

Redes de interacción entre flores e himenópteros en dos comunidades costeras. Efectos de la pérdida de hábitat

R. Beltrán ^{1,*}, A. Traveset¹

(1) Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (CSIC-UIB), Terrestrial Ecology Group, C/ Miquel Marqués 21, 07190-Esporles, Mallorca, Balearic Islands, Spain

* Autor de correspondencia: R. Beltrán [rafel.beltran.mas@hotmail.com]

> Recibido el 20 de marzo de 2017 - Aceptado el 05 de julio de 2017

Beltrán, R., Traveset, A. 2018. Redes de interacción entre flores e himenópteros en dos comunidades costeras. Efectos de la pérdida de hábitat. *Ecosistemas* 27(2): 102-114. Doi.: 10.7818/ECOS.1409

La polinización es un proceso clave para el funcionamiento del ecosistema. La crisis ambiental está afectando a los polinizadores en todo el mundo. Profundizar más en el estudio de la estructura y dinámica de las redes de polinización nos puede dar información sobre la conservación de las especies y sobre su importancia como servicio ecosistémico. En este trabajo se analizaron las redes de polinización de himenópteros en dos localidades costeras de la isla de Mallorca, una de ellas afectada por una importante pérdida de hábitat. Se obtuvieron una serie de parámetros que describen la estructura de las redes de interacciones tanto a nivel de comunidad como a nivel de especie. Además, se evaluó la riqueza de especies, la diversidad, y el estado de conservación de los himenópteros presumiblemente con mayor relevancia funcional en cada comunidad (los más generalistas y menos selectivos). Ambas comunidades mostraron una baja conectancia, una relativamente alta especialización y un bajo solapamiento de nicho, lo que sugiere una alta fragilidad ante perturbaciones. De hecho, la pérdida de hábitat provocó una disminución en la riqueza de especies de plantas que resultó en una menor diversidad de himenópteros y de interacciones planta-polinizador. La comunidad afectada por la perturbación mostró valores de robustez bajos, siendo más susceptible a futuras perturbaciones que la no alterada. Los parámetros analizados han permitido conocer el papel ecológico de los himenópteros más relevantes en la comunidad y su comportamiento en el tiempo. Con estos resultados, se sugieren medidas de gestión específicas para cada localidad.

Palabras clave: interacciones mutualistas; islas Baleares; gestión ecosistémica; pérdida de biodiversidad; redes de polinización

Beltrán, R., Traveset, A. 2018. Networks of interaction between flowers and hymenoptera in two coastal communities. Effects of habitat loss. *Ecosistemas* 27(2): 102-114. Doi.: 10.7818/ECOS.1409

Pollination is a key process for the functioning of the ecosystem. The environmental crisis is affecting pollinators around the world. The study of the structure and dynamics of pollination networks can give us information on species conservation and on the importance of pollination as an ecosystem service. In this work we analyzed the pollination networks of hymenoptera in two coastal localities of the island of Mallorca, one of them affected by habitat loss. A set of parameters was obtained describing the structure of interaction networks at both community and species level. In addition, we evaluated the species richness, diversity, and conservation status of hymenopterans presumably with greater functional relevance in each community (the most general and least selective). Both communities showed low connectance, a relatively high specialization and a low niche overlap, which suggests a high fragility to disturbances. In fact, the loss of habitat caused a decrease in the richness of plant species that resulted in a lower diversity of hymenopterans and plant-pollinator interactions. The community affected by the perturbation showed to be less robust to future disturbances than the unaltered community. The analyzed parameters allowed assessing the ecological role of the most important bees and wasps in the community and their behaviour at the temporal scale. With such results, we suggest specific management measures for each locality.

Key words: mutualistic interactions; Balearic islands; ecosystem management; loss of biodiversity; pollination networks

Introducción

Las interacciones planta-polinizador son consideradas como una de las interacciones más particulares y complejas que existen (Johnson y Steiner 2000) y juegan un papel crucial en la conservación y el funcionamiento ecosistémico. El estudio de estas interacciones ha evolucionado mucho en las últimas décadas y el foco de la investigación se ha ampliado de las relaciones entre pares de especies al estudio de comunidades enteras (Olesen et al. 2007; Ings et al. 2008). Eso es debido principalmente a que, en este tipo de interacciones, la mayoría de las especies interactúan con múltiples parejas mutualistas (Waser et al. 1996), constituyendo lo que se conoce como redes de polinización. Por lo tanto, las interaccio-

nes planta-polinizador no suceden aisladas sino inmersas en redes complejas de interacción.

En una red de polinización artificial generada a partir de procesos aleatorios, los enlaces entre los dos conjuntos de nodos (plantas y polinizadores) se distribuyen de forma homogénea, sin que existan nodos hiper-conectados y con muy pocos nodos aislados. Sin embargo, las redes de polinización reales presentan una distribución de enlaces muy heterogénea, con una elevada frecuencia de nodos (especies) con muy pocos enlaces, pero también algunos nodos hiper-conectados (Jordano et al. 2009). Esta característica, propia de las redes mutualistas, permite que haya algunas pocas especies capaces de establecer muchas interacciones (especies generalistas) mientras que la mayoría sólo son

capaces de establecer una o pocas interacciones (especies especialistas). Aparte de esta característica, los estudios a nivel de red de polinización, al igual que muchos otros sistemas ecológicos, poseen propiedades emergentes. Estas propiedades estructurales y funcionales (conectividad, distribución de los enlaces, anidamiento...) son realmente útiles para entender cómo funcionan estos sistemas y poder elaborar modelos predictivos.

Los avances en el estudio de los sistemas de redes de polinización han permitido conocer cómo funcionan estas propiedades, sus consecuencias ecológicas y evolutivas y el papel de cada una de las especies que integran la comunidad (Bascompte y Jordano 2007; Blüthgen et al. 2008; Vázquez et al. 2009; Dupont et al. 2009; Kaiser-Bunbury y Blüthgen 2015). Conocer la arquitectura de una red de polinización, cómo se distribuyen las interacciones entre los dos conjuntos de nodos y cómo de intensos son esos enlaces, permite entender con mayor precisión el funcionamiento de estas comunidades. No menos importante es el estudio de las redes a nivel de especie, pues proporciona información sobre cuáles son las especies más generalistas y las más especialistas, cuáles son las más importantes manteniendo la estructura de la red, sus características y su grado de vulnerabilidad frente a posibles perturbaciones que puedan colapsar la red y, por tanto, desestabilizar el ecosistema (Bascompte y Jordano 2007). Sin embargo, aunque la información que nos aportan estos modelos es de gran utilidad para establecer medidas de conservación, hay que ser cautelosos y considerar todas las variables ambientales propias de cada comunidad estudiada, ya que, en ocasiones, algunas de las asunciones de estos modelos no se dan en la naturaleza (Tylianakis et al. 2010).

Actualmente, muchas interacciones planta-polinizador están gravemente amenazadas por la crisis global que está afectando a las poblaciones de polinizadores desde finales del siglo XX. Esta crisis sistémica está provocada por causas como la degradación y fragmentación de hábitats, la introducción de especies invasoras e incremento de patologías, el uso intensivo de pesticidas y el cambio climático. Aunque los efectos de esta crisis difieren mucho a nivel regional y no todas las especies de polinizadores están afectadas de la misma manera, la disminución de polinizadores tanto en abundancia de individuos como en el número de especies es una de las consecuencias que más se repiten (Biesmeijer et al. 2006; Potts et al. 2010; Garibaldi et al. 2011).

En general, debido a sus características, las redes de polinización suelen ser bastante robustas y resistentes a la pérdida de especies cuando esta pérdida se produce de manera aleatoria, pues se necesita eliminar un elevado número de especies para que la red llegue a colapsar (Mommott et al. 2004; Kaiser-Bunbury et al. 2010; Evans et al. 2013). Sin embargo, si la pérdida de especies de la red se produce de manera que primero se pierden los nodos más conectados (es decir, las especies más generalistas), la red colapsará rápidamente. Mommott et al. (2004) demostraron en algunas simulaciones que la extinción de plantas ocurría antes y a mayor velocidad cuando primero se eliminaban de la red las especies de polinizadores más generalistas. Así, a mayor número de especies generalistas, más robusta es la red.

Las especies más conectadas, por lo tanto, son especies claves del sistema y a las cuales se les debería dirigir una mayor atención a la hora de establecer medidas de gestión ecosistémica (Amaral et al. 2000). No obstante, si el objetivo es establecer medidas de gestión específicas, serán las especialistas las que requerirán mayor atención pues son más propensas a desaparecer ante una perturbación debido tanto a su baja abundancia de individuos como al bajo número de enlaces que presentan (Ashworth et al. 2004; Aizen et al. 2012). A día de hoy, se sabe aun relativamente poco sobre los efectos de distintas perturbaciones en la estructura de las redes de polinización (pero ver Tylianakis et al. 2007; González et al. 2011; Ferreira et al. 2013; Vanbergen et al. 2013; Traveset et al. 2017), en gran parte debido al escaso conocimiento del comportamiento de los distintos componentes de las redes, y concretamente a su capacidad de resistir la pérdida de sus 'miembros interactuantes'.

En sistemas insulares, las redes de polinización -como muchos otros procesos ecológicos- tienen una relevancia especial, y han mostrado unas características distintas de las redes de polinización continentales (Traveset et al. 2015). En general, estos sistemas presentan una elevada contribución a la biodiversidad en relación con su área limitada, baja riqueza relativa de especies y alto nivel de endemismo, especialmente en las oceánicas. Estas características las convierten en regiones muy susceptibles a perturbaciones antropogénicas, tales como la destrucción del hábitat o la introducción de especies invasoras (Kaiser-Bunbury et al. 2010; Castro-Urgal y Traveset 2014). Entender el comportamiento de las especies en estos sistemas es, por tanto, fundamental para garantizar la preservación su biodiversidad y el buen funcionamiento ecosistémico.

El objetivo de este trabajo es determinar la estructura y dinámica de las redes de polinización, considerando las comunidades de himenópteros, de dos localidades litorales al norte de la isla de Mallorca (Islas Baleares) con distintos grados de perturbaciones antrópicas, y evaluar el efecto de la pérdida de hábitat en una de las localidades. Debido a su importancia como polinizadores, se ha trabajado únicamente con el orden de himenópteros. El análisis de estas redes se ha realizado también desde una perspectiva conservacionista para de esta manera poder establecer medidas de gestión y conservación de estas comunidades. Las principales preguntas que formulamos son: 1) ¿Cuáles son las especies claves en cada localidad, cuál es su estado de conservación y son claves consistentemente en el tiempo?, 2) ¿Qué diversidad presentan estas redes de polinización y cómo es su estructura?, 3) ¿Qué efectos tuvo sobre la estructura de las redes una importante perturbación que tuvo lugar en una de las localidades y que supuso la pérdida de más de un 50% de la cobertura vegetal?, y 3) ¿Qué medidas de gestión pueden recomendarse para la conservación de ambas comunidades teniendo en cuenta los parámetros estructurales analizados y el estado de conservación de las especies de polinizadores que componen las redes?

Material y métodos

Áreas de estudio

El estudio se realizó en dos localidades al norte de la isla de Mallorca con características geomorfológicas similares (Fig. 1). Por un lado, en la finca de Son Bosc (SB de aquí en adelante) (39° 46' 28.11" N; 3° 07' 45.34" E.), adyacente al Parque Natural de S'Albufera y con un área de estudio de aproximadamente 4 ha. Geológicamente, el territorio pertenece a una duna fósil donde la vegetación está dominada por especies como *Daucus carota*, *Helichrysum stoechas*, *Lotus corniculatus* y *Lotus cytoides*. SB ha sido una zona que ha sufrido importantes perturbaciones antrópicas en los últimos años. Entre los años 2010 y 2011, se intentó construir un campo de golf de forma ilegal en esta zona. El proceso judicial para declarar su ilegalidad paró las obras, pero la perturbación causó graves daños en la vegetación de la zona, los cuales supusieron la pérdida de cerca del 52% de cobertura vegetal (Fig. 2).

Por otro lado, se estudió el sistema dunar de Cala Mesquida (CM de aquí en adelante) (39° 44' 37.63" N; 3° 26' 02.12" E) Aquí, el área de estudio fue menor (1.4 ha) que en SB debido también a su menor extensión. El sistema dunar de CM es uno de los mejores conservados de Mallorca y su ecosistema terrestre está dominado por la vegetación típica de dunas mediterráneas, incluyendo *Euphorbia paralias*, *Helichrysum stoechas*, *Scrophularia canina*, *Teucrium capitatum* y *Lotus cytoides*.

Muestreo y obtención de datos

Las redes de interacción analizadas en este estudio corresponden a tres años de datos (2009-2011) en el caso de SB y a dos años (2009-2010) en el caso de CM. Dichos datos fueron recogidos dentro de la tesis doctoral de Castro-Urgal (2016) y parte de ellos han sido publicados en distintos artículos (Castro-Urgal et al. 2012, Castro-Urgal y Traveset 2014, 2016; Traveset et al. 2015) en los que se consideran todos los polinizadores, no exclusivamente los himenópteros como se hace en el presente estudio.

El muestreo se realizó en 10 - 13 transectos de 50 x 2 m en el caso de SB y en 30 parcelas aleatorias de 0.5 m² en el caso de

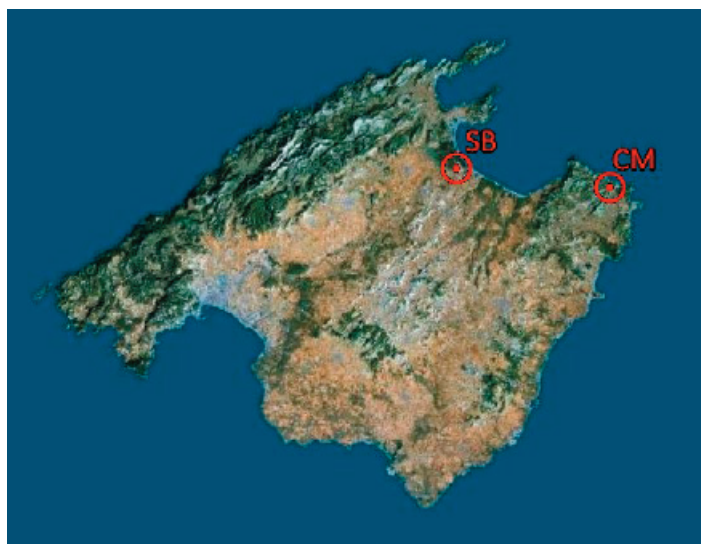


Figura 1. Mapa de la isla de Mallorca con las dos localidades estudiadas, Son Bosc (SB) y Cala Mesquida (CM).

Figure 1. Map of Mallorca island showing the two study sites, Son Bosc (SB) and Cala Mesquida (CM).

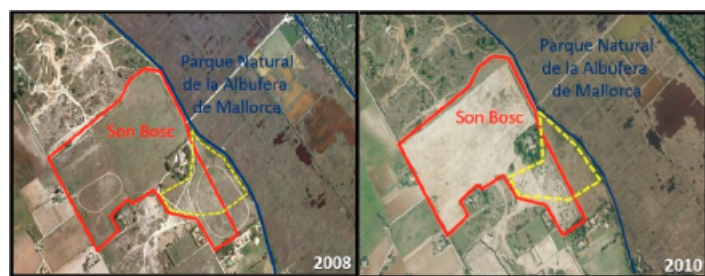


Figura 2. Ortofotos de SB antes y después de la perturbación a escala 1:10000 donde se aprecia el alcance de la perturbación. En rojo, la finca de Son Bosc, en azul, el Parque Natural de la Albufera de Mallorca y en amarillo, la zona concreta donde se estudiaron las comunidades de plantas e himenópteros. Ortofotos obtenidas del IDEIB (Infraestructura de datos espaciales de las Islas Baleares).

Figure 2. Orthophotos of the SB locality before and after the disturbance at scale 1:10000. The "Son Bosc finca" is shown in red, the Natural Park is shown in blue, whereas the zone in which the pollination network was built is shown in yellow. The images have been obtained from IDEIB (Infraestructure of spatial data of the Balearic Islands).

CM. El periodo de muestreo en ambas localidades fue de abril a julio, cubriendo así toda la época de floración. Se realizaron dos o tres censos por semana, en días soleados y poco ventosos, desde las 10:00 de la mañana hasta las 17:00 h. Las visitas de los insectos se registraron mediante censos de 3 a 15 min según el día (en función del número de especies en flor), a un metro de distancia como mínimo para evitar interferencias en su comportamiento. Los ejemplares de especies dudosas se capturaron mediante mangas entomológicas para su posterior determinación en el laboratorio. El esfuerzo semanal de muestreo fue siempre el mismo para todas las especies de plantas. Sin embargo, debido a las características fenológicas de las plantas, el tiempo acumulado de muestreo durante los periodos fue diferente para cada especie dependiendo de la localidad y año. El tiempo total de censo en SB fue de 42.18 h, 49.39 h y 37.36 h en 2009, 2010 y 2011, respectivamente. En CM, se censaron visitantes flores durante 22.50 h en 2009 y durante 84.45 h en 2010. Consideramos, por tanto, un buen esfuerzo de muestreo realizado en cada zona, sobre todo para poder asegurar si una especie clasificada como especialista es realmente especialista, visitando (o siendo visitada por) solo una o pocas especies.

La densidad de flores se registró cada dos semanas en las dos localidades a partir del conteo de las flores abiertas de las especies de plantas. En el caso de plantas con flores compuestas (ej. Asteraceae) se consideraron las inflorescencias como una unidad floral. Posteriormente, se calculó la abundancia de flores a partir del número de flores abiertas por m².

Durante cada censo, se registraron las siguientes variables: (a) identidad de la especie de planta en flor, (b) número de flores observadas en cada planta censada, (c) identidad del polinizador, (d) número de visitas de cada polinizador a cada planta (es decir, abundancia de individuos) y (e) número de flores visitadas por cada polinizador (es decir, la tasa de visitas).

Con estos datos se construyeron matrices cuantitativas de interacción para cada localidad y año estudiado, incluyendo como 'peso' de la interacción el número de visitas efectuadas por los himenópteros a las plantas. Cada celda representa pues el número de visitas de himenópteros por flores observadas, por el tiempo de observación en cada caso y por el número total de censos realizados en cada especie de planta. Se decidió no considerar las hormigas (F. Formicidae) debido a su especial comportamiento (gregario y no volador), el cual podría sesgar algunos de los resultados de los análisis de redes.

Parámetros de las redes

Para analizar la estructura de las redes, se calcularon una serie de parámetros tanto a nivel de red como de especie mediante el paquete bipartite (v.1.17) de R (v. 3.2.2) (Dormann et al. 2009). Los parámetros a nivel de red permiten entender la estructura global de todas las interacciones en la comunidad. Por otro lado, los parámetros a nivel de especie permiten comprender el comportamiento de las especies y su importancia ecológica dentro de la estructura y funcionamiento de la red. A continuación, se ofrece una descripción de los parámetros analizados y su significado biológico:

A nivel de especie:

Índice de especialización (d'): Mide el grado de especialización de una especie dentro del sistema. El índice va de 0 a 1, donde las especies con valores cercanos a 0 son las especies más generalistas y las que tienen valores cercanos a 1 más especialistas. Este índice tiene en cuenta la abundancia de la 'pareja' con la que una especie interactúa, por lo que una especie que posee menor número de interacciones no tiene por qué ser más especialista si esas pocas especies que visita son muy abundantes. Por ejemplo, una planta que sea solo visitada por una especie de abeja, tendrá una d' más alta si esa abeja es una especie no muy común que si es por ejemplo la abeja *Apis mellifera*, que suele ser muy abundante.

Grado de conectividad (L): Es la suma de las interacciones de una especie, o el número de distintas parejas con las que interactúa. Tradicionalmente es un índice que se ha usado para conocer el grado de especialización de las especies, pero tiene el inconveniente de que solo tiene en cuenta la riqueza de especies y no la abundancia de individuos.

Para nuestro estudio, nos hemos limitado a las 10 especies con mayores valores de L y menores valores de d' (eso es, las más generalistas y menos selectivas). Dichas especies podrían considerarse de mayor interés para el funcionamiento de la comunidad y, por lo tanto, considerarse especies clave desde el punto de vista conservacionista.

A nivel de red:

Conectancia (C): Es la proporción de las interacciones observadas respecto a todas las interacciones de la red. Es uno de los parámetros utilizados para medir la complejidad de una red. Desde el punto de vista conservacionista, se pretende conseguir mantener altos los niveles de conectancia debido a que otorga estabilidad y resistencia a la red. Es un parámetro que está estrechamente ligado a la riqueza de especies en cada comunidad y, por lo tanto, al tamaño de la red. Cuanto mayor es la red, menor es C , al ir aumentando las interacciones que no se dan entre especies.

Especialización de la red (H_2'): Tiene el mismo fundamento que d' , sus valores van de 0 a 1, donde valores cercanos a 0 indican que una red está muy poco especializada (la red está compuesta por especies generalistas), mientras que valores cercanos a 1 indican que se trata de una red muy especializada (la red está compuesta mayoritariamente por especies especialistas).

Superposición de nicho (NO): Mide el promedio de similitud de las interacciones. Está calculado a partir del índice de Morisita-Horn y va de 0 (las especies no comparten nicho ecológico) a 1 (hay una superposición total de nicho entre las especies). Este índice se ha calculado tanto para las comunidades de plantas como para las de himenópteros. La superposición de nicho es un parámetro muy útil porque permite conocer si un sistema está formado por muchas especies redundantes o si, por el contrario, está compuesto por especies irreemplazables desde el punto de vista de nicho ecológico.

Diversidad de interacciones (H'): Calculado a partir del índice de Shannon, sirve para medir la diversidad de un sistema. Está estrechamente ligado con la especialización de la red. A mayor diversidad de interacciones que posea una red, mayor será su resistencia frente a perturbaciones.

Robustez (R): Mide el grado de resistencia de una red frente a un escenario de una perturbación causante de una cascada de extinciones. Varía entre 0 y 1, donde un valor de 0 indica que la red es un sistema muy frágil, en el que la pérdida de una fracción pequeña de polinizadores desencadenará una gran extinción de especies. Por el contrario, un valor de 1 indica que la red es muy resistente; una elevada desaparición de polinizadores únicamente provocaría la extinción de unas pocas especies en la red. Para calcular la robustez, se generaron 10 réplicas por cada secuencia de extinción en cada una de las redes, siendo R la media de ellas (Dormann et al. 2009). Estas simulaciones de extinción de himenópteros se programaron para que tuvieran lugar de forma aleatoria. A nivel de especie, se determinó el grado de especialización de los himenópteros dentro de la red para conocer cuáles especies actúan como generalistas y cuáles como especialistas. Para ello, se calcularon el grado de conectividad (L) y el índice de especialización (d') arriba indicados.

Diversidad y similitud de las comunidades

En cada localidad se cuantificó la riqueza de especies. Para hacer comparables los valores de riqueza de especies debido al diferente esfuerzo de muestro, se usó el índice de rarefacción Jackknife. También se calculó la diversidad de himenópteros para cada año estudiado mediante el índice de Shannon. Debido a que el tiempo de censo de las plantas no fue constante, se tuvo que estandarizar la abundancia de polinizadores. Para ello, dicha abundancia se calculó a partir de la tasa de visitas dividida por el número de flores observadas, por el tiempo de observación de cada planta y por el número de censos realizados sobre ella.

Con el fin de analizar diferencias en la composición de especies de ambas localidades y confirmar si es posible encontrar medidas de gestión en común o si, por el contrario, es necesario establecer medidas de gestión específicas para cada localidad, se comparó la similitud de especies, tanto a nivel espacial como a nivel temporal, de las comunidades de himenópteros y de plantas de las dos localidades, mediante el índice de disimilitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis 1957).

Estado de conservación de los himenópteros

Para conocer el estado de conservación de los himenópteros, se consultó la European Red List of Bees (Nieto et al. 2014), en la que figuran las categorías de amenaza de la IUCN. Además, se consideró la endemidad basándonos en Ortiz-Sánchez (2011) y Baldock (2015).

Resultados

En total, entre los diferentes años estudiados se registraron 54 especies de himenópteros en CM (85.5 según la estimación por el

método Jackknife) y 82 en SB (111 según Jackknife). Los géneros *Andrena*, *Halictus*, *Hoplitis*, *Lasioglossum*, *Megachile* y *Osmia* fueron los que presentaron un mayor número de especies en ambas localidades. El número de especies de plantas fue de 46 y 91 respectivamente, registrándose hasta 116 géneros diferentes entre las dos localidades.

Estructura de las redes

En la **tabla 1** se muestran los parámetros a nivel de red. La conectancia (C) mostró valores entre un 5% y un 11%, dentro del rango encontrado para otras redes en islas continentales (ver figura 2 en Traveset et al. 2015). El índice H_2' , por otro lado, tendió a tener valores altos cercanos a 1, lo que indica que las redes presentan una alta proporción de especies especialistas, es decir, tienden a seleccionar parejas poco abundantes. Su valor máximo se alcanzó en 2011, después de la perturbación en SB. La diversidad de interacciones (H') también mostró ser alta en todas las redes, aunque el valor mínimo se observó también en 2011. La superposición de nicho, tanto en la comunidad de himenópteros como en la de plantas, mostró valores cercanos a 0 en todas las redes, principalmente en las comunidades de himenópteros, lo que indica que las especies tienden a ser bastante especializadas, compartiendo pocas parejas entre ellas. Respecto a la robustez de las redes, la población de SB tuvo un valor promedio de $R = 0.49$, considerando los tres años de estudio, mientras que la población de CM mostró un valor promedio de los dos años bastante más alto, $R = 0.66$.

En la **tabla 2** se muestran los valores de los parámetros a nivel de especie para las localidades de SB y de CM, respectivamente. En SB, el 29.4% de esas especies mantuvieron su papel en los tres años estudiados, independientemente de la perturbación en 2010. Estas especies fueron *Apis mellifera*, *Polistes dominula*, *Ceratina cucurbinata*, *Andrena ovata* y *Halictus fulvipes*. En CM, solo tres especies (15%), *Apis mellifera*, *Polistes dominula* y *Ceylalictus variegatus* fueron las más generalistas y menos selectivas de forma consistente los dos años (**Fig. 3**). Como sería esperable, en las especies más especialistas (con una o muy pocas interacciones), existió mucha más variación a nivel temporal, pues muchas especies sólo estuvieron presentes uno de los dos o tres años de estudio. Sin embargo, de las especies que solo fueron observadas uno de los años se obtuvieron varias observaciones en sus parejas respectivas, es decir, no pueden considerarse 'singletons' (detectadas una sola vez) en la red de interacciones.

Tabla 1. Parámetros a nivel de red aplicados en cada comunidad y en cada año. En la tabla se muestra la conectancia (C), el índice de especialización (H_2'), la diversidad de interacciones (H'), la superposición de nicho (NO) tanto para polinizadores (POL) como para las plantas (PLA) y la robustez de las redes (R).

Table 1. Parameters at network level for each community and year. The table shows network connectance (C), specialization index (H_2'), interaction diversity (H'), niche overlap (NO) both for pollinators (POL) and for plants (PLA), and network robustness (R).

	Parámetros a nivel de red					
	C	H_2'	H'	NO - POL	NO - PLA	R
SB 2009	0.06	0.63	4.50	0.08	0.12	0.43
SB 2010	0.05	0.72	4.46	0.04	0.07	0.52
SB 2011	0.06	0.84	3.38	0.03	0.07	0.53
CM 2009	0.11	0.68	4.09	0.08	0.13	0.63
CM 2010	0.06	0.65	4.30	0.07	0.11	0.70

Tabla 2. Parámetros a nivel de especies. Listas con las 10 especies más generalistas de cada una de las redes estudiadas. En la tabla se muestran, por localización: SB (Son Bosc); CM (Cala Mesquida) y año en que fueron censados, las especies, el número de interacciones que presentan (L), su especialización (d') así como su categoría de amenaza de la IUCN. Las especies están ordenadas de mayor a menor en función a el número de interacciones que presentan.

Table 2. Parameters at species level. Lists of the 10 more generalized species in each network. The table shows, by location: SB (Son Bosc); CM (Cala Mesquida), and year of registration, the species name, the number of interactions it has (L), its specialization level (d'), and its threat category according to the IUCN. Species are ordered according to the number of interactions they have.

Parámetros a nivel de especies											
SB 2009				SB 2010				SB 2011			
Especie	L	d'	IUCN	Especie	L	d'	IUCN	Especie	L	d'	IUCN
<i>Apis mellifera</i>	17	0.000	DD/NE	<i>Apis mellifera</i>	16	0.000	DD/NE	<i>Apis mellifera</i>	12	0.000	DD/NE
<i>Ceratina cucurbinata</i>	11	0.249	LC	<i>Rhodanthidium septemdentatum</i>	15	0.038	DD/NE	<i>Polistes dominula</i>	11	0.000	LC
<i>Polistes dominula</i>	10	0.000	LC	<i>Polistes dominula</i>	11	0.000	LC	<i>Andrena ovatula</i>	8	0.000	NT
<i>Andrena ovatula</i>	8	0.000	NT	<i>Ceratina cucurbinata</i>	9	0.277	LC	<i>Ceratina cucurbinata</i>	6	0.000	LC
<i>Halictus fulvipes</i>	8	0.000	LC	<i>Osmia caerulea</i>	6	0.191	LC	<i>Rhodanthidium septemdentatum</i>	6	0.000	DD/NE
<i>Lasioglossum griseolum</i>	8	0.598	LC	<i>Andrena ovatula</i>	6	0.242	NT	<i>Hylaeus trinitatus</i>	5	0.000	DD/NE
<i>Lasioglossum sp.</i>	6	0.096	Sin identificar	<i>Lasioglossum griseolum</i>	6	0.510	LC	<i>Ceylalictus variegatus</i>	5	0.316	LC
<i>Andrena verticalis</i>	5	0.127	LC	<i>Lasioglossum malachurum</i>	5	0.422	LC	<i>Lasioglossum sp.</i>	5	0.574	Sin identificar
<i>Bombus terrestris</i>	4	0.367	LC	<i>Halictus fulvipes</i>	4	0.286	LC	<i>Halictus fulvipes</i>	4	0.075	LC
<i>Andrena.sp2</i>	3	0.206	Sin identificar	<i>Hylaeus pictus</i>	4	0.377	DD/NE	<i>Anthophora plumipes</i>	3	0.168	LC
CM 2009				CM 2010							
Especie	L	d'	IUCN	Especie	L	d'	IUCN				
<i>Apis mellifera</i>	11	0.000	DD/NE	<i>Apis mellifera</i>	13	0.000	DD/NE				
<i>Megachile sicula</i>	9	0.000	DD/NE	<i>Megascholia sp.</i>	10	0.136	Sin identificar				
<i>Lasioglossum sp.</i>	8	0.000	Sin identificar	<i>Heriades rubicola</i>	8	0.000	LC				
<i>Heriades crenulata</i>	6	0.000	LC	<i>Lasioglossum malachurum</i>	8	0.000	LC				
<i>Polistes dominula</i>	6	0.000	LC	<i>Lasioglossum griseolum</i>	8	0.778	LC				
<i>Ceratina parvula</i>	4	0.000	DD/NE	<i>Rhodanthidium septemdentatum</i>	7	0.000	DD/NE				
<i>Bembix oculata</i>	3	0.000	DD/NE	<i>Polistes dominula</i>	5	0.000	LC				
<i>Ceylalictus variegatus</i>	3	0.000	LC	<i>Ceylalictus variegatus</i>	4	0.000	LC				
<i>Colletes abeillei</i>	3	0.000	LC	<i>Lasioglossum nitidulum</i>	4	0.087	DD/NE				
<i>Halictus microcardia</i>	3	0.395	EN (endemismo)	<i>Bombus terrestris</i>	3	0.000	LC				

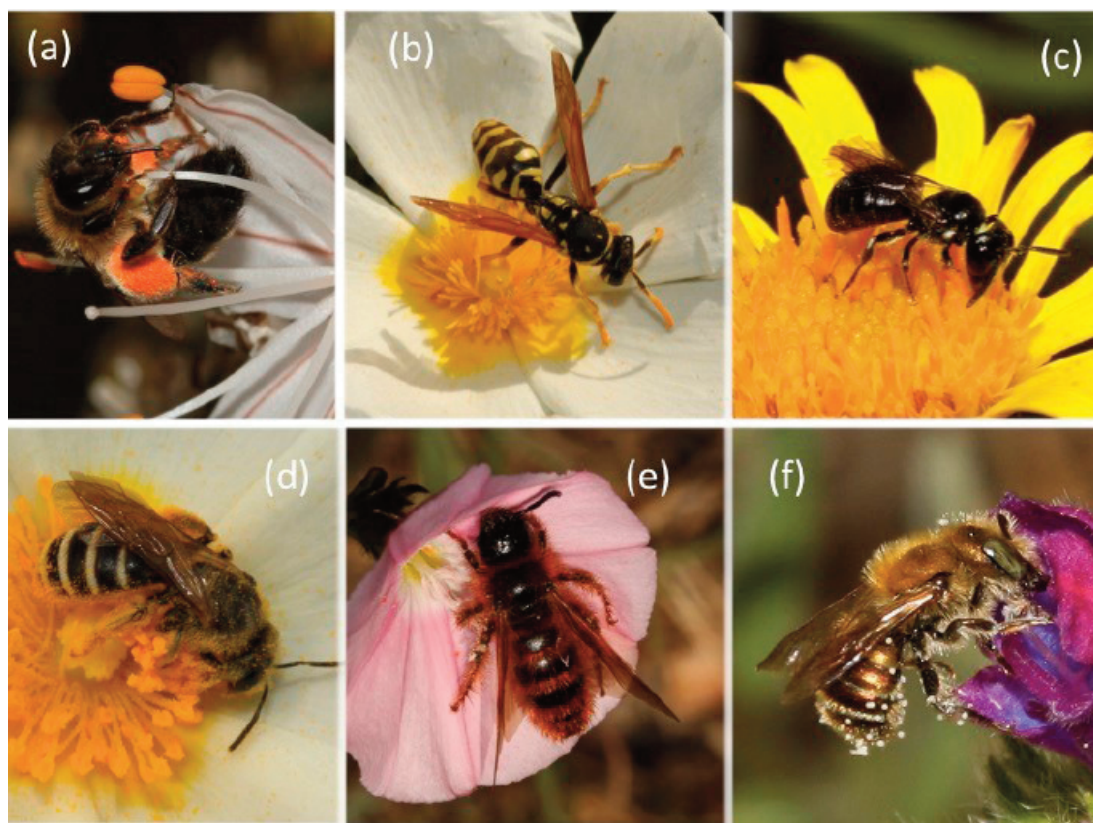


Figura 3. Imágenes de interacciones de especies generalistas en las comunidades estudiadas. (a) *Apis mellifera* en *Asphodelus aestivus*, (b) *Polistes dominula* en *Cistus salvifolius*, (c) *Ceratina cucurbinata* en *Inula chritmoides*, (d) *Halictus fulvipes* en *Cistus salvifolius*, (e) *Dasyscolia ciliata* en *Convolvulus althaeoides*, y *Osmia versicolor* en *Echium sabulicola*. Crédito fotos: Nick Owens.

Figure 3. Images of interactions of generalized species in the study communities: (a) *Apis mellifera* on *Asphodelus aestivus*, (b) *Polistes dominula* on *Cistus salvifolius*, (c) *Ceratina cucurbinata* on *Inula chritmoides*, (d) *Halictus fulvipes* on *Cistus salvifolius*, (e) *Dasyscolia ciliata* on *Convolvulus althaeoides*, and *Osmia versicolor* on *Echium sabulicola*. Photo credits: Nick Owens.

Diversidad y similitud de las comunidades

Ambas localidades mostraron valores semejantes en la diversidad de himenópteros (Fig. 4). En SB, el número de especies de plantas después de la perturbación disminuyó considerablemente. A pesar de ello, sin embargo, la riqueza de especies de himenópteros se vio poco afectada, especialmente teniendo en cuenta que el número de horas de censo también fue ligeramente inferior. En CM, tanto la riqueza de plantas como de himenópteros fue menor en 2010 que en 2011 lo que se atribuye al mayor esfuerzo de muestreo en el segundo año.

Los resultados de los análisis de disimilitud de Bray-Curtis se muestran en la tabla 3. Se observa que ambas localidades sólo comparten el 44% de las especies de himenópteros y el 16% de las especies de plantas. A nivel temporal, la comunidad de himenópteros de SB se asemeja en un 62.5% y la comunidad de plantas en un 69.5%, mientras que, en CM, la comunidad de himenópteros se asemeja en un 61% entre años y la de plantas en un 80%.

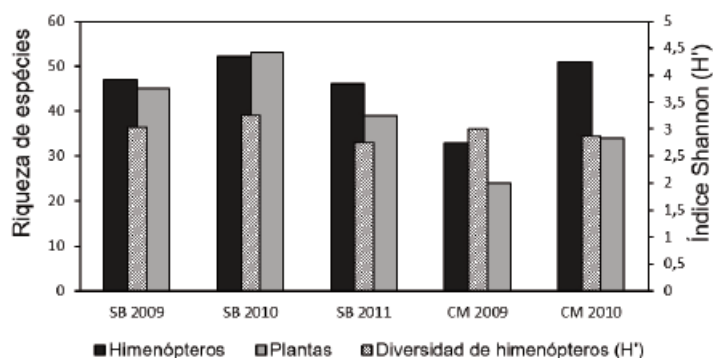


Figura 4. Riqueza de especies de plantas y de himenópteros en las redes estudiadas y la diversidad de himenópteros (eje secundario) calculada con el índice de Shannon (H').

Figure 4. Plant and hymenopteran species richness in the study networks and diversity of hymenopterans (right axis) calculated with the Shannon index (H').

Tabla 3. Valores de disimilitud en la composición de especies de las redes estudiadas tanto a nivel espacial (comparación entre las dos localidades) como a nivel temporal.

Table 3. Dissimilarity values in species composition in the study networks, both at the spatial level (comparing the two localities) as well as at the temporal level (annual comparison).

		Himenópteros	Plantas
Composición a nivel espacial	CM-SB 2009	0.58	0.86
	CM-SB 2010	0.55	0.82
	Promedio	0.56	0.84
Composición a nivel temporal	SB 2009-2010	0.36	0.29
	SB 2010-2011	0.39	0.32
	Promedio SB	0.375	0.305
	CM 2009-2010	0.39	0.2

Estado de conservación de los himenópteros en las dos localidades

En la [lista 1 del anexo](#) se presentan todas las especies de himenópteros registradas en ambas localidades y su estado de conservación. En SB, de los 82 himenópteros registrados, 19 no se pudieron identificar a nivel de especie, por lo que sólo se pudo evaluar el estado de conservación de 63. Ninguna de las especies identificadas en esta localidad está considerada como amenazada según la categorización de la IUCN. En CM, de los 54 himenópteros registrados se pudieron identificar 41. En este caso, una de las especies, *Halictus microcardia*, está catalogada como En Peligro (EN). En ambas localidades, alrededor de un 5% de las especies están dentro de la categoría “casi amenazada” ([Fig. 5](#)). El porcentaje de especies de las que no se dispone de datos (DD), o que no han sido evaluadas aún por la IUCN (NE), es relativamente alto (31.71% en SB y 26.79% en CM) ([Fig. 5](#)). De las especies identificadas, dos de ellas son endémicas de Baleares, *Dufourea balearica* y *Halictus microcardia*.

Discusión

Ambas localidades presentaron características similares en la estructura y el funcionamiento de las redes. Los valores de conectancia que presentan las redes estudiadas están dentro del rango de los encontrados en redes de polinización en ecosistemas de islas continentales (ver revisión en [Traveset et al. 2015](#)). En un estudio previo comparando SB con una red de polinización en una isla oceánica (en Canarias), se observó una conectancia significativamente menor en SB ([Castro-Urgal y Traveset 2014](#)), aunque otro estudio comparando también redes de polinización en dichos archipiélagos no mostró diferencias ([Padrón et al. 2009](#)). La conectancia suele considerarse una medida demasiado simplista para tenerla en cuenta en la gestión de ecosistemas ([Heleno et al. 2012](#)), por lo que estos resultados hay que interpretarlos sólo de manera orientativa para conocer la topología de las redes.

Por otro lado, el hecho de encontrar valores de especialización de red (H_2') relativamente altos, junto con los bajos niveles de superposición de nicho tanto en plantas como himenópteros, indican que existe una baja presencia de especies redundantes (especies funcionalmente equivalentes). La baja riqueza de estas especies es otro síntoma de la fragilidad de ambas localidades a futuras perturbaciones, pues el reemplazamiento de nicho ecológico es altamente improbable en el caso de desaparición de especies. Al disminuir la biodiversidad de las redes, también disminuye el número de especies redundantes ([Blütgen 2010](#)).

Todos estos parámetros se ven reflejados en mayor o menor medida en la robustez de las redes y es en este parámetro donde difieren más las redes de ambas localidades. Distintos autores han predicho reducciones en la robustez y en la resiliencia en las redes de interacción planta-polinizador en respuesta a perturbaciones ([Kaiser-Bunbury et al. 2010](#); [Fortuna y Bascompte 2006](#)). Los bajos valores de robustez en SB la colocan en una situación mucho más vulnerable que CM. Aunque actualmente los efectos que puedan tener las perturbaciones en sistemas como los estudiados siguen sin conocerse al 100% debido a la complejidad de las interacciones.

El diferente tamaño de las redes y el diferente esfuerzo de muestreo en los censos de las flores provocan una limitación a la hora de obtener conclusiones conjuntas precisas. Debido a la imposibilidad empírica de poder comparar las redes de las dos localidades con precisión, todas esas conclusiones deben considerarse como orientativas a la hora de establecer medidas de gestión y conservación. Cada red tiene sus particularidades y debe ser analizada, por tanto, de manera individual.

Respecto a los parámetros a nivel de especie, las especies generalistas son más propensas a conservar su funcionalidad en el tiempo que las especialistas. Esto se debe principalmente a que la abundancia de individuos en las especies generalistas es mayor que en las especialistas. Desde el punto de vista de funcionamiento de la red, este rasgo otorga robustez a las redes, ya que las generalistas contribuyen a mantener la estructura de la red en el tiempo.

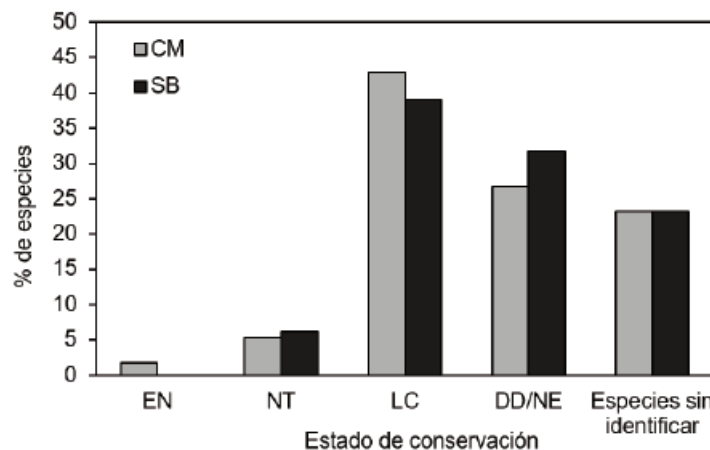


Figura 5. Estado de conservación de las especies de las comunidades de himenópteros de SB (Son Bosc) y CM (Cala Mesquida), según la IUCN. EN: En Peligro; NT: Casi Amenazada; LC: Preocupación Menor; DD: Datos insuficientes; NE: No Evaluada.

Figura 5. Conservation status of the hymenopteran species of SB (Son Bosc) and CM (Cala Mesquida), according to the IUCN. EN: Endangered; NT: Nearly Threatened; LC: Low concern; DD: Deficient data; NE: Not Evaluated.

Sin embargo, perturbaciones como la de SB ponen en riesgo este equilibrio, pues como se ha comentado, pueden afectar gravemente a las poblaciones de especies generalistas disminuyendo la abundancia de individuos, y tienden a especializar la red.

La baja similitud en la composición de especies que existe entre las dos localidades tanto de plantas como de himenópteros pone de manifiesto la particularidad de cada una de las localidades, lo que dificulta poder elaborar una metodología estandarizada para ambos ecosistemas y obliga a crear medidas de gestión y conservación adaptadas a las cualidades de cada localidad. Por otro lado, el que compartan únicamente un 44% de las especies de himenópteros, a pesar de la relativamente corta distancia (< 20 km) entre localidades, indica la gran riqueza de este orden en la isla, en la que se han descrito cerca de 400 especies ([Baldock 2014](#)). A escala temporal, la variación no fue tan alta, pero sí importante (un 20% de las especies de CM no se compartieron entre años, mientras que en SB ese valor fue de casi un 37.5) y suficiente para explicar la variabilidad estructural de las redes entre años. Estos cambios composicionales afectaron sobre todo a las especies especialistas, pues raramente se observó la misma composición entre los años estudiados. Las especies generalistas (que incluyeron la abeja de la miel en ambas localidades) fueron más propensas a mantener su papel funcional a lo largo del tiempo. A pesar de estas diferencias composicionales en las comunidades, los valores de diversidad de polinizadores y de diversidad de interacciones fueron similares en ambas localidades. El cambio más grande que se observó en estos dos valores fue su disminución entre 2010 y 2011 en SB. Esta pérdida de diversidad de polinizadores puede atribuirse a la pérdida de especies de plantas debido a la perturbación sufrida. La riqueza de himenópteros se vio poco afectada por la perturbación, aunque no así la abundancia (especialmente de los generalistas), como ya se había confirmado en un reciente estudio ([Traveset et al. 2017](#)). Se sabe que los himenópteros solitarios (como la mayoría de los registrados en el presente estudio) se ven más afectados que los himenópteros sociales frente a la pérdida de hábitat ([Williams et al. 2010](#); [Ferreira et al. 2013](#)), aunque en nuestros resultados no se observa este hecho. Una posible explicación es que los sitios de nidificación, y los recursos tróficos de estas abejas y avispas solitarias no sean lo suficientemente limitantes en el área, y aunque su abundancia se redujo tras la perturbación, el efecto no fue tan grande como para eliminar/extirpar a ninguna especie en dicha área. Además, se sabe que tanto las abejas como las avispas suelen tener una mayor movilidad ([Torné-Nowguera et al. 2014](#)) que otros grupos funcionales y por tanto pueden ser menos influenciados por perturbaciones locales que éstos.

Desde el punto de vista conservacionista, existe un porcentaje muy alto de himenópteros presentes en las dos localidades de los cuales se desconoce su estado de conservación. La IUCN ya alertó de este grave problema en 2014 (UICN 2014) y los resultados de este estudio son una prueba de ello. Este hecho tiene importantes repercusiones en la gestión de los ecosistemas pues dificulta mucho poder realizar buenas medidas de conservación en estas comunidades. De las especies generalistas, existe una elevada proporción que permanecen sin un estado de conservación definido. Estas especies son las que otorgan robustez y resistencia a las redes, y en un escenario donde una perturbación afectase negativamente a estas poblaciones, los efectos a nivel de comunidad podrían ser drásticos, pues las redes de las que forman parte podrían llegar a colapsar (Memmott et al. 2004). Aunque es importante tener en cuenta que en muchos casos de extinciones o extirpaciones de especies de una red, puede existir lo que se conoce como 're-wiring' o recableado de interacciones, o sea que las especies que se han quedado sin pareja establecen nuevas interacciones con otras especies en la comunidad. En estos casos, la cascada de co-extinciones es, por tanto, mucho menor (Kaiser-Bunbury et al. 2010).

Desde un punto de vista de la conservación intrínseca de las especies, las especies de polinizadores especialistas son las más susceptibles a desaparecer frente a una perturbación que afecte a las comunidades de plantas. Esto es porque si las plantas de las que se alimentan desaparecen, estas especies se podrían quedar automáticamente fuera de la red, especialmente si no pueden establecer nuevas interacciones con otras especies de forma inmediata. En la localidad de CM se encuentran dos especies especialistas: *Dufourea balearica* y *Halictus microcardia*, dos endemismos balearicos, la primera de ellas con un estado de conservación sin evaluar (NE) y la segunda considerada amenazada, dentro de la categoría EN. La desaparición de estas especies tendría seguramente pocos efectos a nivel de funcionamiento de la comunidad, pero debido a su peculiaridad como endemismos, su valor conservacionista es muy alto. Por tanto, se deberían destinar recursos a realizar planes de conservación específicos para estas dos especies tan vulnerables. En SB, por otro lado, no se encontró ninguna especie especialista en estado de amenaza, pero hay que considerar que se desconoce el estado de conservación de casi la mitad de ellas. Si no se toman medidas tempranamente, es posible que incluso algunas de esas especies lleguen a desaparecer (el impacto de los pesticidas, herbicidas, etc. de las zonas de cultivos colindantes es muy alto) en poco tiempo, y por tanto antes de que se pueda estudiar su estado de conservación.

Conclusiones e implicaciones para la conservación

Con los datos obtenidos en este estudio, podemos concluir que, a nivel de funcionamiento de la red, SB presenta importantes carencias (red poco robusta, altamente especializada, y con una superposición de nicho muy baja). La perturbación sufrida en esta localidad entre 2010 y 2011 condujo a una pérdida de especies de plantas y una reducción en la diversidad de himenópteros. Esto tuvo como consecuencia una mayor especialización de la red y una disminución en la diversidad de interacciones. Estas consecuencias se agravaron debido a los niveles bajos de robustez que ya presentaba la red en el año 2009.

A partir de aquí, las medidas de gestión y conservación propuestas para la comunidad de Son Bosc son: (1) Prestar especial atención al estado de las poblaciones de las especies generalistas debido a las disminuciones que sufrieron en abundancia de individuos en el año 2011; concretamente habría que centrarse sobre todo en *Apis mellifera*, *Hylaeus trinotatus*, *Rhodanthidium septemdentatum* y *Hylaeus pictus*, especies de las que se desconoce su estado de conservación. (2) Debido a la baja superposición de nicho que tiene la comunidad, se recomienda disponer de una lista de especies redundantes que puedan ocupar el nicho ecológico de las especies que desapareciesen en el caso de una grave perturbación ambiental, sobre todo de las especies generalistas anteriormente

mencionadas. (3) De los himenópteros estudiados, no se ha encontrado ningún endemismo ni ninguna especie que estuviese catalogada como amenazada, por lo que no sería necesario implementar medidas de conservación intrínseca a nivel de especie, al menos hasta conocer el estado de conservación de las especies que aún no lo poseen. (4) Se desconoce si el uso de pesticidas y herbicidas usados en los campos de cultivo cercanos a SB pueden tener efectos importantes en las poblaciones de himenópteros de la localidad, por lo que sería interesante tener en cuenta este factor en futuros seguimientos.

La localidad de CM presenta buenos niveles de tolerancia frente a perturbaciones por su elevada robustez, pero al igual que SB, también presenta bajos niveles de superposición de nicho. Para esta localidad, se proponen las siguientes medidas: (1) Al igual que en el caso de SB, sería interesante disponer de una lista de especies redundantes debido a la baja superposición de nicho que existe en las redes. (2) Sería recomendable prestar especial atención a las especies especialistas *Dufourea balearica* y *Halictus microcardia*, tanto por su condición de endemismos como por su estado de conservación, y aplicar medidas de conservación intrínsecas si fueran necesario. (3) Se recomienda prestar atención a las poblaciones de especies generalistas *Apis mellifera*, *Rhodanthidium septemdentatum*, *Megachile sicula*, *Ceratina parvula*, *Bembix oculata* y *Lasioglossum nitidulum* debido a que se desconoce su estado de conservación y juegan un papel importante en el funcionamiento ecosistémico. (4) Con solo datos de dos años, no existen suficientes evidencias para determinar el estado de las poblaciones de manera precisa, por lo que se recomienda realizar seguimientos de los himenópteros cada cierto tiempo (sobre todo de las especies anteriormente mencionadas) para conocer si las poblaciones pudieran sufrir fluctuaciones de forma natural o si existen algunos factores antrópicos que pudieran afectar a las poblaciones. (5) Debido a la gran afluencia de turistas que visitan la playa de Cala Mesquida en verano, sería interesante también llevar a cabo medidas de educación y concienciación ambiental mediante la instalación de carteles informativos en la zona que pongan de manifiesto las particularidades ecológicas del ecosistema dunar.

Referencias

- Ashworth, L., Aguilar, R., Galeto, R., Adrián Aizen, N. 2004. Why do pollination generalist and specialist plant species show similar reproductive susceptibility to habitat fragmentation? *Journal of Ecology* 92:717-719.
- Aizen, M.A., Sabatino, M., Tylianakis, J.M. 2012. Specialization and rarity predict nonrandom loss of interactions from mutualist networks. *Science* 335:1486-1489.
- Amaral, L.A.N., Scala A., Barthélémy, M., Stanley, H.E. 2000. Classes of small-world networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA* 97:11149-11152.
- Baldock, D. 2014. A provisional list of the wasps and bees of Mallorca, Balearic Islands, Spain (Hymenoptera aculeata: Chrysidoidea, Scolioidea, Vespoidea, Apoidea). *Entomofauna* 35:333-404.
- Baldock, D. 2015. Additions and alterations to A provisional list of the wasps and bees of Mallorca, Balearic Islands, Spain (Hymenoptera: Chrysidoidea, Scolioidea, Vespoidea, Apoidea). *Entomofauna* 36:65-75.
- Bascompte, J., Jordano, P. 2007. Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 38:567-593.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., et al. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313:351-354.
- Blüthgen, N. 2010. Why network analysis is often disconnected from community ecology: a critique and an ecologist's guide. *Basic and Applied Ecology* 11:185-195.
- Blüthgen, N., Fründ, J., Vázquez, D.P., Menzel, F. 2008. What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits *Ecology* 89:3387-3399.
- Bray, J.R., Curtis, J.T. 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.

- Castro-Urgal, R. 2016. *Patrones emergentes en redes de polinización en comunidades costeras de Baleares y Canarias* (Tesis doctoral). Universidad de las Islas Baleares, España.
- Castro-Urgal, R., Traveset, A. 2014. Differences in flower visitation networks between an oceanic and a continental island. *Biological Journal of the Linnean Society* 174(3):478-488.
- Castro-Urgal, R., Traveset, A. 2016. Contrasting Partner's Traits of Generalized and Specialized Species in Flower-Visitation Networks. *PLOS ONE* 11(3).
- Castro-Urgal, R., Tur, C., Albrecht, M., Traveset, A. 2012. How different link weights affect the structure of quantitative flower-visitation networks *Basic and Applied Ecology* 13(6):500-508.
- Dormann, C.F., Fründ, J., Blüthgen, N., Gruber, B. 2009. Indices, graphs and null models: Analyzing bipartite ecological networks. *Open Ecology Journal* 2:7-24.
- Dupont, Y.L., Padrón, B., Olesen, J.M., Petanidou, T. 2009. Spatio-temporal variation in the structure of pollination networks. *Oikos* 118:1261-1269.
- Evans, D.M., Pocock, M.J.O., Memmott, J., 2013. The robustness of a network of ecological networks to habitat loss. *Ecology Letters* 16:844-852.
- Ferreira, P.A., Boscolo, D., Viana, B.F. 2013. What do we know about the effects of landscape changes on plant-pollinator interaction networks? *Ecological Indicators* 31:35-40.
- Fortuna, M.A., Bascompte, J. 2006. Habitat loss and the structure of plant-animal mutualistic networks. *Ecology Letters* 9:281-286
- Garibaldi, L.A. Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J.M., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Carvalheiro, L.G., et al. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14:1062-1072.
- González, A., Rayfield, B., Lindo, Z. 2011. The Disentangled Bank: How Habitat Loss Fragments and Disassembles Ecological Networks. *American Journal of Botany* 98:503
- Heleno, R., Devoto, M., Pocock, M. 2012. Connectance of species interaction networks and conservation value: is it any good to be well connected? *Ecological Indicators* 14:7-10.
- Ings, T.C. Montoya, J.M., Bascompte, J., Bluthgen, N., Brown, L., Dormann, C.F., et al. 2008. Ecological networks-beyond food webs. *Journal of Animal Ecology* 78:253-269.
- Jordano, P., Vázquez, D., Bascompte, J. 2009. Capítulo 1. Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. *Ecología y evolución de las interacciones planta-animal: conceptos y aplicaciones*, Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp.17-41.
- Johnson, S.D., Steiner, K.E. 2000. Generalization versus specialization in plant pollination systems. *Trends. Ecology and Evolution* 15 (4):140-143.
- Kaiser-Bunbury, C.N., Blüthgen, N. 2015. Integrating network ecology with applied conservation: a synthesis and guide to implementation. *AoB Plants* 7, plv076.
- Kaiser-Bunbury, C.N., Muff, S., Memmott, J., Muller, C.B., Caflisch, A. 2010. The robustness of pollination networks to the loss of species and interactions: a quantitative approach incorporating pollinator behaviour. *Ecology Letters* 13:442-452.
- Memmott, J., Waser, N.M., Price, M.V. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London* 271:2605-2611.
- Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García-Criado M., Biesmeijer, J., Bogusch, P., Dathe, H.H., De la Rúa, P., et al. 2014. European Red List of bees. International Union for conservation of nature. Publication Office of the European Union. Luxemburgo, I-X+84p. ISBN: 978-92-79-44512-5. doi:10.2779/77003
- Olesen, J. M., Bascompte, J., Dupont, Y.L., Jordano, P. 2007. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:19891-19896
- Ortiz-Sánchez, F.J. 2011. Lista actualizada de las especies de abejas de España (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A)* 49: 265-281.
- Padrón, B., Traveset, A., Biedenweg, T., Díaz, D., Nogales, M., Olesen, J.M. 2009. Impact of alien plant invaders on pollination networks in two archipelagos. *PLOS ONE* 4:1-11.
- Potts, S.G., Blesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25:345-353.
- Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Arnan, X., Osorio, S., Barril-Graells, H., Correia da Rocha-Filho, Bosch, J. 2014. Determinants of spatial distribution in a bee community: nesting resources, flower resources, and body size. *PLOS ONE* 9:5 e97255.
- Tylianakis, J.M., Tschamntke, T., Lewis, O.T. 2007. Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. *Nature* 455:202-205.
- Tylianakis, J.M., Laliberté, E., Nielsen, A., Bascompte, J. 2010. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation* 143 (10):2270-2279.
- Traveset, A., Tur, C., Trøjelsgaard, K., Heleno, R., Olesen, J. M., Castro-Urgal, R. 2015. Global patterns of mainland and insular pollination networks. *Global Ecology and Biogeography* 25(7):880-890.
- Traveset, A., Castro-Urgal, R., Rotllàn-Puig, X., Lázaro, A. 2017. Effects of habitat loss on the plant-flower visitor network structure of a dune community. *Oikos* 127(1):45-55.
- UICN 2014. Malas noticias para los abejorros de Europa. Unión Internacional Para La Conservación De La Naturaleza. [Consultado el 31 de agosto de 2016]. Disponible en: <https://www.iucn.org/es/content/malas-noticias-para-los-abejorros-de-europa>.
- Vanbergen, A.J, Baude, M., Biesmeijer, J.C., Britton, N.F., Brown, M.J.F., Bryden, J., et al. 2013. Insect Pollinators Initiative Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11:251-259.
- Vázquez, D.P., Blüthgen, N., Cagnolo, L., Chacoff, N.P. 2009. Uniting patterns and process in plant animal mutualistic networks: a review. *Annals of Botany* 103:1445-1457.
- Waser, N.M., Chittka, L., Price, M.V., Williams, N.M., Ollerton, J. 1996. Generalization in pollination systems and why it matters. *Ecology* 77:1043-1060.
- Williams, N.M., Crone, E.E., Roulston, T.H., Minckley, R.L., Packer, L., Potts, S.G. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation* 143:2280-229.

Anexo

Tabla 1. Especies de himenópteros en cada localidad: SB (Son Bosc); CM (Cala Mesquida), año en el que fueron censados, y estado de conservación: EN (En Peligro); NT (Casi Amenazada); LC (Preocupación Menor); DD (Datos insuficientes); NE (No Evaluada).

Table 1. Hymenoptera species in each location: SB (Son Bosc); CM (Cala Mesquida), year of registration, and conservation status: EN (Endangered); NT (Near Threatened); LC (Less Concerned); DD (Data Deficient); NE (Not Evaluated).

Especie	Localidad	Año	Estado de conservación
<i>Agathis</i> sp.	SB	2011	—
<i>Anthopora balearica</i>	SB	2009	DD
<i>Amegilla quadrifasciata</i>	SB y CM	2009 (SB), 2010 (SB y CM)	LC
<i>Ancistrocerus longispinosus</i>	CM	2010	NE
<i>Andrena agilisissima</i>	SB	2009, 2010	DD
<i>Andrena morio</i>	SB	2009	DD
<i>Andrena ovatulata</i>	SB y CM	2009 (SB), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	NT
<i>Andrena</i> sp1.	SB	2011	—
<i>Andrena</i> sp2.	SB y CM	2009 (SB), 2010 (CM) 2011 (SB)	—
<i>Andrena</i> sp3.	SB y CM	2010 (CM), 2011 (SB)	—
<i>Andrena</i> sp4.	SB y CM	2010 (CM), 2011 (SB)	—
<i>Andrena</i> sp5.	SB	2010	—
<i>Andrena</i> sp6.	CM	2010	—
<i>Andrena</i> subg. <i>micrandrena</i>	SB	2010, 2011	—
<i>Andrena verticalis</i>	SB	2009	LC
<i>Anthophora plumipes</i>	SB	2010, 2011	LC
<i>Apis mellifera</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	DD
<i>Ascogaster</i> sp.	SB y CM	2010 (SB y CM)	—
<i>Bembix oculata</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB) ,2011 (SB)	NE
<i>Bombus terrestris</i>	SB y CM	2009 (SB), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	LC
<i>Brachonidae</i> sp 1	SB	2009, 2011	—
<i>Brachonidae</i> sp 2	SB	2010	—
<i>Ceratina cucurbitina/dallatorreana</i>	SB	2009, 2010, 2011	LC
<i>Ceratina parvula</i>	CM	2009, 2010	DD
<i>Cerceris arenaria</i>	SB	2011	NE
<i>Cerceris sabulosa</i>	SB	2011	NE
<i>Ceylalictus variegatus</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM),2011 (SB)	LC
<i>Chalcididae</i> sp.	CM	2010	—
<i>Chrysis</i> sp	SB	2009	—
<i>Coelioxys afra</i>	CM	2010	LC
<i>Colletes abeillei</i>	SB y CM	2009 (SB y CM) 2010 (SB y CM)	LC
<i>Colletes albomaculatus</i>	SB	2010	NT
<i>Colletes dusmeti</i>	SB	2009	LC
<i>Dasyscolia ciliata</i>	CM	2010	NE
<i>Dufourea balearica</i>	CM	2009, 2010	NE (endemismo balear)
<i>Eucera oraniensis</i>	SB y CM	2009 (SB), 2010 (CM)	DD
<i>Eumenes coarctatus</i>	SB	2010	NE
<i>Eurytomidae</i> sp.	SB y CM	2010 (SB y CM), 2011 (SB)	—
<i>Gasteruption undulatum</i>	SB	2009, 2011	NE
<i>Halictus fulvipes</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	LC
<i>Halictus gemmeus</i>	CM	2010	LC
<i>Halictus microcardia</i>	CM	2009, 2010	EN (endemismo balear)
<i>Halictus scabiosa</i>	CM	2009, 2010	LC
<i>Hedychridium ardens</i>	SB	2011	NE
<i>Heriades crenulata</i>	CM	2009, 2010	LC
<i>Heriades rubicola</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	LC
<i>Holopyga fervida</i>	SB	2009, 2010	NE
<i>Hoplitis acuticornis</i>	CM	2010	LC
<i>Hoplitis adunca</i>	SB	2009, 2010	LC
<i>Hoplitis anthocopoides</i>	CM	2009	LC

Tabla 1. Continuación
Continuation Table 1.

Especie	Localidad	Año	Estado de conservación
<i>Hoplitis benoisti</i>	SB	2009	LC
<i>Hoplitis fertoni</i>	CM	2010	DD
<i>Hoplitis leucomelana</i>	SB	2009, 2010, 2011	LC
<i>Hylaeus clypearis</i>	CM	2009, 2010	LC
<i>Hylaeus pictus</i>	SB	2009, 2010, 2011	DD
<i>Hylaeus taeniolatus</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (CM)	LC
<i>Hylaeus trinitatus</i>	SB	2010, 2011	DD
<i>Ichneumonidae</i> sp1.	SB	2010	—
<i>Ichneumonidae</i> sp2.	CM	2010	—
<i>Lasioglossum albipes</i>	SB	2010, 2011	LC
<i>Lasioglossum angusticeps</i>	SB	2011	DD
<i>Lasioglossum griseolum</i>	SB y CM	2009 (SB) , 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	LC
<i>Lasioglossum littorale occitanicum</i>	SB y CM	2010 (SB y CM)	NT
<i>Lasioglossum malachurum</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	LC
<i>Lasioglossum minutissimum</i>	SB	2009, 2010	LC
<i>Lasioglossum nitidulum</i> sp. hammi	CM	2009, 2010	NE
<i>Lasioglossum prasinum</i>	SB y CM	2009 (CM), 2010 (SB y CM)	NT
<i>Lasioglossum</i> sp.	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	—
<i>Lasioglossum villosulum</i>	SB	2009, 2010	LC
<i>Leptochilus medanae</i>	SB	2010	NE
<i>Leptochilus regulus</i>	SB	2011	NE
<i>Megachile albisecta</i>	CM	2009, 2010	DD
<i>Megachile apicalis</i>	SB y CM	2009 (SB), 2010 (SB y CM)	LC
<i>Megachile leachella</i>	SB	2011	LC
<i>Megachile pilidens</i>	SB	2009, 2010, 2011	LC
<i>Megachile sicula</i>	SB y CM	2009 (CM) , 2010 (SB y CM)	DD
<i>Megascholia</i> sp.	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	—
<i>Meria tripunctata</i>	SB	2009, 2010, 2011	NE
<i>Microdynerus timidus</i>	SB	2011	NE
<i>Omalus aeneus</i>	CM	2010	NE
<i>Osmia andrenoides</i>	SB	2010	LC
<i>Osmia aurulenta</i>	SB	2009, 2010, 2011	LC
<i>Osmia balearica</i>	CM	2009, 2010	DD
<i>Osmia caerulescens</i>	SB	2009, 2010, 2011	LC
<i>Osmia ferruginea</i>	CM	2010	LC
<i>Osmia latreillei</i>	SB y CM	2010 (SB y CM)	LC
<i>Osmia signata</i>	CM	2009	LC
<i>Osmia submicans</i>	CM	2009, 2010	LC
<i>Osmia tricornis</i>	SB	2010, 2011	LC
<i>Osmia versicolor</i>	SB y CM	2009 (SB) , 2010 (SB y CM)	LC
<i>Philanthus triangulum</i>	SB	2009	NE
<i>Podalonia tydei</i>	CM	2009	NE
<i>Polistes dominula</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	LC
<i>Priocnemis faillae</i>	SB	2011	NE
<i>Prionyx kirbii</i>	SB	2009	NE
<i>Pteromalidae</i> Sp.	SB	2009	—
<i>Rhodanthidium septemdentatum</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	DD
<i>Scolia horticola</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	NE
<i>Sphecodes gibbus</i>	SB	2011	LC
<i>Sphecodes rubicundus</i>	SB	2011	NT
<i>Sphecodes ruficrus</i>	SB	2011	LC
<i>Stenodynerus fastidiosissimus</i>	SB	2010	NE
<i>Tachysphex</i> sp.	SB	2011	—
<i>Tenthredo meridiana</i>	SB	2009	NE
<i>Xylocopa violacea</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)	LC

Tabla 2. Especies de plantas en cada localidad: SB (Son Bosc); CM (Cala Mesquida), y año en el que fueron censados.**Table 2.** Plant species in each location: SB (Son Bosc); CM (Cala Mesquida), year of registration.

Especie	Localidad	Año
<i>Aetheoriza bulbosa</i>	CM	2009, 2010
<i>Althaea hirsuta</i>	CM	2009, 2010
<i>Allium ampeloprasum</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Allium roseum</i>	SB	2010
<i>Allium triquetrum</i>	CM	2010
<i>Asphodelus aestivus</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (CM), 2011 (SB)
<i>Asphodelus fistulosus</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Asteriscus aquaticus</i>	CM	2010
<i>Astragalus balearicus</i>	CM	2009 y 2010
<i>Atractyllis cancellata</i>	CM	2010
<i>Bellardia trixago</i>	SB	2009, 2010
<i>Bellis annua</i>	CM	2010
<i>Blackstonia perfoliata</i>	SB	2010, 2011
<i>Cakile maritima</i>	SB	2010
<i>Calystegia soldanella</i>	CM	2009, 2010
<i>Carlina corymbosa</i>	CM	2009, 2010
<i>Carlina lanata</i>	CM	2009, 2010
<i>Carpobrotus edulis</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Carthamus lanatus</i>	CM	2010
<i>Centaurea aspera</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Centaureum erithraea</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Centaureum sp.</i>	SB	2010
<i>Chondrilla juncea</i>	SB	2009, 2010
<i>Chrysanthemum coronarium</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Cichorium ictibus</i>	SB	2010, 2011
<i>Cistus monspeliensis</i>	CM	2009, 2010
<i>Cistus salvifolius</i>	SB	2009, 2010
<i>Convolvulus althaeoides</i>	SB y CM	2009 (SB), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)
<i>Convolvulus arvensis</i>	SB y CM	2009 (SB), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)
<i>Coniza bonaerensis</i>	SB	2011
<i>Crepis vesicaria</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Daucus carota</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB), 2011 (SB)
<i>Echium italicum</i>	CM	2009, 2010
<i>Echium sabulicola</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Euphorbia paralias</i>	CM	2009, 2010
<i>Euphorbia serrata</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Euphorbia terracina</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Eryngium maritimum</i>	CM	2009, 2010
<i>Eruca vesicaria</i>	SB	2010, 2011
<i>Evax pigmaea</i>	CM	2009, 2010
<i>Foeniculum vulgare</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Geranium molle</i>	SB	2010
<i>Fabaceae.sp</i>	CM	2010
<i>Fumana sp.</i>	SB	2010
<i>Galactites tomentosa</i>	CM	2009, 2010
<i>Gladiolus italicus</i>	SB	2009, 2011
<i>Hedypnois raghadioloides</i>	CM	2010

Tabla 2. Continuación
Continuation Table 2.

Especie	Localidad	Año
<i>Helichrysum stoechas</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)
<i>Hyoseris radiata</i>	CM	2009, 2010
<i>Hypericum perforatum</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Hypochaeris achyrophorus</i>	SB	2010, 2011
<i>Launaea cervicornis</i>	CM	2009, 2010
<i>Lavatera cretica</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Lotus edulis</i>	SB y CM	2010 (SB y CM)
<i>Lobularia maritima</i>	SB	2009, 2011
<i>Lotus corniculatus</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Lotus cytisoides</i>	SB y CM	2009 (SB y CM), 2010 (SB y CM), 2011 (SB)
<i>Mathiola sinuata</i>	CM	2009
<i>Medicago marina</i>	CM	2009, 2010
<i>Medicago sativa</i>	SB	2010, 2011
<i>Melilotus indica</i>	SB	2009
<i>Micromeria nervosa</i>	SB	2011
<i>Melilotus segetalis</i>	SB	2009, 2010
<i>Minuartia geniculata</i>	SB	2009, 2011
<i>Muscari commosum</i>	SB	2010, 2011
<i>Muscari neglectum</i>	SB	2009
<i>Myoporum tenuifolium</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Ononis natrix</i>	CM	2010
<i>Orchis coriophora</i>	SB	2010
<i>Orchis robusta</i>	SB	2009
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	SB	2010
<i>Pallenis spinosa</i>	CM	2009, 2010
<i>Papaver rhoeas</i>	SB	2009, 2010
<i>Parentucelia viscosa</i>	SB	2009, 2010
<i>Prasium majus</i>	CM	2009, 2010
<i>Potentilla reptans</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Raphanus raphanistrum</i>	SB	2009, 2010
<i>Reichardia tingitana</i>	SB y CM	2009 (CM), 2010 (SB y CM)
<i>Reseda alba</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Reseda lutea</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Santolina chamaeciparum</i>	CM	2009, 2010
<i>Scabiosa maritima</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Scolymus hispanicus</i>	CM	2009, 2010
<i>Scrophularia canina</i>	CM	2009, 2010
<i>Sideritis romana</i>	SB	2009, 2010
<i>Sinapis arvensis</i>	SB	2009, 2010
<i>Solanum dulcamara</i>	SB	2009, 2010
<i>Sonchus tenerrimus</i>	SB	2009
<i>Spergularia marina</i>	SB	2009, 2010
<i>Teucrium capitatum</i>	CM	2009, 2010
<i>Teucrium dunense</i>	SB	2009, 2010, 2011
<i>Trifolium campestre</i>	SB	2009, 2010
<i>Urospermum dalechampii</i>	SB	2010, 2011
<i>Verbascum sinuatum</i>	SB	2009, 2010, 2011