*, 2006).

Propuesta de gestión

Regulación	Desde el colectivo cinegético, se ha propuesto la implantación de márgenes multifuncionales como nuevo ecorrégimen de la PAC en parcelas de al menos
------------	--

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

	<p>10 ha, en las cuales el 5% se destinaría a margen multifuncional, donde se plantarían 4 especies de herbáceas (dos leguminosas, un cereal y una oleaginosa) y se evitaría la siega mecanizada y el tratamiento con abonos inorgánicos y fitosanitarios (Sánchez-García y Casas, 2018; Arroyo <i>et al.</i>, 2020).</p> <p>La práctica obligatoria de dejar franjas de tierra sin cultivar que ocupen un mínimo de un 3% de las parcelas ya está incluida en varias medidas agroambientales aplicadas en España (Llusía y Oñate, 2005).</p>
<p>Criterios/Requisitos</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Prohibición de las quemas y uso del fuego como herramienta de gestión. ▪ Prohibición de uso de fitosanitarios. ▪ Regular anchura mínima de la linde, que en base a la bibliografía debería ser de al menos 2 m y óptimamente de 3 a 5 m. Por ejemplo, se puede establecer un umbral mínimo de 1 m en parcelas menores a 0,5 ha, 2 m en parcelas de hasta 1 ha, 3 m a partir de 1 ha y 5 m en las parcelas de superficie de 5 ha o más.
<p>Beneficios</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Los márgenes multifuncionales sembrados reducen notablemente las especies consideradas perjudiciales por los agricultores, respecto a los márgenes con vegetación espontánea; en especial los sembrados con estas especies: <i>Trifolium suaveolens</i>, <i>T. resupinatum</i>, <i>Onobrichis vicifolia</i>, <i>Lupinus luteus</i>, <i>Coriandrium sativus</i> y <i>Brassica napus</i>; aunque la selección de especies debe adaptarse a las condiciones locales (IFAPA, 2020). ▪ La mejora de hábitat que supone la formación de franjas ricas en flores o con setos, favorece la biodiversidad general, y beneficia a campos adyacentes mediante un aumento del rendimiento y del control biológico (Haddaway <i>et al.</i> 2016).
<p>Indicadores</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Dejar franjas de tierra sin cultivar ocupando al menos un 3% del tamaño de las parcelas. ▪ Coberturas de estratos vegetales, al menos de herbáceas y matorral, de un mínimo del 70% de cobertura. ▪ Riqueza de especies botánicas, con un rango mínimo de 5 (datos SIE centro península), pero idealmente llegando a las 20 especies, comprendiendo tanto arbóreas como arbustivas y herbáceas.

CREACIÓN DE UNA BANDA DE PROTECCIÓN JUNTO A ARROYOS Y HUMEDALES (BUFFER STRIP)

Descripción y antecedentes

Son franjas de tierra con vegetación permanente situadas en los márgenes de cursos fluviales y otras masas de agua. Su principal función es actuar como una barrera física que disminuye la escorrentía y la erosión del suelo, y mejora la calidad del agua al reducir los niveles de contaminantes que se infiltran en ella. La BCAM 4 del Reglamento PEPAC recoge esta medida, estableciendo una anchura mínima de las franjas situadas entre la parcela agrícola y el curso de agua de 5 metros en los que se mantendrá una cubierta vegetal distinguible de la tierra agrícola y no se podrá aplicar fertilizantes ni fitosanitarios. Esta medida está estrechamente relacionada con el RLG 2, relativo a la protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. También puede contribuir a alcanzar los objetivos propuestos en varios ecorregímenes.

Efectos sobre la biodiversidad

- Los márgenes riparios entre zonas agrícolas y masas de agua conforman una zona de transición con ecosistemas únicos, albergando mayor diversidad florística y favoreciendo comunidades de insectos polinizadores de mayor riqueza y abundancia que en el medio agrícola contiguo (Cole *et al.*, 2015; 2020).
- La vegetación que crece sobre las bandas de protección (especialmente los árboles ribereños) contribuye a estabilizar las orillas de la masa de agua contigua y mejora el hábitat de peces e invertebrados acuáticos (Vought *et al.*, 1995; Stutter *et al.*, 2012). Además, estos corredores de vegetación facilitan el movimiento de la fauna a través del paisaje (Machtans *et al.*, 1996; Cole *et al.*, 2008) y pueden albergar especies características de humedales que no se encuentran o están en declive en otros hábitats agrarios (Boutin *et al.*, 2003).
- Su creación contribuye a incrementar la heterogeneidad y la complejidad estructural del hábitat, lo que beneficia a especies terrestres de aves e invertebrados (McCracken *et al.*, 2012).
- La anchura de bandas de protección ribereñas es crucial para la presencia de insectos polinizadores, siendo 5 metros la anchura mínima para que exista una buena población y abundancia de abejas y mariposas, sobre todo en ambientes agrícolas de manejo intensivo, ya que los buffer strips de dicha anchura contienen una población de flora arvense con suficiente diversidad y abundancia para proporcionar recursos tróficos para estos insectos polinizadores (Bäckman & Tiainen, 2002; Cole *et al.*, 2015).
- En un estudio de diversidad de insectos polinizadores en buffer strips de ribera se observó que todos los polinizadores estudiados libaban un total de 21 especies de plantas (Cole *et al.*, 2015), y que más del 86% de polinizadores utilizaban sólo 7 especies de herbáceas (*Symphytum x uplandicum*, *S. sylvatica*, *S. palustris*, *Trifolium repens*, *Cirsium palustre*, *C. arvense* y *Centaurea nigra*), por lo que la abundancia de especies clave, más que la abundancia total de flores, es crucial en la presencia y abundancia las poblaciones de insectos polinizadores (Cole *et al.*, 2015).

Propuesta de gestión

Regulación

- La implementación de esta medida está representada en la norma BCAM 4, que establece una anchura mínima de 5 m de ancho para las bandas de protección, debiendo ser respetadas las anchuras mínimas superiores recogidas en otras normativas como los Códigos de Buenas Prácticas Agrarias o los programas de actuación establecidos por la Directiva 91/676 para zonas vulnerables por contaminación por nitratos, además de otras li-

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

	<p>mitaciones establecidas para cada producto fitosanitario.</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Se podría incrementar la cuantía prevista en las ayudas a aquellos agricultores que dejen bandas de protección de mayor anchura, lo que incrementaría los servicios ecosistémicos y los beneficios en la biodiversidad que aportan.
Criterios/Requisitos	<p>En base a la BCAM 4, se establecen los siguientes requisitos:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Anchura mínima de 5 metros sin aplicación de fertilizantes ni fitosanitarios ni producción agrícola (excepto en cultivos leñosos). ▪ Mantenimiento de una cobertura vegetal distinguible de la cultivada. ▪ Prohibición de las quemas y uso del fuego como herramienta de gestión.
Beneficios	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La creación de bandas de protección riparias reduce la erosión de las orillas de los ríos, evitando la difusión de fósforo al agua (Kronvang <i>et al.</i>, 2012) y por tanto favoreciendo una mayor calidad del agua. ▪ Proporciona una zona de ecotono que alberga una mayor biodiversidad terrestre en comparación con otros hábitats agrarios (Cole <i>et al.</i>, 2015) y beneficia también a diferentes especies acuáticas (Vought <i>et al.</i>, 1995). ▪ Pueden suponer un aporte económico adicional para los agricultores al permitirse la plantación de árboles con los que obtener madera u otros recursos (Stutter <i>et al.</i>, 2012). ▪ Las bandas de protección junto a cursos de agua pueden ayudar a depurar el agua, al retener potenciales contaminantes presentes en el agua transportados por la escorrentía de aguas superficiales (Natural England, 2013).
Indicadores	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Anchura de la banda de protección. ▪ Cobertura de estratos vegetales de al menos 70%. ▪ Diversidad funcional de la comunidad de plantas. ▪ Riqueza de especies de herbáceas, con un mínimo de 20 especies. ▪ Abundancia de especies de herbáceas clave para los polinizadores. ▪ Riqueza de especies de aves e invertebrados. ▪ Concentración de nitrógeno (máximo de 30 Kg N /ha /año) y fósforo (máximo de 35 gramos / m³ en aguas subterráneas) en el sustrato.

CREACIÓN DE CABALLONES (*BEETLE BANKS*)

Descripción y antecedentes	
<p>Fueron diseñados para proporcionar un hábitat adecuado a los insectos depredadores durante el invierno; de ahí que en inglés se denominen «beetle banks», literalmente «bancos de escarabajos». Favorecen la hibernación de artrópodos beneficiosos para la agricultura (MacLeod <i>et al.</i> 2004).</p> <p>Son estructuras en forma de montículo alargado, de entre 2 y 4 m de anchura, unos 40 cm de altura y longitud ilimitada, sobre las que se permite el desarrollo de vegetación natural. También se pueden revegetar, se pueden instalar varios caballones paralelos en un mismo lindero o usarse para dividir fincas grandes.</p> <p>En la reforma de la nueva PAC 2023-2027, esta medida podría integrarse en la BCAM 8, que considera un porcentaje mínimo de elementos y superficies no productivas para beneficiar a la biodiversidad, entre las que se pueden incluir lindes de hasta 10 m; en el ecorregimen "Agroecología: Espacios de biodiversidad en tierras de cultivo y cultivos permanentes"; y en la práctica de espacio de biodiversidad, P5, ligada a dicho ecorregimen.</p>	
Efectos sobre la biodiversidad	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sirven de refugio, fuente de alimentación y sustrato de nidificación a aves esteparias y otras especies, incluidas las cinegéticas (Thomas <i>et al.</i> 2001; Arroyo <i>et al.</i> 2020). ▪ Si se mantienen a lo largo de los años, constituyen refugios para la fauna permanentes (Arroyo <i>et al.</i> 2020). ▪ Aunque inicialmente presentan una diversidad botánica inferior a las lindes permanentes, sus valores se equiparan cuando llevan varios años implementados (Thomas <i>et al.</i> 2002). 	
Propuesta de gestión	
Regulación	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Arroyo <i>et al.</i> (2020) proponen reservar para estos elementos un 5% de superficie en explotaciones superiores a las 15 ha. En este caso lo ideal es que los caballones no se sitúen en el perímetro, sino que dividan las parcelas grandes. ▪ Se pueden incluir en la condicionalidad y asociarse a ayudas anuales, con una bonificación extra por mantenimiento plurianual.
Criterios/Requisitos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Siguiendo la propuesta de Arroyo <i>et al.</i> (2020): <ul style="list-style-type: none"> ▪ Caballones de al menos 120 cm de base y 50 cm de altura, con separación entre ellos de, al menos, 120 cm. ▪ Permitir el desarrollo de vegetación espontánea en los caballones ▪ Recomendable revegetar con especies leñosas autóctonas; de esta forma se mantendrían franjas de refugio para la fauna de forma permanente, subvencionables cada año. ▪ No se debe eliminar, roturar, segar o podar la vegetación del caballón. ▪ Para favorecer el control biológico, los caballones deben instalarse antes del invierno, en septiembre u octubre. ▪ Prohibición de las quemas y uso del fuego como herramienta de gestión. ▪ Prohibición de uso de fitosanitarios.

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

Beneficios	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Favorecen el control biológico de plagas, como los áfidos, las crisopas y los icneumonoideos, al promover la proliferación de artrópodos beneficiosos, como carábidos, arañas y estafilínidos depredadores, además de aves insectívoras (Thomas <i>et al.</i> 2001; Collins <i>et al.</i> 2002; MacLeod <i>et al.</i> 2004). ▪ Pueden ser empleados para promover especies de interés cinegético (Thomas <i>et al.</i> 2001). ▪ Constituyen medios económicos para dividir las parcelas agrarias y mejorar su biodiversidad, con una mínima gestión (Thomas <i>et al.</i> 2002).
Indicadores	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Seguimiento de escarabajos carábidos y aves, con un mínimo de 24 especies de escarabajos y 15 de aves. ▪ Estructura vegetal: cobertura de más del 30% de herbáceas y matorrales, riqueza botánica mayor de 40 especies, anchura de la cubierta vegetal de al menos 5 metros.

HILERAS DE ÁRBOLES

Descripción y antecedentes

Constituye una tipología de SIE en Europa (Reglamentos UE 1307/2013, 2017/2393). En la normativa de condicionalidad a nivel europeo se establece que se deben conservar características del paisaje, que, entre otras, incluyen los setos, los árboles en hilera, en grupos, aislados, en lindes y terrazas. No obstante, la limitación a 50 árboles por hectárea como densidad máxima para poder recibir el pago directo, ha provocado la destrucción de millones de árboles en toda la Unión Europea; en la actualidad esta limitación se ha incrementado hasta 100 árboles por hectárea (Mosquera-Losada *et al.*, 2015).

En la reforma de la nueva PAC 2023-2027, el mantenimiento de árboles se considera un compromiso de protección de la avifauna y aparece en varias intervenciones de Desarrollo Rural; en el RGL03, según el cual las lindes no pueden roturarse en explotaciones ubicadas en ZEPA; la BCAM 8, que considera un porcentaje mínimo de elementos y superficies no productivas para beneficiar a la biodiversidad, entre las que se pueden incluir lindes de hasta 10 m; en el ecorrégimen "Agroecología: Espacios de biodiversidad en tierras de cultivo y cultivos permanentes", que considera las lindes espacios de biodiversidad; y en la práctica de espacio de biodiversidad, P5, ligada a dicho ecorrégimen.

En la reforma de la nueva PAC 2023-2027, esta medida podría integrarse en la BCAM 8, que considera un porcentaje mínimo de elementos y superficies no productivas para beneficiar a la biodiversidad: Árboles en grupos que ocupen una superficie máxima de 0,3 ha. Quedará prohibido realizar operaciones de corta y poda de los setos y árboles durante la época de cría y reproducción de las aves (meses de marzo a agosto), salvo autorización expresa de la autoridad medioambiental.

Efectos sobre la biodiversidad

- Las hileras de árboles enriquecen la estructura vegetal, mejoran la calidad del suelo, reducen la erosión y la escorrentía y promueven la infiltración del agua de lluvia en el suelo, reduciendo el riesgo de inundación. También aportan refugio y alimento a la fauna y pueden actuar como reservorios de biodiversidad y corredores. Además, producen beneficios agrarios, los árboles pueden aportar refugio y sombra para el ganado, reducen el daño por inundaciones en tierras agrícolas productivas y evitan la pérdida de fertilizantes y de sedimentos (De Miguel *et al.*, 2000).
- Cuando las lindes cuentan con una hilera de árboles, además de los recursos que el estrato arbóreo aporta a estos sistemas, la presencia de árboles garantiza una anchura de linde mayor que los márgenes habituales entre parcelas. La anchura de lindes beneficia a los insectos polinizadores y las aves esteparias. Además, los resultados indican que las lindes anchas propician mayor cobertura y riqueza de herbáceas, factores que se relacionan positivamente con la diversidad de insectos polinizadores.

Propuesta de gestión

Regulación	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sería deseable que se incluyera como medida de la Condicionalidad Reforzada para todas las parcelas; como mínimo, debería ser obligatorio en las explotaciones situadas en territorio Red Natura 2000. ▪ Se podrían asociar ayudas extra a las anchuras de 5 y 10m, como ecorrégimen o medida agroambiental.
Criterios/Requisitos	Se proponen requisitos similares a los que deben cumplir las lindes SIE en otros países (Farming Advice Service, 2018):

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Debe situarse en la banda perimetral de 5 m de tierra arable, dentro de la parcela. ▪ No debe usarse para la producción de cultivos, aunque puede ser pastoreada o cortada siempre que se mantengan diferencias entre las lindes y las tierras agrícolas adyacentes. Y siempre que esas labores no se realicen entre el 1 de marzo y el 1 de septiembre. ▪ Prohibición de uso de fitosanitarios. ▪ Prohibición de las quemas y uso del fuego como herramienta de gestión. ▪ Se pueden revegetar con herbáceas y matorrales autóctonos. ▪ Además, se podría establecer una anchura mínima de 1 m en todas las parcelas de hasta 10 ha, y una anchura mínima de 3 m en parcelas de mayor tamaño.
Beneficios	<ul style="list-style-type: none"> ▪ A escalas local y regional, las lindes con vegetación proporcionan valiosos hábitats lineales que promueven la conectividad entre zonas naturales y actúan como corredores ecológicos a través de los campos de cultivo (Forman y Baudry, 1984; Haddaway <i>et al.</i>, 2016). ▪ Las lindes de al menos 3 metros de anchura reducen la escorrentía, mejoran la infiltración y aportan nutrientes, además, previenen la erosión y la pérdida de suelo y consiguen un incremento significativo del carbono en el suelo (IFAPA, 2020). ▪ Las lindes favorecen la compatibilización de la actividad agraria con el aprovechamiento cinegético (Sánchez-García y Casas 2018; Sánchez-García <i>et al.</i> 2019). ▪ De Snoo (1999) demostró que la creación de márgenes de cultivo de 3 m de anchura sin aplicación de fitosanitarios, reduce en un 95% la deriva de pesticidas a los campos cercanos y los riesgos para los organismos acuáticos.
Indicadores	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Anchura de la linde arbolada, umbral mínimo de 1 metro para parcelas menores de 1 ha, y de un rango entre 3 y 5 metros para parcelas de mayor tamaño. ▪ Coberturas de estratos vegetales, al menos de herbáceas y matorral, de un mínimo de 70%. ▪ Riqueza de al menos 5 especies de árboles.

3.3.2.- Cultivos de herbáceas

TIERRAS EN BARBECHO

Descripción y antecedentes

Un barbecho es una práctica habitual en la agricultura extensiva, en la que una tierra de labor se deja sin sembrar para que descanse y se regenere, formando parte de los sistemas de rotación de cultivos y aportando beneficios como la fertilización y el control de especies competidoras (Giralt *et al.*, 2018).

La gestión mayoritaria de estas superficies en el territorio nacional es el laboreo intensivo, el cual conduce al denominado barbecho blanco o labrado, donde toda la vegetación es eliminada. El suelo presenta altas tasas de erosión, efecto que se ve incrementado con la pendiente; la degradación y pérdida de suelo reducen la capacidad productiva de las tierras agrícolas, además, el laboreo continuado reduce la incorporación de materia orgánica y aumenta las emisiones de CO₂ (Giralt *et al.*, 2018).

El ecorrégimen "Agroecología: Espacios de biodiversidad en tierras de cultivo y cultivos permanentes" puede aplicarse a tierras en barbecho, siempre y cuando éste sea sembrado y contenga especies apropiadas a efectos de la biodiversidad. La BCAM8 considera el barbecho como un espacio de biodiversidad.

Los barbechos también son objeto de medidas agroambientales aplicadas por intervenciones de Desarrollo Rural en las comunidades autónomas, que amplían los requisitos para favorecer a la biodiversidad. Así, en la Comunidad de Madrid, la intervención contempla compromisos referidos a tres tipos de barbechos (tradicional, sembrado con leguminosas y de larga duración) y se exige que estos barbechos se gestionen con unas prácticas determinadas (calendarios, no uso de fertilizantes y fitosanitarios, etc.). En Navarra el denominado "Barbecho para aves esteparias" propone no realizar labores mecanizadas, ni pastoreo, ni utilización de fitosanitarios, ni de quemas en la época de reproducción de las especies (desde el 15 de marzo al 31 de agosto). En Valencia, las tierras de labor que se acojan al compromiso de 5 años deben permanecer en barbecho durante dos años sin tratamiento agrícola alguno.

Efectos sobre la biodiversidad

- La riqueza y la abundancia de aves, aves esteparias, mariposas e insectos polinizadores son significativamente superiores en los barbechos con una cubierta vegetal de al menos el 30% de la superficie. Los barbechos labrados mantienen valores de biodiversidad similares a los cultivos de cereal intensivos, por lo que no cumplen los objetivos de conservación de biodiversidad (Tragsatec, 2020).
- La altura y la riqueza específica de herbáceas son factores que se relacionan con la diversidad y la abundancia de fauna en las tierras de labor. La fauna es más abundante en parcelas con más de 4 especies de herbáceas (Tragsatec, 2020).
- La ejecución de labores durante la fenología más sensible de especies, el periodo reproductivo, constituye una de las principales amenazas de especies protegidas, como el sisón, la alondra ricití, la ganga ibérica, la ganga ortega y el alcaraván (Madroño *et al.* 2005; López-Jiménez, 2021).
- La presencia de vegetación natural es lo que aporta valor a un barbecho y permite considerarlo como la única superficie capaz de mantener cobertura de vegetación natural y ofrecer heterogeneidad y recursos a la fauna en los sistemas agrícolas (Giralt *et al.*, 2018). Para las aves esteparias, los barbechos con cobertura vegetal representan una fuente importante de alimento (Rodríguez y Bustamante, 2008; Traba *et al.*, 2008; Giralt *et al.*, 2018) y si son viejos, ofrecen más recursos y

tranquilidad a las aves (Arribas, 2014). Incluso para aves que nidifican en el cereal, como las avutardas y los sisones, los barbechos con vegetación constituyen elementos de gran importancia porque aportan refugio a las hembras con pollos cuando el cereal es cosechado (Lapiedra *et al.*, 2011).

- Se ha visto que los barbechos son un sustrato esencial durante la época de reproducción y el invierno para una gran diversidad de especies esteparias (Martínez, 1994; Suárez *et al.*, 1997b; Herranz & Suárez, 1999; Santos, 2000; Morales & Martín, 2002), siendo especialmente positiva la presencia de barbechos de diferente edad (Martínez & De Juana, 1996).

Propuesta de gestión

Regulación	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Carácter obligatorio. La distribución de los barbechos con vegetación también es importante. Según Ponce <i>et al.</i> (2018), una mayor dispersión de los barbechos dificulta la depredación de los nidos, contrariamente a lo que pasa cuando se produce la concentración de los mismos. Es posible que, para las especies que pueden utilizar secundariamente los campos de cereal, como la avutarda común, el sisón común o la calandria común, sea mejor un mayor grado de dispersión (Cardador <i>et al.</i>, 2015). Sin embargo, si los barbechos son pequeños, por ejemplo, de menos de 1 hectárea, probablemente sea necesario agregarlos, ya que, para algunas especies como las gangas o el alcaraván común, es importante que los barbechos superen un umbral mínimo de superficie como para que puedan completar todo el ciclo reproductivo en su interior (Giralt <i>et al.</i>, 2018). ▪ Implementar bonificación por mantenimiento plurianual hasta un máximo de 10 años, en sistemas mediterráneos, en la región eurosiberiana hasta 5 años.
Criterios/Requisitos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mantenimiento del barbecho durante, al menos, un ciclo anual e, idealmente en períodos más largos (entre 1 y 5 años). ▪ Prohibición de cualquier tipo de labor entre el 1 de marzo y el 31 de agosto, por ser la época más sensible para la fauna, coincidente con la reproducción de las aves. ▪ No se pueden usar productos fitosanitarios ni abonos químicos. ▪ Fuera del periodo sensible se permite: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Producción agraria, como el pastoreo extensivo y la siega. ▪ Siembra parcial (50%) de pastos, especies mejorantes o mezclas de semillas para aves silvestres y/o polinizadores. ▪ Drenado de tierras. ▪ Control mecánico de las cubiertas. En invierno se debe respetar un mínimo del 30% de la superficie con cobertura vegetal, por ejemplo, mediante el labrado a franjas o un labrado superficial con el cultivador. Debería evitarse el labrado profundo del suelo, por debajo de los 25 cm de profundidad; un pase del tractor a finales de invierno permitiría controlar las especies más problemáticas (Giralt <i>et al.</i>, 2018).
Beneficios	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Conservación de biodiversidad porque aportan heterogeneidad y variedad de recursos a distintos grupos taxonómicos (Sotherton, 1998; Mo-

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

	<p>reira, 1999; Benton <i>et al.</i>, 2003; Buskirk & Willi, 2004; Vickery <i>et al.</i>, 2004; Morales <i>et al.</i>, 2008; Berthet <i>et al.</i>, 2012).</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ El laboreo a franjas permite heterogeneidad del barbecho, con condiciones adecuadas para muchas especies de aves esteparias. ▪ La flora arvense previene y controla las plagas de forma natural (Emmerson <i>et al.</i>, 2016); protege el suelo, al evitar la erosión y pérdida de estructura y fertilidad; y favorece la fructificación por su atracción de polinizadores (Tadey, 2015). ▪ Las cubiertas vegetales, así como las labores de siega y picado producen beneficios agronómicos de conservación del suelo (Hoste-Danyłow <i>et al.</i>, 2010; Giralt <i>et al.</i>, 2018). ▪ La siembra del barbecho con leguminosas ayuda al control de plantas arvenses a la par que abona el suelo.
Indicadores	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Cobertura vegetal del 30% o superior. ▪ Altura vegetal óptima 10-60 cm ▪ Riqueza de plantas herbáceas superior a 4 especies. ▪ Mantenimiento del barbecho durante, al menos, un ciclo anual e idealmente entre 1 y 5 años. ▪ Prohibición de labrado a más de 25 cm de profundidad cuando se roture.

CULTIVOS DE CEREAL

Descripción y antecedentes

Los cereales pertenecen a la familia de las gramíneas y se cultivan por su grano, rico en almidón y proteínas. Permiten ser almacenados durante largo tiempo sin perder sus cualidades. Existe gran diversidad biológica y se pueden establecer bajo condiciones agroclimáticas muy distintas. En España suponen más del 60% de la superficie total de cultivos herbáceos. Además del grano, como aprovechamiento principal de la planta, también se aprovecha la paja como fuente de celulosa en la alimentación de rumiantes, así como para cama del ganado, acolchado de suelos como cubierta vegetal inerte en cultivos leñosos como olivar y frutales y otros aprovechamientos energéticos, como biomasa. En España, se cultiva una media de 6 millones de hectáreas de cereales. Es el sector con mayor base territorial y con distribución a lo largo de todo el territorio. Las principales regiones cerealistas son Castilla y León, Castilla la Mancha, Aragón y Andalucía.

En los últimos años se han establecido medidas agroambientales que exigen compromisos en la gestión de estos cultivos para que sean más compatibles con la avifauna. Así, en Cataluña se establecen fechas mínimas de cosecha en las ZEPAs. En Extremadura las parcelas acogidas no pueden ser segadas antes del 1 de julio y si se encuentran nidos de aves esteparias, éstos deben protegerse con rodales de 25 m² hasta el 15 de septiembre; debe dejarse el 10% de la superficie cultivada sin cosechar y no se pueden realizar labores agrícolas de alzado ni binado entre el 1 de abril y el 1 de agosto. En Madrid se establece una fecha de retraso de cosecha definida cada año en función de la fenología. En Murcia la fecha de cosecha mínima del cereal se establece en el 10 de julio, se restringe el laboreo entre el 15 de abril y el 15 de julio y también presenta el requisito de dejar un 10% de la cosecha sin recoger hasta el 15 de septiembre. En Navarra ofrecen medidas de mantenimiento de bandas sin cosechar de al menos 2 metros de anchura periféricas a la parcela y como mínimo hasta el 31 de agosto.

Efectos sobre la biodiversidad

La práctica más negativa para la fauna es la cosecha mecanizada del cereal. Numerosos estudios han puesto de manifiesto el gran impacto negativo de la cosecha del cereal sobre la fauna, tanto en el conjunto de la Unión Europea como en España (Concepción & Díaz, 2011). El aguilucho cenizo *Circus pygargus* es probablemente la especie más afectada por el adelanto de la cosecha; entre el 60 y el 70% de las puestas se pierden por el paso de la maquinaria, lo que la llevará a la extinción en los próximos años, si no se evita (Corbacho *et al.* 1997; García y Arroyo, 2002). Para otras especies esteparias como el sisón *Tetrax tetrax* y la avutarda *Otis tarda* también la cosecha temprana del cereal es el principal factor de mortalidad de pollos (Lapiedra *et al.*, 2011; Morales *et al.*, 2013b; Ponce *et al.*, 2018). También las especies cinegéticas se ven afectadas por la cosecha, aproximadamente un 36% de los nidos de perdiz roja *Alectoris rufa* fracasa en su reproducción por este motivo, lo que también constituye una de las principales amenazas para la codorniz común *Coturnix coturnix* (Puigcerver *et al.*, 2004; Casas y Viñuela, 2010).

En algunas zonas como Guadalajara, la cosecha afecta también al corzo, produciéndose atropellos por la cosechadora de corcinos refugiados entre el cereal. Es recomendable, por tanto, valorar el uso de drones equipados con cámaras térmicas para evitar los atropellos mediante la detección previa de animales, lo que también podría valer para aves esteparias, como las avutardas (EFE, 2018).

Propuesta de gestión	
Regulación	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Introducción de cultivos de cereal de ciclo largo en al menos el 10% de la superficie (Carricondo <i>et al.</i>, 2012) ▪ Agricultura de conservación-Siembra directa en secano: consiste en la eliminación de las labores sobre el suelo, en las tierras de cultivo de secano de la explotación, de modo que dicha superficie quede cubierta por restos vegetales durante todo el año. A través de esta práctica, se promueve: un mejor aprovechamiento del agua, el incremento de materia orgánica y el secuestro de carbono por el suelo, el mantenimiento/recuperación del suelo y la reducción de la erosión del mismo, contribuyendo, por tanto, a atender la necesidad de aumentar la capacidad sumidero del suelo ▪ Agricultura de conservación: Siembra directa en secano húmedo - Para dar cumplimiento a la práctica de siembra directa, el agricultor deberá cumplir los siguientes requisitos, en al menos un 40% de la superficie de tierra de cultivo correspondiente: - No realizar labores de arado sobre el suelo. - Sembrar directamente sobre los rastrojos. - Mantener una cubierta vegetal durante todo el año. -Llevar a cabo una rotación de cultivos sobre el total de la superficie en la que se realiza la práctica de agricultura de conservación, exceptuando a la superficie con especies plurianuales, salvo en su año de implantación. Se considerará rotación también a aquella que tenga lugar en el mismo año. Las tierras sembradas de leguminosa no podrán ir seguidas en la rotación de cultivos por tierras en barbecho ▪ Agricultura de conservación-Siembra directa en regadío: consiste en la eliminación de las labores sobre el suelo, en las tierras de cultivo de regadío de la explotación, de modo que dicha superficie quede cubierta por restos vegetales durante todo el año. A través de esta práctica, se promueve: un mejor aprovechamiento del agua, el incremento de materia orgánica y el secuestro de carbono por el suelo, el mantenimiento/recuperación del suelo y la reducción de la erosión del mismo, contribuyendo, por tanto, a atender la necesidad de aumentar la capacidad sumidero del suelo.
Criterios/Requisitos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Prohibición de semillas blindadas con fitosanitarios que afectan negativamente a la reproducción de aves esteparias y cinegéticas (Arroyo <i>et al.</i>, 2020; Fernández-Vizcaíno <i>et al.</i>, 2020). ▪ En las parcelas con especies criando, retrasar la cosecha, bonificando al agricultor por ello, hasta que mayor parte de los pollos de las aves esteparias hayan volado, así como los mamíferos ya tengan edad suficiente para moverse. Sería necesario establecer fechas mínimas por región. <p>Además, se recomiendan las siguientes medidas (Adecana, 2006, 2007; Carricondo <i>et al.</i>, 2012; Arroyo <i>et al.</i>, 2020):</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Respetar un periodo mínimo de 10 días entre la cosecha y el empacado. ▪ No cosechar ni empacar durante la noche. ▪ Realizar un patrón de siega y empacado que recorra el perímetro de la parcela y, a continuación, de un extremo a otro; evitar hacerlo del exte-

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

	<p>rior al interior.</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Limitar la velocidad de trabajo. ▪ Limitar la anchura de la banda de barrido. ▪ Altura mínima de corte de 20 cm. ▪ Dejar sin cosechar el 10% del cultivo, idealmente en los márgenes, así como rodales de al menos 10 metros de diámetro alrededor de nidos encontrados. Estos márgenes actuarían como superficie de interés ecológico. ▪ No utilizar productos fitosanitarios. ▪ Limitación del uso de fertilizantes nitrogenados a menos de 30 kg N/ha/año. En las fincas con manejo extensivo que contienen menos de 30 kg N/ha/año hay más del doble de la riqueza de especies de especies de herbáceas que en fincas con manejo intensivo con una concentración de nitrógeno mayor de 200 kg N/ha/año (Kleijn et al., 2011). ▪ Combinar varios cultivos a la vez en la misma temporada y finca (Batáry et al., 2017). Aumento de la heterogeneidad de parcelas, permitiendo que haya más lindes en las que crezca vegetación arvense. En Alemania se ha visto que un aumento del perímetro de las fincas agrícolas (y, por tanto, de la longitud de lindes) de hasta 6 km significa aumentar la riqueza de especies de herbáceas y artrópodos de 50 a 100 especies (y hasta 210 especies en paisajes muy heterogéneos), mostrando incluso que fincas pequeñas de manejo convencional tienen más biodiversidad que fincas grandes en ecológico (Batáry et al., 2017). ▪ No quemar las rastrojeras y mantenerlas hasta finales de septiembre. Cuando la tierra se vaya a dejar en barbecho, es conveniente mantener los rastrojos hasta el 1 de febrero del año siguiente a la cosecha (Carri- condo et al., 2012).
Beneficios	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La rotación de cultivos aporta una mayor protección del suelo frente a la erosión y reduce el uso de fertilizantes. ▪ La siembra directa aporta un mejor aprovechamiento del agua, el incremento de materia orgánica y el secuestro de carbono por el suelo.
Indicadores	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Seguimiento reproductor de aves esteparias. ▪ Altura de corte o siega. ▪ Anchura de la linde. ▪ Presencia de tractores en las parcelas durante el periodo de restricción de laboreo, o de cosechadoras si se establecen fechas mínimas de cosecha.

CULTIVOS FIJADORES DE NITRÓGENO (CFN)

Descripción y antecedentes

Son los cultivos de leguminosas, las cuales contienen bacterias simbióticas del género *Rhizobium* en su sistema radicular, produciendo compuestos de nitrógeno que ayudan a estas plantas a crecer. Cuando la planta muere, el nitrógeno fijo se libera y queda disponible para otras plantas, por lo que ayuda a fertilizar el suelo.

El manejo del cultivo depende de su utilización, pudiendo cosecharse al inicio de la floración o cuando el grano está maduro, en el caso de cultivos anuales; o mantenerse durante todo el año (con siegas periódicas), en el caso de aprovechamiento forrajero plurianual. La normativa nacional no presenta restricciones para realizar siegas o cosechar las leguminosas, mientras que en otros países comunitarios, estos cultivos no se pueden cosechar hasta el 1 de agosto, para proteger a las aves que anidan en el suelo (Scottish Government, 2018).

Efectos sobre la biodiversidad

Las leguminosas consideradas en el estudio fueron la alfalfa, el guisante y la veza. La alfalfa cuenta con una gran extensión en el territorio nacional y aparece cartografiada en el visor SIGPAC; su manejo es variable, cultivándose habitualmente en regadío en zonas de cereal de secano. El guisante y la veza son dos leguminosas de secano; el guisante está muy extendido y la veza suele usarse como medida agroambiental para la conservación de las aves (Carricondo *et al.*, 2012; Giralt *et al.*, 2018), de ahí el interés de incluir estos cultivos en el estudio.

Los resultados de la experimentación de la encomienda en materia de cultivos fijadores de nitrógeno muestran que, en sistemas agrícolas de secano, las leguminosas como guisantes y vezas constituyen reservorios de biodiversidad para insectos y aves, y resultan de gran interés para las aves esteparias.

En los análisis realizados, la riqueza de herbáceas se evidencia como un factor explicativo de la diversidad de aves e insectos en estos cultivos. La altura del cultivo también es un factor relacionado con la diversidad de insectos.

Carricondo y colaboradores (2012) compararon la diversidad de aves entre diversos tipos de cultivos, entre los que se encontraban cereales, leguminosas y hortícolas y obtuvo que la abundancia de aves ha sido significativamente superior en los cultivos de leguminosas, y que el alcaraván y la terrera marismeña mostraban una selección positiva hacia este tipo de cultivo.

También se ha observado que las parcelas con leguminosas son seleccionadas positivamente por especies como ganga ibérica, el sisón común o la avutarda, durante las temporadas de cría e invierno (Martínez, 1994; Herranz & Suárez, 1999; Morales & Martín, 2002), habiendo visto que el sisón selecciona mayormente las parcelas en las que las leguminosas no superan los 20 cm de altura (Martínez, 1994).

Los cultivos de alfalfa permiten la presencia de una cubierta vegetal permanente (duran hasta 12 años), aumenta la fertilidad del suelo por la liberación lenta de nitrógeno y frena la desertización al proteger el suelo y regular la dispersión de agua (Delgado *et al.*, 2015). Además, suelen cultivarse en mosaico con cultivos de secano, lo que les convierte en islas verdes y reservorios de insectos, lo que también atrae a pequeños mamíferos y a las aves para su alimentación y reproducción (Delgado *et al.*, 2015). La alfalfa es un candidato ideal para la gestión integrada de plagas, alberga cientos de especies de artrópodos, muchos de ellos depredadores naturales de la mínima parte que puede causar pérdidas, por lo que se puede sacar buen rendimiento sin aplicar o con una aplicación mínima de fitosanita-

<p>rios (Delgado <i>et al.</i>, 2008).</p> <p>En los ensayos también se observó que, aunque los cultivos de leguminosas de secano pueden albergar una diversidad relevante en las tierras de labor, su manejo puede tener un gran impacto en la fauna. La cosecha de las leguminosas durante la primavera provocó una caída drástica de la biodiversidad de estos cultivos, especialmente cuando fue seguida del roturado.</p>	
<p>Propuesta de gestión</p>	
<p>Regulación</p>	<p>Según el Real Decreto 1075/2014: Se prohíbe el uso de productos fitosanitarios durante todo el período de cultivo del CFN que se declare como SIE. Tras finalizar la cosecha, sí podrían emplearse productos fitosanitarios. En el caso de cultivos plurianuales, como puede ser la alfalfa, la prohibición se extiende desde el uno de enero o las labores de siembra, hasta el 31 de diciembre o la cosecha, del año o años de declaración como SIE en la solicitud única.</p>
<p>Crterios/Requisitos</p>	<p>Dado que la normativa argumenta que los requisitos que deben cumplir los CFN se basan en la optimización del beneficio medioambiental que éstos aportan, se debería establecer la restricción de labores durante los meses de primavera como otro requisito de las leguminosas SIE.</p> <p>Algunas medidas agroambientales están prohibiendo el uso de todos los tratamientos químicos, no solo fitosanitarios, sino también abonos. En caso de no restringirse, se debería evitar su aplicación durante la época más sensible para la fauna, coincidente con la reproducción de las aves (marzo-agosto).</p> <p>Al igual que otras actividades agrarias, el pastoreo durante la época reproductora ocasiona molestias, sin embargo, en otras épocas puede resultar beneficioso para la biodiversidad, al favorecer la presencia de invertebrados; además, es una herramienta de control de malas hierbas sostenible y fertiliza el suelo (Carricondo <i>et al.</i>, 2012) y realizado en invierno aumenta la calidad del forraje de primavera (Lloveras Vilamanyà, 2007.).</p> <p>La siega es la labor más delicada para las aves, sobre todo en los cultivos que habitualmente reciben varios cortes, como el de alfalfa. El rendimiento de proteína de este cultivo es máximo en los estados de iniciación de la floración o plena floración y a medida que madura, su rendimiento en materia seca aumenta, pero su calidad de forraje disminuye (Muñoz, 2011). La esparceta también suele cortarse en plena floración, en mayo o junio (Delgado <i>et al.</i>, 2008). Si a estas circunstancias se le suma que la fenología más sensible de las aves es la primavera, se deberá adaptar el ritmo de explotación de forma que se reduzcan las molestias a las aves. Carricondo y colaboradores (2012) sugieren utilizar la teledetección para determinar las fechas óptimas de cosecha y optimizar el rendimiento de los cultivos con una menor afección a las aves. Además, se pueden obtener otros beneficios agrícolas, por ejemplo, adelantar el corte de las alfalfas es una medida muy eficaz para controlar la mayoría de las plagas importantes que afectan al cultivo, otra es la alternancia de franjas sin cortar, lo que permite la conservación de los depredadores naturales en las parcelas tras la siega (Delgado <i>et al.</i>, 2015).</p>

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

	<p>Entre las medidas contempladas en la “Ayuda Agroambiental al Cultivo del Ecotipo Alfalfa Tierra de Campos” que pueden minimizar la afección de esta labor a las aves, se encuentran:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ No segar de noche. ▪ No realizar más de dos cortes, siempre fuera de fechas comprendidas entre el 15 de mayo y el 1 de julio. ▪ Dejar sin cosechar los márgenes para ofrecer refugio y alimento, con una anchura de al menos 3 m y una superficie total superior al 5% de la parcela.
Beneficios	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ayudan a controlar de forma natural el exceso de malas hierbas. ▪ Protegen el suelo contra la erosión. ▪ Retienen la humedad del suelo. ▪ Atraen a los insectos polinizadores en la época de floración del cultivo.
Indicadores	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Número de especies de leguminosas. ▪ Riqueza de herbáceas arvenses. ▪ Anchura de las lindes o márgenes. ▪ Altura del cultivo.

PASTOS

Descripción y antecedentes

En paisajes ganaderos, el papel del barbecho puede ser reemplazado o compensado por los pastos y pastizales, sustratos que, gracias a la actividad del ganado, también pueden ofrecer una estructura de la vegetación más laxa y heterogénea que el cereal y otros cultivos herbáceos.

Los pastos pueden ser tanto sembrados como de generación espontánea, y suelen estar manejados tanto directamente por el ganado pastando como mediante su corte para uso forrajero.

Efectos sobre la biodiversidad

Los pastos suelen ser ambientes con una mayor biodiversidad que otros cultivos, siendo hábitats importantes de alimentación y de ciertas especies esteparias (Herranz & Suárez, 1999; Santos, 2000; Martínez, 2000), y clave durante la temporada de invierno (Tellería, 1988; Suárez *et al.*, 1997b; Suárez *et al.*, 2003).

Sin embargo, el aumento de la presión ganadera y la intensificación de los pastos también puede tener efectos negativos sobre las especies (Faria *et al.*, 2012, 2016; Giralt *et al.*, 2018).

Asimismo, en los sistemas ganaderos, el sobrepastoreo, el uso generalizado de antiparasitarios como la ivermectina y medicamentos como el diclofenaco; así como la proliferación de grandes explotaciones, genera impactos como una reducción de la diversidad de insectos coprófagos (Verdú *et al.*, 2015, 2018), envenenamiento de aves carroñeras (Swan *et al.*, 2006; Margalida *et al.*, 2014; Margalida y Oli-va-Vidal, 2017) y contaminación de acuíferos por purines (Peralta 2005; Marín & Marín, 2009).

El uso de purines u otros abonos líquidos procedentes de los desechos orgánicos del ganado estabulado como fertilizantes de pastos contaminan el suelo por un exceso de nitratos. La fertilización con purines en fincas agrícolas se ha visto que tiene efectos negativos sobre la fauna edáfica, sobre todo en lombrices de tierra, colémbolos y hongos micorrízicos por un exceso de amonio (Köninger *et al.*, 2021). Se ha comprobado, además, que el uso de purines líquidos provoca condiciones tóxicas para los nematodos parásitos de plantas debido a las altas cantidades de ácidos orgánicos, altos compuestos de amoníaco y bajas concentraciones de carbono (Thoden *et al.*, 2011). Asimismo, los contaminantes presentes en los purines procedentes de ganado estabulado, como pueden ser metales pesados como el zinc y cobre utilizados en granjas intensivas de cerdos para promover el crecimiento y prevenir la diarrea de lechones (Gans *et al.*, 2005) se puede acumular en el suelo, particularmente cuando la alta densidad de cerdos se combina con la presencia de arcilla y suelos alcalinos (Panagos *et al.*, 2016). Esta acumulación de metales pesados en el suelo resulta altamente tóxica para algunos organismos, como los anélidos (Naveed *et al.*, 2014) pudiendo incluso alterar sus funciones vitales o crear individuos resistentes (Giller *et al.*, 1998). El uso de purines, además, contamina las aguas subterráneas y acuíferos (Peralta 2005; Marín & Marín, 2009; Köninger *et al.*, 2021). Esas aguas surgen a la superficie en fuentes y manantiales que surten aguas superficiales como lagunas o estanques, y que, al estar contaminadas, pueden provocar la muerte de peces y anfibios. El exceso de nitratos puede provocar también la eutrofización de las aguas, por el cual proliferan excesivamente las algas y reducen el nivel de oxígeno y luz en el agua, reduciendo la biodiversidad existente en ellas.

Sumado a esto, una gran parte de los productos veterinarios que se proporcionan al ganado acaban en los suelos, ya que, por ejemplo, se sabe que entre el 30 y el 90 % de los antibióticos se excretan en la orina y las heces (Alcock *et al.*, 1999). Cuando se introducen en los suelos, los antibióticos alteran significativamente tanto la biomasa de la comunidad microbiana del suelo (Hammesfahr *et al.*, 2011)

como su composición (Ding & He, 2010). Asimismo, el uso generalizado de antiparasitarios para el ganado como la ivermectina y medicamentos como el diclofenaco generan impactos como una reducción de la diversidad de insectos coprófagos (Verdú *et al.*, 2015, 2018) y el envenenamiento de aves carroñeras (Swan *et al.*, 2006; Margalida *et al.*, 2014; Margalida & Oliva-Vidal, 2017)

Por otro lado, el uso de productos fitosanitarios en pastizales y prados en manejo convencional para el control de especies que pueden crear daños como son los insectos de la familia de las títulas *Tipula spp.* se ha visto que tiene un efecto muy negativo para las aves, insectos polinizadores y plantas arvenses (Goded *et al.*, 2018, 2019). El manejo ecológico de pastos (con una prohibición del uso de productos fitosanitarios, largas rotaciones de cultivo o con la obligación de que el ganado esté continuamente pastando en las fincas) tiene un efecto muy positivo sobre la biodiversidad, tanto en ambientes agrícolas homogéneos (Geiger *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2010; Concepción & Díaz, 2010), como en ambientes heterogéneos caracterizados por fincas pequeñas imbuidas entre parches de bosque y/o matorral (Chamberlain *et al.*, 2010; Gabriel *et al.*, 2010; Goded *et al.* 2018, 2019). Los efectos del uso y abuso y de los fitosanitarios sobre la biodiversidad son difícilmente medibles por la gran escala y afección que producen. A nivel mundial, se estima que más de 31 millones de peces mueren al año debido a la contaminación, el 6% de los cuales están directamente relacionados con la agricultura (EPA, 1975; Fisher, 2018). Archer (2011) estima que al menos 100 ratones mueren por hectárea al año a causa de pesticidas en cultivos de cereal.

Los anfibios son uno de los grupos más afectados por la aplicación de agroquímicos debido a la absorción de dichas sustancias a través de la piel y por la contaminación de las aguas donde tiene lugar el desarrollo de sus larvas (Brühl *et al.*, 2013).

En cuanto a la flora, se ha comprobado que el número de especies de herbáceas puede disminuir desde 100 especies (en campos en los que nunca se habían usado plaguicidas químicos), a 52 (en campos gestionados de manera orgánica por muchos años) y hasta 3 (en campos gestionados de manera convencional con uso de herbicidas; Atlas de los pesticidas, 2023). Como la flora silvestre es la mayor fuente de néctar y polen, su disminución a causa del uso intensivo de herbicidas tiene un impacto muy significativo sobre la diversidad y la abundancia de insectos en el paisaje agrícola.

Por último, el sobrepastoreo tiene un efecto muy negativo sobre la biodiversidad (Sartorello *et al.*, 2020), no solamente por la excesiva acumulación de desechos orgánicos en una misma finca con una alta tasa de cabezas de ganado por hectárea, sino además por el aumento de productos fitosanitarios en fincas de manejo convencional o la excesiva alimentación del ganado que impide el crecimiento de plantas arvenses que son, a su vez, necesarias para la proliferación de comunidades de invertebrados edáficos (Sartorello *et al.*, 2020). Además, se ha visto que el sobrepastoreo tiene un efecto muy negativo sobre especies de insectos cruciales para la descomposición de materia orgánica como son los escarabajos peloteros (Negro *et al.*, 2011). Por último, el sobrepastoreo se ha identificado como uno de los principales agentes causantes de la degradación de los suelos, debido a la falta de retención de agua por parte de las raíces de las plantas, y la consecuentes pérdida de agua y sedimentos del suelo, aumento de la temperatura del suelo, todos ellos procesos que provocan la desertificación (Kairis *et al.*, 2015) y la consecuente pérdida de hábitat para multitud de especies ligadas a ambientes agrícolas, todo ello agravado cada vez más por el cambio climático.

Propuesta de gestión

Regulación	Desde la instauración de la revisión de la PAC de 2013 (Reglamento UE 1307/2013) en 2015, el pago de las subvenciones no sólo se basa en la producción. Desde entonces, el pago único desaparece y en su lugar se instauran
------------	---

	<p>el pago básico y el pago verde o <i>greening</i>, además del pago a los jóvenes agricultores.</p> <p>El pago verde es el que se establece para fomentar prácticas beneficiosas para el clima y el medio ambiente, complementa al pago básico y por regla general, su valor es aproximadamente el 50% del valor del pago básico. Este pago, junto al sistema de la condicionalidad y las medidas de desarrollo rural, constituyen, para el periodo 2015-2020, el conjunto de subvenciones asociadas a medidas que permiten una actividad agraria más respetuosa con el medio ambiente (Reglamento UE 1306/2013; Real Decreto 1078/2014).</p> <p>Las medidas ambientales establecidas por la PAC que permiten el cobro del pago verde son la diversificación de cultivos, el mantenimiento de pastos permanentes existentes y las Superficies de Interés Ecológico –SIE-.</p> <p>Según el Real Decreto 1075/2014: Se prohíbe el uso de productos fitosanitarios en los pastos que se declaren como SIE.</p> <p>En la nueva PAC 2023-2027, se establecen unas cargas ganaderas mínimas y máximas para los ecorregímenes de agricultura de carbono y agroecología asociados a las superficies de pastos (en los pastos húmedos entre una carga ganadera mínima de 0,4 UGM por hectárea y una máxima 2 UGM/hectárea y, entre una carga ganadera mínima de 0,2 UGM/hectárea y una máxima de 1,2 UGM/hectárea en los pastos mediterráneos).</p> <p>Por otro lado, según la Orden del 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, se define una explotación ganadera extensiva como: Aquélla en la que los animales no se encuentran alojados ni son alimentados dentro de las instalaciones de forma permanente, alimentándose fundamentalmente mediante el aprovechamiento directo de los recursos agroforestales de la explotación, principalmente mediante pastoreo, y pudiendo recibir alimentación suplementaria, sin superar, como norma general, una carga ganadera de 1,5 U.G.M. por hectárea.</p>
<p>Criterios/Requisitos</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ No usar productos fertilizantes ni fitosanitarios. ▪ No segar de noche. ▪ Utilizar, si es necesario, fertilizantes orgánicos sólidos compostados. ▪ Rotaciones constantes de ganado para evitar el sobrepastoreo. ▪ No roturar pastos permanentes. ▪ No realizar labores agrícolas o pastoreo durante los períodos más sensibles (primavera). Se debería establecer la restricción de labores durante los meses de primavera como otro requisito de los manejos de pastos SIE. ▪ Algunas medidas agroambientales están prohibiendo el uso de todos los tratamientos químicos, no solo fitosanitarios, sino también abonos líquidos, como se ha visto que tiene un efecto muy negativo para los organismos del suelo y acuáticos (Köninger <i>et al.</i>, 2021). El uso de purines debería ser restringido completamente, siendo sustituido por abonos compostados más sólidos y con menor peligro de entrar en las aguas freáti-

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

	<p>cas. En caso de no restringirse, se debería evitar su aplicación durante la época más sensible para la fauna, coincidente con la reproducción de las aves (marzo-agosto), así como en días lluviosos y en fincas donde el nivel freático está muy superficial, como son vaguadas, fondo de valles, zonas pantanosas y cerca de cursos de agua.</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ La siega es la labor más delicada para las aves, sobre todo en los cultivos que habitualmente reciben varios cortes, como el pasto para forraje. Si a estas circunstancias se le suma que la fenología más sensible de las aves es la primavera, se deberá adaptar el ritmo de explotación de forma que se reduzcan las molestias a las aves. Carricondo <i>et al.</i> (2012) sugieren utilizar la teledetección para determinar las fechas óptimas de siega y optimizar el rendimiento de los cultivos con una menor afección a las aves.
Beneficios	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ayudan a controlar de forma natural el exceso de malas hierbas. ▪ Protegen el suelo contra la erosión. ▪ Retienen la humedad del suelo. ▪ Atraen a los insectos polinizadores en la época de floración del cultivo.
Indicadores	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Número de cabezas de ganado por hectárea. ▪ Desarrollo del pasto en el periodo de restricción, entre el 15 de mayo y el 1 de julio. ▪ Anchura de los márgenes o lindes.

3.3.3.- Cultivos permanentes o leñosos

PLANIFICACIÓN TERRITORIAL DE LOS CULTIVOS INTENSIVOS

Descripción y antecedentes	
<p>La planificación territorial de los cultivos es una tarea pendiente y actualmente constituye una tarea vital porque se están produciendo cambios de suelo en una gran superficie del territorio nacional, sin ningún tipo de regulación y con consecuencias trágicas para la biodiversidad.</p> <p>En muchos casos los cambios se están produciendo desde cultivos de cereal de secano a cultivo de leñosas de regadío o aún más preocupante la sustitución de un aprovechamiento agrícola por un uso industrial como son los parques solares fotovoltaicos, lo que implica una pérdida neta de hábitat estepario.</p> <p>Por lo general, para el cambio de cultivos de secano a un regadío, no se exige informe de impacto ambiental, aunque esto supone un gran cambio en el paisaje agrario y en muchos casos con afección al medio natural.</p>	
Efectos sobre la biodiversidad	
<p>Los cambios de cultivo de vid tradicional al cultivo en espaldera afectan a las avutardas, las cuales evitan el entorno de estos cultivos hasta varios cientos de metros, por lo que sería aconsejable que estos cultivos se trasladasen a zonas menos óptimas para las aves esteparias, como en las cercanías de carreteras y núcleos urbanos y que en las zonas más sensibles para las aves esteparias mantengan cultivos tradicionales (Casas <i>et al.</i>, 2020). El principal motivo de la afección es la reducción de visibilidad, que dificulta la protección ante los depredadores y la comunicación entre las aves, especialmente para la reproducción, por lo que estas medidas son aplicables a los paneles solares y otros cambios de uso del suelo que dificulten la visibilidad de los medios esteparios.</p>	
Propuesta de gestión	
Regulación	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Es difícil encontrar documentos legales que regulen aspectos de la ordenación territorial de usos agrícolas. Más allá de la normativa de espacios naturales y sus respectivos documentos de gestión y regulación de usos. ▪ Los agrosistemas son medios productivos donde la propiedad es particular. La normativa se centra en la regulación de las prácticas agroganaderas, el uso de determinados recursos comunes como el agua, o la burocracia necesaria para acceder a subvenciones o ayudas al sector. ▪ En general, no hay una planificación territorial extensiva que regule la ordenación de los campos agrarios.
Criterios/Requisitos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Conservar y fomentar la heterogeneidad ambiental de los agrosistemas a distintas escalas espaciales desde las parcelas a los paisajes agrarios. ▪ Fomentar la conectividad ecológica y funcional de los agrosistemas. ▪ Minimizar las superficies de monocultivos intensivos. ▪ Manejo, si se realiza, de cobertura vegetal con corte mecánico antes de la época de floración y reproducción. ▪ No roturar las cubiertas vegetales. ▪ No utilizar productos fitosanitarios.

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mantenimiento de cultivos tradicionales sin riego, realizando podas solamente en invierno. ▪ Cosecha siempre de día. ▪ Establecer una cobertura mínima del 40% e idealmente del 70% y altura de 40-50 cm de la vegetación herbácea entre el cultivo leñoso. ▪ Establecer calles con coberturas vegetales de al menos 2 m de anchura.
Beneficios	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Conservación y restauración de la biodiversidad local mediante el mantenimiento o la recuperación de la heterogeneidad del territorio. ▪ Recuperación de la conectividad y funcionalidad ecológica a distintas escalas espaciales. ▪ Recuperación de espacios atractivos para la biodiversidad.
Indicadores	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Valoración del grado de heterogeneidad ambiental del territorio. ▪ Valoración del grado de fragmentación del territorio. ▪ Presencia de corredores naturales a escala de paisaje. ▪ Edades de los árboles mayores de 50 años (para olivos y castaños).

CUBIERTAS VEGETALES

Descripción y antecedentes

Las cubiertas vegetales o cultivos de captura consisten en el mantenimiento de herbáceas entre las calles de los cultivos leñosos y constituyen una tipología de SIE de la PAC no computable como tal en España. La normativa nacional considera que el valor ecológico intrínseco de estos cultivos es tan alto que no se les exige el cumplimiento de ninguna medida ambiental para cobrar el pago verde, no existiendo distinción entre cultivos extensivos de gran valor natural y nuevas plantaciones de manejo intensivo. Únicamente se incluyen normas de condicionalidad para los cultivos leñosos con pendiente igual o superior al 15%, salvo que la pendiente real del recinto esté compensada mediante terrazas o bancales. En estos casos, se ha de mantener una cubierta vegetal de anchura mínima de 1 metro en las calles transversales a la línea de máxima pendiente o en las calles paralelas a dicha línea, cuando el diseño de la parcela o el sistema de riego impidan su establecimiento en la otra dirección.

Los olivares han perdido su condición de cultivos multifuncionales adaptados al territorio y ofrecían recursos valiosos con una baja inversión de labores, mientras que actualmente se consideran residuos costosos de gestionar; lo que ha reducido significativamente la eficiencia energética de estos cultivos (De Molina, 2014).

La condicionalidad de la PAC 2015-2020 indica una extensión mínima de cubiertas de 1m de anchura, lo cual resulta insuficiente para cumplir objetivos de protección y restauración de biodiversidad (Ureña, 2019).

Para la nueva PAC (2023-2027) incluye entre los ecorregímenes propuestos las cubiertas vegetales espontáneas o sembradas (P6), con las siguientes características:

- Cubierta vegetal (sembrada o espontánea), viva o agostada, sobre el terreno durante todo un año. La cubierta debe permanecer viva, al menos, durante un periodo mínimo de 4 meses entre el 1 octubre y el 1 de abril.
- Dimensiones mínimas de la cubierta vegetal (>40% de la anchura libre de la proyección de copa), los terrenos con elevada pendiente tendrán 1 m de ancho cubierta.
- Manejo de la cubierta vegetal mediante siega mecánica o desbrozado. Se depositan los restos sobre el terreno de manera que cubran el espacio inicial ocupado por la cubierta vegetal.
- No se pueden aplicar productos fitosanitarios sobre la cubierta vegetal salvo excepciones.

Prácticas para realizar en las superficies de cultivos leñosos:

- P6. Práctica de cubiertas vegetales espontáneas o sembradas. Las comunidades autónomas pueden definir el periodo de cuatro meses en que la cubierta debe permanecer viva sobre el terreno, dentro del periodo comprendido entre el 1 de octubre y el 31 de marzo. Además, las comunidades autónomas pueden rebajar este periodo, en aquellas circunstancias justificadas, en base a condiciones agroclimáticas adversas, así como en situaciones de fuerza mayor acreditadas. También se establece la posibilidad de aplicar fitosanitarios sobre la cubierta por razón de la prevención, control o erradicación de plagas.
- P7. Práctica de cubiertas inertes de restos de poda en cultivos leñosos. Las comunidades autónomas podrán establecer flexibilidades en los compromisos establecidos para esta práctica en el caso de que la autoridad competente en materia de sanidad vegetal declare la existencia de una plaga sobre los restos de poda. En este caso, la gestión de los mismos se hará conforme a la regulación o recomendaciones existentes para cada tipo de plaga presente, permitiéndose en estos casos la aplicación de fitosanitarios sobre la cubierta inerte de restos de poda, la retirada de los mismos o

su enterrado.

Ambas prácticas P6 y P7. Las comunidades autónomas podrán permitir, de forma excepcional, labores de mantenimiento de las cubiertas, en virtud de las características agronómicas de la zona, bajo ciertas limitaciones, entre otras, que dichas labores no supongan la modificación de la estructura del suelo.

Efectos sobre la biodiversidad

El mantenimiento de la cubierta vegetal del suelo es la principal medida agroambiental en los olivares (Martínez-Núñez *et al.*, 2019a). La mayor diversidad de abejas solitarias y comunidades de plantas asociadas a su actividad son más complejas y estables en olivares con presencia de cubiertas, que en los olivares más degradados (Martínez-Núñez *et al.*, 2019b), circunstancias que también se dan en hormigas (Salido *et al.*, 2017). Además, las tasas de colonización por parte de abejas solitarias también son máximas en los cultivos gestionados de forma extensiva (Martínez-Núñez *et al.*, 2019a).

Winter y colaboradores (2018) realizaron un metaanálisis jerárquico para cuantificar los efectos del manejo extensivo de la vegetación entre hileras de viñedos en comparación con el manejo más intensivo (como la labranza del suelo o el uso de herbicidas) en la biodiversidad y los servicios ambientales a partir de 74 estudios que abarcaron cuatro continentes y 13 países productores de vino. Observaron que la ordenación extensiva de la vegetación aumentó la biodiversidad sobre y bajo tierra y la prestación de servicios de los ecosistemas en un 20% en comparación con la ordenación intensiva; la gestión sin herbicidas mostró un efecto positivo más fuerte en la provisión de servicios ambientales y biodiversidad que la labranza del suelo entre hileras; los parámetros de pérdida de suelo mostraron la mayor respuesta positiva a la cubierta vegetal entre hileras. La segunda respuesta positiva más importante se observó en las variables de la biodiversidad, seguida del secuestro de carbono, la lucha contra las plagas y la fertilidad del suelo. No se encontró ningún compromiso entre el rendimiento y la calidad de la uva frente a la biodiversidad u otros servicios ambientales. Dicho meta-análisis concluye que la cubierta vegetal en las hileras contribuye a la conservación de la biodiversidad y proporciona múltiples servicios ecosistémicos. Sin embargo, en climas más secos el rendimiento de la uva podría disminuir sin la irrigación y el manejo cuidadoso de la vegetación. Por lo tanto, las políticas agroambientales deberían centrarse en la concesión de subvenciones para el establecimiento de una cubierta vegetal diversa adaptada localmente en las hileras de viñedos.

Además de los beneficios para la biodiversidad, dejar crecer la cubierta vegetal espontánea entre los olivos durante las estaciones lluviosas es una medida muy efectiva para reducir la erosión hídrica (incluso por encima del 70%) y proporcionar nitrógeno por fijación simbiótica, aproximadamente a razón de 20 kg N/ha y año (De Molina, 2014).

Propuesta de gestión

Regulación	<p>Actualmente todos los cultivos permanentes (viñedo, olivar, cítricos, frutales y, en general, cultivos que permanecen en el terreno durante cinco años o más y que no entran en la rotación de cultivos de la explotación) cobran el <i>greening per se</i>, independientemente de qué medidas lleven a cabo en sus cultivos. Pueden labrar, usar fitosanitarios, y no tienen tampoco restricciones fenológicas.</p> <p>La intensidad del laboreo en los olivares tiene efectos muy negativos sobre la biodiversidad de las fincas (Duarte, 2009). La eliminación permanente de la</p>
------------	---

	<p>cubierta vegetal reduce entre un 10 y un 30% el número de especies animales y vegetales que hay en los olivares (Rey <i>et al.</i>, 2019b) y disminuye drásticamente las posibilidades de reproducción de las especies animales (Pajarón, 2007).</p> <p>En el marco de la nueva PAC (2023-2027) este tipo de manejos está incluido como uno de los ecorregímenes a los que se pueden acoger los agricultores, P6 cubierta vegetal espontanea o sembrada.</p>
<p>Crterios/Requisitos</p>	<p>Las cubiertas vegetales pueden ser de vegetación espontánea o proceder de siembra (de plantas arvenses, o bien de cultivos de herbáceas). En otros países miembros, en el caso de que las cubiertas vegetales estén constituidas por cultivos, éstos deben combinar un cereal y una especie distinta del cereal y no pueden cosecharse antes del mes de agosto (Farming Advice Service, 2018).</p> <p>La función principal de la cubierta es proteger el suelo de la erosión, y promover la biodiversidad de los cultivos leñosos. Sin embargo, para combinar estas funciones con la buena productividad del cultivo, una buena cubierta vegetal debe tener un bajo desarrollo en altura (con un máximo de unos 50 cm), que no dificulte el tránsito por la finca, un rápido crecimiento que haga que cubra el suelo con celeridad, sus raíces deben ser superficiales, para que no exploren el perfil y extraigan agua que pueda ser aprovechada por el olivar y no debe hospedar plagas (Lizana, 2003).</p> <p>Se recomienda permitir el desarrollo de vegetación nativa en las calles y zonas no productivas de las fincas o la siembra con mezcla de semillas de especies nativas que puedan aportar beneficios al cultivo y a la biodiversidad (Rey <i>et al.</i>, 2019a). Cuanta más cobertura vegetal haya, mayor será su capacidad de albergar biodiversidad. Arroyo <i>et al.</i> (2020) recomiendan una anchura mínima de 2 m, que asciende a 5 en el límite con cursos de agua.</p> <p>En olivares con pendiente, si las cubiertas no abarcan la totalidad del suelo, al menos deberían ocupar las calles de forma transversal a la línea de máxima pendiente, para controlar la erosión, además de favorecer a la biodiversidad (Arroyo <i>et al.</i>, 2020).</p> <ul style="list-style-type: none"> • Labrado <p>Debería prohibirse el labrado de las calles de los cultivos de leñosas durante el periodo de reproducción de las aves (marzo-agosto). Arroyo <i>et al.</i> (2020) amplían esta recomendación hasta octubre.</p> <p>En todo caso, el arado debería ser superficial, para promover la germinación desde el banco de semillas (Rey <i>et al.</i>, 2019a) y evitarse en parcelas con pendiente elevada. En parcelas con laboreo intensivo, se pueden alternar bandas con arado y sin arado y rotarlas entre años para aumentar la comunidad de plantas herbáceas (Rey <i>et al.</i>, 2019a).</p> <ul style="list-style-type: none"> • Semillado <p>Es el enriquecimiento de la comunidad de plantas herbáceas mediante siembras o bien con especies nativas o con otros cultivos, para crear una cubierta que pueda ser mejorante para el cultivo y competidora con plantas adventicias. El</p>

semillado se puede practicar específico para polinizadores, con una mezcla de semillas de plantas de flor, se puede realizar en las calles o en cuadrados de 10x10 m repartidos por el cultivo (Ureña *et al.*, 2019). También se puede optar por plantar cereal como la cebada, que no se desgrana fácilmente y su cosecha puede retrasarse para no afectar a la reproducción de las aves.

- Pastoreo

El pastoreo fue una práctica muy común en los siglos XVIII y XIX, la cual contribuyó al sostenimiento de una cabaña ganadera (De Molina, 2010, 2014). La cubierta vegetal proveía a los olivareros en extensivo de más energía que el propio aceite, puesto que servía de alimento del ganado (De Molina, 2014).

En las parcelas con una carga ganadera media o alta, se debería limitar el pastoreo mediante cercados de exclusión, con rotación anual.

- Siega

En las explotaciones que se maneje la cubierta herbácea mediante siega mecánica o desbrozadora, es recomendable que dicha labor se realice fuera del periodo sensible de la reproducción.

- Abonado

Se recomienda el uso del compostaje de alperujo como fertilizante orgánico en el olivar, al constituir el subproducto actual mayoritario de la elaboración del aceite; el picado y la incorporación de los restos de poda finos al suelo es otra práctica que aprovecha residuos de la explotación y que se está adoptando como alternativa a su quema habitual (De Molina *et al.*, 2014).

- Manejo de zonas improductivas

En cuanto al manejo de las cubiertas, la gestión de zonas improductivas resulta la tarea más interesante para la restauración de la biodiversidad en los olivares (Ureña, 2019).

Se ha observado que muchas zonas improductivas (lindes, bordes de caminos, cellajos, ribera de cursos de agua, padrones, etc.) se aran para que la inspección del FEGA no excluya su superficie admisible en la subvención de la PAC, cuando podrían albergar vegetación e incluso realizar una restauración de elementos naturales o reforestación que les añada heterogeneidad (Rey *et al.*, 2019a; Ureña, 2019).

También se pueden instalar elementos especialmente destinados para la biodiversidad, como setos y bosquetes de especies productoras de frutos carnosos (ideal para aves frugívoras), árboles de porte elevado (aportan posaderos y sustrato de cría), puntos de agua como pequeñas charcas (para toda la fauna, tanto vertebrada como invertebrada), muretes de piedra (especialmente para aves y reptiles), nidales para aves, refugios para murciélagos y hoteles de insectos (aves y polinizadores), sobre todo en cultivos jóvenes, que carecen de huecos naturales (Rey *et al.*, 2019a). Según los resultados de nuestros ensayos, es recomendable ampliar la cobertura de matorral y estas zonas son especialmente adecuadas para ello.

<p>Beneficios</p>	<p>Los beneficios ambientales de las cubiertas vegetales son numerosos: reducen la erosión y pérdida de suelo y mejoran su calidad, otorgándole mayor fertilidad, capacidad de retención de agua y cantidad de materia orgánica, lo que favorece la producción del cultivo. Todo ello, secundariamente, facilita el acceso a la parcela en épocas de lluvias (al favorecer la infiltración y drenaje de agua). Además, las cubiertas vegetales producen ahorro energético, almacenan carbono y otorgan refugio y alimento a la fauna (Rodríguez, 2000; Domínguez, 1993; Rodríguez-Lizana, 2003).</p> <p>Winter y colaboradores (2018) realizaron un metaanálisis jerárquico para cuantificar los efectos del manejo extensivo de la vegetación entre hileras de viñedos en comparación con el manejo más intensivo (como la labranza del suelo o el uso de herbicidas) en la biodiversidad y los servicios ambientales a partir de 74 estudios que abarcaron cuatro continentes y 13 países productores de vino. Observaron que la ordenación extensiva de la vegetación aumentó la biodiversidad sobre y bajo tierra y la prestación de servicios de los ecosistemas en un 20% en comparación con la ordenación intensiva; la gestión sin herbicidas mostró un efecto positivo más fuerte en la provisión de servicios ambientales y biodiversidad que la labranza del suelo entre hileras; los parámetros de pérdida de suelo mostraron la mayor respuesta positiva a la cubierta vegetal entre hileras. La segunda respuesta positiva más importante se observó en las variables de la biodiversidad, seguida del secuestro de carbono, la lucha contra las plagas y la fertilidad del suelo. No se encontró ningún compromiso entre el rendimiento y la calidad de la uva frente a la biodiversidad u otros servicios ambientales. Dicho meta-análisis concluye que la cubierta vegetal en las hileras contribuye a la conservación de la biodiversidad y proporciona múltiples servicios ecosistémicos. Sin embargo, en climas más secos el rendimiento de la uva podría disminuir sin la irrigación y el manejo cuidadoso de la vegetación. Por lo tanto, las políticas agroambientales deberían centrarse en la concesión de subvenciones para el establecimiento de una cubierta vegetal diversa adaptada localmente en las hileras de viñedos.</p> <p>En los viñedos se ha observado que el mantenimiento de cubiertas vegetales favorece la presencia y actividad de agentes de control biológico de plagas (Vicente <i>et al.</i>, 2019).</p> <p>Rey y colaboradores (2019b) analizaron olivares con y sin cubiertas vegetales y observaron que la intensificación agrícola afectaba negativamente a la biodiversidad y que entre los tres grupos estudiados (aves, hormigas y herbáceas), las aves resultaron el indicador que más rápidamente respondió a los impactos de la agricultura y a las actuaciones de restauración de la biodiversidad.</p> <p>Los factores que más se relacionan con la diversidad y abundancia de insectos en los olivares estudiados son la cobertura, riqueza y altura de herbáceas y la cobertura de matorral. Estas variables deberían fomentarse en la gestión de los olivares y podrían constituir buenos indicadores en un sistema de pago por resultados.</p> <p>Otros trabajos en Extremadura están demostrando la importancia para distintos grupos faunísticos (como aves, anfibios o arácnidos) el mantenimiento de</p>
-------------------	--

	<p>cubiertas vegetales en cultivos intensivos de olivares y almendros (Onrubia, 2022).</p> <p>Varios estudios anteriores han analizado los efectos beneficiosos del mantenimiento de las cubiertas vegetales en los olivares sobre las aves, tanto las nidificantes en primavera (Castro-Caro <i>et al.</i>, 2015, 2022; Biaggini <i>et al.</i>, 2015; Rey <i>et al.</i>, 2017, 2019b, 2021; Muñoz-Cobo & Moreno, 2003a), como en invierno (Muñoz-Cobo & Moreno, 2003b). También existen numerosos estudios que analizan el beneficio de las coberturas vegetales sobre los artrópodos (Cotes, 2009; Tzokas <i>et al.</i>, 2014; Biaggini <i>et al.</i>, 2015; Gkisakis <i>et al.</i>, 2014; Castro-Caro <i>et al.</i>, 2015; Rey <i>et al.</i>, 2017, 2019b; Carpio <i>et al.</i>, 2019; Álvarez <i>et al.</i>, 2019; Martínez-Núñez <i>et al.</i>, 2019a, 2019b), o las plantas arvenses (Tarifa <i>et al.</i>, 2001; Calabrese <i>et al.</i>, 2015; Rey <i>et al.</i>, 2017, 2019b; Villa <i>et al.</i>, 2020).</p> <p>Se ha observado que el uso de especies crucíferas como coberturas vegetales en olivares tiene diversas ventajas. Por un lado, cubre la necesidad de encontrar especies capaces de entrar en rotación con las cubiertas de gramíneas, ya que, tras varios años de utilización de la misma especie como cubierta, se produce un deterioro de la misma y disminución de la protección al suelo, compactación e inversiones de flora hacia especies de difícil control (Lizana, 2003). Por otro lado, es frecuente encontrar muchas especies de crucíferas de forma espontánea en los olivares, suelen presentar un crecimiento rápido y una abundante producción de biomasa, ambas características indispensables para un adecuado control de la erosión (Lizana, 2003). Sumado a ello, al ser especies que mayoritariamente inician su ciclo en invierno, convivirían con el cultivo en una época de alta precipitación y escasa evapotranspiración, y por tanto existe baja competencia por agua con el olivo; además, muchas especies cuentan con un potente sistema radicular que favorece la infiltración de agua aumentando el almacén de ésta en el suelo y las hace especies muy prometedoras para descompactar el suelo en profundidad (Wolfe, 2000). Por último, tienen un enorme potencial para controlar especies como <i>Verticillium dahliae</i> (Davis <i>et al.</i>, 1996; Shetty <i>et al.</i>, 1999), que actualmente supone la mayor amenaza fitopatológica del olivar, así como otras enfermedades de suelo (Smolinska & Horbowicz, 1999), malas hierbas (Boydston & Hang, 1995; Al-Khatib <i>et al.</i>, 1997) y nematodos (Mojtaheidi <i>et al.</i>, 1993) gracias a su contenido en glucosinolatos, compuestos con gran poder herbicida, insecticida, nematocida y fungicida.</p>
Indicadores	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Cobertura mínima del 40% e idealmente del 70% y altura de 40-50 cm de la vegetación herbácea entre el cultivo leñoso. ▪ Anchura de calles y superficie de cubierta vegetal. ▪ Riqueza de al menos 40 especies de herbáceas. ▪ Riqueza de al menos 20 especies de aves. ▪ Riqueza de al menos 40 especies de artrópodos.

4.- REFERENCIAS

- Adecana, 2006. Estudio sobre el efecto de la cosecha y empaçado en las especies cinegéticas. *Adecana*, 31: 4-11. Obtenido de: http://www.adecana.com/pub_REVISTA/Adecana31.pdf
- Adecana, 2007. Sobre la recogida de la paja para la Planta de Biomasa. Artículo de opinión. *Adecana*, 36: 19-21. Obtenido de: http://www.adecana.com/pub_REVISTA/Adecana36.pdf
- Alcock, R. E., Sweetman, A. & Jones, K. C. 1999. Assessment of organic contaminant fate in waste water treatment plants I: Selected compounds and physicochemical properties. *Chemosphere*, 38(10), 2247-2262.
- Al-khatib, K., Libbey, C. & Boydston, R. 1997. Weed suppression with Brassica green manure crops in green pea. *Weed Science* 45: 439-445.
- Álvarez, H. A., Morente, M., Campos, M. & Ruano, F. 2019. La madurez de las cubiertas vegetales aumenta la presencia de enemigos naturales y la resiliencia de la red trófica de la copa del olivo. *Ecosistemas*, 28(3): 92-106.
- Archer, M. 2011. Slaughter of the singing sentients: Measuring the morality of eating red meat. *Australian Zoologist*, 35(4): 979-982.
- Arribas, L. 2014. *Heterogeneidad en la estructura de vegetación en sistemas agrarios. Relación con la disponibilidad de recursos alimenticios para aves esteparias*. Proyecto Fin de Carrera, Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.
- Arroyo, V., Durán, J. Á., Fidalgo, L. et al. 2020. Propuestas para la PAC post 2020. *Propuestas de ecoesquemas y medidas agroambientales para la nueva PAC cuyo objetivo es la recuperación de la fauna menor y la biodiversidad*. Fundación Artemisan y Real Federación Española de Caza.
- Atlas de los pesticidas. Hechos y cifras sobre químicos tóxicos en nuestra agricultura. 2023. Fundación Heinrich Böll, Berlín (Alemania), Amigos de la Tierra (España), PAN Europa, Bruselas (Bélgica). <https://www.tierra.org/wp-content/uploads/2023/04/Atlas-pesticidas-Amigos-Tierra.pdf>
- Azcárate, F. M., Robleño, I., Seoane, J., Manzano, P. & Peco, B. 2013. Drove roads as local biodiversity reservoirs: effects on landscape pattern and plant communities in a Mediterranean region. *Applied Vegetation Science*, 16(3), 480-490.
- Bäckman, J. P. C. & Tiainen, J. 2002. Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: *Bombus* and *Psithyrus*). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89(1-2): 53-68.
- Barreiro-Hurlé, J. & Espinosa-Goded, M. 2007. Marginal farmers and agri-environmental schemes: evaluating policy design adequacy for the Environmental Fallow measure. [Comunicación] Mediterranean Conference of Agro-Food Social Scientists. 103rd EAAE Seminar "Adding Value to the Agro-Food Supply Chain in the Future Euromediterranean Space". Barcelona. Spain, 23-25 abril 2007.
- Batáry, P., Gallé, R., Riesch, F., Fischer, C., Dormann, C. F., Mußhoff, O., ... & Tschardtke, T. 2017. The former Iron Curtain still drives biodiversity-profit trade-offs in German agriculture. *Nature ecology & evolution*, 1(9): 1279-1284.

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 182-188.
- Berthet, E. T., Bretagnolle, V. & Segrestin, B. 2012. Analyzing the design process of farming practices ensuring little bustard conservation: lessons for collective landscape management. *Journal of sustainable agriculture*, 36(3), 319-336.
- Biaggini, M., Cascio, P. L., Bassu, L., Bazzoffi, P. & Corti, C. 2015. Ecological focus area EFA: the biological value of olive groves. A case study in Sardinia (Italy). *Italian Journal of Agronomy*, 10(s1).
- Boatman, N. D. 1994. *Field margins: integrating agriculture and conservation. Proceedings of a symposium held at Coventry, UK, 18-20 April 1994.*
- Boutin, C., Jobin, B. & Bélanger, L. 2003. Importance of riparian habitats to flora conservation in farming landscapes of southern Québec, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94(1): 73-87.
- Boydston, R. A. & Hang, A. 1995. Rapeseed (*Brassica napus*) green manure crop suppresses weeds in potato (*Solanum tuberosum*). *Weed Technology* 9: 669-675.
- Bretagnolle, V. & Gaba, S. 2015. Weeds for bees? A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3): 891-909.
- Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Miguet, P., Henckel, L. & Kleijn, D. 2019. Local and landscape scale effects of heterogeneity in shaping bird communities and population dynamics: crop-grassland interactions. En: Lemaire, G., Carvalho, P., Kronberg, S. & Recous, S. (ed.) *Agroecosystem Diversity*: 231-243. Academic Press, Cambridge.
- Brühl, C. A., Schmidt, T., Pieper, S. & Alscher, A. 2013. Terrestrial pesticide exposure of amphibians: an underestimated cause of global decline? *Scientific reports*, 3(1): 1135.
- Bucher, R., Nickel, H., Kaib, S., Will, M., Carchi, J., Farwig, N. & Schabo, D.G. 2019. Birds and plants as indicators of arthropod species richness in temperate farmland. *Ecological Indicators*, 103: 272-279.
- Caballero, R., Fernández-González, F., Pérez Badia, R. Molle, G., Roggero, P.P., Bagella, S., D'Ottavio, P., Papanastasis, V.P., Fotiadis, G., Sidiropoulou, A. & Ispikoudis, I. 2009. Grazing systems and biodiversity in Mediterranean areas: Spain, Italy and Greece. *Pastos*, XXXIX: 9-152.
- Calabrese, G., Perrino, E. V., Ladisa, G., Aly, A., Tesfmichael Solomon, M., Mazdaric, S., ... & Ceglie, F. G. 2015. Short-term effects of different soil management practices on biodiversity and soil quality of Mediterranean ancient olive orchards. *Organic agriculture*, 5, 209-223.
- Cardador, L., de Cáceres, M., Giralt, D., ... & Brotrons. 2015. Tools for exploring habitat suitability for steppe birds under land use change scenarios. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200: 119-125.
- Carpio, A. J., Castro, J. & Tortosa, F. S. 2019. Arthropod biodiversity in olive groves under two soil management systems: presence versus absence of herbaceous cover crop. *Agricultural and Forest Entomology*, 21(1): 58-68.
- Carricondo, A., Martínez, P. & Cortés, Y. 2012. *Evaluación global de las medidas agroambientales para aves esteparias en España (2007-2013): Proyecto Ganga* (informe completo). SEO/BirdLife. Madrid.

- Carvell, C., Meek, W. R., Pywell, R. F., Goulson, D. & Nowakowski, M. 2007. Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of applied ecology*, 44(1): 29-40.
- Casas, F. & Viñuela, J. 2010. Agricultural practices or game management: which is the key to improve red-legged partridge nesting success in agricultural landscapes? *Environmental Conservation*, 37: 177-186.
- Casas, F., Gurarie, E., Fagan, W. F., Mainali, K., Santiago, R., Hervás, I., Palacín, C., Moreno, E. & Viñuela, J. 2020. Are trellis vineyards avoided? Examining how vineyard types affect the distribution of great bustards. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 289, 106734.
- Castro-Caro, J. C., Barrio, I. C. & Tortosa, F. S. 2015. Effects of hedges and herbaceous cover on passerine communities in Mediterranean olive groves. *Acta Ornithologica*, 50(2): 180-192.
- Carlos Castro-Caro, J., Barrio, I. C. & Sánchez Tortosa, F. 2022. Soil management of olive groves has contrasting effects on nest densities and reproductive success of tree-nesting passerines. *Avian Conservation & Ecology*, 17(1).
- CE 2017. CAP Context indicators 2014-2010. 35. Farmland birds index. https://ec.europa.eu/agriculture/cap-indicators/context/2017/full-text_en.pdf
- Chamberlain, D. E., Joys, A., Johnson, P. J., Norton, L., Feber, R. E. & Fuller, R. J. 2010. Does organic farming benefit farmland birds in winter? *Biology letters*, 6(1), 82-84.
- Christensen, N. L. 1997. Managing for heterogeneity and complexity on dynamic landscapes. En: Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.S., Shachak, M. & Likens, G.E. (ed.) *The ecological basis of conservation*. Pp. 167-186. Springer, Boston, MA.
- Cody, M. L. 1985. Habitat selection in grassland and open-country birds. En: Cody, M.L (ed.) *Habitat Selection in Birds*. Pp: 191-226. Orlando (FL), Academic Press.
- Cole, L. J., Brocklehurst, S., Robertson, D., Harrison, W. & McCracken, D. I. 2015. Riparian buffer strips: their role in the conservation of insect pollinators in intensive grassland systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 211: 207-220.
- Cole, L. J., Morton, R., Harrison, W., McCracken, D. I. & Robertson, D. 2008. The influence of riparian buffer strips on carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblage structure and diversity in intensively managed grassland fields. *Biodiversity and Conservation*, 17(9): 2233-2245.
- Cole, L. J., Stockan, J. & Helliwell, R. 2020. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 296, 106891.
- Collins, K. L., Boatman, N. D., Wilcox, A., Holland, J. M., & Chaney, K. 2002. Influence of beetle banks on cereal aphid predation in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(1-3): 337-350.
- Concepción, E. D. & Díaz, M. 2011. Field, landscape and regional effects of farmland management on specialist open-land birds: does body size matter? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142: 303-310.

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

- Concepción, E. D. & Díaz, M. 2010. Relative effects of field-and landscape-scale intensification on farmland bird diversity in Mediterranean dry cereal croplands. *Aspects of Applied Biology*, 100, 245-252.
- Contreras, F.J., Barea-Azcón, J.M. & Ramos, B. (coord.) 2018. *Manifiesto por la conservación de las aves esteparias en Andalucía. Versión 0.0 noviembre 2018*. Plataforma por la conservación de las aves esteparias y sus hábitats en Andalucía.
- Corbacho, C., Sánchez, J. M. & Sánchez, A. 1997. Breeding biology of Montagu's harrier (*Circus pygargus*) L. in agricultural environments of southwest Spain; comparison with other populations in the western Palearctic. *Bird Study*, 44: 166-75.
- Cotes, B., Castro, J., Cardenas, M. & Campos, M. 2009. Responses of epigeal beetles to the removal of weed cover crops in organic olive orchards. *Bulletin of Insectology*, 62: 47-52.
- Davis, J. R., Huisman, O. C., Westermann, D. T., Hafez, S. L., Everson, D. O., Sorensen, L. H. & Schneider, A. T. 1996. Effects of green manures on *Verticillium* wilt of potato. *Phytopathology*, 86, (5): 444-453.
- De Juana, E. 2004. Cambios en el estado de conservación de las aves en España, años 1954 a 2004. *Ardeola*, 51(1): 19-50.
- De Juana, E., Santos, T., Suárez, F. & Tellería, J. L. 1988. Status and conservation of steppe birds and their habitats in Spain. *Ecology and conservation of grassland birds*, 113-123.
- De Miguel, E., Pointereau, P. & Steiner, C. 2000. *Los árboles en el espacio agrario, importancia hidrológica y ecológica*. Banco Santander Central Hispano. Servicio Agrario y Medioambiental.
- De Molina, M. G. 2010. *Crecimiento agrario y sostenibilidad de la agricultura española de los siglos XVIII y XIX*. En: Robledo, R. (ed.) 2010. *Sombras del progreso. Las huellas de la historia agraria*. Barcelona, España: Editorial Crítica.
- De Molina, M. G., Infante-Amate, J. & Casado, G. G. 2014. Del manejo tradicional al manejo orgánico del olivar: aplicaciones prácticas del conocimiento histórico. *Revista de Historia*, (70): 37-68.
- De Snoo, G. R. 1999. Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and urban planning*, 46(1-3): 151-160.
- De la Concha, I., Hernández, C., Pinilla, J., Ripoll, I., Carricondo, A., Howell, D. & Íñigo, A. 2007. *Medidas beneficiosas para las aves ligadas a medios agrícolas. Sugerencias para su diseño y aplicación en Natura 2000, en el marco de la programación de desarrollo rural 2007-2013*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Delgado, M. P., Traba, J., de la Morena, E. L. G. & Morales, M. B. 2010. Habitat selection and density-dependent relationships in spatial occupancy by male Little Bustards *Tetrax tetrax*. *Ardea*, 98(2), 185-194.
- Delgado, I., Muñoz, F., Demdoun, S., Buil, I. & Salvador, C. 2008. *La esparceta o piperigallo*. Informaciones técnicas, 201.
- Delgado, I., Núñez, E., Muñoz, F. & Andueza, J. D. 2015. *Cómo maximizar el cultivo de la alfalfa*. *Vida Rural*, 403: 68-77.

Díaz, M., Baquero, R. A., Carricondo, A., Fernández, F., García, J. & Yela, J. L. 2006. *Bases ecológicas para la definición de las prácticas agrarias compatibles con las Directivas de Aves y de Hábitats*. Convenio Ministerio de Medio Ambiente-Universidad de Castilla-La Mancha. Informe inédito.

Ding, C. & He, J. 2010. Effect of antibiotics in the environment on microbial populations. *Applied microbiology and biotechnology*, 87, 925-941.

Domínguez, A. 1993. Sanidad vegetal en agricultura ecológica. Documentación de las primeras jornadas de agricultura ecológica.

Donázar, J. A., Negro, J. J. & Hiraldo, F. 1993. Foraging habitat selection, land-use changes and population declines in the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Journal of Applied Ecology*, 30: 515-522.

Duarte, J. 2009. Olivar y biodiversidad. En: Gómez, J. A. (ed.) 2009. *Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía*. Consejería de Agricultura y Pesca.

ECA 2017. *La ecologización: un régimen de ayuda a la renta más complejo que todavía no es eficaz desde el punto de vista medioambiental*. Informe especial nº 21. Tribunal de Cuentas Europeo. www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR17_21/SR_GREENING_ES.pdf

EFE, 2018 (28/09/2018). Un dron sobrevolará el campo para evitar la muerte de fauna durante la siega. *La Voz de Galicia*. Obtenido de: <https://www.lavozdegalicia.es/noticia/somosagro/agricultura/2018/09/28/dron-sobrevolara-campo-evitar-muerte-fauna-durante-siega/00031538120141582121113.htm>

Emmerson, M., Morales, M. B., Oñate, J. J., Batáry, P., Berendse, F., Liira, J., Aavik, T., Guerrero, I., Bommarco, R., Eggers, S., Pärt, T., Tschardtke, T., Weisser, W., Clement, L. & Bengtsson, J. 2016. How agricultural intensification affects biodiversity and ecosystem services. *Advances in Ecological Research*, 55: 43-97.

Environmental Protection Agency (EPA). 1975 *Fish kills caused by pollution in 1975*. Environmental Protection Agency.

Evans, K. L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146: 1-13.

Faria, N., Rabaça, J. & Morales, M. B. 2012. The importance of grazing regime in the provision of breeding habitat for grassland birds: the case of the endangered little bustard (*Tetrax tetrax*). *Journal of Nature Conservation*, 20: 211-218.

Faria, N., Morales, M. B. & Rabaça, J. 2016. Exploring nest destruction and bird mortality in mown Mediterranean dry grasslands: an increasing threat to grassland bird conservation. *European Journal Wildlife Research*, 62: 663-671.

Farming Advice Service, 2018. *Greening Update for 2018*. Disponible en: <http://farmingadvice.org.uk/events/assets/Uploads/Webinars/Greening-update-2018-Webinar.pdf>

FEGA 2018. *Informe sobre la aplicación del pago para prácticas beneficiosas para el clima y el medio ambiente ("pago verde") - Campaña 2017*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. NIPO: 013-

18-025-4.

https://www.fega.gob.es/sites/default/files/inline-files/pmf6_ayudas_asociadas_v2_14_12_22.pdf

Fernández-Vizcaíno, E., Fernández de Mera, I. G., Mougeot, F., Mateo, R. & Ortiz-Santaliestra, M. E. 2020. Multi-level analysis of exposure to triazole fungicides through treated seed ingestion in the red-legged partridge. *Environmental Research* 109928.

Fisher, A., & Rangel, J. 2018. Exposure to pesticides during development negatively affects honey bee (*Apis mellifera*) drone sperm viability. *PLoS One*, 13(12): e0208630.

Forman, R. T. & Baudry, J. 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental management*, 8(6): 495-510.

Fuhlendorf, S. D. & Engle, D. M. 2001. Restoring Heterogeneity on Rangelands: Ecosystem Management Based on Evolutionary Grazing Patterns: We propose a paradigm that enhances heterogeneity instead of homogeneity to promote biological diversity and wildlife habitat on rangelands grazed by livestock. *AIBS Bulletin*, 51(8): 625-632.

Gabriel, D., Sait, S. M., Hodgson, J. A., Schmutz, U., Kunin, W. E. & Benton, T. G. 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology letters*, 13(7), 858-869.

Gans, J., Wolinsky, M. & Dunbar, J. 2005. Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil. *Science*, 309(5739), 1387-1390.

García, J. T. & Arroyo, B. E. 2002. Intra and interspecific agonistic behaviour in sympatric harriers during the breeding season. *Animal Behaviour*, 64: 77-84.

Geiger, F., de Snoo, G. R., Berendse, F., Guerrero, I., Morales, M. B., Onate, J. J., ... & Tschardt, T. 2010. Landscape composition influences farm management effects on farmland birds in winter: a pan-European approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139(4), 571-577.

Giller, K. E., Witter, E. & Mcgrath, S. P. 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil biology and biochemistry*, 30(10-11): 1389-1414.

Giralt, D., Robleño, I., Estrada, J., Mañosa, S., Morales, M. B., Sardà-Palomera, F., Traba, J. & Bota, G. 2018. *Manual de gestión de barbechos para la conservación de aves esteparias*. Fundación Biodiversidad - Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya.

Gkisakis, V., Kollaros, D., Bàrberi, P., Livieratos, I. & Kampourakis, E. 2014. Soil arthropod diversity in organic, integrated and conventional olive orchards in Crete. *Building Organic Bridges*, 2: 579-582.

Goded, S., Ekroos, J., Domínguez, J., Guitián, J. A. & Smith, H. G. 2018. Effects of organic farming on bird diversity in North-West Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 257: 60-67.

Goded, S., Ekroos, J., Azcárate, J. G., Guitián, J. A. & Smith, H. G. 2019. Effects of organic farming on plant and butterfly functional diversity in mosaic landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 284: 106600.

Grime, J.P., 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, Chichester, UK

Guerrero, I. 2013. *Efectos de la intensificación agraria sobre la biodiversidad en agro-ecosistemas europeos*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.

Guerrero, I., Carmona, C.P., Morales, M. B., Oñate, J. J. & Peco, B. 2014. Non-linear responses of functional diversity and redundancy to agricultural intensification at the field scale in Mediterranean arable plant communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 195: 36–43.

Guerrero, I., Martínez, P., Morales, M. B., & Oñate, J. J. 2010. Influence of agricultural factors on weed, carabid and bird richness in a Mediterranean cereal cropping system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138: 103–108.

Haddaway, N. R., Brown, C., Eggers, S., Josefsson, J., Kronvang, B., Randall, N. & Uusi-Kämppä, J. 2016. The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields. A systematic map protocol. *Environmental Evidence*, 5(1): 1-11.

Halada, L., Evans, D., Romão, C. & Petersen, J. E. 2011. Which habitats of European importance depend on agricultural practices? *Biodiversity and Conservation*, 20(11): 2365-2378.

Hammesfahr, U., Bierl, R., & Thiele-Bruhn, S. 2011. Combined effects of the antibiotic sulfadiazine and liquid manure on the soil microbial-community structure and functions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 174(4), 614-623.

Hass, A. L., Kormann, U. G., Tschardt, T., Clough, Y., Baillod, A. B., Sirami, C., ... & Batáry, P. 2018. Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1872): 20172242.

Herranz, J. & Suárez, F. 1999. La Ganga Ibérica (*Pterocles alchata*) y la Ganga Ortega (*Pterocles orientalis*) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. INE. 2000. Censo

Hinsley, S. A. & Bellamy, P. E. 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of environmental management*, 60(1): 33-49.

Hoste-Danyłow, A., Romanowski, J. & Żmihorski, M. 2010. Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139(1-2): 129–133.

IFAPA, 2020. *Gestión de márgenes multifuncionales en secano para un mejor balance en carbono y biodiversidad*. Nota de prensa, disponible en: <https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/web/noticias/gestion-de-margenes-multifuncionales-en-secano-para-un-mejor-balance-en-carbono-y-biodiversidad>

José-María, L., Armengot, L., Blanco-Moreno, J.M., Bassa, M. & Sans, F.X. 2010. Effects of agricultural intensification on plant diversity in Mediterranean dryland cereal fields. *Journal of Applied Ecology*, 47: 832–840.

Kairis, O., Karavitis, C., Salvati, L., Kounalaki, A. & Kosmas, K. 2015. Exploring the impact of overgrazing on soil erosion and land degradation in a dry Mediterranean agro-forest landscape (Crete, Greece). *Arid land research and management*, 29(3): 360-374.

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. G. & Tscharntke, T. 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in ecology & evolution*, 26(9), 474-481.

Kleijn, D. & Snoeijs, G. I. J. 1997. Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology*, 1413-1425.

Kleijn, D. & Verbeek, M. 2000. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 37(2), 256-266.

Königer, J., Lugato, E., Panagos, P., Kochupillai, M., Orgiazzi, A. & Briones, M. J. 2021. Manure management and soil biodiversity: Towards more sustainable food systems in the EU. *Agricultural Systems*, 194: 103251.

Kronvang, B., Audet, J., Baattrup-Pedersen, A., Jensen, H. S. & Larsen, S. E. 2012. Phosphorus load to surface water from bank erosion in a Danish lowland river basin. *Journal of Environmental Quality*, 41(2): 304-313.

Kuussaari, M., Heliölä, J. & Luoto, M. 2004. Farmland biodiversity indicators and monitoring in Finland. *Developments in strategic landscape monitoring for the Nordic countries*, 29-40.

Lapiedra, O., Ponjoan, A., Gamero, A., Bota, G. & Mañosa, S. 2011. Brood ranging behaviour and breeding success of the threatened little bustard in an intensified cereal farmland area. *Biological Conservation* 144: 2882-2890.

Lizana, A. R. 2003. Cubiertas vegetales en el olivar. *Agricultura: Revista agropecuaria y ganadera*, (853): 504-510.

Lloveras Vilamanyà, J. 2007. Técnicas de cultivo y manejo de la alfalfa para la mejora de la calidad.

Llusia, D. & Oñate, J. J. 2005. Are the conservation requirements of pseudo-steppe birds adequately covered by Spanish agri-environmental schemes? An ex ante assessment. *Ardeola*, 52(1): 31-42.

López-Jiménez, N. (ed.) 2021. *Libro Rojo de las Aves de España*. SEO/BirdLife. Madrid.

Machtans, C. S., Villard, M. A. & Hannon, S. J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology*, 10(5): 1366-1379.

Madroño, A., González, G. G.; & Atienza, J. C. (ed.). 2004. *Libro rojo de las aves de España*. Organismo Autónomo Parques Nacionales.

Margalida, A. & Oliva-Vidal, P. 2017. The shadow of diclofenac hangs over European vultures. *Nature Ecology and Evolution*, Aug; 1(8): 1050.

Margalida, A., Sánchez-Zapata, J. A., Blanco, G., Hiraldo, F. & Donazar, J.A. 2014. Diclofenac approval as a threat to Spanish vultures. *Conservation Biology*, 28(3): 631-632.

Marín, C. E. & Marín, R. G. 2009. Tratamiento de purines de ganado porcino en España para minimizar la contaminación de suelos y su impacto ambiental. En: *Congreso Internacional sobre Desertificación 2009*.

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

Marshall, E. J. P., West, T. M. & Kleijn, D. 2006. Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113(1-4): 36-44.

Martin, E. A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., ... & Steffan-Dewenter, I. 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology letters*, 22(7): 1083-1094.

Martínez, C. 1994. Habitat selection by the Little Bustard *Tetrax tetrax* in cultivated areas of Central Spain. *Biological Conservation*, 67: 125-128.

Martínez, C. 2000. Daily activity patterns of great bustards *Otis tarda*. *Ardeola*, 47: 57-68.

Martínez, C. & De Juana, E. 1996. Breeding bird communities of cereal crops in Spain: habitat requirements. In, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz Zuasti (Eds.): *Conservation of stepparic birds and their habitats*, pp. 99-105. Junta de Castilla y León. Valladolid.

Martínez-Fernández, J. & Esteve, M. A. 2004. Assessing the sustainability of Mediterranean intensive agricultural systems through the combined use of dynamic system models, environmental modelling and geographical information systems. En: Quaddus, M. A. & Siddique, M. A. B. (ed.). *Handbook of sustainable development planning. Studies in modelling and decision support*, pp. 215-248. Cheltenham, Edward Elgar.

Martínez-Núñez, C., Manzaneda, A. J., Isla, J., Tarifa, R., Calvo, G., Molina, J. L., Salido, T., Gutiérrez, J. E. & Rey, P. J. 2019a. Low-intensity management benefits solitary bees in olive groves. *Journal of Applied Ecology*, 57: 111-120.

Martínez-Núñez, C.; Manzaneda, A. J., Lendínez, S., Pérez, A. J., Ruiz-Valenzuela, L. & Rey, P. J. 2019b. Interacting effects of landscape and management on plant-solitary bee networks in olive orchards. *Functional Ecology*, 33(12): 2316-2326.

MacLeod, A., Wratten, S. D., Sotherton, N. W. & Thomas, M. B. 2004. 'Beetle banks' as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. *Agricultural and forest Entomology*, 6(2): 147-154.

McCracken, D. I., Cole, L. J., Harrison, W. & Robertson, D. 2012. Improving the farmland biodiversity value of riparian buffer strips: Conflicts and compromises. *Journal of Environmental Quality*, 41: 355-363.

McMahon, B. J., Giralt, D., Raurell, M., Brotons, L. & Bota, G. 2010. Identifying set aside features for bird conservation and management in northeast Iberian pseudo steppes Identifying set-aside features for bird conservation and management in northeast Iberian pseudo-steppes. *Bird Study*, 57 (3): 37-41.

Mojtahedi, H., Santo, G. S., Wilson, J. H. & Hang, A. N. 1993. Managing *Meloidogyne chitwoodi* on potato with rapeseed as green manure. *Plant Disease* 77: 42-46.

Morales, M. B. & Martín, C. A. 2002. *Otis tarda* Great Bustard. *BWP Update*, 4: 217-232.

Morales, M. B., Traba, J., Carriles, E., Delgado, M. P. & García de la Morena, E. 2008. Sexual differences in microhabitat selection of breeding little bustards *Tetrax tetrax*: Ecological segregation based on vegetation structure. *Acta Oecologica*, 34(3): 345-353.

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

- Morales, M. B. & Traba, J. (ed.). 2013. *Steppe Ecosystems: Biological Diversity, Management and Restoration*. NOVA Science Publishers. New York.
- Morales, M. B., García, J. T. & Arroyo, B. 2005. Can landscape composition changes predict spatial and annual variation of little bustard male abundance? *Animal Conservation* 8:167–174.
- Morales, M. B., Guerrero, I. & Oñate, J. J. 2013a. Efectos de la gestión agraria en las aves de los cultivos cerealistas: un proceso multiescalar. *Revista Ecosistemas*, 22(1): 25-29.
- Morales, M. B., Traba, J., Delgado, M. P. & García de la Morena, E. 2013b. The use of fallows by nesting little bustard *Tetrax tetrax* females: Implications for conservation in mosaic cereal farmland. *Ardeola*, 60: 85–97.
- Moreira, F. 1999. Relationships between vegetation structure and breeding bird densities in fallow-cereal steppes in Castro Verde, Portugal. *Bird Study*, 46(3): 309–318.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la diversidad*. M&T, Sociedad Entomológica Aragonesa. Zaragoza. Disponible en: <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf>
- Mosquera-Losada, M. R., Moreno, G., Santiago-Freijanes, J. J., Ferreiro-Domínguez, N. & Rigueiro-Rodríguez, A. 2015. Sistemas agroforestales y PAC. *Ambienta*, 112: 110-124.
- Muñoz, J. T. 2011. Influencia del momento de siega sobre la productividad de la alfalfa, medida por los rendimientos en proteína y energía. *Pastos*, 5(1): 239-246.
- Muñoz-Cobo, J. & Moreno, J. 2003a. Uso del agroecosistema olivar por las aves (I): variables estructurales en la estación reproductora. *Boletín de sanidad vegetal. Plagas*, 29(1): 159-169.
- Muñoz-Cobo, J. & Moreno, J. 2003b. Uso del agroecosistema olivar por las aves (II): variables estructurales en la estación otoño-invernal. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, 29(1): 172-183. Natural England. 2013. *Entry Level Stewardship - Environmental Stewardship Handbook*, Fourth Edition.
- Naveed, M., Moldrup, P., Arthur, E., Holmstrup, M., Nicolaisen, M., Tuller, M., ... & Wollesen de Jonge, L. 2014. Simultaneous loss of soil biodiversity and functions along a copper contamination gradient: when soil goes to sleep. *Soil Science Society of America Journal*, 78(4): 1239-1250.
- Negro, M., Rolando, A. & Palestrini, C. 2011. The impact of overgrazing on dung beetle diversity in the Italian Maritime Alps. *Environmental entomology*, 40(5): 1081-1092.
- Newton, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146 (4): 579–600.
- Onrubia, A. & Andrés, T. 2005. Impact of human activities on steppic-land birds: A review in the context of Western Palearctic. Pp. 185-209. En: Bota, G., Morales, M.B., Mañosa, S. & Camprodon, J. (ed.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*. Lynx Edicions. Barcelona.
- Onrubia, A. 2022. Cultivos intensivos de olivo y almendro bajo cobertura de dehesas. *Jornada Internacional Transformaciones Agrícolas y Biodiversidad*. 11 – 12 de julio de 2022, Badajoz.
- Osterman, O. P. 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology*, 35: 968-973

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

Pajarón, M. 2007. *El olivar ecológico: aprender a observar el olivar y comprender sus procesos vivos para cuidar*. Estela (Navarra), España: La Fertilidad de la Tierra.

Palacín, C. 2019. La decadencia de la comunidad de ave en los cultivos cerealistas mediterráneos. *XV Congreso del Grupo Ibérico de Aguiluchos*. 22-24 noviembre de 2019, Valsain (Segovia).

Palacín, C. & Alonso, J. C. 2018. Failure of EU biodiversity strategy in Mediterranean farmland protected areas. *Journal for Nature Conservation*, 42: 62–66.

Panagos, P., Imeson, A., Meusburger, K., Borrelli, P., Poesen, J. & Alewell, C. 2016. Soil conservation in Europe: wish or reality? *Land Degradation & Development*, 27(6): 1547-1551.

Peco, B., Carmona, C. P., de Pablos, I. & Azcárate, F. M. 2012. Effects of grazing abandonment on functional and taxonomic diversity of Mediterranean grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 152: 27-32.

Peralta, J. M. 2005. Recomendaciones técnicas para la gestión ambiental en el manejo de purines de la explotación porcina. *Colección Libros INIA-Instituto de Investigaciones Agropecuarias*, 18.

Ponce, C., Salgado, I., Bravo, C., Gutiérrez, N. & Alonso, J. C. 2018. Effects of farming practices on nesting success of steppe birds in dry cereal farmland. *European Journal of Wildlife Research*, 64(2): 13.

Potter, M. & Lobley, M. 1992. Ageing and succession on family faros. *Sociologia Ruralis*, 32(2): 317-334.

Puigcerver, M., Rodríguez-Teijeiro, J. D. & Gallego, S. 2004. Codorniz común *Coturnix coturnix*. En: Madoño, A.; González, G. G. & Atienza, J. C. (ed.) 2004. *Libro rojo de las aves de España*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, 189.

Rey, P. J., Valera, F., Manzaneda, A. J., Alcántara, J. M., Molina-Pardo, J. L., Tarifa, R., ... & Gutiérrez, J. E. 2017. Evaluando la biodiversidad de flora y fauna en los paisajes de olivar de Andalucía.

Rey, P. J., Valera, F., Alcántara, J. M., Manzaneda, A. J., Salido, T., Ruiz, C. & Gutiérrez, J. E. 2019a. Informe de Evaluación del Estado Preoperacional de la Biodiversidad de los Olivares Demostrativos del Proyecto LIFE Olivares Vivos. Disponible en: <https://olivaresvivos.com/wp-content/uploads/2019/02/Estado-preoperacional.pdf>

Rey, P. J., Manzaneda, A. J., Valera, F.; Alcántara, J. M., Tarifa, R.; Isla, J., Molina-Pardo, J. L., Calvo, G., Salido, T., Gutiérrez, J. E. & Ruiz, C. 2019b. Landscape-moderated biodiversity effects of ground herb cover in olive groves: Implications for regional biodiversity conservation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 277: 61-73.

Rey, P. J., Camacho, F. M., Tarifa, R., Martínez-Núñez, C., Salido, T., Pérez, A. J. & García, D. 2021. Persistence of seed dispersal in agroecosystems: effects of landscape modification and intensive soil management practices in avian frugivores, frugivory and seed deposition in olive croplands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 782462.

Robleño, I., Bota, G., Giralt, D. & Recasens, J. 2017. Fallow management for steppe bird conservation: the impact of cultural practices on vegetation structure and food resources. *Biodiversity and Conservation*, 26 – 1: 133 - 150.

Rodríguez, J. C. 2000. Cubiertas vegetales en el olivar: funciones, tipos y manejo. *Vida rural*, 113, 38-40.

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

- Rodríguez, C. & Bustamante, J. 2008. Patterns of Orthoptera abundance and lesser kestrel conservation in arable landscapes. *Biodiversity and Conservation* 17: 1753–1764
- Rodríguez-Lizana, A. 2003. Cubiertas vegetales en el olivar. Agricultura. *Revista Agropecuaria*, 2003 (853), 504 p.-510 p.
- Sánchez-García, C. & Casas, F. 2018. *Las medidas agroambientales, ¿una solución para cuidar la biodiversidad agrícola? Revisión científica sobre medidas agroambientales, biodiversidad y agricultura en la Península Ibérica*. Fundación Artemisan, proyecto interFIELD. Ciudad Real.
- Sánchez-García, C. Guzmán, J. L & Casas, F. 2019. *Estrategia y manual agroambiental para la península Ibérica y resúmenes del primer Foro Agroambiental*. Fundación Artemisan, proyecto InterFIELD. Ciudad Real.
- Salido, T., Isla, J., Manzaneda, J. A., Molina-Pardo, J. L., Calvo, G., Tarifa, R., Camacho, F., Alcántara, J. M., Valera, F. & Rey, P.J. 2017. Las hormigas como indicadores biológicos en los olivares andaluces: un test de la hipótesis de la moderación de los patrones de biodiversidad por el paisaje en cultivos arbóreos estables. *XXXIII Jornadas de la Asociación Española de Entomología*. Almería, 14-17 de noviembre de 2017.
- Salvá, A.P., & Hernández-Bermejo, J. E. 1988. Floristic composition and agricultural importance of weeds in southern Spain. *Weed Research*, 28: 175–180.
- Sánchez-Piñero, F., Tinaut, A., Aguirre-Segura, A., Miñano, J., Lencina, J. L., Ortiz-Sánchez, F. J. & Pérez-López, F. J. 2011. Terrestrial arthropod fauna of arid areas of SE Spain: Diversity, biogeography, and conservation. *Journal of Arid Environments* 75: 1321-1332.
- Santos, C. P. 2000. Succession of breeding bird communities after the abandonment of agricultural fields in south-east Portugal. *Ardeola*, 47: 171-181.
- Sartorello, Y., Pastorino, A., Bogliani, G., Ghidotti, S., Viterbi, R. & Cerrato, C. 2020. The impact of pastoral activities on animal biodiversity in Europe: A systematic review and meta-analysis. *Journal for Nature Conservation*, 56: 125863.
- Scottish Government, 2018. *Cereal and oilseed rape harvest - first estimates: 2018*. Agriculture and Rural Economy Directorate.
- Shetty, K. G., Subbarao, K. V., Huisman, O. C., & Hubbard, J. C. 2000. Mechanism of broccoli-mediated Verticillium wilt reduction in cauliflower. *Phytopathology* 90 (3): 305-310.
- Smith, J., Potts, S. G., Woodcock, B. A. & Eggleton, P. 2008. Can arable field margins be managed to enhance their biodiversity, conservation and functional value for soil macrofauna? *Journal of Applied Ecology* 45(1): 269–278.
- Smith, H. G., Dänhardt, J., Lindström, Å. & Rundlöf, M. 2010. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia*, 162, 1071-1079.
- Smolinska, U. & Horbowich, M. 1999. Fungicidal activity of volatiles from selected cruciferous plants against resting propagules of soil-borne fungal pathogens. *Journal of Phytopathology* 147: 119-124.

Sotherton, N. W. 1998. Land-use changes and the decline of farmland wildlife: an appraisal of the set-aside approach. *Biological Conservation*, 83, 259–268

Stanton, R. L., Morrissey, C. A. & Clark, R. G. 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 254: 244–254.

Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzog, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L. & Ramwell, C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 152: 27-32.

Stutter, M. I., Chardon, W. J. & Kronvang, B. 2012. Riparian buffer strips as a multifunctional management tool in agricultural landscapes: introduction. *Journal of environmental quality*, 41(2): 297-303.

Suárez, F., Sainz, H., Santos, T. & González-Bernáldez, F. 1991. *Las estepas ibéricas*. MOPT. Madrid.

Suárez, F., Naveso, M. A. & De Juana, E. 1997a. Farming in the drylands of Spain: birds of pseudosteppe. En: Pain, D. J. & Pienkowski, N. W. (ed.). *Farming and birds in Europe. The common agricultural policy and its implications for bird conservation*, pp. 79-116. Academic Press, San Diego.

Suárez, F., Martínez, C., Herranz, J. & Yanes, M. 1997b. Conservation status and farmland requirements of Pin-tailed Sandgrouse *Pterocles alchata* and Black-bellied Sandgrouse *Pterocles orientalis* in Spain. *Biological Conservation*, 82: 73-80.

Suárez, F., Garza, V. & Morales, M. B. 2003. The role of extensive cereal crops, dry pasture and shrub-steppe in determining skylark *Alauda arvensis* densities in the Iberian peninsula. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95(2-3), 551-557.

Swan, G. E., Cuthbert, R., Quevedo, M., Green, R. E., Pain, D. J., Bartels, P. & Parry-Jones, J. 2006. Toxicity of diclofenac to *Gyps* vultures. *Biology letters*, 2(2): 279-282.

Tadey, M. 2015. Indirect effects of grazing intensity on pollinators and floral visitation. *Ecological Entomology*, 40(4), 451–460

Tarifa, R., Martínez-Núñez, C., Valera, F., González-Varo, J. P., Salido, T. & Rey, P. J. 2021. Agricultural intensification erodes taxonomic and functional diversity in Mediterranean olive groves by filtering out rare species. *Journal of Applied Ecology*, 58(10): 2266-2276.

Tarjuelo R., Morales M. B., Arribas L. & Traba J. 2019. Abundance of weeds and seeds but not of arthropods differs between arable habitats in an extensive Mediterranean farming system. *Ecological Research*, 34: 624-636.

Tarjuelo, R., Margalida, A. & Mougeot, F. 2020. Changing the fallow paradigm: A win-win strategy for the post-2020 Common Agricultural Policy to halt farmland bird declines. *Journal of Applied Ecology*, 57: 642–649.

Tella, J. L., Forero, M. G., Hiraldo, F. & Donazar, J. A. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel conservation and European agricultural policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology*, 12: 593-604.

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

- Tellería, J.L., Santos, T., Álvarez, G. & Sáezroyuela, C. 1988. Avifauna de los campos de cereales del interior de España. In, F. Bernis (ed.): *Aves de los medios urbano y agrícola*, pp. 174-319. SEO. Madrid.
- Thoden, T. C., Korthals, G. W. & Termorshuizen, A. J. 2011. Organic amendments and their influences on plant-parasitic and free-living nematodes: a promising method for nematode management? *Nematology*, 13(2): 133-153.
- Thomas, S. R., Goulson, D. & Holland, J. M. 2001. Resource provision for farmland gamebirds: the value of beetle banks. *Annals of Applied Biology*, 139(1): 111-118.
- Thomas, S. R., Noordhuis, R., Holland, J. M. & Goulson, D. 2002. Botanical diversity of beetle banks: effects of age and comparison with conventional arable field margins in southern UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(1-3): 403-412.
- Traba, J., Morales, M. B., García de la Morena, E. L., Delgado, M. P. & Krištín, A. 2008. Selection of breeding territory by little bustard (*Tetrax tetrax*) males in Central Spain: The role of arthropod availability. *Ecological Research*, 23(3): 615-622.
- Traba, J. & Morales, M. B. 2019. The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Scientific Reports*, 9, 9473.
- Tragsatec 2020. *Ensayos para elaborar directrices de gestión de las Superficies de Interés Ecológico y actuaciones de fomento de control biológico*. Informe inédito, Madrid.
- Tzokas, I., Liantraki, Z., & Kollaros, D. 2014. Comparison of coleopteran fauna in olive orchards under different production systems in the Messara's valley, on Crete island, Greece. *Entomologia Hellenica*, 23(1): 10-17.
- Ureña, J. E. G. 2019. *Recomendaciones para el diseño de la PAC post-2020 relativa al olivar*. Documento online, disponible en: https://olivaresvivos.com/wp-content/uploads/2019/12/Recomendaciones_Spa.pdf
- Verdú, J.R. & Galante, E. (eds.) 2006. *Libro rojo de los invertebrados de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid (*versión online*).
- Verdú, J. R., Cortez, V., Ortiz, A. J., González-Rodríguez, E., Martínez-Pinna, J., Lumaret, J. P., Lobo, J. M., Numa, C. & Sánchez-Piñero, F. 2015. Low doses of ivermectin cause sensory and locomotor disorders in dung beetles. *Scientific Reports* 5.
- Verdú, J. R., Lobo, J. M., Sánchez-Piñero, F., Gallego, B., Numa, C., Lumaret, J.P., Cortez, V., Ortiz, A. J., Tonelli, M., García-Teba, J. P., Rey, A., Rodríguez, A. & Durán, J. 2018. Ivermectin residues disrupt dung beetle diversity, soil properties and ecosystem functioning: an interdisciplinary field study. *Science of the Total Environment*, 618: 219-228.
- Vicente, M. L., Martín, S. Á. & Salem, N. B. 2019. Los beneficios del mantenimiento de cubiertas vegetales en viñedos de secano. *Somontano: Boletín informativo*, 50: 4-5.
- Vickery J. A., Bradbury R. B., Henderson I. G., Eaton, M. A. & Grice, P. V. 2004. The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation*, 119: 19-39.

Diseño y edición de un manual de directrices de gestión y uso de indicadores en medios agrarios

Vickery, J. A., Feber, R. E. & Fuller, R. J. 2009. Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133: 1–13.

Villa, M., Santos, S. A., Aguiar, C. & Pereira, J. A. 2020. Plants Biodiversity in Olive Orchards and Surrounding Landscapes from a Conservation Biological Control Approach. *Biology and Life Sciences Forum*, 4, (1): 66.

Vought, L. B. M., Pinay, G., Fuglsang, A. & Ruffinoni, C. 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and urban planning*, 31(1-3): 323-331.

Wiens, J. A. 1974. Habitat heterogeneity and avian community structure in North American grassland birds. *American Midland Naturalist*, 91: 195–213.

Winter, S., Bauer, T., Strauss, P., Kratschmer, S., Paredes, D., Popescu, D., Landa, B., Guzmán, G., Gómez, J. A., Guernion, M., Zaller, J. G. & Batáry, P. 2018. Effects of vegetation management intensity on biodiversity and ecosystem services in vineyards: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55: 2484-2495.

Wolfe, D. 2000. Summer covers relieve compaction. En: Clark, A. (coord.) *Managing Cover Crops Profitably*, 2^a ed., Sustainable Agriculture Network, Beltsville.

Wuczyński, A., Kujawa, K., Dajdok, Z. & Grzesiak, W. 2011. Species richness and composition of bird communities in various field margins of Poland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141(1–2): 202–209.

Zollinger, J. L., Birrer, S., Zbinden, N. & Korner-Nievergelt, F. 2013. The optimal age of sown field margins for breeding farmland birds. *Ibis* 155(4): 779–791.