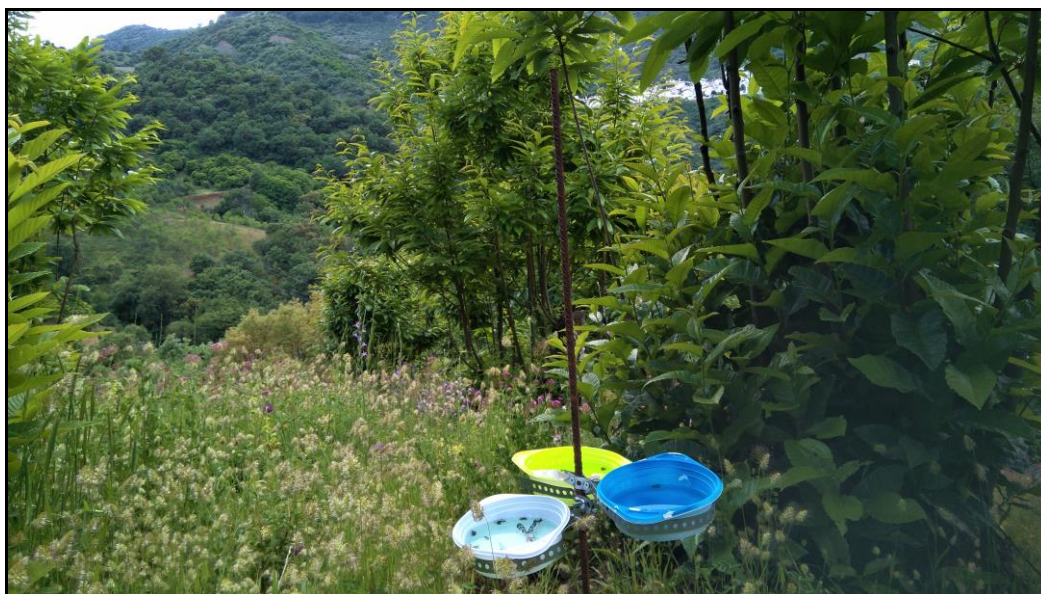


Efecto de la heterogeneidad del paisaje sobre las comunidades de abejas silvestres en agroecosistemas de la Serranía de Ronda.



Autor: Jorge Chicote Carreras

Codirectoras: Violeta Hevia Martín y Federica Ravera

Tutor: José A. González Nóvoa



Trabajo de Fin de Máster

Máster en Ecología, segundo curso.

Fecha de entrega: Junio de 2019

Lugar de realización: Departamento de Ecología de la UAM.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	4
Objetivos e hipótesis:.....	7
METODOLOGÍA	7
Zona de estudio.....	7
<i>Vegetación</i>	8
<i>Datos climáticos</i>	9
<i>Datos socioeconómicos</i>	9
Diseño muestral	11
Medición de abundancia, riqueza y diversidad.....	13
Determinación de la heterogeneidad del paisaje.....	13
Análisis de los datos	14
RESULTADOS	14
Cartografía de usos de suelo	14
Resultados de abundancia, riqueza y diversidad	19
DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS	25
La diversidad de hábitats entre los municipios.....	25
La heterogeneidad del paisaje afecta a la diversidad de abejas silvestres	25
Variedad de géneros de abejas silvestres dependiendo del hábitat.....	27
Líneas futuras de investigación	28
CONCLUSIÓN	28
BIBLIOGRAFÍA.....	29

Efecto de la heterogeneidad del paisaje sobre las comunidades de abejas silvestres en agroecosistemas de la Serranía de Ronda.

Jorge Chicote Carreras (jorge.chicote@estudiante.uam.es)

Resumen

En las últimas décadas, la actividad humana ha provocado una pérdida sin precedentes en la abundancia y diversidad de las comunidades de insectos polinizadores. En concreto, las abejas son uno de los grupos más sensibles a las alteraciones del hábitat que, en ambiente Mediterráneo, se deben principalmente a la intensificación y abandono de cultivos. Para estudiar el efecto de estas alteraciones en las comunidades de abejas silvestres, realizamos un muestreo en un agroecosistema de montaña, ubicado en la Serranía de Ronda (provincia de Málaga). La región está fuertemente afectada por un elevado éxodo rural hacia la costa, lo que ha provocado un abandono del campo y una alteración en los usos del suelo, con pérdida de su agricultura tradicional, basada principalmente en pequeñas explotaciones de castaño y alcornoque y en huertas de subsistencia. La única actividad que ha contrarrestado este éxodo ha sido el cultivo intensivo del castaño en explotaciones más grandes, que trae mano de obra en algunos periodos del año. Esta situación provoca cambios en la heterogeneidad del paisaje que pueden afectar de manera directa a las comunidades de abejas silvestres. En particular, nuestros resultados muestran que la diversidad de especies de abejas en estas zonas se ve afectada especialmente por el nivel de heterogeneidad del paisaje de los pueblos estudiados y que a su vez depende de la doble tendencia de cambios de uso arriba mencionada. Además, la evaluación de los distintos hábitats dentro de la zona de estudio apunta a que resulta de suma importancia conservar aquellos hábitats que mantienen una alta diversidad floral (es decir, las huertas familiares) para que la diversidad de abejas silvestres no se vea afectada negativamente.

Palabras clave: Abandono rural, Agricultura de subsistencia, Biodiversidad, Polinizadores, Usos del suelo.

Effect of the landscape heterogeneity on the wild bee communities in agroecosystems of Serranía de Ronda.

Jorge Chicote Carreras (jorge.chicote@estudiante.uam.es)

Abstract

In last decades, human activity has caused an unprecedented loss in the abundance and diversity of insect pollinator communities. Specifically, wild bees are one of the groups most sensitive to habitat changes, which, in the Mediterranean environment, are mainly due to crop intensification and abandonment. To study the effect of these changes on the wild bee communities, we conducted a sampling in a mountain agroecosystem, located in Serranía de Ronda (province of Málaga). This region is strongly affected by the rural exodus towards the coast, which has caused an abandonment of the countryside and a change in land uses, with the loss of its traditional agriculture, based mainly on small chestnut and cork oak farms and gardens of subsistence. The only activity that has counteracted this exodus has been the intensive cultivation of chestnut in larger farms, which brings labour at some periods of the year. This situation changes the heterogeneity of the landscape and might directly affect the communities of wild bees. Our results show that the diversity of bee species in these areas is affected mainly by the level of heterogeneity of the surrounding landscape. In addition, the results on the evaluation of the different habitats within the study area suggest that it is extremely important to conserve those habitats that maintain a high floral diversity (i.e. family gardens) so that the diversity of wild bees is not negatively affected.

Keywords: Biodiversity, Land abandonment, Land uses, Pollinators, Subsistence farming.

Agradecimientos

A Violeta Hevia y Federica Ravera, por introducirme en este campo de investigación y por transmitirme la pasión con la que trabajan en sus proyectos; a Jordi Bosch, por su ayuda en el trabajo de campo, análisis de muestras y, junto con Anselm Rodrigo, en el seguimiento de este proyecto; al personal del CREAM por hacer de mi estancia allí un período muy agradable; a las vecinas y vecinos del Valle del Genal, en especial Eulogio, Antonio y José por su gran ayuda y permitirme acceder a todos los recovecos de la región; a mi familia, siempre dispuesta a echar una mano sin importar lo kilómetros que ello conlleve y a mis compañeras y compañeros del Máster de Ecología por ayudar, de diversas maneras, en la realización de este Trabajo de Fin de Master.

INTRODUCCIÓN

La polinización es uno de los procesos clave que garantizan la reproducción de las plantas con flores y el mantenimiento de la biodiversidad (Chacof & Morales, 2007). Este proceso, por lo tanto, sustenta la vida en el planeta y ofrece uno de los servicios de los ecosistemas más importantes para el bienestar humano (MA, 2005). En este sentido, el papel imprescindible de los polinizadores para la producción agrícola está ampliamente reconocido desde la comunidad científica (IPBES, 2016).

La interacción planta-polinizador es muy sensible a cualquier tipo de perturbación (Bartomeus & Bosch, 2018). Los cambios en los ecosistemas afectan a la distribución, abundancia y efectividad de los polinizadores (FAO, 2018). Las distintas actividades humanas, tales como la intensificación del terreno, el abandono de los usos del suelo y la introducción de especies exóticas (Brown & Mitchell, 2001), entre otros, llevan a la degradación y fragmentación de los ecosistemas (Kluser & Peduzzi, 2007), así como a la modificación de hábitats naturales, lo que representa una amenaza para las interacciones planta-polinizador (Bartomeus *et al.*, 2011). De hecho, desde hace varios años, diversos estudios alertan sobre una “crisis mundial de polinización”, debido a la cual los rendimientos de los cultivos están empezando a decaer (Potts *et al.*, 2010; Holden, 2006; Gross, 2008).

Esta “crisis” es observada principalmente en hábitats altamente modificados por el ser humano en regiones biológicamente empobrecidas de Europa y Norteamérica, que aglutinan una mayor cantidad de investigaciones (Potts *et al.*, 2010; Holden, 2006; Gross, 2008). Sin embargo, son pocos los estudios científicos que analizan el estado de los polinizadores en zonas donde se gestionan los ecosistemas de manera tradicional y se mantiene una agricultura de subsistencia (Herrera, 2018), por lo que aún está por determinar si el fenómeno del “declive global de los polinizadores” se está produciendo también lejos de las grandes extensiones de agricultura intensiva o los sistemas urbanos.

Pese a que las poblaciones de polinizadores en aquellos hábitats menos afectados por cambios en la cobertura del suelo o el uso de agroquímicos parecen no haber sido afectados por una disminución tan drástica (Potts *et al.*, 2010), podrían producirse cambios a largo plazo impulsados por otros factores ambientales como el cambio climático (Herrera, 2018).

Las abejas (Apiformes) son el grupo de polinizadores más importante en la mayoría de las regiones geográficas (Potts *et al.*, 2010). Aunque muchos cultivos son polinizados por abejas melíferas “domésticas” (*Apis mellifera*), un creciente número de estudios ha demostrado que la polinización, y por consiguiente los rendimientos agrícolas como resultado de esta función clave del ecosistema, a menudo son potenciados por abejas silvestres, incluso en presencia de abejas melíferas (Hevia *et al.*, 2016; Ortiz-Sánchez *et al.*, 2018). Por lo tanto, las comunidades de abejas silvestres pueden contribuir a aumentar la capacidad de un agroecosistema a mantener su productividad y sus funciones clave frente a cambios ambientales (Garibaldi *et al.*, 2013; Walker *et al.*, 2002; Winfree *et al.*, 2007). En concreto, las abejas (silvestres y domésticas) ofrecen un valioso servicio ecosistémico cuantificado en 153 mil de millones de euros (FAO, 2018; Ortiz-Sánchez *et al.*, 2018).

En este sentido, la estructura del paisaje es un factor de gran importancia. Concretamente, se ha descrito que el emplazamiento de colmenas en ambientes agrícolas homogéneos (cultivos de vasta extensión con ausencia de pastos semi-naturales) tiene efectos negativos sobre la densidad total de abejas silvestres, no habiéndose registrado dicha respuesta en ambientes heterogéneos (Herbertsson *et al.*, 2016; Kennedy *et al.*, 2013). La principal causa parece ser la competencia entre especies al inicio de la temporada de floración de cultivos (Lindström *et al.*, 2016), lo que parece indicar que la heterogeneidad del paisaje permite aliviar la competencia entre la abeja melífera y las abejas silvestres debido a una mayor oferta de recursos florales (Agüero *et al.*, 2018). Además, en la región mediterránea, la biodiversidad se puede ver fuertemente afectada por los cambios en los usos del suelo, ya que un importante número de especies dependen del modelo tradicional de los usos del suelo como resultado de la histórica interacción de la actividad humana con los ecosistemas mediterráneos (Zavala & Burkey, 1997). De tal forma, el ser humano, abandonando y explotando tierras de cultivo, incide de forma directa sobre el estado de los insectos polinizadores.

En las últimas décadas, el aumento del éxodo rural ha supuesto un continuo abandono de tierras de cultivo y de las prácticas agroganaderas (Hernando *et al.*, 2016). La agricultura ha perdido importancia como sector de empleo en España, siendo un 4,4 % la población activa que trabaja en el sector agrario actualmente, frente al 22 % que lo hacía en el año 1976 (INE, 2018; Slomp, 2004). De esta forma, se ha producido en la España rural un cambio de los usos del suelo, debidos a la combinación de diferentes factores interconectados del medio biofísico y antrópico. Por un lado, el acceso a la Comunidad Económica Europea en 1986 supuso una

importante transformación del marco normativo y económico, principalmente debido a la integración en la Política Agraria Común (Nogueira & Rico, 2017). Por otro lado, los factores económicos han desempeñado un papel crucial en estos procesos de despoblación: las zonas afectadas por ellos suelen ser áreas económicamente deprimidas o escasamente dinámicas (Pinilla & Sáez, 2016).

De tal manera, en España se ha originado una clara diferenciación de las regiones, entre aquellas en las que la producción agrícola y ganadera se ha ido intensificando, y aquellas en las que se ha producido un abandono de los ecosistemas rurales, permitido un aumento de la superficie arbolada (Nogueira & Rico, 2017).

Este abandono de agroecosistemas rurales mediterráneos ha provocado una progresiva “matorralización” del terreno, produciéndose de esta forma una disminución en la heterogeneidad del paisaje, debido a que se produce un incremento de la masa vegetal y una pérdida de los ambientes abiertos (Hernando *et al.*, 2016). Esta dinámica puede provocar una disminución en la diversidad de los insectos polinizadores de la zona (Cole *et al.*, 2017; Hevia, 2017). Así pues, las evidencias científicas apuntan a que mejorar la heterogeneidad del paisaje, combinado con la reducción de las áreas de cultivo manejadas de forma intensiva podría ser una herramienta de gestión útil para favorecer la presencia de polinizadores y garantizar el servicio de polinización en futuros paisajes agrícolas (Hass *et al.*, 2018; Ortiz-Sánchez *et al.*, 2018).

Este trabajo se ha desarrollado en un caso de estudio de agroecosistemas mediterráneos de montaña en Andalucía. Los terrenos agrícolas de estas zonas son poco productivos y no han dejado de ser de una agricultura de subsistencia (en especial el sector hortícola), lo que ha favorecido la masiva emigración de la población rural, que ha bajado desde principios de siglo un 24%, favoreciendo así el abandono del campo. En algunas regiones, los nuevos usos del suelo no tradicionales, como la intensificación de la agricultura y ganadería, han pasado a convertirse en los principales impulsores directos de cambio en los agroecosistemas andaluces (Acosta *et al.*, 2012).

Pese a que recientes estudios han demostrado que, en las zonas agrícolas con mayor superficie natural los valores de biodiversidad son altos, independientemente del manejo intensivo que se dé a los campos de cultivo (Nicholson *et al.* 2017), no se han estudiado los efectos de la pérdida de usos tradicionales, como la agricultura de subsistencia, en un servicio clave para la

supervivencia de los agroecosistemas mediterráneos. A partir de un caso de estudio en la Serranía de Ronda (Málaga), el presente estudio quiere contribuir a completar este vacío de información.

Objetivos e hipótesis:

El objetivo general del presente estudio es explorar el efecto de la heterogeneidad del paisaje a través de los usos del suelo en una zona de estudio de ambiente Mediterráneo de montaña en Andalucía (Serranía de Ronda, Málaga) sobre la abundancia y diversidad de abejas silvestres.

Para abordar este objetivo general, se plantean los siguientes objetivos específicos:

1. Explorar las diferencias en las abundancias de abejas en los principales usos del suelo identificados en la zona de estudio.
2. Explorar las diferencias en la riqueza y diversidad de abejas silvestres en los principales usos del suelo identificados en la zona de estudio.

La hipótesis de partida es:

El abandono de los manejos en los usos del suelo identificados en la zona de estudio tiene un efecto negativo sobre la abundancia, riqueza y diversidad de abejas silvestres.

METODOLOGÍA

Zona de estudio

La zona de estudio (**Fig. 1**) abarca los municipios de Pujerra, Igualeja, Benadalid, Benalauría, Jubrique y Genalguacil, que pertenecen al Valle del Genal, en la Serranía de Ronda (al oeste de la provincia de Málaga), situado entre los parques naturales de la Sierra de las Nieves, Sierra de Grazalema y Los Alcornocales.

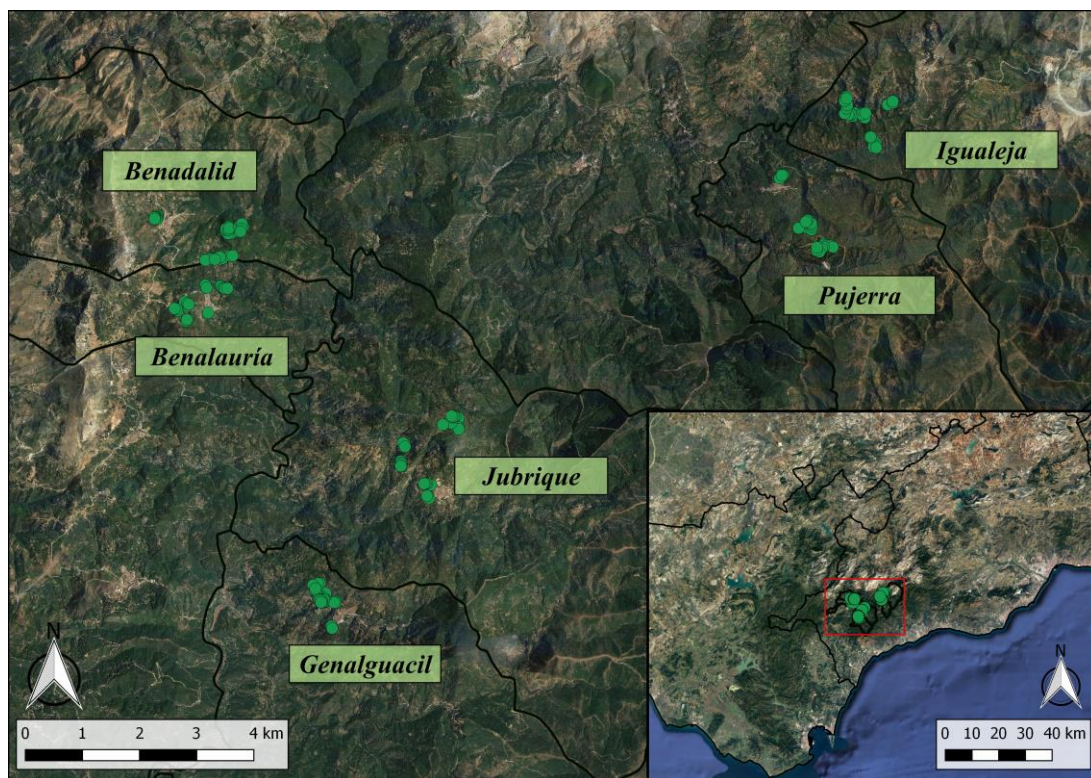


Figura 1: Mapa de localización de la zona de estudio en la provincia de Málaga.

Vegetación

El Valle del Genal se caracteriza por presentar una vegetación potencial dominada por quejigares de hoja ancha (*Quercus canariensis*), seguidos por alcornocales (*Quercus suber*) y encinares (*Quercus rotundifolia*). Junto a esta vegetación conviven bosques de castaños (*Castanea sativa*) que, aunque no formen parte de la flora autóctona, tienen gran relevancia, no sólo por el valor ecológico que suponen en la zona, sino también por el significado social, económico y cultural que representan para los habitantes de la comarca (CEDER, 2017).

Por otro lado, en las zonas más próximas a los municipios de la zona de estudio, encontramos fincas privadas y huertas entre las que se intercalan frutales, olivos y hortalizas; y algo más alejado, pastizales entremezclados con los bosquetes de alcornocales (Castillo Rodríguez, 2002).

De tal forma, en la **Tabla 1** se observan las hectáreas que cada municipio dedica a cada uno de los cultivos (Muñoz, 2018), donde se observa que el castañar constituye uno de los principales usos del suelo en la zona de estudio, teniendo mayor importancia en los municipios de Igualeja y Pujerra.

Tabla 1: Superficie agraria (Ha) de los principales cultivos. Fuente: Oficina Comarcal Agraria de Ronda.

	<i>Olivar</i>	<i>Herbáceos</i>	<i>Viñedo</i>	<i>Frutales</i>	<i>Castañar</i>
<i>Benadalid</i>	94	15	7	38	35
<i>Benalauría</i>	38	20	-	6	50
<i>Genalguacil</i>	51	10	3	22	250
<i>Jubrique</i>	166	3	1	22	300
<i>Igualeja</i>	40	14	2	6	703
<i>Pujerra</i>	2	2	-	2	820

Datos climáticos

El clima que encontramos en gran parte de la zona de estudio es un clima mediterráneo típico (Csa según la clasificación climática de Köppen), que se caracteriza por veranos secos y calurosos, con temperaturas medias por encima de los 22°C, e inviernos húmedos y lluviosos, con temperaturas suaves. En zonas de alta montaña de la Serranía de Ronda encontramos un clima con temperaturas más suaves, propio de un clima mediterráneo con influencia oceánica (Csb según la clasificación climática de Köppen).

Las precipitaciones anuales son elevadas para climas mediterráneos (en torno a 1000 mm) (Ninyerola et al., 2005 y AEMET-IM, 2011). A pesar de ello, existe un fuerte período de sequía en los meses de verano, llegando a existir una diferencia de casi 200 mm entre el mes más seco y el más húmedo.

Datos socioeconómicos

La Serranía de Ronda se enmarca dentro de los planes estructurales de la Unión Europea como zona objetivo 1, que son ámbitos caracterizados por encontrarse en recesión económica (su PIB es inferior al 75% de la media comunitaria) y recesión demográfica, con un marcado éxodo rural (CEDER, 2017).

Para un mejor entendimiento de las características sociales y económicas del Valle del Genal, hace falta retroceder hasta la primera mitad del siglo XX, antes del descenso poblacional que comenzó en los años 60 (**Fig. 2**). En primer lugar, la estructura de propiedades, al contrario de lo observado en el resto de Andalucía, se caracteriza por la presencia de minifundios. Debido a la orografía de la zona, con la mayoría de la superficie con pendientes superiores al 45%

(Consejería de agricultura y pesca, 2001), la economía era típicamente de subsistencia, utilizando la arriería como sistema clave para la realización de las actividades económicas en la zona.

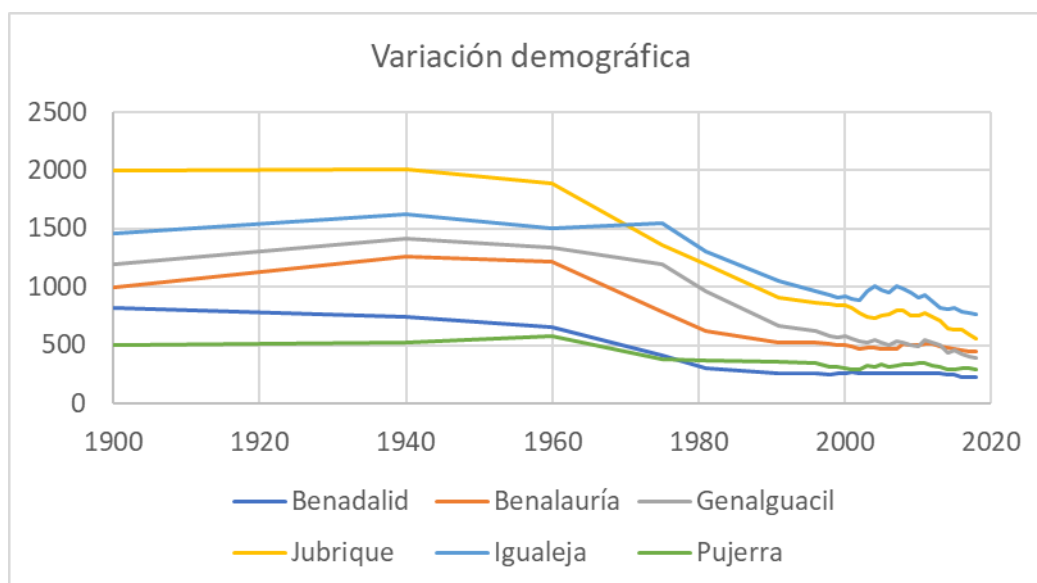


Figura 2: Variación demográfica de los municipios de la zona de estudio. Fuente: Instituto Nacional de Estadística.

En cuanto a los datos de desempleo, se trata de una de las regiones con la tasa más alta en la provincia de Málaga, lo que hace que la población joven tenga que migrar a los municipios de la costa, provocando un saldo migratorio negativo, superando el 35% de pérdida de población desde 1996 en algunos municipios. A este dato hay que añadirle el envejecimiento de las estructuras demográficas, dificultando aún más una posible regeneración de la comarca.

El actual despoblamiento surge como consecuencia de un cúmulo de sucesos económicos. En primer lugar, el abandono de las actividades productivas del valle, como la producción de carbón vegetal, pero también las actividades tradicionales en áreas rurales, ligadas a la agricultura y la ganadería. Este hecho, responde a la industrialización y modernización de los procesos agrarios, desplazando estas actividades a otros lugares más rentables y limitándolas en la serranía a un uso personal o de autoconsumo (Feria et al., 2007).

Actualmente, la explotación de la castaña es una actividad bastante rentable, pero hay que señalar que la mayor parte de los beneficios recaen en los intermediarios. En algunas poblaciones, como es el caso de Pujerra, donde existen cooperativas que funcionan adecuadamente, los propietarios de castañares se benefician bastante más que en lugares como Igualeja, donde las cooperativas no han prosperado.

Diseño muestral

Los seis municipios escogidos para la realización del estudio están ubicados en el Valle del Genal, concretamente, en la zona del alto Genal (Pujerra e Igualaja), medio Genal (Benadalid y Benalauría) y bajo Genal (Jubrique y Genalguacil). Se escogieron estos municipios porque representan ejemplos a lo largo de diferentes condiciones orográficas y microclimáticas de contextos con diferente grado de éxodo rural y con diferentes grados de intensificación agrícola y abandono.

Para poder explorar si una pérdida de usos tradicionales agrícolas puede provocar cambios en la biodiversidad de abejas silvestres, en cada uno de estos municipios, se identificaron los tres usos del suelo mayoritarios en la zona de estudio: zona de huertas, zona de castañar y zona de monte mediterráneo.

El muestreo se realizó durante el mes de mayo de 2018, coincidiendo con el inicio de floración de la vegetación de la zona, que, debido al microclima característico del territorio, es más tardío que en otras regiones de la Península Ibérica. En concreto, el muestreo se dividió en dos fechas: un primer período a principios de mayo para la preparación, identificación y colocación de las estructuras necesarias para instalar las trampas, y un segundo período a finales de mayo para la realización del muestreo. Para este último periodo se necesitaron 3 días para muestrear los 6 municipios (2 municipios cada día) debido a que la localización de los puntos de muestreo no permitía realizar todo el muestreo a la vez.

Para analizar la abundancia (número de individuos), riqueza (número de especies) y diversidad de especies de abejas silvestres se utilizaron platos trampa o *pan traps* (**Fig. 3**). El uso de *pan traps* es un método de captura pasivo y muy efectivo para estimar la abundancia de abejas (Williams *et al.*, 2001), que se usa ampliamente en estudios que comparan comunidades de polinizadores con diferentes usos del suelo (Westphal *et al.*, 2008). Este método consiste en la colocación de tres platos de color azul, amarillo y blanco, utilizando una pintura que refleja la luz UV y atrae a las abejas. Las trampas se mantuvieron en el campo 12 horas, desde que se colocaban los platos con agua y jabón (de 7:00 a 10:00h.), hasta que se recogían las muestras (de 19:00 a 22:00h.), para aprovechar el periodo de mayor actividad de las abejas (Molina & Bartomeus, 2019).



Figura 3: Trampa *pan traps* ubicada en la zona de muestreo.
Fuente: elaboración propia.

Se colocaron un total de 180 trampas para la elaboración del estudio. Su distribución fue de 30 trampas por municipio, y en cada municipio se colocaron 10 trampas en cada una de las tres zonas diferenciadas (**Fig. 4**).

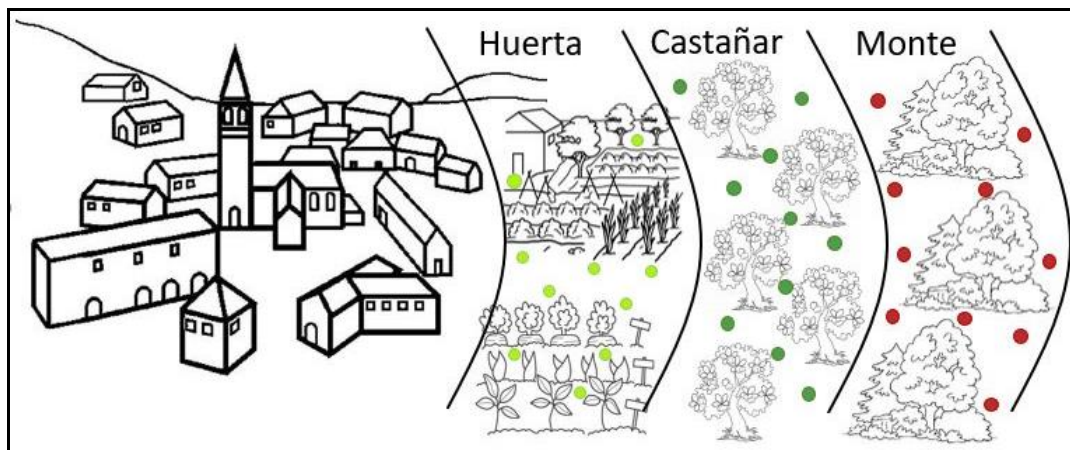


Figura 4: Esquema del diseño muestral para cada municipio. En rojo las trampas situadas en monte, en verde oscuro las situadas en castaños y en verde claro en huertas. Fuente: Elaboración propia.

Tras la captura de todos los insectos polinizadores, se realizó un proceso de identificación de especies de abejas, actividad que se llevó a cabo por parte de investigadores expertos en el Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF) en Barcelona.

Medición de abundancia, riqueza y diversidad

Para obtener la abundancia total se han contado individuos de abejas capturados en las 10 trampas de cada zona a muestrear. La riqueza total de especies se definió por el número de especies identificadas en las 10 trampas de cada zona.

La diversidad taxonómica de cada unidad muestral se determinó calculando el índice de Shannon, usando como estimación de abundancia relativa de cada especie la proporción de trampas en las cuales estaba presente.

Todas estas mediciones se obtuvieron utilizando el paquete “BiodiversityR” del programa estadístico R (Kindt & Coe, 2005).

Además, también se ha realizado un análisis por géneros con el fin de poder interpretar después los resultados en relación con la función que desempeñan, evaluando la capacidad de forrajeo y de polinización de distintas plantas según sus comportamientos sociales y dimensiones corporales.

Determinación de la heterogeneidad del paisaje

Mediante la utilización del programa de Sistema de Información Geográfica QGIS v.2.18.19 (QGIS Development Team, 2016), se han realizado unos mapas para determinar el porcentaje de uso de suelo en un radio de 500 metros en torno a las trampas, debido a que es la distancia máxima que la mayoría de las especies de abejas silvestres recorren en busca de alimento (Gathmann & Tscharntke, 2002), denominado a partir de ahora “área territorial”. Para ello se ha calculado el área dedicado al castañar, monte mediterráneo, suelo urbano, huertas, cultivo leñoso y un último uso denominado “mixto” representado por terrenos en los que encontramos castañares o cultivos abandonados engullidos por la vegetación natural.

Con los datos de porcentaje de usos de suelos obtenidos dentro de cada área territorial, se ha calculado el valor de diversidad de hábitat para cada municipio, mediante la fórmula de Shannon-Weaver, para ello se ha utilizado el paquete “BiodiversityR” del programa estadístico R (Kindt & Coe, 2005). Estos valores han sido utilizados como aproximación para estimar el nivel de heterogeneidad del paisaje en cada municipio.

Las ortofotos utilizadas para la elaboración de los mapas han sido obtenidas del centro de descargas del Instituto Geográfico Nacional.

Análisis de los datos

En el análisis de datos se ha realizado una comparación de la abundancia, riqueza y diversidad de especies de abejas (variables respuesta) que visitan los diferentes hábitats identificados en la zona de estudio (huerta, castañar y monte). Asimismo, se ha evaluado el efecto de los distintos usos del suelo identificados en las áreas territoriales y de los factores socioeconómicos de los distintos municipios sobre las distintas variables respuesta.

Dadas las variables, se han realizado ANOVAs para cada una de las variables respuestas dado que estas siguen una distribución normal. Para conocer las diferencias entre grupos se realizaron Tests de Tukey (Russell, 2016). Todos los análisis estadísticos fueron realizados con Rstudio® (R Core Team, 2017).

RESULTADOS

Cartografía de usos de suelo

Tras la elaboración de los mapas de usos de suelo de cada zona de muestreo se ha obtenido el porcentaje de ocupación de los distintos usos de suelo dentro del área territorial de las abejas.

En los municipios de Benadalid y Benalauría, el monte mediterráneo representa la mitad del área total analizada. En estas dos localidades es donde obtenemos el menor porcentaje de suelo dedicado al castañar en superficie amplia, posiblemente a consecuencia del fuerte desnivel que encontramos en esta zona de la Serranía. Sin embargo, en esta región hay que resaltar el alto porcentaje de uso de suelo catalogado como “mixto” (26.8% en Benadalid y 20% en Benalauría), donde se encuentran castañares explotados de forma extensiva intercalados con vegetación propia de bosque mediterráneo y castañares abandonados engullidos por este tipo de vegetación. En ambos municipios, el porcentaje de uso de suelo dedicado al cultivo, tanto de herbáceas como arbóreo, es similar, abarcando alrededor del 11% los terrenos cultivados. Las zonas urbanas de ambas localidades se encuentran dentro del área territorial de las abejas analizadas, por lo que unas pocas hectáreas estarán catalogadas como suelo urbano (**Fig. 5 y 6**).

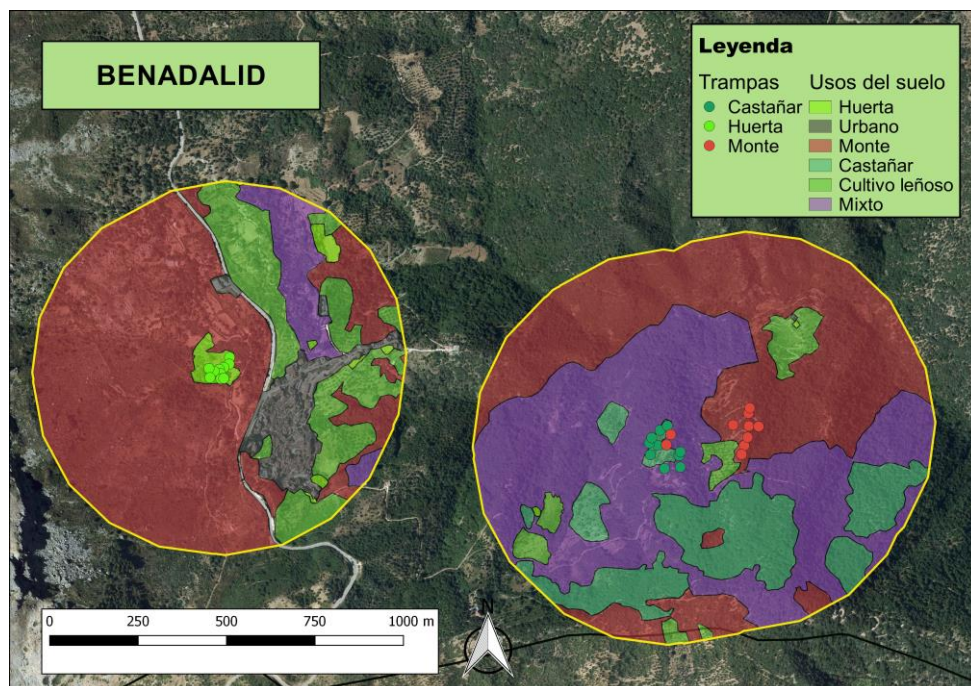


Figura 5: Mapa de usos de suelo entorno a las trampas localizadas en el municipio de Benadalid. Fuente: elaboración propia.

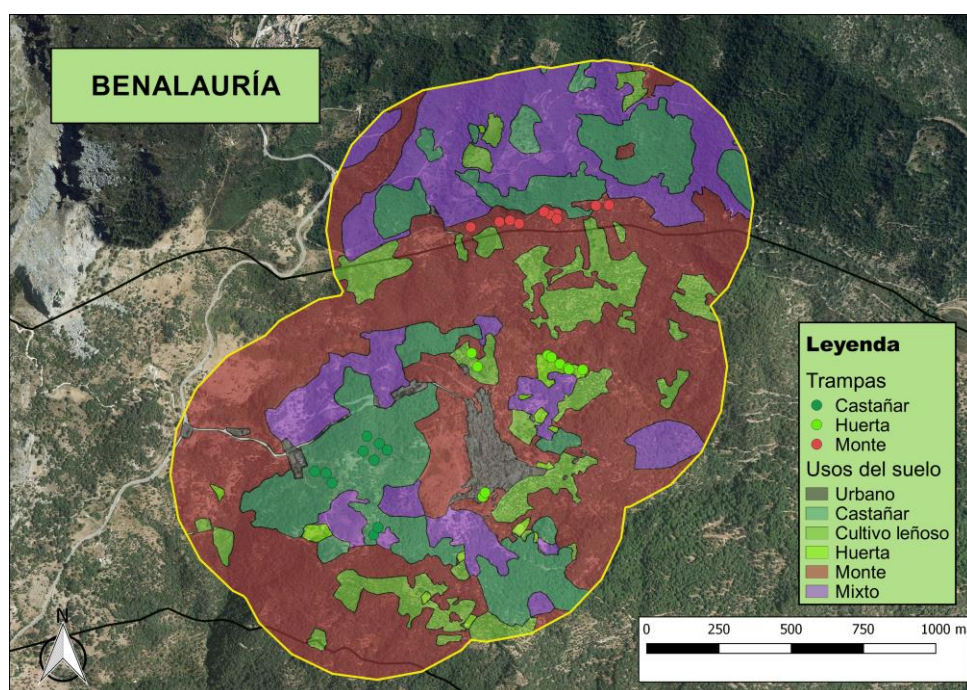


Figura 6: Mapa de usos de suelo entorno a las trampas localizadas en el municipio de Benalauría. Fuente: elaboración propia.

En Genalguacil y Jubrique también predomina el monte mediterráneo en la mitad de las hectáreas analizadas, aunque en estos municipios, el número de hectáreas de terreno dedicadas a la explotación de los castaños es mayor que en los municipios anteriores, estando por encima del 25% de la superficie de terreno analizado. El porcentaje de uso de

suelo catalogado como “mixto” es menor que en las localidades anteriores, mientras que la extensión de terreno dedicado a las zonas de cultivo es prácticamente igual. Las zonas urbanas de ambas localidades se encuentran dentro del área territorial de las abejas analizadas, por lo que un pequeño porcentaje de terreno estará catalogado como suelo urbano (Fig. 7 y 8).

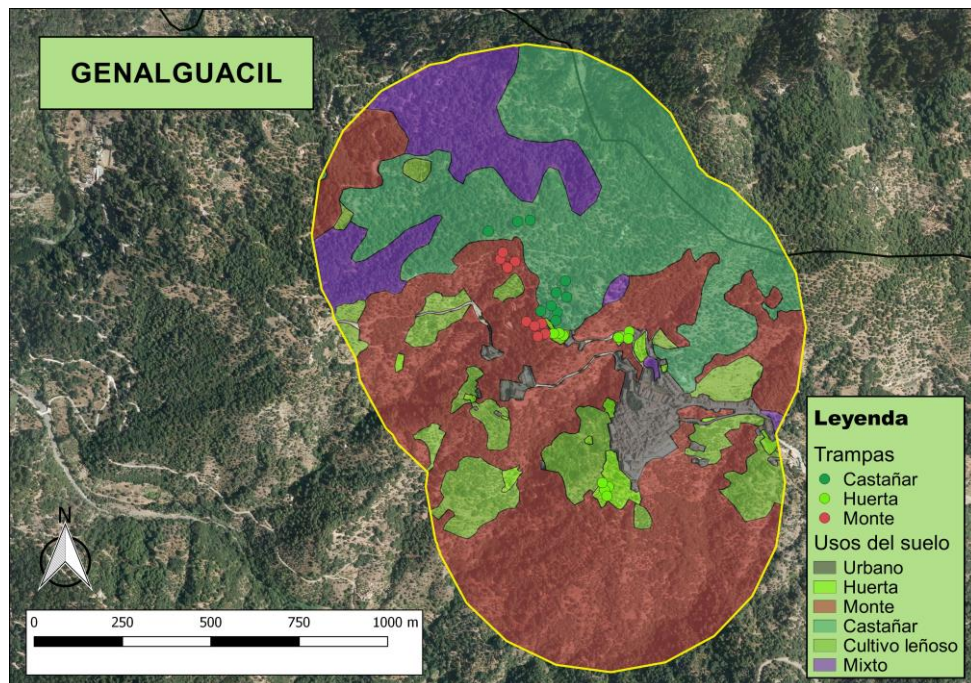


Figura 7: Mapa de usos de suelo entorno a las trampas localizadas en el municipio de Genalguacil. Fuente: elaboración propia.

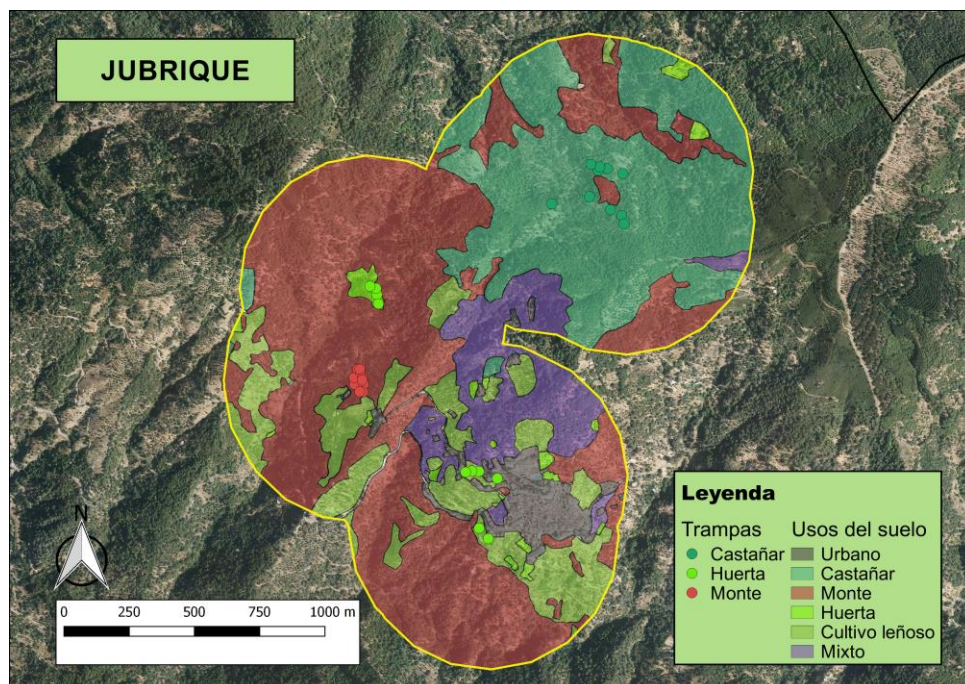


Figura 8: Mapa de usos de suelo entorno a las trampas localizadas en el municipio de Jubrique. Fuente: elaboración propia.

Las localidades de Iguala y Pujerra también las podemos describir conjuntamente puesto que han obtenido resultados similares entre sí. En ambos pueblos, el uso de suelo predominante son los castaños, que abarcan más de la mitad de las superficies analizadas en ambos municipios, siendo Pujerra donde más extensión de terreno encontramos dedicado al castaño. El monte mediterráneo, en cambio, se ha visto reducido en comparación con la superficie que ocupa en los anteriores municipios. También el terreno dedicado a huertas y cultivos leñosos es bastante reducido, siendo casi inexistente en la localidad de Pujerra. En Iguala el uso de suelo dedicado a zona urbana no se encuentra dentro del área territorial de las abejas analizadas, por lo que el uso de suelo urbano es prácticamente nulo (**Fig. 9 y 10**).

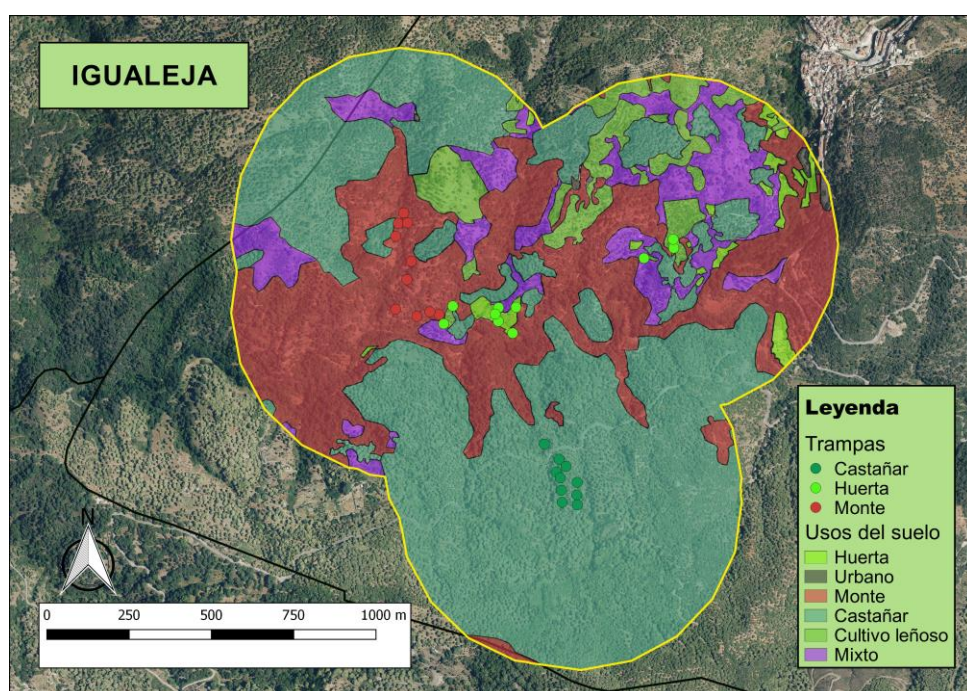


Figura 9: Mapa de usos de suelo entorno a las trampas localizadas en el municipio de Iguala. Fuente: elaboración propia.

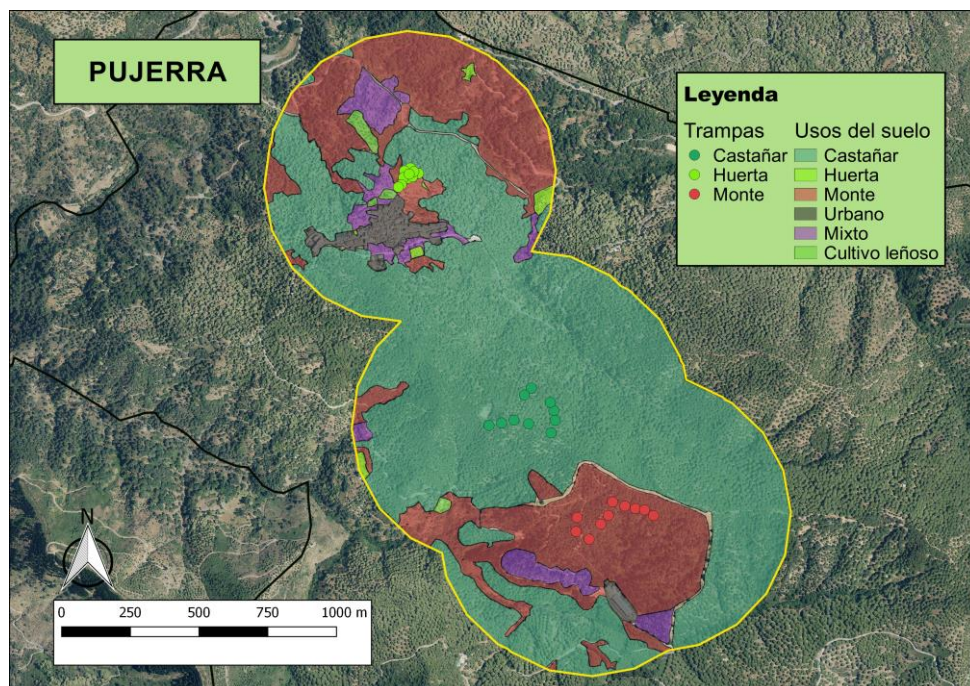


Figura 10: Mapa de usos de suelo entorno a las trampas localizadas en el municipio de Pujerra. Fuente: elaboración propia.

Tras analizar los porcentajes de uso de suelo de cada zona muestreada se ha obtenido la diversidad de hábitat para cada municipio (**Tabla 2**), alcanzando los niveles más elevados en los municipios de Jubrique y Genalguacil, seguidos de Benalauría y Benadalid, mientras que Igualaja y Pujerra obtienen los valores más bajos de diversidad de hábitats.

Tabla 2: Tabla con los porcentajes de usos de suelos y la diversidad de hábitats calculada en cada área territorial de cada municipio. Fuente: Elaboración propia.

	<i>Monte</i>	<i>Castañar</i>	<i>Huerta</i>	<i>Mixto</i>	<i>Cultivo leñoso</i>	<i>Urbano</i>	<i>Diversidad de hábitats</i>
<i>Benadalid</i>	49,6%	9,7%	1,1%	26,8%	9,4%	3,4%	1,3138193
<i>Benalauría</i>	48,1%	17,8%	0,9%	20,1%	10,9%	2,3%	1,3521492
<i>Genalguacil</i>	46,5%	27,4%	1,5%	10,4%	10,1%	4,1%	1,3716898
<i>Jubrique</i>	45,6%	27,3%	1,5%	9,1%	12,5%	4,2%	1,3859281
<i>Igualaja</i>	29,3%	53,9%	1,5%	9,5%	5,6%	0,3%	1,1581036
<i>Pujerra</i>	27,2%	65,3%	0,5%	4,2%	0,6%	2,2%	0,9067244

Así pues, podemos dividir las zonas de estudio en tres niveles de heterogeneidad del paisaje en función de los resultados de diversidad de hábitats obtenidos. Las áreas muestreadas con mayor heterogeneidad de paisaje corresponden a las que se encuentran en los términos municipales de Jubrique y Genalguacil, seguidos de manera próxima de los municipios de

Benalauría y Benadalid, y a gran distancia de los municipios de Igualeja y Pujerra que obtienen el nivel más bajo de heterogeneidad del paisaje.

Resultados de abundancia, riqueza y diversidad

Se ha calculado la abundancia, la riqueza y el índice de Shannon para cada uno de los hábitats de los distintos municipios que componen la zona de estudio comparando los datos obtenidos al realizar los análisis con la presencia de la especie *Apis mellifera* y sin ella (**Tabla 3**).

Tabla 3: Datos de abundancia (N) y de diversidad para los distintos hábitats de cada municipio para los datos de abejas con *A. mellifera* y sin ellas. Fuente: Elaboración propia.

	<i>Hábitat</i>	<i>Abundancia</i>		<i>Índice de Shannon</i>	
		Con	Sin	Con	Sin
		<i>A. mellifera</i>	<i>A. mellifera</i>	<i>A. mellifera</i>	<i>A. mellifera</i>
<i>Benadalid</i>	Huerta	97	32	1,412863	2,360609
	Castañar	32	27	2,393872	2,323523
	Monte	58	58	2,037995	2,037995
<i>Benalauría</i>	Huerta	74	37	1,924566	2,462837
	Castañar	48	42	2,054382	1,917271
	Monte	41	41	1,656559	1,656559
<i>Genalguacil</i>	Huerta	84	33	1,687826	2,590808
	Castañar	30	23	2,357751	2,366710
	Monte	30	23	2,254971	2,148804
<i>Jubrique</i>	Huerta	110	30	1,278757	2,540283
	Castañar	66	54	2,143045	2,039773
	Monte	20	15	1,844440	1,709473
<i>Igualeja</i>	Huerta	96	36	1,589309	2,473990
	Castañar	123	90	1,522751	1,286304
	Monte	55	48	2,331055	2,234244
<i>Pujerra</i>	Huerta	64	19	1,327831	2,424044
	Castañar	69	65	1,607526	1,471481
	Monte	69	45	1,974792	2,037343

Debido a que los muestreos no pudieron realizarse el mismo día, se consideró conveniente excluir de los análisis los datos de abundancia, ya que el número de individuos de abejas muestreadas podría sufrir algunas variaciones en función del día, según los expertos

consultados en el CREAM. Por este motivo, los análisis se han centrado únicamente en los valores de riqueza y diversidad taxonómica.

En cuanto a la riqueza de especies, encontramos que existen diferencias al comparar los tres tipos de hábitats muestreados ($F = 7,169$; $P = 0.0065$). Se observa que en las zonas de huerta aparece un mayor número de especies de manera significativa (Test de Tukey $P < 0.05$) respecto a los otros dos hábitats muestreados (**Fig. 11**). En cambio, cuando comparamos riqueza de especies en los 6 municipios, no se aprecian diferencias significativas entre ellos ($F = 0,56$; $P = 0,7289$).

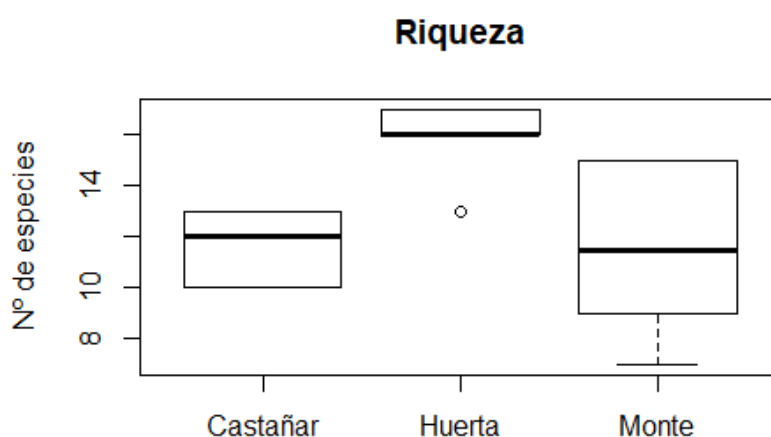


Figura 11: Riqueza de abejas en función del hábitat y comparación de la riqueza de los 3 hábitats.

En general, se aprecia que las zonas de huertas tienen una mayor diversidad de abejas silvestres que los otros hábitats y en la **Tabla 3** se puede observar cómo aumenta la diversidad específica en las huertas de los 6 municipios en ausencia de *Apis mellifera*.

Tras el análisis, no se ha detectado que ninguno de los municipios obtenga niveles de diversidad de abejas silvestres más elevados que el resto de manera significativa ($F = 0.4246$; $P = 0.823$). En cambio, se ha observado que sí existen diferencias significativas entre los 3 hábitats muestreados ($F = 6,869$; $P = 0,0076$), siendo las zonas dedicadas a huertas las que han obtenido valores más elevados del índice de Shannon (Test de Tukey $P < 0.05$) (**Fig. 12**).

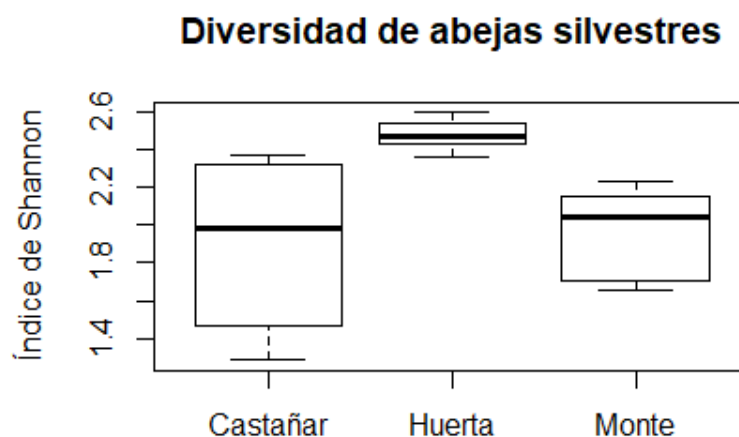


Figura 12: Biodiversidad de abejas en función del hábitat.

Se ha observado que existen diferencias significativas entre la diversidad en los castaños y las huertas, pero no entre el monte y el castaño. Estas diferencias se reflejan en el análisis de componentes principales (**Fig. 13**), donde se observa que la zona de huertas (en rojo) se separa de los otros dos hábitats, que no se diferencian apenas entre sí.

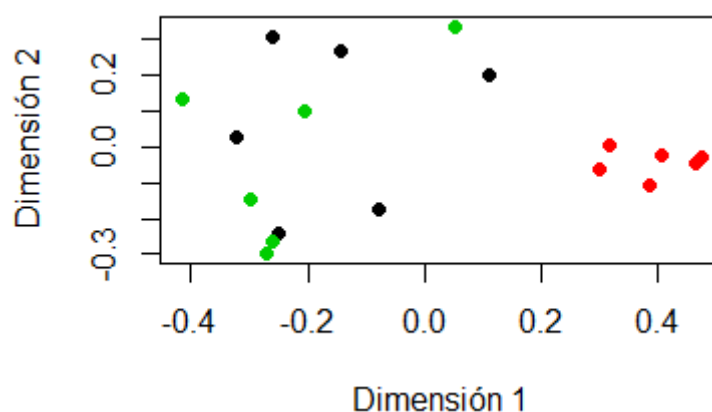


Figura 13: Representación de las observaciones frente a los componentes principales. Observaciones clasificadas según el hábitat (huerta en rojo, castaños en negro y monte en verde).

Al comparar el índice de Shannon obtenido en un mismo hábitat en los distintos municipios observamos lo siguiente (**Fig. 14**): los municipios de Genalguacil y Jubrique son los que mayor nivel de diversidad de abejas silvestres alcanzan en la zona de huerta, mientras que los municipios de Igualeja y Pujerra obtienen los resultados más bajos de diversidad en la zona de castaño.

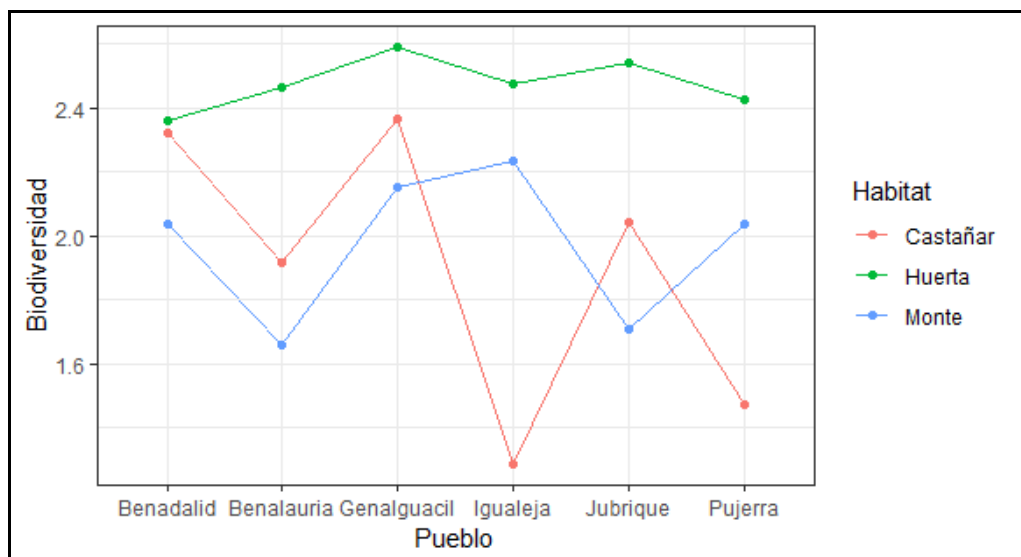


Figura 14: Biodiversidad de abejas en función del hábitat y del municipio.

Para asegurarnos que los municipios no obtienen distintos valores de diversidad en función de su situación geográfica y climática, se han realizado regresiones lineales en las que se observa que los factores altura ($F = 4,402$; $P = 0,104$), precipitación ($F = 2,411$; $P = 0,195$) y temperatura ($F = 1,315$; $P = 0,315$) no explican nuestra variable respuesta.

Por el contrario, sí se aprecia una relación positiva ($F = 5,4399$; $P = 0,08$) entre la diversidad de hábitats del territorio analizado de cada municipio y la diversidad de especies de abejas silvestres, encontrando en aquellos municipios con mayor diversidad de hábitat unos resultados más elevados del índice de Shannon (**Fig. 15**).

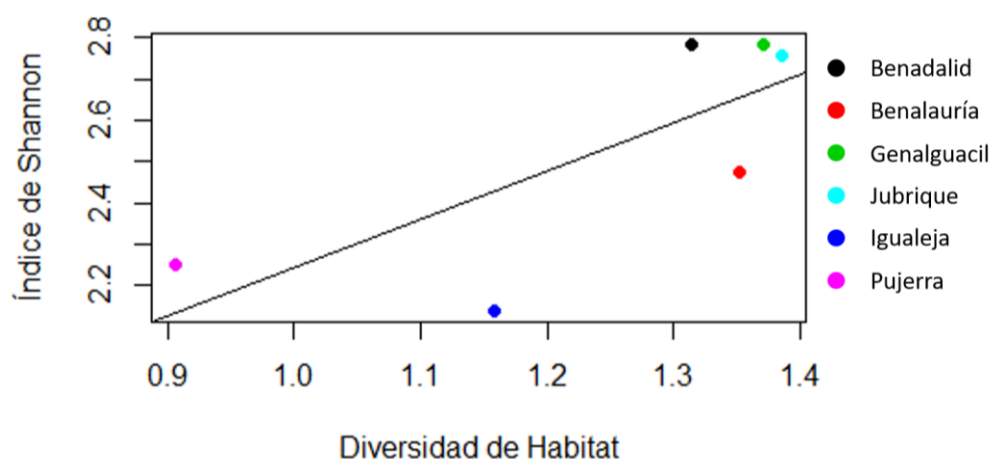


Figura 15: Relación entre la diversidad de hábitats y el índice de Shannon de los distintos pueblos ($r^2 = 0,4703$).

Además, al representar estos resultados para cada uno de los hábitats analizados, obtenemos la siguiente información (**Fig. 16**): los ambientes más gestionados por el ser humano (huerta y castañar) muestran una tendencia a aumentar la diversidad de abejas silvestres cuando se encuentran en espacios con una diversidad de hábitat mayor, siendo mucho más significativo en castañar ($F = 5,0506$; $P = 0,088$) que en huerta ($F = 0,8529$; $P = 0,408$); por el contrario, las zonas de monte muestran una tendencia negativa cuanto más heterogéneo es el paisaje que lo rodea, aunque de manera poco significativa ($F = 0,7803$; $P = 0,427$).

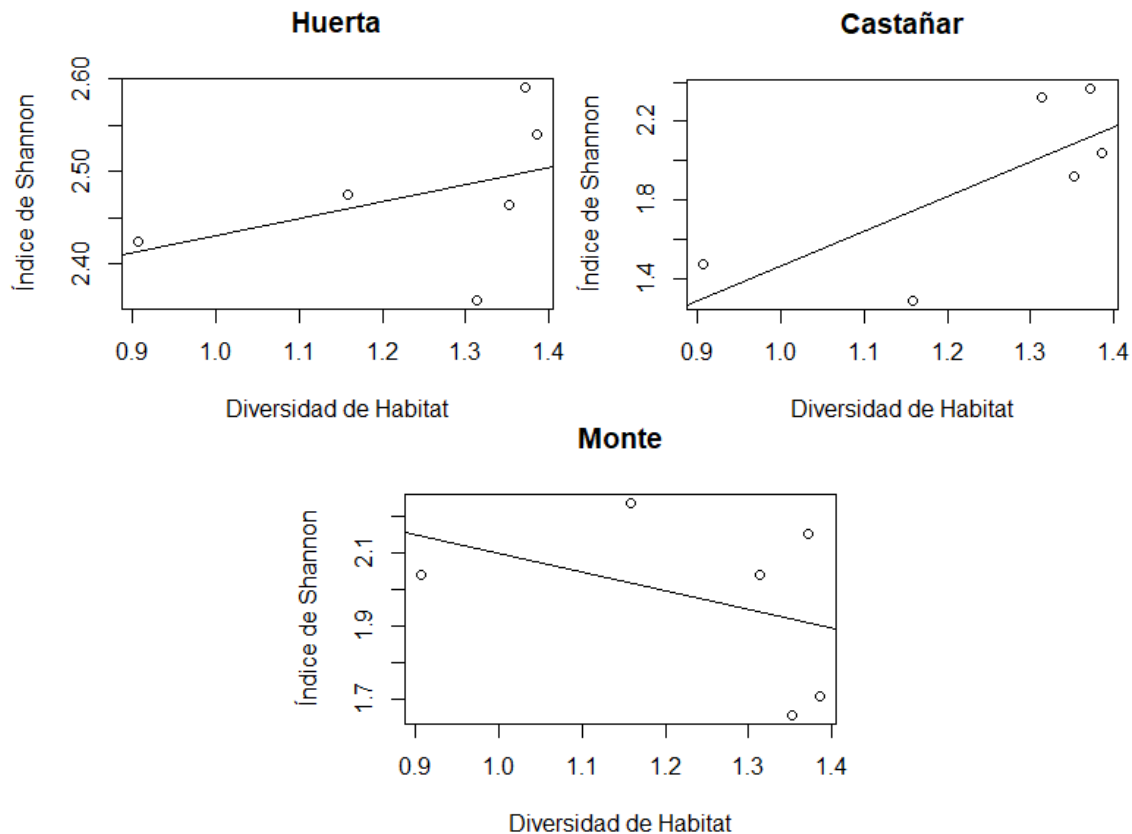


Figura 16: Relación entre la diversidad de hábitats y el índice de Shannon de los distintos pueblos para cada uno de los hábitats muestreados. Huerta ($r^2 = 0,176$), castañar ($r^2 = 0,558$) y monte ($r^2 = 0,163$).

En cuanto a la diversidad de géneros de abejas silvestres, encontramos que ciertos géneros están asociados a determinados hábitats (**Fig. 17**), ya que un ANOVA indica que existen diferencias entre los distintos hábitats. De tal forma, el género *Andrena* ($F = 6,0187$; $P = 0,0120$) está significativamente más presente en castaños y monte mediterráneo que en las zonas de huerta; por el contrario, géneros como *Hoplitis* ($F = 5,9756$; $P = 0,0123$) y *Osmia* ($F = 4,3506$; $P = 0,0323$) de manera significativa e *Hylaeus* ($F = 2,6$; $P = 0,1073$) de manera menos significativa, predominan en las zonas dedicadas a huertas. También encontramos un

género vinculado a los castaños, como es el caso de *Lasioglossum* ($F = 1,5402$; $P = 0,2464$), aunque de manera poco significativa. El resto de los géneros no muestran una presencia significativa mayor en ningún hábitat muestreado.

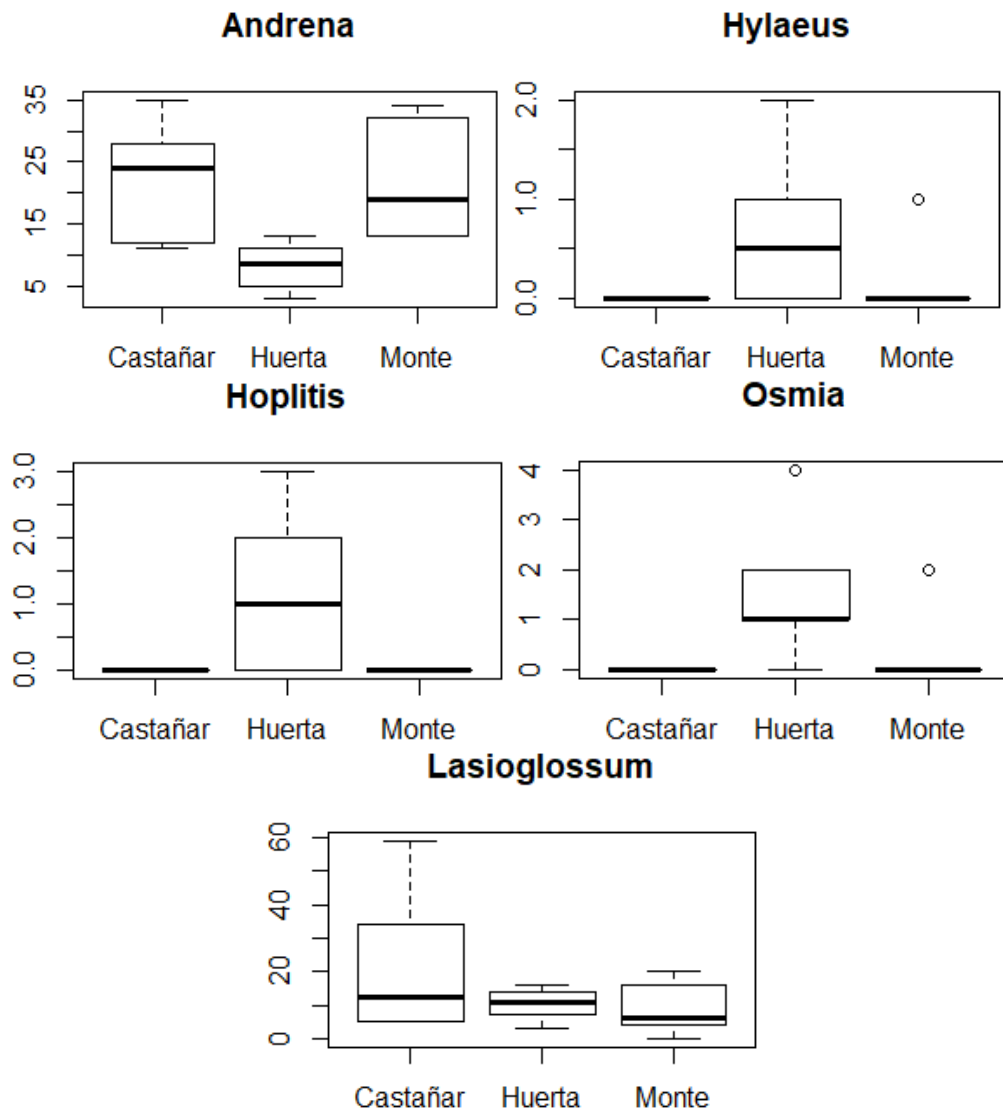


Figura 17: Distribuciones de los géneros más significativos de los distintos hábitats. Representación en términos de abundancia.

En cuanto a la distribución de *Apis mellifera* ($F = 31,014$; $P < 0,0001$), existe una fuerte presencia de esta especie en zona de huertas (**Fig. 18**).

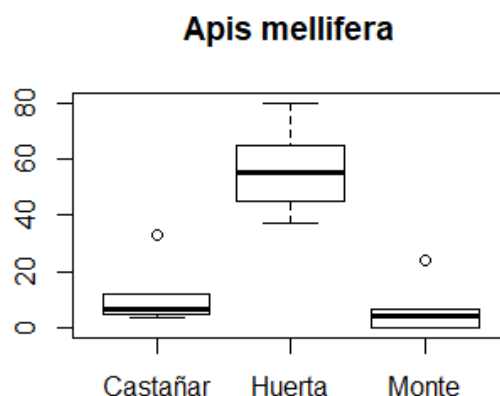


Figura 18: Distribución de la especie *Apis mellifera*. Representado en términos de abundancia.

DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

La diversidad de hábitats entre los municipios

Los municipios con una mayor diversidad de hábitats son los que más terreno dedican a los usos tradicionales, como es la agricultura de subsistencia, en especial el dedicado al sector hortícola, aportando al medio una mayor diversidad floral.

Los castaños, por el contrario, son el hábitat que aporta una menor variedad de vegetación. Estos se encuentran explotados de dos maneras distintas. En los municipios de Iguala y Pujerra encontramos grandes extensiones de castaños debido a que la orografía ha permitido la introducción de maquinaria pesada que aumenta el rendimiento de la producción de castaña, originando de esta manera una intensificación del cultivo en estos municipios. En cambio, la orografía más escarpada de los otros cuatro municipios ha dificultado la intensificación de los castaños, reduciendo los castaños a explotaciones pequeñas manejadas de manera tradicional.

La heterogeneidad del paisaje afecta a la diversidad de abejas silvestres

En los resultados hemos visto que existen diferencias significativas entre los hábitats donde se colocaron las trampas. De esta manera, en los seis municipios, la zona de huerta ha obtenido valores de índice de Shannon superiores a los obtenidos en las zonas de monte y castañar. Esto es debido a que las huertas ofrecen una mayor diversidad floral respecto a los otros hábitats estudiados, que atrae en general a una mayor diversidad de insectos polinizadores, tal y como afirmaban algunos autores (Bartomeus *et al.*, 2011).

Por otra parte, tras analizar la heterogeneidad del paisaje de los seis municipios, se ha observado que conforme aumenta dicha heterogeneidad, también lo hace la diversidad de abejas silvestres. De tal manera podemos afirmar que los municipios que tienen un paisaje más heterogéneo debido a que conservan aún la agricultura de subsistencia, alcanzan niveles más altos de diversidad de abejas silvestres. Por el contrario, aquellos municipios en los que los usos tradicionales del campo se han abandonado en favor de extensos cultivos de castaños que originan un paisaje homogéneo, han obtenido los niveles más bajos de diversidad de especies de abejas silvestres.

Los municipios de Genalguacil y Jubrique son los que más porcentaje de suelo dedican al cultivo (tanto de huerta como de cultivo leñoso) y donde se han obtenido los resultados de diversidad de abejas en huerta más elevado. En cambio, en los municipios de Igualaja y Pujerra es donde mayor extensión de terreno se dedica a los castaños y donde se han obtenido los peores resultados de diversidad de abejas en la zona de castañar.

Por otra parte, esta disminución de biodiversidad en los castaños de Igualaja y Pujerra es debida a que en estos municipios los castaños que hay se explotan de manera intensiva en propiedades latifundistas, no siendo así en los otros municipios, donde predominan las pequeñas extensiones de particulares. Estos últimos ofrecen un espacio más seguro para la nidificación de las abejas silvestres, conservando las especies que con el paso de los siglos se han adaptado al modelo tradicional de los usos del suelo de los ecosistemas mediterráneos (Zavala & Burkey, 1997).

Al analizar la diversidad de abejas silvestres en cada hábitat por separado descubrimos que, de los tres hábitats muestreados, aquellos que representan los usos de suelo más gestionados por el ser humano (las huertas y los castaños) responden positivamente a la presencia de alta heterogeneidad del paisaje, tal y como defendían algunos autores (Hass *et al.*, 2018), mientras que el ecosistema menos gestionado (el monte), tiene una tendencia contraria.

Nuestros resultados parecen coincidir con otros estudios (Herrera, 2018; Potts *et al.*, 2010) que evidencian cómo los espacios de huertas y pastos en pequeñas explotaciones aumentan la heterogeneidad del paisaje y por ende la capacidad de dar el servicio de polinización.

Variedad de géneros de abejas silvestres dependiendo del hábitat

Las abejas del género *Andrena* se encuentran principalmente en zona de monte y castañar. Son abejas solitarias que hacen sus nidos en el suelo de zonas arenosas con poca cobertura de vegetación, lo que les proporciona bastantes horas de exposición al sol que ayuda a mantener los nidos más calientes en invierno, por este motivo es más difícil verlas en tierras de cultivo donde el suelo se remueve a menudo. Se les considera generalistas a la hora de alimentarse y recoger polen (Molina & Bartomeus, 2019).

El género *Hylaeus* está presente únicamente en zona de huertas. En este género, las hembras carecen de pilosidad en sus patas o en su vientre, y almacenan el polen y el néctar en el interior de su estómago, que posteriormente regurgitan para aprovisionar el nido, que suelen situarlo en cavidades de ramas huecas, madera muerta y tallos de juncos o cardos. Son especies generalistas, por lo que se alimentan de un amplio número de plantas de varias familias (Molina & Bartomeus, 2019).

El género *Hoplitis* se encuentra en zonas de cultivo. Son abejas solitarias que realizan sus nidos en agujeros perforados por otros insectos en troncos de madera muerta o bien debajo de piedras o bajo un montón de hojas. Son especies generalistas a la hora de buscar alimento y recoger el polen. Son especies muy pilosas acostumbradas a estar en zonas de gran diversidad floral como las huertas (Molina & Bartomeus, 2019).

Las abejas del género *Osmia* aparecen de manera significativa en las huertas. Construyen sus nidos en huecos o cavidades con forma de tubo, como cañas, tallos secos, caracoles o agujeros en la madera. Se trata de especies muy pilosas, acostumbradas a estar en zonas de cultivos. Se les considera generalistas a la hora de alimentarse y recoger polen (Molina & Bartomeus, 2019).

El género *Lasioglossum* muy presente en los castañares estudiados, suele habitar zonas de matorral mediterráneo y praderas soleadas. Son abejas solitarias que excavan sus nidos en suelos arenosos y arcillosos, a veces formando grandes agregaciones de nidos en la misma zona, lo que explica que en determinadas trampas hayan caído multitud de ellas, sobre todo en zonas de castañar, puesto que necesitan espacios soleados desprovistos de vegetación para la construcción de los nidos. Se alimentan de un gran número de especies de plantas (Molina & Bartomeus, 2019).

Las *Apis mellifera* son las llamadas abejas “domésticas”, que los agricultores ponen en los terrenos de cultivo para beneficiarse de su labor de polinización. Es un insecto social que vive en grandes colonias. Es una especie altamente poliléctica que suele explotar aquellos recursos florales que sean más abundantes, por lo que puede estar presente en cualquier hábitat (Molina & Bartomeus, 2019). Sin embargo, en la zona de estudio, las colmenas son colocadas principalmente en el interior o inmediaciones de las huertas, lo que explica los resultados obtenidos que muestran que las abejas domésticas dominan en estos hábitats sobre las demás especies. Las *Apis mellifera*, además, compiten con las abejas silvestres, llegando a desplazarlas (Lindström *et al.*, 2016; Thomson, 2004), pudiendo afectar negativamente a la diversidad de abejas silvestres en la zona de estudio (Herbertsson *et al.*, 2016; Kennedy *et al.*, 2013). En este sentido, sería muy interesante plantear estudios futuros que exploren de manera específica las relaciones de competencia entre abejas domésticas y silvestres en esta zona de estudio.

Líneas futuras de investigación

Este trabajo se integra dentro de un proyecto de investigación más amplio, en el que se han llevado a cabo investigaciones paralelas relacionadas con las características socioeconómicas de la zona de estudio, que podrán permitir completar los resultados biofísicos de este trabajo. Además, en el muestreo realizado para este TFM se recogieron muestras de otros grupos de organismos (principalmente coleópteros y mariposas), que no han sido aún analizados y que podrían contribuir a mejorar la comprensión del efecto de la heterogeneidad del paisaje sobre distintas dimensiones de la biodiversidad de la zona. Además, sería interesante ampliar el análisis realizado en este trabajo, incorporando información sobre la diversidad funcional de las abejas (para lo cual será necesario realizar mediciones de varios rasgos funcionales de los individuos de cada especie), lo que permitiría también comprobar el efecto de la heterogeneidad del paisaje y la diversidad de hábitats sobre la biodiversidad y, potencialmente, sobre el servicio ecosistémico de polinización.

CONCLUSIÓN

Nuestro estudio demuestra que la realización de actividades agrícolas tradicionales es fundamental para la conservación de la diversidad de abejas silvestres en aquellos ambientes gestionados por el ser humano. Estas prácticas tradicionales mantienen una alta

heterogeneidad del paisaje creando un mosaico de vegetación adecuado que permite compatibilizar el rendimiento de cultivos con una mayor diversidad de abejas silvestres que aquellas zonas con menor heterogeneidad del paisaje.

Por lo tanto, llegamos a la conclusión de que es necesario detener e invertir la tendencia actual de aumentar el tamaño de los campos de monocultivo y reducir la cantidad de tipos de cultivo con un manejo especialmente intenso. Es preciso mantener una alta heterogeneidad en los paisajes más gestionados por el ser humano para conservar la diversidad de comunidades de abejas silvestres y asegurar el mantenimiento de los servicios de polinización en futuros paisajes agrícolas.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, R., Cano A., Requejo J., Rodríguez R. y Artolachipi A. 2012. *Evaluación de los ecosistemas del milenio de Andalucía. Estado y tendencia de los servicios de los agroecosistemas en Andalucía*. Disponible en:
https://personal.us.es/racosta/Articulos/ema_agrosistema_informe.pdf. Acceso el 09/01/2019.
- AEMET-IM. 2011. *Atlas Climático Ibérico*. Agencia Estatal de Meteorología.
- Aguado, L. O., Fereres, A., & Viñuela, E. 2015. *Guía de campo de los polinizadores de España*. España. Ediciones Mundi-Prensa.
- Agüero, J. I., Rollin, O., Torretta, J. P., Aizen, M. A., Requier, F., & Garibaldi, L. A. 2018. *Impactos de la abeja melífera sobre plantas y abejas silvestres en hábitats naturales*. Revista Ecosistemas, 27(2), 60-69.
- Allen-Wardell, G., Bernhardt, P., Bitner, R., Burquez, A., Buchmann, S., Cane, J., ... & Inouye, D. 1998. *The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields*. Conservation Biology, 8-17.
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., & Schmid, B. 2006. *Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services*. Ecology letters, 9(10), 1146-1156.
- Bartomeus, I., Ascher, J. S., Wagner, D., Danforth, B. N., Colla, S., Kornbluth, S., & Winfree, R. 2011. *Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 108(51), 20645-20649.

- Bartomeus, I., & Bosch, J. 2018. *Pérdida de polinizadores: evidencias, causas y consecuencias*. Revista Ecosistemas, 27(2), 1-2.
- Brown, B. J. y Mitchell, R. J. 2001. *Competition for pollination: effects of pollen of an invasive plant on seed set of a native congener*. Oecologia, 129,43-49.
- Castillo Rodríguez, J. A. 2002. *Valle del Genal, paisajes, usos y formas de vida campesina*. Centro de Ediciones de la Diputación Provincial de Málaga, Servicio de Publicaciones.
- CEDER Serranía de Ronda. 2007. *Atlas de la Serranía de Ronda*. Ronda: CEDER Serranía de Ronda.
- Chacoff, N. P., & Morales, C. L. 2007. *Impacto de las alteraciones antrópicas sobre la polinización y la interacción planta-polinizador*. Ecología austral, 17(1), 3-5.
- Cole, L. J., Brocklehurst, S., Robertson, D., Harrison, W., & McCracken, D. I. 2017. *Exploring the interactions between resource availability and the utilisation of semi-natural habitats by insect pollinators in an intensive agricultural landscape*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 246, 157-167.
- Consejería de agricultura y pesca. 2001. *Unidad de Prospectiva Caracterización del territorio de la OCA Ronda (Sede Ronda)*. Junta de Andalucía.
- FAO. 2018. Polinizadores. Biodiversity. *Biodiversidad para un mundo sin hambre*. Disponible en: <http://www.fao.org/biodiversity/componentes/polinizadores/es/>. Acceso el 21/06/2018.
- Feria, J.M., Vahí, A., Mora, C., Castillo, J. A. 2007. Valle del Genal (Ronda). En Delgado, B., García, A., Torres, F.J., (2007) *Ambientes, ventanas y miradas en paisajes de Andalucía*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla. España
- Garibaldi, L., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M., a Bommarco, R., Cunningham, S., a Kremen, C., Carvalheiro, L.G., Harder, L.D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N.P., Dudenhöffer, J.H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipólito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S.K., Kennedy, C.M., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B., a Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S.G., Rader, R., Ricketts, T.H., Rundlöf, M., Seymour, C.L., Schüepp, C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Tscharntke, T., Vergara, C.H., Viana, B.F., Wanger, T.C., Westphal, C., Williams, N., Klein, A.M. 2013. *Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance*. Science 339, 1608–1611.

- Gathmann, A., & Tscharntke, T. 2002. *Foraging ranges of solitary bees*. Journal of animal ecology, 71(5), 757-764.
- Gross, M. 2008. *Bee gloom deepens*. Current Biology. 18, 1073.
- Hass, A. L., Kormann, U. G., Tscharntke, T., Clough, Y., Baillod, A. B., Sirami, C., ... & Bosch, J. 2018. *Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe*. Proc. R. Soc. B, 285(1872), 20172242.
- Herbertsson, L., Lindström, S.A., Rundlöf, M., Bommarco, R., Smith, H.G. 2016. *Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context*. Basic and Applied Ecology 17: 609– 616.
- Herrando, S., Anton, M., Brotons, LL., Guinart, D. (2016). *La pérdida de biodiversidad por abandono rural en el LTER Montseny cuantificada a partir del monitoreo de aves*. Ecosistemas 25(1): 58-64. Doi.: 10.7818/ECOS.2016.25-1.07.
- Herrera, C.M. 2018. *Complex long-term dynamics of pollinator abundance in undisturbed Mediterranean montane habitats over two decades*. Ecological Monographs.
- Hevia, V., Bosch, J., Azcárate, F. M., Fernández, E., Rodrigo, A., Barril-Graells, H., & González, J. A. 2016. *Bee diversity and abundance in a livestock drove road and its impact on pollination and seed set in adjacent sunflower fields*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 232, 336-344.
- Hevia, V. 2017. *Explorando el efecto de los usos del suelo sobre la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas: Un análisis basado en la diversidad taxonómica y funcional* (Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid).
- Holden, C. 2006. *Report warns of looming pollination crisis in North America*. Science, 314(5798), 397-397.
- Instituto Nacional de Estadística, INE (2018): *Distribución porcentual de los activos por sector económico y provincia*. Resultados nacionales detallados. Madrid
- IPBES, 2016. En: Potts, S.G., Imperatriz-Fonseca, V.L., Ngo, H.T., Biesmeijer, J.C., Breeze, T.D., Dicks, L.V., Garribaldi, L.A., Hill, R., Settele, J., Vanbergen, A.J., Aizen, M.A., Cunningham, S.A., Eardly, C., Freitas, B.M., Gallai, N., Kevan, P.G., Kovács-Hostyánszki, A., Kwapong, P.K., Li, J., Li, X., Martins, D.J., Nates-Parra, G., Pettis, J.S., Rader, R. y Viana, B.F. (Eds.), *Summary for Policymakers of the Assessment Report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on Pollinators, Pollination and Food Production*. IPBES.

- Disponibile en: <http://www.ipbes.net/article/press-release-pollinators-vital-our-foodsupply-under-threat>. Acceso el 28/12/17.
- Kennedy, C. M., Lonsdorf, E., Neel, M. C., Williams, N. M., Ricketts, T. H., Winfree, R., ... & Carvalheiro, L. G. 2013. *A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems*. Ecology letters, 16(5), 584-599.
- Kindt, R. & Coe, R. 2005. *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi. ISBN 92-9059-179-X.
- Kluser, S., & Peduzzi, P. 2007. *Global pollinator decline: a literature review*.
- Lindström, S.A.M., Herbertsson, L., Rundlöf, M., Bommarco, R., Smith, H.G. 2016. *Experimental evidence that honeybees depress wild insect densities in a flowering crop*. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences 283(1843).
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Molina, C. & Bartomeus, I. 2019. *Guía de campo de las abejas de España*. Tundra Ediciones, Castellón.
- Muñoz, J. L. 2018. *La comarca agraria Serranía de Ronda. Informe 2017/18*. Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de Andalucía. Oficina Comarcal Agraria de Ronda (OCA). Málaga.
- Navarro-Fernández, C. M. 2012. *¿Y si la biodiversidad fuese auto-suficiente? Polinización de especies endémicas en comunidades hiperdiversas*. Estación Biológica de Doñana (CSIC).
- Nicholson, C. C., Koh, I., Richardson, L. L., Beauchemin, A., & Ricketts, T. H. 2017. *Farm and landscape factors interact to affect the supply of pollination services*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 250, 113-122.
- Ninyerola M, Pons X y Roure JM. 2005. *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.
- Nogueira, D. F., & Rico, E. C. 2017. *Cambios en los usos de suelo en la Península Ibérica: Un meta-análisis para el período, 1985-2015*. Biblio 3w: revista bibliográfica de geografía y ciencias sociales.
- Obeso, J. R., & Herrera, J. M. 2018. *Polinizadores y cambio climático*. Revista Ecosistemas, 27(2), 52-59.

- Ortiz-Sánchez, F.J., Aguado Martín, L.O., Ornos, C. 2018. *Diversidad de abejas en España, tendencia de las poblaciones y medidas para su conservación (Hymenoptera, Apoidea, Anthophila)*. Ecosistemas 27(1): 3- 8. Doi.: 10.7818/ECOS.1315.
- Papanikolaou, A. D., Kühn, I., Frenzel, M., & Schweiger, O. 2017. *Landscape heterogeneity enhances stability of wild bee abundance under highly varying temperature, but not under highly varying precipitation*. Landscape Ecology, 32(3), 581-593.
- Pérez Latorre, A. V. 1997. *La vegetación del Valle del Genal y su conservación*. Vértice de educación (dossier). Málaga: Junta de Andalucía, Consejería de Educación y Ciencia.
- Pinilla, V., & Sáez, L. A. 2016. *La despoblación rural en España: génesis de un problema y políticas innovadoras*. Zaragoza: CEDDAR.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann P., Schweiger, O. y Kunin, W.E. 2010. *Global pollinator declines: trends, impacts and drivers*. Trends in Ecology & Evolution 25, 345-353.
- QGIS Development Team. 2016. *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team. 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Russell V. Lenth (2016). *Least-Squares Means: The R Package lsmeans*. Journal of Statistical Software, 69(1), 1-33. doi:10.18637/jss.v069.i01
- Sánchez, O. 2005. *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología.
- Slomp, H. J. 2004. *La despoblación del medio rural español*. Doctoral dissertation, tesis de licenciatura, Universidad de Groningen.
- Steffan-Dewenter, I. y Tschardtke, T. 1999. *Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set*. Oecologia, 121, 432–440.
- Thomson, D. 2004. *Competitive interactions between the invasive European honey bee and native bumble bees*. Ecology, 85(2), 458-470.
- Walker, B., Carpenter, S., Anderies, J., Abel, N., Cumming, G., Janssen, M., ... & Pritchard, R. 2002. *Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach*. Conservation ecology, 6(1).
- Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., ... & Vaissière, B. E. 2008. *Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions*. Ecological Monographs, 78(4), 653-671.

- Williams, N., Minckley, R., & Silveira, F. 2001. *Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes*. Conservation Ecology, 5(1).
- Winfree, R., Williams, N.M., Dushoff, J., Kremen, C. 2007. *Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses*. Ecol. Lett. 10, 1105–1113.
- Zavala, M. A., & Burkey, T. V. 1997. *Application of ecological models to landscape planning: the case of the Mediterranean basin*. Landscape and Urban planning, 38(3-4), 213-227.