

### TESIS DOCTORAL

*Sistemas de manejo y diversidad arvense en cultivos herbáceos mediterráneos*

**Autora:**

***María Remedios Alarcón Víllora***

**Directoras:**

*Ana María Sánchez Álvarez Eva Hernández Plaza*

**Programa de Doctorado de Conservación de Recursos Naturales Escuela Internacional de Doctorado**

**2021**

*Me dijeron: O te subes al carro*

*o tendrás que empujarlo.*

*Ni me subí ni lo*

*empujé. Me senté en la cuneta y alrededor de mí,*

*a su debido tiempo, brotaron las amapolas.*

***Gloria Fuertes***

**AGRADECIMIENTOS.**

Ufff, en un proceso que lleva tanto recorrido difícil no dejarme a alguien. Pero quiero dar las GRACIAS con mayúsculas a todas las personas que me han enseñado algo para que en la elección de mi camino haya llegado hasta aquí. Aunque hay algunas con las que no puedo desaprovechar esta ocasión.

En primer lugar, quiero dar las GRACIAS a mi madre y a mi padre. A mi madre por dejar que le llenase las macetas de semillas de todas las plantas que me encontraba, por regalarme el *Quimicefa* y, sobre todo, por dejarme ser. A mi padre por contarme el secreto de las semillas que germinaban entre algodón y las plántulas se morían pasados unos días. Así comenzó mi curiosidad que dio lugar a mi primer experimento, sembrando un garbanzo en una maceta y compartiendo los resultados por carta con mi prima. Gracias a mi familia porque saber que estáis ahí es grande. Gracias hermana, hermano. Gracias María José, Pepe, Vera, Raj, Paula, Alonso, Maruja, Julia y Ernesto. Porque en esa gran familia el hecho de saberte querida es un aliento para empezar proyectos que parece que ya no tocaban, más allá de los cincuenta…….

Gracias a mis amigas. Las empoderhadas (Belén, Sandra, Virgi) por darme ánimo y confianza en momentos de bajon. A mis amigas verduriles (María, Vanessa, Isa, Sonia) por compartir ratos de nervios en las cañitas de los martes. A mis vecinas de huerto Rosa y Asun por estar ahí. A mis amigas ecofeministas (Tatiana, Gema, Fátima, Dori) por generar espacios para contar nuestras preocupaciones. Me habéis soportado mucho tiempo el rollo sobre la tesis. Gracias.

Gracias a muchas de las personas que en algún momento habéis compartido parte del trabajo que tanto me fascina y me habéis enseñado cosas. Porque habéis estado en mi largo proceso de aprendizajes: Pilar, Águeda, Miguel, Javier Tardío, Higinio, Gonzalo, Cristina, Laura y algunas más….

Gracias a Luis y a María Jesús por acogerme en el equipo de malherbologia. Aprender a identificar las plántulas de arvenses ha sido una grata experiencia, acompañados de Noelia y Andrés. Sobre todo, GRACIAS Andrés por estar tan atento en este tiempo estresante de preparación de la tesis. Sin tu apoyo no podríamos seguir avanzando. Y, gracias *a mi otro* Andrés. Tu incorporación al equipo, cargado de aire fresco, es una oportunidad de emprender nuevos proyectos. A los secanos les queda mucho que rascar y, espero que podamos con ello.

Gracias a Txema y Adrián por entender que todo suma. Si ellos no me hubiesen abierto las puertas de la URJC no estaría aquí. Gracias.

Gracias a mis Dos Directoras de tesis. Habéis sido capaces de integrar los cuidados durante este proceso de tesis, lo que me ha permitido sentirme guiada y cuidada, demostrando, como si de una lección de ecología se tratase, que son dos cosas compatibles. Sin vosotras no hubiera llegado aquí. Voy a echar de menos vuestras correcciones con las que he aprendido mucho. Gracias a Ana, por atreverse a iniciar esta aventura de la “agroecología” con una desconocida y no negarse a dirigirme la tesis. GRACIAS. Y, como no podría ser de otra manera, gracias a Eva por creer tanto en mí. Gracias por el impulso cuando más lo necesitaba. Gracias por ser una persona tan íntegra en todos los espacios por los que transitas, hasta en la dirección de la tesis. GRACIAS.

Por último, gracias a los míos, a los más próximos, a los que les ha tocado ver lo peor de mí y me siguen queriendo. A Paco, mi compañero que me ofrece la calma cuando me quiebro. Gracias por comprenderme más que nadie en el mundo. Gracias a mis adolescentes favoritos. A mi primer retoño Jaime, por su saber estar, sus silencios cargados de mensajes y sus fotos. Gracias a mi segunda “retoña”, por traernos la esperanza con su revolución particular. Gracias por comprender tan bien las cosas que verdaderamente importan. GRACIAS.

### INDICE

[RESUMEN 1](#_TOC_250003)

[ABSTRACT 7](#_TOC_250002)

CAPÍTULO 1. Introducción General 13

[Objetivos 33](#_TOC_250001)

[Estructura de la tesis 35](#_TOC_250000)

CAPÍTULO 2. Metología General 47

CAPÍTULO 3. Transición del paradigma de las arvenses: relaciones entre las prácticas agrícolas, el rendimiento de los cultivos y las comunidades arvenses

en los agrosistemas mediterráneos de secano 63

CAPÍTULO 4. Effects of no-tillage and non-inversion tillage on weed community diversity and crop yield over nine years in a Mediterranean cereal-legume cropland 101

CAPÍTULO 5. Climate and tillage system drive weed communities` functional

diversity in a mediterranean cereal-legume rotation. 125

CAPÍTULO 6. Manejo y diversidad de las comunidades arvenses en las estepas cerealistas: propuestas para una gestión sostenible. Artículo de revisión 157

CAPÍTULO 7. Discusión General 187

CAPÍTULO 8. Conclusiones 203

##### RESUMEN

Antecedentes

Las especies arvenses, las plantas silvestres que acompañan a los cultivos, son un componente fundamental de la biodiversidad de los agrosistemas. Recientemente se ha señalado la importancia de mantener comunidades arvenses diversas para mitigar sus efectos negativos sobre el rendimiento del cultivo y proveer diferentes servicios ecosistémicos. Se cuestiona, así, el paradigma de la agricultura convencional, que enfatiza los efectos adversos de las arvenses y orienta las prácticas de manejo hacia su eliminación. Al tiempo, surge la necesidad de identificar prácticas alternativas que hagan compatibles la renaturalización y la sostenibilidad de los agrosistemas. En este proceso es clave determinar las relaciones que se establecen entre el cultivo y los distintos aspectos de la estructura de las comunidades arvenses. Además, se deben identificar los procesos biológicos afectados por las prácticas agrícolas. Las aproximaciones funcionales basadas en rasgos respuesta-efecto, son una buena opción en este sentido. A través de cambios en rasgos funcionales clave, propiciados por distintos manejos, podemos identificar aquellos que maximizan la diversidad funcional de las comunidades arvenses y reducen su competitividad con el cultivo.

La singularidad de los cultivos herbáceos de secano mediterráneos hace que el estudio de la relación entre las arvenses y el cultivo en estos agrosistemas sea especialmente urgente. Paradójicamente, y a pesar de su importancia territorial y socio-económica, no se dispone de suficientes estudios que, desde una perspectiva ecológica, evalúen esta interacción ni la forma de modularla que tienen las prácticas agrícolas. En estos sistemas, el manejo más común se basa en una rotación bienal de cereal-barbecho o cereal-leguminosa, con aportación de N, P y K mediante fertilizantes inorgánicos y eliminación de las arvenses antes de sembrar mediante el laboreo. Para mantener la sostenibilidad de estos sistemas, una alternativa de manejo podría consistir en la reducción de la fertilización y del laboreo, utilizando diferentes tipos de labores de conservación que no invierten el perfil del suelo.

##### Objetivos y metodología

En esta tesis nos planteamos, en el marco de los sistemas de cultivos herbáceos de secano mediterráneos, identificar la respuesta del cultivo y de las comunidades arvenses a las prácticas agrícolas en una rotación cereal-leguminosa. Para ello consideramos los siguientes objetivos específicos: i) determinar en qué medida la intensidad del laboreo y de la fertilización afectan a la diversidad y abundancia de las comunidades arvenses, al rendimiento del cultivo y a la relación entre ambas, considerando la variabilidad climática propia del mediterráneo (Cap. 3); ii) profundizar en los efectos de los distintos sistemas de laboreo de conservación sobre el rendimiento de los cultivos y sobre la diversidad taxonómica y la composición de las comunidades arvenses(Cap. 4); iii) identificar los procesos ecológicos sobre los que actúan los sistemas de laboreo de conservación que regulan la relación arvense- cultivo, a través de los cambios en la estructura funcional de la comunidad arvense (Cap. 5); iv) revisar la información existente sobre los efectos de las diferentes prácticas agrícolas que se han propuesto para el manejo de las comunidades arvenses en los sistemas cerealistas de secano mediterráneos (Cap. 6). La información obtenida servirá para establecer una propuesta de manejo de estos agrosistemas mediterráneos orientada a conservar la diversidad de las arvenses sin riesgo para las cosechas.

Para abordar estos objetivos utilizamos una aproximación experimental (Cap. 3, 4 y 5) que complementamos con una revisión bibliográfica (Cap. 6). Para la parte experimental contamos con dos ensayos: uno sobre reducción de la intensidad de las prácticas agrícolas y otro con diferentes tipos de laboreo de conservación. Los ensayos se desarrollaron en la Finca El Encín (Alcalá de Henares, Madrid, España) durante 13 campañas agrícolas con el objetivo de incluir en el estudio la variabilidad que caracteriza al clima mediterráneo. Además, el diseño experimental contemplaba parcelas de gran tamaño (400 m2) con la finalidad de estudiar los manejos de los cultivos de una manera realista y asimilable a lo que ocurre en las fincas agrícolas.

Ambos ensayos se desarrollaron sobre una rotación de cereal-leguminosa de grano. En el ensayo de reducción de la intensidad, que sirvió para elaborar el capítulo 3, se compararon, durante cuatro campañas, los efectos de tres sistemas de laboreo (convencional, laboreo mínimo y no laboreo) y dos dosis de fertilización (convencional y reducida al 50%). El ensayo de laboreo de conservación comparaba tres sistemas (laboreo de subsuelo, laboreo mínimo y no laboreo) durante nueve campañas agrícolas. Con los datos de este ensayo se han elaborado los capítulos 4 y 5.

Los sistemas de laboreo realizados se caracterizan por su grado de intensidad en términos de profundidad e inversión de las capas del suelo. Laboreo convencional con inversión de la capa de suelo a 30 cm de profundidad fue el de mayor intensidad. Los laboreos de conservación, que no invierten las capas de suelo fueron, en orden de intensidad: laboreo de subsuelo a 30 cm con subsolador, laboreo mínimo a 15 cm con arado chisel y no laboreo que dependen de una aplicación herbicida en pre-siembra y se realiza con una sembradora específica de siembra directa. Respecto a la fertilización, en el momento de la siembra o sementera, se utilizaron fertilizantes compuestos (NPK) y en el inicio de encañado en cereales se realizó el abonado nitrogenado o de cobertera. El rendimiento del cultivo se calculó, para cada parcela, a partir del peso de la cosecha obtenida con una micro-cosechadora en dos bandas de 1,40 m X 30 m. Las comunidades arvenses se muestrearon anualmente en todas las parcelas, utilizando 10 marcos de 0,1 m2 y registrando el número de individuos de cada especie. Se obtuvo el valor promedio por especie de varios caracteres funcionales relacionados con la adquisición de recursos (área foliar específica, altura de la planta y hábito de crecimiento) y la regeneración de las plantas (peso de las semillas, estructuras de dispersión, tiempo de emergencia, índice de longevidad y pericarpio en las semillas). Unos caracteres se midieron en individuos recogidos en un barbecho próximo a la zona de estudio y otros se obtuvieron de las bases de datos especializadas. La diversidad taxonómica se estimó con la riqueza de especies y los índices de diversidad y equitatividad de Simpson. La estructura funcional de las

comunidades se caracterizó a partir del valor medio de cada rasgo ponderado por la abundancia (CWM) y su diversidad en la comunidad, utilizando la distancia media entre pares (MPD). También se calculó un índice de diversidad funcional global utilizando el valor de todos los rasgos.

##### Resultados

El análisis global del sistema realizado en el capítulo 3 mostró que: i) el clima es el factor más determinante, afectando a todos los componentes del agrosistema; ii) el laboreo es la práctica agrícola con mayor influencia sobre el funcionamiento del sistema, especialmente sobre la estructura de las comunidades arvenses; iii) la reducción de la fertilización no afectó a las comunidades arvenses ni al rendimiento de las leguminosas y tuvo un efecto positivo sobre el rendimiento de cereales; iv) la interacción entre el cultivo y las arvenses es dependiente del tipo de cultivo. En cereales la diversidad y la abundancia de las comunidades arvenses están relacionadas negativamente, lo que lleva a establecer una relación indirecta pero positiva entre la diversidad arvense y el rendimiento del cultivo.

En el capítulo 4, al profundizar en los efectos de tres laboreos de conservación se observó que ninguno de ellos propició un mayor rendimiento del cultivo, ni una mayor diversidad de especies arvenses de manera consistente en el medio plazo. Sin embargo, sí dieron lugar a comunidades arvenses distintas en su composición (Cap. 4). En el capítulo 5 se identificó que estas diferencias en la composición se relacionan con el filtrado diferencial, producido por los distintos laboreos, sobre la estructura funcional de la comunidad arvense, siendo los rasgos regenerativos los que mostraron mayor respuesta (Cap. 5). Esto resulta en una diferenciación de la estructura funcional de la comunidad arvense de no laboreo frente a las de laboreo de subsuelo y laboreo mínimo. Concretamente, en no laboreo se favorecen los atributos ligados a una emergencia más temprana, la cual podría estar asociada negativamente con el rendimiento.

Finalmente, la revisión bibliográfica del capítulo 6 puso de manifiesto la carencia de estudios que documenten los efectos de las prácticas agrícolas en la estructura de las comunidades arvenses en el contexto mediterráneo. Concretamente, se apreció la falta de trabajos que justifiquen la conveniencia de las prácticas de no laboreo y de dosis elevadas de fertilización como estrategias para lograr comunidades arvenses diversas y poco competitivas con el cultivo.

##### Conclusiones

La importancia del clima sobre el funcionamiento de los sistemas cerealistas de secano mediterráneos señala la imposibilidad de asumir resultados obtenidos en otros contextos climáticos y la necesidad de contemplar la variabilidad climática en el medio y largo plazo. El análisis de la interacción cultivo-arvenses debe considerar los distintos aspectos que caracterizan la estructura de las comunidades arvenses (abundancia, composición, diversidad de especies y diversidad funcional) integrando los efectos que las prácticas agrícolas tienen sobre esta estructura. En este sentido, nuestros resultados evidencian la limitada eficacia de la fertilización y señalan a los laboreos reducidos, de subsuelo y mínimo, como los sistemas que mejor garantizan el equilibrio entre la conservación de la diversidad de las comunidades arvenses y el rendimiento del cultivo. Los efectos diferenciados de las prácticas agrícolas en cada tipo de cultivo y las interacciones cultivo-arvenses que se establecen evidencian el papel clave que pueden jugar las rotaciones en la diversificación de estos agrosistemas. Finalmente, la presente tesis permite vislumbrar como la gestión planificada de la diversidad funcional arvense puede ser una vía para conseguir compatibilizar diversidad y sostenibilidad en los cultivos herbáceos mediterráneos.

##### ABSTRACT

Background

Weeds - wild plants that grow alongside crops - are a basic component of the biodiversity of agroecosystems. Conserving diverse weed communities has recently been recognised as important in reducing the negative effect of these plants on crop yields, and in maintaining the different ecosystem services they provide. This calls into question conventional agricultural paradigm which emphasises the adverse effects of weeds and the need for management practices that eliminate them. Rather, practices that make rewildering and the sustainability of agroecosystems compatible are required. This, of course, necessitates that the relationships between crop plants and the different characteristics of weed communities, as well as the biological processes affected by agricultural practices, be well understood. Functional approaches based on effect-response traits can be used to make headway in this regard: by examining the changes in key functional traits produced by different management practices, those that maximise the functional diversity of weed communities can be identified, and the competition between weeds and crop plants reduced.

Understanding the relationships between crops plants and weeds is especially urgent in the setting of Mediterranean dryland crops. Despite the socioeconomic and land- use importance of these agroecosystems, crop-weed interactions have not been assessed from an ecological standpoint, nor have the effects of agricultural practices on these interactions been studied. The most common type of management in these systems is biannual cereal/fallow or cereal/legumes rotation, with the provision of inorganic NPK fertilizer, and weed removal by tillage before sowing. An alternative for maintaining the sustainability of these systems could be to reduce the use of fertilizer and to move towards conservation tillage systems that do not involve turning the soil.

##### Objectives and methodology

The present thesis examines how different agricultural practices affect Mediterranean dryland crops and their weed communities in a cereal-legume crop rotation. The following are examined and discussed: i) the influence of tillage intensity and fertilization on the diversity and abundance of weed communities, on crop yields, and on the relationship between crop yield and weeds, taking into account the variability of Mediterranean climate (Chapter. 3); ii) the effects of different conservation tillage systems on crop yields, on taxonomic diversity, and on the composition of weed communities (Chapter 4); iii) the effect of conservation tillage systems on the ecological processes that regulate the crop-weed interaction by affecting the functional structure of weed communities (Chapter 5); and iv) the information available on the effects of proposed strategies for the management of weed communities on these agroecosystems (Chapter 6). A final proposal is then made regarding how Mediterranean agroecosystems might be managed to conserve weed diversity without risk to crops.

To assess these objectives an experimental approach (Chapters 3, 4 and 5) together with a literature review was used (Chapter 6). The experimental part involved two trials: one in which the intensity of agricultural practices employed was reduced, and one involving three types of conservation tillage. These trials were performed at the *Finca El Encín* (Alcalá de Henares, Madrid, Spain) over 13 agricultural seasons, thus taking into account the variation that characterises the Mediterranean climate. Large plots were used (400 m2) to better reflect true farming conditions. Both trials were performed on a cereal-grain legume crop rotation. The trial that focused on the reduction of management intensity used a split-plot experimental design with two treatments, i.e., tillage (conventional tillage, minimum tillage and no tillage) and fertilizer dose (normal and 50% doses). It lasted four growing seasons and the results are discussed in Chapter 3. For nine more growing seasons three conservation tillage

systems (subsoil tillage, minimum tillage and no tillage) were further compared. The results of this conservation tillage experiment are discussed in Chapters 4 and 5.

Tillage systems analysed in this thesis were characterised regarding the depth at which the tillage was performed and whether or not they turned the soil. In this manner conventional tillage represents the highest tillage intensity. It consisted of mouldboard ploughing- turning the soil- to an average depth of 30 cm. Conservation tillage systems, those that do not invert soil profile, were: subsoil tillage which entails ploughing with a vertical blade to a depth of 30 cm, minimum tillage which also involves a vertical tillage with a chisel but only to a depth of 15 cm, and no-tillage but the use of a herbicide before sowing the crops using a multi-purpose direct-drill. Regarding fertilization, inorganic fertilizers (NPK) were used at sowing time in both crops and an additional nitrogen fertilizer was applied in cereals at stem elongation stage. Crop yield was estimated in each plot and year by harvesting two 1.40 m X 30 m strips with a combine harvester. The number of weed species and their abundance (number of individuals per species) was recorded in 10 quadrats (0.1 m2) per plot every year—at stem elongation for the legume crop and at early tillering for the cereal crop. For each weed species data on traits linked to plant resource acquisition (specific leaf area, plant height at maturity and growth habit) and on traits related to dispersal and regeneration strategies (seed weight, emergence time, longevity index, the presence of seed dispersal structures and of pericarp) were obtained measuring plants from a nearby fallow area. When plants were not available for these measurements, data were obtained from the literature and from public databases.

Species richness and Simpson’s diversity and evenness indexes were computed as measures of weed taxonomic diversity. The functional structure of weed communities was characterized by the mean value of each trait in the community, taking into account the abundance of each weed species (community weighted means, CWM) and by its diversity (mean species pairwise dissimilarity, MPD). A multitrait MPD considering all traits together was also computed.

##### Results

The overall analysis provided in Chapter 3 reveals: i) that climate is the most important factor affecting all the components of the agroecosystem; ii) that tillage is the management practice that most affects the functioning of the system, especially the structure of weed communities; iii) the reduction of fertilizer dose did not affect weed communities, nor legume crop yield, but had a positive effect on wheat yield; iv) the relationship between crop and weeds depends on crop type. In cereals, the diversity and abundance of weed communities are inversely related which leads to an indirect but positive relationship between weed diversity and crop yield.

Chapter 4, highlights how none of the three conservation tillage systems led to any greater crop yield, nor any greater weed diversity in the mid term. However, they did give rise to weed communities that differed in their composition. Chapter 5 underlines that these differences in composition are related to the variable intensity in filtering processes associated with the different tillage strategies. Overall weed regenerative traits were the features most affected. This led to differences between the functional structure of weed communities from no tillage systems compared to those of subsoil and minimum tillage systems. Specifically, no-tillage favoured attributes linked to early emergence, which might have a negative effect on crop yield.

Finally, the literature review in Chapter 6 underlines the lack of studies that have been performed on the effects of agricultural practices on weed community structure in the Mediterranean area. Indeed, no scientific evidence was found to justify the use of high doses of fertilizer alongside no-tillage as strategies to achieve diverse weed communities that compete little with crops.

##### Conclusions

The detected importance of climate on Mediterranean dryland crops underscores the need to contemplate how mid and long term climatic variation might affect these systems. Further, it advises against extrapolating experimental findings from different climate areas. When analysing crop-weed interactions, the different features that characterise weed communities (abundance, composition, species diversity and functional diversity) need to be taken into account, and the effects of agricultural practices on these features understood. The present results highlight the ineffectiveness of traditional fertilizer doses, and show subsoil and minimal tillage to better guarantee both weed diversity and crop yield. The distinct effects of agricultural practices on the different crop types studied (i.e., cereals and legumes), and on the crop-weed interactions, emphasize the potential role of crop rotations as a diversification measure in these agroecosystems. Finally, the results from this thesis suggest that an informed management of weed functional diversity could be useful to find a balance between biodiversity conservation and sustainability in Mediterranean herbaceous crops.

# CAPÍTULO 1

## Introducción General

Los agrosistemas como unidad funcional para el abastecimiento humano La agricultura ha sido la actividad que más ha contribuido a garantizar la provisión de alimentos, fibras, combustibles y herramientas. Para ello múltiples ecosistemas naturales han sido antropizados con el objetivo de favorecer su función principal de abastecimiento humano, pasando a denominarse agrosistemas (Foley et al., 2011). En la actualidad estos ecosistemas ocupan unos 48 Mkm2 en todo el planeta (FAOSTAT, 2018). Es decir, el equivalente al 50% de todo el suelo no cubierto de nieve. A nivel de la Unión Europea (UE) representan el 50% del territorio, alrededor de 178 Mha. Al ocupar esta gran superficie, adquieren una gran relevancia a nivel territorial, determinando a escala de finca, local y regional, los principales flujos energéticos, los ciclos de los nutrientes y la biodiversidad (Tamburini et al., 2020). Como parte integrada en el territorio son receptores de servicios de regulación de los ecosistemas adyacentes y, también, ejercen de proveedores de dichos servicios hacia esos mismos ecosistemas (Aviron et al., 2018; Martin et al., 2019; Smith et al., 2020).

La extracción de nutrientes y materiales en el momento de las cosechas y la utilización de insumos exógenos son dos de los procesos que explican la singularidad de los agrosistemas. Estos, además de regirse según las reglas de funcionamiento de los ecosistemas naturales (Vandermer y Perfecto, 2018), están condicionados por factores sociales, políticos y económicos del entorno donde se ubican. De tal forma, que la productividad de cada sistema agrario particular depende de factores físicos como la fertilidad del suelo o el clima, pero también de factores antrópicos que en último término se concretan en una serie de prácticas agrícolas. Esto explica la gran diversidad de sistemas de cultivo que, desde el Neolítico, se han desarrollado a nivel regional, y las complejas relaciones de interdependencia establecidas entre el contexto ecológico y el contexto socio-político (van Wart et al., 2013). En el último siglo, sin embargo, las especificidades regionales se han diluido como consecuencia de la mecanización primero y de la globalización de los mercados más recientemente. Especialmente en las últimas décadas hemos presenciado una auténtica revolución

de la práctica agrícola que ha supuesto el tránsito de la agricultura tradicional a otros modelos de manejo.

La agricultura tradicional se caracterizaba por el uso sostenible de los recursos naturales mediante manejos agrícolas que permitían una gestión circular y muy eficiente de la materia orgánica del suelo. La intensificación del cultivo se ajustaba de tal forma que era posible mantener la biodiversidad y la fertilidad del suelo asegurando una productividad continuada en el tiempo y la resiliencia de los agrosistemas (Titonell, 2020). Con ligeros cambios y adaptaciones de sus manejos, estos modelos agrarios perduraron hasta bien entrado el siglo XX (Mazoyer y Roudar, 2016). La transformación que apareció con la llamada Revolución Verde se generalizó en la segunda mitad del siglo XX, con el desarrollo y el establecimiento de diferentes prácticas agrícolas, consideradas más eficaces que las anteriores. En realidad, se produjo un cambio del antiguo paradigma agrario por un nuevo modelo de producción agroalimentaria que se ha venido a llamar agricultura convencional. Se sustituyeron los modelos regionalizados de agricultura tradicional, que estaban totalmente ligados al mantenimiento de la funcionalidad de los agrosistemas con profundos cambios estructurales que transformaron el mundo rural. Se implantó un sistema productivo altamente dependiente de procesos de capitalización, con inversiones elevadas en tecnología, y de fuentes de energía de bajo precio, fundamentalmente las derivadas del petróleo (González-Molina et al., 2020). Adicionalmente, la producción agraria convencional remplazó las funciones biológicas de la biodiversidad por insumos externos en forma de energía y agroquímicos y redujo la sostenibilidad de los agrosistemas (Kleijng et al., 2011).

El aumento de la disponibilidad de nutrientes para las plantas, debido a las aplicaciones de fertilizantes inorgánicos, facilitó la intensificación de las rotaciones y la tasa de cultivo por superficie. En algunos casos, se pudieron cultivar más especies por campaña agrícola, que solían ser nuevos cultivos con elevado valor de mercado, incluso se generalizaron los monocultivos de cereales (Pretty y Bharucha, 2014). Esta

transformación, favoreció el incremento de beneficios económicos (Pretty, 2007; Pretty et al., 2018), al menos en los sistemas más productivos. Sin embargo, en áreas marginales como muchas de las sometidas a clima mediterráneo, las nuevas prácticas se implantaron sin que mediara un análisis riguroso de su sostenibilidad económica en el medio y largo plazo. Por supuesto, tampoco se acompañó esta transformación de un análisis sobre sus consecuencias ecológicas.

Al cabo de unas décadas se empezaron a observar las consecuencias de implantar un sistema agrario orientado, exclusivamente, hacia la obtención de elevados rendimientos y beneficios económicos. Aparecieron problemas socio-económicos asociados a la generación de excedentes, y problemas de carácter ecológico a consecuencia de los impactos ambientales (Tilman et al, 2002; Cassman et al, 2003). Uno de los más graves ha sido la pérdida de la biodiversidad, asociada a la intensificación de los manejos y cuyos efectos negativos se han podido observar a escala de finca, local y regional (Bretagnolle y Gaba, 2015). Dicha pérdida de diversidad se debe al efecto de prácticas agrícolas concretas, por ejemplo, muchas plantas silvestres han desaparecido de los campos de cultivo por exceso de laboreo y de fertilización inorgánica o de aplicaciones de fitosanitarios (Kleijn, et al., 2011). Además, la introducción de monocultivos con variedades de elevado rendimiento, fuertemente dependientes de insumos, ocasionó la pérdida de variedades tradicionales y la desaparición de los campos de algunas especies cultivadas (Negri et al., 2009). Por otra parte, los cambios asociados al incremento del tamaño de las parcelas hicieron desaparecer lindes y ribazos, lo que significó la homogenización y simplificación de los paisajes (Baessler y Klotz, 2006). El resultado fue una agricultura de reducida resiliencia, cuya vulnerabilidad ante el desarrollo de nuevas plagas y enfermedades incrementa su dependencia de insumos exógenos, por ejemplo, de la utilización de herbicidas y fertilizantes inorgánicos.

La necesidad de frenar o revertir los efectos negativos que la agricultura convencional produjo sobre el funcionamiento de los agrosistemas trajo consigo la aparición de

nuevos modelos de la práctica agraria. Entre las alternativas propuestas para los grandes cultivos destacan, la agricultura de precisión, la agricultura integrada o la agricultura de conservación (Pretty, 2007). Todas ellas se gestaron con el objetivo común de garantizar la sostenibilidad de la agricultura, a nivel productivo y a nivel ambiental. Un poco más tarde, bajo los postulados de la agroecología (Altieri, 1999), se han sucedido modelos que integran el concepto de intensificación ecológica o intensificación sostenible (Pretty et al., 2018). Su fundamento es el diseño de estrategias basadas en la ecología, siendo el manejo de la biodiversidad un elemento clave (Duru et al., 2015; Power, 2010). A pesar de las diferencias conceptuales que sustentan cada modelo, de forma más o menos consistente, todos ellos están dirigidos a la reducción de la dependencia de insumos externos y a la conservación de la biodiversidad de los agrosistemas para asegurar la provisión de servicios ecosistémicos además del abastecimiento (Pretty, 2007).

Los modelos agroecológicos se caracterizan por incluir la ecología en la planificación del manejo de los cultivos. Sin embargo, adaptar la teoría ecológica a la práctica agrícola no resulta siempre una tarea sencilla. Además, la aceptación por parte de los agricultores de los cambios que exige el nuevo modelo tampoco resulta fácil. Para lograr su aceptación es preciso identificar prácticas agrícolas que sean eficaces y adecuadas a escala del agrosistema (Ward et al. 2014; Neve et al. 2018). Aunque también se precisa del apoyo político que no siempre ha acompañado. En estos momentos y con perspectivas de futuro, parece prometedora la estrategia “Farm to fork” del Pacto Verde Europeo. Su objetivo es atender los retos futuros de sostenibilidad en el ámbito territorial de los recursos naturales y alimentarios. De lograrse su implantación, se promoverá el desarrollo de medidas orientadas a la reducción del uso de productos fitosanitarios. Esta estrategia abre una puerta al cambio de paradigma al favorecer una mayor integración de la ecología en el diseño de los sistemas agrarios (COM381, 2020). Sin embargo, para cumplir con estos objetivos se precisa un marco conceptual robusto, capaz de favorecer la práctica de

una agricultura orientada a generar procesos de conservación de la biodiversidad, incluido su manejo, que asegure la provisión de diferentes servicios ecosistémicos.

##### La biodiversidad como herramienta en la conservación de la funcionalidad de los agreocosistemas

La biodiversidad, como propiedad de los agrosistemas, está mediada por las decisiones de los agricultores a través de las prácticas agrícolas y de los procesos de selección y mejora. También lo está por las condiciones edáficas y climáticas. Debido a la singularidad que la biodiversidad adquiere dentro de los agrosistemas se pueden distinguir dos categorías: planificada y asociada (Vandermer y Perfecto, 2018). La biodiversidad planificada, que corresponde a las especies domesticadas para su cultivo, se originó en respuesta a las presiones selectivas de las primeras sociedades campesinas y ha continuado con los procesos de mejora genética, dando lugar a las razas animales en ganadería y a las variedades vegetales en agricultura (Iriondo et al., 2017; Milla et al., 2018). Un elevado nivel de biodiversidad planificada permite asegurar las cosechas y reduce la vulnerabilidad de los cultivos frente a plagas y enfermedades (Constanzo y Bàrberi, 2014). En el contexto actual, también sirve como mecanismo de adaptación al cambio climático (Tamburini et al., 2020). Por otra parte, la biodiversidad asociada, que integra el conjunto de biodiversidad silvestre del agrosistema, está representada por especies espontáneas o introducidas de todos los niveles tróficos, por ejemplo, aves, artrópodos, hierbas, microorganismos del suelo. Estas dos categorías de biodiversidad (asociada y planificada), que se han definido desde el ámbito agronómico, tienen un importante valor ecológico. De tal forma que su papel en el funcionamiento de los agrosistemas es complejo, participando en diversas funciones dentro de estos sistemas. Así, por ejemplo, en relación a la diversidad planificada incluir leguminosas en las rotaciones de cultivo mejora la eficiencia del sistema al fijar nitrógeno atmosférico (Stagnari et al., 2017), incluso la utilización de mezclas de cultivos se ha visto que mejora la eficiencia en el uso de nutrientes en los sistemas con efectos sobre su productividad (Jensen et al., 2020;

Schöb et al., 2015). Respecto a la diversidad asociada, algunas especies tienen efectos beneficiosos, por ejemplo, los microorganismos que intervienen en procesos de descomposición de la materia orgánica (Tamburini et al., 2020). Otras especies, en cambio, tienen un efecto negativo, por ejemplo, algunas hierbas que pueden reducir las cosechas (Oerke, 2006), aunque también se han señalado sus efectos beneficiosos, por ejemplo, por su papel en la conservación de polinizadores (Blaix et al., 2018). Incluso, hay especies neutras que no intervienen directamente sobre el funcionamiento del agrosistema, pero forman parte de los espacios semi-naturales próximos a los cultivos, por ejemplo, las especies que conforman los setos en lindes y bordes de caminos (Clergue et al., 2005). Estos elementos y la biodiversidad que albergan cumplen una importante función en la relación con los ecosistemas colindantes como zonas de aprovisionamiento de alimento y refugio, o como corredores que proporcionan conectividad entre fragmentos de hábitats naturales (Duru et al., 2015). Esta biodiversidad asociada, que aparentemente está menos sometida a las presiones de selección que las plantas cultivadas (Iriondo et al., 2017; Vandermer y Perfecto, 2018), también ha evolucionado en respuesta a los efectos de las prácticas agrícolas. Por ejemplo, se han observado cambios en la composición de las comunidades de plantas que acompañan a los cultivos al comparar los sistemas de cultivos tradicionales con los convencionales (Baessler y Klotz, 2006). Estos cambios se han asociado a pérdidas de funcionalidad de los agrosistemas que comprometen la provisión de ciertos servicios ecosistémicos dependientes de la biodiversidad. Así, para evitar los riesgos que supone tener agrosistemas con reducida biodiversidad la conservación de la misma debe situarse al mismo nivel que la producción a la hora de establecer estrategias de manejo de los cultivos (Bàrberi et al., 2018).

La diversidad de las comunidades arvenses es un valor emergente de los agrosistemas

En los agrosistemas, las plantas silvestres que crecen dentro de los campos de cultivo, conocidas como arvenses, son un componente clave de su biodiversidad asociada (Smith et al., 2020). De forma común se denominan “malas hierbas” y, en parte, esta denominación se debe al relato dominante sobre su papel en la reducción de cosechas (Oerke, 2006; Fig. 1). Sin embargo, no es tan lejano el tiempo en el que tras la escarda manual se utilizaban, bien como complemento en alimentación humana, o bien para alimentación animal (Torija y Matallana, 2016). Estas especies silvestres han evolucionado a partir de tres procesos diferentes. Una parte de ellas derivaron de aquellas plantas que convivían con los primeros cultivos y han conseguido sobrevivir a la presión selectiva impuesta por los manejos agrícolas. Es decir, consiguieron cierto mimetismo con las plantas domesticadas que les facilitó su adaptación a las prácticas agrícolas, incluso a aquellas prácticas que pretendían eliminarlas (Vigueira et al., 2013). Por ejemplo, las especies más antiguas, como *Agrostemma githago* L. al poseer semillas con forma y tamaño similar a la de los cultivos, aseguró su dispersión en un contexto agrario, donde la producción de semillas se realizaba a partir de la propia cosecha (Thompson, 1973). Otras, en cambio, provienen de semillas de plantas cultivadas que consiguen establecerse en cultivos posteriores, adquiriendo cierto estado asilvestrado. Un ejemplo lo encontramos en numerosas plantas procedentes de antiguos cultivos de *Beta vulgaris* L. (Ellstrand et al., 2010). Por último, algunas se han originado por intercambios genéticos, mediante hibridación o introgresión entre especies silvestres y cultivadas (Guglielmini et al., 2016). Así se explica el origen de *Chenopodium album* L.*,* por ejemplo (Krak, K. et al., 2019).

En cualquier caso, a lo largo del tiempo y fruto de estos procesos, se han originado una serie de especies que coexisten con los cultivos dando lugar a las comunidades arvenses. La composición de estas comunidades está sujeta a una dinámica con dimensión ecológica y evolutiva (Neve, 2009). Es decir, las comunidades se

caracterizan por tener determinados rasgos cuya supervivencia depende del efecto de filtrado de las prácticas agrícolas (Baker, 1974; Bourgeois et al., 2019) que explica que algunas de ellas solo se encuentren en campos de cultivo (Fried et al., 2021). En este sentido, se ha observado que las especies que componen las comunidades arvenses comparten determinados atributos, como, elevado valor de área foliar específica, ciclo de vida anual, inicio de floración temprana y período de floración largo que les permiten adaptarse a las condiciones de los campos de cultivo (Bourgeois et al., 2019).



a

b

c

d

e

f

Figura 1. Distintas arvenses dentro de los cultivos: a) *Papaver rhoeas* en cultivo de habines; b) *Galium tricornutum* en cultivo de trigo; c) *Anacyclus clavatus* y *Lolium rigidum* en cultivo de trigo; d) *Polygonum aviculare* en cultivo de trigo; e) *Convolvulus arvensis* y *Lactuca serriola* en cultivo de cebada; f) *Papaver rhoeas* en cultivo de cebada. Fotografías de Jaime Luján Alarcón.

A pesar del interés ecológico y evolutivo de las arvenses, el inicio de su estudio tiene un carácter puramente agronómico y estuvo focalizado en la dinámica poblacional de las especies dominantes, con la finalidad de controlar sus abundancias. Muchos de los trabajos eran evaluaciones de la eficacia de diferentes métodos de control, siendo las más habituales las enfocadas en evaluar las aplicaciones herbicidas, al considerarse el método de control más eficaz (Zimdalh, 2018). No obstante, la reducción de abundancias estuvo asociada a cambios en la composición de las comunidades, que implicaron la aparición de nuevas dominancias, asociadas a determinados rasgos de las arvenses para adaptarse a nuevos contextos de manejo. Una de las observaciones más comunes es la desaparición de numerosas especies consideradas arqueófitas, que coexistían con los cultivos desde el Neolítico, por otras de introducción reciente (Cirujeda et al., 2011). También aparecieron resistencias a herbicidas en numerosas poblaciones lo que confirma la dinámica de los procesos ecológicos y evolutivos en un corto período de tiempo (Neve et al., 2009). En conjunto, la variación en la composición de las comunidades arvenses también genera cambios en las estrategias funcionales de la comunidad, en especial aquellas relacionadas con la supervivencia de las especies dentro de los campos de cultivo. Esto también puede suponer la pérdida de estrategias esenciales para el mantenimiento de determinados servicios ecosistémicos en los que las arvenses participan. Por ejemplo, pueden desaparecer especies que sirven de apoyo a otros niveles tróficos (Marshall et al. 2003; Bàrberi et al. 2010), que a su vez regulan la abundancia de las propias poblaciones de arvenses (Baraibar et al., 2017; Bohan et al. 2011; Petit et al. 2018), o de diversos organismos considerados plagas (Gurr et al. 2003; Landis et al. 2005). Más recientemente se ha identificado la importancia de mantener comunidades arvenses diversas para reducir las pérdidas de rendimiento. Por ejemplo, Storkey y Neve (2018) observaron que un aumento de la riqueza de especies arvenses estaba asociado a una menor pérdida de rendimiento en cultivos de trigo. Incluso, la comparación de comunidades con abundancias semejantes evidenció una relación entre las estrategias funcionales de las comunidades arvenses

y el rendimiento del cultivo (Adeux et al., 2019). Por tanto, el estudio de las comunidades arvenses debe integrar, además de los cambios en la composición, qué aspectos de su morfología, fisiología o fenología son excluidos o pueden permanecer y tienen relación con el funcionamiento del sistema. De esta forma se abre la posibilidad de identificar aquellos rasgos que se ven comprometidos por las prácticas agrícolas actuales, así como, aquellos con posibilidad de utilizarse en propuestas alternativas de manejo.

##### Las aproximaciones funcionales como herramienta de estudio para favorecer comunidades arvenses “amigables”

El estudio de las comunidades arvenses requiere la identificación de las relaciones que se establecen entre todos los componentes del sistema: la biodiversidad (especies cultivadas y arvenses), los factores físicos (clima y suelo) y los factores antrópicos (prácticas agrícolas). Dichas relaciones condicionan el funcionamiento del agrosistema al generar un determinado contexto ambiental que, entre otras cosas, afecta al ensamble de las comunidades arvenses. Para identificar la magnitud de las respuestas de las arvenses, las aproximaciones basadas en rasgos funcionales “respuesta-efecto” se presentan como una herramienta eficaz (Lavorel y Garnier 2002; Garnier y Navas 2012; Navas 2012; Gaba et al. 2017, Suding et al., 2008). De esta forma, los rasgos funcionales que incluyen aquellas características fisiológicas, morfológicas y fenológicas de las plantas se pueden medir en cada individuo. Como estas características están asociadas a su éxito de supervivencia (Violle et al., 2007), la información que aporta el rango de los atributos de la comunidad sirve como un indicador de la respuesta a los procesos de filtrado, al igual que ocurre en otras comunidades de plantas. Además, esos valores que toman los rasgos también pueden ser utilizados para evaluar sus posibles efectos sobre el funcionamiento del agrosistema como puede ser la provisión de diferentes servicios ecosistémicos. En estos servicios participan otros organismos propios del agroecosistema, como polinizadores, aves o microorganismos del suelo, cuya consideración y estudio ha

experimentado un interés creciente en la última década, evidenciando su íntima interdependencia con la diversidad arvense (Bàrberi et al., 2018; Blaix et al., 2018; Smith et al., 2020).

La evaluación de los efectos de las prácticas agrícolas sobre el ciclo vital de las arvenses debe considerar las estrategias que usan las plantas en la captura de recursos y en la reproducción. De esta forma, cambios en la estructura de la comunidad servirán de indicadores de la magnitud de los efectos (Díaz et al., 2016; Grime, 1977; Westoby, 1998) que estarán asociados a la intensidad y frecuencia de las perturbaciones y a la disponibilidad de nutrientes en función de las prácticas agrícolas. Para hacer frente a los efectos de las prácticas agrícolas, las arvenses pueden responder con dos estrategias bien definidas. Por un lado, la velocidad de su desarrollo que se explica en un gradiente “rápido-lento” (Reich, 2014). Por otro lado, el éxito reproductivo que se sustenta sobre el compromiso entre la producción de semillas numerosas y pequeñas frente a pocas semillas de gran tamaño (Moles y Westoby, 2006). La ventaja de una u otra estrategia dependerá del contexto ambiental en que se desarrolle la planta. Cuando la disponibilidad de nutrientes es elevada un crecimiento rápido puede ser ventajoso, al permitir la ocupación del espacio en primer lugar. Por el contrario, en situaciones de escasez de recursos, la estrategia más exitosa, por eficiente, se basa en un desarrollo y captación de recursos lentos al asegurar el éxito reproductivo de las plantas (Adler et al. 2014; Reich 2014). Por otra parte, las semillas pequeñas proliferan en entornos que favorecen la germinación y, por el contrario, las semillas grandes se adaptan mejor a situaciones de emergencia complicada. Además, las semillas pequeñas, al ser más numerosas, incrementan la probabilidad de éxito en la dispersión y la llegada a sitios donde poder germinar, lo que es clave en ambientes limitantes. El tamaño pequeño también les facilita la integración en el suelo y evitar así la depredación posdispersiva (Peco et al., 2003, Azcarate et al., 2010). En cambio, en las semillas grandes su éxito en el establecimiento se debe a su mayor disponibilidad de recursos (Metz et al. 2010)

De esta forma, el uso de aproximaciones funcionales se convierte en una posible herramienta para planificar manejos agrícolas en función de las estrategias funcionales de las arvenses que se desean favorecer. Concretamente, ante el reto de conseguir el equilibrio entre conservación de la biodiversidad y mantenimiento de cosechas, la aproximación funcional puede ayudar a seleccionar aquellos manejos que muestren una menor presión selectiva sobre las arvenses que interfieren escasamente con el cultivo, facilitando su coexistencia (Storkey, 2006; MacLaren et al., 2019; Smith et al., 2020). Varios estudios que se han realizado en condiciones templadas han identificado algunos de los atributos asociados con prácticas concretas. Por ejemplo, Storkey et al. (2010) observaron que las arvenses de mayor altura, floración temprana y semillas pequeñas se hicieron más comunes a medida que se intensificaba la agricultura. Por otra parte, se ha observado un aumento de estas especies "competitivas-ruderales" (sensu Grime), como las hierbas perennes y las gramíneas cuando se reduce la perturbación del laboreo en los sistemas de agricultura ecológica (Armengot et al. 2015; Halde et al. 2015). Estos patrones de respuesta señalan a las aproximaciones funcionales como la herramienta de estudio para identificar las respuestas generales en las comunidades bajo diferentes manejos. Sin embargo, la información existente está incompleta al contemplar solo algunos manejos y no reflejar los efectos de las comunidades resultantes en los cultivos posteriores. Además, faltan integrar en los estudios las particularidades de diferentes contextos como son los cultivos mediterráneos en secano que, por otro lado, serviría para asegurar su sostenibilidad.

Los sistemas cerealistas de secano mediterráneos y sus comunidades arvenses: laboratorio para integrar la ecología en el manejo agronómico Los sistemas agrarios de secano, aquellos cuyo aporte hídrico proviene exclusivamente de las aguas pluviales, ocupan el 80% de la superficie agraria en el mundo (FAO, 2011). Aquí se incluyen los sistemas de cultivos herbáceos de secano de las regiones templadas, cuyo origen se encuentra en los sistemas de tala y quema de

la Edad del Bronce. Entre estos, los sistemas cerealistas de secano mediterráneos son uno de los modelos de agricultura tradicional que ha perdurado en Europa hasta bien entrado el siglo XX. Estos sistemas se caracterizaban tradicionalmente por el cultivo de un cereal en rotación con un barbecho o con un cultivo de leguminosa. Asociada a estos sistemas, desde su mismo origen, estuvo la práctica del laboreo de reducida intensidad que servía para preparar el lecho de siembra y ayudaba a controlar las arvenses (Mazoyer y Roudar, 2016). Actualmente, en la Península Ibérica estos sistemas cerealistas ocupan el 50 % de la tierra cultivada (Fig. 2). En España son alrededor de 6,5 Mha repartidas en aproximadamente 272.000 explotaciones con un tamaño medio de 24 ha. Su rentabilidad productiva es baja, con rendimientos medios inferiores a 3 t ha-1 (ESYRCE, 2019) y la comercialización, en su mayor parte, se realiza bajo la fórmula del cooperativismo. Esto les otorga un papel fundamental en la estructuración del mundo rural de gran parte de la Península Ibérica. Además, en el contexto europeo, el valor ecológico de los sistemas cerealistas mediterráneos está asociado al interés que presentan como hábitat faunístico de elevada singularidad (Traba y Morales, 2019), formando parte de áreas esteparias de alto valor ambiental, en muchos casos bajo la protección de la Red Natura 2000.

A nivel regional es relevante el papel de las condiciones climáticas en el funcionamiento de estos sistemas agrarios. Buena parte de su superficie se distribuye por territorios en los que es común la sequía estival, así como un régimen interanual de precipitaciones variable y de escaso volumen, pues raramente supera los 500 mm (de Luis et al., 2010). Este contexto climático, donde se encuentran la mayor parte de los sistemas cerealistas de secano mediterráneos, determina la duración y momento de las campañas agrícolas (septiembre-julio) y limita las especies de cultivo a aquellas que son capaces de adaptar su desarrollo vegetativo a los períodos fríos. Entre estas especies están los cereales de invierno (las especies tradicionales como trigo, cebada, centeno, escanda y avena e incluso la introducción de híbridos como el tritordeum que procede del cruzamiento entre trigo y una cebadilla silvestre sudamericana, *Hordeum chilense*) y algunas leguminosas (lentejas, garbanzos, yeros, vezas,

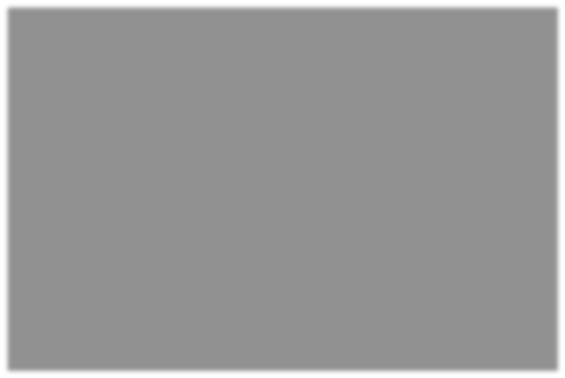
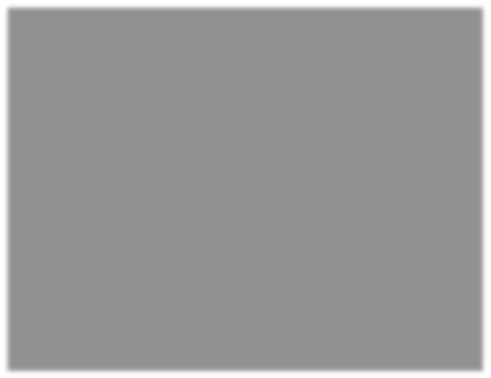
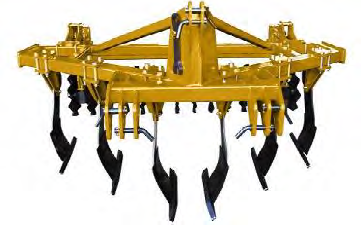
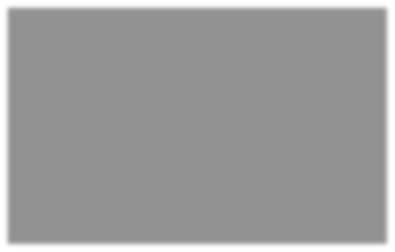
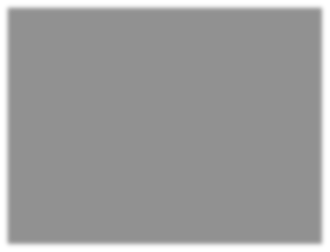
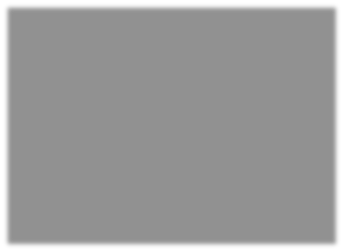
algarrobas y almortas). Además, las propiedades edáficas de estos sistemas se ven afectadas por el rigor estival que genera elevadas tasas de mineralización, originando suelos incapaces de mantener su fertilidad (Romanyà y Rovira, 2011).



Figura 2. Vistas generales de sistemas cerealistas de secano mediterráneos. Fotos: R. Alarcón.

Actualmente, los sistemas cerealistas de secano peninsulares se enfrentan a una difícil situación que está determinada por los bajos rendimientos que se obtienen a consecuencia de las condiciones climáticas (Peña-Gallardo et al., 2019) y a la pérdida de fertilidad de los suelos (Romanyà y Rovira, 2011). También influye en lo complicado de la situación, la existencia de un mercado de precios congelados durante décadas (MAPA 2021). Visto que el futuro de estos sistemas no puede ligarse a desarrollos tecnológicos, que suelen estar pensados para sistemas de elevada productividad potencial, se impone la opción de integrar la ecología en el manejo agronómico de estos cultivos. Esto permitiría la búsqueda de manejos comprometidos con la conservación de la biodiversidad, el mantenimiento de la fertilidad del suelo y la

reducción de la erosión, al tiempo que se trata de reducir al máximo los costes productivos e incrementar los beneficios percibidos por las personas que cultivan en secano.



**a**

**b**

**c**

**d**

**e**

Figura 3. Diferentes aperos y sembradoras utilizados en los manejos de los cultivos de secano: a) arado de vertedera; b) subsolador; c) arado chisel; d) sembradora de siembra directa de discos; d) sembradora de siembra directa de rejas.

La complejidad del manejo de estos sistemas agrarios, desde los tiempos de la agricultura tradicional, deriva de la necesidad de evitar la interacción entre arvenses y cultivos, siendo el laboreo, como hemos señalado anteriormente, la práctica agrícola por excelencia utilizada para este fin. La evolución de estas prácticas ha estado ligada al uso de diferentes aperos a lo largo del tiempo (Mazoyer y Roudar, 2016). El arado de vertedera (Fig.3a) tal y como lo conocemos inició su desarrollo a partir del siglo XVIII y los cambios que ha ido sufriendo en su estructura le permiten mover prismas de suelo a profundidades superiores a los 30 cm, cuando se utiliza en suelos con un porcentaje de humedad adecuada o tempero (Urbano, 1992). Estas labores consiguen exitosamente reducir la abundancia de una gran parte de arvenses (Chauhan et al., 2006), favorecer la mineralización de la materia orgánica del suelo

que hace disponibles, en el corto plazo, ciertos nutrientes para las plantas y obtener rendimientos aceptables. Sin embargo, la parte menos amable de este tipo de labor profunda con inversión de las capas de suelo es que solo el 10% de los residuos del cultivo quedan en superficie, por lo que se produce vulnerabilidad ante procesos erosivos (Kassam et al., 2012).

En respuesta a los efectos negativos del laboreo excesivo, en los años 30 en Estados Unidos, surgió la propuesta del laboreo de conservación, que implica una reducción de la intensidad y frecuencia del laboreo y evita la inversión de las capas del suelo (Palm et al., 2014). La implementación de dichos sistemas, adaptada a la producción de cereales y leguminosas en condiciones de secano en nuestro país, se inició en los primeros años ochenta (Sánchez-Girón et al., 2004). Durante todo este tiempo se han ido desarrollando diferentes aperos e incluso sembradoras que permiten la siembra sin laboreo. Todo este desarrollo de aperos y maquinaria se fue perfeccionando paralelamente al desarrollo de nuevas materias activas de herbicidas, como el glifosato, que permiten controlar las arvenses al mismo nivel que se realizaba con el laboreo convencional con vertedera. Este nuevo modelo favoreció la implementación de aperos destinados a realizar labores sin inversión del suelo a diferentes profundidades. Uno de ellos es el subsolador descompactador (Fig. 3b) que es un apero con los brazos de forma curva para agrietar el suelo cuando está seco. Se utiliza en labores profundas o laboreo de subsuelo. También se han desarrollado diferentes aperos con menor capacidad de trabajo que cuentan con brazos menos robustos. Se trata de los arados chisel (Fig. 3c) que realizan labores a 15 cm de profundidad sin invertir las capas del suelo lo que supone una reducción del coste de la labor sin que se vean mermadas las producciones (Hernanz *et al*., 1995). Por último, la práctica de menor perturbación sobre el suelo, es el no laboreo, que contempla la siembra directa sobre el rastrojo del cultivo anterior. La eliminación de las arvenses se realiza con una aplicación de herbicida no selectivo y se distinguen dos modelos de no laboreo que dependen del tipo de sembradora utilizada. Cuando se utiliza la sembradora de siembra directa de rejas se realiza una pequeña labor de 5-8 cm de profundidad (Fig.

3d), mientras que la sembradora de discos solo corta el suelo para enterrar la semilla (Fig. 3e). Con un mayor compromiso por la sostenibilidad surgió el concepto de agricultura de conservación que integró la práctica de los laboreos de conservación y, además, incluye otros manejos como la rotación de cultivos y el mantenimiento del suelo cubierto con al menos el 30% de residuos (Kassam et al., 2012). Todo ello ha contribuido a reducir los costes directamente relacionados con el uso de la maquinaria y el combustible, siendo el laboreo de conservación una buena opción para ayudar a rentabilizar la producción de estos sistemas (Sánchez-Girón et al., 2007; Nai et al., 2007). Actualmente, en la práctica real de los sistemas mediterráneos los manejos agrícolas combinan algunas de las prácticas que se han mencionado, sin que la agricultura de conservación haya conseguido sustituir totalmente a las prácticas convencionales con vertedera que, en función de las propiedades edáficas y del clima de algunas comarcas, son consideradas por los agricultores la única forma de cultivo económicamente rentable. Sirva para ilustrar este punto el hecho de que en España los cultivos de cereales en no laboreo son aproximadamente 0,57 Mha, es decir el 8,7% del total de superficie ocupada por los secanos cerealistas (ESYRCE, 2019). Alrededor de 1,6 Mha se cultivan bajo laboreo mínimo, incluidos los cultivos leñosos.

Por otra parte, en estos sistemas con suelos de reducida fertilidad generalizada, la disponibilidad de nutrientes depende, en parte, de la práctica de la fertilización. Aunque en diferentes estudios se ha avanzado que no es clara la relación entre incremento de fertilización nitrogenada con incremento de rendimiento del cultivo. Así, López-Bellido et al. (2004) no encontraron diferencias significativas en el rendimiento de trigo en rotación con garbanzo cuando evaluaron diferentes dosis de fertilización nitrogenada, aunque en otros ensayos sí las observaron (López-Bellido y López-Bellido, 2001).

En resumen, los sistemas cerealistas de secano mediterráneos manejados con métodos de la agricultura convencional han conseguido su techo de productividad, con un elevado impacto ambiental e importantes efectos sobre los ensambles de las

comunidades arvenses (Guerrero et al., 2014). La estructura de estos sistemas gira en torno a la práctica del laboreo, cuya finalidad es mejorar las condiciones de siembra y eliminar las arvenses, y en torno a la fertilización de los cultivos para asegurar la disponibilidad de los principales nutrientes (NPK) para las plantas de cultivo, que también estarán disponibles para las arvenses. La constatación de su falta de sostenibilidad ambiental y económica llevó a plantear la reducción de la intensidad de las principales prácticas agrícolas desarrolladas, fundamentalmente, para conseguir la conservación de las propiedades edáficas, pero resultan demasiado dependientes de los herbicidas (Pretty et al., 2018). Parte de los estudios realizados sobre sus efectos en las arvenses se han enfocado a evaluar su eficacia en el control de abundancias como variable más ligada al rendimiento (Zimdahl, 2018). Sin embargo, son muy reducidos los estudios que incorporan la diversidad o la composición de las comunidades en este tipo de análisis (MacLaren et al., 2020; Neve et al., 2018), y menos aún aquellos que consideran variabilidad climática en series de datos lo suficientemente largas como para extraer conclusiones sobre sostenibilidad en el medio plazo. Además, hay evidencias sobre la eficacia de la fertilización nitrogenada que no son concluyentes y no se sabe nada de lo que ocurre en la fertilización de fósforo y potasio, aplicada en el momento de la siembra. Es decir, en el contexto de los sistemas cerealistas de secano mediterráneos no se han identificado, de forma concreta, las prácticas agrícolas que son verdaderamente eficaces, las que no resultan beneficiosas y las que son perjudiciales para conservar la diversidad de las comunidades arvenses y mantener las cosechas. Además, no se tiene una evidencia clara sobre los rasgos de las arvenses que pueden resultar filtrados, ni los valores de dichos rasgos que podrían beneficiarse en cada tipo de manejo. Este conocimiento es clave para generar un modelo que además de reducir la intensificación de las prácticas agrícolas incluya la ecología en el manejo agronómico de estos sistemas.

##### Objetivos

Objetivo General

Como objetivo general de esta tesis se plantea ampliar el conocimiento sobre el funcionamiento de los sistemas cerealistas de secano mediterráneos. Más concretamente se trata de identificar la respuesta de los cultivos y de las comunidades arvenses y la relación entre ambos a las prácticas agrícolas convencionales y las que se proponen como alternativa, para reducir el impacto ambiental bajo los condicionantes propios de un contexto mediterráneo. Se trata de generar información que sustente el desarrollo de estrategias de manejo de las arvenses para favorecer la conservación de su diversidad sin que ello suponga un riesgo de pérdida de cosecha. Todo esto en el marco de los cultivos herbáceos de secano mediterráneos que tienen una elevada representación territorial y una importancia socio-económica relevante en la Península Ibérica.

Objetivos específicos

Objetivo 1. Determinar la influencia de las principales prácticas agrícolas, considerando la reducción de su intensidad como gradiente, sobre el rendimiento de las rotaciones cereal-leguminosa y sus comunidades arvenses, así como la relación entre ambos en un contexto mediterráneo. Para ello se evalúa de forma integrada la relación entre, distintos sistemas de laboreo y dosis de fertilización, el rendimiento de los cultivos y la abundancia y diversidad de las comunidades arvenses. Se examina también la relación entre rendimiento del cultivo y la diversidad funcional de las comunidades, prestando especial atención a la captación de recursos y la regeneración de las arvenses (Capítulo 3).

Objetivo 2. Determinar la respuesta que en el medio plazo (9 campañas agrícolas) tienen las comunidades arvenses y el cultivo, en rotaciones de cereal-leguminosa en contexto mediterráneo, evaluada en términos de abundancia, diversidad y composición de especies y rendimiento del cultivo, ante los efectos de tres sistemas distintos de laboreo sin inversión de las capas de suelo (Capítulo 4).

Objetivo 3. Identificar los procesos ecológicos implicados en la relación entre las distintas técnicas de laboreo de no inversión y la estructura funcional de las comunidades arvenses, considerando rasgos funcionales asociados a adquisición de recursos y a procesos regenerativos de las plantas, modulados por el efecto de las condiciones climáticas mediterráneas en 9 campañas agrícolas (Capítulo 5).

Objetivo 4. Perfilar una estrategia de manejo sostenible en términos de rendimiento y diversidad para los cultivos herbáceos de secano de la Península Ibérica. Para ello se llevará a cabo una revisión del conocimiento actual relativo a los efectos de las prácticas agrícolas sobre las comunidades arvenses, el rendimiento y la relación entre ambos. Los resultados de esta tesis se incluirán en dicho contexto y, por último, se identificarán aquellos aspectos que deberían ser objeto de futuros trabajos de investigación (Capítulo 6).

#### Estructura de la tesis

La memoria de esta tesis se estructura en 8 capítulos. Este es el primer capítulo que corresponde con la introducción general. En un segundo capítulo se detalla la metodología general. Los capítulos 3, 4, 5 y 6 contienen el trabajo de investigación propiamente dicho y presentan estructura de artículos. Tres de ellos ya han sido publicados (4, 5 y 6). El capítulo 4 se ha publicado en una revista del área de agronomía (Soil and Tillage Research). El capítulo 5 se ha publicado en Agriculture, Ecosystems and Environments, una revista a caballo entre la agronomía y la ecología. Finalmente, el capítulo 6 se ha publicado en una revista del área de ecología (Ecosistemas).

En el capítulo 3 nos planteamos un análisis global del sistema y la evaluación de las posibles relaciones que se establecen entre las prácticas agrícolas, los rendimientos del cultivo y las arvenses, en los dos tipos de cultivo más comunes de los sistemas cerealistas de secano mediterráneos (trigo y leguminosas como veza o guisante). Las relaciones que esperamos encontrar las hemos reflejado en un diagrama conceptual y responden a las siguientes hipótesis: i) la cosecha no se verá comprometida por la reducción del laboreo ni por la reducción de la dosis de fertilización; ii) la abundancia de las arvenses aumentará con la reducción del laboreo y se reducirá con la reducción de la fertilización; iii) la diversidad de especies y la diversidad funcional arvense estará determinada por las prácticas agrícolas en procesos asociados a la adquisición de recursos y reproducción de estas plantas; iv) la diversidad y abundancia de arvenses presentarán una relación negativa, es decir, las comunidades arvenses con menor abundancia serán al mismo tiempo las que presenten valores más altos de diversidad;

v) la diversidad arvense no presentará una relación negativa con el rendimiento del cultivo; v) todo el sistema estará fuertemente determinado por las condiciones climáticas anuales, siendo los efectos ligados a la variabilidad interanual de mayor magnitud que los derivados de cualquiera de las prácticas agrícolas. Evaluamos la validez de estas hipótesis analizando dos modelos. En un primer modelo nos

centramos en aspectos de la estructura de las comunidades arvenses de forma amplia, por lo que en nuestro modelo incluimos la abundancia, la diversidad de especies y la diversidad funcional multirasgo. El análisis de abundancias nos da una idea de la competencia entre el cultivo y las arvenses en el mismo sentido que se ha realizado en numerosos trabajos de carácter agronómico. En el segundo modelo desglosamos la diversidad funcional en varios rasgos relacionados con la captación de recursos y la regeneración de las especies arvenses. La intención es detectar tanto los mecanismos que median en la respuesta de las arvenses a las prácticas agrícolas como la relación entre la diversidad de estos atributos y el rendimiento de los cultivos. Utilizamos datos procedentes de un ensayo en el que se aplicaron tres tipos de laboreo y dos dosis de fertilización a lo largo de cuatro campañas agrícolas sobre una rotación cereal-leguminosa grano. En relación al laboreo utilizamos como alternativas al laboreo convencional con vertedera otros dos sistemas de laboreo de reducida intensidad que se encuadran en el marco de la agricultura de conservación. Concretamente, comparamos laboreo convencional, laboreo mínimo y no laboreo. En el caso de la fertilización consideramos importante comparar la dosis habitual de fertilización con una dosis reducida a la mitad. Para validar las posibles relaciones que hemos considerado optamos por los modelos de ecuaciones estructurales (SEM), como herramienta estadística y como procedimiento el *piecewise* SEM.

Los resultados del capítulo 3 nos mostraron al laboreo como la práctica que determina en su mayor parte el funcionamiento del sistema y muy especialmente la estructura de las comunidades arvenses. De esta forma, nuestros dos siguientes capítulos (Cap. 4 y 5) son el resultado de profundizar en la identificación de los mecanismos que se ven afectados por el laboreo y determinan el ensamble de las comunidades arvenses. En este caso restringimos la comparación a sistemas de laboreo que no invierten las capas del suelo (laboreo de subsuelo, laboreo mínimo y no laboreo). La razón es la necesidad de evaluar el efecto que las alternativas actuales al laboreo convencional (con vertedera) ejercen sobre las comunidades arvenses y sobre el cultivo, con el objetivo de analizar su eficacia sobre las abundancias y su efecto sobre el rendimiento

del cultivo y sobre la estructura de las comunidades arvenses. Nuestras hipótesis para estos dos capítulos son: i) respecto al rendimiento del cultivo esperamos una relación directa entre profundidad de laboreo y rendimientos, es decir, mayor profundidad de labor corresponde con mayor rendimiento; ii) a nivel de abundancias y diversidad esperamos una relación inversa considerando la profundidad del sistema de laboreo, es decir, el laboreo más profundo (laboreo de subsuelo) tendrá los valores más bajos y no laboreo los más altos; iii) la composición de la comunidad estará diferenciada en función del tipo de laboreo; iv) los cambios en la composición de la comunidad debidos al laboreo no son aleatorios y están asociados a diferentes estrategias de regeneración y de adquisición de recursos; v) la variación de ensambles de las comunidades a lo largo del tiempo también está influenciada por las condiciones climáticas. Para testar nuestras hipótesis hemos utilizado la información recopilada en un ensayo que durante 9 campañas agrícolas comparó tres sistemas de laboreo: laboreo de subsuelo, laboreo mínimo y no laboreo. Contar con una serie larga de años nos ha permitido incluir en nuestro estudio el efecto de las condiciones climáticas y obtener resultados realistas de lo que ocurre en el medio plazo en estos sistemas.

En nuestro análisis hemos planteado dos aproximaciones diferentes. La primera aproximación (Capítulo 4) la realizamos a nivel taxonómico. Es decir, pretendemos ver los efectos de cada sistema de laboreo sobre la abundancia y diversidad de las comunidades arvenses en sentido amplio. Las métricas que hemos considerado son riqueza, equitatividad y diversidad de especies. Como herramienta estadística utilizamos los modelos generalizados mixtos que nos permiten hacer un análisis de medidas repetidas e incorporar en un solo análisis los datos correspondientes a todas las campañas de cada cultivo. Además, conscientes de que el análisis de la diversidad de especies no es capaz de detectar la entrada y/o salida de determinados taxones, planteamos realizar un análisis sobre los efectos del laboreo en la composición de las comunidades arvenses. Optamos por un análisis estadístico multivariante, concretamente una técnica permutacional de análisis de varianza (PERMANOVA), que permite identificar los factores que ejercen un mayor efecto sobre la composición de

las comunidades arvenses. También consideramos relevante recurrir a un análisis para detectar la asociación de los taxones a cada tipo de laboreo. Para ello realizamos un análisis de porcentajes de similaridad (SIMPER).

En el capítulo 5 planteamos una aproximación basada en rasgos funcionales para evaluar los efectos del laboreo sobre la estructura funcional de las arvenses. La información obtenida en el capítulo 3 nos permitió definir con mayor precisión los rasgos funcionales relacionado con la adquisición de recursos o con la regeneración, que podían responder al laboreo. Para evaluar la respuesta de las comunidades arvenses al filtrado de cada sistema de laboreo utilizamos los valores medios ponderados por la abundancia de cada rasgo en la comunidad (CWM) y la variabilidad de los valores de cada rasgo (MPD). Además, en este caso optamos por incluir la variabilidad climática utilizando la temperatura media y la precipitación del período comprendido entre la siembra y la fecha de muestreo, en cada campaña. Consideramos este período porque abarca un momento crítico en el establecimiento de las plantas, tanto de las arvenses como de los cultivos. En el análisis utilizamos como herramienta estadística los modelos generalizados mixtos, igual que en el capítulo 4.

Finalmente, en el capítulo 6 realizamos un trabajo de revisión sobre la información publicada tanto en revistas científicas como técnicas en relación a las comunidades arvenses en el contexto de los cultivos herbáceos de secano mediterráneos. Nuestra hipótesis es que existe una carencia importante de evidencia científica que explique los efectos de las prácticas agrícolas sobre la diversidad de las comunidades arvenses y sobre el rendimiento de los cultivos en secano mediterráneos, así como de la relación entre ambas, es decir, entre diversidad arvense y rendimiento del cultivo. En esta revisión, en la que incluimos los datos generados en los capítulos 4 y 5, desglosamos por separado la información existente respecto al efecto del conjunto de prácticas agrícolas que actualmente se usan en estos sistemas que, además del laboreo y la fertilización, incluyen las rotaciones de cultivo, el uso de diferentes

variedades y las aplicaciones de herbicidas en post-emergencia del cultivo. Esta recopilación permite identificar las prácticas que a día de hoy mejor permiten compatibilizar rendimiento y conservación de la diversidad arvense en los agrosistemas estudiados. Al mismo tiempo, la revisión evidencia las carencias de información de las que pueden derivarse nuevas investigaciones en el futuro.

##### Referencias

Adeux, G., Vieren, E., Carlesi, S., Bàrberi, P., Munnier-Jolain, N., Cordeau, S., 2019. Mitigating crop yield losses through weed diversity. Nature Sustainability. 2: 1018-1026. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0415-y>

Adler, P.B., Salguero-Gómez, R., Compagnoni, A., Hsu, J.S., Ray-Mukherjee, J., Mbeau-Ache, C., Franco, M., 2014. Functional traits explain variation in plant life history strategies. Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 111: 740–745. https://doi.org/10.1073/pnas.1315179111

Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agric. Ecosyst.

Environ. 74: 19-31. https://doi.org/ 10.1016/S0167-8809(99)00028-6

Armengot, L., Berner, A., Blanco-Moreno, J.M., Mäder, P., Sans, X. 2015. Long-term feasibility of reduced tillage in organic farming. Agron. Sustain. Dev. 35: 339-346. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0249-y>

Aviron, S., Lalechère, E., Duflot, R., Parisey, N., Poggi, S., 2018. Connectivity of cropped vs. semi-natural habitats mediates biodiversity: A case study of carabid beetles communities. Agric. Ecosyst. Env. 268: 34-43.

https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.025

Baessler, C., Klotz, S., 2006. Effects of changes in agricultural land-use on ladscape structure an arable weed vegetation over the last 50 years. Agric. Ecosyst. Environ. 115: 43-50. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.12.007

Baker, H.G., 1974. The evolution of weeds. Annual Review of Ecology and Systematics 5: 1-24. https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000245

Baraibar, B., Canadell, C., Torra, J., Royo-Esnal, A., Recasens, J., 2017. Weed seed fate during summer fallow: The importance of seed predation and seed burial. Weed Sci. 65: 515- 524. https://doi.org/10.1614/WS-D-16-00031.1

Bàrberi, P., Bocci, G., Carlesi, S., Armengot, L., Blanco-Moreno, J. M., & Sans, F. X., 2018. Linking species traits to agroecosystem services: a functional analysis of weed communities. Weed Res. 58: 76–88. https://doi.org/10.1111/wre.12283

Bàrberi, P., Burgio, G., Dinelli, G., Moonen, A.C., Otto, S., Vazzana, C. Zanin, G., 2010. Functional biodiversity in the agricultural landscape: relationships between weeds and arthropod fauna. Weed Res. 50: 388-401. https://doi.org/10.1111/j.1365- 3180.2010.00798.x

Blaix, C, Moonen, A.C., Dostatny, D.F., Izquierdo, J., Le Corff, J., Morrison, J., Von Redwitz, C., Schumacher, M.S., Westerman, P.R., 2018. Quantification of regulating ecosystem services provided by weeds in annual cropping systems using a systematic map approach. Weed Res. <https://doi.org/10.1111.wre.12303>

Bohan, D.A., Boursault, A., Brooks, D.R., Petit, S., 2011. National-scale regulation of the weed seedbank by carabid predators. J. Appl. Ecol. 48: 888-898. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02008.x

Bourgeois, B., Munoz, F., Fried, G., Mahaut, L., Armengot, L., Denelle, P., Storkey, J., Gaba, S., Violle, C., 2019. What makes a weed a weed? A large-scale evaluation of arable weeds through a functional lens. Amer. J. Botany. 106: 90–100. https://doi.org/10.1002/ajb2.1213

Bretagnolle, V., Gaba, S., 2015. Weeds for bees? A review. Agron. Sustain. Dev. 35: 891-909. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0302-5>

Cassman, K.G., Dobermann, A., Walters, D.T., Yand, H., 2003. Meeting cereal demand while protecting resource and improving environmental quality. Annu. Rev. Environ. Res. 2003. 28:315–58. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.040202.122858

Chauhan, B.S., Gill, G., Preston, C., 2006. Tillage system effects on weed ecology, herbicide activity and persistence: a review. Aust. J. Exp. Agric. 46, 1557-1570. https://doi.org/10.1071/EA05291

Cirujeda, A., Aibar, J., Zaragoza, C., 2011. Remarkable changes of weed species in Spanish cereal fields from 1976 to 2007. Agron. Sustain. Dev. 31: 675-688. https://doi.org/10.1007/s13593-011-0030-4

Clergue, B. Maiaud, B., Pervanchoe, f., Lasserre-Joulin, L., Plantereux, S., 2005. Biodiveristy: function and assessment in agricultural areas-a review. Sustain. Agric. Dev. 25: 1-15. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8\_21

COM381, 2020. Estrategia «de la granja a la mesa» para un sistema alimentario justo, saludable y respetuoso con el medio ambiente. https://eur- lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:ea0f9f73-9ab2-11ea-9d2d- 01aa75ed71a1.0004.02/DOC\_1&format=PDF (acceso 10/04/2021).

Constanzo, A., Bàrberi, P., 2014. Functional agrobiodiversity and agroecosystems services in sustainable wheat production. A review. Agron. Sustain. Dev. 34: 327-348. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0178-1

de Luis, M., Gonzalez-Hidalgo, J.C., Longares, L.A., Stepanek, P., 2010. Seasonal precipitation trends in the Mediterranean Iberian Peninsula in second half of 20th century. Int. J. Climatol. 29: 1312–1323. https://doi.org/10.1002/joc.1778

Duru, M., Therond, O., Martin, G., Marin-Clouaire, R., Magnet, M.A., Justes, E., Journet, E.P., 2015. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. Agron. Sustain. Dev. 35: 1259–1281. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1

Ellstrand, N.E., Heredia, S.M., Leak-García, J.A., Heraty, J.M., Burger, J.C., 2010. Crops gone wild: evolution of weeds and invasives from domesticated ancestors. Evol. App. 3: 494-504. https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00140.x

ESYRCE 2019. Encuesta sobre superficie y rendimientos de cultivos. Análisis de las técnicas de mantenimiento del suelo y de los métodos de siembra en España. Disponible en: [https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-](https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/cubiertas2019_tcm30-526244.pdf) [agrarias/cubiertas2019\_tcm30-526244.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/cubiertas2019_tcm30-526244.pdf)

FAO 2011. The state of the world’s land and water resources for food and agriculture (SOLAW)

– Managing systems at risk. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London.

FAOSTAT, 2018: <http://faostat.fao.org/>(acceso 05/04/2021).

Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S.; Johnston, M., Mueller, N.D., O`Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, S., Polasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Sierbert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. Nature. 478: 337-342. https://doi.org/10.1038/nature10452

Fried, G., Kazakou, E., Gaba, S., 2012. Trajectories of weed communities explained by traits associated with species´response to management practices. Agric. Ecosyst. Environ. 158: 147-155. https://doi.org/ 10.1016/j.agee.2012.06.005

Gaba, S., Perronne, R., Fried, G., Gardarin, A., Bretagnolle, F., Biju-Duval, L., Colbach, N., Cordeau, S., Fernández-Aparicio, M., Gauvrit, C., Gibot-Leclerc, S., Guillemin, J.P., Moreau, D., Munier-Jolain, N., Strbik, F., Reboud, X., 2017. Response and effect traits of arable weeds in agro-ecosystems: a review of current knowledge. Weed Res. https://doi.org/10.111/wre.12245.

Garnier, E., Navas, M.L., 2012. A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. Agron. Sustain. Dev. 32: 365-399. https://doi.org/10.1007/s13596-011-0036-y

Grime, J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. Am. Nat. 111:1169–1194. https://doi.org/10.1086/283244

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. Agric. Ecosyst. Environ. 195: 36-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.021>

Guglielmini, A. C., Verdú, A. M. C., Satorre, E. H. 2016. Competitive ability of five common weed species in competition with soybean. International J. Pest. Manag. 63: 30–36. https://doi.org/10.1080/09670874.2016.1213459

Halde. C., Bamford, K.C., Entz, M.H., 2015. Crop agronomic performance under a six-year continuous organic no-till system and other tilled and conventionally managed systems in the northern Great Plains of Canada. Agric. Ecosyst. Environ. 213:121–130. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.029

González de Molina M., Soto, D., Guzmán, G., Infante, J., Aguilera, E., Vila, J., García, R., 2020. The Social Metabolism of Spanish Agriculture, 1900–2008. Envi. History 10, [https://doi.org/10.1007/978-3-030-20900-1\_](https://doi.org/10.1007/978-3-030-20900-1_2)6

Gurr, G.M., Wratten, S.D., Luna, J.M., 2003. Multi-function agricultural biodiversity: pest management and other benefits. Basic App. Ecol. 4: 107-116. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00122

Iriondo, J. M., Milla, R., Volis, S., Rubio de Casas, R., 2017. Reproductive traits and evolutionary divergence between Mediterranean crops and their wild relatives. Plant Biology. 20: 78–88. <https://doi.org/10.1111/plb.12640>

Jensen, E.S., Chongtham, I.R., Dhamala, N.R., Rodriguez, C., Carton, N. y Carlsson, G., 2020. Diversifying European agricultural systems by intercropping grain legumes and cereals. Int. J. Agric. Nat. Resour. 174-186.

<http://dx.doi.org/10.7764/ijanr.v47i3.2241>

Kassam A., Friedrich, T., Derpsch, R., Lahmar, R., Mrabet, R., Basch, G., González-Sánchez, E., Serraj, R., 2012. Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate. Field Crop Res. 132: 7-17. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.02.023

Kleijn, D., Rundlo, M., Sheperr, J., Smith, H.G., Tscharntke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? Trend Eco. Evo. 26: 474-481. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.05.009

Krak, K., Habibi, F., Douda, J., Vit, P., Lomonosova, M.N., Wang, L., Mandák, B., 2019. Human- mediated dispersal of weed species during the Holocene: a case study of *Chenopodium album* agg. J. Biogeogr. 46: 1007-1019.

https://doi.org/10.1111/jbi.13545

Landis,D.A., Menalled, F.D., Costamagna, A.C., Wilkinson, T.K., 2005. Manipulating plant resources to enhance beneficial arthropods in agricultural landscapes. Weed Sci. 53: 902-908. https://doi.org/10.1614/WS 04-050R1.1

Lavorel, S., Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. Funct. Ecol. 16: 545-556. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x

López-Bellido R.J., López-Bellido L., 2001. Efficiency of nitrogen in Wheat under Mediterranean conditions. Effect of tillage, crop rotation and N fertilization. Field Crops Res. 71: 31- 46. https://doi.org/10.1016/S0378-4290(01)00146-0

López-Bellido R.J., López-Bellido L., Castillo J.E., López-Bellido F.J., 2004. Chickpea response to tillage and soil residual nitrogen in a continuous rotation with wheat II. Soil nitrate, N uptake and influence on wheat yield. Field Crops Res. 88: 201–210. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2004.01.011

MacLaren, C., Bennett, J., Dehnen-Schmutz, K., 2019. Management practices influence the competitive potential of weed communities and their value to biodiversity in South African vineyards. Weed Res. 59: 93–106. <https://doi.org/10.1111/wre.12347>

MAPA 2021 Disponible en: http[s://ww](http://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-)w.m[apa.](http://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-)g[ob.es/es/agricultura/temas/producciones-](http://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-) agricolas/202103-11-informe\_preciossemanalcereales2020 21\_tcm30- 554989.pdf. (acceso 05/04/2021)

Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.V., Squire, G.R., Ward, I.K., 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. Weed. Res. 43: 77- 89. https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2003.00326.x

Martin, E.A.; Dainese, M.; Clough, Y., Báldi, A.; Bommarco, R.; Gagic, V.; Garratt, M.P.D.; Holzschuh, A,; Kleijn, D.; Kovács-Hostyánszki, A.; Marini, L.; Potts, S.G.; Smith, H.G.; Al Hassan,D.; Albrecht, M.; Andersson, G.K.S.; Así, J. D.; Aviron, S.; Balzan, M.V.; Baños Picon, L.; Bartomeus, I.; Batáry, P.; Burel, F.; Caballero-López, B.; Concepción, E.D; Coudrain, V.; Deanhardt, J.; Díaz, M.; Diekotter, R.; Dormann, C.F.; Duflot, R.; Entling, M.H.; Farwig, N.; Fischer, C.; Frank, T.; Garibaldi, L.A.; Hermnann, J.; Herzog, F.; Inclán, D.; Jacot, K.; Jauker, F.; Jeanneret, P.; Kaiser, M.; Kraus, J.; Le Féon, V.; Marshall, J.; Moonen, A.C.; Moreno, G.; Riedinger, V.; Rundlof, M.; Rusch, A.; Scheper, J.; Schneider, G.; Schuepp, C.; Stutz, S.; Sutter, L.; Tamburini, G.; Thies, C.; Tormos, J.; Tschantke, T., Tschumi, M.; Uzman, D.; Wagner, C.; Zubair-Anjum, M.; Dewnter, S., 2019. The interplay of landscape composition and onfiguration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. Ecology Letters. 22: 1083-1094. https://doi.org/10.1111/ele.13265

Mazoyer, M., Roudar,L., 2016. Historia de las agriculturas del mundo. KRK Ed. ISBN 978-84- 8367-523-6.

Milla, R., Bastida, J.M., Turcotte, M.M., Jones, G., Violle, C., Osborne, C.P., Chacón-Labella, J., Sosinski, E.E., Katthe, J., Laughlin, D.C., Forey, E., Minden, V., Cornelissen, J.H.C., Amiaud, B., Kramer, K., Boenisch, G., He, T., Pillar, V.D., Byun, C., 2018. Phylogenetic patterns and phenotypic profilesof the species of plants and mammals farmed for food. Nat. Ecol. Evol. 2: 1808-1817. https://doi.org/10.1038/s41559-018-0690-4

Moles, A. T., Westoby, M., 2006. Seed size and plant strategy across the whole life cycle. Oikos 113: 91-105. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14194.x

Nai, E.L, Young D.L., Schillinger W.F., 2007. Diesel and glyphosate price changes benefit the economics of conservation tillage versus traditional tillage. Soil Till. Res. 94: 321-327. https://doi.org/10.1016/j.still.2006.08.007

Navas, M.L., 2012. Trait-based approaches to unravelling the assembly of weed communities and their impact on agro-ecosystem functioning. Weed Res. 52: 479-488. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2012.00941.x

Negri V., Maxted N., Veteläinen M. (2009). “European landrace conservation: an introduction,” in *European Landraces: on farm Conservation, Management and Use: Biodiversity Technical Bulletin no 15, e*ds Veteläinen, M., Negri V., Maxted N. (Rome: European Cooperative Programme for Plant Genetic Resources).

[https://www.bioversityinternational.org/fileadmin/\_migrated/uploads/tx\_news/Eur](https://www.bioversityinternational.org/fileadmin/_migrated/uploads/tx_news/European_landraces__on-farm_conservation__management_and_use_1347.pdf) [opean\_landraces on-farm\_conservation management\_and\_use\_1347.pdf](https://www.bioversityinternational.org/fileadmin/_migrated/uploads/tx_news/European_landraces__on-farm_conservation__management_and_use_1347.pdf) (acceso 01.05.2021)

Neve, P., Barney, J.N., Buckley, Y., Cousens, R.D., Graham, S., Jordan, N.R., Lawton-Rauh, A., Liebman, M., Mesgaran, M.B., Schut, M., Shaw, J., Storkey, J., Baraibar, B., Baucom, R.S., Chalak, M., Childs, D.Z. Christensen, S., Eizenberg, H., Fernández-Quintanilla, C., French, K., Harsch, M., Heijting, S., Harrison, L., Loddo, D., Macel, M., Maczey, N., Merotto Jr, A., Mortensen, D., Necajeva, J., Peltzer, D.A., Recasens, J., Renton, M., Riemens, M., SΦnderskov, M., Williams, M., 2018. Reviewing research priorities in weed ecology, evolution and management: a horizon scan. Weed Res. 58: 250-258. https://doi.org/10.1111/wre.12304

Neve, P., Vila-Aiub, M., Roux, F., 2009. Evolutionary-thinking in agricultural weed management. New Phytologist. 184: 783-793. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03034.x

Oerke, E.C., 2006. Crop losses to pests: review. J. Agricult. Sci. 144: 31-43. https://doi.org/10.1017/S0021859605005708

Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gatere, L., Grace, P., 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. Agricult. Ecosyst. Environ. 187:87-105. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.010

Petit, S., Cordeau, S., Chauvel, B., Bohan, D., Guillemin, J.P., Steinberg, C., 2018. Biodiversity- based options for arable weed management. A review. Agron. Sustain. Dev. 38: 48. https://doi.org/10.1007/s13593-018-0525-3

Peña-Gallardo, M., Vicente-Serrano, S., Domínguez-Castro, F., Baguería, S., 2019. The impact of drought on the productivity of two rainfed crops in Spain. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 19, 1215–1234. https://doi.org/ 10.1016/j.agee.2013.10.010

Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and sinergies. Phil. Trans. R. Soc. B. 365, 2959–2971. https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143

Pretty, J., 2007. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. Phil. Trans. R. Soc. B. 363:447–465. https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2163

Pretty, J., Bharucha, Z.P., 2014. Sustainable intensification in agricultural systems. Ann. Bot.

114: 1571-1596. https://doi.org/10.1093/aob/mcu205

Pretty, J., Benton, T.G., Bharucha, Z.P. Dick, L.V., Flora, C.B., Godfray, H.C.J., Goulson, D., Hartley, S., Lampkin, N., Morris, C., Pierzynski, G., Prasad, P.V.V., Reganold, J., Rockströn, J., Smith, P., Thorne, P., Wratten, S., 2018. Global assessment of agricultural system redesign for sustainable intensification. Nat. Sustain. 1: 441–446. https://doi.org/10.1038/s41893-018-0114-0

Reich, P.B., 2014. The world-wide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. J. Ecol. 102:275–301. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211

Romanyà, J., Rovira, P., 2011. An appraisal of soil organic C content in Mediterranean agricultural soils. Soil Use Manage. 27: 321–332. https://doi.org/10.1111/j.1475- 2743.2011.00346.x

Sánchez-Girón V., Serrano A., Hernanz J.L., Navarrete L., 2004. Economic assessment of three long-term tillage systems for rainfed cereal and legume production in semiarid central Spain. Soil Till. Res. 78: 35-44. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.01.001

Sánchez-Girón V., Serrano A., Suárez M., Hernanz J.L., Navarrete L. 2007. Economics of reduced tillage for cereal and legume production on rainfed farm enterprises of different sizes in semiarid conditions. Soil Till. Res. 95: 149-160. https://doi.org/10.1016/j.still.2006.12.007

Smith, B.M., Aebischer, N.J., Ewald, J., Moreby, S., Potter, C., Holland, J.M., 2020. The potential of arable weeds to reverse invertebrate declines and associated ecosystem services in cereal crops. Frontier Sustain. Food Syst. 3: 118. https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00118

Schöb, C., Kerle, S., Karley, A. J., Morcillo, L., Pakeman, R. J., Newton, A. C., Brooker, R. W., 2015. Intraspecific genetic diversity and composition modify species-level diversity- productivity relationships. New Phytol. 205: 720–730. https://doi.org/10.1111/nph.13043

Stagnari, F., Maggio, A., Galieni, A., Pisante, M., 2017. Multiple benefits of legumes for agricultura sustainability: an overview. Chem. Biol. Technol. Agric. 4: 2. https//doi.org/10.1186/s40538-016-0085-1

Storkey, J., 2006. A functional group approach to the management of UK arable weeds to support biological diversity. Weed Res. 46: 513-522. https://doi.org/10.1111/j.1365- 3180.2006.00528.x

Storkey, J., Moss, S.R., Cussans, J.W., 2010. Using assembly theory to explain changes in a weed flora in response to agricultural intensification. Weed Sci. 58: 39-46. https://doi.org/10.1614/WS-09-096.1

Storkey, J., Neve, P. 2018. What good is weed diversity? Weed Res. 58: 239-243. https://doi.org/ 10.1111/wre.12310

Suding, K., Lavorel, S., Chapin, F., Cornelissen, J.H.C., Díaz, S., Garnier, E., Goldberg, D., Hooper, D.U., Jackson, S., Navas, M.L., 2008. Scaling environmental change through the framework for plants. Glob. Chang. Biol. 14: 1125-1140. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01557.x

Tamburini, G., Bommarco, R., Wanger, T.C., Kremen, C., van der Heijden, M.G.A., Liebman, M., Hallin, S. 2020. Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. Sci. Adv. 6: eaba1715. https://doi.org/ 10.1126/sciadv.aba1715

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature. 418: 671-677. https://doi.org/10.1038/nature01014

Titonell, P., 2020. Assessing resilience and adaptability in agroecological transition. Agricultural Systems. 184. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102862

Torija-Isasa, M.E., Matallan-González,, M.C., 2016. A historical Perspective of wild plant foods in the Mediterranean area. In Mediterranean wild edible plants. Ethnobotany and food composition tables.En: Sánchez-Mata M., Tardío J. (eds) Mediterranean Wild Edible Plants. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-3329-7\_1

Thompson, P.A., 1973. The effects of geographical dispersal by man on the evolution of physiological races of the Corncockle *(Agrostemma githago* L.) Ann. Bot*.* 37, 413-21. https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a084707

Traba, J., Morales, M.B., 2019. The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland, Sci. Rep. 9: 9473. [https://doi.org/10.1038/s41598-019-](https://doi.org/10.1038/s41598-019-45854-0) [45854-0.](https://doi.org/10.1038/s41598-019-45854-0)

Urbano, P., 1992. Tratado de Fitotecnia General. 2ª ed. Mundi Prensa. ISBN 84-7114-386-0. van Wart, J., van Bussel, L.G., Wolf, J., Licker, R., Grassini, P., Nelson, A., Boogaard, H., Gerber,

J., Mueller, N.D., and Claessens, L., 2013. Use of agro-climatic zones to upscale

simulated crop yield potential. Field Crops Research 143:44–55. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.11.023

Vandermer, J.H., Perfecto, I., 2018. Ecological complexity and agroecology. Abingdon, Oxon; New York, NY: Routledge, 2017 ISBN 9781138231979 (pbk.)

Vigueira, C.C., Olsen, K.M., Caicedo, A.L., 2013. The red queen in the corn: agricultural weeds as models of rapid adaptive evolution. Heredity. 110: 303-311. https://doi.org/10.1038/hdy.2012.104

Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functionla! Oikos. 116: 882-892. https://doi.org/10.1111/j.0030- 1299.2007.15559.x

Ward, S.M., Cousens, R.D., Bagavathiannan, M.V., Barney, J.N., Beckie, H.J., Busi, R., Davis, A.S., Dukes, J.S., Forcella, F., Freckleton, R.P., Gallandt, E.R., Hall, L.M., Jasieniuk, M., Lawton-Rauh, A., Lehnhoff, E.A., Liebman, M., Maxwell, B.D., Mesgaran, M.B., Murray, J.V., Neve, P., Nuñez, M.A., Pauchard, A., Queenborough, S.A., Webber, B.L., 2014. Agricultural weed research: a crititque and two proposals. Weed Sci. 62:672- 678. https://doi.org/10.1614/WS-D-13-00161.1

Westoby M., 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. Plant Soil 199:213–227. https://doi.org/ 10.1023/A:1004327224729

Zimdahl, R.L., 2018. Fundamentals of weed science. 5thedn. Ed. Academic Press. San Diego.

ISBN: 9780128111437

# CAPÍTULO 2

## Metodología General

El trabajo experimental de la tesis se ha realizado en la finca El Encín, que es una estación experimental dependiente del Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario y Alimentario (IMIDRA), situada en Alcalá de Henares, Madrid, (40°57.31’N; 3°17’W), 610 m snm. Las condiciones climáticas se caracterizan por precipitaciones medias inferiores a los 430 mm y una temperatura media de 13,4oC (Mauri, 2000). La finca se encuentra sobre diferentes niveles de terraza del río Henares, denominadas terrazas de campiña que dan lugar a suelos de tipo Alfisol Xeralf con régimen de humedad xérico y régimen de temperaturas mésico que presentan buena capacidad agrológica para cultivos herbáceos (Bienes y Nieves, 2000). Son suelos de tradición agrícola con una vegetación constituida por diferentes especies de arvenses, entre las que destacan *Adonis flamea, Amaranthus blitoides, Anacyclus clavatus, Asperugo procumbens, Atriplex patula, Avena sterilis, Bromus diandrus, Capsella bursa-pastoris, Cardaria draba, Chenopodium album, Cirsium arvense, Convolvulus arvensis, Conyza candensis, Descurainia sophia, Fumaria officinalis, Fumaria parviflora, Galium tricornutum, Hypecoum imberbe, Lactuca serriola, Lamium amplexicaule, Malva sylvestris, Papaver rhoeas, Polygonum aviculare, Roemeria hybrida, Senecio vulgaris, Sisymbrium irio, Sonchus oleraceus, Urtica urens* y *Veronica hederifolia* (Navarrete et al., 2000). En esta zona antes de implantar los experimentos se realizaba agricultura convencional en rotaciones de cereal-leguminosa en secano.

El Encín cuenta con una amplia trayectoria en el estudio de los sistemas cerealistas de secano y en especial sobre los efectos del laboreo en estos sistemas. En 1983 se puso en marcha un primer experimento (E1) que comparaba los efectos de tres sistemas de laboreo (laboreo convencional, laboreo mínimo y no laboreo) sobre las propiedades físicas del suelo y el rendimiento de un monocultivo de cereal. En 1986 se diseñó un nuevo experimento comparando los mismos tres sistemas de laboreo (E2) en una rotación de cereal-leguminosa y se incluyó el estudio de las comunidades arvenses. En 2002 se añadió un tercer experimento (E3) en el que se han realizado

dos ensayos diferentes. En un ensayo que llamamos ELA se evaluaron los efectos de tres sistemas de laboreo de conservación, es decir, sin inversión del suelo (laboreo de subsuelo, laboreo mínimo y no laboreo) sobre las propiedades físicas del suelo, las comunidades arvenses y el rendimiento del cultivo. El otro ensayo que llamamos EFER se enfocó en evaluar tres sistemas de laboreo (laboreo convencional, laboreo mínimo y no laboreo) y dos dosis de fertilización en una rotación cereal-leguminosa grano. Todos estos experimentos de campo se desarrollan en parcelas de gran tamaño (entre 300 y 800 m2) que permiten poner en práctica los mismos manejos que se realizan en las fincas de agricultores (Fig. 1). Esta tesis se desarrolla a partir de dos ensayos (EFER y ELA) que se han llevado a cabo en E3, analizando los resultados obtenidos en los mismos en dos períodos distintos octubre 2002/2011 y 2012/2016.



**a**



**c**



**b**



**d**

Figura 1. Vista general de los experimentos de larga duración en la finca El Encín (Alcalá de Henares): a) Vista aérea de los experimentos. b) Vista en perspectiva de los experimentos; c) parcelas con cultivo de leguminosas en uno de los ensayos de esta tesis; d) parcelas con cultivo de cereal en uno de los ensayos de esta tesis.

##### Diseño experimental de los ensayos

Para los capítulos 3, 4 y 5 de esta memoria de tesis se han utilizado datos procedentes de dos ensayos realizados en el marco del experimento E3 con una rotación cereal- leguminosa (Fig. 2 y 3). En el capítulo 3 se han utilizado los datos de un ensayo de evaluación de prácticas agrícolas, iniciado en la campaña 2011/2012 hasta la campaña 2015/2016 (Fig. 2 y 4, Tabla 1). En este caso se comparaban tres sistemas de laboreo y dos dosis de fertilización con un diseño experimental en split-plot. El factor laboreo tenía los niveles: laboreo convencional (CT) que produce una inversión del suelo y que se realizó con vertedera a 30 cm de profundidad, laboreo mínimo y no laboreo. El factor fertilización incluyó los niveles: fertilización convencional, que se correspondía con la dosis utilizada en la zona (HF) y fertilización reducida al 50% (LF). La dosis de fertilización se redujo tanto en la siembra o fertilización de sementera (NPK) como en el momento de inicio de encañado del cultivo o fertilización de cobertera (N).

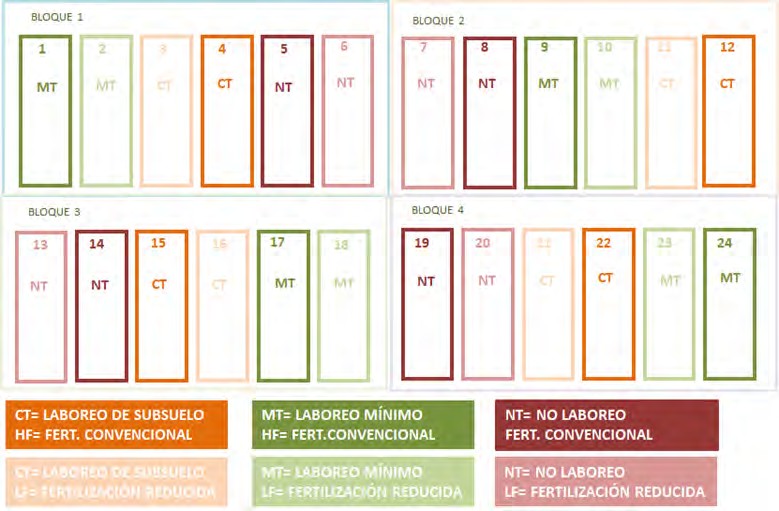


Figura 2. Ensayo 2 en una rotación cereal-leguminosa grano. Campañas de 2012/2013 a 2015/2016 con diseño en split plot. El primer tratamiento tiene tres sistemas de laboreo (CT= laboreo convencional, MT= laboreo mínimo, NT= no laboreo) y el segundo tratamiento dos dosis de fertilización de N, P y K, (HF= dosis convencional semejante a la de los campos de la zona, LF= dosis alta reducida al 50%). Capítulo 3.

Tabla 1. Información detallada sobre la siembra y fertilización de los cultivos de la rotación en el ensayo de prácticas agríolas. Las fechas se adaptan a las condiciones climáticas. El abonado de cobertera se realiza en inicio de encañado del cereal. NAC: nitrógeno amónico cálcico al 27% de nitrógeno. Solo se ha puesto la dosis de fertilización convencional (HF).

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| **CAMPAÑA** | **Fecha de siembra y Cultivo y dosis de Tipo de fertilizante y dosis Tipo de fertilizante y**  **fertilización de siembra en sementera dosis en cobertera** | | | |
| **sementera** | | | | |
| **2012/2013** | 05-dic | Guisante (152 kg ha-1) | 9-18-27  (260 kg ha-1) |  |
| **2013/2014** | 27-nov | Trigo | 9-18-27 | NAC 27% |
|  |  | (180 kg ha-1) | (200 kg ha-1) | (230 kg ha-1) |
| **2014/2015** | 21-oct | Veza | 9-18-27 |  |
|  |  | (90 kg ha-1) | (100 kg ha-1) |  |
| **2015/2016** | 16-nov | Trigo | 16-16-16 | NAC 27% |
|  |  | (220 kg ha-1) | (200 kg ha-1) | (133 kg ha-1) |

Los capítulos 4 y 5 se han realizado con los datos de un ensayo de evaluación de sistemas de laboreo de conservación. Estuvo durante 9 campañas agrícolas, iniciándose en la campaña 2002/2003 (Fig. 3 y 4).). Se inició con cultivo de leguminosa grano que alternaba con un cereal. En este ensayo se comparaban tres sistemas de laboreo sin inversión como labor de alzada, que sirve para incorporar el rastrojo del cultivo anterior. Los tres sistemas de laboreo fueron: laboreo de subsuelo a 30 cm de profundidad (ST), laboreo mínimo a 15 cm (MT) y no laboreo (NT) (Fig. 3 y 4). Los aperos utilizados fueron: En ST un subsolador descompactador, en MT un chisel, y en NT se sembró directamente sobre el rastrojo del cultivo anterior con una aplicación de herbicida no selectivo previo a la siembra. En laboreo de subsuelo y laboreo mínimo se realizó otra labor secundaria con profundidad inferior a 15 cm y sin volteo del suelo con un cultivador.



Figura 3. Ensayo 1 de sistemas de laboreo sin inversión del suelo (ST= laboreo de subsuelo, MT= laboreo mínimo, NT= no laboreo), en una rotación cereal-leguminosa grano. Campañas de 2002/03 a 2010/11. Capítulos 4 y 5.

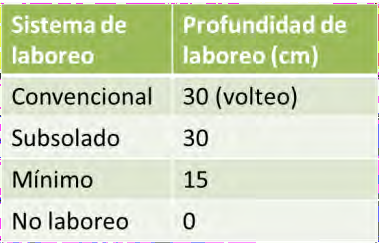


Figura 4. Sistemas de laboreo del suelo comparados en los ensayos de la tesis. (Fotografias de Luis Navarrete Martínez).

Tabla 2. Información detallada sobre la siembra y fertilización de los cultivos de la rotación en el ensayo de laboreo de conservación. Las fechas se adaptan a las condiciones climáticas. El abonado de cobertera se realiza en inicio de encañado del cereal.

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| **CAMPAÑA** | **Fecha de siembra y Cultivo y dosis de Tipo de fertilizante y dosis Tipo de fertilizante y**  **fertilización de siembra en sementera dosis en cobertera** | | | |
| **sementera** | | | | |
| **2002/2003** | 29-ene | Guisante (113 kg ha-1) | 9-18-27  (200 kg ha-1) |  |
| **2003/2004** | 16-ene | Trigo (140 kg ha-1) | 15-15-15  (200 kg ha-1) | NAC 27%  (130 kg ha-1) |
| **2004/2005** | 15-dic | Guisante (100 kg ha-1) | superfosfato de cal 18% (300 kg ha-1) + sulfato potásico 50% (460 kg ha-1) |  |
| **2005/2006** | 29-nov | Trigo (140 kg ha-1) | 15-15-15  (200 kg ha-1) | NAC 27%  (185 kg ha-1) |
| **2006/2007** | 28-dic | Guisante (145 kg ha-1) | 4-4-20  (375 ka ha-1) |  |
| **2007/2008** | 04-dic | Trigo (170 kg ha-1) | 15-15-15  (200 kg ha-1) | NAC 27%  (175 kg ha-1) |
| **2008/2009** | 20-nov | Veza (100kg ha-1) | 15-15-15  (100 kg ha-1) |  |
| **2009/2010** | 16 dicembre | Trigo (200 kg ha-1) | 15-15-15  (200 kg ha-1) | NAC 27%  (185 kg ha-1) |
| **2010/2011** | 26-oct | Veza (100 kg ha-1) | 15-15-15  (90 kg ha-1) |  |

El manejo agronómico aplicado en los dos ensayos fue semejante al que se realiza por parte de los agricultores en este tipo de sistemas cerealistas, que está limitado por las condiciones climáticas de cada campaña de cultivo (Tabla 1). De esta forma, las precipitaciones otoñales condicionaron la siembra hasta tal punto que las fechas variaron entre campañas desde el 21 de octubre, la más temprana, al 29 de enero, la más tardía. En el caso de los cereales se realizaron aplicaciones herbicidas en post- emergencia, coincidiendo con el estado de inicio de ahijamiento del cultivo, que corresponde al momento en el que se forma la macolla. La fertilización se realizó en dos períodos: en sementera, coincidiendo con la siembra, se aportó N, P y K y en cobertera, en el momento de ahijamiento del cereal o el inicio de encañado (elongación de los tallos) en el que se complementó la fertilización nitrogenada con dosis adaptadas a las condiciones climáticas de cada campaña. En el caso del ensayo

2 se introdujo la dosis reducida en las parcelas con ese tratamiento (Tabla 1). El ajuste de la dosis de fertilización en cada campaña se realizó considerando las extracciones del cultivo anterior y las demandas del cultivo en función de la previsión de cosecha.

El período de estudio (2002/2003- 2010/2011) mostró cierta variabilidad en las precipitaciones tal y como es esperable en condiciones mediterráneas (Fig. 5). En el segundo período (campañas 2012/2013 a 2015/2016) no se observan precipitaciones diferentes entre las campañas, pero la variabilidad climática se produjo en relación a la distribución de las precipitaciones a lo largo de la campaña (más detalles en capítulo 3). Los datos de precipitación y temperatura corresponden al período entre septiembre y agosto de cada campaña y se tomaron en una estación meteorológica ubicada en la propia finca experimental (Fig. 5).

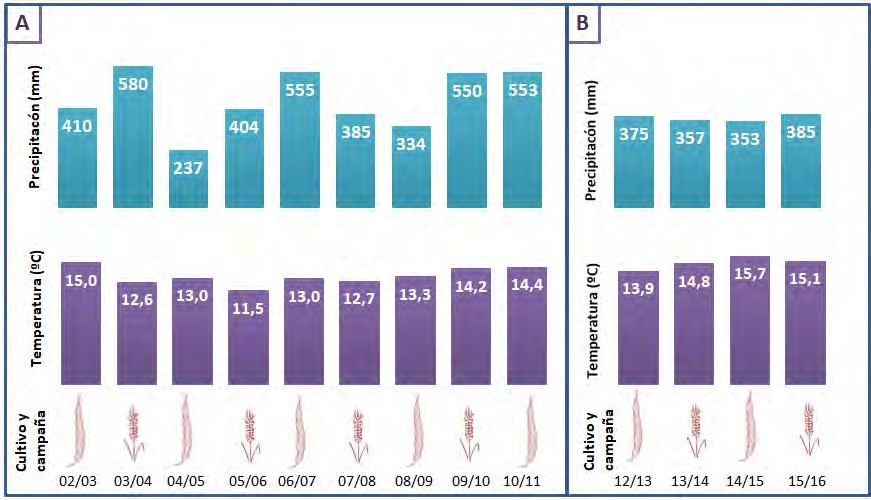


Figura 5. Precipitación y temperatura media de las campañas de cultivo (periodos de doce meses de septiembre a agosto) estudiadas. A) Ensayo 1: Campañas de 2002/03 a 2010/11. B) Ensayo 2: Campañas de 2012/13 a 2015/16. Datos procedentes de la estación nº 3170 de la red de la Agencia Estatal de Meteorología, AEMET.

##### Recogida de datos en campo

Anualmente se realizaron muestreos de las plantas arvenses en cada una de las parcelas experimentales. Este muestreó fue previo a la aplicación del herbicida de post- emergencia, coincidiendo con el estado de plántula de las arvenses y con los primeros estadíos de desarrollo del cultivo. En el caso de cereal coincidía con el inicio de encañado y en leguminosas con la elongación de los tallos. Las fechas exactas variaron entre el 2 de marzo y el 6 de mayo, en función de la fenología del cultivo y de las condiciones climáticas. En el muestreo se utilizaron 10 marcos de 0,1 m2 por parcela. Los marcos, que no estaban fijos, se distribuyeron cada año en un itinerario con forma de M (Fig. 6). En cada marco se identificaron las especies arvenses y se registró la abundancia (número de individuos) de cada una de ellas.

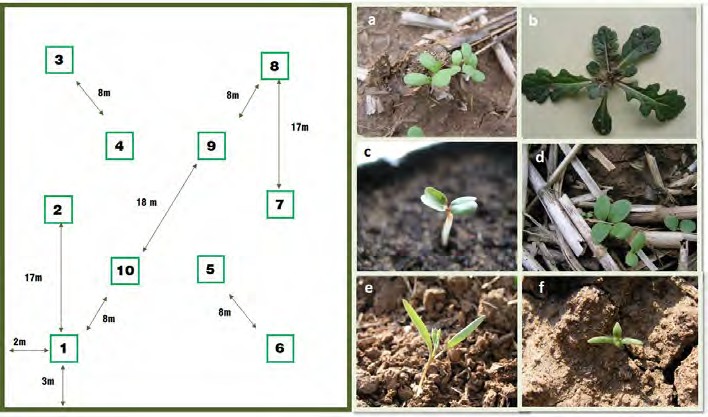


Figura 6. Distribución de los marcos de muestreos de vegetación en una parcela y fotografías de diferentes especies arvenses en estado de plántula: a) *Anacyclus clavatus,* b) *Diplotaxis erucoides,* c) *Convolvulus arvensis,* d) *Lactuca serriola,* e) *Fumaria parviflora,* f) *Papaver rhoeas*. (Fotografias de Luis Navarrete Martínez).

La cosecha se realizó durante el mes de junio, coincidiendo con el estado de madurez del grano de los dos tipos de cultivo. En cereales y en leguminosas del primer ensayo se realizó con una microcosechadora en dos franjas de 1,40 X 30 m que sirvieron para

establecer el rendimiento del cultivo, medido como el peso del grano por hectárea de cultivo (kg ha-1) en cada parcela. En leguminosas del segundo ensayo (Cap. 3) el rendimiento se determinó a partir de la recolección de las semillas de 4 marcos de 0,25 m2 en cada parcela experimental, y se calculó el peso del grano por superficie de cultivo (kg ha-1).

##### Caracterización de la composición florística y de la diversidad de las comunidades arvenses

La caracterización de la comunidad se realizó mediante el cálculo de diversas métricas de diversidad a escala parcela. Para ello se consideró la abundancia de cada especie arvense como el número de individuos registrados en los 10 marcos muestreados por parcela. La riqueza de especies y el índice de Simpson (D) se utilizaron como métricas de diversidad de especies (Cap. 3 y 4). La caracterización funcional de la comunidad se realizó utilizando ocho rasgos funcionales (Tablas 3 y 4). Estos rasgos, agrupados en dos categorías diferentes, fueron: área foliar específica (SLA), altura de la planta a la maduración (PH) y hábito de crecimiento (GH) como rasgos de adquisición de recursos. Como rasgos regenerativos se consideraron el peso de la semilla (SW), tiempo de emergencia (ET), presencia de cubiertas en las semillas (SC), índice de longevidad (según Thompson et al.1998, LI) y presencia de estructuras de dispersión de las semillas (SD) (Shipley et al., 2016; Westoby, 1998). Los valores de los rasgos se tomaron en plantas que se desarrollaban en un barbecho próximo a los ensayos, siguiendo protocolos estandarizados (Pérez-Harguindeguy et al., 2013, Tabla 2). Para cada especie el valor de SLA se obtuvo como el promedio de los valores tomados en 2 hojas de 10 plantas en desarrollo vegetativo. La altura de la planta en cada especie se corresponde con el promedio de los valores de altura registrados en 10 plantas por especie. El peso de semilla se realizó como el valor medio de tres lotes de 1000 semillas secadas al aire. Cuando no se disponía de material vegetal para tomar las medidas se recurrió a las bases de datos LEDA (Kleyer et al., 2008) y SID (Royal Botanic Gardens Kew, 2015) y para altura de las plantas Flora Ibérica (Castroviejo, 1986-2012).

En el caso de tiempo de emergencia, cubiertas en la semillas y hábito de crecimiento se han utilizado observaciones propias de nuestros muestreos junto con la información de floras locales (Blanca et al., 2011; Castroviejo, 1986-2012). El índice de longevidad se calculó utilizando los datos de dormición procedentes de la base LEDA (Kleyer et al., 2008).

Tabla 3. Rasgos funcionales utilizados en la caracterización de la comunidad arvense.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Rasgos | Características del rasgo | Procedencia de los datos |
| Rasgos de adquisición de recursos | | |
| Área foliar específica (SLA) | Ratio área y masa foliares Cuantitativo (mm2 mg-1) | Medido en campo y datos de LEDA (Kleyer et al., 2008). |
| Altura de la planta (PH) | Altura máxima de la planta en maduración.  Cuantitativo (cm) | Medido en campo y datos de Flora Ibérica (Castroviejo, 19862012). |
| Hábito de crecimiento (GH) | Rosulado, trepador o erecto. Cualitativo | Observaciones propias, Flora Ibérica (Castroviejo, 1986-2012), Flora de Andalucía Oriental (Blanca et al., 2011). |
| Rasgos regenerativos | | |
| Peso de la semilla (SW) | Peso seco al aire. Cuantitativo (mg ) | Nuestras medidas y datos de SID base de datos (Royal Botanic Garden Kew, 2015) |
| Índice de longevidad (LI) | Valores entre 0 (todos los registros transientes) y 1 (todos los registros persistentes). Cualitativo | Calculado siguiendo Thompson et al. (1998). Valores de dormición de LEDA (Kleyer et al., 2008) |
| Estructuras de dispersión (DS) | Con/sin estructuras de dispersión. Cualitativo. | Observaciones propias, Flora Ibérica (Castroviejo, 1986-2012), Flora de Andalucía Oriental (Blanca et al., 2011).  , |
| Cubierta en las semillas (SC) | Semillas con/sin pericarpio. Cualitativo. | Flora Ibérica (Castroviejo 1986-2012); Flora de Andalucía Oriental (Blanca et al., 2011). |
| Tiempo de emergencia (ET) | Mes de emergencia: 1=enero, 2=febrero, 3=marzo, 4=abril. Cuantitativo. | Nuestras observaciones y el  asesoramiento de un experto (Dr. Fernando Bastida, Universidad de Huelva) |

Tabla 4. Especies presentes en la comunidad arvense en el período de estudio y los valores de los rasgos

funcionales utilizados (media y desviación estándar en el caso de los rasgos cuantitativos).

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| ESPECIES DE LA COMUNIDAD | SLA  (mm2 mg-1) | Plant  Height  (cm) | Seed  Weight  (mg) | LI | GH | DS | SC | ET |
| *Adonis flammea* Jacq. | 13.9±3.3 | 50.52±4.1 | 9.43±0.51 |  | E | 0 | 1 | 3 |
| *Amaranthus blitoides* S.Watson | 12.9±2.8 | 34.0±9.0 | 1.47±0.03 |  | C | 0 | 0 | 3 |
| *Anacyclus clavatus* (Desf.) Pers. | 20.60±4.3 | 48.2±6.4 | 0.65±0.04 |  | C | 0 | 1 | 1 |
| *Andryala integrifolia* L. |  | 701 | 0,111 |  | E |  | 0 | 3 |
| *Asperugo procumbens* L. | 22.39±3.4 | 54.4±5.3 | 2.47±0.14 |  | C | 0 | 1 | 1 |
| *Atriplex patula* L. | 16.23±2.4 | 40.1±16.0 | 1.433 | 0.52 | E | 0 | 1 | 4 |
| *Avena sterilis* L. | 20.63±2.9 | 82.9±7.2 | 25.02±2.05 | 0.83 | R | 0 | 1 | 1 |
| *Bassia scoparia* (L.) Voss | 191 | 571 | 0,92 |  | E |  | 0 | 4 |
| *Bombycilaena erecta* (L.) Somoli |  | 251 |  |  | E |  | 0 | 3 |
| *Bromus diandrus* Roth | 26.40±5.5 | 55.4±8.5 | 8.58±0.98 | 0.45 | R | 0 | 1 | 1 |
| *Buglossoides arvensis* (L.)L.M. Johnst. | 13.3±1.7 | 25.04±6.2 | 5.18±0.31 |  | E | 0 | 1 | 1 |
| *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik. | 30.46±6.4 | 38.9±9.9 | 0.10±0.01 | 0.67 | R | 0 | 0 | 1 |
| *Cardaria draba* (L.) Desv. | 12.56±1.7 | 36.6±4.7 | 2.50±0.26 | 0.43 | E | 0 | 0 | 1 |
| *Carduus bourgeanus* Boiss & Reut. | 9.96±2.1 | 84.8±13.3 |  |  | R | 1 | 1 | 3 |
| *Convolvulus arvensis* L. | 20.53±5.1 | 46.9±11.3 | 10.46±0.50 | 0.10 | C | 0 | 0 | 3 |
| *Conyza canadensis* (L.) Cronq. | 15.99±1.7 | 138.1±19.5 |  | 0.50 | E | 1 | 1 | 1 |
| *Chenopodium album* L. | 15.87±1.9 | 71.3±7.3 | 0.73±0.03 | 0.83 | E | 0 | 1 | 4 |
| *Datura ferox* L. | 271 | 611 | 17,13 |  | E |  | 1 | 4 |
| *Descurainia sophia* (L.) Webb. ex  Prantl in Engl and Prantl | 17.16±3.5 | 83.2±8.5 | 0.09±0.01 | 0.674 | E | 0 | 0 | 1 |
| *Dittrichia viscosa* (L.) Greuter | 14.66±4.4 | 111.5±18.5 |  |  | E | 1 | 1 | 4 |
| *Epilobium brachycarpum* C. Presl |  |  | 0.20±0.00 |  | E | 1 | 0 | 4 |
| *Fallopia convolvulus* (L.) Á. Löve | 17.86±3.3 | 44.0±12.3 | 7.09±0.30 | 0.63 | C | 0 | 1 | 3 |
| *Fumaria officinalis* L. | 17.22±4.6 | 44.4±8.4 | 2.56±0.19 | 0.61 | C | 0 | 1 | 1 |
| *Galium tricornutum* Dandy | 15.85±4.1 | 48.8±14.5 | 10.66±0.27 | 0.00 | C | 0 | 1 | 1 |
| *Heliotropium europaeum* L. | 10.61±1.0 | 18.9±8.7 | 1.02±0.03 | 0.33 | C | 0 | 1 | 4 |
| *Helminthotheca echioides* L. |  |  |  | 0.00 | R | 1 | 1 | 3 |
| *Hordeum murinum* L. | 29.72±4.0 | 53.4±6.5 | 5.06±0.93 | 0.20 | R | 0 | 1 | 1 |
| *Hypecoum imberbe* Sm. | 19.58±4.4 | 38.5±6.6 | 1.20±0.07 |  | C | 0 | 1 | 1 |
| *Lactuca serriola* L. | 30.50±3.9 | 102.6±17.1 | 0.583 | 0.21 | R | 1 | 1 | 1 |
| *Lamium amplexicaule* L. | 23.77±4.5 | 27.1±5.0 | 0.54±0.01 | 0.55 | R | 0 | 1 | 1 |
| *Lolium rigidum* Gaudin | 21.72±3.8 | 46.0±6.8 | 3.54±0.28 | 0.67 | R | 0 | 1 | 1 |
| *Malva sylvestris* L. | 13.58±1.8 | 32.4±12.0 | 1.22±0.04 | 0.71 | R | 0 | 1 | 1 |
| *Papaver rhoeas* L. | 32.07±6.5 | 52.5±6.4 | 0.08±0.00 | 0.63 | R | 0 | 0 | 1 |
| *Phalaris minor* Retz. |  | 100.2±5.5 | 1.44±0.08 |  | R | 0 | 1 | 1 |
| *Polygonum aviculare* L. | 18.90±2.7 | 66.5±4.2 | 3.59±0.21 | 0.57 | C | 0 | 1 | 3 |
| *Salsola kali* L. | 20,491 | 55,772 |  |  | R |  | 0 | 4 |
| *Scorzonera laciniata* L. | 12.28±2.2 | 37.8±9.7 | 3.71±0.34 |  | R | 1 | 1 | 3 |
| *Senecio vulgaris* L. | 19.47±5.0 | 26.3±5.3 | 0.27±0.03 | 0.55 | R | 1 | 1 | 1 |
| *Sisymbrium irio* L. | 20.35±2.2 | 65.7±8.4 | 0.10±0.00 |  | R | 0 | 0 | 1 |
| *Sonchus asper* (L.) Hill | 10.94±2.2 | 56.16±12.4 |  | 0.51 | R | 1 | 1 | 1 |
| *Sonchus oleraceus* L. | 29.02±8.1 | 82.2±11.8 | 0.36±0.03 | 0.75 | R | 1 | 1 | 1 |
| *Trigonella polyceratia* L. | 21.811 | 29.02 | 2.303 |  | R | 0 | 0 | 1 |
| *Urtica urens* L. | 21.001 | 50.02 | 0.523 | 0.95 | E | 0 | 1 | 1 |
| *Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert. |  |  | 5.103 | 1.00 | E | 0 | 0 | 1 |
| *Veronica hederifolia* L. | 13.05±6.5 | 22.2±5.9 | 3.39±0.13 | 0.71 | C | 0 | 0 | 1 |

1Datos de LEDA; 2Datos de Flora Ibérica; 3Datos de Kew Garden. 4 Valores estimados de nuestra propia observación. SLA: área foliar específica; PH: altura de la planta; SW: peso de la semilla; LI: índice de longevidad (0=todos los registros transientes hasta 1=todos los registros persistentes); GH: hábito de crecimiento (R=roseta, E= erecto, C=trepador/reptante); DS: estructuras de dispersión (0=sin estructuras, 1= con estructuras); SC: cubiertas en semillas (1= con pericarpio, 0=sin pericarpio); ET: tiempo de emergencia (1= enero, 2=febrero, 3=marzo, 4= abril).

Una vez obtenidos los datos de las diferentes especies de la comunidad se calcularon las medias ponderadas de la comunidad (Community Weighted Means, CWM), como los valores medios de cada rasgo en los diez marcos de muestreo. En el caso de los rasgos cualitativos se calculó la abundancia de cada clase utilizamos el valor de una de las clases como valor de referencia. Además, se calculó la distancia media entre pares (Mean Pairwise Distance, MPD), como medida de la diversidad funcional de las comunidades arvenses que explica la disimilaridad entre especies. MPD se calculó de forma independiente para cada rasgo y también de forma conjunta para todos los rasgos funcionales estudiados (índice *multitrait*). En el cálculo de MPD se consideró la ponderación por la abundancia de la función "melodic" del paquete "picante" en R (De Bello, et al, 2016). MPD mide la disimilaridad esperada entre pares de especies seleccionadas aleatoriamente de la comunidad sin remplazo. Todas las métricas de diversidad (de especies y funcional) se calcularon utilizando funciones de la biblioteca "FD" (Laliberté y Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014) en R (R Development Core Team, 2015, 2019).

Financiación

La puesta en marcha y desarrollo de los ensayos ha estado financiada por tres proyectos de los Planes Nacionales de I+D+i, 2000-2003, 2004-2007 y 2008-2011: AGL2002-04186-C03-01.03, AGL2007-65698-C03-01.03 y AGL2012-39929-C03-01.

##### Referencias

Bienes Allas, R., Nieves Bernabé, M., 2000. Edafología. En El Encín. Clima, suelo y vegetación. Madrid. Ed. Consejería de Medio Ambiente, Dirección General de Educación y Promoción Ambiental. ISBN: 84-451-1865-X pp 91-114.

Blanca, G., Cabezudo, B., Cueto, M., Salazar, C., Morales Torres, C., eds., 2011. Flora Vascular de Andalucía Oriental. Universidades de Almeria, Granada, Jaen y Málaga. Granada.

Castroviejo, S. (Coord. Gen.). 1986-2012. Flora ibérica. 1-8, 10-15, 17-18, 21. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

De Bello, F., Carmona, C.P., Lepš, J., Szava-Kovats, R., Pärtel, M., 2016. Functional diversity through the mean trait dissimilarity resolving shortcomings with existing paradigms and algorithms. Oecologia. 180, 933-940. https://doi.org/10.1007/s00442-016-3546-

0

Kleyer, M., et al., 2008. The LEDA Traitbase: A database of Life-history Traits of Northwest European Flora. J. of Ecology. 96, 1266-1274. https://doi.org/10.1111/j.1365- 2745.2008.01430.x

Laliberté, E., and P. Legendre, 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology 91, 299-305. https://doi.org/10.1890/08- 2244.1

Laliberté, E., Legendre, P., and B. Shipley, 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

Mauri Ablanque, P., 2000. Clima. En El Encín. Clima, suelo y vegetación. Madrid. Ed. Consejería de Medio Ambiente, Dirección General de Educación y Promoción Ambiental. ISBN: 84-451-1865-X pp 11-55.

Navarrete Martínez, L., Fernández-Quintanilla, C., Hernanz Martos, J.L., Sánchez-Giron, V., 2000. Evolución de la vegetación arvense en respuesta a diferentes prácticas culturales en la finca “El Encín”. En El Encín. Clima, suelo y vegetación. Madrid. Ed. Consejería de Medio Ambiente, Dirección General de Educación y Promoción Ambiental. ISBN: 84-451-1865-X pp 73-89.

Pérez-Harguindeguy N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Porotyrt, H., Jaureguiberry, P., Bret- Harte, M.S., Cornwell, W.K., Craine, J. M., Gurbich, D. E., Urcelay, c., Veneklaas, E.J., Reich, Pooter, L., Wright, I.J., Ray, R., Enrico, L., Pausas, J.G., de Vos, A.C., Buchmann, N., Funes, G., Quétier, F., Hodgson, J.G., Thompson, K., Morgna, H.D., ter Steege, H., van der Heijden M.G.A., Sack, L., Bonder, B., Poschlod, P., Vaieretti, M.V., Conti, G., Staver, A.C., Aquino, S., Cornelissen, J.H.C., 1013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Australian J. Bot. 61, 167-234. https://doi.org/10.1071/BT12225

R Development Core Team, 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. http//[www.R-project.org/.](http://www.R-project.org/)

R Development Core Team, 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. http//[www.R-project.org/.](http://www.R-project.org/)

Royal Botanic Gardens Kew., 2015. Seed Information Database (SID). Version 7.1. Disponible en: <http://data.kew.org/sid/>(acceso en 25 de Noviembre 2015).

Shipley, B., De Bello, F., Cornelissen, J.H.C., Laliberté, E., Laughlin, D.C., Reich, P.B., 2016. Reinforcing loose foundation stones in trait-based plant ecology. Oecologia. 180, 923- 931. https://doi.org/10.1007/s00442-016-3549-x

Westoby M., 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. Plant Soil.

199:213–227. https://doi.org/10.1023/A:1004327224729

# CAPÍTULO 3

### Transición del paradigma de las arvenses: Relaciones entre las prácticas agrícolas, el rendimiento de los cultivos y las comunicades arvenses en los agrosistemas mediterráneos de secano

Beyond the weed paradigm: Relationships between agricultural practices, crop yield and weed communities in rainfed Mediterranean agrosystems

R. Alarcón-Víllora, A.M., Sánchez Álvarez, E. Hernández-Plaza

CAPÍTULO INÉDITO

##### Resumen

1. Los agrosistemas cerealistas mediterráneos son los sistemas agrarios que mayor superficie ocupan en la Península Ibérica. Sin embargo, hasta la fecha no se ha evaluado de manera simultánea el efecto de las prácticas agrícolas, propias de estos sistemas, sobre el rendimiento de los cultivos y sobre otros servicios ecosistémicos, entre los que es clave la conservación de la diversidad de las comunidades de plantas arvenses. Se trata de sistemas que se caracterizan por soportar fuertes limitaciones climáticas y edáficas, lo que puede condicionar la idoneidad de algunas prácticas agrícolas comúnmente recomendadas. Un análisis integral del funcionamiento de estos agrosistemas puede permitir el ajuste de las prácticas agrícolas para lograr los objetivos de mantener su productividad y conservar su biodiversidad.
2. En este trabajo abordamos el análisis de estos agrosistemas a partir de un modelo conceptual que contempla las relaciones entre las principales prácticas agrícolas, el laboreo y la fertilización-, la estructura de las comunidades arvenses (abundancia, diversidad de especies y diversidad funcional), y el rendimiento de los cultivos, junto con las interacciones entre cultivo y arvenses.
3. Este modelo se ha validado mediante un modelo de ecuaciones estructurales (piecewiseSEM) utilizando datos de cuatro años de una rotación cereal- leguminosa grano en condiciones mediterráneas y comparando tres sistemas de laboreo (convencional, mínimo y no laboreo) y dos dosis de fertilización (NPK tradicional y NPK reducida a la mitad).
4. Nuestros resultados indican que en cereales las comunidades arvenses más diversas se corresponden con aquellas menos abundantes y con un rendimiento del cultivo mayor. En el caso de las leguminosas el rendimiento no estuvo condicionado por las arvenses, pero una mayor diversidad funcional en estas comunidades se asoció con una menor abundancia.
5. Además, se observó que los cambios en la fertilización no afectan al funcionamiento de estos sistemas, mientras que el tipo de laboreo condiciona la abundancia y diversidad arvense y en menor medida los rendimientos. El sistema de no laboreo mejora ligeramente los rendimientos, pero produce efectos negativos sobre la diversidad de especies y diversidad funcional de las comunidades arvenses. Por su parte el laboreo mínimo permite conciliar la diversidad arvense con una abundancia reducida de estas especies y un rendimiento del cultivo aceptable.
6. Una reducción de la fertilización y el laboreo mínimo parecen las opciones más ventajosas para mantener algunos de los servicios ecosistémicos que prestan los agrosistemas cerealistas. Concretamente, el laboreo mínimo resulta de interés porque permite conjugar la preservación de la diversidad de las comunidades arvenses con la conservación del suelo, al tiempo que supone una oportunidad para desligarse de las aplicaciones herbicidas obligadas en los sistemas de no laboreo.

Palabras clave: funcionamiento agrosistemas, rotación cereal-leguminosa, fertilización, diversidad funcional, piecewise-SEM, agrosistemas mediterráneos de secano, laboreo, compromiso conservación-producción, estructura de las comunidades arvenses.

##### Abstract

1. Mediterranean cereal agroecosystems are the most extensive in the Iberian Peninsula. Until now, the role played by agricultural practices in the yields of these crops and in other ecosystem services - in which the diversity of weed plant communities is key – has not been examined. These agroecosystems are characterized by strong climatic and edaphic limitations which can condition the election of agricultural practices. A whole analysis of the

functioning of these agroecosystems may allow to adjust the agricultural practices to simultaneously maintain their crop yields and their biodiversity.

1. The present work undertakes such an analysis using a conceptual model that contemplates the relationships between tillage and fertilizer use, the structure of weed communities (abundance, species diversity and functional diversity), crop yield, and the relationship between crop and weed plants.
2. The conceptual model was tested using structural equations (piecewiseSEM) and employing data collected over four years for a cereal-grain legume crop rotation, comparing the effects of three tillage systems (conventional, minimum and no-tillage) and two doses of fertilizer (traditional NPK and 50% NPK).
3. The results indicate that in cereals, the most diverse weed communities were the least abundant, and were associated with the greatest crop yields. Weeds did not condition yield of leguminous crops, but weed functional diversity was associated with lower weed abundance.
4. Shifts in fertilizer use had no effect on the functioning of the system. Tillage system greatly determined weed abundance and diversity, but had only a limited effect on cereal yields. No tillage led to slightly greater yields but had a negative effect on species weed diversity and functional diversity.
5. Minimum tillage conciliated a high weed diversity and a low weed abundance while maintaining cereal yields. Reducing the use of fertilizer and using minimum tillage would appear to be the best options for retaining the main ecosystem services provided by cereal agroecosytems.

Key words: agreoecosystem functioning, cereal-legume rotation, fertilization, functional diversity, piecewise-SEM, Mediterranean rainfed agroecosystems, tillage, trade-off conservation-production, weed community structure.

##### Introducción

Identificar e implantar un modelo agrario que permita el equilibrio entre la producción y la conservación de la biodiversidad es uno de los principales retos a los que se enfrenta nuestra sociedad (Foley et al., 2005; Kleijn, et al., 2019; Springmann et al., 2018). Ante dicho reto, conocer qué elementos del agroecosistema favorecen su funcionalidad y sustentan los servicios ecosistémicos asociados (Altieri 1999; Weiner 2017) se convierte en una prioridad. Las especies arvenses, como elemento fundamental de la biodiversidad en los agrosistemas, se han situado en un lugar destacado por su papel en la regulación de plagas, la mejora de los servicios de polinización, o por su contribución a la dieta de ciertas aves (Blaix et al., 2018). Igualmente, se ha cuestionado la universalidad del efecto negativo sobre las cosechas atribuido históricamente a estas especies (Bretagnolle y Gaba, 2015), mostrando que mantener su diversidad puede contribuir a reducir sus efectos negativos sobre el rendimiento (Smith et al., 2010; Storkey y Neve, 2018).

En conjunto, estas evidencias han propiciado la aparición de un nuevo paradigma que considera a las comunidades arvenses como un elemento clave en la funcionalidad del agrosistema (Smith et al., 2020). En consonancia con esta nueva concepción, y gracias a estudios que combinan la agronomía y la ecología, se han empezado a re- evaluar las prácticas agrícolas convencionales. Al mismo tiempo, surgen nuevas propuestas de manejo, que intentan conjugar el rendimiento con el mantenimiento de la diversidad arvense (MacLaren et al., 2020; Neve et al., 2018). Para ello la evaluación de los manejos debe incluir otros aspectos diferentes de la producción, que influyen en el funcionamiento del agrosistema. Esto pasa por aplicar el marco conceptual de la ecología de comunidades y considerar a las arvenses como una comunidad de plantas cuyo ensamblaje y estructura funcional están determinados por los manejos, considerados como factores ambientales (Booth y Swaton, 2002; Garnier y Navas, 2012). Cobra así importancia la caracterización de las comunidades arvenses mediante rasgos funcionales para identificar los mecanismos implicados en

su ensamblaje, integrando el papel de las condiciones edáficas y climáticas y las prácticas agrícolas en una misma aproximación (Navas, 2012; Smith et al., 2010). En concreto, la aproximación funcional nos permite evaluar, de manera integrada y explícita, la interdependencia entre las prácticas agrícolas, las condiciones ambientales, los atributos de las comunidades arvenses y el rendimiento del cultivo.

En el presente trabajo, planteamos como objetivo la evaluación de dichas relaciones en el contexto de los sistemas de cultivos herbáceos de secano en ambiente mediterráneo. Estos sistemas presentan comunidades arvenses que pueden llegar a ser muy diversas, superando las 400 especies a nivel regional (Solé-Senan et al., 2014). En la Península Ibérica ocupan una gran superficie (alrededor del 50% de las tierras cultivadas y unos 6,3 Mha, ESYRCE 2020) con importante relevancia socio-económica, pues suponen más del 10% de la producción vegetal de España (MAPA 2020). Por otra parte, dentro del contexto europeo, las estepas cerealistas ibéricas constituyen un hábitat faunístico de elevada singularidad (Traba y Morales, 2019). Sin embargo, pese a su importancia ecológica, social y económica, a día de hoy no disponemos de un análisis global que evalúe la conveniencia de las distintas prácticas agrícolas asociadas a su manejo. Por el contrario, muchas de las prácticas, que de manera generalizada se aplican en la actualidad, han sido importadas desde contextos geográficos y ecológicos diferentes. En particular, es llamativa la ausencia de estudios que relacionen los efectos de las prácticas agrícolas sobre el rendimiento y otros servicios ecosistémicos asociados a la diversidad de las arvenses, y de aquellos que consideren la relación entre la diversidad de las comunidades arvenses y la producción de los cultivos.

Manejo de los sistemas cerealistas de secano mediterráneos

En los secanos mediterráneos, los cultivos están fuertemente condicionados por el clima. Concretamente, la distribución estacional de las precipitaciones reduce la posibilidad de cultivar numerosas especies no adaptadas a un desarrollo vegetativo invernal (Fanadzo et al., 2018). Esto explica que sean las rotaciones de cereal-

leguminosa el diseño habitual en estos sistemas, ajustado a la necesidad de siembras otoño-invernales y cosechas veraniegas. Por otra parte, la variabilidad de las precipitaciones somete a los cultivos a períodos de escasez de agua, a la vez que condiciona la eficacia de las principales prácticas agrícolas de estos sistemas: el laboreo, la fertilización inorgánica y las aplicaciones de herbicidas (Harrintong y Tow, 2011).

El laboreo convencional con vertedera se generalizó en los sistemas de secano en la última mitad del siglo XX. Su práctica se justificó, principalmente, por el control que ejerce sobre la abundancia de las arvenses. Sin embargo, en algunos contextos, su intensidad y frecuencia originó problemas de erosión en los suelos (Hobbs et al., 2008). Esta problemática propició la agricultura de conservación, que con el objetivo de conservar la estructura del suelo propone la reducción del laboreo (Hobbs et al., 2008; Stavi et al., 2016). No obstante, la agricultura de conservación, en el caso del no laboreo, depende de la aplicación de herbicidas no selectivos en pre-siembra (Stavi et al., 2016), cuyos efectos negativos sobre el suelo han sido ampliamente descritos (Hagner et al., 2019; Helander et al., 2019). Por otra parte, en la mayoría de los secanos, el laboreo con vertedera se acompañó con la introducción de fertilizantes inorgánicos percibidos como una oportunidad para incrementar los rendimientos (Cantero-Martínez et al., 2003), del mismo modo que ocurría en otras latitudes (Mazoyer y Roudar, 2016). Pero en un contexto mediterráneo el efecto de la fertilización está altamente supeditado a la disponibilidad de agua en el suelo y, por tanto, al irregular régimen de precipitaciones (López-Bellido et al., 1998).

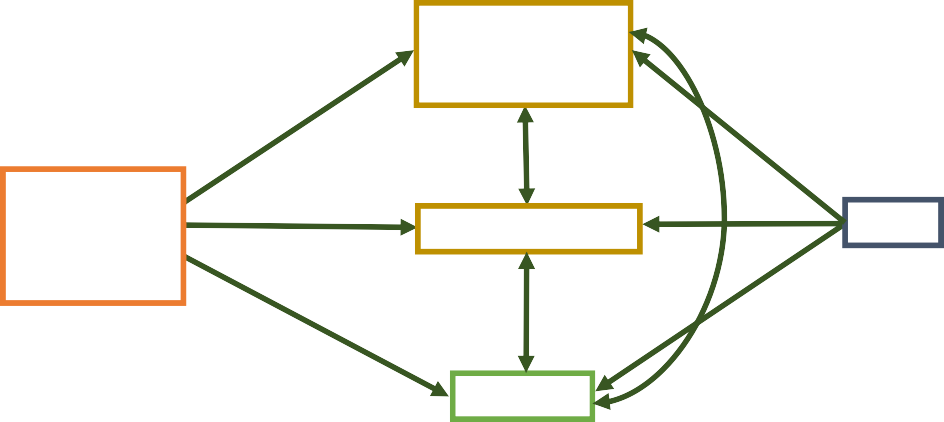
El cambio en el sistema de laboreo, el aumento en la fertilización y el uso de herbicidas se ha probado que ejercen una influencia determinante sobre las comunidades arvenses (Fried et al., 2012). De hecho, han podido actuar a modo de filtros ambientales condicionando la probabilidad de las especies de entrar en las comunidades en función de su diseño funcional (Gaba et al., 2017). En el extremo nos encontraríamos aquellas especies, como es el caso de *Papaver dubium*, que han sido

eliminadas de las comunidades por no adaptarse al actual régimen de perturbaciones (Torra et al., 2018). En todo caso, dada su intensidad y reiteración, los manejos mencionados han ocasionado una reducción en la diversidad funcional de las comunidades arvenses en estos agrosistemas (Guerrero et al., 2014). Es decir, han originado comunidades funcionalmente simplificadas y poco equitativas con dominancia de una o unas pocas especies (Garnier y Navas, 2012). Este proceso de pérdida de diversidad puede redundar, además, en la reducción de rendimientos, debido al aumento de la competencia que ejercen comunidades menos diversas y con una mayor abundancia de aquellas arvenses más competitivas (Adeux et al., 2019), e incluso puede provocar la pérdida de otros servicios ecosistémicos (Blaix et al., 2018).

En este trabajo partimos de un modelo conceptual que incorpora, las relaciones entre las condiciones ambientales y las prácticas de cultivo, y el rendimiento y las comunidades arvenses. Además, contemplamos de manera explícita la posible relación entre la diversidad de especies y la diversidad funcional de las comunidades arvenses y el rendimiento del cultivo (Fig. 1). El análisis de esta red de interrelaciones permitirá: i) determinar la relación entre diversidad y abundancia de arvenses y rendimiento del cultivo; ii) identificar las prácticas agrícolas que favorecen el rendimiento de estos cultivos bajo condiciones mediterráneas; iii) identificar las prácticas compatibles con la conservación de la diversidad de arvenses; iv) determinar si existe conflicto o compatibilidad entre las prácticas anteriores.

Respecto al efecto de las prácticas agrícolas sobre el cultivo (Fig. 1, ruta a), esperamos que la reducción del laboreo y de la dosis de fertilización no comprometa las cosechas (Hernanz et al., 2014; Cantero-Martínez et al., 1995). Respecto a las arvenses (Fig. 1, rutas b y c), esperamos, por un lado, que la abundancia sea mayor en contextos de laboreo reducido o no laboreo (Mulugeta et al., 2001), y sufra una disminución al reducir la dosis de fertilizante (Hofmeijer et al., 2019). Por el contrario, en relación a la respuesta respecto al laboreo de la diversidad de las arvenses (de especies y funcional) los estudios previos encuentran resultados contradictorios. Hay trabajos

que señalan al no laboreo como el sistema que más favorece la diversidad de especies (Dorado y López-Fando, 2006), junto a otros que no muestran diferencias entre laboreos (Hernández-Plaza et al., 2011). Respecto al efecto de la fertilización sobre la diversidad de las arvenses tampoco hay resultados contundentes (Travlos et al., 2018). En cuanto a las posibles interacciones entre arvenses y rendimiento del cultivo (Fig. 1, rutas d, e y f) se ha señalado el efecto negativo de la abundancia sobre el rendimiento (Ryan et al., 2009). Aunque no hay tanta información sobre las interacciones con la diversidad, varios estudios señalan que mantener comunidades arvenses diversas podría disminuir su efecto negativo sobre el rendimiento de los cultivos (Storkey y Neve, 2018; Adeux et al, 2019). Por último, en cuanto a los efectos de las condiciones ambientales (Fig. 1, rutas g, h, i) se ha evidenciado que son el factor más determinante en el funcionamiento de los agrosistemas en condiciones mediterráneas (Peña-Gallardo et al., 2019) por lo que es esperable que ejerzan un control intenso sobre todos sus componentes (abundancia y diversidad de arvenses y rendimiento del cultivo).



f

c

**Weed Diversity**

Species diversity Functional diversity

g

d

**Management**

**Practices** Tillage Fertilization

b

h

**Weed Abundance**

**Year**

i

a

e

**Crop Yield**

Figura 1. Modelo conceptual sobre las relaciones entre prácticas agrícolas, rendimiento del cultivo y comunidades arvenses. Se considera que las prácticas agrícolas afectan a la estructura de las comunidades arvenses y al rendimiento de los cultivos (a, b y c), que a su vez se influyen entre sí de manera recíproca (d, e y f). En condiciones mediterráneas los efectos del clima modulan el funcionamiento del agroecosistema influyendo de manera directa sobre todos sus componentes (g, h, i).

La validez de cada una de estas relaciones y su intensidad se testaron mediante un modelo de ecuaciones estructurales (Laughlin y Grace al., 2006; Grace et al., 2015), utilizando datos procedentes de un ensayo de cuatro años de duración. Esto nos ha permitido disponer de suficiente variabilidad climática (Fig. 2) para considerar el efecto del clima sobre el cultivo y sobre las arvenses en condiciones mediterráneas.

Con estas hipótesis y siguiendo el esquema de relaciones de la figura 1, hemos construido dos modelos diferentes. En un primer modelo hemos tenido en cuenta la diversidad de especies y la diversidad funcional multirasgo, integrando en un índice la diversidad de varios rasgos funcionales. En el segundo modelo, con el objetivo de poder diferenciar qué aspectos de la respuesta funcional de las arvenses resultan afectados, hemos evaluado la magnitud del efecto sobre la diversidad de varios rasgos funcionales de forma individualizada. Para ello, los rasgos los hemos agrupado por su papel en procesos de regeneración y de adquisición de recursos (Alarcón et al., 2019; Armengot et al., 2016). La validez de ambos modelos se ha testado separadamente para los dos cultivos de la rotación: cereal y leguminosa.

A partir de este análisis integral podremos señalar la combinación de prácticas óptima para las rotaciones de cereal-leguminosa en el contexto mediterráneo, es decir, aquella que mejor garantiza la sostenibilidad de su funcionamiento atendiendo a su dimensión socio-económica y ambiental (Catarino et al., 2019).

##### Material y métodos

El estudio se llevó a cabo en la finca experimental El Encín, (40°57.31’N; 3°17’W, 610 m) en Alcalá de Henares (Madrid, España). Los datos utilizados proceden de un ensayo iniciado en octubre de 2012 y continuado hasta junio de 2016 en el que se comparaba el efecto de tres tipos de laboreo y dos dosis de fertilizante sobre una rotación cereal- leguminosa grano, en condiciones de agricultura convencional y de conservación, con herbicidas de post-emergencia en ambos casos. Este periodo se caracterizó por una temperatura media anual de 14,9ºC y una precipitación media anual de 366±22 mm, según datos de la estación meteorológica de la finca. Se observó elevada fluctuación

interanual entre octubre y junio (Fig.2). El tipo de suelo es un Alfisol Xeralf de textura franca.

400

350

300

250

Precipitación (mm)

200

150

100

50

0

Dc-En-Fb Mz-Ab-My Total campaña cultivo

2012/2013 2013/2014 2014/2015 2015/2016

Figura 2. Distribución de la precipitación de invierno (diciembre-enero-febrero), primavera (marzo-abril- mayo) y total de la campaña (octubre a junio) en las cuatro campañas de estudio.

Diseño experimental

El ensayo ocupaba una extensión de 13500 m2 (150 m x 90 m) sobre la que estaban dispuestas 24 parcelas de 400 m2 cada una (40 m x 10 m), en un diseño factorial de 4 bloques y dos factores: laboreo y fertilización. El sistema de laboreo constaba de tres niveles (8 parcelas por nivel): laboreo convencional (CT), mínimo laboreo (MT) y no laboreo (NT). En laboreo convencional, que implica una inversión de las capas del suelo, se dio una labor con vertedera a una profundidad de 30 cm; en mínimo laboreo, se realizó una labor vertical con un arado chisel a una profundidad de 15 cm; En ambos casos, se realizó una segunda labor del suelo con un cultivador (suelo no volteado) a una profundidad de 15 cm, dos días después de la labor primaria. En las parcelas de no laboreo se realizó la siembra directa del cultivo sin ningún tipo de labor previa. En su lugar se aplicó un herbicida, glifosato © (0.9 L a.i. ha-1), entre 4 y 6 días antes de sembrar.

La dosis de fertilización constaba de dos niveles (12 parcelas por nivel): fertilización convencional (HF), que correspondió a la fertilización comúnmente utilizada en la región y fertilización reducida (LF), con una reducción del 50% en la dosis de la fertilización convencional. La fertilización de sementera (N, P y K) se aplicó al mismo tiempo que la siembra, tanto en cereales como en leguminosas. La fertilización de cobertera (nitrogenada) solo se realizó en cereales, durante el estado de encañado del cultivo. En la tabla 1 aparecen las dosis y los fertilizantes utilizados en cada campaña de cultivo.

La rotación estuvo compuesta por diferentes cultivos (Tabla1). Las dos campañas dedicadas a cereal (2013 y 2015) se sembraron con trigo (*Triticum aestivum* L.) en el mes de noviembre. La siembra de leguminosa en diciembre de 2012 fue con guisante (*Pisum sativum* L.) y en octubre de 2014 se sembró veza (*Vicia sativa* L*.*). Se utilizó una sembradora de siembra directa en todos los casos, con una distancia entre líneas de siembra de 17 cm. En post-emergencia del cultivo, coincidiendo con el estado de encañado del cultivo de trigo, se realizó una aplicación de herbicida de post- emergencia (0,6 kg a.i. ha-1 bromoxynil + 0,80 kg a.i. ha-1 MCPA) durante la campaña 2013/2014. En la campaña de 2015/2016 no se aplicó herbicida porque la abundancia de arvenses fue muy baja debido a la sequía. Durante el cultivo de leguminosa no se realizó aplicación herbicida de post-emergencia.

Tabla 1. Información de las principales tareas agrícolas durante las distintas campañas que duró el ensayo (2012-2016). Los valores de fertilización correspondientes al tratamiento de fertilización convencional durante el experimento.

**CAMPAÑA**

**Fecha de siembra y fertilización de**

**Cultivo y dosis de siembra**

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | **sementera** |  | | | |
| **2012/2013** | 05-dic | Guisante (152 kg ha-1) | 9-18-27  (260 kg ha-1) |  |  |
| **2013/2014** | 27-nov | Trigo (180 kg ha-1) | 9-18-27  (200 kg ha-1) | NAC 27%  (230 kg ha-1) | 2.7 l ha-1 (bromoxinil 22%+MCPA ácido |
|  |  |  |  |  | 30%) |
| **2014/2015** | 21-oct | Veza | 9-18-27 |  |  |
|  |  | (90 kg ha-1) | (100 kg ha-1) |  |  |
| **2015/2016** | 16-nov | Trigo | 16-16-16 | NAC 27% |  |
|  |  | (220 kg ha-1) | (200 kg ha-1) | (133 kg ha-1) |  |

**Tipo de fertilizante y dosis en sementera**

**Tipo de fertilizante y dosis en cobertera**

**Herbicida de post- emergencia**

Muestreo de la vegetación arvense y de los cultivos

Anualmente, en cada una de las parcelas experimentales se contó el número de individuos de cada una de las especies arvenses, utilizando 10 marcos de 0,1 m2. Los muestreos se realizaron en estado de plántula de las arvenses que coincide con el inicio de encañado en cereales y con la elongación de los tallos en leguminosas. Los marcos se dispusieron en la parcela sistemáticamente en un itinerario en forma de M, siempre con una separación de 2 m del borde de la parcela y de 7 m entre marcos (para más detalle del muestreo ver Alarcón et al., 2018). El rendimiento del cultivo se determinó a partir de la cosecha. En cereales se realizó con una micro-cosechadora en dos bandas de 1,40 m x 30 m en cada parcela. En leguminosas se realizó en 4 marcos (0,25 m2) por parcela.

Variables explicativas: métricas de diversidad de especies y diversidad funcional

La abundancia de las arvenses en cada parcela se obtuvo como la suma de los individuos registrados en los 10 marcos muestreados. El cálculo a escala parcela de las diferentes métricas de diversidad se realizó utilizando los datos de abundancia. Con estos datos se calculó el índice de Simpson (D), como métrica de diversidad de especies. Las medidas de la diversidad funcional se realizaron a partir de la caracterización de las comunidades arvenses con seis rasgos funcionales: área foliar específica (SLA), altura de la planta en la madurez (PH), hábito de crecimiento (GH), peso de la semilla (SW), tiempo de emergencia (ET) y cubierta de la semilla (SC). Los rasgos SLA, PH y GH se consideraron, en un sentido amplio, rasgos de adquisición de recursos y SW, ET y SC, se consideraron como rasgos regenerativos (Shipley et al., 2016; Westoby, 1998). Para cada especie, se midió el área foliar específica (mm2mg-1) y la altura (altura máxima de la planta en su madurez en cm) en al menos 10 individuos. El peso de la semilla (mg) se tomó a partir de semillas secadas al aire de tres lotes de 1000 semillas, siguiendo protocolos estandarizados y, en caso de no disponer de muestras, utilizando información de diferentes bases de datos (Información adicional, S1). Para determinar el tiempo de emergencia, la posesión de cubiertas en la semilla y el hábito de crecimiento se consultaron floras locales (Alarcón

et al., 2019). Faltaron cuatro valores de los 198 que representaban los 6 rasgos en las 33 especies (2,02%). La distancia media entre pares (MPD) se utilizó como medida de la diversidad funcional de las comunidades considerando la diversidad multirasgo y la de los rasgos individuales. El cálculo de MPD se realizó considerando la ponderación por la abundancia, para lo que se utilizó la función "melodic" del paquete "picante" en R (De Bello, et al, 2016). MPD explica el promedio de la distancia entre pares de especies seleccionadas al azar y sin reemplazo de un ensamble. Todas las métricas de diversidad (de especies y funcional) se calcularon utilizando funciones de la biblioteca "FD" (Laliberté y Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014) en R (R Development Core Team, 2020).

Análisis estadístico

Utilizamos modelos de ecuaciones estructurales (SEM) para evaluar las relaciones planteadas en nuestro modelo conceptual. Concretamente, se analizaron dos tipos de modelos: i) un primer modelo en el que se evaluaron las relaciones considerando como métricas de diversidad la riqueza de especies y MPD multirasgo; ii) un segundo modelo en el que la diversidad funcional se consideró para los rasgos individualizados. En el segundo modelo se descartó la introducción de la riqueza de especies con el objetivo de presentar los resultados de una forma más clara. Estos modelos se realizaron por separado para los dos tipos de cultivos: leguminosas (campañas 2012/2013 y 2014/2015) y cereales (campañas 2013/2014 y 2015/2016).

Los modelos se analizaron con la metodología piecewiseSEM que, en comparación con los SEM tradicionales, requieren un número menor de observaciones y no asumen una distribución multinormal (Lefcheck, 2016; Shipley,2013). Esta metodología permite comprobar que no se excluyen relaciones importantes pues el diseño matemático aporta una lista de exigencia de independencia entre predictores que se evalúa con el test chi-cuadrado mediante el estadístico Fisher`s C y un valor *p* mayor que 0,05. Las rutas propuestas se modelizaron mediante modelos generales lineales de efectos mixtos (paquete nlme; Pinheiro et al., 2020).

La parcela se consideró un factor aleatorio y como factores fijos se consideraron, el sistema de laboreo, la dosis de fertilización y el año. En el sistema de laboreo se consideró como tendencia del gradiente de perturbación: NT= 0, MT= 1 y CT= 2. La fertilización se categorizó como LF= 1 y HF= 2. El rendimiento del cultivo y la abundancia de arvenses se transformaron con logaritmos naturales. La tendencia y la magnitud de la relación entre las variables explicativas y las variables respuesta se obtuvieron a partir de los coeficientes de regresión estandarizados, considerando su significación con un valor de *p* inferior a 0,05. Un valor positivo en el tipo de laboreo refleja un valor más alto de CT en relación a MT y NT; un coeficiente positivo para la fertilización refleja un valor más elevado de HF en relación a LF; un coeficiente positivo en año refleja un mayor efecto del último año respecto al primero. También se calculó el coeficiente de determinación marginal (R2 marginal; Nakagawa et al., 2013) para cada una de las ecuaciones individuales. Este valor expresa el porcentaje de varianza de la variable respuesta explicada por los factores fijos. Los análisis de los modelos fueron implementados mediante el paquete PiecewiseSEM en R (Lefcheck, 2016).

##### Resultados

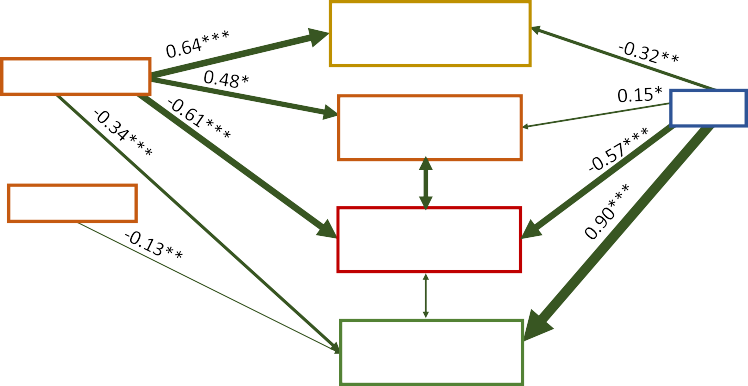
El esquema conceptual propuesto que representa las relaciones entre prácticas agrícolas, condiciones ambientales anuales, rendimiento de los cultivos y comunidades arvenses en cultivos herbáceos de secano, presentó un ajuste adecuado a los datos en los cuatro modelos analizados (Fig. 3 y 4). Tanto para el cereal como para las leguminosas, este ajuste fue mejor en los modelos de diversidad de rasgos individuales que en los modelos de diversidad funcional con índice multirasgo (Cereales: multirasgo, C= 5,47 gl= 2 *p*= 0.07; rasgos individuales, C= 22,8 gl= 20 *p*= 0,3; Leguminosas: multirasgo, C=0,59 gl= 2 *p*= 0,75; rasgos individuales: C= 30,4 gl= 32 *p*= 0,55). Nuestros datos revelan efectos significativos del laboreo sobre el rendimiento y las comunidades arvenses. Sin embargo, apenas detectamos relación entre estas

variables y la fertilización. También es relevante la falta de relación entre diversidad taxonómica y rendimiento del cultivo.

El rendimiento aparece intensamente determinado por las condiciones ambientales, y fue la variable mejor explicada por los modelos, de acuerdo a los valores de R2 marginal obtenidos (0,94 en cereales y 0,77 en leguminosas). En concreto resulta relevante que, aunque durante los cuatro años la precipitación fue bastante estable (Fig. 2), en ambos cultivos se produjo mayor rendimiento cuando la precipitación primaveral fue más elevada (Fig. 5). Esto coincide con el primer año de leguminosas (campaña 2013/2014) y el segundo de cereales (campaña 2015/2016). Por otra parte, las prácticas agrícolas no afectaron al rendimiento de las leguminosas, pero sí tuvieron influencia sobre el rendimiento del cereal, aunque con menor efecto que las condiciones ambientales (Fig. 4). La dosis reducida de fertilizante y el sistema de no laboreo fueron las dos prácticas que permitieron un mayor rendimiento.

En el caso de la estructura de las comunidades arvenses, los modelos resultaron más explicativos para la abundancia que para la diversidad, tanto funcional como taxonómica (Fig. 3). La estructura de estas comunidades estuvo modulada por las condiciones ambientales (año), en menor medida por el laboreo y nada afectada por la fertilización, en ninguna de las métricas estudiadas. El efecto del laboreo, acorde al gradiente de perturbación NT<MT<CT, dio lugar a mayor diversidad funcional y menor densidad de arvenses en el sentido de la mayor perturbación. Los modelos con las medidas de diversidad funcional separadas para cada rasgo permitieron identificar una respuesta diferente al efecto del laboreo tanto de los rasgos de adquisición de recursos como de los rasgos regenerativos (Fig. 4). Concretamente se observó una mayor diversidad en los rasgos regenerativos de las arvenses conforme aumentó la intensidad del laboreo (MPDs de tiempo de emergencia, cubiertas de las semillas y peso de semillas). Por el contrario, la diversidad de SLA (rasgo de adquisición de recursos) mostró una relación negativa con la intensidad del laboreo. Este patrón se observó tanto en cereales como en leguminosas.

En cuanto a las relaciones entre la abundancia y la diversidad de las comunidades arvenses, los modelos muestran una relación negativa entre la densidad de individuos y la diversidad de especies en cereales, mientras que en leguminosas la relación negativa se produjo entre abundancia y diversidad la funcional multirasgo (Fig. 3). En cambio, en la figura 4, al evaluar los efectos atendiendo a los rasgos individuales se comprueba que la relación es negativa en el caso de presencia de cubiertas (SC) y positiva en el caso de SLA. Además, en el cultivo de cereal se detecta una relación negativa entre la riqueza de especies arvenses y la abundancia de esta vegetación.

**A**

Tillage system

Fertilization

**B**

Functional diversity

R2 = 0.50

m

Species diversity R2 = 0.25

m

-0.43\*\*

Weed density

R2 = 0.69

m

-0.25\*

Cereals yield R2 = 0.94

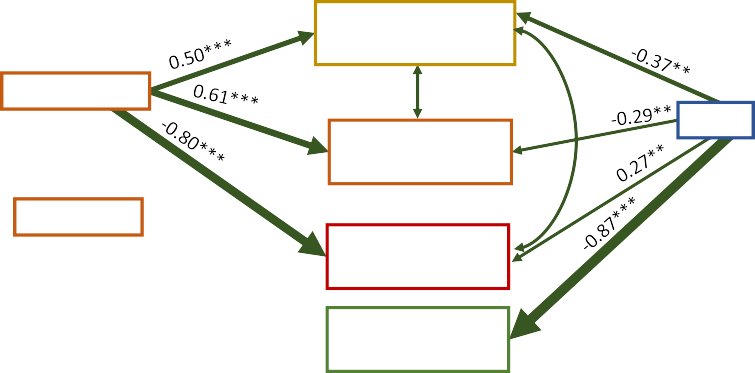
m

Year

**Fisher’s C= 5.47**

**df= 2**

**P = 0.07**



Functional diversity

R2

Tillage system

m= 0.38

-0.30\*

-0.33\*

Year

Species diversity

R2

m= 0.45

Fertilization

Weed density

R2

m= 0.71

Legumes yield

R2

m= 0.77

**Fisher’s C= 0.59**

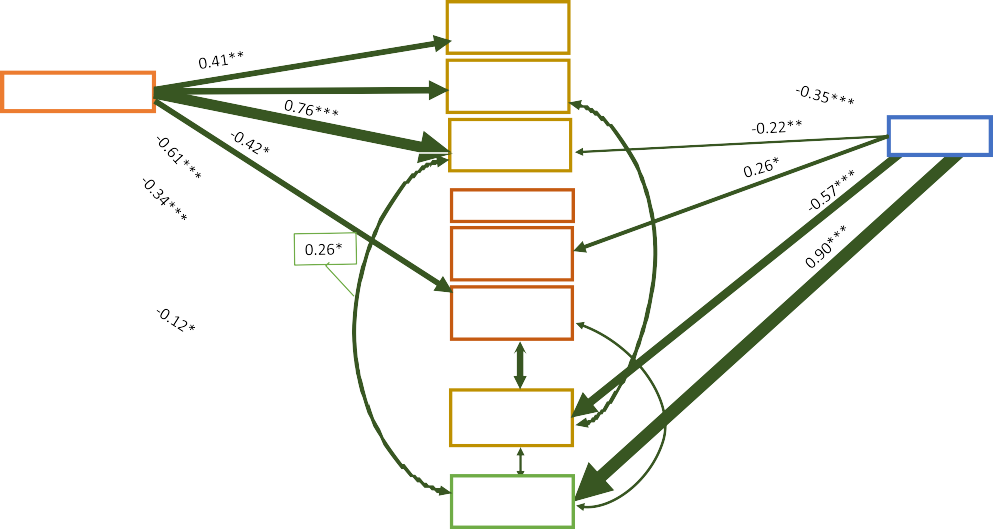
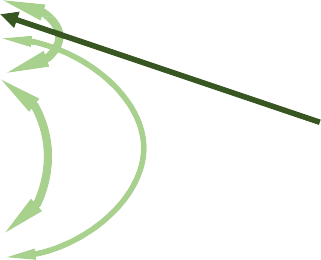
**df= 2**

**P = 0.75**

Figura 3. Modelo piecewiseSEM mostrando las relaciones que se establecen entre las prácticas agrícolas de laboreo (Tillage system: no laboreo, laboreo mínimo y laboreo convencional) y fertilización (Fertilization: fertilización reducida y fertilización convencional), la comunidad de especies arvenses (diversidad de especies, diversidad funcional multirasgo y densidad de individuos) y el rendimiento del cultivo, en cuatro años de cultivo experimental. A) relaciones que se establecen en cultivo de cereal. B) Relaciones que se establecen en cultivo de leguminosa. R2m, coeficiente de determinación marginal, indica la variabilidad explicada por el modelo de cada una de las variables. Los valores de las flechas se corresponden con los coeficientes de regresión estandarizados. \*\*\* p<0.001, \*\*p<0.01, \*p<0.05.

**R. REGENERATIVOS**

\*



**A**

-0.49\*\*\*

MPD SW

R2m= 0.29

0.58\*\*\*

Tillage system

0.54\*\*\*

MPD SC

R2m= 0.29

-0.61\*\*\*

-0.46\*\*\*

MPD ET

R2m= 0.61

**R. ADQU. RECURSOS**

MPD GH

Year

0.61\*\* MPD PH

R2m= 0.08

-0.33\*

MPD SLA

R2m= 0.19

0.53\*\*\*

Weed density

R2m= 0.69

-0.25\*

Cereal yield R2m= 0.94

-0.24\*

**Fisher’s C= 22.8**

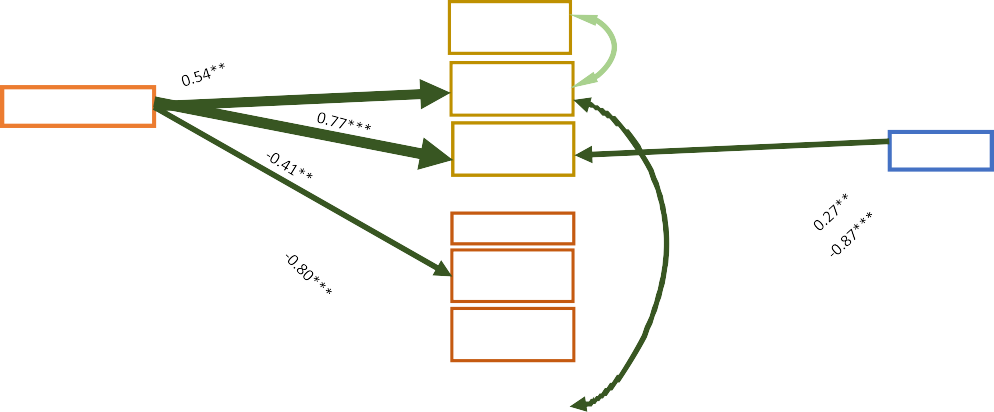
**df= 20**

0.53\*\*

Fertilization

**R. REGENERATIVOS**

**P = 0.3**



0.37\*\*

**B**

MPDSW

R2m= 0.28

0.66\*\*\*

MPD SC

R2m= 0.44

-0.29\*

-0.39\*\*

Tillage system

MPD ET

-0.39\*\*\*

R2 = 0.74

Year

m

**R. ADQU. RECURSOS**

MPD GH

-0.43\*\*

Fertilization

MPD PH

R2m= 0.18

MPD SLA

R2m= 0.40

Weed density

R2m= 0.71

Legumes yield

R2m= 0.77

**Fisher’s C= 30.4**

**df= 32**

**P = 0.55**

Figura 4. Modelo piecewiseSEM en el que se muestran las relaciones entre prácticas agrícolas (laboreo y fertilización), la diversidad de rasgos funcionales individuales (MPD de los rasgos: peso de la semilla, SW; presencia de cubiertas, SC; tiempo de emergencia, ET; hábito de crecimiento, GH; altura de la planta, PH; área foliar específica, SLA), la densidad de las especies arvenses y el rendimiento del cultivo en cuatro años de cultivo experimental. A) Relaciones que se establecen en cultivo de cereal. B) relaciones que se establecen en cultivo de leguminosa. En la figura se muestran en verde claro las correlaciones entre los predictores de los rasgos funcionales individualizados. R2m indica el coeficiente de determinación marginal. Los valores de las flechas se corresponden con los coeficientes de regresión estandarizados. \*\*\* p<0.001, \*\*p<0.01, \*p<0.05. En color verde claro se han señalado los coeficientes de correlación entre los predictores de los rasgos funcionales que no se consideran de significación biológica en el modelo conceptual

Por otra parte, solo se detecta relación entre las comunidades arvenses y el rendimiento del cultivo en el caso del cereal, con una relación negativa entre la abundancia de arvenses y el rendimiento (Fig. 3). Sin embargo, no detectamos una

relación directa entre la diversidad de especies o la diversidad funcional multirasgo y el rendimiento, como esperábamos en la hipótesis f del modelo conceptual de la Figura 1. El efecto de la diversidad sobre el rendimiento aparece de forma indirecta a través de la abundancia de estas especies (Figura 3). De esta forma, las comunidades arvenses más diversas se corresponden con aquellas menos abundantes y con mayores rendimientos del cultivo. Cuando consideramos la diversidad funcional a nivel de rasgos individualizados se detecta la relación entre algunos rasgos de la diversidad funcional de las arvenses y el rendimiento (Fig. 4). Esta relación difiere según se trate de rasgos de adquisición de recursos o rasgos regenerativos. En el primer caso, una mayor diversidad de SLA (mayor MPD) se relaciona negativamente con el rendimiento. Por el contrario, la relación es positiva entre el rendimiento de cereales y la diversidad de tiempo de emergencia (MPD ET).

**3000**



**4000**

**3500**

**3000**

**2500**

**2000**

**1500**

**1000**

**500**

**0**

**CT**

**MT**

**NT**

2012/2013

2013/2014

2014/2015

2015/2016

**2500**

**2000**

**1500**

**a h**

**/**

**g k**

**kg/ha**

**1000**

**500**

**0**

**HF LF**

**2012/2013 2013/2014 2014/2015 2015/2016**

Figura 5. Representación gráfica de los rendimientos de cada cultivo de la rotación durante las cuatro campañas de estudio. A) Rendimiento en función del tipo de laboreo: CT, laboreo convencional; MT, laboreo mínimo; NT, no laboreo. B) Rendimiento en función del tipo de fertilización: HF, fertilización alta; LF, fertilización baja.

##### Discusión

La aproximación integral utilizada, que incluye en un mismo modelo el conjunto de relaciones entre los distintos factores de un agroecosistema, nos ha permitido identificar la magnitud de los efectos de las prácticas agrícolas y las condiciones

ambientales sobre el cultivo y sobre las comunidades arvenses. Hemos visto que las prácticas que permiten un aumento de la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades arvenses no producen reducción de los rendimientos del cultivo. Por otra parte, nuestros resultados dejan al descubierto la ineficiencia de alguna de las prácticas de uso generalizado en estos agrosistemas. Se ha detectado que el rendimiento no se ve penalizado con la reducción de la dosis de fertilizante, lo que señala una potencial vía para la reducción de costes de producción y el aumento del margen de beneficio de estos cultivos. Finalmente, la menor diversidad de arvenses en no laboreo pone en evidencia la necesidad de evaluar, en contextos realistas, todas aquellas prácticas agrícolas que se proponen como alternativas a las prácticas tradicionales. Solo así será posible identificar qué aspectos del funcionamiento del ecosistema se ven afectados positiva o negativamente por las mismas. En este caso, aunque la práctica del no laboreo mantiene los rendimientos y mejora la estructura del suelo, son significativos sus efectos negativos en determinados rasgos funcionales de las arvenses, que podrían estar asociados a la aparición de dominancias.

El rendimiento del cultivo está mediado por el equilibrio entre diversidad y abundancia de las arvenses

Los resultados de nuestros modelos confirman la necesidad de considerar la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades arvenses para entender el funcionamiento de los agrosistemas, y en concreto el efecto sobre la producción de los cultivos (Storkey y Neve, 2018; MacLaren et al 2020). Nuestro trabajo muestra la diversidad de las arvenses como un factor que se relaciona de forma directa e indirecta con el rendimiento del cultivo, siendo más evidente en cereales (Fig. 3 y Fig. 4). De forma indirecta se ha detectado que una mayor diversidad taxonómica y/o funcional se asocia a comunidades arvenses con menor abundancia, lo que tiene un impacto positivo en el rendimiento de los cereales. En cualquier caso, la relación negativa entre la diversidad y la abundancia arvense justifica la implementación de prácticas agrícolas que actúen como filtros suaves, encaminadas a mejorar o

mantener esa diversidad como una manera de controlar la abundancia de las poblaciones de las especies más problemáticas (Gaba et al., 2018; MacLaren et al., 2020; Mortensen et al., 2012; Neve et al., 2018). Así, Storkey y Neve (2018) en un experimento de larga duración en cereales encontraron que las comunidades con mayor número de especies eran aquellas que producían una menor pérdida de rendimientos. Además, Adeux et al. (2019) detectaron que el efecto sobre el cultivo de comunidades arvenses con abundancias similares dependía de su composición.

En nuestro caso, además, es relevante la relación directa entre la diversidad funcional de arvenses y el rendimiento del cultivo, independiente de la abundancia de arvenses, que se ha observado en cereales (Fig. 4). En concreto, se detectó que una mayor diversidad en fechas de emergencia (mayor MPD ET) se relaciona con mayores rendimientos, mientras que un aumento en la diversidad de estrategias de adquisición de recursos (mayor MPD en SLA) se asocia a rendimientos menores. Desde un punto de vista práctico la reducción en la diversidad en tiempo de emergencia podría repercutir en la dominancia de especies de emergencia temprana, cuyo efecto negativo sobre el cultivo se ha señalado en numerosos trabajos, al significar un incremento de la competencia con el cultivo en sus primeras fases de desarrollo (Bàrberi et al., 2018). Por otra parte, una mayor diversidad del tiempo de emergencia se traduce en un período más largo de establecimiento de la comunidad arvense. Es decir, la comunidad necesita más tiempo para que emerjan todas sus especies (Bàrberi et al., 2018) y una posible reducción de la competencia en los primeros estados de desarrollo del cultivo (Swanton et al., 2015), sobre todo para cultivos de establecimiento rápido. En cambio, una diversidad reducida podría ser ventajosa en el caso de optar por un atraso de la fecha de siembra que permite el control de arvenses emergidas previamente con una labor.

En relación a los rasgos de adquisición de recursos, concretamente con el SLA, hemos observado que una situación de menor diversidad funcional favorece el rendimiento del cultivo. Es posible que el aumento en la abundancia de especies con valores altos

de SLA, asociado a una mayor capacidad de uso de la radiación de forma eficiente (Bàrberi et al., 2018; Bourgeois et al., 2019), sea la causa de este incremento de la diversidad y se traduzca en comunidades más competitivas, reduciendo las oportunidades del cultivo. La identificación concreta de estos rasgos funcionales resulta de interés para manejar la dinámica de las comunidades arvenses propiciando ensambles que produzcan menos interferencia con el cultivo. Sin embargo, todavía es escasa la información sobre los mecanismos por los cuales una mayor diversidad puede favorecer al rendimiento (Mac Laren et al., 2020; Hernández Plaza et al., en revisión).

A diferencia de lo observado en el cereal, el rendimiento en cultivo de leguminosas no resultó afectado por ningún parámetro de la comunidad arvense. Es decir, estuvo exclusivamente determinado por las condiciones ambientales. No obstante, su papel en el funcionamiento del agrosistema y el legado que dejan en el banco de semillas del suelo determina la dinámica de las comunidades en cultivos posteriores (Mertens et al., 2002). Esta diferencia de patrones en la relación arvenses-cultivo, pone de manifiesto la necesidad de abordar estudios específicos para cada uno de los cultivos de la rotación mediante el establecimiento de ensayos de larga duración. Es decir, se requieren series de datos largas (incluso en rotaciones cortas como las habituales en contextos mediterráneos) para detectar las relaciones que se establecen entre la estructura funcional del cultivo y la respuesta de las comunidades arvenses (Andrew et al., 2015; Gunton et al., 2011).

Reducir la fertilización y el laboreo mínimo: una oportunidad para mantener el rendimiento y la biodiversidad

Nuestros resultados evidencian el escaso papel de la fertilización en el funcionamiento de estos agrosistemas de secano. En concreto, se manifiesta la posibilidad de reducir la dosis de fertilizante (hasta un 50% en este estudio) sin que se produzca reducción del rendimiento, al menos en el corto plazo, ni haya efectos sobre la estructura de las comunidades arvenses. Este resultado está en la línea de

los trabajos en contexto mediterráneo que señalan a la precipitación como el factor decisivo para conseguir reducir la brecha de rendimientos, considerada como la diferencia entre el rendimiento potencial y el rendimiento real (Frieler et al., 2017; Ray et al., 2015). Es decir, hay un umbral de precipitación que es imprescindible superar para que el cultivo pueda aprovechar eficazmente el aporte de nutrientes (Mueller et al., 2014; Vitousek et al., 2009). Este umbral se sitúa en los 450 mm según datos obtenidos en ensayos sobre cultivos mediterráneos (López-Bellido et al., 1998; Cantero-Martínez et al., 2016), mientras que en las campañas en las que se llevó a cabo nuestro estudio no se alcanzaron los 400 mm. En este sentido, consideramos relevante señalar la importancia del efecto del año sobre el rendimiento (coeficientes de correlación de 0,90 en cereales y -0,87 en leguminosas). El signo de los coeficientes señala una coincidencia entre el mayor rendimiento (Fig. 5) con la campaña agrícola de mayor precipitación en primavera (Fig. 2), de las dos que se analizan para cada cultivo y está asociado a una mayor diversidad y una menor abundancia de arvenses (Fig. 3 y Fig. 4).

Desde un punto de vista práctico, considerar la variabilidad climática mediterránea, con incidencia en el régimen de precipitaciones, exige un ajuste en el manejo de la fertilidad del suelo. Este ajuste pasa por implementar prácticas agrícolas que mejoren las propiedades edáficas lo que, a su vez, puede mejorar la eficiencia del uso de los recursos hídricos (Sun et al., 2020) y, de forma indirecta, la eficiencia del uso de nutrientes (Mueller et al., 2014). Además, a esta ausencia de efecto de la fertilización sobre los rendimientos hay que sumar los potenciales efectos negativos que se originan con el exceso de fertilización. A nivel ambiental, al reducir dosis de fertilizantes se evita el exceso de nutrientes en el suelo que minimizan la actividad microbiana (Sradnick et al., 2013). A nivel económico, el empleo de dosis elevadas de fertilizantes puede reducir el margen de beneficios en agrosistemas como los cerealistas de secano. Estas evidencias señalan el camino hacia una transición agrícola que contemple un manejo integral del agrosistema (Tittonell, 2020).

Por otra parte, nuestros datos muestran al laboreo como una práctica determinante en el ensamblaje de las comunidades arvenses y, en menor medida, en el rendimiento (Fig. 3 y 4). Atendiendo a los efectos sobre las arvenses, los resultados muestran el mismo patrón de otros trabajos previos en este mismo contexto (Alarcón et al., 2018; Alarcón et al., 2019). En este sentido, resulta interesante destacar el papel del laboreo para favorecer especies con diferentes capacidades de colonización asociadas a aspectos fenológicos, como puede ser el tiempo de emergencia. Por el contrario, en sistemas de no laboreo dominan las estrategias de emergencia más temprana (Alarcón et al., 2019). Por otro lado, el laboreo convencional, a pesar de ser una práctica de mayor intensidad que no laboreo se asocia a un incremento de la diversidad en rasgos regenerativos (tiempo de emergencia, cubiertas y peso de las semillas), que puede resultar de la distribución diferenciada de las semillas provocada por el movimiento que genera el volteo del suelo (Chauhan et al. 2006; Spokas et al. 2007; Marshall y Brain 1999). Mientras, los rasgos asociados con la adquisición de recursos (SLA y PH) presentan mayor diversidad en no laboreo.

La divergencia en la respuesta funcional de las comunidades arvenses provocada por los distintos sistemas de laboreo permite determinar la estrategia que atiende al compromiso entre rendimiento y conservación de la biodiversidad, que en nuestro caso coincide con el laboreo mínimo. Así, nuestros resultados señalan cierto desacople entre los efectos del laboreo convencional sobre la diversidad y el rendimiento de los cultivos. Esta práctica favorece la diversidad de las arvenses (taxonómica y funcional) y reduce su abundancia, pero da lugar a un menor rendimiento del cultivo. Sin embargo, estos efectos contradictorios se minimizan si se tiene en cuenta que, en ensayos de larga duración, los rendimientos alcanzados por el laboreo convencional son similares a los de otros sistemas (Hernanz et al., 2014). Por otra parte, el no laboreo, como alternativa al laboreo convencional por sus efectos beneficiosos sobre las propiedades edáficas, depende de aplicaciones de herbicidas no selectivos para la siembra del cultivo (Chauhan et al., 2012; Melander et al., 2013). Es decir, esta práctica no soluciona el problema ocasionado por la

intensificación agrícola anterior que, a nivel de las arvenses dio lugar a comunidades de baja riqueza compuestas por especies dominantes de elevada habilidad competitiva (Neve et al., 2018).

Estos resultados abren una oportunidad para implementar el laboreo mínimo. Esta práctica, al contrario de las estrategias convencionales (Benaragama et al., 2016; Zimdahl, 2004) y las alternativas como no laboreo dependiente de herbicidas, maneja la abundancia de las comunidades arvenses manteniendo su diversidad (Alarcón et al., 2019). De esta forma, el laboreo mínimo abre la posibilidad de desligarse del uso de herbicidas para manejar a estas comunidades (Armengot et al., 2015). Además, la reducción del laboreo resulta de interés al favorecer la conservación del suelo mediante la mejora de su estructura y sus propiedades biológicas y la reducción de los riesgos de erosión (Palm et al., 2014).

##### Referencias

Adeux, G., Vieren, E., Carlesi, S., Bàrberi, P., Munnier-Jolain, N., Cordeau, S., 2019. Mitigating crop yield losses through weed diversity. Nature Sustainability. 2: 1018-1026. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0415-y

Alarcón, R., Hernandez Plaza, E.M., Navarrete, L., Sánchez, M.J., Escudero, A., Hernanz, J.L., Sánchez-Giron, V., Sánchez, A.M., 2018. Effects of no-tillage and non-inversion tillage on weed community diversity and crop yield over nine years in a Mediterranean cereal-legume cropland. Soil Till. Res. 179, 54-72.

https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.014

Alarcón, R., Hernandez Plaza, E.M., Navarrete, L., Sánchez, M.J., Sánchez, A.M., 2019. Climate and tillage system drive weed communities’ functional diversity in a Mediterranean cereal-legume rotation. Agricul. Ecosyst. Environ. 283. https://doi.org/ 10.1016/j.aee.2019.106574

Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agricul. Ecosyst.

Environ. 74: 19-31. https://doi.org/ 10.1016/S0167-8809(99)00028-6

Andrew, I.K.S, Storkey, J., Sparkes, D.L., 2015. A review of the potential for competitive cultivars as a tool in integrated weed management. Weed Res. https://doi.org/10.1111/wre.12137

Armengot, L., Berner, A., Blanco-Moreno, J.M., Mäder, P., Sans, X., 2015. Long-term feasibility of reduced tillage in organic farming. Agron. Sustain. Dev. 35: 339-346. https://doi.org/10.1007/s13593-014-0249-y

Armengot, L., Blanco-Moreno, J., Bàrberi, P., Bocci, G., Carlesi, S., Aendekerk, R., et al., 2016. Tillage as a driver of change in weed communities: a functional perspective. Agric. Ecosyst. Environ. 222, 276–285. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.021.

Bàrberi, P., Bocci, G., Carlesi, S., Armengot, L., Blanco-Moreno, J. M., & Sans, F. X., 2018. Linking species traits to agroecosystem services: a functional analysis of weed communities. Weed Res. 58: 76–88. https://doi.org/10.1111/wre.12283

Benaragama, D., Shirtliffe, S.J., Johnson, E.N., Dudu, H.S.N., Syrovy, L.D., 2016. Does yield loss due to weed competition differ between organic and conventional cropping systems? Weed Res. https://doi.org/10.1111/wre.12213

Blaix, C, Moonen, A.C., Dostatny, D.F., Izquierdo, J., Le Corff, J., Morrison, J., Von Redwitz, C., Schumacher, M.S., Westerman, P.R., 2018. Quantification of regulating ecosystem services provided by weeds in annual cropping systems using a systematic map approach. Weed Res. https://doi.org/10.1111.wre.12303

Booth, D.B., Swanton, C.J., 2002. Assembly theory applied to weed communities. Weed Sci.

50: 2-13. <https://doi.org/10.1614/0043-1745(2002)050>

Bretagnolle, V., Gaba, S., 2015. Weeds for bees? A review. Agron. Sustain. Dev. 35: 891-909. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0302-5

Cantero-Martínez, C., Angas, P., Lampurlanés, J., 2003. Growth, yield and water productivity of barley *(Hordeum vulgare* L.) affected by tillage and N fertilization in Mediterranean semiarid, rainfed conditions of Spain. Field Crops Res. 84, 341–357. https://doi.org/10.1016/S0378-4290(03)00101-1

Cantero-Martínez, C., Villar, J.M., Romagosa, I., Fereres, E., 1995. Nitrogen fertilization of barley under semi-arid rainfed conditions. Eur. J. Agron. 4, 309–316. https://doi.org/ 10.1016/S1161-0301(14)80031-2

Cantero-Martínez C, Plaza-Bonilla D, Angás P, Álvaro-Fuentes J., 2016. Best management practices of tillage and nitrogen fertilization in Mediterranean rainfed conditions: Combining field and modelling approaches. European Journal of Agronomy 79: 119– 130. https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.06.010

Carmona, C.P., Guerrero, I., Peco, B., Morales, M.B., Oñate, J.J., Pärt, T., Bengtsson, J., 2020. Agricultural intensification reduces plant taxonomic and functional diversity across

European arable systems. Functional Ecol. https://doi.org/10.1111/1365- 2435.13608

Catarino, R., Gaba, S., Bretagnolle, V., 2019. Experimental and empirical evidence shows that reducing weed control in winter cereal fields is a viable strategy for farmers. Scientific Reports. 9:9004. https://doi.org/10.1038/s41598-019-45315-8

Chauhan, B.S., Gill, G., Preston, C., 2006. Influence of tillage systems on vertical distribution: seedling recruitment and persistence of rigid ryegrass (Lolium rigidum) seed bank*.* Weed Sci. 54: 669–676. https://doi.org/ 10.1614/WS-05-184R.1

Chauhan, B.S., Singh, R.G., Mahajan, G., 2012. Ecology and management of weeds under conservation agricultura: A review. Crop Prot. 38: 57-65. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.03.010

De Bello, F., Carmona, C.P., Lepš, J., Szava-Kovats, R., Pärtel5; M., 2016. Functional diversity through the mean trait dissimilarity resolving shortcoming with existing paradigms and algorihms. Oecologia. https://doi.org/10.1007/s00442-016-3546-0

Dorado, J.; López-Fando, C., 2006. The effect of tillage system and use of a paraplow on weed flora in a semiarid soil from central Spain. Weed Res. 46:424-431. https://doi.org/ 10.1111/j.1365-3180.2006.00526.x

ESYRCE 2020. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos de España. Resultados nacionales y autonómicos. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/>estadisticas-

agrarias/comentariosespana2019\_tcm30-522390.pdf (acceso 09.03.2021)

ESYRCE 2019. Encuesta sobre superficie y rendimientos de cultivos. Análisis de las técnicas de mantenimiento del suelo y de los métodos de siembra en España. http[s://ww](http://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-)w.m[apa.](http://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-)g[ob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-](http://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-) agrarias/cubiertas2019\_tcm30-526244.pdf (acceso 09.03.2021)

Fanadzo, M., Dalicuba, M., Dube, E., 2018. Application of conservation agriculture principles for the management of field crop pests. En Sustainable agriculture reviews 28. Eds: Gaba, S., Smith, B., Lichtfouse E., Springer International Publishing. ISBN 978-3-319- 90308-8 ISBN 978-3-319-90309-5 (eBook) [https://doi.org/10.1007/978-3-319-](https://doi.org/10.1007/978-3-319-90309-5)

[90309-5](https://doi.org/10.1007/978-3-319-90309-5)

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe,

M.R., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, R., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyde, P.K., 2005. Global consequences of land use. Science. 309: 570.

https://doi.org/10.1126/science.1111772

Fried, G., Kazakou, E., Gaba, S., 2012. Trajectories of weed communities explained by traits associated with species´response to management practices. Agric. Ecosyst. Environ. 158: 147-155. [https://doi.org](https://doi.org/)/ 10.1016/j.agee.2012.06.005

Frieler, K. et al., 2017, Understanding the weather signal in national crop-yield variability, Earth’s Future, 5, 605–616. https://doi.org/10.1002/2016EF000525

Gaba, S., Caneill, J., Nicolardot, B., Perronne, R., Bretagnolle, V., 2018. Crop competition in winter wheat has a higher potential than farming practices to regulate weeds. Ecosphere 9 (10). https://doi.org/eE02413.101002/ecs2.2413

Gaba, S., Perronne, R., Fried, G., Gardarin, A., Bretagnolle, F., Biju-Duval, L., Colbach, N., Cordeau, S., Fernández-Aparicio, M., Gauvrit, C., Gibot-Leclerc, S., Guillemin, J.P., Moreau, D., Munier-Jolain, N., Strbik, F., Reboud, X., 2017. Response and effect traits of arable weeds in agro-ecosystems: a review of current knowledge. Weed Res. https://doi.org/10.111/wre.12245

Garnier, E., Navas, M.L., 2012. A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. Agron. Sustain. Dev. 32: 365-399. https://doi.org/10.1007/s13596-011-0036-y

Grace, J.B., Scheiner, S.M. & Schoolmaster, D.R., 2015 Structural equation modeling: building and evaluating causal models. Ecological Statistics: From Principles to Applications (eds G.A. Fox, S. Negrete-Yanlelevich & V.J. Sosa), pp. 168–199. Oxford University Press, New York, NY.

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. Agric. Ecosyst. Environ. 195: 36-43. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.021

Gunton, R.M., Petit, S., Gaba, S. 2011. Functional traits relating arable weed communities to crop characteristics. J. Veg. Sci. 22: 541-550. https://doi.org/10.1111/j.1654- 1103.2011.01273.x

Hagner, M., Mikola, J., Saloniemi, I., Saikkonen, K., & Helander, M., 2019. Effects of a glyphosate-based herbicide on soil animal trophic groups and associated ecosystem functioning in a northern agricultural field. Sci. Rep. 9. https://doi.org/10.1038/s41598-019-44988-5

Harrington, L., Tow, P., 2011. Types of rainfed farming systems around the world. En Rainfed farmin systems, eds. Tow, P., Cooper, I., Partridge, I., Birch, C. Springer. e-ISBN 978- 1-4020-9132-2. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9132-2

Helander, M., Pauna, A., Saikkonen, K. Saloniemi, I., 2019. Glyphosate residues in soil affect crop plant germination and growth. Sci. Rep. 9: 19653. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56195-3>

Hernández Plaza, E., González-Andújar, J.L., Storkey, J. Soil nitrogen and resource ratios determine weed diversity and competition. En revision Ecological App.

Hernández-Plaza, E., Kozak, M., Navarrete, L., González-Andújar, J.L., 2011. Tillage system did not affect weed diversity in a 23-year experiment in Mediterranean dryland. Agric. Ecosyst. Environ. 140: 102-105. https://doi.org/ 10.1016/j.agee.2010.11.016

Hernández-Plaza, E.; Navarrete, L.; González-Andújar, J.L., 2015. Intensity of soil disturbance shapes response trait diversity of weed communities: The long-term effects of different tillage systems. Agric. Ecosyst. Environ. 207: 101-108. https://doi.org/ 10.1016/j.agee.2015.03.031

Hernanz, J. L., Sánchez-Girón, V., Navarrete, L., & Sánchez, M. J., 2014. Long-term (1983–2012) assessment of three tillage systems on the energy use efficiency, crop production and seeding emergence in a rain fed cereal monoculture in semiarid conditions in central Spain. Field Crops Research, 166, 26–37. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.06.013

Hobbs, P., Sayre, K., Gupta,R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. Philos. Trans. R. Soc. B. 363: 543-555.

https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2169.

Hofmeijer, M.A., Krauss, M., Berner, A., Peigné, J., Mäder, P., Armengot, L., 2019. Effects of reduced tillage on weed pressure nitrogen availability and winter wheat yields under organic management. Agronomy 9:180. https://doi.org/[10.3390/agronomy9040180](https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.3390%2Fagronomy9040180?_sg%5B0%5D=xFKZP0XXvZXdO34XevoDGq751IKavxLmvtA4MZ3sGWqukjOu-W4undvhsOZo80Itny8YekLXOdMj_UT7F5QbZn5b1A.atjCkqbcpAIQQXZ_fqzPsIP0Ek1-r8DeAQUZE4V07XDP7znJa8sTz26YI3wmFKR5iCMX2hGkhfWTk57E13FrGA)

Kleijn, D., Bommarco, R., Fijen, T.P.M., Garibaldi, L.A., Potts, S.G., van der Putten, W.H., 2019. Ecological intensification: Bridging the gap between science and practice. Trends in Ecol. 34: 154-166. https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.11.002

Laliberté, E., and P. Legendre, 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology 91, 299-305. https://doi.org/ 10.1890/08- 2244.1

Laliberté, E., Legendre, P., and B. Shipley, 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

Lefcheck, J. S., 2016. “piecewiseSEM: Piecewise structural equation modeling in R for ecology, evolution, and systematics.” Methods Ecol. Evol. 7: 573-579.

<http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12512>

López-Bellido, L., Fuentes, M., Castillo, J.E., López-Garrido, R., 1998. Effects of tillage, crop rotation, and nitrogen fertilization on wheat under rainfed Mediterranean conditions. Field Crops Res. 57: 265-276. https://doi.org/[10.1016/S0378-](https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.1016%2FS0378-4290(97)00137-8?_sg%5B0%5D=0tqPfAcFOFNqQ2yyOQKYKE6VLReExgurOUSEi8OxpvKKmZnJbRp_ZieU3GcTxkQ697fM0ZtXB6DrtWTBYitPqFmEfg.ldhHEB4USKepElGAPYknhPLHlELfvWrATFe9ipVsfvc6qmx_rvitu7-9dQO1onJZ7bzhPoeDRCnAlgECn78dQA) [4290(97)00137-8](https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.1016%2FS0378-4290(97)00137-8?_sg%5B0%5D=0tqPfAcFOFNqQ2yyOQKYKE6VLReExgurOUSEi8OxpvKKmZnJbRp_ZieU3GcTxkQ697fM0ZtXB6DrtWTBYitPqFmEfg.ldhHEB4USKepElGAPYknhPLHlELfvWrATFe9ipVsfvc6qmx_rvitu7-9dQO1onJZ7bzhPoeDRCnAlgECn78dQA)

MAPA, 2020. http[s://ww](http://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-)w.m[apa.](http://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-)g[ob.es/es/agricultura/temas/producciones-](http://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-)

agricolas/cultivos-herbaceos/cereales/ (acceso 07.06.2020)

Marshall, E.J.P., Brain, P., 1999. The horizontal movement of seeds in arable soil by different soil cultivation methods. Journal of Applied Ecology 36; 443–454. https://doi.org/

Mazoyer, M., Roudar, L., 2016. Historia de las agriculturas del mundo. KRK Ed. ISBN 978-84- 8367-523-6

MacLaren, C., Storkey, J., Menegat, A., Metcalfe, H., Dehnen-Schmutz, K., 2020. An ecological future for weed science to sustain crop production and the environment. A review. Agron. Sustain. Develop. 40:24 <https://doi.org/101007/s13593-020-00631-6>

Melander, B., Munier-Jolain, N., Charles, R., Wirth, J., Schwarz, J., van der Weide, R., Bonin, L, Jensen, P.K., Kudsk, P., 2013. European perspectives on de adoption on nonchemical weed management in reduced-tillage systems for arable crops. Weed Tech. 27: 231- 240. https://doi.org/ 10.1614/WT-D-12-00066.1

Mertens, S.K., Van den Bosch, F., Heesterbeek, J.A.P. 2002. Weed populations and crop rotations: exploring dynamics of a structured periodic system*.* Ecol. App. 12: 1125- 1141. https://doi.org/10.2307/3061041

Mortensen, J., Frankling Egan, J., Maxwel, B.D., Ryan, M.R., Smith, R.G., 2012: Navigating a Critical Juncture for Sustainable Weed Management. Biosci. 62. https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.1.12

Mueller, N.D., et al. 2014. A tradeoff frontier for global nitrogen use and cereal production.

Environ. Res. Lett. 9 054002. https://doi.org/[10.1088/1748-9326/9/5/054002](https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/5/054002)

Mulugeta D., Stoltenberg, D.E., Boerbom, C.M., 2001. Weed Species-Area Relationships as Influenced by Tillage. Weed Sci. 49: 217-223. <http://www.jstor.org/stable/4046506>

Nakagawa, S., Shielzeth, H., 2013. A general and simple method for obtaining R2 from generalized linear mixed-effects models. Methods Ecol. Evol. 4, 133-142. https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x

Neve, P., Barney, J.N., Buckley, Y., Cousens, R.D., Graham, S., Jordan, N.R., Lawton-Rauh, A., Liebman, M., Mesgaran, M.B., Schut, M., Shaw, J., Storkey, J., Baraibar, B., Baucom, R.S., Chalak, M., Childs, D.Z. Christensen, S., Eizenberg, H., Fernández-Quintanilla, C., French, K., Harsch, M., Heijting, S., Harrison, L., Loddo, D., Macel, M., Maczey, N., Merotto Jr, A., Mortensen, D., Necajeva, J., Peltzer, D.A., Recasens, J., Renton, M., Riemens, M., SΦnderskov, M., Williams, M. 2018. Reviewing research priorities in weed ecology, evolution and management: a horizon scan. Weed Res. 58: 250-258. https://doi.org/10.1111/wre.12304

Neve, P., Vila-Aiub, M., Roux, F., 2009. Evolutionary-thinking in agricultural weed management. New Phytologist. 184: 783-793. https://doi.org/10.1111/j.1469- 8137.2009.03034.x

Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F, Gatere, L., Grace, P., 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. Agric. Ecosyst. Environ. 187: 87–105. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.010

Peña-Gallardo, M., Vicente-Serrano, S., Domínguez-Castro, F., Baguería, S., 2019. The impact of drought on the productivity of two rainfed crops in Spain. Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 19, 1215–1234. https://doi.org/ 10.1016/j.agee.2013.10.010

Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D, R Core Team (2020). *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-144, [https://CRAN.R-](https://cran.r-project.org/package%3Dnlme) [project.org/package=nlme](https://cran.r-project.org/package%3Dnlme)

Ray, D. K. et al. 2015. Climate variation explains a third of global crop yield variability. Nat.

Commun. 6:5989. https://doi.org/10.1038/ncomms6989

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL [https://www.R-project.org/.](https://www.r-project.org/)

Rotchés-Ribalta, R., Blanco-Moreno, J.M., Armengot, L.., José-María, L., Sanx, F.X., 2015. Which conditions determine the presence of rare weeds in arable fields? Agric. Ecosyst. Environ. 203: 55-61. https://doi.org/ 10.1016/j.agee.2015.01.022

Ryan, M.R., Smith, R.G., Mortensen, D.A., Teasdale, J.R., Curran, W.S., Siedel, R., Shumway, D.L., 2009. Weed–crop competition relationships differ between organic and conventional cropping systems. Weed Res. 49, 572–580. https://doi.org/ 10.1111/j.1365-3180.2009.00736.x

Shipley, B., De Bello, F., Cornelissen, J.H.C., Laliberté, E., Laughlin, D.C., Reich, P.B., 2016. Reinforcing loose foundation stones in trait-based plant ecology. Oecologia. 180, 923-931. https://doi.org/ 10.1007/s00442-016-3549-x

Shipley, B. (2009) Confirmatory path analysis in a generalized multilevel context. Ecology, 90, 363–368. https://doi.org/ 10.1890/08-1034.1

Shipley, B. (2013) The AIC model selection method applied to path analytic models compared using a d-separation tests. Ecology, 94, 560–564. https://doi.org/ 10.1890/12-0976.1

Smith, B.M., Aebischer, N.J., Ewald, J., Moreby, S., Potter, C., Holland, J.M., 2020. The potential of arable weeds to reverse invertebrate declines and associated ecosystem services in cereal crops. Frontier Sustain. Food Syst. 3: 118. https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00118

Smith, R. G., Mortensen, D. A., Ryan, M. R. 2010. A new hypothesis for the functional role of diversity in mediating resource pools and weed–crop competition in agroecosystems. Weed Res*.* 50: 37–48. https://doi.org/ 10.1111/j.1365-3180.2009.00745.x

Solé-Senan, X., Juárez-Escario, A., Conesa, J.A., Torra, J., Royo-Esnal, A.,Recasens, J., 2014. Plant diversity in Mediterranean cereal fields: Unraveling the effect of landscape complexity on rare arable plants. Agric. Ecosyst. Environ. 185: 221-230. https://doi.org/ 10.1016/j.agee.2014.01.003

Spokas, K., Forcella, F., Archer, D., Reicosky, D., 2007. SeedChaser: vertical soil tillage distribution model. Computers and Electronic in Agriculture 57: 62–73. https://doi.org/10.1016/j.compag.2007.01.014

Springmann, M., Clark, M., Mason-D’Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B. L., Lassaletta, L., … Willett, W., 2018. Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature.* https://doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0

Sradnick A., Murugan, R., Oltmans, M., Raupp, J., Joergensen, R.G., 2013. Changes in functional diversity of the soil microbial community in a heterogeneous sandy soil after long- term fertilization with cattle manure and mineral fertilizer. App. Soil Ecol. 63: 23-28. https://doi.org/ 10.1016/j.apsoil.2012.09.011

Stavi, I: Bel, G., Zaady, E., 2016. Soil functions and ecosystem services in conventional, conservation, and integrated agricultural systems. A review. Agron. Sustain. Dev. 36: 32. https://doi.org/10.1007/s13593-016-0368-8

Storkey, J., Neve, P. 2018. What good is weed diversity? Weed Research 58: 239-243. https://doi.org/ 10.1111/wre.12310

Sun, W., Canadell, J. G., Yu, L., Yu, L., Zhang, W., Smith, P., Huang, Y. 2020. Climate drives global soil carbon sequestration and crop yield changes under conservation agriculture. Global Change Biology. https://doi.org/10.1111/gcb.15001

Therond, O., Duru, M., Estrade, J.R., Richard, G., 2017. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. A review. Agron. Sustain. Dev. 37: 21. https://doi.org/10.1007/s13593-017-0429-7

Tittonel, P., 2020. Assessing resilience and adaptability in agroecological transitions. Agric.

Systems. 184. <https://doi.org7101016/j.agsy.2020.102862>

Torra, J., Recasens, J., Royo-Esnal, A., 2018. Seedling emergence response of rare arable plants to soil tillage varies by species. PLoS ONE 13: e0199425. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199425>

Traba, J., Morales, M.B., 2019. The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. Sci. Rep. 9: 9473. [https://doi.org/10.1038/s41598-019-45854-](https://doi.org/10.1038/s41598-019-45854-0) [0](https://doi.org/10.1038/s41598-019-45854-0)

Travlos, I.S., Cheimona, N., Roussis, I., Bilalis, D., 2018. Weed-species abundance and diversity índices in relation to tillage systems and fertilization. Fron. Environ. Sci. 6: 11. https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00011

Vitousek, P.M., Naylor, R., Crews, T., David, M.D., Drinkwater, L.E., Holland, E., Johnes, P.J., Katzenberger, J., Martilelli, L.A., Matson, P.A., Nziguheba, G., Ojima, D., Palm, C.A., Robertson, G.P., Sanchez, P.A., Townsend, A.R., Zhang, F.S., 2009.Nutrient Imbalances in Agricultural Development. Sci. 19: 1519-1520. https://doi.org/10.1126/science.1170261

Weiner, J. 2017. Applying plant ecological knowledge to increase agricultural sustainability. J. Ecol. 105: 865-870. https://doi.org/ 10.1111/1365-2745.12792

Westoby, M., 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. Plant Soil 199, 213–227. https://doi.org/ 10.1023/A:1004327224729

Zimdahl, R.L., 2004. Weed-Crop Competition: A review. Blackwell Publisihin, Ames, IA, USA.

APÉNDICE S.1.

Tabla 1. Valores medios de los rasgos funcionales de la comunidad arvense.

ESPECIES SLA

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | (mm2mg-1) | (cm) | (mg) |  | | |
| *Amaranthus blitoides* S.Watson | 12.9±2.8 | 34.0±9.0 | 1.47±0.03 | c | 1 | 3 |
| *Anacyclus clavatus* (Desf.) Pers. | 20.60±4.3 | 48.2±6.4 | 0.65±0.04 | c | 0 | 1 |
| *Andryala integrifolia* L. |  | 70 | 0.111 | e | 0 | 3 |
| *Asperugo procumbens* L. | 22.39±3.4 | 54.4±5.3 | 2.47±0.14 | c | 0 | 1 |
| *Atriplex patula* L. | 16.23±2.4 | 40.1±16.0 | 1.433 | e | 0 | 4 |
| *Bassia scoparia* (L.) Voss | 19 | 57 | 0.92 | e | 0 | 4 |
| *Bombycilaena erecta* (L.) |  | 25 |  | e | 0 | 3 |
| Somolj. |  |  |  |  |  |  |
| *Buglossoides arvensis* (L.)L.M. | 13.3±1.7 | 25.04±6.2 | 5.18±0.31 | e | 0 | 1 |
| Johnst. |  |  |  |  |  |  |
| *Capsella bursa-pastoris* (L.) | 30.46±6.4 | 38.9±9.9 | 0.10±0.01 | r | 1 | 1 |
| Medik. |  |  |  |  |  |  |
| *Cardaria draba* (L.) Desv. | 12.56±1.7 | 36.6±4.7 | 2.50±0.26 | e | 1 | 1 |
| *Convolvulus arvensis* L. | 20.53±5.1 | 46.9±11.3 | 10.46±0.50 | c | 1 | 3 |
| *Conyza canadensis* (L.) Cronq. | 15.99±1.7 | 138.1±19.5 |  | e | 0 | 1 |
| *Chenopodium album* L. | 15.87±1.9 | 71.3±7.3 | 0.73±0.03 | e | 0 | 4 |
| *Datura ferox* L. | 27 | 61 | 17.13 | e | 1 | 4 |
| *Descurainia sophia* (L.) Webb. | 17.16±3.5 | 83.2±8.5 | 0.09±0.01 | e | 1 | 1 |
| ex Prantl in Engl and Prantl |  |  |  |  |  |  |
| *Epilobium brachycarpum* C. |  |  | 0.20±0.00 | e | 1 | 4 |
| Presl |  |  |  |  |  |  |
| *Fumaria officinalis* L. | 17.22±4.6 | 44.4±8.4 | 2.56±0.19 | c | 0 | 1 |
| *Galium tricornutum* Dandy | 15.85±4.1 | 48.8±14.5 | 10.66±0.27 | c | 0 | 1 |
| *Hordeum murinum* L. | 29.72±4.0 | 53.4±6.5 | 5.06±0.93 | r | 0 | 1 |
| *Hypecoum imberbe* Sm. | 19.58±4.4 | 38.5±6.6 | 1.20±0.07 | c | 0 | 1 |
| *Lactuca serriola* L. | 30.50±3.9 | 102.6±17.1 | 0.583 | r | 0 | 1 |
| *Lamium amplexicaule* L. | 23.77±4.5 | 27.1±5.0 | 0.54±0.01 | r | 0 | 1 |
| *Lolium rigidum* Gaudin | 21.72±3.8 | 46.0±6.8 | 3.54±0.28 | r | 0 | 1 |
| *Malva sylvestris* L. | 13.58±1.8 | 32.4±12.0 | 1.22±0.04 | r | 0 | 1 |
| *Papaver hybridum* L. | 21.69±8.3 | 49.8±7.7 | 0.1163 | r | 1 | 1 |
| *Papaver rhoeas* L. | 32.07±6.5 | 52.5±6.4 | 0.08±0.00 | r | 1 | 1 |
| *Phalaris minor* Retz. |  | 100.2±5.5 | 1.44±0.08 | r | 0 | 1 |
| *Polygonum aviculare* L. | 18.90±2.7 | 66.5±4.2 | 3.59±0.21 | c | 0 | 3 |
| *Salsola kali* L. | 20.491 | 55.72 |  | r | 0 | 4 |
| *Senecio vulgaris* L. | 19.47±5.0 | 26.3±5.3 | 0.27±0.03 | r | 0 | 1 |
| *Sonchus oleraceus* L. | 29.02±8.1 | 82.2±11.8 | 0.36±0.03 | r | 0 | 1 |
| *Trigonella polyceratia* L. | 21.811 | 29.02 | 2.303 | r | 1 | 1 |
| *Veronica hederifolia* L. | 13.05±6.5 | 22.2±5.9 | 3.39±0.13 | c | 1 | 1 |

PH SW

GH SC ET

1Dato tomados de LEDA; 2Dato tomados de Flora Iberica; 3Datos tomados de Kew Garden. SC: cubiertas en las semillas (O= con pericarpio, 1= sin pericarpio); GH: hábito de crecimientot (r=roseta, e=erecto, c=trepador/reptante); ET: tiempo de emergencia (1= enero, 2=Febrero, 3=Marzo, 4=Abril); SLA: área foliar específica; PH: altura de la planta; SW: peso de la semilla. Datos publicados en Alarcón et al., 2019.

# CAPÍTULO 4

### Effects of no-tillage and non-inversion tillage on weed community diversity and crop yield over nine years in a Mediterranean cereal-legume cropland



##### Abstract

Both no-tillage and non-inversion tillage systems have been proposed within the context of 'conservation agriculture' as alternatives to conventional tillage for weed management and soil conservation. However, little information is available regarding their influence on weed community diversity and crop yield in Mediterranean cereal steppelands. Type of tillage represents a crop abiotic factor that largely influences the environmental conditions at the field scale to which weed communities may respond. The present paper examines the effect of no-tillage, subsoil tillage and minimum tillage (the latter two being non-inversion systems), on arable weed community diversity and composition in a cereal-legume crop rotation over 9 years. Their effects on crop yield are also explored. Inter-annual environmental variability was found to be more important than the tillage system in determining weed species diversity and assembly. None of the studied tillage systems exerted consistent effects, neither on weed community diversity nor on crop yields. In addition, the effect of tillage system on weed community diversity was crop-type dependent. The main effects of tillage systems were related to the composition of weed communities. Less common species resulted particularly affected while core species were consistent across tillage systems.

Key words:

Tillage systems, weed diversity, crop rotation

##### Introduction

Agricultural practices strongly influence plant and animal diversity (Stoate et al., 2001) and impact ecosystem functioning and services (Power, 2010). Unfortunately, efforts to increase crop yields have often resulted in these services becoming difficult to maintain. For instance, arable weeds have traditionally been identified as one of the main factors behind declining crops yields, so ways to remove them, including tillage, have long been sought (Hobbs et al., 2008). Weed communities, however, may provide important ecosystem regulation services in arable steppe cropland. Weeds are known to serve as forage and refuge for pollinators and other beneficial arthropods (Isaacs et al., 2009); whereas granivorous bird species, ants and rodents also feed on weed seeds (Marshall et al., 2003). These services among others may be lost if weed diversity declines. Once the importance of well conserved weed communities was recognised (Seifert et al., 2015), a new priority of agricultural management emerged: ensuring crop productivity while maintaining weed diversity.

In the Mediterranean Basin, weed communities came to adapt to the traditional tillage systems that had been employed for centuries (Murphy and Lemerle, 2006; Neve et al., 2009). The development of more modern equipment, however, such as the mouldboard plough, allowed the mechanization of traditional practices, and the deep inversion of the soil profile. This type of soil management, now known as conventional tillage, affects the vertical distribution of weed seeds in the soil (Forcella et al, 2000; Colbach et al., 2014), and this has a profound influence on plant emergence, recruitment (Légère et al., 2011; Nichols et al., 2015; Singh et al., 2015), abundance, richness (Hernandez Plaza et al., 2011), other diversity indices, and on the composition of weed communities (Hyvönen and Salonen, 2002; Légère et al., 2005; Dorado and López Fando, 2006; Légère et al., 2011; Sans et al., 2011; Hernandez-Plaza et al., 2015).

Within the context of 'conservation agriculture' (Morris et al., 2010; González-Sánchez et al., 2015), new tillage practices have been proposed, including no-tillage (NT),

which is based on the use of herbicides prior to sowing (Eslami, 2014), and non- inversion tillage. The latter includes subsoil tillage (ST), which entails ploughing with a vertical (non-soil-turning) blade to a depth of 30 cm before sowing, and minimum tillage (MT), which involves the same but only to a depth of 15 cm. Neither of these techniques invert the vertical soil profile, thus helping to avoid pernicious effects on the soil biota (Palm et al., 2014; Gronle et al., 2015; Henneron et al., 2015). The effects of non-inversion tillage systems on arable weed communities, however, remain unclear, with contradictory results being returned by studies performed in different geographical contexts (Fried et al., 2008; Hernandez-Plaza et al., 2015). Most of the discrepancies regarding their effects on weed diversity are probably the consequence of the short duration of the field experiments. Thus, it is especially important to distinguish between short-term responses (evaluated with short-term experiments) and long-term directional changes (evaluated with long-term experiments). This concept may be particularly important when climatic inter-annual variability is high, as in the case of the Mediterranean Basin. In this and other climatically variable contexts only long term studies allow to characterise tillage practices in terms of their value to the conservation of arable weed communities (Moonen and Bàrberi, 2008). Furthermore, only results emerging from long term studies will allow recommendations to balancing crop yields with weed diversity-related ecosystem services (Storkey and Westbury, 2007).

In the Mediterranean Basin, this lack of information is especially notable with respect to extensive cereal-legume rotation croplands where biodiversity has been shaped by a long evolutionary and cultural history. In Spain, such croplands once represented the largest agricultural use of land, accounting for some 6,586,909 ha or about 50% of the country's arable landscape (FAOstat, 2014). The weed diversity of these agroecosystems was traditionally supported, at least in part, by the rotation of the crops (Ulber et al., 2009). Indeed, it is thought that extensive crop management could play a crucial role in the conservation of the threatened weed species. This in turn can

have an effect on different consumer groups, such as birds, ants, rodents (Storkey et al., 2012). Unfortunately, the recent intensification of cropland management has led to a reduction in the area given over to legumes, which are now grown in rotation on just 5% of the above-mentioned area based on ESYRCE (2015). Recovering this type of rotation is important if agriculture is to become more sustainable, and knowing the best tillage techniques to use in this setting is important if the ecosystem services provided by weed communities are to be preserved.

The aim of the present work was to examine the effect of ST, MT and NT tillage systems on the arable weed communities of a cereal-legume cropland in Central Spain. The period examined was nine years- long enough to ensure that the results would be representative of the inter-annual variability. Particular emphasis was placed on determining whether the type of tillage practiced can explain differences in: (1) weed abundance and diversity (weed density, taxonomic richness (S), the inverse of the Simpson diversity index (D), and the Simpson evenness index (eD)) (Magurran, 2004);

1. weed community composition; and (3) crop yield.

Since tillage systems were developed in order to reduce the presence of weeds and enhance crop yields, it was hypothesized that 1) tillage depth would be inversely related to weed abundance and diversity (weed density, S, D and eD) in the pattern ST<MT<NT and positively related to crop yield in the manner ST>MT>NT; (2) that weed community composition would differ accordingly across the three tillage systems; and

1. that the strength of the effects of tillage on weeds might be more noticeable when the cereal, rather than the legume crop, was present because legumes compete less with arable weeds than do cereals, allowing for greater weed development (Lutman et al., 1994; Blackshaw et al., 2002). The long term observation of tillage system effects on weed communities and crop yields should allow to identify the system that better maintains weed diversity than other systems without compromising crop yields.

##### Materials and Methods

Experimental site

The fieldwork for the present study was conducted at the El Encín Experimental Station (40°57.31’N; 3°17’W, altitude 610 m) in Alcalá de Henares, Madrid, Spain. This study was started in 2002, within the context of a 2-year cereal-legume rotation system. Before the beginning of the experiment the whole field was cultivated with the same crop rotation (cereal-legume) using a conventional tillage system. The soil at the study site is an Alfisol Xeralf with a loam texture (pH 7.8, 1.2% organic matter). The mean annual temperature during the nine year study period (October 2002- June 2011) was 13.4°C, and the mean annual precipitation 444±116 mm with large inter- annual fluctuations among the October to June growing seasons (Appendix A, Fig. A1).

Tillage systems

The legumes sowed were pea (*Pisum sativum* L.) in 2002, 2004 and 2006 and vetch (*Vicia sativa* L.) in 2008 and 2010. Winter wheat (*Triticum aestivum* L.) was sown in 2003, 2005, 2007, 2009 and 2011. The crops were sown using a multi-purpose direct- drill with 17 cm row spacing. The time of sowing for the legume crop ranged from November October 26th to January 29th. Fertilizers were applied at sowing (14 kg N, 14 kg P, 14 kg K ha-1). Post emergence herbicide (diclofop-methyl 36%, 3 L active ingredient [a.i.] ha-1) was applied during vegetative growth. The time of sowing for the cereal ranged from November 29th to January 16th. Fertilizers were applied at sowing (30 kg N, 30 kg P, and 30 kg K ha-1) and mid-tillering (53 kg N ha-1). Post emergence herbicide (0.2 kg a.i. ha-1 ioxynil + 0.2 kg a.i. ha-1 bromoxynil + 1.012 kg a.i. ha-1 mecoprop) was applied at the tillering stage.

Three tillage systems were used, randomly assigned to 10 m x 40 m plots (24 plots in total, 8 plots per treatment): subsoil tillage (ST), minimum tillage (MT) and no-tillage (NT). ST involved at least one subsoil ploughing operation with a paraplow with slant shanks (it lifts and fractures the soil similar to the mouldboard plow but without soil inversion) to a depth of 30cm; MT involved a primary cultivation with a chisel plough

to a depth of 15 cm. Both MT and ST were followed by a secondary, superficial tillage with a field cultivator. NT involved the application of glyphosate© (0.9 L a.i. ha-1) 4-6 days prior to crop planting.

Weed community survey and crop harvest

The number of weed species and their abundance (number of individuals per species) was recorded in 10 quadrats (30 cm x 33 cm) per plot every year- at stem elongation for the legume crop and at early tillering for the cereal crop. Weed surveys were always carried out before the application of the post-emergence herbicide. Sampling quadrats were located along an M-shaped itinerary, always at least 3 m away from the plot borders and at least 7 m away from each other. Data from the 10 quadrats were used to obtain weed density (as the total number of weed individuals found in the ten quadrats) and to compute three measures of weed diversity (S, D, eD) independently for each plot. The crop yield for each plot was determined by harvesting two 1.40 m x 30 m strips with a combine harvester.

Statistical analysis

All analyses were made separately for each type of crop. The effects of year, tillage system and their interaction on plant density, S, D, eD and crop yield were analysed using lmer and glmer functions from the lme4 package (Bates et al., 2015) in R (R Development Core Team, 2015). We used a Gaussian distribution of errors with identity link function for weed density, D, eD and crop yield. A Poisson distribution was employed when analysing weed richness. ‘Plot’ was included in all models as a random factor. In all models, assumptions of equal variances and normal distribution of residuals were evaluated graphically. Spearman correlation coefficients were calculated to examine the relationship between crop yield and weed density, S and D independently for each crop and tillage system.

To analyze the effects of 'year', tillage system and their interaction on weed community composition, type III permutational multivariate analysis of variance

(PERMANOVA) was performed on the large scale data. Species abundance was square- root transformed and a resemblance matrix constructed based on the Bray Curtis dissimilarity index. PERMANOVA is a semiparametric test directly analogous to multivariate ANOVA but with pseudo-F ratios and P values generated by resampling (1000 permutation) the resemblance measures of the actual data; it is therefore less sensitive to the assumptions made in parametric tests, which are frequently violated by community datasets (Anderson, 2001; Anderson et al., 2008). Pairwise comparisons were then made between the levels of each significant factor using PRIMER 6 software v.6.1.13 (Clarke and Gorley, 2006). Where group differences in community structure were found (p<0.05 in PERMANOVA tests), similarity percentages analysis (SIMPER) was used to identify the species most responsible for them. SIMPER calculates the percentage contribution that each species makes to the total effect recorded.

##### Results

A total of 42 weed species were recorded over the study period (2002-2011), 30 of which appeared alongside both the legume and cereal crop. For the legume crop, 36 species were recorded. For the cereal crop, the total number of recorded species was 34 (Appendix B, Table B1).

Effects of year and tillage system on weed density and diversity metrics

Weed density was significantly affected by the interaction *year x tillage system* (Table 1). The highest and lowest weed density values were recorded for the MT system in 2004 and 2005 respectively.

Table 1. Effects of year and tillage system on crop yield (kg ha-1), plant density, weed richness, Simpson diversity index and Simpson evenness for the legume and cereal crops. Chi-squared values and degrees of freedom (df) were derived via generalized linear mixed models, with a Poisson distribution of errors when analyzing richness, and a Gaussian distribution for the rest of the variables. (\*P<0.05,

\*\*P<0.01,\*\*\*P<0.

Crop yield

df

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | | (kg ha-1) | (Plants m-2) |  | diversity | evenness |
| a) LEGUME CROP  Year | 4 | 179.7\*\*\* | 36.47\*\*\* | 16.81\*\* | *19.12\*\*\** | 7.84 |
| Tillage System | 2 | 3.77 | 6.71\* | 0.08 | *2.32* | 3.17 |
| Year x tillage system | 8 | 8.84 | 16.84\* | 5.49 | *9.11* | 10.95 |
| Residuals | 89 |  |  |  |  |  |
| b) CEREAL |  |  |  |  |  |  |
| Year | 3 | 247.02\*\*\* | 48.25\*\*\* | 4.19 | *24.29\*\*\** | 17.32\*\*\* |
| Tillage System | 2 | 14.94\*\*\* | 17.79\*\*\* | 1.89 | *8.46\** | 5.03 |
| Year x tillage system | 6 | 15.19\* | 18.66\*\* | 3.63 | *13.91\** | 10.63 |
| Residuals | 76 |  |  |  |  |  |

Weed density

Richness

Simpson

Simpson

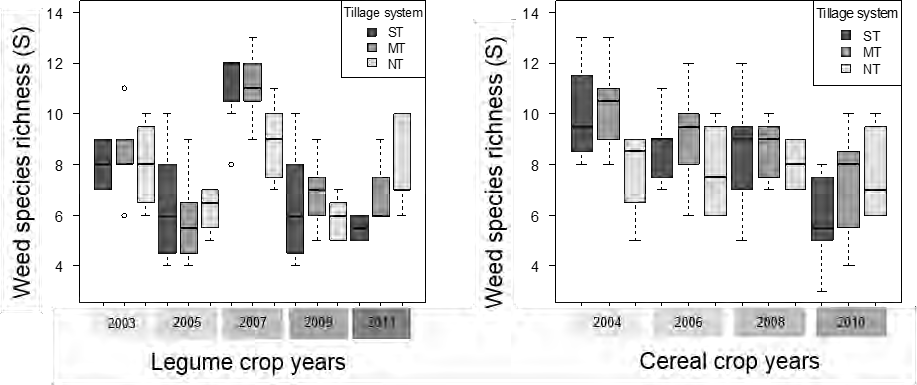


Figure 1. Weed species richness (S) by year and tillage system (subsoil tillage (ST), minimum tillage (MT) and no tillage (NT)) observed along in a legume-cereal crop rotation over 9 years. Central lines in boxes represent the median; top and bottom lines of boxes represent the interquartile range. Whisker lines represent the full range of the data within 1.5 x the interquartile range.

The S value associated with the legume crop was affected by *year* (Table 1). The highest S value was recorded in 2007 for the ST system (Fig. 1).

The D value associated with the cereal crop was affected by the interaction *year x tillage system.* However, the tillage system used did not affect the D value associated with the legume crop (Table 1, Fig. 2). The factor 'year' was found to be more important than the tillage system in determining S and D in legume crops and D and eD in the cereal crop (Table 1).

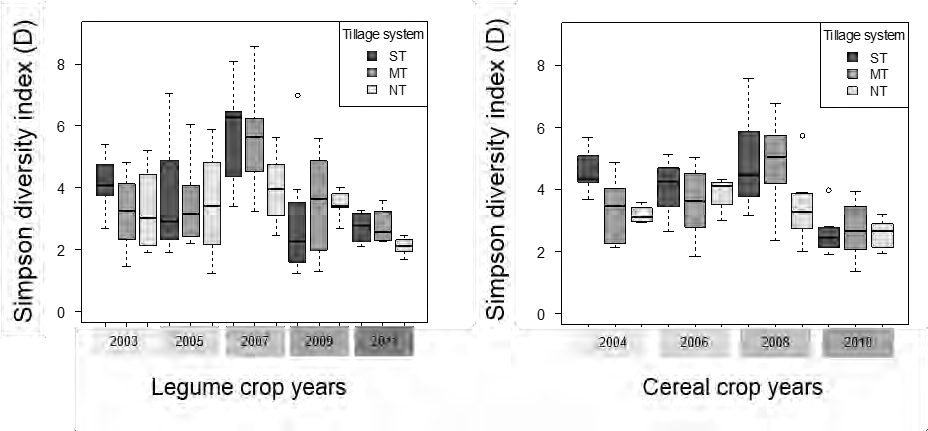


Figure 2. Simpson diversity index (D) observed for weed communities by year and tillage system systems (subsoil tillage (ST), minimum tillage (MT) and no tillage (NT)) observed along in a legume-cereal crop rotation over 9 years. Central lines in boxes represent the median; top and bottom lines of boxes represent the interquartile range. Whisker lines represent the full range of the data within 1.5 x the interquartile range.

Effects of year and tillage system on weed community composition

The weed community composition associated with the legume and cereal crops was significantly affected by year, tillage system and their interaction (Table 2). SIMPER showed *Papaver rhoeas*, *Descurainia sophia*, *Polygonum aviculare* and *Chenopodium album* to be responsible for >10% each of the difference in the effect of the tillage system on weed species composition (Table 3).

Table 2. PERMANOVA results for the effect of year and tillage system and their interaction, on weed community composition.

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
|  | Year | Tillage system | Year x tillage system |
| a) LEGUME CROP  df | 4 | 2 | 8 |
| Pseudo-F | 17.67\*\*\* | 4.19\*\*\* | 1.84\*\*\* |
| b) CEREAL CROP |  |  |  |
| df | 3 | 2 | 6 |
| Pseudo-F | 11.25\*\*\* | 3.86\*\*\* | 1.72\*\*\* |

df = degrees of freedom (\*P<0.05, \*\*P<0.01,\*\*\*P<0.001).

Table 3. Results of SIMPER analysis identifying the weed species primarily responsible for observed differences in community composition among the tillage systems (subsoil tillage (ST), minimum tillage (MT) and no tillage (NT)). The total contribution explained by the species listed is 99%.

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Species Code | % Contribution in Legume crop | | | % Contribution in Cereal crop | | |
| ST | MT | NT | ST | MT | NT |
| *Amaranthus blitoides* | 8.98 | 8.71 | 2.5 | 4.78 | 3.59 | 1.36 |
| *Anacyclus clavatus* | 5.24 | 6.18 | 4.52 | 5.82 | 6.85 | 3.42 |
| *Atriplex patula* | 1.89 | 1.61 | 0.35 | 1.22 | 1.45 |  |
| *Avena sterilis* | 1.46 | 2.96 | 5.28 |  |  | 2.7 |
| *Chenopodium album* | 15.24 | 18.38 | 10.82 | 14.95 | 17 | 10.91 |
| *Conyza canadensis* |  |  | 2.08 |  |  |  |
| *Descurainia sophia* | 15.36 | 11.35 | 23.06 | 15.16 | 14.31 | 22.27 |
| *Epilobium brachycarpum* |  |  | 0.53 |  |  |  |
| *Galium tricornutum* |  | 0.51 | 2.03 | 0.94 |  | 4.08 |
| *Lactuca serriola* | 1.9 | 1.54 | 1.37 | 2.86 | 1.66 | 0.92 |
| *Lamium amplexicaule* | 1.31 | 0.96 |  | 1.1 | 1.36 |  |
| *Lolium rigidum* | 7.77 | 9.89 |  | 5.15 | 3.88 |  |
| *Papaver hybridum* |  |  |  |  | 0.56 | 1.36 |
| *Papaver rhoeas* | 17.87 | 15.73 | 31.86 | 24.62 | 22.37 | 32.6 |
| *Polygonum aviculare* | 21.25 | 20.96 | 14.16 | 20.78 | 23.73 | 16.16 |
| *Veronica hederifolia* | 0.88 | 0.3 | 0.59 | 1.74 | 2.55 | 3.77 |

Effects of year and tillage system on crop yield

The effect of tillage system on yield was crop dependent (Table 1). The legume yield was not affected by the tillage system, but the cereal yield was affected by the interaction *year x tillage system*, with the highest and lowest yields both recorded for the NT system (Fig. 3).

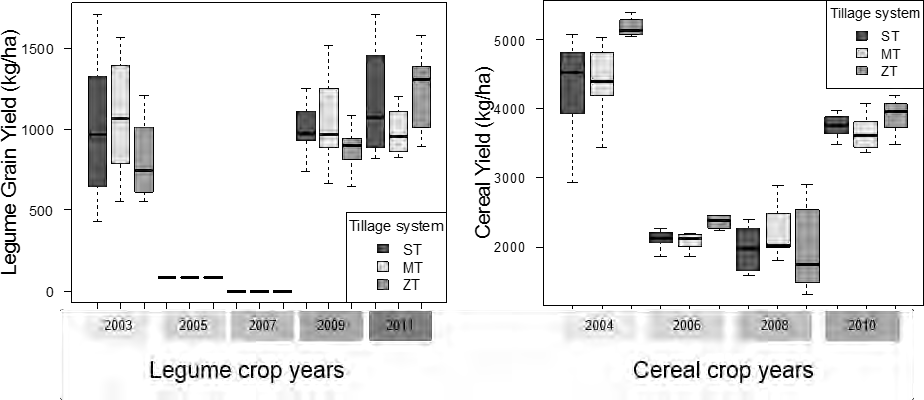


Figure 3. Effect of the interaction *year x tillage system* on crop yield (kg ha-1) observed along in a legume- cereal crop rotation over 9 years. Central lines in boxes represent the median; top and bottom lines of boxes represent the interquartile range. Whisker lines represent the full range of the data within 1.5 x the interquartile range.

The correlations between plant density, D, S and crop yield for each tillage system were also crop dependent (Appendix C). Plant density was positively related to cereal yield under ST and MT systems. S and D were negatively related to legume yield. For the cereal crop, yield showed no correlation with S under any tillage system, but higher D values were related to lower yields under the MT and NT systems. The same tendency was observed under the ST system.

##### Discussion

None of the studied tillage systems was consistently associated with a greater weed density, weed Richness (S), Simpson diversity (D), Simpson evenness (eD) or crop yield. Inter-annual variation (factor 'year') was the factor most significantly related to crop yield, weed abundance and diversity. However, the tillage system and its interaction with year did account for some variability. Tillage effects were greater in the cereal crop than in grain legumes. Weed community composition was significantly affected by the interaction *year x tillage system* in both crops, but no weed

composition could be unequivocally associated with any tillage system on its own. In cereals, NT registered the lowest richness values while diversity (D) was higher in ST.

Tillage and inter-annual variation explain arable weed community diversity and crop yield

Inter-annual variability interacts with the tillage system, shaping the weed community structure and determining crop growth and yield. 'Year', however, would appear to be more important than the tillage system used (Table 1). This might reflect differences in environmental conditions over the study period. Mean annual rainfall varied widely over the nine years (Appendix A). The amount of rain, plus its distribution over time, strongly influence seed germination (Blackshaw et al., 2001; Sánchez et al., 2014) and could explain differences both in weed abundance and in weed diversity due to (different) specific germination requirements. Similar results with respect to weed diversity were previously reported by other authors working in the same setting (Hernandez Plaza et al., 2011), and may perhaps be explained in the same way, i.e., the widely varying mean annual rainfall of Mediterranean steppeland (Sternberg et al., 2000; Luzuriaga et al., 2012; Pérez-Camacho et al., 2012; Carmona et al., 2015). The characteristic temporal heterogeneity of Mediterranean environmental conditions might therefore explain the differences between the results of short and long term studies (Dorado and López-Fando, 2006; Hernandez- Plaza et al., 2011).

Independent of the tillage system, higher legume and cereal yields were associated with a negative impact on weed diversity (D) and, in the case of the legume crop, weed richness (S). Increasing crop yields which reflect the intensification of crop production (Pretty and Bharucha, 2014) have been related to a reduction in the number of rare weed species across Europe (Storkey et al., 2012). Although, in other studies no-tillage has appeared as the most beneficial system in terms of yield increase and environmental conservation, the present results identify no tillage

system that consistently enhanced the yield of the study crops or better preserved potential weed-delivered ecosystems services.

Importance of tillage system in arable weed community assembly

The influence of the tillage system on weed community composition was greater than that which it exerted over weed abundance (density) and species diversity (S and D). However, weed community composition was also affected by the interaction *year x tillage system*, once again suggesting the importance of environmental inter-annual variation for weed community assembly.

Irrespective of the tillage system used, and in all years, the weed communities always contained the four species *Papaver rhoeas, Polygonum aviculare, Descurainia sophia* and *Chenopodium album*. These may therefore be considered “core” species in the present setting (Magurran and Henderson, 2003). All are characterized by their high colonization ability, a consequence of their copious seed production and their capacity to persist and grow alongside crop plants (Mohler, 2004). However, slight differences in the abundance of these core species were detected. For example, *P. aviculare* was consistently less abundant under the NT system. Similarly, Dorado and López Fando (2006) reported *P. aviculare* to be less abundant under NT than conventional tillage or MT management. This species has relatively large seeds, conferring upon it a higher risk of seed predation (Albrecht and Auerswald, 2009); if no ploughing of any kind is performed, the number of surviving seeds might be reduced.

Weed richness, however, was found to rely on the relative presence of the less abundant species in each system. For example, *Epilobium brachycarpum* and *Conyza canadensis* were only found under NT conditions. Both species have a high dispersion ability so they were probably present as seeds in all plots. However, only in the absence of any soil movement (as happening in NT system) did they germinate and become established, indicating a filter against them by the other two systems. It may

be that germination is hindered if they become slightly soil-covered by the non- inversion tillage systems (Nandula et al., 2006; Dauer, 2007).

The present results suggest that the filtering pressures exerted by each tillage system favour certain weed species over others, depending on their functional traits. They provide no evidence, however, to support the idea of Trichard et al. (2013) that monocotyledons and perennial species grow better under no-tillage condition. In the present work, the grass species *Avena sterilis* was associated with the NT system*,* whereas *Lolium rigidum* was linked to the MT and ST systems. The different soil physical conditions induced by each tillage system might affect the speed at which seeds become incorporated into the soil matrix. Seed functional attributes, such as self-burial in the case of *A. sterilis*, seed dormancy, and seed persistence in the soil (e.g., *L. rigidum* shows little seed persistence) may also play their part (Thompson et al., 1998; Albrecht and Auerswald, 2009). The slightly different effects of tillage system on weed communities might, however, translate into larger shifts in community composition in the long term (Marshall et al., 2003; Cirujeda et al., 2011).

Importance of crop type in arable weed community dynamics

As hypothesized, the effect of tillage on the weed community dynamics was greater when the cereal crop was present. From a functional viewpoint, legumes and cereals are completely different, and they will interact differently with the weed community (Hyvönen and Salonen, 2002). Cereals are more competitive and may act as a stronger biotic filter on weed community than do legume crops (Lutman et al., 1994; Blackshaw et al., 2002). In the present work, this was reflected in the reduced weed emergence observed in the legume crop years- the effect of the control exerted by the cereal crop in the previous season. Subsequently, legumes might permit an increase in seed production by less abundant weed species, which might contribute towards a refilling of the soil seed bank. Like fallow periods, the presence of legumes in rotation could play an important role in preventing the simplification of weed communities (Castro et al., 2016; Poggio, 2005). The present results suggest that the election of one or the

other tillage system may only have a minor effect on weed taxonomic diversity. Nevertheless a complete evaluation of the effects of tillage systems on weed diversity needs to take into account species growing in the intercropping period.

##### Concluding remarks

The present work shows that inter-annual environmental variability is the main driver behind changes in winter weed communities, with the tillage system and crop rotation modulating weed diversity to a lesser extent. Cereal-legume traditional rotation could enhance weed diversity in Mediterranean steppelands, helping to ensure the provision of ecosystems services.

The maintenance of arable plant diversity in crop fields is of particular importance in steppes where semi-natural areas (e.g., field boundaries) are scarce. In such agroecosystems, biodiversity conservation at the landscape scale becomes closely related to the crop rotation and to the associated arable weed community.

None of the studied tillage systems appeared consistently associated with higher weed community diversity values or higher crop yields in the medium term. Consequently none can be recommended over any other in terms of weed conservation or yield improvement.

Acknowledgments

The authors are very grateful to Andrés Bermejo and Noelia Rodríguez Mayoral for their valuable collaboration in weed surveys.

Funding

This work has been funded by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness funds (Projects AGL2002-04186-C03-01.03, AGL2007-65698-C03-01.03 and AGL2012-39929-C03-01).

##### References

Albrecht, H., Auerswald, K., 2009. Seed traits in arable weed seed banks and their relationship to land-use changes. Basic App. Ecology. 10, 516-524.

Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology. 26, 32–46.

Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. J. Statistical Softw. 67, 1-48. doi: 10.18637/jss.v067.i01

Blackshaw, R.E., Larney, F.J., Lindwall, C.W., Watson, P.R., Derksen, D.A., 2001. Tillage intensity and crop rotation affect weed community dynamics in a winter wheat cropping system. Canadian J. Plant Sci. 81, 805-813.

Blackshaw, R.R., O’Donovan, J.T., Harker, K.N., Li, X., 2002. Beyond herbicides: New approaches to managing weeds. ICESA

Castro, H., Barrico, L., Rodríguez-Echeverría, S., Freitas, H., 2016. Trends in plant and soil microbial diversity associated with Mediterranean extensive cereal-fallow rotation agro-ecosystems. Agric. Ecosyst. Environ. 217, 33-40.

Carmona, C.P., Mason, N.W.H., Azcárate, F.M.; Peco, B., 2015. Inter-annual fluctuations in rainfall shift the functional structure of Mediterranean grasslands across gradients of productivity and disturbance. J. Vegetation Sci. 26, 538-551.

Cirujeda, A., Aibar, J., Zaragoza, C., 2011. Remarkable changes of weed species in Spanish cereal fields from 1976 to 2007. Agronomy Sust. Developm. 31, 675-688.

Clarke, K., Gorley, R., 2006. Primer V6: User Manual Tutorial Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research. Primer-E Limited, Plymouth.

Colbach, N., Busset, H., Roger-Estrade, J., Caneill, J., 2014. Predictive modeling of weed seed movement in response to superficial tillage tools. Soil Till. Res. 138, 1-8.

Dauer, J.T., Mortensen, D.A., Vangessel, M.J., 2007. Temporal and spatial dynamics of long- distance *Conyza canadensis* seed dispersal. J. App. Ecol. 44, 105-114.

Dorado, J., López-Fando, C., 2006. The effect of tillage system and use of a paraplow on weed flora in a semiarid soil from central Spain. Weed Res. 46, 424-431.

Eslami, S.V., 2014. Weed Management in Conservation Agriculture Systems. In Recent Advances in Weed Management, Chauhan, B., Mahajan Ed. 87-124.

ESYRCE. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos de España. [http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-](http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/espana2015web_tcm7-401244.pdf)

[agrarias/espana2015web\_tcm7-401244.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/espana2015web_tcm7-401244.pdf) (accessed 01.02.2016)

FAOstat, Production-Crops, 2014. <http://faostat3.fao.org/download/Q/QC/S> (accessed 01.02.2016)

Forcella, F., Benech Arnold, R., Sánchez, R., Ghersa, C.M., 2000. Modeling seedling emergence.

Field Crop Res. 67, 123-139.

Fried, G., Norton, L.R., Reboud, X., 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. Agric. Ecosyst. Environ. 128, 68-76.

González-Sánchez, E.J., Veroz-González, O., Blanco-Roldan, G.L., Márquez-García, F., Carbonell- Bojollo, R., 2015. A renewed of conservation agriculture and its evolution over the last decade in Spain. Soil Till. Res. 146, 204-212.

Gronle, A., Lux, G., Böhm, H., Schimdtke, K., Wild, M., Demmel, M., Bradhuber, R., Wilbois, K.P., Heβ, J., 2015. Effect of ploughing depth and mechanical soil loading on soil physical properties, weed infestation, yield performance and grain quality in sole and intercrops of pea and oat in organic farming. Soil Till. Res. 148, 59-73.

Henneron, L., Bernard, L., Hedde, M., Pelosi, C., Villenave, C., Chenu, C., Bertrand, M., Girardin, C., Blanchart, E., 2015. Fourteen years of evidence for positive effects of conservation agriculture and organic farming on soil life. Agron. Sustain. Dev. 35, 169-181.

Hernández-Plaza, E., Kozak, M., Navarrete, L., González-Andújar, J.L., 2011. Tillage system did not affect weed diversity in a 23-year experiment in Mediterranean dryland. Agric. Ecosyst. Environ. 140, 102-105.

Hernández-Plaza, E., Navarrete, L., González-Andújar, J.L., 2015. Intensity of soil disturbance shapes response trait diversity of weed communities: The long-term effects of different tillage systems. Agric. Ecosyst. Environ. 207, 101-108.

Hobbs, P.R., Sayre, K., Gupta, R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. Phil. Trans. R. Soc. B. 363, 543-555.

Hyvönenen, T., Salonen, J., 2002. Weed species diversity and community composition in cropping practices at two intensity levels- a six-year experiment. Plant Ecology. 154, 73-81.

Isaacs, R., Tuell, J., Fiedler, A., Gardiner, M., Landis, D., 2009. Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants Front Ecol. Environ. 7, 196–203, doi:10.1890/080035

Légère, A., Stevenson, F.C., Benoit, D.L., 2005. Diversity and assembly of weed communities contrasting responses across cropping systems. Weed Res. 45, 303-315.

Légère, A., Stevenson, F.C., Benoit, D.L., 2011. The selective memory of weed seedbanks after 18 years of conservation tillage. Weed Res. 59, 98-106.

Lutman, J.W., Dixon, L., Risiott, R., 1994. The response of four spring-sown combinable arable crops to weed competition. Weed Res. 34, 137-146

Luzuriaga, A. L.; Sánchez, A. M.; Maestre, F. T.; Escudero, A., 2012. Assemblage of a semi-arid annual plant community: Abiotic and biotic filters act hierarchically. PLoS ONE 7: e41270.

Magurran, A.E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science, Oxford.

Magurran, A.E., Henderson, P., 2003. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. Nature. 422, 714-716.

Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R., Ward, L.K. , 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. Weed Res. 43, 77- 89.

Mohler, C., 2004. Weed life history: indentifying vulnerabilities. In Ecological Management of Agricultural Weeds. Liebman, M., Mohler, C., Staver, C. Eds.

Moonen, A.C., Bàrberi, P., 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. Agric.

Ecosyst. Environ. 127, 7-21.

Morris, N.L., Miller, P.C.H., Orson, J.H., Froud-Williams, R.J., 2010. The adoption of non- inversion tillage systems in the United Kingdom and the agronomic impact on soil, crops and the environment- A review. Soil Till. Res. 108, 1-15.

Murphy, C.E., Lemerle, D., 2006. Continuous cropping systems and weed selection. Euphytica.

148, 61-73.

Nandula, V., Eubank, T.W., Poston, D., Koger, C., Peddy, K.N., 2006. Factors affecting germination of horseweed (Conyza canadensis). Weed S.54, 898-902.

Neve, P., Vila-Aiub, M., Roux, F., 2009. Evolutionary-thinking in agricultural weed management.

New Phytologist. 184, 783-793.

Nichols, V., Verhulst, N., Cox, R., Govaerts, B., 2015. Weed dynamics and conservation agriculture principles: A review. Field Crop Res. 183, 56-68.

Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerk, F., Gatere, L., 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. Agric. Ecosyst. Environ. 187, 87-105.

Pérez-Camacho, L., Rebollo, S., Hernández-Santana, V., García-Salgado, G., Pavón-García, J., Gómez-Sal, A., 2012. Plant functional trait responses to interanual rainfall variability, summer drought and seasonal grazing in Mediterranean herbaceous communities. Functional Ecology. 26, 740-749.

Poggio, S.L., 2005. Structure of weed communities occurring in monoculture and intercropping of field pea and barley. Agric. Ecosyst. Environ. 109, 48-58.

Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. Phil. Trans. R. Soc. B 365, 2959-2971.

Pretty, J., Bharucha, Z.P., 2014. Sustainable intensification in agricultural systems. Ann. Bot.

114, 1571-1596.

R Development Core Team, 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. http//[www.R-project.org/.](http://www.R-project.org/)

Sánchez, A.M., Luzuriaga, A.L., Peralta, A.L., Escudero, A., 2014. Environmental control of germination in semi-arid Mediterranean systems: the case of annuals on gypsum soils. Seed Sci. Res. 24, 247-256. Doi: 10.1017/S0960258514000154

Sans, F.X., Berner, A., Armengot, L., Mäder, R., 2011. Tillage effects on weed communities in an organic winter wheat-sunflower-spelt cropping sequence. Weed Res. 51, 413-421.

Seifert, C., Leuschener, C., Culmsee, H., 2015. Arable plant diversity on conventional cropland. The role of crop species, management and environment. Agric. Ecosyst. Environ. 213, 151-163.

Singh, M., Bhullar, M.S., Chauhan, B.S., 2015. Influence of tillage, cover cropping, and herbicides on weeds and productivity of dry direct-seeded rice. Soil Till. Res. 147, 39- 49.

Sternberg, M., Gutman, M., Perevolotsky, A., Ungar, E.D., Kigel, J., 2000. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. J. Appl. Ecol 37, 224–237.

Stoate, C., Boatman, N.D., Boralho, R.J., Rio Carvalho, C., de Snoo, G.R., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. J. Environ. Manag. 63, 337-365.

Storkey, J., Meyer, S., Still, K.S., Leuschner, C., 2012. The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. Proc. R. Soc. B. 279, 1421-1429.

Storkey, J., Westbury, D., 2007. Managing arable weeds for biodiversity. Pest Manag. Sci. 63, 517-523.

Thompson, K., Bakker, J., Bekker, R., Hodgson, J., 1998. Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. J. Ecology. 86, 163-169.

Trichard, A., Alignier, A., Chauvel, B., Petit, S., 2013. Identification of weed community traits response to conservation agriculture. Agr. Ecosyst. Env. 179, 179-186.

Ulber, l., Steinmann, H.H., Klimek, S., Isselstein, J., 2009. An on farm approach to investigate the impact of diversified crop rotations on weed species richness and composition in winter wheat. Weed Res. 49, 534-543.

Appendix A.

**a**

160

140

120

100

80

60

40

20

0

Oct

Nov

Dec

Jan

Feb

Mar

Apr

May Jun

Jul

Aug

Sep

2002/2003 2004/2005 2006/2007 2008/2009 2010/2011

160

**b**

140

120

100

80

60

40

20

0

Oct

Nov

Dec

Jan Feb Mar Apr May Jun

2003/2004 2005/2006 2007/2008 2009/2010

Jul

Aug

Sep

**Precipitation (mm)**

Mean monthly precipitation over the study period: a) years with the legume crop, b) years with the cereal crop.

**Precipitation (mm)**

Appendix B.

Densities of arable weed species over the nine-year study period, with respect to tillage system.

Tillage System (Plant m-2±SD)

SPECIES

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
|  | | tillage |  |
| *Adonis flammea* Jacq. | 0.00±0.00 | 0.01±0.12 | 0.00±0.00 |
| *Amaranthus blitoides* S.Watson | 6.51±15.83 | 11.25±32.34 | 4.48±16.58 |
| *Anacyclus clavatus* (Desf.) Pers. | 2.82±4.12 | 3.53±5.39 | 2.25±3.30 |
| *Asperugo procumbens* L | 0.10±0.35 | 0.07±0.50 | 0.02±0.13 |
| *Atriplex patula* L. | 0.79±1.55 | 0.91±1.66 | 1.27±5.13 |
| *Avena sterilis* L. | 0.44±1.01 | 0.57±1.19 | 4.52±13.09 |
| *Bromus diandrus* Roth | 0.04±0.21 | 0.07±0.31 | 0.00±0.00 |
| *Buglossoides arvensis* (L.) I.M.. Johnst. | 0.00±0.00 | 0.00±0.00 | 0.02±0.13 |
| *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik. | 0.04±0.21 | 0.25±0.92 | 0.23±1.16 |
| *Cardaria draba* (L.) Desv. | 0.13±0.54 | 0.37±1.42 | 0.29±1.51 |
| *Cardus* sp. | 0.01±0.12 | 0.00±0.00 | 0.00±0.00 |
| *Convolvulus arvensis* L. | 0.03±0.17 | 0.01±0.12 | 0.07±0.42 |
| *Conyza canadensis* (L.) Cronq. | 0.03±0.24 | 0.04±0.21 | 0.30±0.83 |
| *Chenopodium album* L. | 9.18±12.98 | 15.00±21.87 | 11.07±19.80 |
| *Descurainia sophia* (L.) Webb. ex Prantl | 7.51±8.41 | 6.21±6.07 | 13.39±14.34 |
| *Dittrichia viscosa* (L.) Greuter | 0.00±0.00 | 0.01±0.12 | 0.00±0.00 |
| *Epilobium brachycarpum* C. Presl, | 0.04±0.36 | 0.01±0.12 | 0.11±0.41 |
| *Fallopia convolvulus* (L.) Á. Löve | 0.03±0.24 | 0.01±0.12 | 0.00±0.00 |
| *Fumaria officinalis* L. | 0.06±0.24 | 0.16±0.59 | 0.02±0.13 |
| *Galium tricornutum* Dandy | 0.85±3.57 | 0.13±0.38 | 4.61±10.67 |
| *Heliotropium europaeum* L. | 0.01±0.12 | 0.00±0.00 | 0.00±0.00 |
| *Helminthotheca echioides* ( L.) Holub | 0.01±0.12 | 0.01±0.12 | 0.00±0.00 |
| *Hordeum murinum* L. | 0.16±0.78 | 0.37±1.88 | 0.02±0.13 |
| *Hypecoum imberbe* Sm. | 0.24±0.95 | 0.04±0.21 | 0.02±0.13 |
| *Lactuca serriola* L. | 0.84±1.44 | 0.85±1.40 | 0.55±0.97 |
| *Lamium amplexicaule* L. | 0.56±0.92 | 0.60±1.12 | 0.27±0.80 |
| *Lolium rigidum* Gaudin | 2.90±5.47 | 4.66±12.54 | 0.16±0.42 |
| *Malva sylvestris* L. | 0.01±0.12 | 0.00±0.00 | 0.00±0.00 |
| *Papaver hybridum* L. | 0.06±0.24 | 0.22±0.77 | 0.79±2.56 |
| *Papaver rhoeas* L. | 9.60±7.55 | 12.41±10.44 | 28.88±22.17 |
| *Phalaris minor* Retz. | 1.79±6.84 | 0.40±1.19 | 0.00±0.00 |
| *Polygonum aviculare* L. | 15.90±27.89 | 20.71±25.47 | 11.54±15.73 |
| *Salsola kali* L. | 0.01±0.12 | 0.00±0.00 | 0.00±0.00 |
| *Scorzonera laciniata* L. | 0.03±0.17 | 0.01±0.12 | 0.00±0.00 |
| *Senecio vulgaris* L. | 0.04±0.21 | 0.03±0.17 | 0.00±0.00 |
| *Sisymbrium irio* L. | 0.03±0.17 | 0.00±0.00 | 0.02±0.13 |
| *Sonchus asper* (L.) Hill | 0.01±0.12 | 0.00±0.00 | 0.00±0.00 |
| *Sonchus oleraceus* L. | 0.07±0.31 | 0.13±0.52 | 0.02±0.13 |
| *Trigonella polyceratia* L. | 0.00±0.00 | 0.06±0.24 | 0.00±0.00 |
| *Urtica urens* L. | 0.00±0.00 | 0.00±0.00 | 0.07±0.32 |
| *Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert. | 0.00±0.00 | 0.00±0.00 | 0.02±0.13 |
| *Veronica hederifolia* L. | 0.71±1.72 | 0.68±1.38 | 0.89±1.37 |
| Total | 61.7±44.2 | 79.8±57.2 | 85.9±41.6 |

Subsoil tillage Minimum

No-tillage

Appendix C.

Relationship between crop yield, and weed density, richness (S), and Simpson diversity index (D) in each tillage system.

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | | ST |  | MT |  | NT |
|  | r | P value | r | P value | r | P value |
| Legume crop |  |  |  |  |  |  |
| relationships |  |  |  |  |  |  |
| Yield/Weed | 0.11 | 0.513 | -0.09 | 0.600 | -0.24 | 0.188 |
| density |  |  |  |  |  |  |
| Yield/S | -0.37 | 0.026\* | -0.37 | 0.026\* | -0.26 | 0.151 |
| Yield/D | -0.38 | 0.023\* | -0.39 | 0.020\* | -0.61 | 0.000\*\*\* |
| Cereal crop relationships |  |  |  |  |  |  |
| Yield/Weed | 0.37 | 0.033\* | 0.43 | 0.012\* | 0.03 | 0.887 |
| density |  |  |  |  |  |  |
| Yield/S | -0.03 | 0.834 | 0.05 | 0.762 | 0.02 | 0.932 |
| Yield/D | -0.25 | 0.155 | -0.47 | 0.006\*\* | -0.45 | 0.021\* |

r = Spearman’s correlation coefficient and P value (\*P<0.05, \*\*P<0.01,\*\*\*P<0.001).

# CAPÍTULO 5

### Climate and tillage system drive weed communities’ functional diversity in a Mediterranean cereal-legume

rotation



Abstract

The first step to develop an environmentally sound weed management is to know how weed communities respond to environmental drivers. Among these, climate and management practices are probably the more determinant factors for annual plants community assembly. In this framework, a trait based approach may be useful to assess weed community responses and the processes behind them. Here, we focused on three non-inversion tillage practices which differently affect soil conditions and the vertical distribution of weed seeds. We also took into account the climate variability across years. We specifically asked whether the type of non-inversion tillage system and the annual variability in climatic conditions explain the differences in the functional structure of weed communities. To assess this question we conducted a nine yearlong field experiment in which three non-inversion tillage systems were compared: subsoil tillage, minimum tillage and no-tillage. We characterized the functional structure of weed communities by first obtaining data on three resource acquisition traits (specific leaf area, plant height and growth habit) and five regenerative traits (seed weight, longevity index, dispersal structures, seed cover and emergence time). Then, we computed the community weighted mean (CWM) and the mean pairwise distance (MPD) of each trait as well as a multi trait MPD index. Climate annual conditions were characterized based on autumn-winter precipitation, average temperature and number of frost days. We found that tillage systems and climatic factors mainly sorted weed species according to their emergence time and seed weight. Weed communities from no-tillage plots were characterized by having an earlier emergence and seeds without pericarp. Regarding climatic conditions, we found that warmer and rainier autumn-winter conditions were related to lower functional diversity of regenerative traits and higher diversity in terms of resource acquisition traits. Our results highlight that factors affecting seedling emergence as well as traits related to these processes are critical during weed community assemblage. Our results also showed that none of the compared tillage systems was clearly outstanding in terms of functional diversity, but that each system benefited

certain functional design. Furthermore, the relative importance of these management practices to drive weed functional structure was clearly lower than the effects of climatic inter-annual fluctuations.

Key words: non-inversion tillage systems; Mediterranean climate; weed functional diversity; trait-based approach; dryland crop rotation.

##### Introduction

Management practices may act as anthropogenic drivers of change on weed communities, and together with other abiotic drivers such as climatic factors, could determine the functional structure of weed communities (Garnier and Navas, 2012). The relative abundance of each weed species in a community could be explained, in a large part, by the adequacy of its attributes to the environmental conditions. In this manner, the effect of abiotic factors on weed communities will be reflected both on the variability of the trait values (functional diversity) as well as on the average value of each trait at the community level. Thus, a trait-based approach can be a useful tool to identify the response of weed communities to the environment as well as to explain the link between weed species and the agroecosystem services (De Bello et al. 2010; Navas, 2012; Bàrberi et al., 2017).

Tillage has been traditionally used to reduce weed populations (Chauhan et al., 2006). In the context of soil conservation for a sustainable agriculture, non-inversion tillage practices have been developed to reduce the negative effects of conventional tillage on the soil structure, which is based on the use of a mouldboard plough that turns the soil over (Hobbs et al., 2008).

Non-inversion tillage practices, in a broad sense, include minimum tillage systems that use different farming implements (e.g. chisel plough, paraplow or cultivator) as well as no-tillage practices (that do not till the soil but use herbicides prior sowing). The use of one or another of these alternative tillage systems may result on differences

on several soil conditions [e.g.: soil moisture and oxygen content or soil organic carbon (Hernanz et al., 2009; Hobbs et al., 2008)], as well as on the vertical distribution of the weed seeds (Colbach et al., 2014). Differences in the vertical placement of weed seeds affect their germination by imposing or releasing them from dormancy according to the species light requirements (Milberg et al., 2000, Batlla and Benech-Arnold, 2014). Changes on soil conditions could also affect seed germination, increasing or limiting seed water absorption (Mohler, 1993), and the subsequent plant growth by determining the distribution and availability of nutrients (Heenan et al., 2004). On the other hand, no-tillage do not disturb the soil physical structure but it is related to the application of pre-emergence and non-selective herbicides that affect a wide range of weed species (Gulden et al., 2010).

Hence, each of the non-inversion tillage practices determine species assembly in a different way which may result in weed communities differing in species composition (Alarcón et al., 2018). As observed in other Mediterranean annual communities (Peralta et al. 2019; Carmona et al., 2014), the shifts in community composition can be related to trait based species sorting processes. In the case of weeds, tillage practices could differentially favor weed traits related to seed survival, germination and seedling emergence (Gaba et al., 2017). Previous studies have related species with small and numerous seeds to no tillage (Hernández-Plaza et al., 2015), while bigger seeds and a late flowering phenology have been related to conventional tillage (Armengot et al., 2016). Alternatively, other studies comparing tillage systems have found that small seeded and early flowering species increased their presence under deeper ploughing practices (Fried et al., 2012).

Additionally to management practices, in Mediterranean areas the high inter-annual climatic variability operates as an important abiotic driver affecting the functional structure of plant communities, especially on drylands (Chollet at al., 2014; Carmona et al. 2014). Temperature and precipitation could be the main constraints for the germination of non-dormant seeds (Sánchez et al., 2014), depending of their base

temperature and their water potential. In turn, an early emergence determine the success of weed species by enhancing competitive ability with neighbours (Forcella et al., 2000). Additionally, frost frequency and intensity have been described as an important climatic driver for winter annuals under continental Mediterranean conditions (Pescador et al. 2018).

In this work, we used a trait-based approach to explore the effects of three different non-inversion tillage systems and of climatic conditions on the functional structure of weed communities. A long term experiment established a gradient of soil disturbance related to the depth of ploughing: from a 30 cm deep tillage, followed by 15 cm, to no-tillage. We have used data from nine years of this long term experiment in which a grain legume-cereal rotation was cropped under Mediterranean conditions.

Our general objective was to assess whether previously observed changes in species composition among these tillage systems (Alarcón et al., 2018) were related to functional differences. We hypothesize that changes in species composition among tillage systems are not random. On the contrary, we argue that they might be related to the trait syndrome of weeds in relation to regeneration and resource acquisition strategies. At the same time, and given the highly variable nature of climate in Mediterranean systems, we also examine the effect of climatic variability on the functional structure of weed communities. A nine-year dataset allow us to separate the effect of climate from that of the tillage system and to analyze to what extent consistent effects appear in the medium term.

Two aspects of the functional structure of weed communities were considered: The distinct attributes in the community, described by the community weighted mean of different traits (CWM), and the functional diversity as the variability of trait values in the community (MPD), (Garnier et al., 2016). We worked with these two aspects of the functional structure of weed communities to disentangle whether the type of tillage system and the climatic factors affected the average value of functional traits (CWM) and/or their functional divergence in the communities (functional diversity).

Changes in the CWM would identify those trait syndrome increasing the probability of weeds to become part of the community under a certain climatic or tilling scenario. Meanwhile, a reduction in the functional divergence of some of the studied traits would allow the identification of functional designs excluded from a particular environmental scenario.

Regarding the considered traits, we expanded previous works, which mainly studied the effects of tillage systems on resource acquisition traits, by focusing on traits related to weed dispersion and germination. We did that conscious of the importance of germination and establishment for annual species performance (Donohue et al., 2010; Jiménez-Alfaro et al. 2016). Furthermore, tillage systems mainly differ regarding the vertical distribution of seeds in the soil (Hernández-Plaza et al., 2015; Marshall and Brain, 1999; Spokas et al., 2007) and the soil physical properties. We hypothesized that regenerative traits, including those related to seed and fruit morphology (Gardarin and Colbach, 2015), could be the most affected by these differences.

##### Materials and methods

Experimental site and field trial

Data for the present work were obtained from a long term experiment in which three types of tillage systems were compared within a cereal-legume rotation system: subsoil tillage (ST), minimum tillage (MT) and no-tillage with herbicide prior to sowing (NT). Surveys were carried out during nine years (October 2002- June 2011). The study site was located at the El Encín Experimental Station (40°57.31’N; 3°17’W, altitude 610 m) in Alcalá de Henares, Madrid, Spain. The soil is an Alfisol Xeralf with a loam texture (pH 7.8, 1.2% organic matter). The average annual temperature for the study period was 13.4°C with an annual precipitation of 444±116 mm.

The experiment consisted on 24 plots (10 m x 40 m) among which the three tillage systems were randomly assigned (8 plots per treatment). ST involved at least one subsoil ploughing operation to a depth of 30 cm; MT involved a primary cultivation

with a chisel plough to a depth of 15 cm. Both MT and ST were followed by a secondary superficial tillage with a field cultivator. NT involved the application of glyphosate© (0.9 L a.i. ha-1) 4-6 days prior to crop sowing, with no other disturbance of soil. A more detailed description of the experiment can be found in Alarcón et al. (2018).

Crops included in the rotation involve two alternative grain legumes, pea (*Pisum sativum* L.) in 2002, 2004 and 2006 and vetch (*Vicia sativa* L.) in 2008 and 2010, and wheat (*Triticum aestivum* L.) in 2003, 2005, 2007, 2009 and 2011. The crops were sowed using a multi-purpose direct-drill with a 17 cm row spacing. Prior to the establishment of the experiment the field had also been cropped with a winter legume-cereal rotation, and conventional tilling (mouldboard plow) had been used to manage weed populations.

Sowing dates for legumes ranged from October 26th to January 29th. Fertilizers were applied at sowing time (14 kg N, 14 kg P, 14 kg K ha-1) and post emergence herbicides [diclofop-methyl 36%, 3 L active ingredient (a.i) ha-1] were applied during vegetative growth. The time of sowing for the cereal ranged from November 29th to January 16th. Fertilizers were applied at sowing (30 kg N, 30 kg P, 30 kg K ha-1) and mid-tillering (53 kg N ha-1). Post emergence herbicide (0.2 kg a.i. ha-1 ioxynil + 0.2 kg a.i. ha-1 bromoxynil

+ 1.012 kg a.i. ha-1 mecoprop) was applied at the tillering stage.

Climatic conditions during the study period

The climatic conditions of the period were characterized by the precipitation (P), the average temperature (tm) and the number of days with frost (F). We focused on the early crop season using data ranging from crop sowing to weed survey in each year. We obtained precipitation, as the sum of precipitations during the period, and average temperature as: tm= ∑ni=1(Ti + ti)/2n. Where Ti is the daily maximum temperature, ti is the daily minimum temperature and n is the number of days for the period. We also counted the days with frost based on daily minimum temperature (Appendix A). Data were collected from a meteorological station located at the experimental site.

Weed sampling

Weed species abundance (the number of individuals per species) was recorded every year, in 10 quadrats (30 cm x 33 cm) per plot at the stem elongation stage in the legume crop and at early tillering for the cereal crop (i.e. the number of days since sowing varies from year to year; Table A1, Appendix A). At this time weeds were mostly at a seedling stage. Sampling quadrats were located along an M-shaped itinerary, always at least 2 m away from the plot borders and 7 m away from each other. Data from the ten quadrats were pooled to obtain species density at the plot scale and to compute the functional diversity metrics.

Weed response traits

Weed species were characterized by eight traits: specific leaf area (SLA), plant height at maturity (PH), growth habit (GH), seed weight (SW), seed longevity index (LI), dispersal structures (DS), seed cover (SC) and emergence time (ET) (Table 1, Appendix B). These are phenological traits as well as traits linked to plant resource acquisition, dispersal and regeneration strategies (Shipley et al., 2016; Westoby, 1998). In a wide sense we considered SLA, PH and GH as resource acquisition traits and SW, LI, DS, SC and ET as regenerative traits. Data on traits were obtained measuring 10 plants per species from a nearby fallow area. When plants were not available for these measurements, data were obtained from the literature and from public databases (i.e. data on SLA and plant height for three species and on seed weight for six species; Appendix B for data and sources) (Blanca et al., 2011; Castroviejo, 1986-2012; Kleyer, et al., 2008 and Royal Botanic Gardens Kew, 2015).

For each species, specific leaf area (mm2mg-1) and plant height (maximum height of plant at maturity in cm) were measured using standardized protocols (Pérez- Harguindeguy et al., 2013). Seed weight is the air-dried seed weight (mg) of three pools of 1000 seeds. Seed longevity index was calculated as the ratio of the number of published records that classify the species as persistent to the number of all published records for the species (recording the species as either persistent or

transient): [LI= (C2+C3)/(C1+C2+C3)] (Thompson et al., 1998), where C1 is the number of records that classified the species as with seeds persisting less than one year in the soil seed bank, C2 is the number of records where the species is classified as short-term persistent (seeds persisting between one and five years in the soil seed bank) and C3 is the number of records where the species is classified as long-term persistent (seeds living at least 5 years in the soil seed bank). Data on seed persistence were obtained from LEDA trait data base (Kleyer et al., 2008). LI can take any value from 0, when all records are transient, to 1, when all records are persistent.

Table 1. Weed functional traits used in community characterization.

Plant Trait Trait Characteristics Data from Species Function

Specific Leaf Area (SLA)

Quantitative (mm2 mg-1) Own measurements and data from LEDA (Kleyer et al., 2008).

Resource acquisition ( water uptake strategy, stress tolerance)

Plant Height (PH)

Maximum plant height at maturity. Quantitative (cm)

Own measurements and data from Flora Ibérica

(Castroviejo, 1986-2012).

Resource acquisition (competition ability)

Growth Habit (GH)

Qualitative.

Rosulate, climbing or erect.

Own criteria Resource acquisition, (competition ability)

Seed Weight (SW)

Air-dried seed weight. Quantitative (mg seed-1)

Own measurements and data from SID database (Flynn et al., 2004).

Regeneration

Seed Longevity Index (LI)

Quantitative. Values ranging from 0 (all records transient) to 1 (all records

persistent).

Computed following

Thompson et al. (1998). Dormancy values from

LEDA (Kleyer et al., 2008)

Regeneration

Dispersal

structures (DS)

Qualitative. With/Without dispersal structures.

Own criteria from observation

Regeneration

Seed cover (SC)

Qualitative. Seeds with/without pericarp.

Flora Ibérica (Castroviejo 1986-2012); Flora de

Andalucía Oriental

(Blanca et al., 2011).

Regeneration

Emergence time (ET)

Quantitative. Month of onset of emergence: 1=January, 2=February, 3=March, 4=April

Own data and expert advice (From Dr.

Fernando Bastida)

Regeneration

Trait based measures

Community weighted means (CWM) were computed as a measure of the mean value of a trait in the weed community observed in each quadrat. CWM of growth habit, dispersal structures and seed cover were calculated as qualitative variables. We have computed the abundance of each class. This is, the frequency of each level of the trait. Then, we have used one class as the reference level for the analyses: “rosulate” for growth habit, "with dispersal structures" for dispersal structure and "with pericarp" for seed cover. Mean pairwise distance (MPD) was used as a measure of the weed functional diversity in the communities. MPD was calculated independently for each response trait and also together for the set of functional traits studied (as a multitrait index). The Gower distance can accommodate quantitative and qualitative traits and it was used to compute the MPD of each trait and the multitrait MPD. An abundance- weighted form of MPD was computed using the function “melodic” from the “picante” package in R (De Bello, et al, 2016). MPD explains how closely related are the average pair of species in a community, measuring the expected dissimilarity between a pair of species randomly selected from the community without replacement. CWM and MPD were computed using functions from the “FD” library (Laliberté and Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014) in R (R Development Core Team, 2015).

A total of 27 trait values out of 336 were lacked (8.04%). SLA was measured in 38 species (out of the 42 recorded during the study), plant height in 39 and seed weight in 36 species. These values correspond to more than 98% of the abundance present in the experiment. The seed longevity index was computed for more than 83% of the species (29 species). Those species lacking information on SLA, plant height, seed weight and longevity index were excluded from the calculations of the trait-based indices. Values for the rest of the traits (growth habit, dispersal structures, seed cover and emergence time) were obtained for all the species in the experiment. (Appendix B).

Statistical analyses

All analyses were performed under the R environment (R Development Core Team, 2019). The effects of tillage system and of climatic conditions (P, tm and F) on the CWM of SLA, plant height, seed weight and emergence time were analysed using linear mixed effects models fitted using the lmer function from the lme4 package (Bates et al., 2015). The effects of tillage system and of climatic conditions on the CWM of growth habit, seed longevity index, dispersal structures and seed cover and the MPD for each trait, as well as, on the multitrait MPD, were analysed using generalized linear mixed models with a beta error distribution and a logit link function. These models were fitted using the glmmTMB function from the glmmTMB package (Brooks et al., 2017). In all cases year nested in crop, and plot were included as random factors in the models. Plot was considered a repeated measure factor. Type of crop was also included as fixed factor. We transformed data with log 10 in CWM of seed weight to meet these assumptions. Anova test (type III) were used to evaluate the statistical significance of the fixed terms using the car package (Fox and Weisberg, 2011). In cases where the tillage system had an effect, Tukey tests were computed, on the full model, to test for differences between systems using the ‘glht’ function from the multcomp package (Hothorn et al., 2008).

Marginal and conditional R2 were calculated as indicators of the variability explained by the fixed factors and by the whole model, respectively (Nakagawa and Schilzeth, 2013) in CWM of SLA, plant height, seed weight and emergence time.

##### Results

A total of 42 weed species were recorded during the nine years. The most abundant species were *Papaver rhoeas, Polygonum aviculare, Descurainia sophia, Chenopodium album* and *Anacyclus clavatus,* representing the 55 % of the relative abundance (Appendix B). The species registered shown contrasting traits values. *P. rhoeas* had the highest value of SLA (32 mm2mg-1) whereas *Carduus bourgeanus* had the lowest (10 mm2mg-1). Plant height took values between 25 cm (*Buglossoides arvensis)* and 138

cm (*Conyza canadensis).* Seed weight was between 0.08 mg in *P. rhoeas* and 25 mg in *Avena sterilis*. Seed longevity index varied between 0 in *Galium tricornutum* and 1 in *Vaccaria hispanica*. Frequencies of different growth habits were distributed among 37 % of rosulates, 34% of climbing and 29% of erect species. Most species have not dispersal structures (98%) and presented seeds with pericarp (54%). Most species emerged in January (54%), March (32 %) or April (17 %).

Precipitation, average temperature and number of frost days ranged from 44 mm to 324 mm, 3.2º C to 9º C and 25 to 82 days, respectively, during the crop sowing to weed survey period (Appendix A).

Effects of tillage system and climate on community mean trait values

In CWM models the variance explained (R2 marginal values) by the fixed factors in quantitative variables (SLA, plant height, seed weight, emergence time) took values between 0.14 and 0.35 (Table 2). Tillage system and climatic factors had an effect on the CWM of plant height, seed weight, seed cover and emergence time (Table 2, Fig. 1 and Fig. 2). Weed communities from NT plots had a lower abundance of species with seeds with pericarp, and MT plots had the highest value of CWMET, indicating a later emergence time (Fig.1). Regarding climatic conditions, years with higher precipitation were characterized by weed communities with lower seed weight (lower CWMsw), and lower proportion of seeds with pericarp. In addition, higher temperature was related to a decrease in CWMPH (Fig. 2).

Effects of tillage system and climate on weed functional diversity

The functional diversity of weed communities in terms of growth habit (MPDGH), seed weight (MPDSW), seed longevity index (MPDLI) and emergence time (MPDET) differed between tillage systems. Although NT had the highest functional diversity in terms of growth habit, seed weight and longevity index (highest values of MPDGH, MPDSW and MPDLI), in the case of MPDGH it did not statistically differ from MT. Furthermore, NT had the lowest functional diversity in terms of emergence time and it did not statistically differ from ST. (Table 3, Fig. 3).

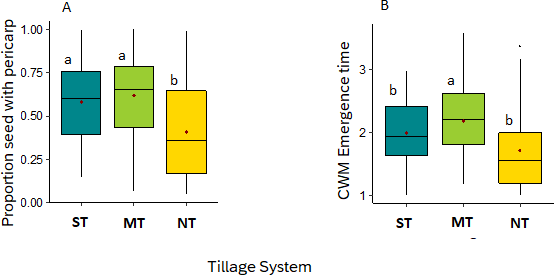


Figure 1. Effects of tillage system (Subsoil Tillage (ST), Minimum Tillage (MT) and No-Tillage (NT)) on CWM of: seed cover (observed frequencies of species with pericarp) (A) and emergence time (B) in a legume-cereal rotation over a nine year period. Central lines in boxes represent the median; top and bottom lines of boxes represent the interquartile range; central dot represents mean values. Whisker lines represent the full range of the data within 1.5x the interquartile range. Means with different letters are significantly different (Tukey’s HSD applied on the full model defined in table 2, p<0.05).

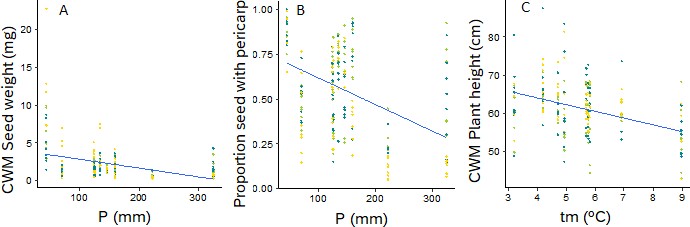


Figure 2. Relationships of community weighted means values CWM of seed weight (A) and seed cover (observed frequencies of species with pericarp) (B) with precipitation (P), and CWM of plant height with average temperature (tm) (C), observed in a legume-cereal rotation over a nine year period. Dots with blue colour represent subsoil tillage, green colour represent minimum tillage and yellow represent no- tillage systems. Blue line represents a trend line.

Table 2. Effects of tillage system (subsoil tillage, minimum tillage and no-tillage) crop and climatic conditions [precipitation (P), average temperature (tm), number of frost days (F)] on CWM of several resource acquisition and regenerative weed functional traits. Plot, and year (nested in crop) were included as random factors in all models. Chi-squared values were derived via generalized or linear mixed models for those response variables with Beta and Gaussian distribution, respectively.\*p<0.05, \*\*p<0.01 and\*\*\*p<0,001: Fixed terms effect significance level from an Anova test. Marginal (R2m) and conditional (R2c) values indicate the variance explained by fixed factors and by the whole model, respectively.

**Resource acquisition traits Regenerative traits**

**Model**

**SLA Plant Height Growth Habit Seed Weight**

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | | | | | | **Index** | **Structures** | **Cover** |  |
| **Intercept** | 1.06 | 77.2\*\*\* | 0.65 |  | 2.12 | 0.50 | 5.39 | 1.86 | 1.25 |
| **Tillage** | 2.05 | 2.05 | 1.62 |  | 0.39 | 2.49 | 2.80 | **20.20\*\*\*** | **17.0\*\*\*** |
| **Crop** | 0.05 | 3.43 | 0.17 |  | 0.61 | 0.22 | 0.01 | 0.72 | 0.13 |
| **P** | 1.63 | 0.27 | 0.88 |  | **6.66\*\*** | 0.89 | 0.00 | **9.42\*\*** | 1.00 |
| **tm** | 0.00 | **8.13\*\*** | 0.03 |  | 1.97 | 1.88 | 0.09 | 2.23 | 0.00 |
| **F** | 0.06 | 0.37 | 0.59 |  | 0.08 | 0.01 | 0.07 | 0.01 | 0.18 |
| **R2m** | 0.16 | 0.19 | - |  | 0.35 | - | - | - | 0.14 |
| **R2c** | 0.80 | 0.46 | - |  | 0.66 | - | - | - | 0.70 |

**Seed Long.**

**Dispersal**

**Seed**

**Emergence Time**

**Dist/link**

Gaussian Gaussian Beta/logit Gaussian Beta/logit Beta/logit Beta/logit Gaussian

**function**

Community weighted means (CWM) were computed as a measure of the mean value of a trait in the weed community observed in each quadrat in continuous traits. In the case of qualitative traits (growth habit, dispersal structures and seed cover) CWM was computed based on the frequency of each level of the trait respect to the reference level: “rosulate” for growth habit; “with dispersal structures” for dispersal structures and “seed with pericarp” for seed cover.

Temperature and precipitation were also related to the functional diversity on six of the eight studied traits (Table 3 and Fig. 4). Higher precipitation shifted the community towards lower diversity of seed weight, seed longevity index and emergence time, but to higher functional diversity in terms of SLA, plant height and growth habit. On the other hand, higher temperature was related to an increase in the diversity of height values (MPDPH). The number of frost days, as an indicator of low temperatures only affected MPD plant height.

##### Discussion

Our results show that management practices (tillage system) and, climatic factors, acted as drivers of the functional structure of weed communities. Specifically, we showed that the functional structure of weed communities in No Tillage plots clearly differed from the other tillage studied (ST and MT). NT communities were characterized by having more abundance of species with seeds without cover. At the same time, these communities were not more functionally diverse, mainly regarding emergence time. We also found that rainier and warmer autumn-winter conditions were associated with higher values of functional diversity of resource acquisition traits (SLA, plant height and growth habit) and a lower functional diversity of all the studied regenerative traits.

Effects of tillage systems on the functional structure of weed communities.

Tillage systems mainly affected the average community values of traits related to seedling emergence (regenerative traits). The compared systems differed on the attributes they selected for and favoured, to some extent, a different trait syndrome. Under NT the species whose seeds without cover were more frequent. When no tillage is applied, seeds remain unburied or near the soil surface (Gruber and Claupein, 2009). Under this scenario, the absence of germination barriers associated with seed covers (i.e. pericarp) allow these species to germinate as soon as the climatic conditions are appropriate and their seedlings may emerge faster. Thus, species could

occupy the space promptly and take advantage of a less competitive environment, as Weidlich et al. (2017) observed in grasslands. Additionally, by reducing the time they remain in the soils, seeds also reduce the risk of been removed by seed predators (Donohue et al., 2010; Gioria et al, 2016). According with that, we observed that the weed communities in NT plots were characterized by species that emerge earlier in the season compared to communities from MT plots in which, on average, species tend to emerge later (Fig. 1). ST plots showed mixed characteristics between MT and NT plots. They were characterized by species with seeds with pericarp (as in MT) and an earlier emergence (as in NT).

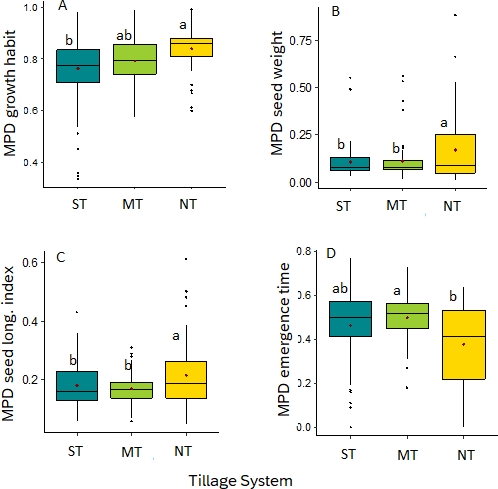


Figure 3. Effects of tillage system (Subsoil Tillage (ST), Minimum Tillage (MT) and No-Tillage (NT)) on mean pairwise distance (MPD) of: growth habit (A), seed weight (B), seed longevity index (C) and emergence time (D); observed in a legume-cereal rotation over a nine year period. Central lines in boxes represent the median; top and bottom lines of boxes represent the interquartile range; central dot represents means values. Whisker lines represent the full range of the data within 1.5x the interquartile range. Means with different letter are significantly different (Tukey’s HSD applied on the full model defined in table 3, p<0.05).

Table 3. Effects of tillage system (subsoil tillage, minimum tillage and no-tillage), crop and climatic conditions [precipitation (P), average temperature (tm), number of frost days (F)] on MPD of several resource acquisition and regenerative weed functional traits. Plot and year (nested in crop) were included as random factors in all models. Chi-squared values were derived via generalized linear mixed models with a Beta distribution.\*p<0.05, \*\*p<0.01 and\*\*\*p<0,001: Fixed terms effect significance level from an Anova test

Model

All traits

Resource acquisition traits

Regenerative traits

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | | SLA | Plant  Height | Growth  Habit |  | Seed  Weight | Seed Long.  Index | Dispersal  Structures | Seed Cover | Emergence  Time |
| Intercept | 0.15 | 1.07 | 95.2\*\*\* | 0.22 |  | 0.01 | 2.24 | 3.22 | 0.82 | 5.02\* |
| Tillage | 4.94 | 4.88 | 2.74 | 7.83\* |  | 11.5\*\* | 6.78\* | 1.53 | 3.14 | 10.7\*\* |
| Crop | 0.11 | 0.02 | 1.50 | 0.35 |  | 1.97 | 0.81 | 0.00 | 0.08 | 0.06 |
| P | 0.03 | 6.15\* | 8.69\*\* | 14.09\*\*\* |  | 9.93\*\* | 14.6\*\*\* | 0.04 | 0.02 | 12.8\*\*\* |
| tm | 1.30 | 0.24 | 24.9\*\*\* | 0.05 |  | 3.43 | 0.01 | 0.20 | 0.22 | 3.48 |
| F | 0.73 | 0.05 | 5.63\* | 2.14 |  | 0.03 | 0.10 | 0.02 | 1.85 | 3.63 |

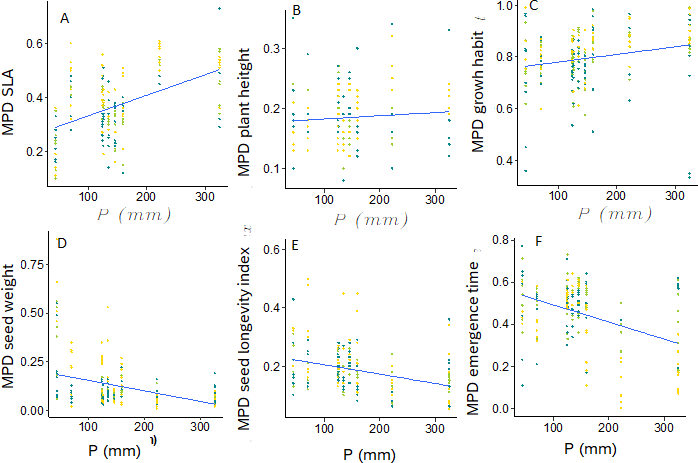


Figure 4. Relationships of the pairwise distance (MPD) of SLA (A), plant height (B), growth habit (C) seed weight (D), longevity index (E) and emergence time (F) with a gradient of climatic conditions resulting from ordering the nine years of the study period according to their value of precipitation (P). Dots with blue colour represent subsoil tillage, green colour represent minimum tillage and yellow represent no- tillage systems. Blue line represents a trend line.

On the other hand, higher values of functional diversity were not clearly associated with any of the studied tillage systems. In this manner, the absence of soil disturbance (NT plots) generated a clearly higher diversity on weed community: seed weight related to a higher weight of seeds and, seed longevity index associated with a more transient seed bank. These results could give an insight of the trade-off seed size/dormancy (i.e. bigger seeds are less likely to have dormancy; Peco et al. 2003; Rubio de Casas et al., 2017). In this sense, when seeds are buried by tillage, the have more chance to survive if they can delay their germination (Thompson et al., 1993). In no tilled plots, seeds remain in the soil surface and an early emergence strategy reduce their risk of been predated and provide an advantaged in terms of site occupancy and crop competition (Dalling et al., 2002). Regarding growth habit the functional diversity was higher in NT plots due to a decrease in the abundance of climbing species (i.e. *Polygonum aviculare*) and a higher abundance of rosulates. That

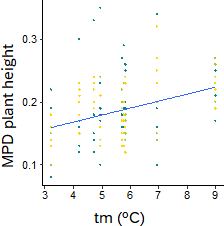
could be related to the more superficial position of seeds in the soil, their earlier emergence and a higher availability of space to become established. Under these conditions- species with rosulate growth habit, that generate a broad and fast occupation of the soil surface, may establish better and diminish the relative importance of climbing species. The latter, on the contrary, appear to be favoured when germination is delayed and the emergence and the establishment occur in a more advanced stage of crop development.

Figure 5. Relationships of the mean pairwise distance (MPD) of plant height with a gradient of climatic conditions resulting from ordering the nine years of the study period according to their value of average temperature (tm). Dots with blue colour represent subsoil tillage, green colour represent minimum tillage and yellow represent no-tillage systems. Blue line represents a trend line.

Effects of climatic factors on functional weed community structure.

Climatic conditions affected traits related to seedling emergence (regenerative traits) and to seedling establishment (resource acquisition traits). Temperature and precipitation -in the beginning of the crop season- affected the community average values of plant height, seed weight and seed cover. Warmer and rainier conditions for seedling emergence were especially advantageous for species with small seeds and disadvantageous for species with pericarp (Fig. 2). In this scenario, the strategy of having many small seeds (instead of having a few large ones) and without pericarp was highly successful. These seeds are able to uptake the water quicker than larger ones or than seeds with pericarp and to germinate faster. Thus, they are able to occupy the space earlier (Kikuzawa and Koyama, 1999) and to out-compete species that germinate later. On the contrary, larger seeds, with a higher nutrient reservoir,

could be more resistant and use that competitive advantage to overcome more adverse climatic conditions (Azcárate et al. 2002; Peco et al. 2003).

Functional diversity of regenerative and resource acquisition traits was related to the variability of temperature and precipitation across years. We found that regenerative traits (seed weight, seed longevity index, and emergence time) decreased their diversity in wetter years (Fig. 4). In Mediterranean conditions water availability and frost constraint the seed germination processes and the subsequent plant growth, of both crops and weeds. Thus, in our study, years characterized by a relatively higher precipitation and temperature in winter could be considered “good years” in terms of plant emergence. However, our results showed that the functional diversity of resource acquisition traits was higher under rainier conditions and showed the opposite relationship regarding regenerative traits. In this case species with small seeds and more numerous seeds could be favoured due to their higher ability to reach everywhere, their promptly germination and their ability to cope space. On the other hand, the lower diversity of regenerative traits under more benign conditions could suggest that the crop benefit from the more benign climatic conditions in a more efficient way, exerting a higher competitive pressure on weeds.

Finally, after accounting for the effects of tillage and climatic factors, we did not observe any effects of crop type on the functional diversity of weed communities, as others studies have highlighted (Gunton et al., 2011; Borgy et al., 2016). Cereals and legumes are completely different from a functional point of view, and they could have benefited different weed designs. However, in our experiment both types of crops were rotated annually which may have prevented a consistent specific effect of each crop on weeds. Moreover, the coincidence in the sowing date between crops and the early stage at which weeds were surveyed could have reduced the crop-effects on the weed community.

##### Conclusions

In this work we show the importance of both management practices and climatic factors as drivers of functional structure of weed communities. We also show that traits related to germination and seedling emergence are the ones more nearly related to both types of factors.

The three non-inversion tillage systems considered in this work represented contrasting soil disturbance intensities that have influenced the dominant weed attributes in each system. The main weed strategy that characterized the no-tillage system was the early emergence and the seeds without cover. This clearly separated the no tillage system from the other two systems. In the same way, we also found that under warmer and rainier autumn-winter climatic conditions, those seed traits related to an earlier emergence were favoured. This reveals the importance of an early seedling establishment to counteract the competitive pressure exerted by the crop.

Importantly, we want to highlight that none of the three studied tillage systems clearly outperformed the others in terms of functional diversity but each system favoured a certain trait syndrome. This result may have implications regarding the relationship between weed community structure and agroecosystem functioning in each tillage system.

Finally, we also showed that in our conditions (Mediterranean climate) the inter- annual (climatic) variation remains as the main source of temporal niche differentiation driving the functional structure of weed communities.

Funding

This work has been funded by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness funds (Projects AGL2002-04186-C03-01.03, AGL2007-65698-C03-01.03 and AGL2012-39929-C03-01).

Acknowledgments

The authors are very grateful to Andrés Bermejo Cuadrado and Noelia Rodríguez Mayoral for their valuable collaboration in weed surveys.

##### References

Alarcón, R., Hernandez Plaza, E.M., Navarrete, L., Sánchez, M.J., Escudero, A., Hernanz, J.L., Sánchez-Giron, V., Sánchez, A.M., 2018. Effects of no-tillage and non-inversion tillage on weed community diversity and crop yield over nine years in a Mediterranean cereal- legume cropland. Soil Till. Res. 179, 54-72.

Armengot, L., Blanco-Moreno, J.M., Bàrbieri, P., Bocci, G., Carlesi, S., Aendekerk, R., Berner, A., Celette, F., Grosse, M., Huiting, H., Kranzler, A., Luik, A., Mäder, P., Peigné, J., Stoll, E., Delfosse, P., Sukkel, W., Surböck, A., Westaway, S., Sans, F.X., 2016. Tillage as a driver of change in weed communities: a functional perspective. Agric. Ecosyst. Env. 222, 276-285.

Azcárate, F. M.; Sánchez, A. M.; Arqueros, L.; Peco, B., 2002. Abundance and habitat segregation in Mediterranean grassland species: the importance of seed weight. J. Veg. Sci.13, 159-166.

Bàrberi, P., Bocci, G., Carlesi, S., Armengot, L, Blanco-Moreno, J.M., Sans, F.X., 2017. Linking species traits to agroecosystem services: a functional analysis of weed communities. Weed Res. https//doi.org/10.1111/wre.1283.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. J. Stat. Soft. 67: 1-48. [doi:10.18637/jss.v067.i01.](https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01)

Batlla, D., Benech-Arnold, R.L., 2014. Weed seed germination and the light environment: Implications for weed management. Weed Biol. Manag. 14, 77-87.

Blanca, G., Cabezudo, B., Cueto, M., Salazar, C., Morales Torres, C., eds. (2011). Flora Vascular de Andalucía Oriental. Universidades de Almeria, Granada, Jaen y Málaga. Granada.

Borgy, B., Perronne, R., Kohler, C., Grison, A.L., Amiaud, B., Gaba, S., 2016. Changes in functional diversity and intraspecific trait variability of weeds in response to crop sequences and climate. Weed Res. 56: 102-113.

Brooks ME, Kristensen K, van Benthem KJ, Magnusson A, Berg CW, Nielsen A, Skaug HJ, Maechler M, Bolker BM (2017). “glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling.” The R Journal, 9(2), 378–

400. https://journal.r-project.org/archive/2017/RJ-2017-066/index. html.

Carmona, C. P., Mason, N. W. H., Azcárate, F. M., & Peco, B., 2014. Inter-annual fluctuations in rainfall shift the functional structure of Mediterranean grasslands across gradients of productivity and disturbance. J. Veg. Sci.26, 538–551.

Castroviejo, S. (Coord. Gen.). 1986-2012. *Flora ibérica.* 1-8, 10-15, 17-18, 21. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

Chauhan, B.S., Gill, G., Preston, C. 2006. Tillage system effects on weed ecology, herbicide activity and persistence: a review. Aust. J. Exp. Agric. 46, 1557-1570.

Chollet, S., Rambal, S., Fayolle, A., Hubert, D., Foulquie, D., Garnier, E., 2014. Combined effects of climate, resource availability, and plant traits on biomass produced in a Mediterranean rangeland. Ecology, 95:737-748.

Colbach, N; Busset, H., Roger-Estrade, J., Caneill, J., 2014. Predictive modelling of weed seed movement in response to superficial tillage tools. Soil Till. Res. 138, 1-8.

Dalling, J.W., Hubbell, S.P., 2002. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. J. Ecol. 90, 557-568.

De Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J.H.C., Bardgett, R.D., Berg, M.P., Cipriotti, P., Feld, C.K., Hering, D., da Silva, P.M., Potts, S.G., Sandin, L., Sousa, J.P., Storkey, J., Wardle, D.A., Harrison, P.A., 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. Biodivers. Conserv. 19, 2873-2893. DOI 10.1007/s10531-010-9850-9

De Bello, F., Carmona, C.P., Lepš, J., Szava-Kovats, R., Pärtel, M., 2016. Functional diversity through the mean trait dissimilarity resolving shortcomings with existing paradigms and algorithms. Oecologia. 180, 933-940.

Donohue, K., Rubio de Casas, R., Burghardt, L., Kovach, K., Willis, C., 2010. Germination, post- germination adaptation, and species ecological ranges. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 41: 293- 319.

Forcella, F., Benech Arnold, R.L.; Sanchez, R., Ghersa, C.M., 2000. Modeling seedling emergence. Field Crop. Res., 67, 123-139.

Fox, J. and Weisberg, S., 2011. An R Companion to Applied Regression, Second Edition, Sage.

Fried, G., Kazakou, E., Gaba, S., 2012. Trajectories of weed communities explained by traits associated with species’ response to management practices. Agric. Ecosyst. Env. 158, 147- 155.

Gaba, S., Perronne, R., Fried, G., Gardarin, A., Bretagnolle, F., Biju, L., Colbach, N., Scordeau, S., Fernández-Aparicio, M., Gauvrit, C., Gibot-Leclerc, S., Guillemin, J.P., Moreau, D., Munier-

Jolain, N., Stribik, F., Reboud, X. 2017. Response and effect traits of arable weeds in agro- ecosystems: a review of current knowledge. Weed Res. doi: 10.1111/wre.12245

Gardarin, A., Colbach, N., 2015. How muchs of seed dormancy in weeds can be related to seed traits? Weed Res. 55, 14-25.

Garnier, E., Navas, M.L., 2012. A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. Agron. Sustain. Dev. 32, 365-399.

Garnier, E., Navas, M.L., Grigulis, K., 2016. Plant Functional Diversity. Oxford University Press.

Gioria M., Pyšek, P., Osborne, B.A., 2016. Timing is everything: does early and late germination favour invasions by herbaceous alien plants? J. Plant Ecology. Doi: 10.1093/jpe/rtw105

Gulden, R.H., Sikkema, P.H., Hamill, A.S., Tardif, F.J., Swanton, C.J., 2010. Glyphosate-Resistant cropping systems in Ontario: Multivariate and nominal trait-based weed community structure. Weed Sci. 58, 278-288.

Gruber, S., Claupein, W., 2009. Effect of tillage intensity on weed infestation in organic farming.

Soil Till. Res. 105: 104-105.

Gunton, R., Petit, S., Gaba, S., 2011. Functional traits relating arable weed communities to crop characteristics. J. Veg. Sci. 22, 541-550.

Heenan, D.P., Chan, K.Y., Knight, P.G., 2004. Long-term impact of rotation, tillage and stubble management on the loss of soil organic carbon and nitrogen from a Chromic Luvisol. Soil Till. Res. 76, 59-68.

Hernández-Plaza, E., Navarrete, L., González-Andújar, J.L., 2015. Intensity of soil disturbance shapes response trait diversity of weed communities: The long-term Effects of different tillage systems. Agric. Ecosyst. Env. 207, 101-108.

Hernanz, J.L., Sánchez-Girón, V., Navarrete, L., 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. Agric. Ecosyst. Environ. 133, 114-122.

Hobbs, P.R., Sayre, K., Gupta, R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. Phil. Trans. R. Soc. B. 363, 543-555.

Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., 2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. Biometrical J. 50, 346-363.

Jiménez-Alfaro, B., Silveira, F. a. O., Fidelis, A., Poschlod, P., & Commander, L. E., 2016. Seed germination traits can contribute better to plant community ecology. J. Veg. Sci. 27, 637– 645.

Kikuzawa, K., Koyam, H., 1999. Scaling of soil water absorption by seeds: an experiment using seed analogues. Seeds Sci. Res. 9, 171-178.

Kleyer, M., et al., 2008. The LEDA Traitbase: A database of Life-history Traits of Northwest European Flora. J. of Ecology. 96, 1266-1274.

Laliberté, E., and P. Legendre, 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology 91, 299-305.

Laliberté, E., Legendre, P., and B. Shipley, 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

Marshall, E.J.P., Brain, P., 1999. The horizontal movement of seeds in arable soil by different soil cultivation methods. J. Appl. Ecol. 36, 443-454.

Milberg, P., Andersson, L., Thompson, K., 2000. Large-seeds species are less dependent on light for germination than small-seeded ones. Seed Sci. Res. 10, 99-104.

Mohler, C.L., 1993. A model of the effects of tillage on emergence of weed seedlings.

Ecological Applications. 3, 53-73.

Nakagawa, S., Shielzeth, H., 2013. A general and simple method for obtaining R2 from generalized linear mixed-effects models. Methods Ecol. Evol. 4, 133-142. [doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x](https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x)

Navas, M.L., 2012. Trait-based approaches to unravelling the assembly of weed communities and their impact on agro-ecosystem functioning. Weed Research. 52, 479-488.

Peco, B.; Traba, J.; Levassor, C.; Sánchez, A. M.; Azcárate, F. M., 2003. Seed size, shape and persistence in dry Mediterranean grass and scrubland. Seed Sci. Res. 13, 87-95.

Peralta, A.L.; Sánchez, A.M.; Luzuriaga, A.L., de Bello, F., Escudero, A., 2019. Evidence of functional species sorting by rainfall and biotic interactions: A community monolith experimental approach. J. Ecol.DOI: 10.1111/1365-2745.13210

Pescador, D.S., Sánchez, A.M., Luzuriaga, A.L., Sierra-Almeida, A., & Escudero, A., 2018. Winter is coming: plant freezing resistance as a key functional trait for the assembly of annual Mediterranean communities. Annals Bot. 121, 335-344.

Pérez-Harguindeguy N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Porotyrt, H., Jaureguiberry, P., Bret- Harte, M.S., Cornwell, W.K., Craine, J. M., Gurbich, D. E., Urcelay, c., Veneklaas, E.J., Reich, Pooter, L., Wright, I.J., Ray, R., Enrico, L., Pausas, J.G., de Vos, A.C., Buchmann, N., Funes, G., Quétier, F., Hodgson, J.G., Thompson, K., Morgna, H.D., ter Steege, H., van der Heijden M.G.A., Sack, L., Bonder, B., Poschlod, P., Vaieretti, M.V., Conti, G., Staver, A.C., Aquino, S., Cornelissen, J.H.C., 1013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Australian J. Botany. 61, 167-234.

R Development Core Team, 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. http//[www.R-project.org/.](http://www.R-project.org/)

Royal Botanic Gardens Kew. (2015) Seed Information Database (SID). Version 7.1. Available from: <http://data.kew.org/sid/>(November 2015).

Rubio de Casas, R., Willis, C.G., Pearse, W.D., Baskin, C.C., Baskin, J.M., Cavender-Bares, J., 2017. Global biogeography of seed dormancy is determined by seasonality and seed size: A case study in the legumes. New Phytol. 214, 1527-1536.

Sánchez, A.M., Luzuriaga, A.L., Peralta, A.L., Escudero, A., 2014. Environmental control of germination in semi-arid Mediterranean systems: the case of annuals on gypsum soil. Seed Sc. Res. 24, 247-256.

Shipley, B., De Bello, F., Cornelissen, J.H.C., Laliberté, E., Laughlin, D.C., Reich, P.B., 2016. Reinforcing loose foundation stones in trait-based plant ecology. Oecologia. 180, 923-931.

Spokas, K., Forcella, F., Archer, D., Reicosky, D., 2007. SeedChaser: vertical soil tillage distribution model. Comput. Electron. Agric. 57, 62-71.

Thompson, K., Bakker, J.P. and Bekker, R.M.; Hodgson, J.G.; 1998. Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. J. Ecol. 86, 163-169.

Thompson, K., Band, S.R., Hodgson, J.G., 1993. Seed size and shape predict persistence in the soil. Funct. Ecol. 7, 236-241.

Weidlich, E.W.A., von Gilhaussen, P., Delory, B.M., Blossfeld, S., Poorter, H., Temperton, V.M., 2017. The importance of being first: exploring priority and diversity effects in a grassland field experiment. Front. Plant Sci. *7*, 2008. <http://doi.org/10.3389/fpls.2016.02008>

Westoby, M., 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. Plant Soil 199, 213–227.

Appendix A Table A1

Climatic characterization of the nine crop seasons analysed. In each case the period considered ranges between crop sowing and weed sampling.

Crop season Date of

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | sowing | sampling |  | n (mm) | (⁰C) | (⁰C) | (⁰C) | (number) |
| 2002-2003 | 29 January | 22 April | 83 | 125.9 | 15.5 | 2.5 | 9.0 | 25 |
| 2003-2004 | 16 January | 12 April | 86 | 145.7 | 11.4 | 0.3 | 5.8 | 43 |
| 2004-2005 | 15 December | 11 April | 117 | 44.1 | 11.7 | -1.8 | 4.9 | 80 |
| 2005-2006 | 29 November | 29 March | 120 | 134.7 | 8.6 | -2.2 | 3.2 | 82 |
| 2006-2007 | 28 December | 11 April | 104 | 124.3 | 10.5 | 0.9 | 5.7 | 41 |
| 2007-2008 | 4 December | 11 March | 97 | 70.2 | 11.5 | 0.0 | 5.8 | 45 |
| 2008-2009 | 20 November | 16 March | 116 | 159.3 | 9.5 | -1.1 | 4.2 | 73 |
| 2009-2010 | 10 December | 15 March | 95 | 324.8 | 8.8 | 0.7 | 4.7 | 37 |
| 2010-2011 | 26 October | 31 March | 156 | 222.0 | 12.0 | 1.9 | 6.9 | 51 |

Date of

ND Precipitatio T

t tm

Frost days

ND: Number of days in the period between crop sowing and weed sampling; T: average of maximum temperatures in ND; t: average of minimum temperatures in ND, tm: average temperature in ND.

Figure A1. Ordination of the nine crop seasons according to their values of: a) precipitation, b) average temperature and c) number of frost days. In all cases, the period considered ranges from crop sowing to weed sampling.



350

300

250

200

a

10

9

8

7

6

5

4

3

2

1

0

b

90

80

70

60

50

40

30

20

10

0

c

150

100

50

0

Precipitation (mm)

average temperature (ºC)

Frost days (number days)

Appendix B

Table B.1Weed species relative abundance observed during the nine years study period and mean functional trait values.

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Relative Crop in which it was | | | SLA | PH | SW | | | | | |
|  | Abundance  (%) | recorded | (mm2mg-1) | (cm) | (mg) | LI | GH | DS | SC | ET |
| *Adonis flammea* Jacq. | 0.07 | Cer | 13.9±3.3 | 50.52±4.1 | 9.43±0.51 |  | Erect | 0 | 1 | 3 |
| *Amaranthus blitoides* S.Watson | 4.25 | Leg. and cer. | 12.9±2.8 | 34.0±9.0 | 1.47±0.03 |  | Climbing | 0 | 0 | 3 |
| *Anacyclus clavatus* (Desf.) Pers. | 8.49 | Leg. and cer | 20.60±4.3 | 48.2±6.4 | 0.65±0.04 |  | Climbing | 0 | 1 | 1 |
| *Asperugo procumbens* L. | 0.59 | Leg. and cer | 22.39±3.4 | 54.4±5.3 | 2.47±0.14 |  | Climbing | 0 | 1 | 1 |
| *Atriplex patula* L. | 4.05 | Leg. and cer | 16.23±2.4 | 40.1±16.0 | 1.433 | 0.52 | Erect | 0 | 1 | 4 |
| *Avena sterilis* L. | 4.05 | Leg. and cer | 20.63±2.9 | 82.9±7.2 | 25.02±2.05 | 0.83 | Rosulate | 0 | 1 | 1 |
| *Bromus diandrus* Roth | 0.46 | Leg. and cer | 26.40±5.5 | 55.4±8.5 | 8.58±0.98 | 0.45 | Rosulate | 0 | 1 | 1 |
| *Buglossoides arvensis* (L.)L.M. Johnst. | 0.07 | Cereals | 13.3±1.7 | 25.04±6.2 | 5.18±0.31 |  | Erect | 0 | 1 | 1 |
| *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik. | 0.91 | Leg. and cer | 30.46±6.4 | 38.9±9.9 | 0.10±0.01 | 0.67 | Rosulate | 0 | 0 | 1 |
| *Cardaria draba* (L.) Desv. | 0.85 | Leg. and cer | 12.56±1.7 | 36.6±4.7 | 2.50±0.26 | 0.43 | Erect | 0 | 0 | 1 |
| *Carduus bourgeanus* Boiss & Reut. | 0.07 | Legumes | 9.96±2.1 | 84.8±13.3 |  |  | Rosulate | 1 | 1 | 3 |
| *Convolvulus arvensis* L. | 0.33 | Leg. and cer | 20.53±5.1 | 46.9±11.3 | 10.46±0.50 | 0.10 | Climbing | 0 | 0 | 3 |
| *Conyza canadensis* (L.) Cronq. | 0.91 | Leg. and cer | 15.99±1.7 | 138.1±19.5 |  | 0.50 | Erect | 1 | 1 | 1 |
| *Chenopodium album* L. | 10.78 | Leg. and cer | 15.87±1.9 | 71.3±7.3 | 0.73±0.03 | 0.83 | Erect | 0 | 1 | 4 |
| *Descurainia sophia* (L.) Webb. ex Prantl in  Engl and Prantl  *Dittrichia viscosa* (L.) Greuter | 11.43  0.07 | Leg. and cer  Legumes | 17.16±3.5  14.66±4.4 | 83.2±8.5  111.5±18.5 | 0.09±0.01 | 0.674 | Erect  Erect | 0  1 | 0  1 | 1  4 |
| *Epilobium brachycarpum* C. Presl | 0.39 | Legumes |  |  | 0.20±0.00 |  | Erect | 1 | 0 | 4 |
| *Fallopia convolvulus* (L.) Á. Löve | 0.13 | Legumes | 17.86±3.3 | 44.0±12.3 | 7.09±0.30 | 0.63 | Climbing | 0 | 1 | 3 |
| *Fumaria officinalis* L. | 0.78 | Leg. and cer | 17.22±4.6 | 44.4±8.4 | 2.56±0.19 | 0.61 | Climbing | 0 | 1 | 1 |
| *Galium tricornutum* Dandy | 3.59 | Leg. and cer | 15.85±4.1 | 48.8±14.5 | 10.66±0.27 | 0.00 | Climbing | 0 | 1 | 1 |
| *Heliotropium europaeum* L. | 0.07 | Legumes and cereals | 10.61±1.0 | 18.9±8.7 | 1.02±0.03 | 0.33 | Climbing | 0 | 1 | 4 |
| *Helminthotheca echioides* L. | 0.13 | Legumes and cereals |  |  |  | 0.00 | Rosulate | 1 | 1 | 3 |
| *Hordeum murinum* L. | 0.78 | Legumes and cereals | 29.72±4.0 | 53.4±6.5 | 5.06±0.93 | 0.20 | Rosulate | 0 | 1 | 1 |
| *Hypecoum imberbe* Sm. | 0.59 | Legumes and cereals | 19.58±4.4 | 38.5±6.6 | 1.20±0.07 |  | Climbing | 0 | 1 | 1 |
| *Lactuca serriola* L. | 4.77 | Legumes and cereals | 30.50±3.9 | 102.6±17.1 | 0.583 | 0.21 | Rosulate | 1 | 1 | 1 |
| *Lamium amplexicaule* L. | 3.66 | Legumes and cereals | 23.77±4.5 | 27.1±5.0 | 0.54±0.01 | 0.55 | Rosulate | 0 | 1 | 1 |
| *Lolium rigidum* Gaudin | 5.03 | Legumes and cereals | 21.72±3.8 | 46.0±6.8 | 3.54±0.28 | 0.67 | Rosulate | 0 | 1 | 1 |
| *Malva sylvestris* L. | 0.07 | Legumes and cereals | 13.58±1.8 | 32.4±12.0 | 1.22±0.04 | 0.71 | Rosulate | 0 | 1 | 1 |
| *Papaver hybridum* L. | 1.37 | Legumes and cereals | 21.69±8.3 | 49.8±7.7 | 0.1163 | 0.00 | Rosulate | 0 | 0 | 1 |
| *Papaver rhoeas* L. | 11.37 | Legumes and cereals | 32.07±6.5 | 52.5±6.4 | 0.08±0.00 | 0.63 | Rosulate | 0 | 0 | 1 |
| *Phalaris minor* Retz. | 1.24 | Legumes and cereals |  | 100.2±5.5 | 1.44±0.08 |  | Rosulate | 0 | 1 | 1 |
| *Polygonum aviculare* L. | 11.76 | Legumes and cereals | 18.90±2.7 | 66.5±4.2 | 3.59±0.21 | 0.57 | Climbing | 0 | 1 | 3 |
| *Salsola kali* L. | 0.07 | Legumes | 20.491 | 55.72 |  | 0.25 | Rosulate | 0 | 1 | 4 |

Table B1 (continue)

(%)

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Relative Crop in which it was  Weeds species community Abundance recorded | | | SLA  (mm2mg-1) | PH  (cm) | SW  (mg) LI GH DS SC ET | | | | | |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| *Scorzonera laciniata* L. | 0.20 | Cereals | 12.28±2.2 | 37.8±9.7 | 3.71±0.34 |  | Rosulate | 1 | 1 | 3 |
| *Senecio vulgaris* L. | 0.33 | Legumes and cereals | 19.47±5.0 | 26.3±5.3 | 0.27±0.03 | 0.55 | Rosulate | 1 | 1 | 1 |
| *Sisymbrium irio* L. | 0.20 | Legumes and cereals | 20.35±2.2 | 65.7±8.4 | 0.10±0.00 |  | Rosulate | 0 | 0 | 1 |
| *Sonchus asper* (L.) Hill | 0.07 | Cereals | 10.94±2.2 | 56.16±12.4 |  | 0.51 | Rosulate | 1 | 1 | 1 |
| *Sonchus oleraceus* L. | 0.65 | Legumes and cereals | 29.02±8.1 | 82.2±11.8 | 0.36±0.03 | 0.75 | Rosulate | 1 | 1 | 1 |
| *Trigonella polyceratia* L. | 0.26 | Cereals | 21.811 | 29.02 | 2.303 |  | Rosulate | 0 | 0 | 1 |
| *Urtica urens* L. | 0.20 | Legumes | 21.001 | 50.02 | 0.523 | 0.95 | Erect | 0 | 1 | 1 |
| *Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert. | 0.07 | Cereals |  |  | 5.103 | 1.00 | Erect | 0 | 0 | 1 |
| *Veronica hederifolia* L. | 4.90 | Legumes and cereals | 13.05±6.5 | 22.2±5.9 | 3.39±0.13 | 0.71 | Climbing | 0 | 0 | 1 |
| Total of relative abundance considered  (%) | 100 |  | 98.24 | 99.41 | 98.69 | 83.47 | 100 | 100 | 100 | 100 |

1Data from LEDA; 2Data from Flora Ibérica; 3Data from Kew Garden. 4 Value estimated from own observation. SLA: specific leaf area; PH: plant height; SW: seed weight; LI: longevity index (0=all records transient to 1=all records persistent); GH: growth habit (rosulate, erect, climbing); DS: dispersal structures (0=without, 1= with); SC: seed cover (0= without pericarp, 1=with pericarp) ; ET:emergence time (1= January, 2=February, 3= March, 4= April).

Relative abundance was calculated as the number of individuals for a given species within the community divided by the total number of individuals during the experimental period.

# CAPÍTULO 6

### Manejo y diversidad de las comunidades arvenses en las estepas cerealistas: propuestas para una gestión

sostenible



Resumen:

El término arvense designa a las especies silvestres que crecen en los campos agrícolas, también denominadas “malas hierbas”. En cultivos herbáceos de secano se han considerado una de las causas principales de reducción de cosechas, de ahí, la importancia histórica de dirigir las prácticas agrícolas a eliminarlas. Sin embargo, en ambientes mediterráneos son escasos los estudios que documentan la relación entre prácticas agrícolas, rendimiento del cultivo y diversidad de arvenses. Destacan algunos que cuestionan la eficacia de prácticas basadas en el uso de insumos químicos, a la vez que ofrecen una imagen menos negativa de las arvenses. Al ser las estepas cerealistas, el agrosistema más extendido en España (6.5 Mha), urge clarificar estas cuestiones. En este trabajo exponemos los conocimientos actuales sobre los efectos que las prácticas agrícolas ejercen en las arvenses de los sistemas cerealistas. Al mismo tiempo, señalamos la necesidad de nuevas investigaciones para cubrir los vacíos de información y facilitar, en un contexto sin herbicidas, el desarrollo de estrategias de manejo basadas en la recuperación de las rotaciones, la reducción del laboreo y la fertilización orgánica, con el objetivo de compatibilizar la rentabilidad del cultivo y la conservación de la biodiversidad.

Abstratc:

The word weed is used to define the herbaceous plants that inhabit the cultivated fields. In rainfed crops, weeds have been considered one of the main causes of yield loss. However, works on the relationship between management practices, crop yields and weed communities in cereal steplands, are still scarce. Nonetheless, some of these works challenge the prevailing negative view on weeds, while questioning the efficacy of a weed management solely based on herbicide use. In Spain, the large extension of cereal steplands (6.5Mha) made the management of its weed diversity a question of great relevance. In this study, we summarize the state of the art on the effects of management practices on weed communities of cereal steplands. We identify knowledge gaps, and point out new research to support the development of management strategies based on the recovery of traditional crop rotations, the reduction of soil tillage and the use of organic fertilization. These will serve as the basis for the design of management strategies that permit to maintain crop yields and biodiversity.

Palabras clave: agroecosistemas; diversidad de arvenses, fertilización; laboreo; prácticas agrícolas; rotaciones de cultivo.

Key words: agroecosystems; crop management practices; crop rotation; fertilization; soil tillage; weed diversity.

##### Las plantas silvestres dentro de los campos de cultivo: las comunidades arvenses

El término arvense hace referencia a las plantas silvestres que han acompañado a los cultivos desde el origen de la agricultura (Guglielmini et al. 2007) y constituyen un tipo particular de comunidades de plantas (Mahaut et al. 2017) que pueden incluir numerosos taxones. Por ejemplo, en los cultivos españoles se pueden reconocer hasta 2341 taxones arvenses diferentes, pertenecientes a 93 familias botánicas (Carretero 2004). Las familias más representativas son: Asteraceae, Brassicaceae, Chenopodiaceae, Poaceae, Papaveraceae, Polygonaceae y Rubiaceae. Esta flora es el resultado de un complejo proceso de selección, impuesto por las prácticas agrícolas y la competencia del cultivo sobre las floras locales (Neve et al. 2009). Como consecuencia de este proceso, las especies arvenses presentan un síndrome funcional consistente, destacando como rasgos más comunes una elevada producción de semillas y un amplio período de germinación (Baker 1974). En cuanto a la forma de crecimiento de estas plantas, se pueden observar dos estrategias bien claras: una, crecimiento en altura y desarrollo rápido, y la otra, portes rastreros adaptados a condiciones de sombra (Gunton et al. 2011).

La interacción de las especies arvenses con el cultivo puede tener efectos negativos sobre sus rendimientos (Oerke 2006). Por este motivo, se las ha denominado “malas hierbas”, al tiempo que buena parte de la investigación agronómica y de las prácticas agrícolas se han centrado en el control de su abundancia. De hecho, la intensificación

de las prácticas agrícolas durante el último siglo, ha originado la pérdida de especies arvenses, mucho antes, de conocer su papel en el funcionamiento de los agrosistemas (Gaba et al. 2016; Storkey et al. 2012). En las últimas décadas, sin embargo, la conservación de la diversidad de las comunidades arvenses ha despertado gran interés (Bommarco et al. 2013). Más allá de su importancia intrínseca, las especies arvenses juegan un importante papel en el mantenimiento de otros organismos asociados a los agrosistemas. Así, por ejemplo, la presencia de comunidades arvenses diversas favorece la diversidad de los polinizadores (Bretagnolle y Gaba 2015) y sus semillas se incorporan a la red trófica, al alimentar artrópodos, aves (Guerrero et al. 2010) y roedores (Fischer y Türke 2016). Pero, además, ya hay trabajos que señalan que la diversidad de las comunidades arvenses puede redundar en el mantenimiento del rendimiento de los cultivos (Storkey y Neve 2018; Adeux et al. 2019).

Estos estudios rompen con la tradicional visión negativa de las plantas arvenses y, evidencian la necesidad de considerar el papel de diversos aspectos de la estructura de estas comunidades, en el funcionamiento y la provisión de servicios en los agrosistemas. Esto incluye, necesariamente, el estudio de los factores que condicionan la estructura de las comunidades arvenses y, entre ellos, de forma muy destacada, las prácticas agrícolas. En este sentido, es importante ampliar el análisis de los efectos de las prácticas agrícolas, desde un mero análisis de su influencia sobre la abundancia, hacia otros aspectos de las comunidades arvenses como su composición, su diversidad taxonómica (Mahn 1984; Topham y Lawson 1982) o su estructura funcional (Booth y Swaton 2002; Garnier et al. 2016). De esta forma, será posible identificar los factores y procesos que determinan la relación entre cultivo y arvenses. Por ejemplo, se ha sugerido que comunidades arvenses, con atributos diferenciados a los del cultivo, podrían permitir el mantenimiento de la diversidad sin detrimento de la cosecha (Smith et al. 2010). En resumen, establecer la relación existente entre cada práctica agrícola y la estructura de las comunidades arvenses, puede facilitar el

desarrollo de estrategias de manejo, orientadas a mantener comunidades arvenses diversas y rendimientos sostenibles

Esto es especialmente pertinente en el momento actual, en el que conviven diferentes modelos de gestión relacionados con los importantes cambios experimentados en la agricultura a lo largo del pasado siglo. Entre estos cambios, destacan los relacionados con la introducción de insumos agrícolas de síntesis (fertilizantes químicos y herbicidas) y la mecanización de muchas de las faenas agrícolas. En el caso del laboreo, esta transformación agrícola facilitó el uso de arados más robustos que incrementaron la profundidad de las labores de volteo. La generalización de estas prácticas en los campos dio lugar a la llamada agricultura convencional (Gliessman 2002), que permitió superar parte de las limitaciones relacionadas con las condiciones ambientales (clima y fertilidad de los suelos), dando lugar a la práctica desaparición de las tradicionales rotaciones y a su sustitución por monocultivo de cereales. Sin embargo, a finales del pasado siglo, la degradación de los agrosistemas, ocasionada por la agricultura convencional (Stoate et al. 2009), favoreció la aparición de la que se vino en llamar agricultura de conservación, centrada en evitar la erosión del suelo (Hobbs et al. 2008). Dentro del marco de la agricultura de conservación, se incluyen propuestas de manejo diversas, que van de la eliminación del volteo del suelo (prácticas de mínimo laboreo), a la sustitución del arado por los tratamientos químicos en presiembra (prácticas de no laboreo). Además, y en paralelo a las propuestas anteriores, surge también la agricultura ecológica, centrada en el manejo de la materia orgánica del suelo y la biodiversidad, tanto silvestre como cultivada (Gabriel et al., 2013). Concretamente, la agroecología incorpora al manejo de los cultivos determinadas prácticas que, permiten la reducción del uso de energía y recursos, favorecen los mecanismos homeostáticos que dan estabilidad al sistema, reducen los costes de producción y, aumentan la eficiencia y viabilidad económica de las fincas (Altieri, 2018). Las diferencias entre los tres modelos productivos (convencional, de

conservación y ecológico) se deben a la especificidad de algunas prácticas agrícolas como se observa en la tabla 1 y en la figura 1.

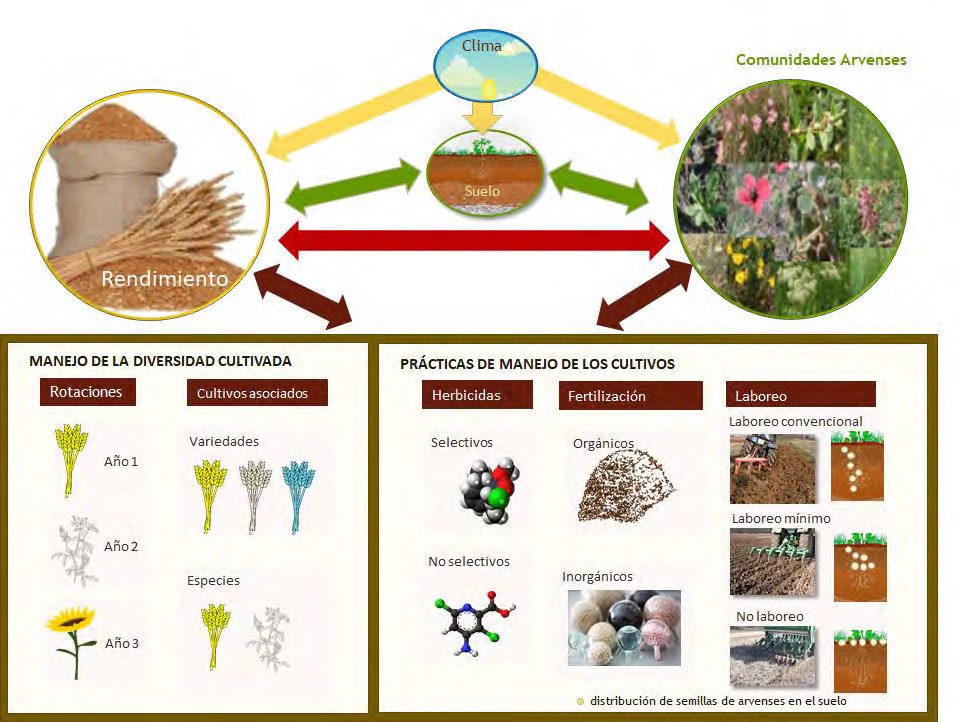


Figura 1. Red de interrelaciones existentes en un agrosistema entre las plantas arvenses, el rendimiento del cultivo, los condicionantes ambientales (clima y suelo) y el tipo de cultivo (especies, variedades y rotación) y su manejo (herbicidas, fertilizantes y laboreo).

Figure 1. Relationships among weeds, crop yield, environmental factors (climate and soil), crop type (species, varieties, rotation in space and time) and management practices (herbicides, fertilizers and tillage).

Establecer la relación entre las prácticas agrícolas y la estructura de las comunidades arvenses, es especialmente apremiante en el caso de los agrosistemas mediterráneos semiáridos, en los que dominan los cultivos herbáceos de secano. Estos sistemas suponen alrededor del 50% de la tierra cultivada en España (MAPA, 2018) y ocupan alrededor de 6.9 Mha en la Península Ibérica. Se trata de agrosistemas que se desarrollan en regiones de baja precipitación anual (350-750 mm), con lluvias de marcado carácter estacional (otoño y primavera), que obligan a utilizar especies de

cultivo adaptadas a siembras otoño-invernales. Además, los suelos de cultivo suelen presentar muy bajo contenido en materia orgánica (inferior al 2%; Rodríguez 2009). En estas condiciones ambientales, los esquemas de manejo tradicionales estaban basados en una alternancia entre el cultivo de cereal y el barbecho labrado o bien en una rotación cereal-leguminosa, cuando las condiciones edáficas eran más favorables. En cualquier caso, el cultivo de cereales es el objeto principal de todo el sistema y, en adelante nos referiremos a ellos como sistemas cerealistas de secano.

La flora arvense propia de estos sistemas está representada por al menos 435 taxones diferentes (Solé-Senan et al. 2014) y presenta una importante singularidad con respecto a la flora arvense de regiones europeas más húmedas (Armengot et al. 2012). Los cambios de manejo asociados a la agricultura convencional produjeron cambios en la frecuencia y abundancia de muchas de estas arvenses asociadas a los sistemas cerealistas de secano (Cirujeda et al. 2011; Rotchés-Ribalta et al. 2015a), hasta el grado de que muchas especies, antes abundantes, pasaron a considerarse raras (Chamorro et al., 2016). Sin embargo, la información disponible es insuficiente para identificar el alcance de la pérdida de taxones, en el tiempo transcurrido desde la intensificación de las prácticas agrícolas (Sanz Elorza 2009). Por ello, resulta prioritario el análisis de los efectos de las diferentes prácticas agrícolas señaladas sobre las comunidades arvenses en sistemas cerealistas de secano. Solo así, podremos disponer de información objetiva para la elección de aquellas estrategias de manejo que garanticen la multifuncionalidad de estos agrosistemas (Altieri, 2018). En este trabajo recabamos la información existente en torno a tres cuestiones: I) ¿Qué efectos ejercen cada una de las prácticas agrícolas sobre la abundancia, la riqueza y la diversidad de las comunidades arvenses en sistemas cerealistas de secano? II) ¿Qué atributos funcionales se ven favorecidos con cada práctica agrícola? III) ¿Cómo contribuyen los cambios taxonómicos y funcionales previamente detectados al mantenimiento del rendimiento del cultivo? Para ello, examinamos los efectos documentados en la literatura científica y técnica que, sobre las comunidades

arvenses y el rendimiento de los cultivos, producen las principales prácticas agrícolas, en sistemas cerealistas de secano mediterráneos. Con esta información valoramos, de una manera integral, las ventajas e inconvenientes de los distintos sistemas de manejo que conviven en el momento actual, identificamos lagunas de conocimiento y apuntamos aquellas prácticas que con la información disponible parecen más compatibles con la sostenibilidad de estos sistemas.

##### Principales prácticas agrícolas en sistemas cerealistas de secano y su influencia sobre las comunidades arvenses

Manejo de la diversidad cultivada Las rotaciones de cultivo

La rotación de cultivos está orientada a optimizar los rendimientos, mediante la alternancia de especies de cultivo adaptadas a los requerimientos, tanto ecológicos como económicos, de cada contexto. La rotación favorece el incremento de la diversidad cultivada del agrosistema, en el tiempo y en el espacio y, tradicionalmente se ha reconocido como una práctica para reducir la abundancia de las especies arvenses. Las diferencias, morfológicas, fisiológicas o fenológicas, entre las diferentes especies que componen la rotación, influyen sobre las prácticas agrícolas determinando aspectos como las fechas de siembra y recolección o las dosis de siembra y de fertilización. Esta alternancia, contribuye a controlar las poblaciones de las especies arvenses más dominantes (Koocheki et al. 2009, Liebman y Dyck 1993, Ruisi et al. 2015) y también puede favorecer la diversidad de las comunidades arvenses (Murphy et al. 2006, Ruisi et al. 2015, Ulber et al. 2009).

Tabla 1. Principales prácticas de manejo que se llevan a cabo en una finca de secano en condiciones de agricultura convencional, de conservación y ecológica. Table 1. Main management practices in arable crop drylands under conventional, conservation and organic farming.

Práctica de manejo Agricultura convencional Agricultura de conservación Agricultura ecológica

Manejo de la diversidad cultivada

Diseño de la rotación y elección de variedades

Monocultivo de cereal (en cambio debido a la política agraria comunitaria (PAC)

Como mínimo se ponen dos cultivos en rotación (Cereal-leguminosa o cereal-girasol)

Cereal-leguminosa-girasol-barbecho (son rotaciones más complejas)

Preparación de lecho de siembra y control de la vegetación arvense con métodos químicos y físicos

Labor de alzada (se labra sobre el rastrojo del cultivo anterior).

Laboreo con vertedera (30 cm) Mínimo laboreo con aperos de labor vertical a 15

cm (chisel, cultivador)

Mínimo laboreo con aperos de labor vertical (15-30 cm) (chisel, cultivador)

Aplicación herbicida en pre- siembra

No se aplica Aplicación de glifosato antes de sembrar No se aplica

Labor secundaria a 15 cm. Después de la labor de alzada.

En los tres sistemas agrícolas pueden utilizarse los aperos que no voltean el suelo: cultivador, cultichisel, chisel. La grada de discos (que voltea el suelo) se utiliza en agricultura convencional y ecológica pero no en agricultura de conservación.

Escarda de post-emergencia Herbicida de post-emergencia para gramíneas, para dicotiledóneas o mezcla para ambas Escarda física (rastra de púas flexibles,

arado entre líneas)

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
|  | | Fertilización de los cultivos |  |
| Fertilización de sementera | Orgánica y química | Orgánica y química | Orgánica |
| Fertilización de cobertera | Química | Química | No suele aplicarse |

Mantenimiento del suelo después de la cosecha

Manejo de la vegetación arvense y residuos de la cosecha

Barbecho con laboreo Barbecho con herbicida Barbecho con laboreo o cubierta vegetal

En los secanos cerealistas mediterráneos, el diseño de las rotaciones está limitado por la distribución estacional de las precipitaciones, principalmente otoñales, lo que obliga a realizar las siembras durante el período otoño-invernal y, prácticamente excluye la posibilidad de realizar siembras en primavera-verano. Esto significa que los cultivos que componen la rotación, aunque sean diferentes funcionalmente como los cereales y las leguminosas, presentan un ciclo biológico similar, lo que implica que su interacción con las arvenses sea bastante homogénea. Una excepción a este respecto es la rotación de cereal con girasol, dos cultivos cuyo desarrollo vegetativo se produce en invierno y verano, respectivamente. Este hecho diferencia las comunidades arvenses que conviven con cada cultivo, pues están adaptadas a las distintas condiciones de precipitación y temperatura. No obstante, ensayos que comparan fechas de siembra, de una misma especie de cultivo, muestran que incluso pequeñas variaciones en dichas fechas pueden producir cambios en la abundancia y en la composición de las comunidades arvenses. Por ejemplo, se ha observado que atrasar la siembra de otoño a invierno reduce la abundancia de las arvenses más tempranas y, solo aquellas especies capaces de germinar al mismo tiempo que el cultivo son las más exitosas (Fuertes et al. 2017). Por otra parte, diferencias en la fecha de recolección también afectan a la composición de la comunidad. En este sentido, se ha observado que los cultivos forrajeros, recolectados durante el período de floración, favorecen especies arvenses de floración temprana que pueden fructificar antes de la fecha de recolección. Esto justifica que *Avena sterilis* (especie de floración temprana) presentara mayor abundancia en rotaciones con veza forrajera, en los resultados obtenidos al comparar distintas rotaciones en manejo ecológico (Lacasta et al. 2017 b).

No sólo la identidad de las especies incluidas en la rotación determina la estructura de las comunidades arvenses. La duración de la rotación y el lugar que ocupan los diferentes cultivos en la misma, también producen efectos sobre las arvenses. En este sentido, se ha observado, en condiciones oceánicas, que el orden de los cultivos

produce cambios en la abundancia de las arvenses con efecto sobre el cultivo siguiente y, por tanto, sobre el crecimiento del tamaño de la población (Bohan et al. 2011; Mertens et al. 2002). Parte de los efectos sobre las arvenses, derivados del orden de los cultivos en la rotación, puede deberse a las diferencias funcionales de cada cultivo, por ejemplo, su forma de crecimiento, incluso su altura. Así, cultivos con estrategias competitivas en cuanto a la captación de recursos reducen las posibilidades de éxito en la supervivencia de las arvenses. Concretamente, se ha observado que en cultivos altos se produce la reducción del tamaño de las semillas de las arvenses (Gunton et al. 2011). Sin embargo, en condiciones mediterráneas no se han detectado efectos del tipo de cultivo sobre la estructura funcional de las comunidades arvenses (Alarcón et al. 2019). En cambio, se ha observado que el tipo de cultivo puede tener efecto sobre la producción de semillas, lo que se traduce en un incremento de la abundancia de arvenses en el cultivo posterior (Alarcón et al. 2018).

La elección de variedades

La variabilidad, fenotípica, fisiológica y morfológica, de las variedades de cultivo permite que se produzcan interacciones diferenciadas entre las arvenses y las distintas variedades de cultivo (Lemerle et al. 1996; Hoad et al. 2008). En este sentido, Drews et al. (2009) observaron que, el aumento en la cobertura de las plantas de trigo implica una disminución en la cobertura y biomasa de las arvenses, encontrando, además, una respuesta diferenciada entre variedades de trigo con diferentes fenotipos. En condiciones mediterráneas, De Lucas et al. (2003) también detectaron efectos diferenciados de tres cultivares de trigo sobre la abundancia de arvenses, asociados al fenotipo de los cultivares.

BE MA TE

**CULTI**

**o v**

**ti l**

**u c l e d**

**to n**

**e i**

**m i**

**d n e R**

**Rendimiento del trigo (kg ha-1)**

Figura 2. Importancia de la elección de la variedad en: a) el rendimiento del cultivo y b) biomasa de la vegetación arvense. Resultados de la evaluación de tres cultivares de trigo con diferente fenotipo (*Berdum* de porte erecto *Marius* de porte intermedio y *Texel* de porte rastrero). De Lucas et al. (2004).

**CULTI**



6000

a

a

b

5000

b

4000

3000

60

b

40

**Texel**

**Berdun**

20

a

b

b

0

Berdum Marius Texel

Cultivares

Pasillo sin cultivo

Berdum

Texel

**Biomasa de arvenses (g m-2)**

**Biomasa de malas hierbas**

Figure 2. Crop yield (a) and weed biomass (b) observed under different wheat varieties (*Berdum,* erect;

*Marius* intermediate; *Texel,* postrate). De Lucas et al. (2004).

Estas diferencias indican que la elección de variedades de cultivo puede ser una práctica eficaz en el manejo de arvenses, puesto que permiten reducir su abundancia (Fig. 2). Por este motivo, deberían realizarse evaluaciones agronómicas de cultivares para identificar la presión selectiva, que las diferentes variedades de un cultivo, ejercen sobre la abundancia de arvenses. De esta forma, el uso de variedades más competitivas podría evitar o reducir la necesidad de otras prácticas agrícolas con mayor impacto sobre la biodiversidad. Sin embargo, actualmente los ensayos de evaluación agronómica de la red estatal del Grupo para la Evaluación de Nuevas Variedades en Cultivos Extensivos (GENVCE), aunque evalúan aspectos morfo- funcionales de los cultivares (por ejemplo, el porte y la altura de las plantas), no consideran su efecto sobre la vegetación arvense (GENVCE 2019). Esto mismo ocurre

en los programas de mejora vegetal, siendo en especies leguminosas -por ejemplo, yeros, almortas, algarrobas, lentejas o garbanzos- más pronunciada la carencia de información en este sentido.

Uso de herbicidas de síntesis

Los herbicidas, como sustancias que están diseñadas para evitar el desarrollo de las plantas, afectan a las especies arvenses en función de sus propiedades químicas, del momento de aplicación, de la dosis, del modo de acción (sobre el fotosistema, inhibiendo la división celular o la actividad enzimática), de la persistencia en el ambiente, así como de la movilidad dentro de la planta (sistémicos o de contacto) y de la especificidad de acción (selectivos o no). Desde el inicio de su uso en los secanos mediterráneos, durante la década de los 50 del siglo XX, su aplicación se ha percibido como una solución eficaz para controlar malas hierbas en estos sistemas (Fernández- Quintanilla y García Torres 1991). Ahora bien, la utilización generalizada de estos compuestos ha producido un importante impacto en las comunidades arvenses, al reducir localmente las poblaciones de muchas especies (Cirujeda et al. 2011; Chamorro et al. 2016), ocasionando disminuciones drásticas en la riqueza de estas comunidades. Además, la reducción diferencial de especies, debida a la aplicación sucesiva de herbicidas selectivos, ha originado un cambio en la composición y la diversidad funcional de las comunidades arvenses. Por ejemplo, el uso de herbicidas dirigidos a la eliminación de especies dicotiledóneas ha dado lugar a comunidades arvenses dominadas por gramíneas (Mayerová et al. 2018; Lacasta et al. 2017c).

Adicionalmente a la pérdida de la biodiversidad, los herbicidas son responsables de la aparición de resistencias en poblaciones arvenses. Los individuos resistentes, que permanecen vivos tras la aplicación de herbicidas, pueden producir semillas, e incrementar su densidad en generaciones posteriores (Powles et al. 1996). Actualmente, a nivel mundial se han registrado resistencias en más de 100 especies diferentes, que pueden haber contribuido a los cambios observados en la composición de las comunidades arvenses donde aparecen y, a su posible

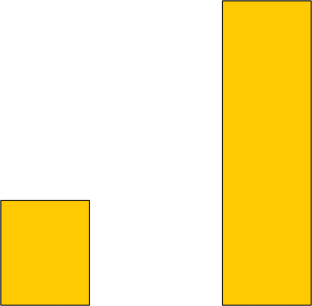
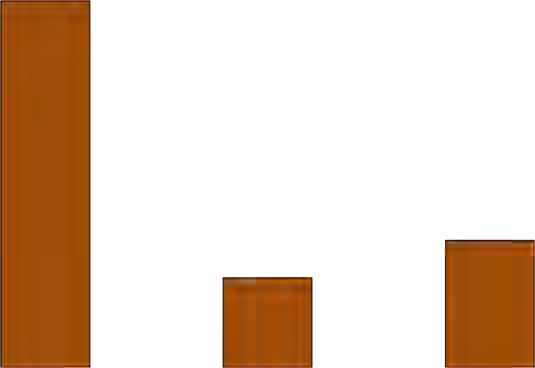
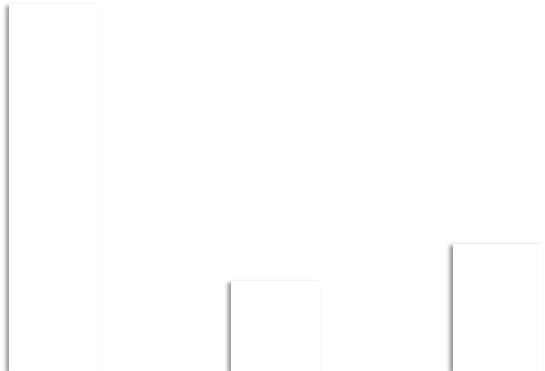
simplificación. Las familias botánicas que mayor número de resistencias han mostrado son Poaceae, Asteraceae, Amaranthaceae y Brassicaceae (Holt et al. 2013). En España se han detectado resistencias en cultivo de trigo en diferentes poblaciones de *Lolium rigidum, Papaver rhoeas* y *Sinapis alba* (Heap, 2019). Sin embargo, los estudios sobre resistencias se fijan en los mecanismos implicados y en determinar poblaciones resistentes (Loureiro et al. 2017) pero, tras la aparición de las resistencias no hay estudios que evalúen específicamente la evolución de las comunidades (Neve et al. 2009). Por otro lado, se ha demostrado que la aplicación de herbicidas no está relacionada con el incremento del rendimiento (Armengot et al. 2015; Lacasta et al. 2017 a). Esto indica que la aplicación de herbicidas no mejora la eficiencia ecológica del sistema, por lo que en estos sistemas cerealistas mediterráneos no puede ser una práctica aconsejable.

La fertilización de los cultivos

La fertilización (fundamentalmente de N, P y K) aumenta la disponibilidad de nutrientes en el agrosistema y, se asocia al incremento en la producción de biomasa en el cultivo, pero también de algunas especies arvenses (Blackshaw et al. 2005; Chamorro et al. 2017; Andreasen et al. 2006). Un aumento de la fertilización se ha asociado, igualmente, con la pérdida de especies arvenses (Tilman 1987). Además, se han detectado dificultades o incapacidad para germinar de algunas arvenses, debido a los efectos negativos de algunos elementos sobre sus procesos de germinación (Sweeney et al. 2008).

Por otro lado, el incremento de la producción primaria, ocasionada por la elevada disponibilidad de nutrientes, puede generar una reducción de la radiación fotosintéticamente activa transmitida (a consecuencia de la sombra generada por el elevado desarrollo de las plantas), lo que se traduce en una limitación en la disponibilidad de luz para el desarrollo de las plantas (Harpole y Tilman, 2007). Esto explica que, en condiciones de elevada fertilización, determinados atributos relacionados con la capacidad de vivir en ambientes de sombra (plantas altas o porte

trepador) sean atributos favorecidos. En este sentido, se ha observado que *Asperugo procumbens* y *Veronica hederifolia* son más abundantes en condiciones de mayor dosis de fertilización (Fig. 3; Alarcón et al. 2017). Por el contrario, bajo condiciones de reducida disponibilidad de nutrientes, la producción de biomasa es menor (tanto de las arvenses como del cultivo), lo que puede favorecer una mayor diversidad de arvenses con estrategias orientadas a la optimización de la captación y uso de los nutrientes (Hernández-Plaza et al. datos no publicados). Esto es coherente con el hecho de que, desaparezcan las leguminosas en lugares enriquecidos en nitrógeno en los que la capacidad de fijar este elemento no confiere una ventaja sobre el resto.



3

a

a

2

1

b

a

b

0

***Asperugo procumbens***

***Sonchus oleraceus***

b

***Veronica hederifolia***

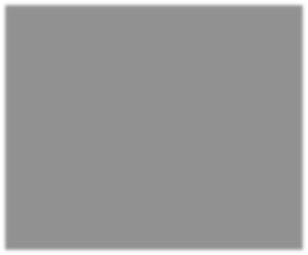
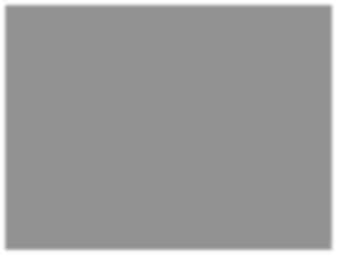
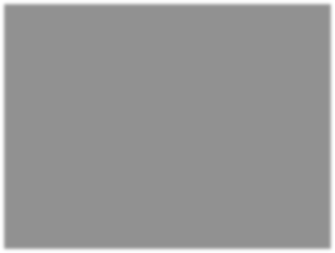
Dosis convencional Dosis reducida

**Abundancia relativa %**

Figura 3. Efecto de la fertilización sobre la vegetación arvense. Diferencias en la abundancia relativa (medida como porcentaje de la abundancia de cada especie en relación a la abundancia total de la comunidad) de tres especies arvenses en parcelas sometidas a dos dosis de fertilizante: dosis convencional en verde (32 kg ha-1 de N, P2O5 y K2O en sementera y 36 kg ha-1 de nitrógeno en cobertera) y dosis reducida en amarillo (el 50% de la convencional). Datos muestreados en 2016 sobre cultivo de trigo, en un ensayo con una rotación de leguminosa cereal de cuatro años de duración (2013-2016) (Alarcón et al. 2017).

Figure 3. Fertilization effect on weed vegetation. Relative abundance of three weed species under two fertilization intensities: in green colour conventional dosis (32 kg ha-1 N, P2O5 y K2O applied at planting time and 36 kg N ha-1 at mid-tillering); in yellow, 50% reduction on conventional dosis. Data recorded from the wheat cultivated in 2016, in a legume-cereal rotation during a four-year period (2013-2016) (Alarcón et al. 2017).

Respecto al efecto de la fertilización orgánica sobre las arvenses se ha observado que este tipo de fertilización afecta a la fenología de las comunidades arvenses, en concreto, retrasa la fecha de floración (Rotchés-Ribalta et al. 2015 b), lo que puede afectar a la composición de la comunidad al reducir el período de fructificación de las especies afectadas. La información sobre los efectos de la fertilización orgánica en las arvenses es escasa, sobre todo, sería interesante ahondar en las posibilidades que ofrecen los abonados verdes. Se han estudiado como un cultivo más de la rotación y, en este sentido, los efectos sobre las arvenses son los mismos que tiene un cultivo forrajero (Lacasta et al. 2017 b). Sin embargo, sería importante conocer su efecto sobre las arvenses debido a los cambios que producen en la disponibilidad de nutriente en el agrosistema.



Mínimo

15

Herbicida pre-siembra

Convencional 30 (volteo)

**Sistema de Profundidad de laboreo laboreo (cm)**

No laboreo 0

No laboreo

L. mínimo

L. convencional

Gradiente de perturbación física

Figura 4. Diferentes sistemas de laboreo: laboreo convencional, laboreo mínimo y no laboreo. Figure 4. Position of different tillage systems along a gradient of soil perturbation

El laboreo

El laboreo es la práctica agrícola que se realiza previamente a la siembra, con el objetivo de eliminar la vegetación arvense establecida. En función del tipo de apero utilizado, de la profundidad de la labor y de la inversión o no de las capas del suelo,

se habla de: laboreo convencional cuando se produce inversión de las capas del suelo, laboreo mínimo cuando no se produce inversión del suelo y no laboreo cuando se sustituye la labranza por una aplicación de herbicidas previa a la siembra (Tabla 1, Fig. 4). En cualquier caso, la práctica de labrar o la aplicación de herbicidas de presiembra otorgan una ventaja temporal a las plantas del cultivo, que alcanzan así mayor tamaño y se establece una competencia de tipo asimétrico con las especies arvenses (Weiner y Damgaard 2006).

Por otro lado, las perturbaciones producidas por el laboreo sobre el suelo producen un efecto diferenciado sobre la distribución de los propágulos de las arvenses (Fig. 1). En no laboreo, la mayor parte de las semillas arvenses permanecen en la superficie, mientras que, en sistemas de mínimo laboreo se localizan en los primeros centímetros. Por el contrario, después del laboreo convencional, la mayor parte de los propágulos son enterrados en profundidad (Chauhan et al. 2006; Spokas et al. 2007; Marshall y Brain 1999). Las semillas que permanecen en la superficie del suelo (como ocurre en no laboreo) están expuestas a depredación, comprometiendo la regeneración de las especies más depredadas. Así, estrategias como producir un elevado número de semillas pequeñas puede paliar los efectos de una elevada tasa de depredación, mientras que, la producción de pocas semillas de mayor tamaño puede ser penalizada. En esta línea, se ha observado que el tamaño de semilla en las comunidades arvenses, expresado como la media ponderada por las abundancias de cada especie (CWM), es menor en parcelas de no laboreo que en aquellas sometidas a laboreo mínimo o convencional (Hernández-Plaza et al. 2015; Alarcón et al. datos no publicados, Fig. 5). Más aún, los cambios de composición relacionados con el tipo de laboreo (Alarcón et al. 2018; Armengot et al. 2015) parecen estar mediados, en mayor medida, por efectos sobre caracteres relacionados con la regeneración de las arvenses, (por ejemplo, fecha de emergencia, presencia o no de cubiertas en las semillas o presencia de estructuras de dispersión), que por efectos sobre caracteres asociados a adquisición de recursos (Alarcón et al. 2019). Por ejemplo, en no laboreo,

en contraste con sistemas labrados, se favorecen especies arvenses con semillas sin cubiertas y fecha de germinación más temprana (Alarcón et al. 2019).

a b c

**CWM área foliar específica (mm2 mg-1)**

3 32

**a c**

**fi í**

**c e p s e r**

**a i l**

**fo**

**a e r á**

**M W C**

a

65

60

55

**LC**

**LM NL**

**LC LM NL**

a

a

**LC**

**LM**

**NL**

**CWM peso semilla (mg)**

**CWM altura de la planta (cm)**

b

b

b

2 28

1 24

b

b

0 20

NT

CT

MT

**tillage**

NT

CT

MT

**tillage**

NT

CT

MT

**tillage**

c

Figura 5. Efecto del laboreo del suelo sobre la estructura funcional de las comunidades arvenses. Valores de la media ponderada de la comunidad (CWM) del peso de las semillas (a), área foliar específica (b) y de la altura de la planta (c) en un ensayo que compara tres sistemas de laboreo (LC, laboreo convencional, LM, laboreo mínimo y NL no laboreo+glifosato en pre-siembra) en una rotación de cereal leguminosa-gano. Datos medios para el periodo 2013-2017 de un ensayo de larga duración (inicio 2002).

Figure 5. Tillage effect on the functional structure of weed communities. Community weigthed means (CWM) for seed weight (a); SLA (b) and plant height (c), under three different tillage systems (LC, convencional tillage; LM, minimun tillage; NL, no tillage+pre sowing glifosate). Data from a cereal-grain legume rotation recorded during a five-year period (2013-2017).

Otro efecto del laboreo está relacionado con la distribución y disponibilidad de nutrientes en el suelo, debido a los movimientos de las capas del suelo y a las diferencias en los procesos de mineralización. En esta línea, se ha observado que en sistemas de no laboreo, la mineralización del suelo es menor (Hernanz et al. 2009), lo que justifica una menor disponibilidad de nutrientes (Sarker et al. 2018). Esta disminución de nutrientes podría favorecer diseños funcionales menos competitivos en la captación de los recursos y, por tanto, favorecer especies arvenses que ocasionen un nivel de interferencia menor con el cultivo. Así, en sistemas de mínimo laboreo se observaron comunidades arvenses de menor altura que en laboreo convencional (Armengot et al. 2016). Análogamente, Alarcón et al. (Datos no publicados, Fig. 5), observaron que, en un ensayo de larga duración, las parcelas de laboreo convencional se caracterizaban por comunidades arvenses de mayor altura.

Sin embargo, los valores de área foliar específica (expresado como CWM SLA) fueron más elevados en no laboreo (Fig. 5), dando a entender que, en este caso, la comunidad con mayor capacidad de adquisición de recursos es la que se encuentra en no laboreo. Por tanto, no parece que la respuesta funcional sea sencilla, lo que hace preciso recabar más evidencias sobre conjuntos de caracteres cada vez más completos. La elevada plasticidad de la flora arvense hace, además, muy necesaria la inclusión de la variabilidad intra-específica en este tipo de estudios (Carmona et al. 2019).

Las diferencias observadas en los distintos tipos de laboreo, respecto a la composición y estructura funcional de las comunidades, también se detectan cuando se analiza la diversidad de especies. En esta línea, se ha observado que tanto el laboreo convencional (Bilalis et al. 2001), como el laboreo mínimo (Hernández-Plaza et al. 2011) o incluso el no laboreo (Dorado y López-Fando 2006; Santín-Montanyá et al. 2013), pueden presentar los valores de diversidad de arvenses más elevados. Esta falta de consistencia en los resultados sobre diversidad puede deberse a la variabilidad climática interanual, que de igual manera determina el ensamble de comunidades herbáceas mediterráneas (Peralta et al. 2016; Peralta et al. 2019). Así, en ensayos de mayor duración, Alarcón et al. 2018 señalaron a las condiciones climáticas como el factor más determinante de la riqueza de las comunidades y, dependiendo del año, es uno u otro sistema de laboreo el que presenta niveles de diversidad taxonómica más altos.

Los resultados obtenidos hasta la fecha, permiten sugerir que una reducción del laboreo (mínimo laboreo) puede ser una estrategia exitosa para manejar las comunidades arvenses, manteniendo su riqueza y reduciendo la dominancia de especies con caracteres más competitivos. Este tipo de laboreo permite mantener el compromiso entre conservación del suelo, y el control de la vegetación arvense previo a la siembra, prescindiendo del uso de herbicidas. Sin embargo, falta información que

relacione los efectos de los cambios producidos en las arvenses sobre el rendimiento del cultivo.

##### Propuestas para el estudio de la vegetación arvense desde una perspectiva agroecológica

Los resultados que se han ido desgranando en este trabajo revelan que las prácticas agrícolas afectan a la estructura de las comunidades arvenses de los sistemas cerealistas de secano en la Península Ibérica. Sin embargo, la información disponible está lejos de ser suficiente. No se han contemplado todos los posibles efectos sobre estas comunidades, ya que muchos de los trabajos hacen referencia únicamente a la abundancia de las especies, ignorando los potenciales efectos sobre la diversidad o la composición de especies. Ni se han estudiado los efectos sobre las comunidades arvenses de muchas de las prácticas de manejo existentes. No menos importante, es el hecho de que en la mayoría de los estudios realizados hasta la fecha no se establezca una relación entre manejo, comunidad de arvenses y rendimiento del cultivo, un aspecto que consideramos crucial en el contexto de los agrosistemas. Es más, consideramos que esta relación debería establecerse en un marco temporal amplio que permita contemplar el efecto de la elevada variabilidad climática interanual propia del clima mediterráneo.

Por este motivo, aunque la información aportada deja entreabierta la posibilidad de realizar propuestas de manejo de los cultivos, capaces de reconciliar la viabilidad de los mismos con la conservación de la biodiversidad, tal y como señalan algunos autores (Altieri 1999; Weiner 2017), todavía hay muchas lagunas de conocimiento. Este trabajo evidencia la necesidad de incrementar el conocimiento sobre la eficiencia de las prácticas agrícolas en el manejo de las arvenses. Por otro lado, pone de manifiesto la necesidad de generar información básica, sobre ecología de arvenses, que facilite la creación de un marco teórico robusto como soporte para diseñar estrategias de manejo de arvenses con perspectiva agroecológica. En este sentido nuestras propuestas pasan por:

1. Evaluar los efectos sobre las arvenses de diferentes patrones de rotación (por ejemplo, cereal-leguminosa, cereal-cereal-leguminosa, cereal-barbecho- girasol), a lo largo de periodos suficientemente largos para incluir la variabilidad climática mediterránea.
2. Evaluar los efectos de las variedades de cultivo sobre la diversidad de las arvenses. Fundamentalmente, es imprescindible atender a la evaluación de variedades de leguminosas grano para consumo humano, cuyo cultivo se ha visto drásticamente reducido en las últimas décadas. La escasez de variedades en estas leguminosas hace necesario acudir a las variedades locales, custodiadas en los centros de recursos fito-genéticos. Estas variedades pueden ser una oportunidad para desarrollar evaluaciones agronómicas y/o programas de mejora genética, orientados a la selección de fenotipos capaces de co-existir con las arvenses y mantener rendimientos aceptables.
3. Ampliar el conocimiento delos efectos de la fertilización sobre la estructura de las comunidades arvenses y el rendimiento de los cultivos, con mayor incidencia en la fertilización orgánica (abonos verdes, la incorporación de residuos de las cosechas o la incorporación de residuos ganaderos).
4. Evaluar prácticas agrícolas que están en desuso como son las asociaciones de cultivos, bien con mezclas de especies o con variedades de la misma especie. Esto permitiría analizar los efectos sobre las arvenses en un contexto en el que el cultivo ocupa un amplio espacio funcional. Por ejemplo, las tradicionales mezclas de avena y veza.

Finalmente, indicar que, las aproximaciones funcionales pueden ser claves, para determinar los procesos ecológicos implicados en la relación entre las especies de cultivo y las comunidades arvenses y, por tanto, para identificar aquellas prácticas agrícolas más compatibles con la diversidad y sostenibilidad de las estepas cerealistas.

Agradecimientos

Agradecemos a Luis Navarrete Martínez y María Jesús Sánchez del Arco su trabajo realizado en Malherbología en el IMIDRA, cuyos datos nos han sido de gran utilidad. También agradecemos a Andrés Bermejo Cuadrado su inestimable apoyo técnico en los trabajos de campo. Por último, agradecemos el trabajo de revisión que ha supuesto una mejora sustancial del manuscrito.

Referencias

Adeux, G., Vieren, E., Carlesi, S. et al. 2019. Mitigating crop yield losses through weed diversity.

Nature Sustainability. 2: 1018–1026 doi: 10.1038/s41893-019-0415-y

Alarcón, R., Hernández Plaza, E.M., Navarrete, L., Sánchez, M.J., Escudero, A., Hernanz, J.L., Sánchez-Giron, V., Sánchez, A.M. 2018. Effects of no-tillage and non-inversion tillage on weed community diversity and crop yield over nine years in a Mediterranean cereal-legume cropland. Soil and Tillage Research 179: 54-72.

Alarcón, R., Hernández Plaza, E.M., Navarrete, L., Sánchez, M.J., Sánchez, A.M. 2019. Climate and tillage system drive weed communities’ functional diversity in a Mediterranean cereal-legume rotation. Agriculture Ecosystems and Environment 283. doi: 10.1016/j.aee.2019.106574

Alarcón, R., Hernández-Plaza, E., Sánchez del Arco, M.J., Hernanz, J.L., Navarrete, L., Sánchez- Giron, V. 2017. Influencia de la fertilización de los cultivos en la biodiversidad de las comunidades arvenses. Vida Rural Septiembre.

Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture Ecosystems and Environment 74: 19-31.

Altieri, M.M., 2018. Agroecología: Bases científicas para una agricultura sustentable. FIAES.

Andreasen, C., Litz, A.S., Streibig, J.C., 2006. Growth response of six weed species and spring barley (Hordeum vulgare) to increasing levels of nitrogen and phosphorus. Weed Research 46: 503-512. doi: 10.1111/j.1365-3180.2006.00519.x

Armengot, L., Berner, A., Blanco-Moreno, J.M., Mäder, P., Sans, F.X. 2015. Long-term feasibility of reduced tillage in organic farming. Agronomy for Sustainable Development 35: 339- 346.

Armengot, L., Blanco-Moreno, J.M., Bàrberi, P., Bocci, G., Carlesi, S., Aendekerk, R., Berner, A., Celette, F., Grosse, M., Huiting, H., Kranzler, A., Luik, A., Mäder, P., Peigné, J., Stoll, E., Delfosse, P., Sukkel, W., Surböck, A., Westaway, S., Sans, F.X. 2016. Tillage as a driver of change in weed communities: a functional perspective. Agriculture Ecosystems and Environment 222: 276-285.

Armengot, L., Sans, F.X., Fischer, C., Flohre, A., José-María, L., Tscharntke, R., Thies, C. 2012. The β-diversity of arable weed communities on organica and conventional cereal farms in two contrasting regions. Applied Vegetation Science 15: 571-579.

Baker, H.G., 1974. The evolution of weeds. Annual Review of Ecology and Systematics 5: 1-24. doir.ort/10.1146/annurev.es.05.110174.000245.

Bilalis, D., Efthimiadis, P, Sidiras, N, 2001. Effect of three tillage systems on weed flora in a 3- year rotation with four crops. Journal of Agronomy and Crop Science 186: 135-141.

Blackshaw R.E., Molnar L.J., Larney F.J. 2005. Fertilizer, manure and compost effects on weed growth and competition with winter wheat in western Canada. Crop Protection 24: 971–980.

Bohan, D.A., Powers, S.J., Champion, G., Haughton, A.J., Hawes, C., Squires G., Cussans, J., Mertens, S.K. 2011. Modelling rotations: can crop sequences explain arable weed seedbank abundance? Weed Research. 51: 422-432.

Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S.G. 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. Trends in Ecology and Evolution. 28: 230-238.

Booth, B.D., Swanton, C.J. 2002. Assembly theory applied to weed communities. Weed Science.

50: 2-13.

Bretagnolle, V., Gaba, S. 2015. Weeds for bees? A review. Agronomy for Sustainable Development. doi: 10.1007/s13593-015-0302-5

Carmona, C.P., de Bello, F., Azcárate, F.M., Mason, N.W.H., Peco, B. 2019. Trait hierarchies and intraspecific vaiability drive competitive interactions in Mediterranean anual plants. Journal of Ecology. 107: 2078-2089. doi.org/10.1111/1365-2745.13248

Carretero, J.L. 2004. Flora arvense española. Las malas hierbas de los cultivos españoles.

Phytoma.

Cirujeda, A., Aibar, J., Zaragoza, C. 2011. Remarkable changes of weed species in Spanish cereal fields from 1976 to 2007. Agronomy for Sustainable Development 31: 675-688.

Chamorro, L., Baldivieso, P., Blanco-Moreno, M., Armengot, L., Sans F.X. 2017. Efecto del laboreo mínimo (chisel, la fertilización y los abonos verdes sobre la flora arvense y los rendimientos en una rotación de cultivos de cereales y leguminosas ecológicos. Actas XVI Congreso de la Sociedad Española de Malherbología. Pamplona. Pp 125-130.

Chamorro, L., Masalles, R.M., Sans, F.X. 2016. Arable weed decline in Northeast Spain: Does organic farming recover functional biodiversity? Agriculture Ecosystems and Environment 223: 1-9.

Chauhan, B.S., Gill, G., Preston, C., 2006. Influence of tillage systems on vertical distribution: seedling recruitment and persistence of rigid ryegrass (Lolium rigidum) seed bank. Weed Science 54: 669–676.

De Lucas, C., Sánchez del Arco, M.J., García Muriedas, G., Alarcón, R., Hernández Plaza, E., Navarrete Martínez, L. 2003. Optimización de la competitividad del cultivo de trigo frente a las malas hierbas, en condiciones ecológicas. Actas Congreso de la Sociedad Española de Malherbología. 4-6 noviembre 2003. Barcelona pp 189-193.

Dorado, J., López-Fando, C. 2006. The effect of tillage system and use of a paraplow on weed flora in a semiarid soil from central Spain. Weed Research 46: 424-431.

Drews, S., Neuhoff, D., Köpke, U. 2009. Weed suppression ability of three winter wheat varieties at different row spacing under organic farming conditions. Weed Research 49: 526- 533.

Fernández-Quintanilla, C., García Torres, L. 1991. Malherbología, una nueva disciplina agronómica. En: Fundamentos sobre malas hierbas y herbicidas. García Torres y Fernández-Quintanilla ed. Mundi Prensa.

Fischer, C., Türke, M. 2016. Seed preferences by rodents in the agri-environment and implications for biological weed control. Ecology and Evolution. 6: 5796-5807.

Fuertes, S., Pardo, G., Cirujeda, A., Mari, A.I., Aibar, J. 2017. Evaluación de métodos de control químicos, mecánicos y culturales para el control del bromo (Bromus spp.) y otras malas hierbas en cebada. Actas XVI Congreso de la Sociedad Española de Malherbologia, Pamplona-Iruña, ISBN: 978-84-9769-327-1.

Gaba, S., Gabriel, E., Chadoeur, J., Bonneu, F., Bretagnolle, V. 2016. Herbicides do not ensure for higher wheat yield, but eliminate rare plant species. Science Report. doi: 10.1038srep30112

Gabriel, D., Sait, S.M., Kunin, W.E., Benton, T.G. 2013. Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. Journal of Applied Ecology. doi: 10.1111/1365-2664.12035

Garnier, E., Navas, M.L., Grigulis, K. 2016. Plant Functional Diversity. Organism traits, community structure and ecosystem properties. Oxford University Press.

GENVCE, 2019. Evaluación agronómica y de la calidad de las nuevas variedades de cebadad, trigo blando, trigo duro, triticale, avena y centeno híbrido en España. Disponible en:

<http://www.genvce.org/informes/resultados-por-campanas/campana-2018-2019/>

Gliessman, S. R. 2002. Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible. CATIE.

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 195: 36-43.

Guglielmini, A. C., Verdú, A. M. C., & Satorre, E. H. 2016. Competitive ability of five common weed species in competition with soybean. International Journal of Pest Management, 63: 30–36. doi:10.1080/09670874.2016.1213459

Gunton, R.M., Petit, S., Gaba, S. 2011. Functional traits relating arable weed communities to rop characteristics. Journal of Vegetation Science 22: 541-550.

Harpole, W.S., Tilman, D. 2007. Grassland species loss resulting from reduced niche dimension.

Nature 446. doi:10.1038/nature05684

Heap, I., The international survey of herbicide resistan weeds. Online. Viernes, 29 de marzo de 2019. Disponible en: [www.weedscience.com](http://www.weedscience.com/)

Hernández-Plaza, E., Kozak, M., Navarrete, L., González-Andújar, J.L. 2011. Tillage system did not affect weed diversity in a 23-year experiment in Mediterranean dryland. Agriculture Ecosystems and Environment 140: 102-105.

Hernández-Plaza, E.; Navarrete, L.; González-Andújar, J.L. 2015. Intensity of soil disturbance shapes response trait diversity of weed communities: The long-term effects of different tillage systems. Agriculture Ecosystems and Environment 207: 101-108.

Hernanz, J.L., Sánchez-Giron, V., Navarrete, L. 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal legominous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. Agriculture Ecosystems and Environment 133: 114-122.

Hoad, S., Topp, C., Davies, K. 2008. Selection of cereals for weed suppression in organic agriculture: a method based on cultivar sensitivity to weed growth. Euphytica 163: 355-366.

Hobbs, P., Sayr, K., Gupta,R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. Philosophical Transaction of the Royal Society B 363: 543-555. doi: 10.1098/rstb.2007.2169.

Holt, J.S., Welles, S.R., Silvera, K., Heap, I.M., Heredia, S.M., et al. 2013. Taxonomic and life history bias in herbicide resistant weeds: Implications for deployment of resistant crops. PLoS ONE. 8 (9): e71916. doir: 10.1371/journal.pone.0071916

Koocheki, A., Nassiri, M., Alimoradi, L., & Ghorbani, R. 2009. Effect of cropping systems and crop rotations on weeds. Agronomy for Sustainable Development, 29: 401 408. doi:10.1051/agro/2008061

Lacasta, C., Estalrich, E., Cordero, F. 2017a. Rotaciones de cultivos herbáceos en agricultura de conservación y convencional en ambientes semiáridos y su efecto sobre la flora arvense y el rendimiento del cereal, 33 años de experimentación. Actas XVI Congreso de la Sociedad Española de Malherbología. Pamplona. Pp 137-142.

Lacasta, C., Estalrich, E., Cordero, F. 2017b. Rotaciones de cultivos herbáceos en agricultura ecológica de ambientes semiáridos y su efecto sobre la flora arvenses y el rendimiento del cereal, 24 años de experimentación. Actas XVI Congreso de la Sociedad Española de Malherbología. Pamplona. Pp 165-170.

Lacasta, C., Estalrich, E., Cordero, F. 2017c. Interacciones de densidades de siembra y rotaciones de cultivos en agricultura convencional y su efecto sobre la flora arvense y el rendimiento del cereal, 24 años de experimentación. Actas XVI Congreso de la Sociedad Española de Malherbología. Pamplona. Pp 171-176.

Lemerle, D., Verbeek, B., Cousens, R.D., Coombes, N.E. 1996. The potential for selecting spring wheat varieties strongly competitive against weeds. Weed Research 36: 505–513.

Liebman, M., Dyck, E. 1993. Crop Rotation and Intercropping Strategies for Weed Management. Ecological Applications, 3: 92 122. doi: 10.2307/1941795

Loureiro, I., Escorial, C., Hernández-Plaza, E., González-Andújar, J.L., Chueca, M. C. 2017. Current status in herbicide resistance in Lolium rigidum in winter cereal fields in Spain: Evolution of resistance 12 years after. Crop Protection 102: 10-18.

Mahaut, L., Fried, G., Gaba, S. 2017. Patch dynamics and temporarl dispersal partly shape annual plant communities in ephemeral habitat patches. Oikos. doi.org/10.1111/oik.04415

Mahn, E.G., 1984. Structural changes of weed communities and populations. Vegetatio. 58: 79- 85.

MAPA, 2018. Encuesta sobre superficie y rendimientos de los cultivos (ESYRCE). Disponible en: https://[www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-](http://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-)

agrarias/boletin2018\_tcm30-504212.pdf

Marshall, E.J.P., Brain, P., 1999. The horizontal movement of seeds in arable soil by different soil cultivation methods. Journal of Applied Ecology 36; 443–454

Mayerová, M., Milulka, J., Soukup, J. 2018. Effects of selective herbicide treatment on weed community in cereal crop rotation. Plant Soil Environment 64: 413-420. doi.org/10.17221/289/2018-PSE

Mertens, S.K., Van den Bosch, F., Heesterbeek, J.A.P. 2002. Weed populations and crop rotations: exploring dynamics of a structured periodic system. Ecological Applications 12: 1125-1141.

Murphy, S. D., Clements, D. R., Belaoussof, S., Kevan, P. G., & Swanton, C. J. 2006. Promotion of weed species diversity and reduction of weed seedbanks with conservation tillage and crop rotation. Weed Science, 54: 69 77.

Neve, P., Vila-Aiub, M., Roux, F. 2009. Evolutionary-thinking in agricultural weed management.

New Phytologist. 184: 783-793.

Oerke, E.C. 2006. Crop losses to pests: Centenary review. Journal of Agricultural Science 144: 31-43.

Peralta, A.M.L., Sánchez, A.M., Luzuriaga, A.L. and Escudero, A. (2016) Factors driving species assemblage in Mediterranean soil seed banks: from the large to the fine scale. Annals of Botany. 117(7):1221-1228.

Peralta, A.L.; Sánchez, A. M.; Luzuriaga, A. L.; de Bello, F.; Escudero, A. (2019). Evidence of functional species sorting by rainfall and biotic interactions: A community monoliths experimental approach. Journal of Ecology. Doi: 10.1111/1365-2745.13210

Powles, S.B., Preston, C., Bryan, I.B., Jutsum, A.R, 1996. Herbicide Resistance: Impact and Management. Advances in Agronomy 58:57-93. doi: 10.1016/S0065-2113(08)60253- 9

Rodríguez, J.A.; López, M., Grau, J.M. 2009. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de los suelos agrícolas y de pastos de España. Instituto Nacional de Investigación Agraria MARM. ISBN: 9788449109805

Rotchés-Ribalta, R., Blanco-Moreno, J.M., Armengot, L., José-María, L., Sans, F.X. 2015 a. Which conditions determine the presence of rare weeds in arable fields? Agriculture Ecosystems and Environment 203: 55-61.

Rotchés-Ribalta, R., Blanco-Moreno, J.M., Armengot, L., José-María, L., Sans, F.X. 2015 b. Responses of rare and common segetal species to wheat competition and fertilizer type and dose. Weed Research 56: 114-123.

Ruisi, P., Frangipane, B., Amato, G., Badagliacca, G., Di Miceli, G., Plaia, A., & Giambalvo, D. 2015. Weed seedbank size and composition in a long-term tillage and crop sequence experiment. Weed Research, 55: 320 328.

Santín-Montanyá, M.I., Martín-Lammerding, D., Walter, I., Zambrana, E., Tenorio, J.L. 2013. Effects of tillage, crop systems and fertilization on weed abundance and diversity in 4- year dry land winter wheat. European Journal of Agronomy 48: 43-49.

Sanz Elorza, M. 2009. Flora y vegetación arvense y ruderal de la provincia de Huesca. Monografias de botánica ibérica, 0. Disponible en: <http://www.floramontiberica.org/Pub/SanzElorza_2009.htm>

Sarker, J.R., Singh, B.P., Dourgherty, W.J., Fang, Y., Badgery, W., Hoyle, F.C., Dalal, R.C., Cowie,

A.L. 2018. Impact of agricultural management practices on the nutrient supply potential of soil organic matter under long-term farming. Soil and Tillage Research 175: 71-81.

Smith, R.G., Mortensen, D.A., Ryan, M.R. 2010. A new hypothesis for the functional role of diversity in mediating resource pools and weed-crop competition in agroecosystems. Weed Research 50: 37-48.

Solé-Senan, X., Juárez-Escario, A., Conesa, J.A., Torra, J., Royo-Esnal, A., Recasens, J. 2014. Plant diversity in Mediterranean cereal fields: Unraveling the effect of landscape complexity on rare arable plants. Agriculture Ecosystems and Environment 185: 221-230.

Spokas, K., Forcella, F., Archer, D., Reicosky, D., 2007. SeedChaser: vertical soil tillage distribution model. Computers and Electronic in Agriculture 57: 62–73.

Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., van Doorn, A. Ramwell, C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. Journal of Environmental Management. 91: 22–46. doi:10.1016/j.jenvman.2009.07.005

Storkey, J., Meyer, S., Still, K.S., Leuschner, C. 2012. The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. Proceedings of the Royal Society 279: 1421-1429.

Storkey, J., Neve, P. 2018. What good is weed diversity? Weed Research 58: 239-243.

Sweeney, A.E., Renner, K.A., Laboski, C., Davis, A. 2008. Effect of fertilizer nitrogen on weed emergence and growth. Weed Science 56: 714-721.

Tilman, D. 1987. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. Ecological Monographs 57: 189-214.

Topham, P.B., Lawson, H.M. 1982. Measurement of weed species diversity in crop/weed competition studies. Weed Research 22: 285-293.

Ulber, L., Steinmann, H.-H., Klimek, S., & Isselstein, J. 2009. An on-farm approach to investigate the impact of diversified crop rotations on weed species richness and composition in winter wheat. Weed Research, 49:, 534 543. Doi: 10.1111/j.1365-3180.2009.00722.x

Weiner, J., Damgaard, C. 2006. Size-asymmetric competition and size-asymmetric growth in a spatially explicit zone-of-influence model of plant competition. Ecological Research. 21: 707-712. doi: 10.1007/s11284-006-0178-6.

Weiner, J. 2017. Applying plant ecological knowledge to increase agricultural sustainability.

Journal of Ecology 105: 865-870.

# CAPÍTULO 7

## Discusión General

En esta discusión, partiendo de una revisión exhaustiva de la información existente sobre los efectos de las prácticas agrícolas en secanos cerealistas, contextualizamos los principales resultados experimentales de la tesis considerando dos aspectos fundamentales: i) el clima como modulador del sistema y ii) la interacción entre las prácticas agrícolas, la estructura de las comunidades arvenses y el rendimiento de los cultivos Todo ello nos llevará a identificar nuevas líneas de investigación y a señalar qué prácticas, de las habituales en estos sistemas, resultan más sostenibles en relación a sus efectos sobre la diversidad de las comunidades arvenses y el rendimiento de los cultivos.

Implicaciones de la mediterraneidad en los sistemas cerealistas de secano Uno de los aspectos más destacables de nuestro trabajo está asociado al significado de cultivar en secano en condiciones mediterráneas. Es decir, cultivar expuestos a un régimen de precipitaciones con elevada variabilidad interanual al que se suman episodios erráticos de subidas de temperatura en primavera (Hernández-Barrera et al., 2017). Estas circunstancias provocan períodos de déficit hídrico (Peña-Gallardo et al., 2019) que determinan la dinámica de estos agrosistemas al producir limitaciones en la movilización de nutrientes y en la capacidad de absorción de las plantas (Nkeviwe et al., 2016). Las precipitaciones en cada campaña de nuestro periodo de estudio estuvieron comprendidas entre 237 y 580 mm, con variaciones en primavera entre 25 y 264 mm. Esta variabilidad se tradujo en un mayor efecto del año que de las prácticas agrícolas sobre el rendimiento del cultivo. Concretamente, en el ensayo descrito en el capítulo 3, donde en ninguna campaña las precipitaciones superaron los 400 mm, la respuesta del rendimiento a la fertilización (NPK) fue mínima. Es decir, la reducción en la dosis de fertilizante produjo un ligero efecto positivo en el rendimiento de los cereales sin disminuir el rendimiento de las leguminosas. Otros trabajos ya han señalado que precipitaciones anuales inferiores a 450 mm limitan la absorción, por parte del cultivo, del nitrógeno aplicado en la fertilización (López- Bellido et al., 1998). Estos resultados revelan un uso ineficiente de los fertilizantes en

los agrosistemas cerealistas mediterráneos, que supone un coste mayor del necesario y un importante foco de emisiones de nitrógeno al ambiente (Lassaletta, et al., 2021). Resulta evidente, por tanto, la necesidad de un cambio hacia una agricultura que optimice la nutrición de los cultivos (Quemada et al., 2020) y consiga mayor eficiencia en el uso de insumos exógenos.

Los efectos del laboreo sobre el rendimiento del cultivo también estuvieron ligados a la variabilidad climática interanual (Cap. 4). Así, en el ensayo analizado en los capítulos 4 y 5, donde las precipitaciones de cada campaña oscilaron entre los 237 y los 580 mm, ningún laboreo resultó consistentemente más favorable. Resultados parecidos ya se observaron en un experimento de larga duración en condiciones similares (Hernanz et al., 2014). Estos resultados pueden explicarse porque en condiciones de escasez hídrica, los sistemas de no laboreo pueden resultar más favorables para el rendimiento que otros laboreos (Pittelkow et al., 2015) debido a su mayor capacidad de almacenamiento de agua (Feng et al., 2011), asociada a una mayor estabilidad de los agregados del suelo (Bienes et al., 2021) y a un mayor contenido de materia orgánica en los 10 primeros centímetros (Hernanz et al., 2009). Sin embargo, en años más lluviosos, las condiciones edáficas generadas por las labores benefician el desarrollo del cultivo y permiten mayores rendimientos (Hernanz et al., 2014). Esta diferencia en el funcionamiento de los sistemas de laboreo ante años con precipitaciones contrastadas explica que, considerando el medio plazo, ninguno de los laboreos estudiados destaque favorablemente sobre el resto.

Las condiciones climáticas anuales también determinaron la respuesta de las comunidades arvenses. Concretamente, en cultivo de cereales observamos que los años de precipitaciones invernales reducidas dieron lugar a comunidades arvenses menos abundantes y con mayor diversidad de especies que años con mayores precipitaciones (Cap. 3). A nivel de manejo, este resultado pone en entredicho la realización de desherbados posteriores a la emergencia del cultivo en años con inviernos secos. Esta respuesta asociada al clima se reflejó en la estructura funcional

de la comunidad (Cap. 5), al igual que se ha observado en otras comunidades de plantas (Pakeman et al., 2009). En concreto encontramos que la diversidad de los rasgos regenerativos es menor en condiciones de mayor precipitación invernal, aumentando en la comunidad la importancia de las especies con semillas pequeñas y sin pericarpio. Por tanto, las condiciones más benignas en estos sistemas, entendidas como las de mayor disponibilidad hídrica invernal, son favorables para especies con atributos que facilitan la emergencia rápida. Esta supone una ventaja a la hora de competir por el espacio en los primeros estados de desarrollo del cultivo y deriva en una mayor dominancia (Fukami, 2015). Sin embargo, en años con inviernos más secos se reduce la germinación de especies tempranas, que disminuyen su dominancia, y se ve favorecida la diversidad de estrategias regenerativas, que puede permitir la entrada de especies primaverales.

Relaciones entre prácticas agrícolas, comunidades arvenses y cultivo Nuestro trabajo evidencia la necesidad de integrar las prácticas agrícolas en los análisis sobre la relación entre arvenses y cultivo. En este sentido, una parte de nuestro estudio aúna los dos enfoques de trabajos previos: la evaluación del efecto de las prácticas agrícolas sobre la abundancia y diversidad de las comunidades arvenses (Armengot et al., 2016; Gaba et al., 2018; Fried et al, 2012; Hernández-Plaza et al., 2011; Hernández-Plaza et al., 2015) y el estudio de la relación entre el rendimiento y distintos aspectos de la estructura de las comunidades arvenses como la riqueza de especies (Storkey y Neve, 2018) o la composición (Adeux et al., 2019). Para ello, hemos utilizado una aproximación que nos ha permitido cuantificar simultáneamente el efecto de cada práctica agrícola sobre las arvenses, sobre el cultivo y sobre las relaciones entre las comunidades arvenses y el rendimiento (Cap. 3). La importancia del laboreo sobre aspectos funcionales de las arvenses, detectada en trabajos previos (Hernández-Plaza et al., 2015; Armengot et al., 2016), nos condujo a evaluar una mayor variedad de rasgos regenerativos. Así, además del tamaño de la semilla, consideramos aspectos asociados a la dispersión (posesión de propágulos

dispersivos) y a la longevidad de las semillas. De esta forma hemos podido determinar las consecuencias que tiene el uso de diferentes tipos de laboreo de conservación sobre la estructura de las comunidades arvenses (Cap. 4 y 5).

La relación entre la abundancia, la diversidad de especies y la diversidad funcional de las comunidades arvenses es imprescindible para entender la interacción arvenses- cultivo

Frente a la consideración dominante de que el efecto de las arvenses sobre el rendimiento del cultivo es siempre negativo y dependiente exclusivamente de su abundancia (Cousens et al., 1988; Izquierdo et al., 2003), nuestro trabajo sugiere que esto no siempre es así. Los resultados obtenidos permiten vislumbrar que otros aspectos, como la composición (Adeux et al., 2019), la diversidad de especies (Storkey y Neve, 2018) y la estructura funcional de la comunidad, pueden condicionar el efecto de las arvenses sobre el cultivo. Más aún, la relación entre estos aspectos de las comunidades arvenses puede ser decisiva para entender los mecanismos implicados en la interacción entre las arvenses y el cultivo. Sin embargo, dichas relaciones no están aun suficientemente caracterizadas y pueden depender de las prácticas agrícolas realizadas, del tipo de cultivo y de las condiciones climáticas. En nuestro estudio esta complejidad se muestra en el capítulo 3, en la relación positiva e indirecta entre la diversidad de especies arvenses y el rendimiento de cereales, que está mediada por una relación negativa entre la abundancia y la diversidad de especies arvenses. De tal forma que las comunidades arvenses menos diversas fueron las más abundantes y afectaron negativamente al rendimiento del cereal. Esto no ocurrió en el caso de las leguminosas donde las especies arvenses no afectaron al rendimiento del cultivo. Esta diferencia entre cultivos en su relación con las comunidades arvenses señala la necesidad de considerar aspectos morfo-funcionales de los cultivos a la hora de plantear la rotación (Gunton et al., 2011).

Por otra parte, observamos que la reducción en el rendimiento del cereal estuvo asociada a comunidades arvenses con unas características funcionales determinadas:

una elevada diversidad de estrategias de adquisición de recursos y una menor diversidad de estrategias regenerativas. En concreto detectamos que el aumento en la diversidad de área foliar específica tuvo un efecto negativo sobre el rendimiento mientras que la diversidad en el rasgo tiempo de emergencia afectó positivamente al rendimiento (Cap. 3). Así, nuestros resultados señalan la importancia de contar con todos los aspectos de la estructura de las comunidades arvenses para entender los procesos a través de los cuales las prácticas agrícolas y el clima condicionan el funcionamiento de estos agrosistemas. Además, vemos que la diversidad de las comunidades arvenses, de especies y funcional, no solo es necesaria por su papel en los servicios de regulación (Bàrberi et al., 2018), sino porque podría contribuir a mejorar la productividad del agrosistema, medida en términos del rendimiento del cultivo en el medio plazo.

El papel de las prácticas agrícolas en el efecto de las arvenses sobre el rendimiento Además de la importancia del clima, nuestro trabajo también señala la importancia de las prácticas agrícolas como condicionantes de la estructura de las comunidades arvenses (Armengot et al., 2016; Catarino et al., 2019; Fried et al., 2012; Gaba et al., 2018; Hofmeijer et al., 2019; Melander et al., 2013; Petit et al., 2018; Torra et al., 2018). En nuestro caso, la influencia del laboreo fue evidente en diferentes aspectos de estas comunidades. Concretamente, al evaluar de forma detallada cada tipo de laboreo de conservación, propuestos como alternativas al laboreo convencional con vertedera, encontramos que afectan de manera diferencial a la composición de las comunidades arvenses (Cap. 4). Es decir, el laboreo actúa a modo de filtro abiótico, cada tipo favoreciendo unas estrategias funcionales frente a otras, especialmente afectando a las regenerativas, y generando cambios en la composición de la comunidad arvense (Cap 5). La importancia de los caracteres regenerativos en este contexto es esperable pues evaluamos el ensamble de comunidades anuales, que en su mayor parte se reproducen por semillas, y analizamos el efecto de sistemas de laboreo que afectan a la distribución de estas semillas en el suelo (Chauhan et al.

2006; Spokas et al. 2007; Marshall y Brain 1999) y determinan los procesos de germinación y emergencia (Thompson et al., 1998). En nuestro caso, observamos que el sistema de no laboreo es la práctica que reduce en mayor medida la diversidad de tiempo de emergencia de las comunidades arvenses y lo hace en sentido de una mayor precocidad en la emergencia de la comunidad. Esto implicaría un aumento del tiempo de competencia entre arvenses y cultivo que podría perjudicar el rendimiento si no se realiza ningún desherbado (Zimdahl, 2018). Por otro lado, el sistema de no laboreo favorece la diversidad de estrategias de adquisición de recursos (Cap. 3 y 5), un aspecto que se relaciona negativamente con el rendimiento de cereales (Cap. 3).

##### La agricultura de secano y la funcionalidad de los agrosistemas

Los resultados de esta tesis subrayan que el funcionamiento de los sistemas cerealistas de secano depende del complejo esquema de relaciones entre las condiciones ambientales, las prácticas agrícolas, el cultivo y la comunidad arvense. En el contexto mediterráneo de la Península Ibérica, donde los sistemas cerealistas de secano ocupan alrededor de 6,5 Mha, adoptar un manejo de estos cultivos que permita mantener la funcionalidad del sistema es vital. Para ello, urge valerse de las funciones ecológicas de la biodiversidad para favorecer la sostenibilidad (Kleijng et al., 2011; Duru et al., 2015), y al mismo tiempo reducir la intensificación de las prácticas agrícolas (Tamburini et al., 2020). Concretamente a nivel de finca, los manejos deben integrar aquellas prácticas agrícolas que propician comunidades arvenses diversas, en términos de especies y funcionalmente para aquellos rasgos que no redundan en una mayor interferencia con el cultivo. Simultáneamente, estas prácticas deben ser capaces de mejorar las propiedades edáficas para favorecer la eficacia de los cultivos en el uso de recursos, especialmente agua y nutrientes.

Las arvenses podrían llegar a considerarse comunidades prioritarias en un contexto agrario orientado a una cierta renaturalización de los sistemas cerealistas lo que implica una revisión sobre la forma de realizar los manejos agrícolas (Storkey et al., 2021). La conservación de la diversidad de las arvenses está justificada por su

potencialidad para mitigar el efecto negativo de estas especies sobre las cosechas y por su papel en el mantenimiento de la biodiversidad en los agrosistemas, al servir de refugio y alimento a otras especies, e incluso reforzar servicios ecosistémicos culturales (Smith et al., 2020; MacLaren et al., 2020). En los cultivos de secano mediterráneos, caracterizados por un grado de tecnificación relativamente bajo, el tránsito a un modelo de manejo de estas especies más sostenible no resulta complejo. Para poder establecer estrategias de manejo en esta dirección, el conocimiento de la respuesta de las comunidades arvenses a los efectos de las diferentes prácticas agrícolas es esencial. En este sentido, la revisión bibliográfica realizada (capítulo 6) muestra que la mayor parte de trabajos publicados están orientados al estudio de los efectos que las prácticas agrícolas producen en poblaciones de especies arvenses concretas, normalmente las más abundantes. Estos trabajos analizan en detalle los mecanismos de los que se derivan tales efectos, que suelen asociarse a procesos fenológicos (Fuertes et al., 2017), de adquisición de nutrientes (Rotchés-Ribalta et al., 2015) o de requerimientos en la nascencia (Torra et al., 2018). Aunque esto en parte puede explicar los cambios en la composición de las comunidades, hay un vacío de información sobre los efectos de los manejos agrícolas en la comunidad arvense en conjunto y en la relación de estas comunidades con el cultivo. Dicha información es necesaria para establecer estrategias de manejo de las arvenses considerando la conservación de su diversidad sin reducir el rendimiento de los cultivos.

En relación a las dos prácticas analizadas experimentalmente, el laboreo y la fertilización, nuestros resultados permiten establecer una propuesta de manejo que incluye la diversidad arvense y el rendimiento en un mismo nivel. Respecto a la fertilización, nuestra propuesta contempla la reducción de la dosis de fertilizantes inorgánicos y, al mismo tiempo, generar un cambio en el manejo de la nutrición de los cultivos. Para ello, es preciso considerar la importancia de las limitaciones impuestas por el clima sobre la eficacia de las aplicaciones de fertilizantes e identificar qué mecanismos gobiernan la disponibilidad de nutrientes en la rizosfera y qué rasgos

fisiológicos y morfológicos de los cultivos determinan la capacidad de las plantas para absorber nutrientes (Bindraban, et al., 2015). La mejora genética vegetal se sitúa en un punto estratégico que requiere aunar esfuerzos en la selección de variedades atendiendo a aspectos clave de la raíz como: exudados, profundidad, longitud y anchura o capacidad fijadora de nitrógeno (Lammerts van Bueren y Struik, 2017). En relación al tipo de laboreo, aunque el no laboreo es una estrategia útil en la conservación del suelo (Hobbs et al., 2008), su práctica está condicionada a la aplicación de un herbicida previo a la siembra. Esto provoca la exclusión de numerosas especies arvenses consideradas raras (Recasens et al., 2020) y, como muestran nuestros resultados, la reducción de la diversidad de los rasgos regenerativos de las arvenses, asociados a la relación negativa entre estas especies y el rendimiento de los cultivos. Por este motivo, consideramos que el no laboreo no es una práctica recomendable desde una perspectiva de conservación de la diversidad arvense con objetivos de manejo sostenible. La práctica que aúna estas condiciones sería el laboreo mínimo e incluso el laboreo de subsuelo. Estos dos sistemas de laboreo sin inversión del perfil del suelo suponen una reducción de la intensidad de labor, nada despreciable respecto al laboreo convencional, y mantienen la diversidad de los rasgos regenerativos relacionada positivamente con el rendimiento. Además, pueden incrementar el margen de beneficio de los agricultores al reducir costes de producción (Sánchez-Giron et al., 2004).

Adicionalmente, la propuesta de diversificar los manejos de las arvenses (MacLaren et al., 2020) abre una oportunidad para ensayar, en los sistemas cerealistas mediterráneos de secano, otras prácticas alternativas que están evaluándose en otros sistemas de cultivo o en otros contextos climáticos. Sería interesante aprovechar los efectos positivos sobre el rendimiento que se producen al favorecer mecanismos/procesos de complementariedad mediante diferentes manejos de los cultivos, como la utilización de cultivos cubierta (Baraibar et al., 2021) o las mezclas de variedades (Barot et al., 2017; Schöb et al., 2015) y de especies de cultivo (Freund

et al., 2021). Incluso la propuesta de integrar la ganadería con pastoreo puede resultar interesante como un sistema de manejo de las arvenses en el contexto mediterráneo (MacLaren et al., 2020).

Mantener comunidades arvenses diversas es una oportunidad para asegurarel funcionamiento de las redes tróficas en los agrosistemas (Blaix et al., 2018) y otros servicios ecosistémicos, incluido el de abastecimiento, que repercuten en el bienestar humano (Díaz et al., 2006). En última instancia, la sostenibilidad de los agrosistemas redunda en el funcionamiento global de los ecosistemas (Foley et al., 2011; Zimmerer et al., 2019).

##### Referencias

Adeux, G., Vieren, E., Carlesi, S., Bàrberi, P., Munnier-Jolain, N., Cordeau, S., 2019. Mitigating crop yield losses through weed diversity. Nature Sustainability. 2: 1018-1026. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0415-y>

Armengot, L., Blanco-Moreno, J.M., Bàrberi, P., Bocci, G., Carlesi, S., Aendekerk, R., Berner, A., Celette, F., Grosse, M., Huiting, H., Kranzler, A., Luik, A., Mäder, P., Peigné, J., Stoll, E., Delfosse, P., Sukkel, W., Surböck, A., Westaway, S., Sans, F.X., 2016. Tillage as a driver of change in weed communities: a functional perspective. Agric. Ecosyst. Environ. 222, 276–285. doi: 10.1016/j.agee.2016.02.021

Baraibar, B.; White, C.M.; Hunter, M.C.; Finney, D.M.; Barbercheck, M.E.; Kaye, J.P.; Curran, W.S.; Bunchek, J.; Mortensen, D.A., 2021. Weeds in Cover Crops: Context and Management Considerations. Agriculture. 11: 193.

<https://doi.org/10.3390/agriculture11030193>

Bàrberi, P., Bocci, G., Carlesi, S., Armengot, L., Blanco-Moreno, J. M., & Sans, F. X., 2018. Linking species traits to agroecosystem services: a functional analysis of weed communities. Weed Res. 58: 76–88. https://doi.org/10.1111/wre.12283

Barot, S., Allard, V., Cantarel, A. Enjalbert, J., Gauggreteau, A., Goldringer, I., Lata, J.C., Le Roux, X., Niboyet, A., Porcher, E., 2017. Designing mixtures of varieties for multifunctional agriculture with the help of ecology. A review. Agron. Sustain. Dev. 37, 13 (2017). <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0418-x>

Bienes, R.; Marques, M.J.; Sastre, B.; García-Díaz, A.; Esparza, I.; Antón, O.; Navarrete, L.; Hernánz, J.L.; Sánchez-Girón, V.; Sánchez del Arco, M.J.; Alarcón, R., 2021. Tracking changes on soil structure and organic carbon sequestration after 30 years of different

tillage and management practices. Agron. 2021: 291.

https://doi.org/10.3390/agronomy11020291

Bindraban, P.S., Dimkpa, C., Nagarajan, L., Roy, A., Rabbinge, R., 2015. Revisiting fertilisers and fertilisation strategies for improved nutrient uptake by plants. Biol. Fertil. Soils. 51: 897-911. https://doi.org/ 10.1007/s00374-015-1039-7

Blaix, C., Moonen, A.C., Dostatny, D.F., Izquierdo, J., Le Corff, J., Morrison, J., Von Redwitz, C., Schumacher, M.S., Westerman, P.R., 2018. Quantification of regulating ecosystem services provided by weeds in annual cropping systems using a systematic map approach. Weed Res. https://doi.org/10.1111.wre.12303.

Catarino, R., Gaba, S., Bretagnolle, V., 2019. Experimental and empirical evidence shows that reducing weed control in winter cereal fields is a viable strategy for farmers. Sci. Rep. 9: 9004. Doi: 10.1038/s41598-019-45315-8

Chauhan, B.S., Gill, G., Preston, C., 2006. Influence of tillage systems on vertical distribution: seedling recruitment and persistence of rigid ryegrass (Lolium rigidum) seed bank. Weed Sci. 54: 669–676. https://doi.org/10.1614/WS-05-184R.1

Cousens, R., Firbank, L.G., Mortimer, A.M., Smith, R.G.R., 1988. Variability in the relationship between crop yield and weed density for winter wheat and *Bromus sterilis*. J. App. Ecol. 25: 1033-1044. https://doi.org/10.2307/2403764

Díaz S., Fargione J., Chapin F.S., Tilman D. 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being.

PLoS Biol 4(8): e277. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>

Duru, M., Therond, O., Martin, G., Marin-Clouaire, R., Magnet, M.A., Justes, E., Journet, E.P., 2015. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. Agron. Sustain. Dev. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>

Feng, G.; Sharratt, B.; Young, F., 2011. Influence of long-term tillage and crop rotations on soil hydraulic properties in the US Pacific Northwest. J. Soil Water Conserv. 66: 233–241. https://doi.org/10.2489/jswc.66.4.233

Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S.; Johnston, M., Mueller, N.D., O`Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, S., Polasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Sierbert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. Nat. [https://doi.org/10.1038/nature10452.](https://doi.org/10.1038/nature10452)

Freund, L., Mariotte, P., Santonja, M., Buttler, A., Jeangros, B., 2021. Species identity, rather than species mixtures, drives cover crop effects on nutrient partitioning in unfertilized agricultural soil. Plant Soil. 460: 149–162. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04782-z>

Fried, G., Kazakou, E., Gaba, S., 2012. Trajectories of weed communities explained by traits associated with species’ response to management practices. Agric. Ecosyst. Environ. 158:147–155. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.005>

Fuertes, S., Pardo, G., Cirujeda, A., Mari, A.I., Aibar, J. 2017. Evaluación de métodos de control químicos, mecánicos y culturales para el control del bromo (*Bromus* spp.) y otras

malas hierbas en cebada. Actas XVI Congreso de la Sociedad Española de Malherbologia, Pamplona-Iruña, ISBN: 978-84-9769-327-1

Fukami, T., 2015. Historical contingeny in community assembly: integrating niches, species pools, and priority effects. Ann. Rev. Ecol. Sys. 46: 1-23. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160340

Gaba, S., Caneill, J., Ncolardot, B., Perronne, R., Bretagnolle, V., 2018. Crop competition in Winter wheat has a higher potential than farming practices to regulate weeds. Ecosphere. 9. <http://doi.org/10.1002/ecs2.2413>

Gunton, R.M., Petit, S., Gaba, S. 2011. Functional traits relating arable weed communities to crop characteristics. J. Veg. Sci. 22: 541-550. https://doi.org/10.1111/j.1654- 1103.2011.01273.x

Hernández-Barrera, S., Rodriguez-Puebla, C., and Challinor, A. J.: Effects of diurnal temperature range and drought on wheat yield in Spain, Theor. Appl. Climatol., 129, 503–519, https://doi.org/10.1007/s00704-016-1779-9, 2016

Hernández-Plaza, E., Kozak, M., Navarrete, L., González-Andújar, J.L. 2011. Tillage system did not affect weed diversity in a 23-year experiment in Mediterranean dryland. Agric. Ecosyst. Environ. 140: 102-105. https://doi.org/ 10.1016/j.agee.2010.11.016

Hernández-Plaza, E.; Navarrete, L.; González-Andújar, J.L. 2015. Intensity of soil disturbance shapes response trait diversity of weed communities: The long-term effects of different tillage systems. Agric. Ecosyst. Environ. 207: 101-108. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.031

Hernanz, J.L., Sánchez-Giron, V., Navarrete, L., 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. Agric. Ecosyst. Environ. 133: 114-122. https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.009.

Hernanz, J. L., Sánchez-Girón, V., Navarrete, L., Sánchez, M. J. 2014. Long-term (1983–2012) assessment of three tillage systems on the energy use efficiency, crop production and seeding emergence in a rain fed cereal monoculture in semiarid conditions in central Spain. Field Crops Res., 166: 26–37. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.06.013>

Hobbs, P., Sayr, K., Gupta,R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. Philos. Trans. R. Soc. B. 363: 543-555.

https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2169.

Hofmeijer, M.A., Krauss, M., Berner, A., Peigné, J., Mäder, P., Armengot, L., 2019. Effects of reduced tillage on weed pressure nitrogen availability and winter wheat yields under organic management. Agron. 9:180. https://doi.org/10.3390/agronomy9040180

Izquierdo, J., Recasens, J., Fernández-Quintanilla, C, Gill, G., 2003. Effects of crop and weed densities on the interactions between barley and *Lolium rigidum* in several Mediterranean locations. Agronomie. 23: 529-536.

<http://hdl.handle.net/10459.1/10988>(acceso 07/06/2021)

Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H., Tscharntke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? Trends Ecol. Evol. 26: 474- 81. https://doi.org/ 10.1016/j.tree.2011.05.009

Lammerts van Bueren, E.T., Struik, P.C., 2017. Diverse concepts of breeding for nitrogen use efficiency. A review. Agron. Sustain. Dev. 37: 50. [https://doi.org/10.1007/s13593-](https://doi.org/10.1007/s13593-017-0457-3) [017-0457-3](https://doi.org/10.1007/s13593-017-0457-3)

Lassaletta, L., Sanz-Cobena, A., Aguilera, E., Quemada, M., Billen, G., Bondeau, A., Cayuela, M.L., Cramer, W., Eekhout, J.P.C., Garnier, J., Grizzetti, B., Intrigliolo, D.S., Ruíz- Ramos, M., Romero, E., Vallejo, A., Gimeno, B. 2021. Nitrogen dynamics in cropping systems under Mediterranean climate: asystemic analysis. Environ. Res. Lett. in press https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac002c

López-Bellido, L., Fuentes, M., Castillo, J.E., López-Garrido, R., 1998. Effects of tillage, crop rotation, and nitrogen fertilization on wheat under rainfed Mediterranean conditions. Field Crops Res. 57: 265-276. https://doi.org/[10.1016/S0378-](https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.1016%2FS0378-4290(97)00137-8?_sg%5B0%5D=0tqPfAcFOFNqQ2yyOQKYKE6VLReExgurOUSEi8OxpvKKmZnJbRp_ZieU3GcTxkQ697fM0ZtXB6DrtWTBYitPqFmEfg.ldhHEB4USKepElGAPYknhPLHlELfvWrATFe9ipVsfvc6qmx_rvitu7-9dQO1onJZ7bzhPoeDRCnAlgECn78dQA) [4290(97)00137-8](https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.1016%2FS0378-4290(97)00137-8?_sg%5B0%5D=0tqPfAcFOFNqQ2yyOQKYKE6VLReExgurOUSEi8OxpvKKmZnJbRp_ZieU3GcTxkQ697fM0ZtXB6DrtWTBYitPqFmEfg.ldhHEB4USKepElGAPYknhPLHlELfvWrATFe9ipVsfvc6qmx_rvitu7-9dQO1onJZ7bzhPoeDRCnAlgECn78dQA)

MacLaren, C., Storkey, J., Menegat, A., Metcalfe, H., Dehnen-Schmutz, K., 2020. An ecological future for weed science to sustain crop production and the environment. A review. Agron. Sustain. Develop. 40:24. <https://doi.org/101007/s13593-020-00631-6>

Marshall, E.J.P. Brain, P., 1999. The horizontal movement of seeds in arable soil by different soil cultivation methods. J. App. Ecol. 36: 443-454. [https://doi.org/10.1046/j.1365-](https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00412.x) [2664.1999.00412.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00412.x)

Melander, B., Munier-Jolain, N., Charles, R., Wirth, J., Schwarz, J., van der Weide, R., Bonin, L, Jensen, P.K., Kudsk, P., 2013. European perspectives on de adoption on nonchemical weed management in reduced-tillage systems for arable crops. Weed Tech. 27: 231- 240. https://doi.org/10.1614/WT-D-12-00066.1

Nkebiwe,P.M., Weinmann, M., Bar-Tal, A., Müller, T., 2016. Fertilizer placement to improve crop nutrient acquisition and yield: A review and meta-analysis, Field Crops Res. 196: 389-401. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.07.018

Pakeman, R., Lepš, J., Kleyer, M., Lavorel, S., Gamier, E., 2009. Relative climatic, edaphic and management controls of plant functional trait signatures. J. Veg. Sci. 20: 148-159. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05548.x

Peña-Gallardo, M., Vicente-Serrano, S.M., Domínguez-Castro, F., Beguería, S., 2019. The impact of drought on the productivity of two rainfed crops in Spain. Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 19, 1215–1234, 2019 <https://doi.org/10.5194/nhess-19-1215-2019>

Petit, S., Cordeau, S., Chauvel, B., Bohan, D., Guillemin, J.P., Steinberg, C., 2018. Biodiversity- based options for arable weed management. A review. Agron. Sustain. Dev. 38: 48. Doi: 10.1007/s13593-018-0525-3

Pittelkow, C.M., Linquist, B.A., Lundy, M.E., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., Kessel, C. 2015. When does no-till yield more? A global meta-analysis. Field Crop Res. <http://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.020>

Quemada, M., Lassaletta, L., Jensen, L.S., Godinot, O., Brentrup, F., Buckley, C., Foray, S., Hvid,

S.K. Oenema, J., Richards, K.G., Oenema, O., 2020. Exploring nitrogen indicators of farm performance among farm types across several European case studies. Agricul. Syst. 177: 102689. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102689>

Recasens J., Juárez-Escario A., Baraibar B., Solé-Senan X.O., 2020. The arable flora of mediterranean agricultural systems in the Iberian Peninsula: status, threats and perspectives. In: Hurford C., Wilson P., Storkey J. (eds) The Changing Status of Arable Habitats in Europe. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-59875-4\_7

Rotchés-Ribalta, R., Blanco-Moreno, J.M., Armengot, L., José-María, L., Sans, F.X. 2015. Responses of rare and common segetal species to wheat competition and fertilizer type and dose. Weed Res. 56: 114-123.

Sánchez-Girón V., Serrano A., Suárez M., Hernanz J.L., Navarrete L., 2004. Economics of reduced tillage for cereal and legume production on rainfed farm enterprises of different sizes in semiarid conditions. Soil Till. Res. 95: 149-160. https://doi.org/10.1016/j.still.2006.12.007

Schöb, C., Kerle, S., Karley, A. J., Morcillo, L., Pakeman, R. J., Newton, A. C., Brooker, R. W., 2015. Intraspecific genetic diversity and composition modify species-level diversity- productivity relationships. New Phytol. 205: 720–730. https://doi.org/10.1111/nph.13043

Smith, B.M., Aebischer, N.J., Ewald, J., Moreby, S., Potter, C., Holland, J.M., 2020. The potential of arable weeds to reverse invertebrate declines and associated ecosystem services in cereal crops. Frontier Sustain. Food Syst. 3: 118. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00118>

Spokas, K., Forcella, F., Archer, D., Reicosky, D., 2007. Seed Chaser: vertical soil tillage distribution model. Computers and Electronic in Agriculture 57: 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2007.01.014>

Storkey, J., Mead, A., Addy, J. and MacDonald, A.J., 2021. Agricultural intensification and climate change have increased the threat from weeds. Glob Change Biol, 27: 2416- 2425. https://doi.org/10.1111/gcb.15585

Storkey, J., Neve, P. 2018. What good is weed diversity? Weed Res. 58: 239-243. https://doi.org/10.1111/wre.12310

Tamburini, G., Bommarco, R., Wanger, T.C., Kremen, C., van der Heijden, M.G.A., Liebman, M., Hallin, S. 2020. Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. Sci. Adv. 6: eaba1715. https://doi.org/ 10.1126/sciadv.aba1715

Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Hodgson, J.G., 1998. Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. J. Ecol. 86, 163–169. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00240.x>

Torra, J., Recasens, J., Royo-Esnal, A., 2018. Seedling emergence response of rare arable plants to soil tillage varies by species. PLoS One 13: e0199425. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199425

Zimdahl, R.L., 2018. Fundamentals of weed science. 5thedn. Ed. Academic Press. San Diego. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811143-7.00001-9

Zimmerer, S., Haan, S. Jones, A.D., Creed-Kanashiro, H., Tello, M., Carrasco, M., Meza, K., Plasencia Amaya; F., Cruz García, G.S., Tubbeh, R., Jiménez Olivencia, Y., 2019. The biodiversity of food and agricultura (Agrobiodiversity) in the anthropocene: Research advances and conceptual framework. Anthropocene. 25.

https://doi.org/10.1016/j.ancene.2019.100192

# CAPÍTULO 8

## Conclusiones Generales

1. La variabilidad climática interanual explica las fluctuaciones en el rendimiento de los cultivos, la eficacia de las prácticas agrícolas y la estructura de las comunidades arvenses. Por tanto, las propuestas para un manejo sostenible de los agrosistemas cerealistas de secano deben integrar dicha influencia climática y considerar los resultados en el medio plazo.
2. La reducción de dosis de fertilizantes inorgánicos no afecta negativamente al rendimiento y no provoca cambios en las comunidades arvenses. En el corto plazo, dicha reducción es una alternativa sostenible que puede disminuir las emisiones del exceso de nutrientes al ambiente y aumentar el beneficio para los agricultores.
3. La interacción entre las plantas arvenses y el cultivo es compleja y está modulada por las relaciones que se establecen entre la abundancia y la diversidad, taxonómica y funcional, de las comunidades arvenses. Estas relaciones, a su vez, dependen de las prácticas agrícolas. Por tanto, las propuestas de manejo cuya finalidad es modular la estructura de las comunidades arvenses, para reducir las interacciones negativas entre éstas y el cultivo, deben examinar junto con la abundancia, la composición y la estructura funcional de estas comunidades.
4. El aumento de la diversidad en tiempo de emergencia de las comunidades arvenses está asociado a los sistemas labrados y se relaciona positivamente con el rendimiento del cultivo, señalando la importancia de la respuesta de los rasgos regenerativos de estas comunidades ligada a la práctica del laboreo.
5. En las comunidades arvenses, la diversidad funcional asociada a área foliar específica afecta negativamente al rendimiento del cultivo. El aumento de esta diversidad, que se produce cuando no hay labranza, evidencia que no todos los aspectos de la diversidad funcional de las comunidades arvenses resultan positivos para el rendimiento y que los distintos sistemas de laboreo divergen en los aspectos de la diversidad funcional que favorecen.
6. La sostenibilidad de los sistemas cerealistas de secano mediterráneos se puede mantener mediante laboreos que favorezcan la relación positiva entre arvenses y rendimiento al mismo tiempo que la funcionalidad edáfica. Para ello, la mejor opción es reducir la intensidad del laboreo sin llegar al extremo de no labrar, es decir, mediante laboreo mínimo.
7. El estudio de la relación arvenses-cultivo desde una perspectiva funcional muestra un potencial importante para el desarrollo de estrategias de manejo de las comunidades arvenses capaces de mantener la sostenibilidad del agrosistema. Esto requiere que se amplíen los conocimientos actuales sobre la respuesta de las comunidades arvenses a las prácticas agrícolas y sobre el efecto de los ensambles resultantes en el rendimiento.