



UNIVERSIDAD DE MURCIA

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

Biodiversità degli Imenotteri Impollinatori
in Sicilia (Italia) e Analisi delle Reti di Impollinazione

Biodiversidad de Himenópteros Polinizadores
en Sicilia (Italia) y Análisis de Redes de Polinización

D^a Beatrice Rosaria Barletti

2020



UNIVERSIDAD DE MURCIA

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

Biodiversità degli Imenotteri impollinatori in Sicilia
(Italia) e analisi delle reti di impollinazione

Biodiversidad de Himenópteros polinizadores en Sicilia
(Italia) y análisis de redes de polinización

Beatrice Rosaria Barletti

2020

Directores: M^a Pilar de la Rúa Tarín y Carlo Polidori

Questo lavoro è stato realizzato nell'Area di Biologia Animale del Dipartimento di Zoologia e Antropologia Fisica dell'Università di Murcia, nell'ambito del finanziamento ottenuto dal bando per i Gruppi di Eccellenza Regionale della Fondazione Seneca della Regione Murcia (19908/GERM/15).

f SéNeCa⁽⁺⁾

Agencia de Ciencia y Tecnología
Región de Murcia

| | |
|---|-----|
| <i>RESUMEN</i> | 9 |
| <i>CONCLUSIONES</i> | 17 |
| <i>INTRODUZIONE</i> | 21 |
| 1.1. Le api (Hymenoptera: Apoidea) | 22 |
| 1.2. Gli apoidei e le interazioni pianta-impollinatore | 30 |
| 1.3. Studi previ sugli apoidei in Sicilia..... | 34 |
| 1.4. Tassonomia: dai metodi tradizionali a quelli molecolari..... | 40 |
| 1.5. Analisi di DNA <i>Barcoding</i> | 42 |
| 1.6. Creazione di reti di impollinazione..... | 50 |
| 1.7. Obiettivi della ricerca..... | 56 |
| <i>MATERIALI E METODI</i> | 61 |
| 2.1. Area di studio | 62 |
| 2.2. Il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” | 66 |
| 2.3. La Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi | 69 |
| 2.4. Protocollo di raccolta degli apoidei | 72 |
| 2.5. Fotodocumentazione degli individui | 76 |
| 2.6. Lavoro di laboratorio | 77 |
| 2.7. Identificazione delle specie di Apoidea..... | 79 |
| 2.8. Riconoscimento delle specie vegetali..... | 80 |
| 2.9. Diversità e reti ecologiche: analisi statistica dei dati..... | 84 |
| <i>RISULTATI</i> | 89 |
| 3.1. Identificazione degli impollinatori tramite DNA <i>Barcoding</i> | 90 |
| 3.2. Composizione delle comunità apidiche | 97 |
| 3.2.1. Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi..... | 97 |
| 3.2.2. Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” | 102 |
| 3.3. Flora | 108 |
| 3.3.1. Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi..... | 108 |

| | |
|--|-----|
| 3.3.2. Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” | 115 |
| 3.4. Reti ecologiche piante-impollinatori | 106 |
| 3.4.1. Networks della comunità di apoidei nel sito di indagine il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” | 118 |
| 3.4.2. Networks della comunità di apoidei nel sito di indagine la Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi. | 125 |
| 3.4.3. Networks delle comunità dei <i>Bombus</i> nel sito di indagine il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” | 133 |
| 3.4.4. Networks delle comunità dei <i>Bombus</i> nel sito di indagine la Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi | 141 |
| <i>DISCUSSIONE</i> | 149 |
| <i>CONCLUSIONI</i> | 163 |
| <i>RIASSUNTO</i> | 167 |
| <i>ABSTRACT</i> | 171 |
| <i>BIBLIOGRAFIA</i> | 175 |
| <i>RINGRAZIAMENTI</i> | 197 |

RESUMEN

Los polinizadores son un componente decisivo para el mantenimiento de la diversidad biológica porque prestan servicios ecosistémicos al promover la reproducción de plantas silvestres, así como al garantizar la seguridad alimentaria por la producción de muchos cultivos agrícolas. Entre los polinizadores, los apoideos (Himenoptera, Apoidea) son el grupo taxonómico más importante, ya que al que recolectar polen y néctar para alimentar a las larvas, contribuyen al mismo tiempo a la reproducción de la mayoría de las angiospermas.

Las zonas de clima mediterráneo son puntos calientes de biodiversidad para los apoideos. Italia, debido a su particular posición geográfica en el corazón del Mediterráneo, junto con la complejidad geomorfológica y orográfica que determinan una gran diversidad de climas y entornos naturales, es uno de los países europeos con mayor riqueza de especies de abejas. Sin embargo, todavía no se han investigado a fondo las comunidades de apoideos, y aún menos las interacciones cuantitativas entre los apoideos y las plantas de esas zonas. Esto es particularmente interesante considerando las recientes disminuciones de las poblaciones de apoideos en todo el mundo debido a diferentes presiones antropogénicas.

El presente estudio constituye una contribución al conocimiento de los apoideos en dos zonas de Sicilia oriental con diferente grado de impacto antrópico (la Reserva Natural Orientada de Fiumedinisi y Monte Scuderi (RNF), en los Montes Peloritani y el Parque Suburbano "La Rocca di Buticari" (PSRB) en el territorio de Nizza di Sicilia), a fin de sentar las bases para determinar estrategias y medidas de conservación. El estudio que se presenta aquí consta de dos partes:

- 1) la identificación de los apoideos mediante técnicas moleculares (código de barras de ADN) a fin de confirmar este método como apropiado en estudios de biodiversidad,

2) el análisis de las redes ecológicas entre las especies de abejas recolectadas y las plantas visitadas, a fin de caracterizar el papel ecológico de las abejas en los entornos investigados.

Entre 2018 y 2019 se muestrearon un total de 614 individuos en los dos lugares de estudio. Los análisis moleculares incluyeron la extracción de ADN mediante el método Chelex, la amplificación de la reacción en cadena de la polimerasa (PCR) y la secuenciación de marcadores moleculares *cox1* mediante el método Sanger. Tras la comparación de las secuencias obtenidas con las disponibles en las bases de datos (Genbank, NCBI) se identificaron la mayoría de las especies de abejas, y se obtuvieron secuencias nuevas para algunas especies. En general se obtuvieron secuencias de buena calidad con un 90% de similitud en el 96,3% de las muestras, sólo 23 de ellas no dieron resultados fiables a nivel de especie.

El análisis de los códigos de barras de las 614 muestras reveló la presencia de 46 especies en los dos lugares de estudio. En lo que respecta a la RNF, se detectaron 34 especies en un total de 375 especímenes pertenecientes a cuatro de las familias presentes en Europa: Andrenidae (3 especímenes, 3 especies), Apidae (349 especímenes, 19 especies), Halictidae (9 especímenes, 6 especies) y Megachilidae (14 especímenes, 6 especies). En lo que respecta al PSRB, se identificaron 32 especies de un total de 239 especímenes de apoideos. El análisis de los datos demostró que los apoideos recolectados pertenecen a cuatro de las seis familias presentes en Europa: Andrenidae (1 solo espécimen), Apidae (221 especímenes, 21 especies), Halictidae (7 especímenes, 4 especies) y Megachilidae (10 especímenes, 8 especies). En general, la familia con el mayor número de especímenes, tanto en 2018 como en 2019, en los dos sitios, fue Apidae. Los géneros más representados fueron *Bombus*, *Xylocopa* y *Apis*. No se observaron individuos de las familias Colletidae y Melittidae.

A fin de analizar la diversidad botánica se estudiaron las especies de plantas con flor, arbustivas y herbáceas, que se encontraron a lo largo de los transectos realizados en los dos lugares de estudio, prestando especial atención a las especies visitadas por los polinizadores.

Para el sitio RNF se registraron un total de 54 especies pertenecientes a 25 familias botánicas. Las más representadas fueron las familias Asteracea y Fabacea con 9 y 5 especies respectivamente. Las especies visitadas por los apoideos durante los estudios fueron 37. La familia Rosacae desempeñó un papel importante, considerando que los representantes de esta familia consistían sólo en dos especies, *Crataegus monogyna* y *Rubus ulmifolius*. En particular, *Rubus ulmifolius* fue la especie más visitada por los apoideos (91 especímenes estudiados). Las opciones de alimentación de los polinizadores se vieron influidas principalmente por sus características morfológicas y la abundancia de floraciones influidas a su vez, por las condiciones climáticas de esos entornos.

Las especies vegetales que se encontraron a lo largo de los transectos del PSRB fueron 46 incluidas en 26 familias botánicas. Las más representadas fueron las familias Fabacea y Asteracea con 7 y 5 especies respectivamente. En junio y julio las plantas que ofrecían alimento a los apoideos fueron *Carlina hispanica* y *Sixalix atropurpurea*, plantas que han resistido la sequía del período estival y otras acciones perturbadoras, como la presencia de animales de pastoreo ilegal e incendios, que condujeron a una drástica reducción de muchas malezas y especies ornamentales durante el período de investigación.

Para caracterizar las comunidades de apoideos, se calcularon los siguientes parámetros e índices:

- Abundancia (N), para calcular el número de individuos.

- Riqueza de especies (S), para calcular el número de especies encontradas.

- Índice "Shannon-Wiener H", para calcular el número de especies diferentes de las comunidades (riqueza de especies) y la proporción de individuos de una sola especie con respecto al número de individuos de otras especies de la misma comunidad.

- El índice de riqueza específico de Margalef (d), que se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos.

- El índice de dominancia de Simpson (D), que expresa la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una comunidad pertenezcan a la misma especie.

Para evaluar si se había realizado un inventario completo de especies en los lugares de estudio, se construyeron curvas de acumulación de especies mediante el programa informático EstimateS, utilizando el número de muestras y el promedio acumulado del número de especies. Luego, las curvas se ajustaron en una ecuación exponencial negativa y la bondad de esta aproximación se evaluó observando el coeficiente de determinación (R^2) y la pendiente del tramo final de la curva.

Las redes de plantas polinizadoras han sido analizadas con el software R (R Core Team) con el módulo "bipartite". Este módulo ha sido creado específicamente para el análisis y la visualización de las redes ecológicas, y calcula los descriptores cuantitativos más utilizados para las redes de polinización. Se han calculado los siguientes índices cuantitativos para describir las propiedades de la red:

- Complementariedad (H'_2) que mide la especialización global de la red.

- Anidamiento (WNODF), que se refiere a la forma en que los elementos (nodos) de un conjunto particular, en nuestro caso la comunidad

de los apoideos, están vinculados a los elementos (nodos) de un segundo conjunto, en nuestro caso la comunidad de plantas visitadas por los apoideos. En particular, se han tenido en cuenta en el cálculo el número de visitas de los polinizadores a las plantas y la asimetría. Este último parámetro identifica el grado en que la especie especialista interactúa con los generalistas y el grado en que los generalistas interactúan tanto con el especialista como con los generalistas. La anidación es muy importante para definir la estabilidad de una red: si en una red anidada se extingue un polinizador especializado, las plantas con las que ha interactuado pueden contar con especies de polinizadores generalistas. Por lo tanto, una estructura anidada garantiza la estabilidad de la red incluso en caso de extinciones o fluctuaciones temporales de las poblaciones de insectos o de su abundancia.

- Modularidad (Q) o compartimentalización que representa el grado de división de la red en subgrupos o módulos. Una red puede caracterizarse por la presencia de módulos, es decir, agregados de especies con una mayor frecuencia de interacciones entre ellos (intramódulo) que con otras especies de otros módulos de la red. Esta compartimentación puede ser causada por la coevolución ligada a los fenómenos de especialización trófica.

La modularidad ayuda a distinguir las funciones de las especies dentro de las redes: la especie responsable de la cohesión del módulo ("núcleos del módulo"), la especie periférica y la especie que une dos o más módulos de la red ("conectores"), siendo esta última, por lo tanto, una especie clave para la integridad estructural de la red.

- Índice d', que nos proporcionó una valiosa información sobre las propiedades estructurales de la red, considerando que analiza el nivel de especialización de cada especie individualmente dentro de la red. Este índice tiene en cuenta la abundancia de especies en la comunidad; por ejemplo, una especie polinizadora genera un índice de especialización mínimo cuando se

observa que visita unas pocas especies de plantas, pero extremadamente dominantes. Por el contrario, una especie polinizadora genera un índice de especialización con el máximo valor de especialización cuando visita sólo especies de plantas raras, aunque sean muchas en número de especies. Tanto los índices de diversidad y riqueza de especies como los índices asociados al análisis de redes ecológicas se elaboraron inicialmente considerando comunidades y redes divididas por ubicación y año. Posteriormente, estas medidas también se calcularon fusionando los datos de los dos años de muestreo, manteniendo las muestras separadas por ubicación.

El análisis demostró que PSRB es un sitio más diferente para las especies de apoideos que el área natural de RNF, y que las estructuras de la red observadas en ambos sitios son altamente especializadas, modulares y no están anidadas. Además, surgieron diferencias especiales al considerar comunidades enteras (mayor especialización en la red de RNF) o sólo interacciones entre plantas y especies de abejorros del género *Bombus* (mayor especialización en la red de PRRB), un género que fue particularmente diferente durante el estudio.

El estudio de las redes de apoideos mostró que las interacciones están fuertemente influidas por el acoplamiento temporal de los consumidores y la amplitud general de los recursos, con la consiguiente superposición fenológica, lo que lleva a la especialización de las redes y al nacimiento de módulos con un claro componente estacional. En particular, esto parece claro si sólo se tiene en cuenta a la comunidad de especies del género *Bombus*.

En las pocas redes de polinizadores vegetales analizadas hasta ahora en las zonas del Mediterráneo, los valores de los índices de las redes han sido muy variables y a menudo difieren con los resultados obtenidos en este trabajo. Las condiciones ambientales mediterráneas desempeñan un papel en la formación de comunidades y redes, pero es evidente que las condiciones

locales y la diversidad de las plantas con flores disponibles crean variaciones importantes. A pesar de ello, es especialmente interesante cómo la estructura de las redes de plantas con los abejorros del género *Bombus* fue en promedio similar a las redes de plantas con los *Bombus* estudiadas en otra zona del Mediterráneo (Monte Olimpo, Grecia), donde incluso la riqueza de especies de *Bombus* fue similar.

Este estudio ha demostrado la existencia de una rica comunidad de apoideos que forman redes especializadas y modulares en una zona natural de la Sicilia oriental, lo que confirma el alto valor naturalista de la Reserva Orientada de Fiumedinisi y Monte Scuderi y la gran zona verde del Parque Suburbano "La Rocca di Buricari", de manera coherente con los estudios de otros jardines y parques urbanos europeos. En términos generales, hay que prestar más atención a la ecología de los polinizadores y su relación con las plantas cultivadas y silvestres en el sur de Europa, donde hasta ahora se han realizado estudios cuantitativos de redes en unos pocos países y casi exclusivamente en la península Ibérica. Por lo tanto, los resultados de esta tesis doctoral sientan la base para que en el futuro se realicen nuevos y detallados estudios sobre las comunidades de apoideos de Sicilia, una zona de indudable interés debido a su insularidad y a sus altos niveles de diversidad biológica.

CONCLUSIONES

1. Los resultados obtenidos de esta investigación confirman la aplicabilidad de la técnica de código de barras de ADN en la discriminación de las especies examinadas. Es muy probable que algunas secuencias sean nuevas para especies nunca antes analizadas desde este punto de vista, por lo que es muy importante seguir con la producción de secuencias de códigos de barras para las especies de abejas, especialmente en la zona del Mediterráneo, ya que presenta mayor riqueza en especies que Europa central y septentrional, donde hasta ahora se han producido la mayoría de los datos de los códigos de barras.
2. La especie *Lasioglossum marginatum*, típicamente mediterránea, se reporta aquí por primera vez en Sicilia. La especie es particularmente interesante debido a su complejo comportamiento social, siendo la única especie de la familia Halictidae que presenta colonias multianuales y reinas que viven hasta 5 años.
3. A la luz de los datos obtenidos sobre la composición de las poblaciones de apoideos, es evidente que este grupo de himenópteros desempeña un papel fundamental para la evaluación del grado de degradación de los hábitats, así como en la definición de la función ecológica de las zonas con diferentes índices de diversidad y en la medición precisa de los nodos de la red ecológica de plantas polinizadoras locales, con miras a una estrategia correcta de ordenación del terreno.
4. El análisis de la biodiversidad ha demostrado que los sitios considerados son diferentes según el número de especies. Esto debe correlacionarse con las dos matrices ambientales examinadas y caracterizadas por procesos de antropización de diferentes grados y

factores de perturbación, que han afectado particularmente a la zona suburbana.

5. El estudio de las poblaciones de apoideos ha demostrado que las interacciones están fuertemente influidas por el acoplamiento temporal de los consumidores y la amplitud general de los recursos, con la consiguiente superposición fenológica, lo que lleva a la especialización de las redes y al nacimiento de módulos con un claro componente estacional. En particular, esto parece claro cuando se tiene en cuenta a la comunidad de *Bombus*.
6. En las pocas redes de polinizadores vegetales analizadas hasta ahora en las zonas del Mediterráneo, los valores de los índices de las redes son muy variables y a menudo difieren de los resultados obtenidos en este trabajo. Las condiciones ambientales mediterráneas desempeñan un papel en la formación de comunidades y redes, pero es evidente que las condiciones locales y la diversidad de las plantas con flores disponibles crean variaciones importantes. A pesar de ello, es especialmente interesante cómo la estructura de las redes de plantas y especies del género *Bombus* fue en promedio similar a redes similares estudiadas en otra zona del Mediterráneo (Monte Olimpo, Grecia), donde incluso la riqueza de las especies de *Bombus* fue similar.
7. El estudio actual es el primer paso hacia el conocimiento y la conservación de las abejas silvestres en la zona peloritana de Sicilia oriental. Se espera que esta tesis pueda ofrecer nuevos estímulos para seguir estudiando e investigando sobre estos importantes insectos, que son fundamentales para el mantenimiento de la biodiversidad y son esenciales para nuestra propia existencia.

INTRODUZIONE

1.1. Le api (Hymenoptera: Apoidea)

All'interno della classe degli insetti, l'ordine degli Imenotteri (Hymenoptera) è uno dei più vasti e ricchi in numero di specie (circa 115.000 descritte) (La Salle & Gauld 1993). Tale ordine è suddiviso in due grandi gruppi, il primo dei quali oggi considerato parafiletico:

- Symphyta: hanno addome non peduncolato, il primo segmento toracico solo parzialmente incorporato nel torace e venature alari molto complesse. La larva è generalmente eruciforme, ovvero simile ad un bruco con zampe toraciche, e ad eccezione di pochi casi erbivora. I Symphyta sono il gruppo più ancestrale degli Imenotteri.

- Apocrita: hanno addome munito di una strozzatura (chiamata peziolo) posta tra il primo e il secondo segmento e venature alari ridotte. Il primo segmento addominale è fuso con il torace ed è chiamato *propodeum*. La larva è apoda e può essere carnivora (vespe e certe formiche) o erbivora (api e altri gruppi di formiche).

Le ultime indagini filogenetiche basate su dati molecolari mostrano che la dieta erbivora delle larve è ancestrale, che la predazione è apparsa dopo il parassitismo, e che la socialità ha avuto più di una origine indipendente, tra gli altri tratti dell'ordine (Fig. 1.1.1) (Peters et al. 2017).

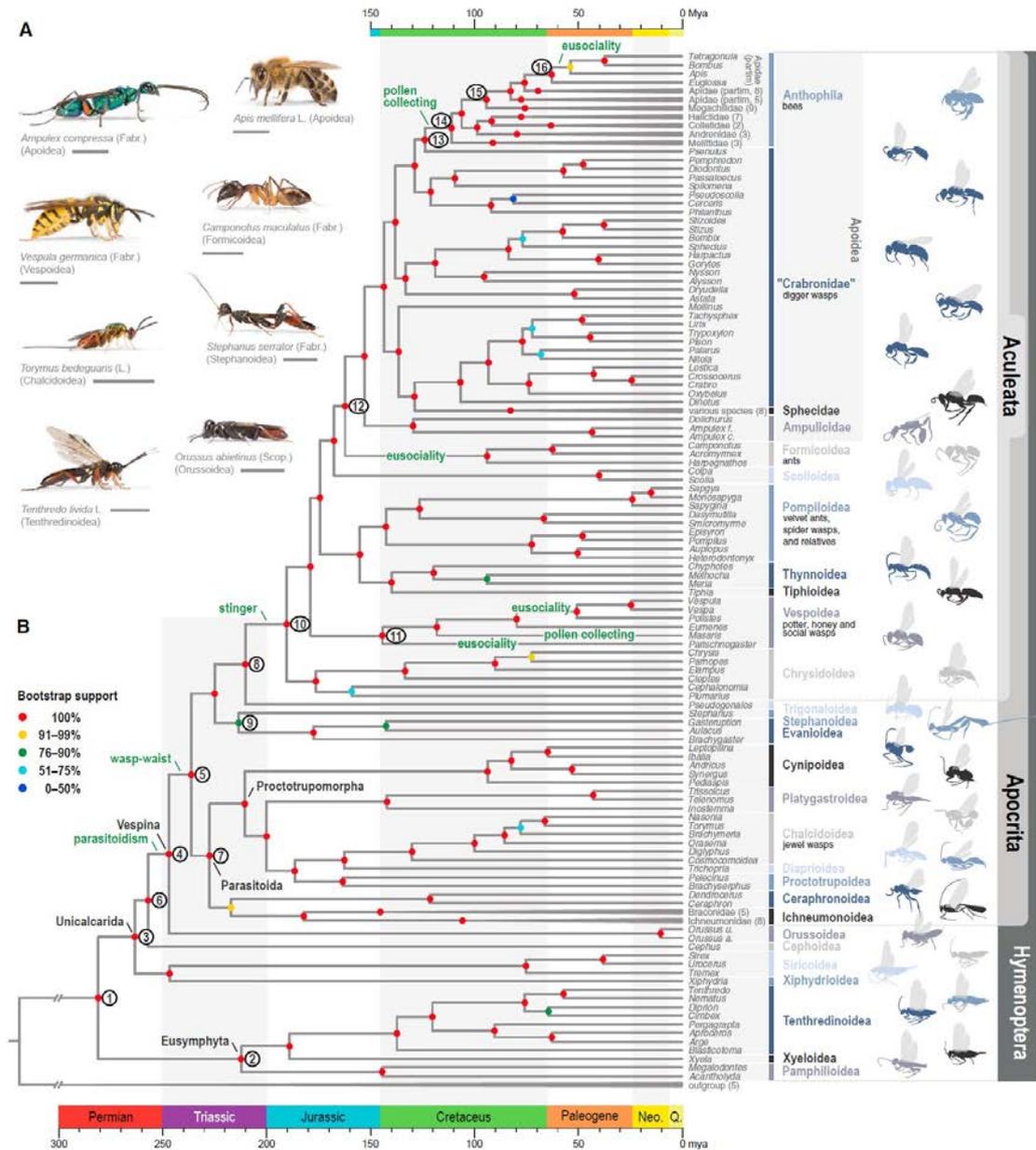


Fig. 1.1.1. Filogenesi più recente degli Hymenoptera. Da Peters et al. (2017).

Gli Apocrita, presero origine nel Giurassico (195-140 milioni di anni fa) e raggiunsero la più importante radiazione nel Cretaceo (145-65 milioni di anni fa) (Gauld & Bolton 1988), sono suddivisi in due gruppi: i Terebrantia (o Parasitica) e gli Aculeata.

Il primo, parafiletico, comprende la maggior parte degli Imenotteri, ed è costituito da specie con abitudini parassitoidi, depongono le loro uova in o su un altro insetto (uova, larva, pupa), a volte vicino ad esso e la loro larva

crece e si sviluppa cibandosi dei tessuti dell'ospite (Grandi 1951)), più raramente erbivore allo stadio larvale (tipicamente nei Cynipidae, o vespe delle galle) (Gauld & Bolton 1988). Le femmine possiedono un ovopositore molto sviluppato e atto a perforare i tessuti dell'ospite (Chinery 1987) durante l'inserzione dell'uovo. Gli Aculeata sono un gruppo monofiletico che include specie nelle quali le femmine hanno un ovopositore modificato in un aculeo con funzione di difesa e offesa mentre la deposizione delle uova avviene direttamente da un'apertura genitale che si trova tra gli ultimi segmenti addominali (Gauld & Bolton 1988). Gli aculeati includono formiche, api e diversi tipi di vespe parassite e con abitudini predatorie. Tutti gli imenotteri sociali appartengono a questo gruppo. Le larve degli aculeati possono essere erbivore (come nelle api), vengono nutrite con prede catturate (tipicamente vive e paralizzate) (come in certe vespe) o si sviluppano a spese di diversi tessuti vegetali, come semi (in certe formiche), o di funghi (in altre formiche) (Grandi 1961; Michener 1974; O'Neill 2001).

Gli Imenotteri possono essere di taglia molto piccola (< 0.5 mm di lunghezza) e molto grande (fino ai 5 cm di alcuni Apoidei) (Grazimek 1970). Il corpo è diviso in tre parti: capo, torace e addome (Fig. 1.1.2).

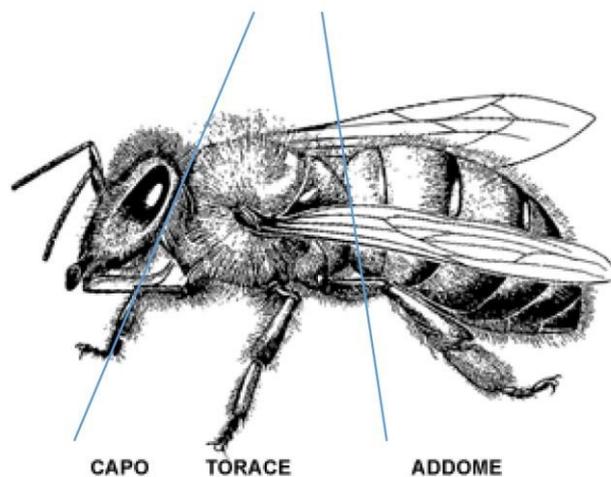


Fig. 1.1.2. Morfologia generale di un imenottero adulto (in questo caso l'ape da miele, *Apis mellifera*). Modificato da <http://www.apicolturaonline.it>.

Gli Aculeata includono diverse famiglie suddivise in diverse superfamiglie (Brothers 1999) (Fig. 1.1.3), delle quali gli Apoidea è la più ricca in specie, circa 28.000. Di queste, la maggior parte sono api (Anthophila: circa 20.000 specie descritte), l'oggetto di questo studio, che sono divise in 7 famiglie (Michener 2007) (Fig. 1.1.3) (Branstetter et al. 2017).

Gli Apoidea comprendono tutte le api e alcuni gruppi di vespe parassitoidi e predatrici (Fig. 1.1.3). Le api, come gli altri Imenotteri, hanno riproduzione di tipo anfigonico, cioè a sessi separati. Il sesso degli individui è determinato tramite il modello dell'aplodiploidia: i maschi nascono da uova non fecondate, sono apolidi (arrenotochia, una forma di partenogenesi), le femmine invece sono diploidi e si sviluppano da uova fecondate. Questo sistema di determinazione del sesso è considerata una delle condizioni fondamentali per l'evoluzione della socialità (Wilson 1971), che di fatto è piuttosto comune nelle api.

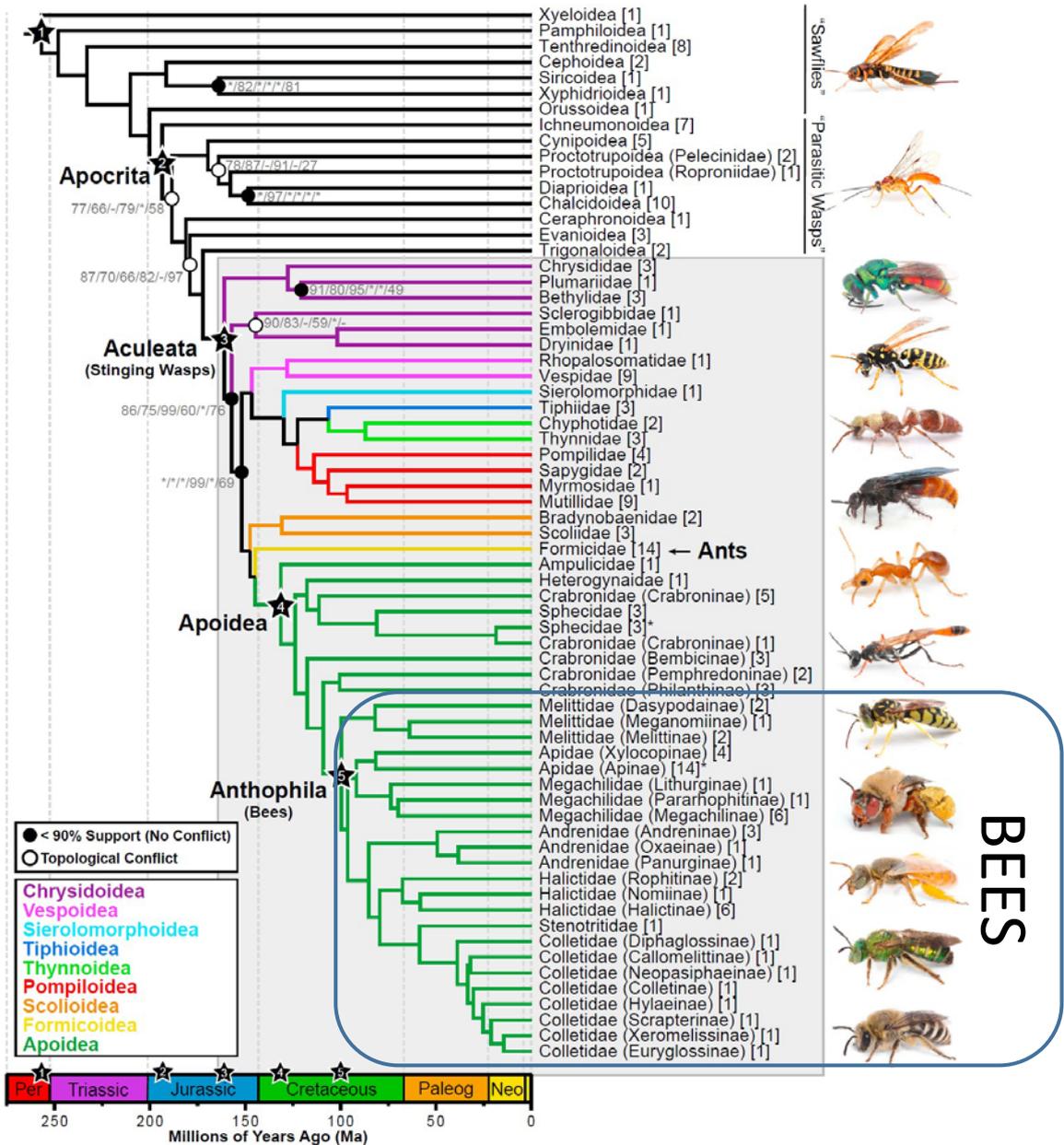


Fig. 1.1.3. Albero filogenetico degli Aculeata. Da Branstetter et al. (2017).

L'uovo è deposto nelle strette vicinanze del cibo di cui la larva si nutrirà, che nelle api è una miscela di polline e nettare (Fig. 1.1.4), talvolta arricchita da altre sostanze raccolte dalle piante o prodotte da ghiandole. Anche il passaggio ad una dieta di questo tipo pare abbia avuto importanza nell'evoluzione della socialità, in quanto la raccolta di risorse leggere come polline e nettare sembra abbia potuto favorire l'economia di colonie con alto numero di larve da nutrire (Polidori 2011).



Fig. 1.1.4. *Una larva di ape (Andrena florea) che si nutre della pasta di polline e nettare formata dalla madre per lo sviluppo della prole (Cremona, Italia). Foto di C. Polidori.*

La socialità si è evoluta diverse volte nelle api e con diverse forme di complessità. Nelle api sono più diffuse specie solitarie che sociali. Tra le specie sociali, sono comuni le specie comunitarie (le femmine condividono un nido ma non collaborano nella cura della prole, non ci sono caste riproduttive e le relazioni di parentela sono deboli) (nelle famiglie Andrenidae, Halictidae, Megachilidae, Apidae) (Paxton et al. 1999) e meno comuni le specie eusociali (dove la regina convive con le operaie – sue figlie – e c’è cooperazione nella cura della prole (nelle famiglie Apidae e Halictidae) (Wilson 1971; Michener 1974).

L’evoluzione della eusocialità è stata rara perché è chiaramente possibile solo se alcune condizioni sono presenti, tra cui l’aplodiploidia, che produce “sorelle” geneticamente più vicine tra loro rispetto alla madre, che potrebbe rendere più favorevole, in termini di fitness indiretta, a rinunciare a riprodursi (diminuendo in tal modo la propria fitness diretta) (*kin selection theory*, Hamilton 1964). Altri fattori diversi da quelli genetici sono stati importanti nell’evoluzione dei comportamenti cooperativi delle api, in particolare quelli legati alle pressioni ecologiche esercitate dalle limitazioni

delle risorse alimentari, dalla presenza di parassiti, dall'uso e l'architettura dei nidi, tra gli altri (Wcislo 1997; Mc Corquodale 1989; Rosenheim 1990).

Indipendentemente dal livello di socialità, tutte le api, eccetto le forme parassite (che depongono le uova sul polline e nettare raccolto da altre specie), costruiscono un nido dove la prole si sviluppa. Il nido può essere ottenuto scavando nel suolo, costruendolo all'esterno con fango oppure con materiale ricavato masticando la parte interna di giovani rami. I nidi possono dunque essere sotterranei (Fig. 1.1.5), come in molti Halictidae e tutti gli Andrenidae e Colletidae, o aerei, come in molti Megachilidae e negli Apidae sociali (per esempio nell'ape da miele). I nidi aerei più comuni sono tunnel scavati nel legno da altri insetti e colonizzati in seguito dalle api (Fig.1.1.6).

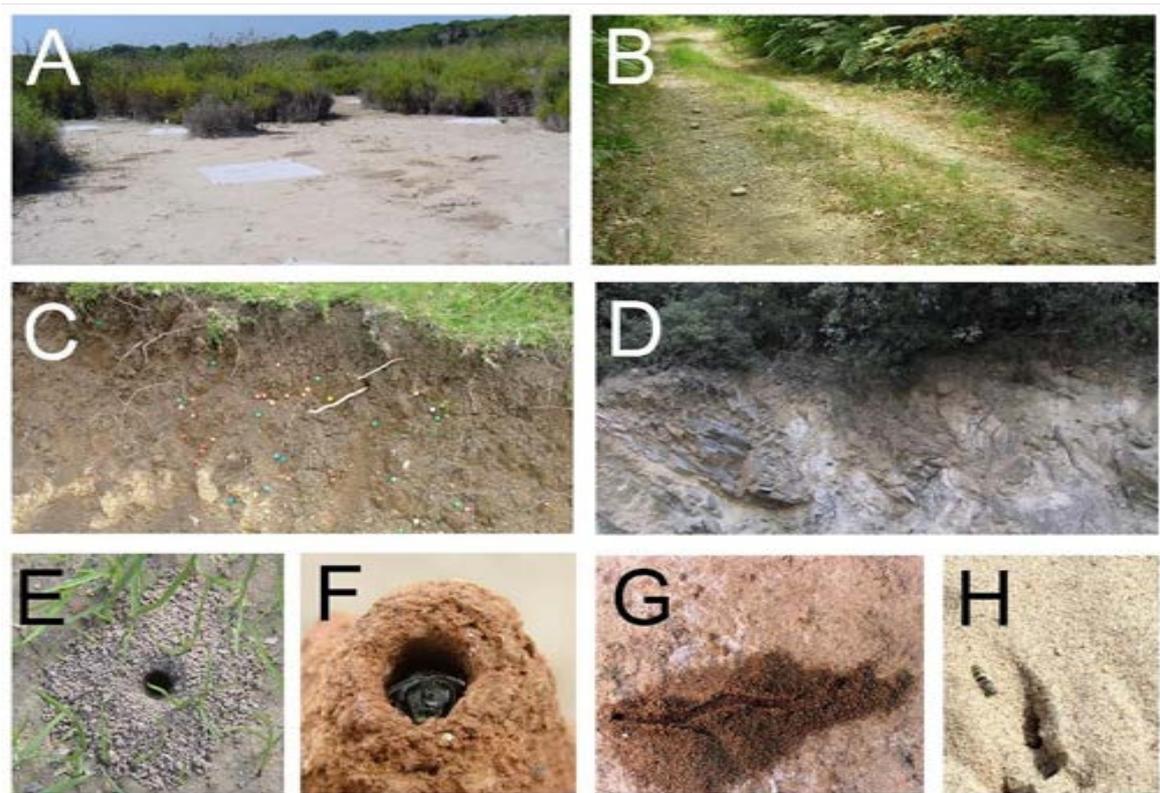


Fig. 1.1.5. Esempi di siti di nidificazione e aspetto esterno di nidi di api scavatrici. *A*, sito di nidificazione di *Megachile leachella* (Valencia, Spagna), *B*, sito di nidificazione di *Andrena cineraria* (Cremona, Italia), *C*, sito di nidificazione di *Corynura moscosensis* (Huinay, Chile), *D*, sito di nidificazione di *Andrena agilissima* (Isola d'Elba, Italia), *E*, entrata del nido di *Halictus scabiosae* (Grosseto, Italia), *F*, entrata del nido di *Lasioglossum marginatum* (Grosseto, Italia). Foto di C. Polidori.



Fig. 1.1.6. Tipici tunnel scavati nel legno colonizzati da varie specie di Megachile per costruire il proprio nido (Lodi, Italia). Foto di C. Polidori.

Le condizioni microclimatiche influenzano l'attività e il comportamento delle api (Willmer & Unwin 1981; Willmer 1982) e le femmine spendono la maggior parte del tempo fuori dal nido durante i periodi di maggior soleggiamento e temperature sopra i 15 °C. Durante tali periodi, l'attività principale delle api è quella di raccogliere polline e nettare dai fiori e portare tali risorse al nido.

La femmina può presentare differenti gradi di specializzazione nella scelta del polline, da generalista (specie polilectiche: le femmine usano polline derivante da molte specie di piante anche di famiglie diverse) ad altamente specializzata (specie oligolectiche: le femmine usano polline derivante da una o poche specie di piante dello stesso genere o pochi generi filogeneticamente vicini). Le api accumulano il polline su strutture a spazzola poste a livello delle zampe (scopae, curbicolae) (la maggior parte delle famiglie) oppure sulla parte ventrale dell'addome (Megachilidae) (Fig. 1.1.7).



Fig. 1.1.7. I due modi più diffusi per il trasporto del polline al nido da parte delle api. A, Lasioglossum malachurum con polline sulle scope presenti sulle zampe posteriori (Grosseto, Italia), B, Hoplitis sp. con polline sotto l'addome, dove si trovano i peli specializzati al suo trasporto. Foto di C. Polidori.

1.2. Gli apoidei e le interazioni pianta-impollinatore

Essendo la dieta delle api costituita da polline e nettare, le api e le piante con fiore sono legate da una relazione mutualistica tra le più profonde apparse durante l'evoluzione, giacché anche la maggior parte delle piante con fiore hanno bisogno delle api per riprodursi. Studi recenti hanno dimostrato come di fatto la radiazione delle api sia avvenuta durante il Cretaceo medio e tardo, ovvero quando le angiosperme si sono diversificate e sono diventate il gruppo vegetale dominante sulla Terra (Fig. 1.2.1).

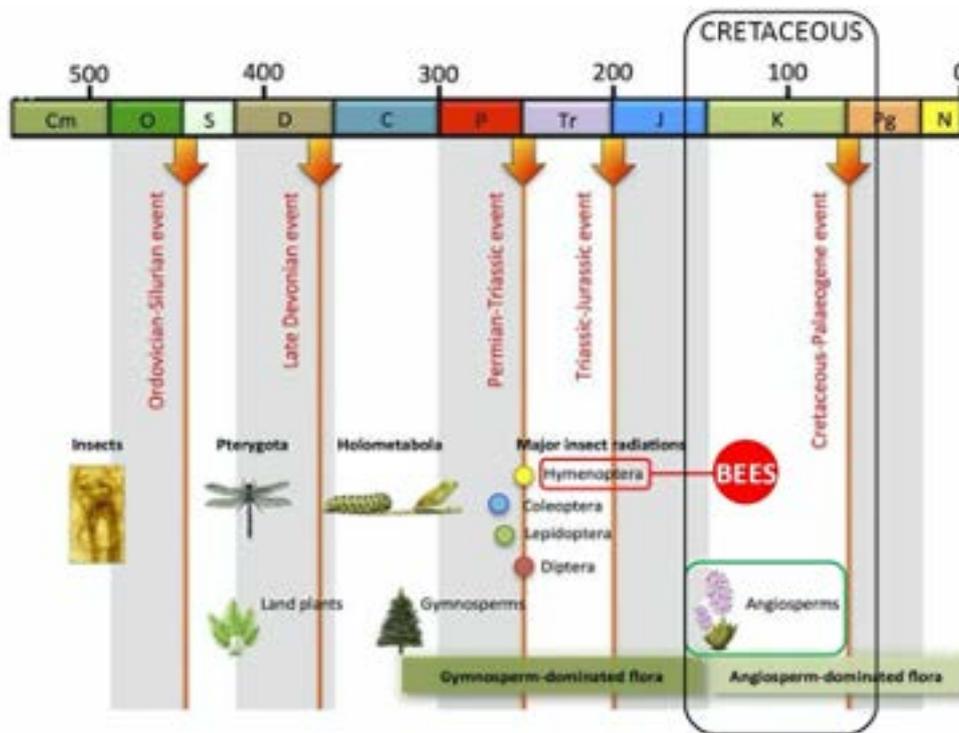


Fig. 1.2.1. Gli Imenotteri sono emersi alla fine del Permiano ma le api si sono diversificate insieme alle angiosperme nel Cretaceo. Modificato da Condamine et al. (2016).

Questa relazione mutualistica è legata al fenomeno dell'impollinazione (Fig. 1.2.2). Infatti, la maggior parte delle angiosperme si appoggiano ad un sistema di riproduzione che prevede lo spostamento del polline dall'apparato maschile a quello femminile da parte di un vettore biologico (un animale). Solo in una percentuale ridotta di piante il vento è vettore sufficiente per questo scopo. Tra gli animali, l'impollinazione viene effettuata da alcuni uccelli, rettili e mammiferi, ma soprattutto è compiuta da insetti (lepidotteri, coleotteri, ditteri e imenotteri). Le api sono il gruppo di insetti responsabile della corretta riproduzione della maggior parte delle specie di piante con fiore ad impollinazione animale.

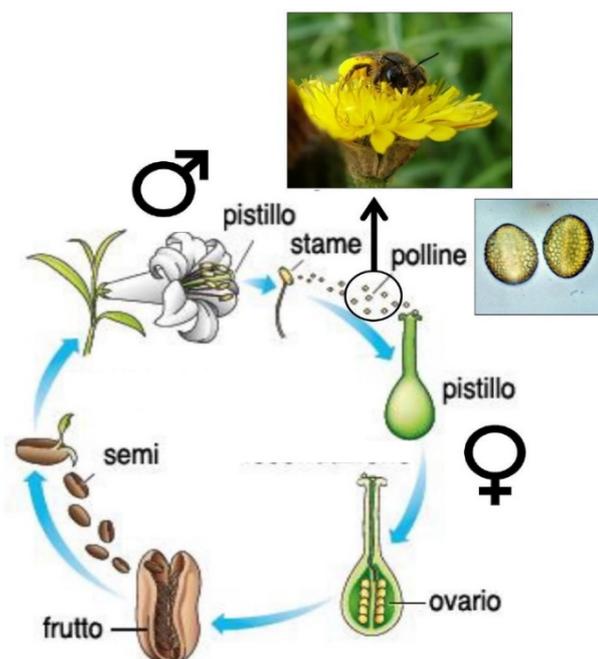


Fig. 1.2.2. Il fenomeno dell'impollinazione entomofila. Il polline viene spostato dallo stame di un fiore al pistillo di un altro fiore affinché ci sia fecondazione, a cui segue la produzione del frutto, che contiene i semi (embrioni) della nuova pianta. Modificato da invitoallanatura.it. Foto di C. Polidori.

Queste osservazioni implicano che il declino delle comunità delle prime ha come conseguenza il declino delle comunità delle seconde, in termine sia di diversità che di abbondanza.

La fauna apidica è molto sensibile ai cambiamenti dell'ambiente, come quelli derivati dall'attività umana (ad esempio la frammentazione ambientale, Matheson et al., 1996)). Per tale ragione le composizioni delle comunità di api e l'abbondanza delle singole specie sono da considerarsi espressione dello stato di conservazione degli ecosistemi (Mazzeo et al., 1999, Seminara et al., 2009; Longo, 2002).

In molti paesi l'uso improprio del territorio, attuato attraverso pratiche agricole intensive, sfruttamento dei pascoli e l'impiego indiscriminato dei fitofarmaci, ha determinato enormi conseguenze sull'integrità dell'ambiente e sulla sopravvivenza delle popolazioni di api selvatiche (Corbet et al., 1991).

La continua trasformazione dei territori naturali, che inizialmente rappresentavano ambienti adatti agli insetti come siti di nidificazione e fonti di cibo, ha portato alla rarefazione di diversi pronubi selvatici (Batra, 1995; Westrich, 1995). Molte specie che oggi bottinano su una o poche specie botaniche, non potendo più disporre delle loro fonti preferite, sono destinate all'estinzione (Kwak, 1995).

A parte il danno economico che può comportare una ridotta azione impollinatrice sulla produttività agricola, la mancata attività pronuba degli impollinatori, nei riguardi delle piante spontanee, provoca un notevole decremento dell'habitat in quanto produce una perdita della varietà nella vegetazione naturale e in definitiva dell'integrità dell'ambiente. Alcune piante si riproducono solo attraverso l'azione pronuba di particolari insetti, quindi, qualunque fattore che intervenga a spezzare questo delicato rapporto produce danni irreparabili nella biodiversità animale e vegetale.

Ad ogni modo, l'intensificarsi delle ricerche e il perfezionamento dei metodi di indagine (Nielsen et al., 2011; Lebuhn et al., 2013) hanno evidenziato che si tratta di un fenomeno a scala planetaria, dovuto all'effetto combinato di una pluralità di cause (Roulston & Goodell, 2011):

- i cambiamenti climatici in atto a livello globale e, soprattutto, il progressivo innalzamento delle temperature su gran parte delle terre emerse, con la conseguente modificazione delle cenosi vegetali;
- la trasformazione del paesaggio insieme con la riduzione e la frammentazione degli habitat adatti alla sopravvivenza delle api selvatiche;
- l'intensificazione delle pratiche agricole, che comporta l'eliminazione della flora spontanea, l'estensione delle monoculture e l'imponente impiego di prodotti fitosanitari.

Appare evidente quanto sia rilevante la componente antropica nel declino degli impollinatori (Winfree et al., 2009) e come sarebbe possibile contrastarlo con una migliore comprensione e valorizzazione dei servizi ecosistemici e con una gestione più sostenibile degli agroecosistemi e degli ambienti urbani (Kremen et al., 2007).

Per la salvaguardia della biodiversità degli apoidei e, più in generale, degli insetti pronubi è utile un approccio integrato che non si limiti a proteggere le singole specie e aree, ma a gestire il territorio nel suo complesso.

La conoscenza delle reti mutualistiche di interazione tra impollinatori e piante è di vitale importanza per il mantenimento della biodiversità terrestre per stabilire misure protettive contro il declino delle popolazioni di insetti impollinatori, poiché la maggior parte delle specie di piante angiosperme dipendono dagli animali che visitano i fiori per il trasferimento del polline (Ollerton et al., 2011). A loro volta migliaia di specie di insetti e centinaia di specie di vertebrati si affidano o traggono beneficio dal cibo e da altre risorse fornite dai fiori (Kearns et al., 1998). Difendere l'ambiente significa dunque mantenere alta la biodiversità.

1.3. Studi previ sugli apoidei in Sicilia

La biodiversità della regione mediterranea è particolarmente alta. Tutti gli studi biologici su quest'area sottolineano il numero elevato di specie endemiche viventi al suo interno, numero che può raggiungere e spesso superare il 40 % in alcuni gruppi di organismi, come nel caso delle piante.

Si pensa che le ragioni di questa grande diversità e dell'alto tasso di endemismo siano:

- la sua posizione geografica tra l'area boreale euro-asiatica e quella tropicale/subtropicale africana che facilita la presenza di specie originarie di quasi tutti i conosciuti reami biogeografici;
- la storia geologica e climatica che ha determinato il susseguirsi e la sovrapposizione di differenti episodi di colonizzazione da parte delle specie;
- la sua geomorfologia complessa e conseguentemente la varietà del suo clima e dei suoli, che risultano in una vasta varietà di habitat e biotopi.

Anche se è ancora abbastanza difficile quantificare questa diversità a causa delle difficoltà delle indagini sulla flora e sulla fauna locali, nella regione mediterranea si trovano numerosi *hot spot* molto importanti per la biodiversità dell'intero continente (Fig.1). (Delanoë et al., 1996; Médail & Quézel, 1997, 1999).

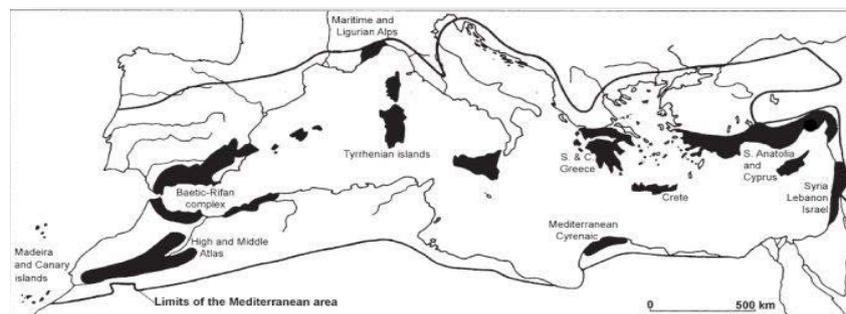


Fig. 1.3.1. Hot spot nella parte europea della Regione Biogeografica Mediterranea. Da Médail & Quézel (1997).

L'Italia, per la sua particolare posizione geografica nel cuore del Mediterraneo insieme alla complessità geomorfologica, climatica e vegetazionale, è uno dei paesi Europei dotato di maggiore ricchezza di specie di api (Michener1979). Pagliano (1995) ne riporta 944 specie, cui vanno aggiunte le nuove segnalazioni relative a questi ultimi anni: 170 *Andrena* specie (Fig. 1.3.2), 108 *Nomada* specie, e 96 *Lasioglossum* specie (Fig. 1.3.2), che costituiscono da soli più di un terzo delle specie italiane.

Le stime più complete indicano inoltre 450 specie presenti nel Lazio nel 1991 e 553 segnalate in Piemonte nel 2004. In quest'ultima regione, in una piccola area alpina in provincia di Torino, sono note 231 specie appartenenti a 36 generi e 6 famiglie. In Sicilia, infine, sono state segnalate nel 1995, 473 specie e 256 in Sardegna.

Questi organismi rivestono, per la conservazione della biodiversità, una notevole importanza ma di essi le informazioni possono considerarsi ancora alquanto frammentarie e limitate, considerato il numero relativamente elevato delle specie presenti sul territorio italiano.



Fig. 1.3.2. Lasioglossum marginatum (A) e Andrena agilissima (B), due rappresentati di due tra i generi più ricchi in specie presenti in Italia. Foto di C. Polidori.

La fauna apidica italiana è stata segnalata da un gran numero di articoli scientifici e non mancano cataloghi recenti di specie (Intoppa et al., 1995; Pagliano, 1988, 1992, 1994), ma elenchi di specie corredati da elementi territoriali utili per un'interpretazione dei raggruppamenti sono rari su scala regionale (Comba & Comba, 1991). Contributi importanti sulla loro conoscenza sono stati forniti dagli studi faunistici, condotti in epoche diverse, in varie regioni italiane o su ampi territori della penisola.

Si possono ricordare i lavori di Zavattari (1910, 1911), Pagliano & Scaramozzino (1999) e di Comba & Comba (2001) sugli Imenotteri della fauna del Piemonte; di Magretti (1881a, b, c) sugli Imenotteri Aculeati della Lombardia; quelli di Bonelli (1966, 1968) e di Cobelli (1891, 1903, 1905, 1910) per il Trentino; di Hellrigl (2003) ed Hellrigl & Franke (2004) per l'Alto Adige; di Giordani Soika (1935, 1939) per le specie reperite al Lido di Venezia; di Comba (1964) e di Comba & Comba (1991) sugli Apoidei dell'Italia centrale; nonché quelli di Guiglia (1953) per il massiccio del Pollino; di De Stefani (1894, 1895); Nobile (1987-2001) e Nobile et al. (1987-2004) per la Sicilia.

Non possono, inoltre, essere tralasciate le numerosissime osservazioni faunistiche, biologiche e morfologiche di Grandi, edite negli anni 1925-1971 in 34 "Contributi alla conoscenza degli Imenotteri melliferi e predatori" e nel voluminoso volume "Studi di un entomologo sugli Imenotteri superiori" (1961), nel quale gli Apoidei hanno uno spazio non trascurabile. Analisi faunistiche ed ecologiche recenti sugli Apoidei sono state svolte da Pesenko (1971, 1972), Ebmer (1988), Li Enkulu (1988) e Rasmont (1988).

Se si analizza il numero delle specie apidiche delle diverse regioni italiane, la Sicilia è da includere con certezza fra quelle che contribuiscono ad arricchire la biodiversità a livello nazionale, oltre che dell'intero pianeta. La collocazione geografica dell'isola al centro del Mediterraneo: al confine meridionale del continente europeo e a poche centinaia di chilometri dalle coste nordafricane, il suo isolamento geografico e le origini geologiche; ha contribuito alla realizzazione di comunità di varie specie viventi ed alla comparsa di endemismi unici al mondo.

Nonostante i numerosi sforzi, l'importanza delle popolazioni faunistiche e, in particolar modo, della fauna entomologica apidica della regione siciliana non è tuttavia ancora sufficientemente nota. Spesso la

carezza di conoscenze è causa di interventi gestionali errati sul territorio che contribuiscono a danneggiare, a volte irreparabilmente, la funzionalità degli ecosistemi siciliani o a farne scomparire alcune specie.

Da un punto di vista generale lo studio dei popolamenti insulari della flora e della fauna e dei loro livelli di endemismo assume un ruolo cruciale nell'ambito delle ricerche finalizzate all'analisi delle priorità di conservazione e gestione della biodiversità (Whittaker & Fernández-Palacios, 2007). Queste popolazioni divergono da quelle di partenza, dando luogo alla formazione di taxa endemici. Tuttavia, ciò avviene con modalità diverse a seconda delle capacità di dispersione dei taxa e della storia ecologica e paleogeografica delle isole.

Col diminuire delle capacità dispersive aumenta la possibilità di isolamento genetico: taxa con scarse capacità dispersive tendono a presentare livelli di endemismo più elevati rispetto a quelli di taxa con capacità dispersive maggiori. Il livello di endemismo, a questo punto, nei popolamenti insulari tende ad aumentare con l'area geografica, la diversità di habitat, l'età e la distanza dell'isola dal continente (Whittaker & Fernández-Palacios, 2007).

Dal punto di vista conservazionistico, gli elevati livelli di endemismo registrabili nelle isole, così come la maggiore fragilità di tali ecosistemi, evidenziata da tassi di estinzione nettamente superiori a quelli di aree continentali (Whittaker & Fernández-Palacios, 2007), rendono particolarmente importante l'adozione di specifiche misure di protezione, che annoverano Accordi e Convenzioni internazionali, Direttive europee, oltre alle normative nazionali e regionali. Quest'ultime, in particolare, rivestono una notevole importanza per la tutela delle specie maggiormente rappresentative dei diversi ambienti presenti sul territorio e che risultano minacciate da molteplici fattori di pressione, quali le modificazioni e

trasformazioni degli habitat, l'inquinamento, l'eccessivo sfruttamento delle risorse, ecc. Grazie a una stenoecia spiccata, questi imenotteri possono rappresentare dei buoni organismi nello studio del degrado ambientale.

Esistono pochi studi sulla classificazione e sulla distribuzione degli apoidei e non esistono opere di riferimento complessive su di essi riguardo alla Sicilia. Le conoscenze che abbiamo si basano essenzialmente su lavori specifici a singoli gruppi e limitati a faune locali, in particolare dell'area pedomontana etnea (Mazzeo, 2002; Mazzeo et al., 1999, 2001, 2002, 2002a, 2002b, 2004, 2007a, 2007b; Nobile, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1993a, 1993b, 1994, 1995b, 1996, 2001; Nobile & Tomarchio, 1998a, 1998b; Nobile & Turrisi, 1997, 1999, 2004.). Questi studi, però, risultano frammentati perché molti dispersi, soltanto negli ultimi anni sono stati riorganizzati, revisionati ed arricchiti. Una tesi di dottorato recente ha individuato un centinaio di specie solo in 4 località di una fascia pedemontana orientale dell'Etna (La Greca, 2011). Attualmente è necessario fare riferimento solo a questi lavori sopracitati per avere un quadro complessivo della fauna entomologica, anche se spesso essi non forniscono notizie dettagliate di tutto il territorio siculo.

Gli ecosistemi siciliani, a causa delle perturbazioni antropiche e delle forti limitazioni ecologiche come la lunga aridità estiva del clima mediterraneo, hanno subito negli ultimi decenni profonde trasformazioni influenzando anche l'interazione fra gli impollinatori e le loro fonti di cibo. I pronubi, avendo instaurato con le piante rapporti esclusivi, frutto di una lunga coevoluzione, manifestano il loro disagio nel momento in cui mutano le condizioni ambientali, attraverso le rarefazioni o il declino a causa del degrado. Ciò appare particolarmente evidente in Europa Nord-occidentale e in America Settentrionale (Biesmeijer et al., 2006; Patiny et al., 2009),

mentre in zone mediterranee, e specialmente nelle isole come la Sicilia, non sono ancora stati svolte analisi di questo tipo.

1.4. Tassonomia: dai metodi tradizionali a quelli molecolari.

Il declino degli impollinatori rappresenta una minaccia significativa per l'ambiente naturale e per l'agricoltura. La maggior parte degli studi sul declino delle api si è concentrata su api altamente eusociali principalmente le api da miele (*Apis mellifera*); invece per le api selvatiche attualmente gli studi sono alquanto insufficienti (Biesmeijer et al., 2006; Magnacca, 2007; Patiny et al., 2009), sebbene la maggior parte delle specie, il 95% di circa 20.000 (Michener, 2007), sono solitarie o primitivamente eusociali.

Una delle ragioni che impedisce di quantificare il declino delle api è la difficoltà di identificare i taxa. Tra le specie maggiormente complesse a livello di identificazione ci sono le specie criptiche, che si differenziano per caratteristiche ecologiche, genetiche o comportamentali ma che sono morfologicamente molto simili (Pfenninger & Schwenk, 2007, Bickford et al., 2007). Queste specie derivano da casi di speciazione prodotti dal concorrere di diverse spinte evolutive sui taxa ancestrali, i quali, in alcuni casi, hanno occupato ambiti territoriali diversi che si sono poi ricongiunti a seguito dei cambiamenti bioclimatici avvenuti con il passare delle ere (Beheregaray & Caccone, 2007).

La frequenza delle specie criptiche è alta all'interno della classe degli insetti. La loro presenza in taxa conosciuti, indica che ci sono molte più specie di apoidei di quanto attualmente stimato (Frankham et al., 2002; Blaxter, 2004; Bickford et al., 2007) e la loro identificazione in base alla sola morfologia è difficile anche per i biologi più esperti. Ad esempio all'interno delle specie del genere *Bombus* spp., l'identificazione avviene

principalmente su piccole differenze morfologiche soprattutto per il colore e la pelosità del mantello (von Hagen, 2003; Edwards & Jenner, 2005; Benton, 2006; Feltwell, 2006) ma tali caratteri risultano inaffidabili per le specie criptiche.

Le specie di api mostrano una notevole diversità morfologica, e le chiavi dicotomiche di identificazione su base morfologica non sono sempre adeguate (Magnacca & Brown, 2012), nonostante alcune sono efficaci per alcuni gruppi (McGinley, 1986), dove per altro si identificano possibili specie criptiche (ad esempio le diverse forme di *Halictus ligatus* in McGinley (1986)).

Alcune chiavi per l'identificazione delle api richiedono la conoscenza della specie di fiore da cui l'ape è stata raccolta [ad esempio il grande genere *Perdita* con più di 600 specie (Michener, 2007) rivisto da Timberlake (1954, 1956, 1958, 1960, 1962, 1964, 1968, 1971, 1980)].

Altre chiavi di identificazione usano come carattere, la regione geografica di provenienza. Tuttavia, il numero crescente di introduzioni di specie esotiche indebolisce l'identificazione su base territoriale. Alcune sottofamiglie, che si pensava fossero limitate a singoli continenti, sono state trovate allo stato selvatico in altre aree: le *Euryglossinae* sono endemiche dell'Australia, ma una specie è stata introdotta in Sudafrica (Michener, 2007).

Un altro aspetto da valutare è il riconoscimento incerto dei due sessi di molte specie di apoidei. Per esempio, per oltre il 30 % delle specie di *Megachile* Latreille del Nord America, uno dei gruppi più importanti di impollinatori della fioritura estiva, si conosce un solo sesso (Sheffield & Westby, 2007).

Da ciò risulta che l'identificazione degli apoidei con la tassonomia tradizionale richiede un elevato livello di competenza (Packer et al., 2009) e

i dati necessari possono essere forniti solo da tassonomi esperti. Oggi sono numerose le segnalazioni che la disciplina è in declino (Winston & Metzger, 1998; Disney, 2000; Lee, 2000; Herbert et al., 2001; Kim & Byrne, 2006).

Negli ultimi decenni sono stati sperimentati per il riconoscimento delle api prototipi di sistemi semiautomatizzati. Tali sistemi sono realizzati su un database di specie identificate dai tassonomi, le quali, messe a confronto con taxa sconosciuti, vengono facilmente determinate. Due di questi sistemi per l'identificazione delle api, il Digital Automated Identification System (DAISY) (Weeks et al., 1999) e l'Automated Bee Identification (ABIS) (Schröder et al., 2002), si basano su analisi delle immagini, con il sistema ABIS specificatamente introdotto per analizzare in dettaglio i modelli di venatura delle ali.

1.5. Analisi di DNA *Barcoding*

Nel mio lavoro di ricerca, mi sono avvalsa della tecnica molecolare del DNA *Barcoding* come strumento di identificazione delle specie di apoidei presenti nelle due aree di studio: la Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi e il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari”.

Per poter fornire informazioni più opportune sulla fauna degli imenotteri della Sicilia Orientale, le cui conoscenze sugli apoidei restano ancora scarse e frammentarie, sicuramente l'utilizzo del codice a barre è stato un valido strumento di studio, che mi ha permesso l'identificazione degli apoidei delle due aree sopraindicate.

Un primo approccio molecolare agli studi di classificazione fu effettuato da Carl Woese et al. (1990) che, attraverso analisi condotte sulla parte codificante per l'RNA ribosomale 16S, riuscirono a identificare gli Archea come organismi procarioti differenti dai batteri. Successivamente numerose altre ricerche, incentrate maggiormente sulla genetica di

popolazione, sono state prodotte utilizzando la variabilità di differenti marcatori molecolari (ITS, ETS, 18 e 25S): gli allozimi, i microsattelliti, gli AFLP, ecc.

Hebert et al. (2003) proposero un nuovo sistema di identificazione di specie basato sul DNA, ed hanno coniato il termine *DNA Barcoding*. La tecnica è incentrata sull'impiego di brevi sequenze di DNA, estrapolate dal genoma, la cui variazione consente all'operatore di distinguere in modo univoco una specie dalle altre attraverso l'uso di specifici strumenti bioinformatici. La caratteristica innovativa di queste sequenze, esistenti in ogni essere vivente, è quella di permettere la creazione di un “codice a barre del DNA” universale, finalizzato a catalogare e a definire gli organismi, allo stesso modo in cui il modello del codice a barre EAN (European Article Number) identifica ogni prodotto di consumo (Fig. 1.5.1).



Fig .1.5.1. Esempio di codice Ean-138. Foto da https://en.wikipedia.org/wiki/International_Article_Number

Questa tecnica si è rivelata un prezioso supporto a quella classica, aprendo nuove e promettenti frontiere nelle ricerche di questo settore e permettendo di far fronte al crescente bisogno di accurate e accessibili informazioni tassonomiche (Tautz et al., 2003).

L'innovativa tecnica biomolecolare del *DNA Barcoding* è diventato uno strumento pratico, veloce ed economico, anche facilmente accessibile ai non specialisti come nel mio caso.

L'analisi biomolecolare del DNA *Barcoding* consente infatti di tracciare una vera e propria impronta digitale di un individuo o di una specie in maniera indipendente dalle caratteristiche morfologiche e anatomiche dei campioni, permettendo di identificare una specie, partendo da piccoli pezzi o frammenti di individui (Wong & Hanner, 2008). Pertanto esso fornisce la possibilità di distinguere gli individui, qualora il riconoscimento con la tassonomia classica non riesca per l'insufficienza materiale dei caratteri distintivi.

Questa tecnica permette di migliorare le indagini tassonomiche (Droege et al., 2010), agevolare la scoperta di nuove specie (Gibbs, 2009; Kuhlmann et al., 2007), valutare la validità delle chiavi morfologiche (Carolan et al., 2012) ed associare maschi e femmine nell'ambito di specie (Sheffield et al., 2009).

L'applicazione del *Barcoding* consente tra le altre possibilità di identificare una specie nei suoi diversi stadi di sviluppo, sia in forme adulte che giovanili, da uova o semi di animali o tessuti morti (Köhler, 2007). Un ulteriore vantaggio del *Barcoding* è rappresentato dalla possibilità di identificare specie criptiche ovvero di distinguere come appartenenti a specie diverse organismi che, essendo morfologicamente simili, sono stati erroneamente indicati come appartenenti ad un'unica specie (Hebert et al., 2003; Savolainen et al., 2005; Murray et al., 2008; Williams et al., 2012).

Un DNA barcode ideale possiede due fondamentali caratteristiche per funzionare correttamente: un'ampia copertura tassonomica e un'alta risoluzione (Ficetola & Scali 2010). L'alta copertura tassonomica, detta anche universalità, permette l'applicabilità del gene scelto come DNA barcode ad un numero di taxa, il più ampio possibile, incluse pure specie non descritte o rare. Una capacità ad alta risoluzione si riferisce invece alle abilità

di un dato barcode di differenziare le specie basandosi sulla quantità di differenze interspecifiche tra le sequenze di DNA.

Un altro presupposto importante è la scelta del marcatore molecolare che deve presentare una variabilità interspecifica più alta di quella intraspecifica. Di conseguenza, un'analisi ideale di DNA *Barcoding* presuppone che le distribuzioni della variabilità inter e intraspecifica siano separate da una distanza detta "DNA *Barcoding* gap" (Meyer & Paulay, 2005; Wiemers & Fiedler, 2007) (Fig.1.5.2).

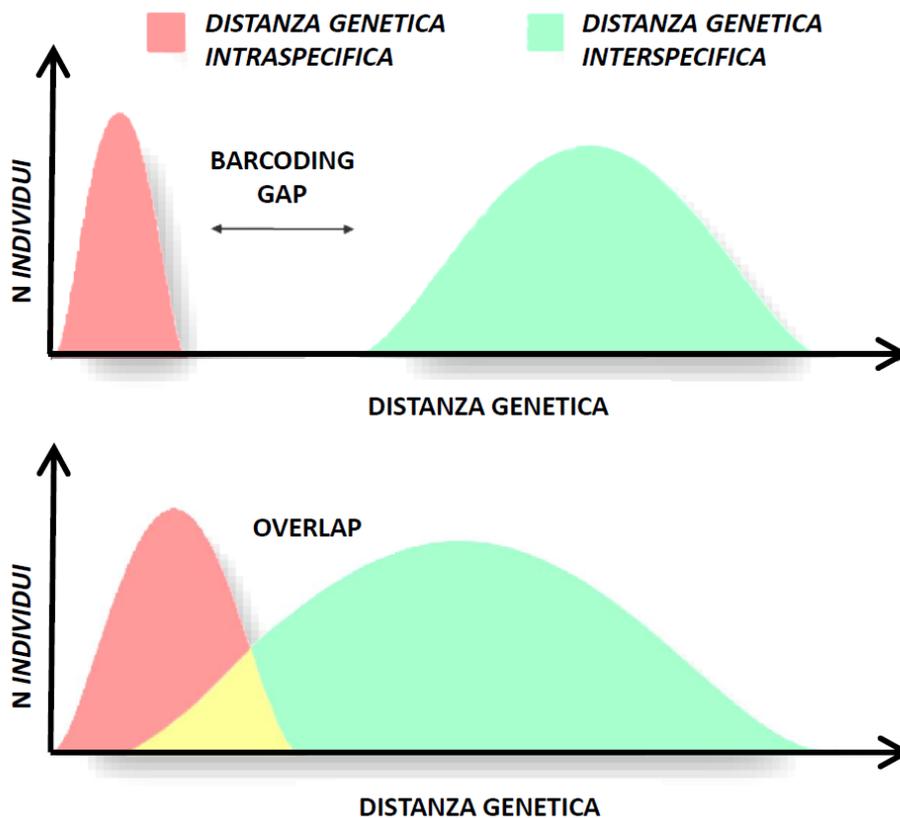


Fig. 1.5.2. Barcoding gap generato dalla differenza tra le distanze intraspecifiche e interspecifiche. (Meyer & Paulay, 2005)

È stato conveniente per le identificazioni delle specie utilizzare il genoma mitocondriale per la scelta del marcatore molecolare.

Il DNA mitocondriale possiede caratteristiche che lo favoriscono rispetto al genoma nucleare. Esso è formato da una singola molecola circolare a doppio filamento (Fig.1.5.3) in cui sono presenti geni con struttura altamente conservata che codificano per 13 proteine, per 22 tRNAs e per 2rRNAs (Wilson al., 1985).

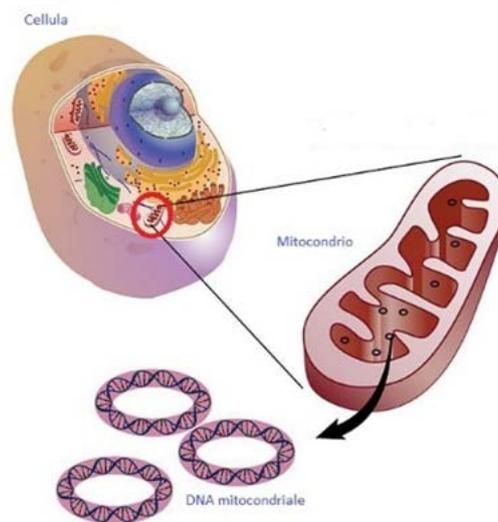


Fig.1.5.3. Cellula eucariotica: mitocondri e DNA. Foto da [mitocondrialehttp://autoimmunityreactions.org/tag/mitocondriale/](http://autoimmunityreactions.org/tag/mitocondriale/)

Il genoma mitocondriale presenta una struttura compatta: non vi sono introni, che possono complicare il processo di amplificazione tramite PCR. (Fig.1.5.4).

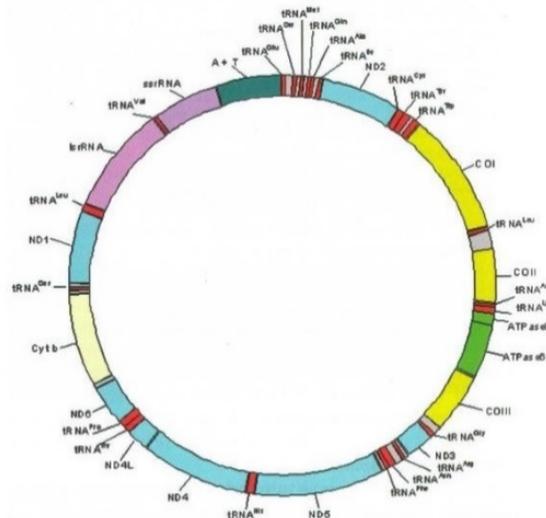


Fig. 1.5.4. Mappa del DNA mitocondriale di *Apis mellifera*. Foto da: Progetto ApeSlow: Reintroduzione e conservazione della sottospecie a rischio estinzione *Apis mellifera* siciliana (Dalla Torre): un omaggio al Prof. Genduso.

È presente nei mitocondri con un elevato numero di copie per cellula (da 100 a 10000) rispetto alle 2 copie di quello nucleare, pertanto anche se una mutazione insorge in una singola molecola di mtDNA, la probabilità che essa sia fissata è molto elevata in quanto viene selezionata solo una parte delle molecole di mtDNA per la successiva duplicazione (Lightowers et al., 1997).

Inoltre, a differenza del DNA nucleare, il mtDNA è quasi interamente trasmesso per via materna, con qualche eccezione di eredità paterna o biparentale (Korpelainen, 2004), sicché per l'eredità strettamente materna e le limitazioni ai cambiamenti mutazionali suggeriscono che esso evolve solo per mutazione. Brown et al., (1979) hanno stimato che l'mtDNA evolve 10 volte più velocemente del DNA nucleare.

Non sono completamente chiare le ragioni per cui l'mtDNA animale va incontro a rapido cambiamento evolutivo, succede con probabilità in quanto mancano i meccanismi di riparazione del DNA, o perché la DNA-polimerasi, coinvolta nella replicazione dell'mtDNA, è più soggetta ad errori.

Un'altra spiegazione possibile per il tasso evolutivo più elevato a carico dell'mtDNA animale consisterebbe nel fatto che la pressione selettiva, che normalmente elimina molte mutazioni dai geni nucleari, non è così intensa nei mitocondri. Secondo studi più recenti il motivo dell'alto tasso evolutivo dell'mtDNA sarebbe imputabile ai frequenti eventi mutazionali causati dall'elevata quantità di specie reattive dell'ossigeno (ROS) prodotti durante la catena respiratoria, che possono alterare chimicamente il DNA insieme all'assenza di un complesso compatto proteina-DNA, che rende l'mtDNA più accessibile e, allo stesso tempo, più vulnerabile ai danni causati dai ROS (Salgado et al., 2008; Avise, 2000).

Il tasso evolutivo dell'mtDNA non è tuttavia omogeneo. I geni mitocondriali che evolvono più lentamente sono quelli che codificano per i due rRNA e i 22 tRNA, il dominio centrale del D-Loop e i siti non sinonimi nei geni che codificano le proteine; mentre le regioni che evolvono più rapidamente sono i domini periferici del D-Loop, detti rispettivamente CSB e ETAS, le sequenze intergeniche e i siti sinonimi (Pesole et al., 1999).

Tra le regioni funzionali del mtDNA dei Mammiferi, il più alto grado di conservazione è stato trovato nei geni che codificano per le tre subunità del citocromo c ossidasi (*cox*), per il citocromo b, per l'rRNA 16S e per alcuni tRNA (Saccone et al., 1999).

Il *coxI*, una proteina transmembrana mitocondriale, gioca un ruolo fondamentale nella fosforilazione ossidativa e mostra un alto grado di conservazione tra le specie, minore del 10% rispetto a quella osservata tra specie differenti. Inserzioni e delezioni in tale regione sono rare. La variazione intraspecifica della *coxI* è minore rispetto a quella interspecifica e questo fornisce la chiave che permette la differenziazione delle specie.

Recenti studi hanno individuato una lunghezza di 648 nucleotidi della sottounità 1 del gene della citocromo ossidasi (*coxI*), normalmente

affiancata all'estremità 5' dal gene tRNA^{Tyr} e all'estremità 3' dal gene tRNA^{Leu}. Questa lunghezza è ottimale per un sequenziamento rapido e senza errori e lo rende ideale per generare un adeguato barcode.

La potenzialità del frammento è stata testata (Hebert et al., 2003) utilizzando le sequenze disponibili nelle banche dati (NCBI) e il risultato dei saggi ha dimostrato l'effettiva applicabilità del metodo. Da allora, altre porzioni di DNA, come il citocromo b, l'rRNA 16S e alcuni tRNA (Saccone et al., 1999) sono state proposte come codici a barre, poiché diverse regioni del DNA hanno prestazioni diverse in altri taxa (Ficetola & Scali 2010) come ad esempio per le piante da fiore (Kress et al., 2005) o per gli anfibi (Vencens 2005). Ormai, l'utilità dei codici a barre del DNA per l'identificazione delle specie è stata documentata con successo per diversi gruppi tassonomici rivisto in Taylor & Harris (2012).

Il potenziale di questo sistema di identificazione è evidente per chi studia la biodiversità, specialmente di gruppi più piccoli (Floyd et al., 2002; Blaxter, 2004; Blaxter et al., 2004), poco studiati, o iperdiversi (Hebert et al., 2004) o in aree dove le stime della diversità sono ben al di sotto di quello che c'è attualmente.

L'uso del *cox1* per il codice a barre del DNA delle api è stato testato con successo contribuendo all'identificazione di numerose specie (Gibbs, 2009a; Sheffield et al., 2009; Koch, 2010; Magnacca & Brown 2012), all'identificazione di specie criptiche (Murray et al., 2008; Gibbs 2009b; Quezada-Euán et al., 2012; Williams et al., 2012; Hurtado-Burillo et al., 2013) e l'associazione di maschi e femmine all'interno delle specie (Sheffield et al., 2009).

Il Consortium for the Barcoding of Life (CBOL) è una iniziativa di collaborazione internazionale creata nel 2004, alla quale aderiscono attualmente più di 130 organizzazioni di ricerca, operanti in 43 paesi,

attraverso 6 continenti che si pone l'obiettivo, ambizioso, di raccogliere le sequenze del gene *cox1*, di tutte le forme di vita animale e di incentivare l'uso e lo sviluppo del DNA *Barcoding* come procedura standard per la discriminazione delle specie.

Negli ultimi anni è stata creata la banca dati BOLD (Barcode of Life Data Systems; <http://www.barcodinglife.org/>), con lo scopo di fornire maggior dettaglio per i risultati ottenibili con il confronto di sequenze unicamente riservate alla raccolta delle sequenze barcode.

1.6. Creazione di reti di impollinazione

Le interazioni fra piante e animali hanno svolto un ruolo molto importante nella generazione e nel mantenimento della biodiversità terrestre (Ehrlich & Raven, 1964). Questi organismi sono così strettamente associati ecologicamente tra loro che è impossibile immaginare l'esistenza di un numero elevato di specie di Angiosperme senza la presenza degli animali. (Prince, 1997).

Charles Darwin era affascinato dall'incontro quasi perfetto tra la morfologia di alcune orchidee e quella degli insetti che le impollinano. Si rese conto che la riproduzione di queste piante era intimamente legata alla loro interazione con gli insetti, e persino predisse che l'estinzione di uno dei partner avrebbe portato all'estinzione dell'altro (Darwin, 1862). Da allora sono stati pubblicati centinaia di articoli scientifici sugli studi delle interazioni mutualistiche tra le specie (Schneider, 1897) e in particolare tra le interazioni tra piante e insetti (Knuth, 1906; Janzen, 1966, 1967; Memmott, 1999; Memmott & Waser, 2002; Bascompte et al., 2003; Jordano et al., 2003; Vázquez & Aizen, 2004; Thompson, 2006). Le interazioni pianta-animale risalgono al periodo medio-cretaceo, più di 100 milioni di

anni fa, e alcune interazioni con risultati reciprocamente benefici, possono essere rintracciati nell'era medio-mesozoica (Labandeira, 2002).

L'impollinazione entomogama sarebbe partita da insetti che si cibavano di spore, passati poi ad una dieta a base di polline. I primi insetti pollinivori trovati in reperti fossili, sono appunto dei Diptera Brachycera (Ren, 1998), e la dimostrazione che essi fossero pollinivori si è avuta in seguito allo studio del contenuto gastrico di fossili molto ben conservati e con il ritrovamento di coproliti (Labandeira, 1998). Il passaggio da pollinivoro a impollinatore sarebbe avvenuto nel momento in cui la relazione sarebbe diventata una simbiosi mutualistica tra pianta e insetto: una piccola parte di polline poteva essere sacrificata per gratificare l'insetto, inducendolo a visitare il fiore per cibarsi, se questo poteva trasportare inconsapevolmente il polline da un fiore all'altro con efficienza (Labandeira, 2002).

Lo studio dei mutualismi ha un ruolo molto importante per spiegare sia la diversità che la diversificazione evolutiva della vita sulla Terra. Si ritiene che tutte le specie sulla terra sono coinvolte in una o più interazioni (Bronstein et al., 2006). E' noto che più di 87,5% di angiosperme, oltre il 75% delle specie di alberi tropicali, e 30-40% di specie arboree nelle regioni temperate dipendono proprio dagli animali per l'impollinazione e per la dispersione dei semi. (Ollerton et al., 2011).

I mutualismi tra insetti e piante sono tra le interazioni più studiate (Bronstein, 1994). Numerosi studi hanno riconosciuto nella diminuzione delle risorse floreali uno dei maggiori fattori di minaccia per le popolazioni di impollinatori (Fitzpatrick et al., 2007; Biesmeijer et al., 2006; Potts et al., 2010). Il declino delle risorse floreali può infatti innescare meccanismi di feedback negativi sulle comunità mutualistiche, portando a estinzioni locali di insetti, le quali, a loro volta, portano ad un declino dell'impollinazione

delle specie selvatiche, con ulteriore riduzione delle risorse floreali per gli impollinatori.

Inoltre, la mancata produzione di semi come conseguenza del calo dell'attività di impollinazione da parte delle piante porta inevitabilmente ad una riduzione dell'integrità strutturale e funzionale degli habitat naturali e semi-naturali (Lázaro et al., 2016; Traveset et al., 2018).

Una delle maggiori sfide dell'ecologia è comprendere come questi complessi sistemi di specie interdipendenti si assemblano, funzionano e si evolvono. La descrizione della struttura di questi sistemi, può essere utilizzata per prevedere in che modo le comunità ecologiche risponderanno all'aumento dell'impatto umano, al cambiamento climatico e all'introduzione di altre specie. Capire come funzionano tali processi può apportare notevoli miglioramenti alla gestione e all'utilizzo sostenibile dei servizi forniti dalle comunità naturali (Fontaine et al., 2011).

Le reti ecologiche forniscono un modo sistematico di rappresentare, caratterizzare e confrontare la complessità delle comunità, in cui le specie sono rappresentate da nodi e l'interazione da collegamenti tra i nodi (Pimm, 1982; van Veen et al., 2008). La realtà così modellizzata viene studiata a partire dalle proprietà strutturali e funzionali di questi reti.

Una rete di impollinazione è una rete bi-modale (Bascompte e Jordano, 2007) in quanto include solo link che connettono la comunità vegetale e la comunità di impollinatori. Le reti in due modalità sono rappresentate da grafici bipartiti in cui piante e impollinatori sono i nodi e le interazioni tra i due livelli trofici rappresentano i link tra i nodi (Bascompte & Jordano, 2007). (Fig. 1.6.1).

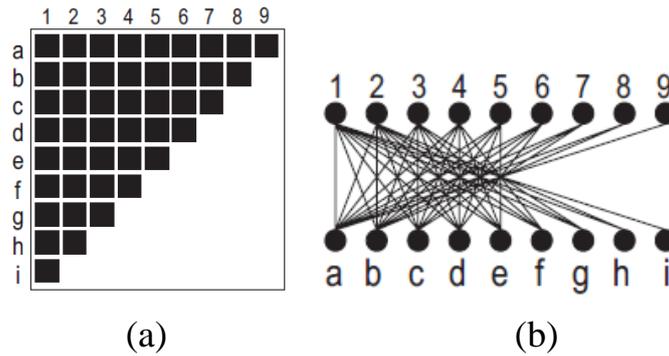


Fig. 1.6.1. Esempio di rete di impollinazione. (a) La rete è rappresentata sotto forma di matrice. Ogni riga e colonna rappresentano una specie, e le intersezioni di righe e colonne sono nere quando le specie interagiscono. (b) Rappresentazione come rete. Ogni cerchio (o nodo) rappresenta una specie, collegato da link quando le specie interagiscono (modificato da Fontaine et al., 2011).

I grafici ottenuti dalle analisi delle reti ecologiche illustrano esplicitamente la reciprocità dell'interazione e aiutano alla comprensione dei modelli complessi che emergono in mutualismi altamente diversificati (Bascompte et al., 2003; Jordano, 1987; Jordano et al., 2003; 2006). Individuando e calcolando i pattern generali dell'organizzazione delle interazioni della rete è possibile descrivere la struttura della rete e trarre conclusioni sui processi ecologici ed evolutivi (Bascompte & Jordano, 2007).

Studi di diverse comunità ecologiche evidenziano l'esistenza di una generalità nella topologia delle reti di impollinazione (Jordano, 1987; Bascompte & Jordano, 2007, 2013).

Una caratteristica chiave delle reti di impollinazioni è la matrice annidata. Bascompte e altri ricercatori (2003) hanno studiato 27 reti di piante frugivore per analizzare la dispersione dei semi e 25 reti di impollinazioni di piante e animali, e hanno concluso in entrambi i casi che questi reti non sono assemblate a caso né organizzate in compartimenti isolati. La struttura delle interazioni tra insetti e piante è, infatti, organizzata in una caratteristica architettura "annidata" (nested), cioè un preciso modello, in cui alcune specie

stabiliscono rapporti esclusivi, mentre altre specie entrano in relazioni con tutti gli elementi della comunità. Questo fa sì che le reti siano altamente eterogenee, con molti nodi poco connessi, e pochi nodi con molti link. Questi nodi iperconnessi vengono definiti “hub” e rappresentano nuclei in cui un certo numero di specie guida la maggior parte delle interazioni (Bascompte & Jordano, 2007).

Il nucleo della rete di impollinatori è costituito da specie generaliste altamente connesse cioè da impollinatori che visitano molte differenti specie di piante, mentre le specie specializzate cioè gli impollinatori che visitano poche specie di piante, con solo pochi legami mutualistici, interagiscono con un sottoinsieme di specie, che sono anche visitate da impollinatori generalisti (Bascompte & Jordano, 2007) (Fig.1.6.2).

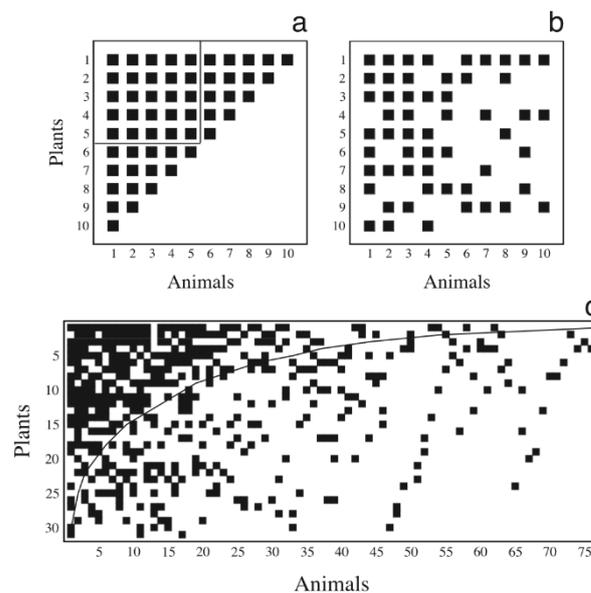


Fig. 1.6.2. *Matrici di interazione mutualistica pianta-animale. Un quadrato riempito indica un'interazione osservata tra la pianta e animale. a-b-c corrispondono ad un perfetto nido, casuale e reale mutualistico. Il riquadro delineato in a rappresenta il nucleo della rete, e la linea in c rappresenta l'isoclina di perfetta nidificazione. In uno scenario perfettamente nidificato, tutte le interazioni si troverebbero prima di l'isoclina (sul lato sinistro) (Bascompte et al., 2003).*

In altre parole, se classifichiamo gli apoidei dalle specie più specializzate a quelle più generalizzate, scopriamo che le piante che interagiscono con un apoideo specializzato sono sempre anche visitate da apoidei generalisti, cioè le piante visitate dagli specialisti si trovano incluse all'interno della sezione più grande dei generalisti, come nel modello di una "bambola russa".

Un'altra proprietà, insieme alle distribuzioni altamente eterogenee del numero di interazioni per specie, che risulta dalla struttura nidificata delle reti di impollinazione è l'asimmetria nella specializzazione, in cui specie specializzate interagiscono spesso con alcune delle specie più generalizzate. Questo avviene perché la maggior parte degli specialisti non ha partner specializzati nell'interazione (Fig. 1.6.3), mentre i generalisti tendono ad essere più abbondanti e fluttuanti in quanto si basano su risorse multiple, quindi la struttura asimmetrica fornisce percorsi utili per la stabilità degli specialisti (Vázquez & Aizen, 2004; Bascompte et al., 2003).

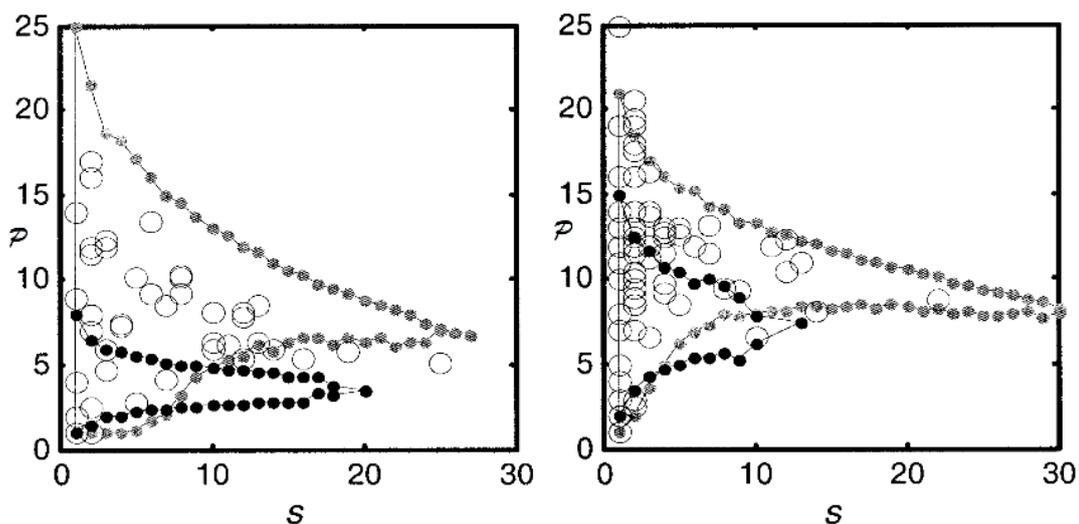


Fig. 1.6.3 Distribuzione della specializzazione asimmetrica nelle reti di interazione pianta-impollinatore. Le aree mostrano la specializzazione media dei partner di interazione (p) rispetto al grado di specializzazione (s). La maggior parte degli specialisti estremi, specie con bassi valori di s , non hanno partner di interazione reciprocamente specializzati (bassi valori di p) (modificato da Vázquez & Aizen, 2004).

La nidificazione ha dimostrato che le reti mutualistiche sono strutture molto coese (Fontaine et al., 2011; Bascompte & Jordano, 2007) che determinano stabilità strutturale, robustezza e tolleranza agli attacchi ed agli errori della rete, rendendo più improbabile che una specie inserita in una rete altamente coesa si isoli dopo l'eliminazione di altre specie (Bascompte et al., 2003).

Le reti di interazioni annidate si ritrovano in moltissime comunità ecologiche mutualistiche, l'evoluzione potrebbe avere modellato questa particolare geometria perché permette di ottenere il massimo vantaggio nel "lavorare insieme" (Suweis et al., 2013). Così, piante e impollinatori non interagiscono in modo casuale, ma cooperano in modo tale da massimizzare la loro abbondanza attraverso una rete invisibile di interazione che presenta questa caratteristica architettura "annidata", con un effetto positivo sulla loro crescita e riproduzione.

Le reti di interazioni tra gli Imenotteri impollinatori e le piante, oggetto di studio della mia ricerca di dottorato, analizzate nelle due aree circoscritte della Sicilia Orientale, con diverso grado di impatto antropico e con un diverso grado di protezione: La riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi e il Parco Suburbano "La Rocca di Buticari", possono essere particolarmente utili per determinare se sono, anch'esse, annidate e asimmetriche, come varia il grado di annidamento e l'asimmetria tra i siti in funzione dell'antropizzazione, e come queste le reti sono simile o diverse rispetto ad altre reti Imenotteri-piante studiati in area mediterranea.

1.7. Obiettivi della ricerca

La finalità generale di questa ricerca è quella di studiare le reti ecologiche di interazioni degli imenotteri impollinatori con le piante in due aree della

Sicilia Orientale, con diverso grado di impatto antropico per gettare le basi per strategie e misure di protezione delle comunità degli imenotteri selvatici, e dunque del paesaggio. Con tali informazioni si vuole analizzare la struttura delle reti trofiche per evidenziare possibili differenze fra i distinti ambienti, delineando le loro caratteristiche e la loro robustezza contro possibili perturbazioni.

A tale scopo, lo studio si è concentrato sulla superfamiglia Apoidea, in quanto la loro diversità e abbondanza sono buoni indicatori ambientali, giacché le diverse specie hanno esigenze ecologiche diverse, sia in termini di risorse floristiche sia in termini di tipi di substrato dove nidificare. Di fatto, gli apoidei, risultano estremamente sensibili alle alterazioni dell'ambiente e reagiscono con numerose risposte (fisiologiche, ecologiche, comportamentali), ed è proprio la valutazione di questi fenomeni che ci consente di misurare il grado di complessità ambientale e le sue variazioni.

Si sono dunque scelte due aree di studio. La prima area presa in esame è compresa nel Parco Suburbano "La Rocca di Buticari". Il parco ricade in un territorio che in passato era ad elevata vocazione agrumicola ed oggi presenta molti terreni abbandonati. La seconda area presa in esame è la Riserva Naturale Orientata Fiumedinisi e Monte Scuderi, sui monti Peloritani nella parte nord-orientale della Sicilia, affacciata sulla costa jonica. Il territorio, abbastanza variegato, permette la presenza di diversi habitat naturali di rilevante importanza floristica e paesaggistica nei quali si registrano numerosi endemismi e specie rare.

Nello specifico, questi sono gli obiettivi dettagliati del presente lavoro (Fig. 1.7.1):

1. Realizzare un censimento delle comunità di apoidei nei due siti di studio, attraverso un protocollo di raccolta che copra i mesi primaverili ed

estivi, e successivamente attraverso l'identificazione delle specie con strumenti genetici (*barcoding*).

2. Realizzare un censimento delle comunità floristiche nei due siti di studio, attraverso lo stesso protocollo temporale e spaziale, e attraverso l'identificazione basata sulla morfologia delle piante e dei fiori.

3. Utilizzare i dati sulle comunità di api e floristiche per costruire reti ecologiche che mettano in relazione i consumatori e le loro risorse in forma quantitativa, dunque permettendo uno studio comparativo tra i due siti sulla topologia di tali reti, utilizzando moderne tecniche statistiche.

4. Ampliare le conoscenze sui pronubi presenti in Sicilia, una isola mediterranea poco studiata da questo punto di vista, soprattutto nella sua parte Jonica.

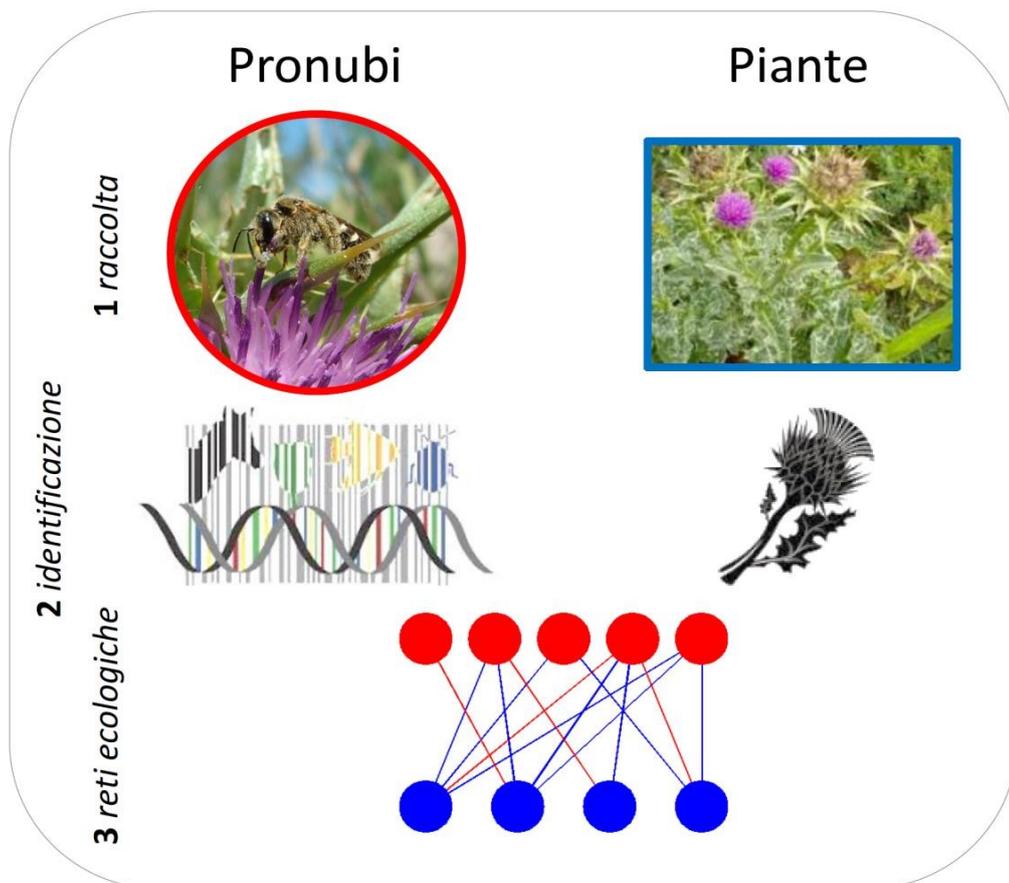


Fig. 1.7.1. Schema riassuntivo dei punti della ricerca per rispondere agli obiettivi del presente lavoro.

La ipotesi generale è dunque la seguente: i cambiamenti nell'uso del paesaggio influenzano la diversità degli impollinatori e quindi la diversità delle piante che dipendono dalla loro azione dagli impollinatori. Le modifiche del paesaggio influenzano l'impollinazione incrociata e la riproduzione sessuale delle piante a causa della ridotta diversità e disponibilità di impollinatori. Ciò è causato, tra gli altri fattori, dall'aumento dell'isolamento dell'habitat e dalla riduzione delle risorse floreali nei restanti habitat disponibili.

MATERIALI E METODI

2.1. Area di studio

L'area di studio della Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi e del Parco Suburbano "La Rocca di Buticari", è oggetto della presente ricerca, e ricade nella zona nord-orientale della Sicilia e precisamente nel distretto Peloritano. Il territorio peloritano è particolarmente interessante dal punto di vista della composizione faunistica e vegetazionale, con caratteristiche eterogenee in cui si alternano ambienti montuosi, collinari, pianiziali, fluviali, lagunari e costieri che hanno dato origine a ecosistemi differenziati in base al microclima e alla struttura delle biocenosi.

Il versante jonico, zona dove si è svolta la presente ricerca, è costituito da una stretta fascia litoranea con coste prevalentemente lineari. Il cordone montuoso di questa zona presenta versanti abbastanza scoscesi con bruschi rilievi e con creste strette e talvolta aguzze che non superano mai i 1400 metri (Fig. 2.1.1-2.1.2).



Fig. 2.1.1. Monti Peloritani sul versante ionico: Monte Dinnammare (ME). Foto da prolocomessinasud.it



*Fig. 2.1.2 Monti Peloritani sul versante jonico: panorama Valle D'Agrò.
Foto di Miano Francesco da it.Wikipedia*

Il clima dei monti Peloritani è di tipo mediterraneo, caratterizzato da inverni miti e piovosi, da una lunga stagione estiva calda e arida e temperature medie annuali comprese tra i 12 e i 16 °C.

Tuttavia a causa della loro posizione geografica, i Monti Peloritani sono esposti a correnti umide provenienti dal mar Jonio e dal mar Tirreno, che, soprattutto nella fascia montana, mitigano notevolmente il periodo di siccità estiva, rendendo il clima più simile a quello oceanico (Picone & Crisafulli, 2006).

Questi fenomeni favoriscono l'affermarsi di comunità vegetali tipiche di ambienti freschi ed umidi non riscontrabili in altre zone della Sicilia. Inoltre, la conformazione del territorio, così diversificata, passando dalla costa alle cime più elevate, determina un repentino avvicinarsi di condizioni ecologiche e microclimatiche. Ciò fa sì che sui Peloritani vi sia una grande varietà di ambienti naturali in uno spazio relativamente ridotto e quindi un'elevata ricchezza floristica.

Nel versante ionico del distretto Peloritano le temperature in inverno non vanno quasi mai sotto lo zero, eccezione fatta per le maggiori altitudini,

e in estate si mantengono su valori non eccessivamente alti tanto da essere comprese (le medie annuali) in genere intorno ai 6/7 °C nelle zone più elevate e circa 18 °C sulla costa. Il soleggiamento in generale, è ottimo in estate, quando prevalgono i cieli sereni.

Le precipitazioni sono concentrate in un periodo che va dall'autunno inoltrato alla primavera, a cui segue un periodo caldo-secco e fino all'inizio del nuovo autunno.

La foresta sempreverde è stata sostituita con il passare del tempo dalla “macchia”, formata da piante cespugliose sempreverdi come l'erica (*Erica arborea*), il mirto (*Myrtus communis*), il lentisco (*Pistacia lentiscus*) e la ginestra (*Calicotome infesta*, *Spartium junceum* e *Cytisus villosus*). Nei tratti in cui emergono i livelli di degrado della vegetazione o ai margini dei sentieri inaccessibili si trova la “gariga”, costituita da arbusti bassi e spinosi, da specie di piante erbacee perenni, annuali e bulbose quali la *Rotulea bulbocodium* e il *Crocus longiflorus*, e poi ancora da asfodeli, ferle, euforbie, ampelodesma, ginestra spinosa, ecc. e, infine, dalla “steppa” (Picone et al., 2009; Guarino, 1998; Sciandrello et al., 2015).

La maggior parte di questi terreni è stata adibita a coltivazioni legnose tradizionali, quali l'oliveto o il nocciolo, mentre il bordo costiero è stato impiegato prevalentemente per le colture legnose irrigue quali l'agrumeto. La perdita di un'uniforme copertura arborea in un territorio caratterizzato da elevate pendenze e da rocce in prevalenza metamorfiche ed intrusive, talvolta sedimentarie, ha provocato un dissesto idro-geologico enorme. Uno dei segni più evidenti di esso è la presenza di numerose fumarie ingombre di materiali solidi di trasporto e pronte a straripare ad ogni temporale. Eppure, ancora oggi questo territorio possiede un ricco patrimonio vegetale con un gran numero di aree di rilevante importanza faunistica e floristica, che

comporta un impegno notevole sia per l'aspetto naturalistico sia per lo stato di conservazione di alcune formazioni vegetali.

La variabilità e della specificità del paesaggio vengono arricchite dalla presenza di Parchi, Riserve naturali regionali, Siti di interesse comunitario, Aree marine protette e Zone di protezione speciale già istituiti o ancora da istituire, che delimitano e rappresentano ampie porzioni di territorio di elevato valore scientifico, paesaggistico, culturale ed ecologico e per tale pluralità di motivazioni, sono da salvaguardare ad ogni costo.

In questo contesto di territori protetti sono state individuate per la mia ricerca due tipologie ambientali da indagare, differenti per varietà di vegetazione e gestione: il Parco Suburbano "La Rocca di Buticari" e la Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi. (Fig. 2.1.3).

I criteri che mi hanno fatto individuare i siti del mio lavoro di studio sulle reti ecologiche di interazioni degli imenotteri impollinatori con le piante, sono stati scelti tenendo conto di questi fattori fondamentali:

1. Dimensione. Sono state individuate due aree sufficientemente estese, fra 8.000 mq e 75.000 mq, in quanto le popolazioni entomatiche non rispondono sempre al requisito della distribuzione normale. L'operazione di stima è infatti particolarmente delicata quando si tratta di valutare popolazioni di insetti, la cui distribuzione non è statica.

2. Posizione geografica. I siti presi in considerazione si estendono lungo l'asse sud-ovest, nord-est, e ricadono inoltre nella fascia altitudinale che va da 300 a 1.279 s.l.m. Essi hanno un'esposizione molto soleggiata sia d'estate che d'inverno.

3. Pressione antropica. Essa rappresenta un aspetto molto importante, in quanto i processi di urbanizzazione sono elencati tra le cause principali dell'estinzione delle specie.



Fig. 2.1.3. Localizzazione del Parco Suburbano “la Rocca di Buticari” e della Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi.

2.2. Il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari”

Il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” è stato istituito dal Comune di Nizza di Sicilia nel Maggio del 1991 in un’ampia area in contrada Buticari a 5 Km dal centro abitato. Il Parco si estende per 12 ettari, ad un’altitudine di 365 m s.l.m.; pur trovandosi nel distretto Peloritano, i cui i monti risalgono all’era Cenomesozoica, il suo territorio risale al periodo del Pliopleistocene.

Gran parte delle aree del Parco si trova su un basamento cristallino grigio chiaro e la massa rocciosa è caratterizzata da notevoli scistosità e dalla presenza di selci e di calcari cristallini.

Dal punto di vista paesaggistico l'area si presenta come un incomparabile anfiteatro naturale dove la ricca vegetazione spontanea si intreccia con quella antropica che degradando rapidamente verso il mare si collega, con un'alta ed estesa rocca ai piedi del bosco, da qui il nome del parco "La Rocca di Buticari" (Fig. 2.2.1).

La vegetazione attuale del Parco è costituita da popolamenti boschivi ed arboree tipici della vegetazione mediterranea (*Quercus virgiliana*, *Olea europea*, *Fraxinus ornus*, *Spartium junceum*, *Cytisus infestus*, *Cytisus villosus*, *Erica arborea*), e da macchia mediterranea che si insidia negli ambienti semirupesci soleggiati caratterizzati da specie termofile quali *Pistachia lentiscus*, *Euphorbia dendroides*, *Rubia peregrina*. Vaste aree raggiungono lo stadio di praterie steppiche con specie rappresentate da *Asphodelus microcarpus*, *Ferula comunis*, *Ampelodesmos mauritanicus*.



Fig. 2.2.1. L'ambiente del parco e, nell'ultima foto in basso a destra, la Rocca di Pancaldo nel Parco Suburbano "La Rocca di Buticari". Foto di Beatrice Barletti.

Nell'area del Parco si rilevano tracce evidenti di attività agricole, per cui sparso tra la vegetazione forestale e in modo particolare nelle aree utilizzate in passato per le colture agrarie da reddito, si rinviene un completo campionario di specie arboree da frutto di grande importanza apistica quali ad esempio *Juglans regia* L. (Noce comune), *Morus alba* (gelso bianco), *Opuntia- ficus-indica* (fico d'India), *Prunus armeniaca* (albicocco), *Prunus dulcis* (mandorlo) *Ceratonia siliqua* (carrubo) *Arbutus unedo* (corbezzolo).

Inoltre negli ultimi anni l'amministrazione comunale del Comune di Nizza di Sicilia, ha provveduto a realizzare interventi di infittimento della vegetazione del Parco utilizzando specie della flora mediterranea quali *Myrtus communis* (mirto), *Nerium oleander* (oleandro), *Punica granatum* (melograno), *Rosmarinus officinale* (rosmarino), *Laurus nobilis* (alloro).

Permangono ampie superfici incolte che hanno favorito una ricca fioritura di piante erbacee spontanee le quali rappresentano sicuramente una condizione importante per mantenere diverse popolazioni di api selvatiche e a fornire habitat di nidificazione.

Il clima dell'area del Parco è caratterizzato da inverni miti e piovosi ed estati calde e secche. La pioggia è quasi assente a partire da maggio fino ad agosto determinando conseguenze importanti sulla fioritura delle piante apistiche (Relazione, Progetto Rocca di Buticari Events, 2007).

Durante il periodo estivo a causa della siccità sono favorite le piante che presentano caratteristiche morfologiche e fisiologiche di resistenza come *Carlina hispanica*, *Rubus ulmifolius*, *Galactites tomentosa*.

Nel corso del periodo di studio, da Aprile 2018 a Luglio 2019, il Parco ha subito alcune azioni di notevole disturbo. Alcune aree del Parco, vicino al transetto scelto per il campionamento, sono state interessate da incendi

dolosi che hanno danneggiato il suolo spogliandolo dalla vegetazione, così come la presenza talvolta eccessiva da parte degli animali da pascolo ha portato alla riduzione drastica di alcune specie erbacee ed ornamentali.

2.3. La Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi

La Riserva Naturale Orientata Fiumedinisi e Monte Scuderi è stata istituita nel 1998 e attualmente viene gestita dall’Azienda Foreste Demaniali (Fig. 2.3.1).

L’area protetta ricade nel territorio dei Peloritani Centrali, si estende in una parte del versante ionico siciliano coinvolgendo i comuni di Alì Superiore, Itala, Fiumedinisi, Nizza di Sicilia, S. Pier Niceto, Monforte San Giorgio e S. Lucia di Mela, in provincia di Messina. La superficie complessiva protetta è di 4609,45 ettari, suddivisi a loro volta in due fasce con diverso livello di protezione: la zona A di “Riserva integrale” e la zona B di “Preriserva” dove si è svolta la presente ricerca.



Fig.2.3.1. Entrata nella Riserva Naturale Orientata Fiumedinisi e Monte Scuderi. Foto di Beatrice Barletti.

Sebbene fortemente antropizzata, conserva diversi aspetti di vegetazione di notevole valore naturalistico a testimonianza della particolare ecologia del sito (NATURA 2000). Tutta la riserva è una delle più interessanti aree montane della catena dei Peloritani, sia per la presenza di aspetti vegetazionali molto peculiari e rari nel resto dell'isola, sia per la localizzazione all'interno di numerose specie endemiche.

Il territorio è attraversato da “fiumare”, profonde valli fluviali in cui scorrono torrenti stagionali, carichi di acque tumultuose nel periodo invernale (Fig. 2.3.2). Esse rappresentano uno degli ambienti più tipici dei Peloritani. Per questo motivo la scelta della posizione del transetto è ricaduta lungo la fiumara che risale la sorgente della Santissima, la quale offre una notevole variabilità di habitat naturali.

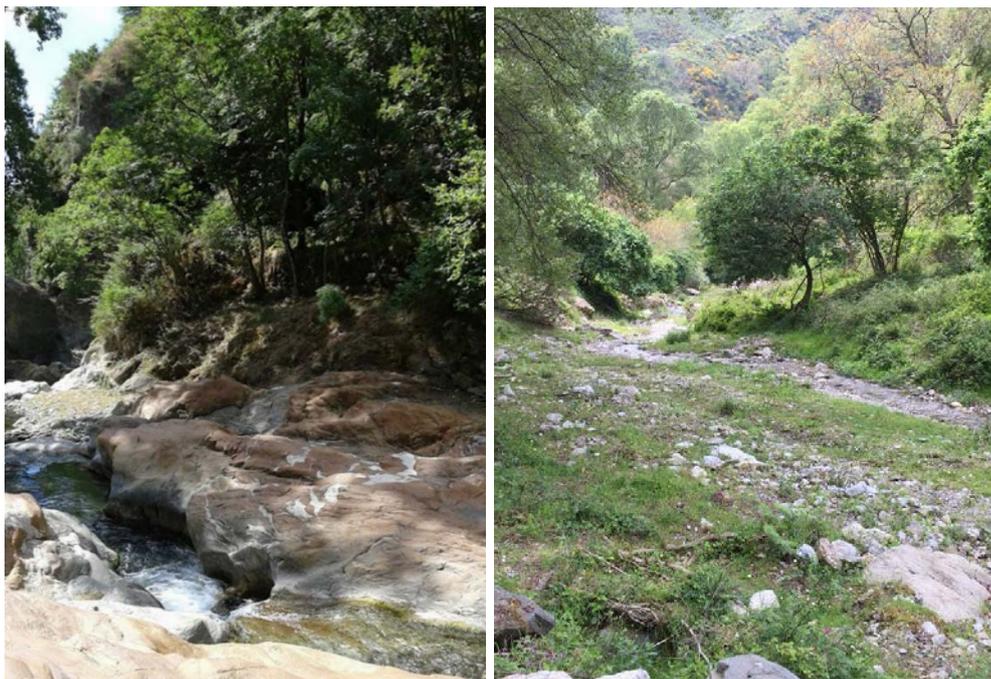


Fig. 2.3.2. Fiumara “Fiumedinisi” di Fiumedinisi(ME). Foto di Beatrice Barletti.

La presenza delle fiumare è dovuta principalmente alle caratteristiche geologiche del territorio, costituito principalmente da rocce metamorfiche molto fratturate e quindi facilmente erodibili, nonché alla forte intensità delle

precipitazioni concentrate nel periodo invernale. Le fiumare, asciutte e aride d'estate, d'inverno si gonfiano d'acqua che scorre impetuosa trasportando verso il mare grandi quantità di materiali solidi, erosi a monte.

Sui greti vallivi della fiumara si rinviene una vegetazione tipica delle ghiaie costituita da piccoli cespugli perenni, come i perpetuini (*Helichrysum italicum*), la scrofularia comune (*Scrofularia canina* subsp. *bicolor*) e la pulicara (*Dittrichia viscosa*) specie pioniere in grado di colonizzare per prime le ghiaie e le sabbie rimaste nude dopo una piena. Altre piante erbacee che crescono in questo ambiente sono: il tasso barbasso (*Verbascum thapsus*), la nepitella (*Calamintha nepeta*), la gallinetta comune (*Misopates orontium*), la vulneraria annuale (*Anthyllis tetraphylla*).

Lungo i margini della fiumara, nel tratto a valle, si trovano arbusti come l'oleandro (*Nerium oleander*), la tamerice maggiore (*Tamarix africana*), la tamerice comune (*Tamarix gallica*), piante che non risentono del disseccamento estivo delle fiumare in quanto, con le loro radici, riescono a raggiungere l'acqua disponibile anche a notevole profondità. Risalendo la fiumara lungo le rive crescono il salice rosso (*Salix purpurea*) ed il salice Gussone (*Salix gussonei*) il pioppo nero, l'olmo campestre, arbusti che con i loro apparati radicali costituiscono un importante freno all'azione erosiva dell'acqua. Altre specie sono la ginestra odorosa (*Spartium junceum*) l'iperico caprino (*Hypericum hircium*) e il rovo (*Rubus ulmifolius*).

Nelle adiacenti vallate, man mano che si sale in quota, al di fuori dei corsi d'acqua e sino ai 600-800 metri s.l.m. domina la vegetazione a roverella, alla quale si associano il bagolaro (*Celtis australis*), il castagno (*Castanea sativa*), il noce nostrano (*Juglans regia*) ed il gelso nero (*Morus nigra*). La flora al di sopra degli 800 metri è rappresentata dal leccio (*Quercus ilex*), dalla carpinella (*Ostrya carpinifolia*), dall'acero fico (*Acer obtusatum*), dall'acero montano (*Acer pseudoplatanus*), dal rovere (*Quercus*

petraea), dall' agrifoglio (*Ilex aquifolium*), dall' alloro (*Laurus nobilis*), il sambuco nero (*Sambucus nigra*) e alcune piante lianose quali la vitalba (*Clematis vitalba*).

I terreni che invece hanno subito maggiormente la presenza dell'uomo sono coperti da una vegetazione arbustiva dominata da erica (*Erica arborea*), biancospino (*Crataegus monogyna*), citiso (*Cytisus scoparius*), e spazio villosa (*Calicotome villosa*) (Bartolo et al., 1988).

Il clima della valle rispecchia i caratteri mediterranei. Data la variazione altimetrica del territorio, è influenzato sia dal mare che dai monti. La vallata ha caratteristiche proprie, in quanto è chiusa da una catena collinare abbastanza consistente che costituisce una valida difesa contro i venti ed anche contro i normali movimenti dell'aria, cosicché per vari mesi, e soprattutto da novembre a marzo, la vallata risulta coperta da una cappa particolarmente umida. Ai primi di febbraio si cominciano ad avvertire i primi tepori quasi primaverili. Il mese di maggio segna solitamente il marcato passaggio dal clima umido al clima secco fino ai mesi di agosto-settembre.

2.4. Protocollo di raccolta degli apoidei

Il campionamento degli apoidei è stato effettuato durante il primo e il secondo anno del progetto (2018- 2019) di ricerca, nei mesi da Aprile a Luglio. Gli impollinatori sono stati raccolti lungo un percorso fisso, basato sul metodo dei transetti lineari di Banaszak (1980, 1995), in un territorio rappresentativo delle due aree oggetto di indagine e adatte, in termini di presenza di piante con fiore, alla raccolta degli insetti pronubi (Fig. 2.4.1-2.4.2).



Fig. 2.4.1. Fioriture di *Salvia officinalis* L. lungo il transetto a Buticari. Foto di Beatrice Barletti.



Fig.2.4.2. Fioriture di *Onopordum illyricum* L. subsp. *illyricum* lungo il transetto a Fiumedinisi. Foto di Beatrice Barletti.

Ogni transetto, di una lunghezza di circa 1 km e largo 1 metro (Fig.2.4.3-2.4.4), è stato percorso una volta alla settimana durante le ore di maggiore attività degli apoidei (dalle ore 10.00 fino alle ore 14.00) camminando a una velocità costante, al fine di rendere omogenee le osservazioni sulla flora bottinata delle diverse specie.



Fig. 2.4.3. Tracciato GPS del transetto a Fiumedinisi



Fig. 2.4.4. Tracciato GPS del transetto a Buticari.

Le uscite in campo sono state anticipate o posticipate in base alle condizioni atmosferiche, verificatesi o desunte dal bollettino meteorologico. Le catture sono state eseguite con un retino entomologico (Fig. 2.4.5) adatto alla cattura di Imenotteri.



Fig. 2.4.5. Cattura di apoidei con il retino entomologico.

Gli insetti, una volta catturati, sono stati conservati in provette con etanolo assoluto a $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$ (King & Porter, 2004; Quicke et al., 1999) fino a quando non sono stati analizzati. Ogni provetta è stata contrassegnata con un codice univoco. Nel 2018 per la località “La Rocca di Buticari” è stato utilizzato come codice la lettera A seguita da un numero progressivo, mentre per la località la Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi la lettera B seguita da un numero progressivo. Nel 2019 per la località “La Rocca di Buticari” è stato utilizzato come codice la lettera C seguita da un numero progressivo e per la località la Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi la lettera E seguita da un numero progressivo. Su ogni tubo di raccolta sono stati annotati i dati sul giorno, ora di raccolta e sito di raccolta, nonché la specie vegetale visitata.

Tutti i campioni sono stati identificati successivamente a livello di specie con la tecnica molecolare del barcoding (Hebert et al., 2003) presso Dpto. de Zoología y Antropología Física, Facultad de Veterinaria de l’Universidad de Murcia.

Per quanto riguarda le condizioni climatiche, sono stati presi in considerazione tre parametri: nuvolosità, temperatura e vento, che secondo diversi autori (Combra, 1997, 1999; Cobert et al. 1993; Heinrich, 1979; Stone, 1994; Willmer, 1991) possono influenzare direttamente o indirettamente l’attività degli apoidei. La nuvolosità è stata valutata secondo le seguenti classi:

- Soleggiato
- Parzialmente nuvoloso
- Nuvoloso

La temperatura è stata misurata all’inizio di ogni turno di osservazione con un termometro digitale, ponendo il sensore in ombra a circa un metro da terra.

Per la misurazione del vento è stata utilizzata la scala di Beaufort, divisa in sette classi sulla base dell'intensità:

- 0 Bft calma: bonaccia il fumo sale verticalmente
- 1 Bft bava di ventola: la direzione del vento è indicata dal fumo ma non dalla bandieruola
- 2 Bft brezza leggera: si sente il vento in faccia e la bandieruola si muove
- 3 Bft brezza tesa: le foglie e i piccoli rami si muovono
- 4 Bft vento moderato: si sollevano carta e polvere, si muovono i rami più sottili
- 5 Bft vento teso: incominciano ad ondeggiare i piccoli rami
- 6 Bft vento fresco: si muovono i grossi rami, è difficile usare l'ombrello
- 7 Bft vento forte: oscillano fortemente i grossi alberi, difficoltà a camminare controvento.

Per ogni uscita in campo è stato poi compilato un foglio elettronico di Microsoft Office Excel 2016, in cui sono stati annotati i dati relativi agli orari, il luogo di osservazione, le condizioni climatiche, la specie vegetale visitata da ciascun apoideo al momento della cattura.

2.5. Fotodocumentazione degli individui

I campioni degli apoidei raccolti nelle stazioni del Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” e la Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi, durante gli anni 2018 e 2019, sono stati fotografati nel laboratorio del Dpto. de Zoología y Antropología Física, Facultad de Veterinaria de l'Universidad

de Murcia. Le foto sono state realizzate con il Software di imaging per stereomicroscopi SPOT.

Per ogni esemplare sono state scattate tre foto. Una foto in visione dorsale, una in visione ventrale ed una in visione laterale (Fig. 2.5.1.). In questo modo, è stato possibile conservare immagini che includono caratteri diagnostici per l'identificazione a livello di genere e in alcuni casi di specie, dunque servendo come base per controllare casi dubbi o poco chiari emersi dall'analisi del barcoding.

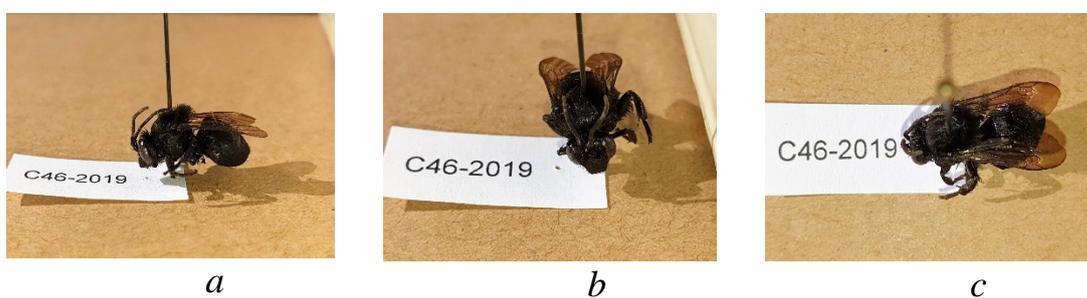


Fig.2.5.1 Visione dorsale (a), frontal (b), superior (c) di Apoideo.

L'insieme completo delle foto scattate sugli esemplari è inserita nell'allegato A
(<https://www.dropbox.com/sh/bjidjvzrjd6xgkb/AADj36o4U6nSkzdYc9OhLq8ra?dl=0>).

2.6. Lavoro di laboratorio

In questo studio di ricerca è stata applicata la tecnica del codice a barre del DNA per l'identificazione degli esemplari raccolti nei due anni di campionamento, 2018 e 2019, nel Parco Suburbano "La Rocca di Buticari" e nella Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi.

L'analisi del DNA ha previsto una fase di estrazione del DNA utilizzando il metodo Chelex (Walsh et al. 1991), e una fase di sequenziamento del frammento *cox1*, utilizzando il metodo Sanger, previa amplificazione PCR dei frammenti.

- *Estrazione del DNA*

Dai campioni precedentemente etichettati e fissati in etanolo, è stata asportata la gamba sinistra posteriore di ogni ape collocandole in provette Eppendorf e lasciandole asciugare nella stufa per far evaporare l'alcool. Utilizzando un bastoncino rigido, le gambe degli apoidei all'interno delle provette, sono state schiacciate per facilitare successivamente l'azione della proteinasi K.

Nella provetta sono stati aggiunti 100 µl di Chelex e 5 µl dell'enzima proteinasi K (20mg/ml) e sono state collocate nella ermociclature con il metodo che consiste nel mettere 1h a 55 °C, 15 min a 99 °C, 1 min a 37 °C, 15 min a 99 °C e poi a 15 °C.

Dopo l'estrazione del materiale genetico le provette sono state centrifugate brevemente e da esse sono state prelevate 2 µl del surnatante per la PCR.

- *Amplificazione del frammento cox1*

Il frammento del gene mitocondriale *cox1* del 658 coppie di basi è stato amplificato con MyTaq™ Red Mix (Bioline). Sono stati utilizzati i primer Barbee e MtD9 (Françoso & Arias 2013) e il seguente programma: denaturazione iniziale a 94 °C per 5 min; 35 cicli di 94 °C per 1 min, 46 °C per 1 min 20 s, 64 °C per 2 minuti e un'ultima fase di estensione a 64 °C per 10 min.

- *Analisi dei prodotti di PCR mediante elettroforesi su gel di agarosio*

Dopo aver pesato l'agarosio e misurato il tampone TAE 1X, le due sostanze vengono mescolate. Dal momento che l'agarosio non è solubile a temperatura ambiente, deve essere portato ad ebollizione utilizzando il forno a microonde. Si versa la soluzione nell'apposito stampo della cella elettroforetica con il pettine in posizione e si lascia polemizzare per 20 min.

Dopo che l'agarosio si solidifica, si aggiunge il tampone TAE 1X fino a ricoprire il gel, e si rimuove il pettine lasciando vuoti gli spazi precedentemente occupati dai denti. Prima di disporre i campioni della reazione di PCR in ogni pozzetto del gel, ad ogni campione si aggiungono 2,5 µl di *loading buffer* (6x): blu di bromofenolo 0,25% e 30% glicerolo in soluzione acquosa. Il pozzetto laterale viene riempito con 2,5µl del marcatore a peso molecolare noto. Fissato il voltaggio al valore di 120 V si lascia procedere la corsa elettroforetica per 30 min. Il DNA può essere visualizzato grazie al colorante Redsafe® aggiunto al gel. Il gel viene posto su un transilluminatore a luce UV e viene osservato.

○ *Sequenziamento e analisi della sequenza*

I prodotti PCR sono stati sequenziati a Secugen (Madrid). Una volta ottenute le sequenze delle specie, sono state modificate con MEGA-X (Kumar et al., 2018). L'identificazione è stata effettuata utilizzando lo strumento BLAST (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>) come spiegato nella sezione seguente.

2.7. Identificazione delle specie di Apoidea.

L'identificazione delle specie viene effettuata confrontando le sequenze ottenute principalmente attraverso il sequenziamento dei prodotti di PCR con quelle disponibili in database gratuiti come GenBank, un database sviluppato dal National Center for Biotechnology Information (NCBI) disponibile on-line all'indirizzo web <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/>.

Le estremità delle sequenze a bassa risoluzione sono state eliminate. Le sequenze sono state allineate con l'algoritmo MUSCLE e analizzate con BLAST (Search database Nucleotide collection (nr/nt) using Blastn (Optimize for somewhat similar sequences). BLAST opera su database che contengono milioni di sequenze, questo fa sì che non tutti gli allenamenti

prodotti abbiano una rilevanza biologica, ovvero non tutte le sequenze in output sono omologhe alla sequenza query (input). Dunque è necessaria una valutazione statistica degli allineamenti. Le sequenze output sono ordinate in base all'E-Value, valore che opportunamente interpretato, indicherà quanto è probabile che il punteggio Score, indichi una correlazione biologica fra le sequenze contenute nel database su cui si fa operare BLAST. Cliccando sul link che ha prodotto la correlazione significativa si visualizza l'allineamento della sequenza del database con la sequenza input. Se in una data posizione dell'allineamento la base query e la corrispondente della sequenza del database coincidono, nella riga tra le due sequenze compare il carattere "|". Quando tale carattere non è presente significa che in quella posizione dell'allineamento la base nella sequenza e la corrispondente della sequenza del database sono diverse.

2.8. Riconoscimento delle specie vegetali

Per procedere alle costruzioni di reti di interazioni fra impollinatori e piante è stato necessario riconoscere le specie botaniche nettifere nei due siti presi in esame. Per questo motivo nei mesi precedenti dell'inizio del campionamento degli apoidei, sono stati effettuati numerosi sopralluoghi nelle due aree scelte (Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi; Parco Suburbano "La Rocca di Buticari"), per l'individuazione della fitocenosi tipica della zona che consentisse una più accurata identificazione delle specie botaniche.

Per l'identificazione delle specie botaniche sono stati esaminati diversi testi di letteratura: "Flora d'Italia" (Pignatti, 1982); la "Nuova Flora Analitica d'Italia" (Fiori, 1923-1929); la "Flora Europaea" (Tutin, 1964-1993) e il sito on-line: Acta Plantarum (2007).

Il censimento floristico, basato sulla determinazione tassonomica e la raccolta delle entità della flora vascolare lungo i transetti, è stato svolto nel periodo Aprile-Maggio 2017 e Aprile-Maggio 2018.

Sono stati censiti, annotando su un “quaderno da campo” il nome scientifico e il nome volgare della specie, identificata durante il lavoro di campionamento degli apoidei e visitata dai pronubi, nonché la data e la località di raccolta. Per la nomenclatura botanica si è fatto riferimento a quella adottata da Pignatti in Flora d’Italia (2017-2019). I dati, inoltre, sono stati integrati da immagini fotografiche (Fig.2.8.1 - Fig.2.8.2) realizzate sul campo e raffiguranti le parti fondamentali della pianta e le caratteristiche ambientali.



Fig. 2.8.1. (A) *Bombus* sp. su fiore di *Cynaria cardunculus* L. e (B) infiorescenza di *Ferula communis* L. nel Parco Suburbano “la Rocca di Buticari”. Foto di Beatrice Barletti.



Fig. 2.8.2. *Bombus sp. su fiore di Onopordum illyricum L. subsp. illyricum e (C) Fiore di Tragopogon porrifolius L. subsp. porrifolius nella Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi. Foto di Beatrice Barletti.*

Per alcune specie ignote, invece, oltre alla documentazione fotografica si è reso necessario, previa autorizzazione degli Enti Gestori, prelevare dei campioni della pianta per una successiva identificazione sul materiale secco.

Questi campioni, raccolti quando possibile integralmente oppure, per specie voluminose, solo nelle parti diagnostiche, sono stati ripuliti dal terreno, distesi tra fogli di giornale e racchiusi in un erbario da campo rudimentale, realizzato con due fogli di compensato, tenuti insieme da robusti elastici.

Ho preferito l'utilizzo dell'erbario da campo, per il trasporto dei campioni, invece dei sacchetti di polietilene nei quali porre le piante raccolte, perché ha consentito una migliore conservazione di tutti quei caratteri (petali, sepali, stami ecc.) fondamentali per l'identificazione e soggetti al raggrinzimento o alla caduta una volta che la pianta è stata raccolta.

Dopo il campionamento è seguita la fase di conservazione. I campioni raccolti nel corso della stessa giornata di campionamento sono stati posti tra fogli di giornale asciutti e puliti, poi tra due fogli di cartoncino robusto e chiusi con una cordicella che permettesse di trattenere i fogli internamente

con una leggera pressione. Ad ogni pacchetto così preparato è stato aggiunto un codice alfanumerico identificativo che riassume data, località e nome del rilevatore (Fig.2.8.3- 2.8.4).



Fig .2.8.3. Foglio dell'erbario del campionamento delle specie vegetali del Parco Suburbano “La Rocca di Buticari”.



Fig. 2.8.4. Foglio dell'erbario del campionamento delle specie vegetali della Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi.

Per le determinazioni delle specie vegetali è stato coinvolto il Dott. Fabio Luchino, studioso in Tecniche Erboristiche, che ha messo a disposizione le sue conoscenze scientifiche a cui va il mio sentito ringraziamento.

2.9. Diversità e reti ecologiche: analisi statistica dei dati

Dalle tabelle ottenute con i dati del numero di individui raccolti per specie, località ed anno, sono stati calcolati diversi parametri descrittivi delle comunità di apoidei e di piante visitate da questi. In particolare, sono stati calcolati i seguenti parametri ed indici.

- **Abbondanza (N)**, che è il numero degli individui raccolti (Moreno 2001)
- **Ricchezza di specie (S)**, che è il numero delle specie trovate (Moreno 2001)
- **L'indice di Shannon-Wiener H'** (Shannon & Wiener 1949) calcola il numero di specie diverse in una comunità (ricchezza di specie) e la proporzione di individui in una singola specie rispetto al numero di individui di altre specie nella stessa comunità. Si ottiene dalla formula:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

dove p_i è la frequenza della j-esima specie, ovvero il rapporto tra il numero di individui della specie j-esima e il numero totale di individui del campione ($\sum p_i = 1$). La diversità di specie aumenta quanto più alto è H' (Shannon & Weaver 1949).

- **L'indice di ricchezza specifica di Margalef (d)** (Margalef 1958), che è basato sul rapporto tra il numero di specie e il numero totale di individui. Si ottiene dalla formula:

$$d = (S-1)/\ln(N)$$

- **L'indice di dominanza di Simpson (D)**, che esprime la probabilità che due individui presi a caso da una comunità appartengano alla stessa specie. L'indice varia da 0 a 1 e qui verrà espresso nella sua forma complementare 1-D, in cui D è dato dalla formula:

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

dove p_i è la frequenza della j-esima specie (Simpson 1949).

Per valutare se è stato realizzato un inventario di specie completo nelle località di studio, si sono costruite curve di accumulazione di specie con il software EstimateS (versione Win820) (Colwell 1999), utilizzando il numero di campioni e la media cumulativa del numero di specie (Sobs). Di seguito, si è proceduto all'aggiustamento delle curve su un'equazione esponenziale negativa (raccomandata se l'area di campionamento è relativamente piccola e il gruppo tassonomico è ben noto, come nel nostro caso) e valutato la bontà di questa approssimazione osservando il coefficiente di determinazione (R^2) e la pendenza del tratto finale della curva (più piccola è, più appropriato è stato il campionamento).

Le reti impollinatore-pianta sono stati analizzati con il software R (R Core Team 2016) con il modulo "bipartite" (disponibile al sito <https://github.com/biometry/bipartite>). Tale modulo è stato specificatamente creato per l'analisi e la visualizzazione di reti ecologiche, e calcola i descrittori quantitativi più utilizzati per le reti di impollinazione (Dormann et al., 2008a, 2009).

Per descrivere le proprietà di rete sono stati calcolati i seguenti indici quantitativi: la Complementarità (H'_2), la Nestedness (WNODF) e la Modularità (Q). Come misura del grado di specializzazione dell'interazione a livello di specie (ovvero di ogni specie di apoideo e di pianta che compone la rete ecologica) è stato calcolato l'indice d'.

- **La Complementarietà (H'_2)**, misura la specializzazione globale della rete. Dal calcolo della complementarietà si ottiene un valore da 0 a 1, dove un valore basso indica un'alta ridondanza funzionale (alto scambio di impollinatori); mentre un valore alto indica un'alta complementarietà: alta dipendenza delle specie da pochi partner esclusivi (Blüthgen et al., 2006; Kaiser-Bunbury & Blüthgen, 2015). L'indice tiene conto dell'abbondanza delle specie, che viene stimata con il numero di interazioni della rete (Blüthgen et al., 2006).
- **La Nestedness (WNODF)**, o annidamento, si riferisce al modo in cui gli elementi (nodi) in un particolare insieme (nel nostro caso la comunità degli apoidei) sono collegati agli elementi (nodi) di un secondo insieme (nel nostro caso la comunità delle piante visitate dagli apoidei). In particolare, nel calcolo vengono presi in considerazione il numero di visite degli impollinatori sulle piante (ovvero il numero di volte ogni determinata specie di apoideo ha visitato ogni determinata specie di pianta) e la asimmetria (Bascompte et al., 2003). Quest'ultima identifica il grado in cui le specie specialiste interagiscono con le generaliste e il grado in cui le generaliste si interfacciano sia con le specialiste che con le generaliste (Dicks et al., 2002). Tanto più alta è la asimmetria delle relazioni, tanto più annidata è una rete.

L'annidamento (*nestedness*) è molto importante per definire la stabilità di una rete: se in una rete *nested* un impollinatore specialista si estingue, le piante con cui interagiva possono contare su specie di impollinatori generalisti. Quindi, una struttura *nested* garantisce la stabilità della rete anche in caso di estinzioni o fluttuazioni temporali nelle popolazioni di insetti o nella loro abbondanza. Nel calcolo di questo parametro, si ricorre spesso alla *nestedness* pesata, ovvero che tiene in considerazione il valore delle interazioni ottenuto per ogni campionamento. Il valore di questo parametro

varia da 0 a 100, dove 0 significa l'assenza di una struttura all'interno della rete e 100 descrive un perfetto annidamento tra specie specialiste e specie generaliste all'interno della rete (Galeano et al., 2009).

- **La Modularità (Q) o Compartmentalizzazione** rappresenta il grado in cui la rete è divisa in sottogruppi o moduli. In una scala da 0 a 1, 0 esprime l'assenza di moduli all'interno della rete e 1 esprime un'alta divisione della rete in diversi sottogruppi (Dormann & Strauss, 2014). Una rete può essere caratterizzata dalla presenza di moduli, cioè aggregati di specie che presentano una frequenza di interazioni tra loro (intra-modulo) molto maggiore che con le altre specie di altri moduli della rete (Kaiser-Bunbury & Bluthgen, 2015). Questa compartmentalizzazione può essere causata dalla coevoluzione legata a fenomeni di specializzazione trofica (Olesen et al., 2007; Dupont & Olesen, 2009). La modularità aiuta a distinguere i ruoli delle specie all'interno delle reti: le specie responsabili della coesione del modulo ("*module hubs*"), quelle periferiche e le specie che legano due o più moduli della rete ("*connectors*"), queste ultime risultando quindi specie chiave per l'integrità strutturale della rete.
- **L'indice d'**, ci dà informazione preziose sulle proprietà strutturali della rete, considerando che esso analizza il livello di specializzazione di ogni specie individualmente all'interno della rete. Il suo valore varia da 0, per una specializzazione minima, a 1 per la specializzazione massima. Questo indice tiene conto dell'abbondanza delle specie nella comunità, ad esempio, una specie di impollinatore genera un indice di specializzazione minimo quando viene osservata a visitare poche, ma estremamente dominanti, specie vegetali. Al contrario, una specie di impollinatore genera un indice di specializzazione con massimo valore di specializzazione quando visita solo specie vegetali rare, anche se molte in numero di specie. Come nel caso dell'indice H'_2 , si

usa come stima dell'abbondanza delle specie nella comunità il numero di interazioni della rete (Bluthgen et al., 2006).

Sia gli indici di diversità e ricchezza di specie, sia gli indici associati all'analisi di reti ecologiche, sono stati prodotti considerando inizialmente le comunità e le reti suddivise per località ed anno. Successivamente, tali misure sono state calcolate anche accorpando i dati di entrambi gli anni di campionamento, mantenendo comunque separati i campioni per locali

RISULTATI

3.1. Identificazione degli impollinatori tramite Barcoding

In questo studio di ricerca sono stati analizzati complessivamente 618 campioni prelevati nei due siti di studio, la Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi e il Parco Suburbano "La Rocca di Buticari", negli anni 2018 e 2019..

Sequenze di buona qualità sono state ottenute nell'analisi della regione di codifica a barre, e gli algoritmi di *query* delle sequenze hanno restituito corrispondenze affidabili con una somiglianza del 90% nel 96,3% dei campioni, e solo 23 di essi non hanno dato risultati affidabili a livello di specie: *Andrena sp* (1 esemplare), *Anthophora sp* (2 esemplari), *Eucera sp* (1 esemplare), *Habropoda sp* (11 esemplari), *Halictus sp* (2 esemplari), *Heriades sp* (1 esemplare), *Hoplitis sp* (1 esemplare), *Megachile sp* (1 esemplare), *Nomada sp* (3 esemplari), *Rhodanthidium sp* (1 esemplare). Quattro altri quattro campioni non sono stati identificati a livello di genere e sono stati quindi denominati "Apoidea sp" e non sono stati inclusi nelle analisi.

Il grado di errore nell'identificazione e la percentuale di coincidenza con le sequenze di Gen Bank si trovano nelle Tabelle 3.1.1 - 3.1.2 - 3.1.3 e 3.1.4 (Allegato B) Dalle tabelle si ricava che 27 campioni sono identificati al 100%; 528 campioni superano il 90% di percentuale e quindi attendibili; 50 campioni superano oltre 80% e solo per 13 campioni la percentuale è inferiore a 80%.

L'analisi di Barcoding per un totale di 614 esemplari ha rilevato, nei due siti di indagine, la Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi e il Parco Suburbano "La Rocca di Buticari", la presenza di 46 specie.

Per quanto concerne la Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi il popolamento apidico comprende 34 specie riportate nella Tab.3.1.5.

Tab. 3.1.5. Checklist delle specie di Apoidea censite nel sito Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi.

| Famiglia ANDRENIDAE |
|---|
| <i>Andrena morio</i> Brullé, 1832 |
| <i>Andrena nigroaenea</i> (Kirby, 1802) |
| <i>Andrena pilipes</i> Fabricius, 1781 |

| Famiglia APIDAE |
|---|
| <i>Anthophora plumipes</i> (Pallas, 1772) |
| <i>Anthophora retusa</i> (Linnaeus, 1758) |
| <i>Anthophora</i> sp |
| <i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758 |
| <i>Bombus campestris</i> (Panzer, 1801) |
| <i>Bombus hortorum</i> (Linnaeus, 1761) |
| <i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus, 1758) |
| <i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli, 1763) |
| <i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus, 1761) |
| <i>Bombus ruderatus</i> (Fabricius, 1775) |
| <i>Bombus sylvarum</i> (Linnaeus, 1761) |
| <i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758) |
| <i>Eucera algira</i> Brullé, 1840 |
| <i>Eucera nigrescens</i> Pérez, 1879 |
| <i>Habropoda</i> sp |
| <i>Nomada</i> sp |
| <i>Xylocopa iris</i> (Christ, 1791) |
| <i>Xylocopa valga</i> Gerstäcker, 1872 |
| <i>Xylocopa violacea</i> (Linnaeus, 1758) |

| Famiglia HALICTIDAE |
|---|
| <i>Halictus cochlearitarsis</i> Dours, 1872 |
| <i>Halictus quadricinctus</i> (Fabricius, 1776) |

Halictus scabiosae (Rossi, 1790)
Halictus sp
Lasioglossum albocinctum (Lucas, 1849)
Lasioglossum sexnotatum (Kirby, 1802)

Famiglia MEGACHILIDAE

Lithurgus chrysurus Fonscolombe, 1834
Megachile lagopoda (Linnaeus, 1761)
Megachile sp
Megachile pilidens Alfken, 1924
Heriades sp
Heriades variolosus (Cresson, 1872)

Invece per quanto riguarda il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” il popolamento apidico conta 32 specie riportate in Tab.3.1.6.

Tab. 3.1.6. Checklist delle specie di Apoidea censite ne Parco Suburbano “La Rocca di Buticari”

Famiglia ANDRENIDAE

Andrena sp.

Famiglia APIDAE

Anthophora plumipes (Pallas, 1772)
Apis mellifera Linnaeus, 1758
Bombus barbutellus (Kirby, 1802)
Bombus lapidarius (Linnaeus, 1758)
Bombus pascuorum (Scopoli, 1763)
Bombus pratorum (Linnaeus, 1761)
Bombus ruderatus (Fabricius, 1775)
Bombus sylvarum (Linnaeus, 1761)
Bombus terrestris (Linnaeus, 1758)
Bombus vestalis (Geoffroy, 1785)
Eucera sp
Eucera algira Brullé, 1840

Eucera nigrescens Pérez, 1879
Habropoda laboriosa (Fabricius, 1804)
Habropoda sinensis Alfken, 1937
Habropoda sp
Nomada sp
Xylocopa iris (Christ, 1791)
Xylocopa violacea (Linnaeus, 1758)

Famiglia HALICTIDAE

Halictus scabiosae (Rossi, 1790)
Halictus sp
Lasioglossum albocinctum (Lucas, 1849)
Lasioglossum marginatum (Brullé, 1832)

Famiglia MEGACHILIDAE

Lithurgus chrysurus Fonscolombe, 1834
Megachile lagopoda (Linnaeus, 1761)
Megachile pilidens Alfken, 1924
Megachile pyrenaica Lepeletier, 1841
Megachile sicula (Rossi, 1792)
Hoplitis sp
Osmia latreillei (Spinola, 1806)
Rhodanthidium sp

Il numero di esemplari complessivamente raccolti per ciascuna specie nei due siti d'indagine viene riportato nella tabella Tab. 3.1.7 di seguito allegata.

I taxa totali rilevati, afferenti alle 4 famiglie comprendono: per la famiglia degli Andrenidae 4 esemplari; per la famiglia degli Apidae 570 esemplari; per la famiglia degli Halictidae 16 esemplari e per la famiglia dei Megachilidae 24 esemplari. La famiglia più rappresentata è quella degli Apidae con il genere *Bombus* e *Xylocopa*.

Nei grafici sottostanti vengono mostrate le abbondanze in termini di percentuale delle Famiglie degli Apoidei relativi ai due siti indagati (Fig. 3.1.6 - 3.1.7).

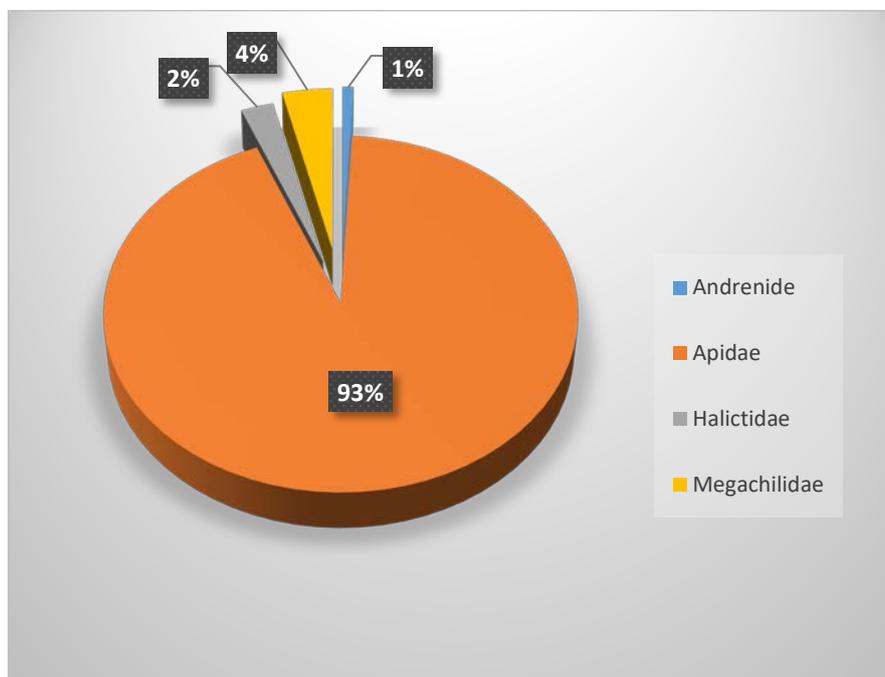


Fig. 3.1.6. *Abbondanza (%) di individui Apoidei per Famiglia, nella Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi.*

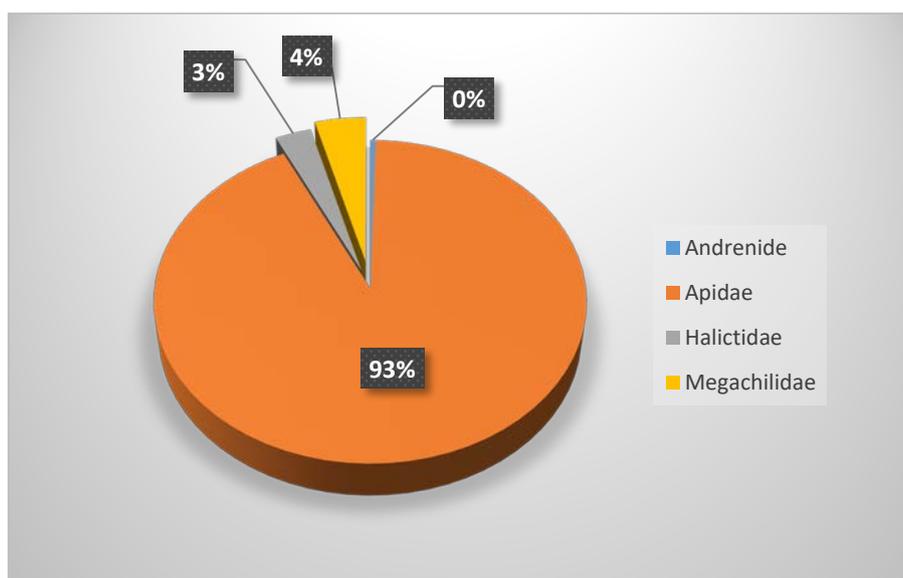


Fig. 3.1.7. *Abbondanza (%) di individui Apoidei per Famiglia, nel Parco Suburbano "La Rocca di Buticari".*

TAB. 3.1.7. *Abbondanza delle specie presenti nei siti di Fiumedinisi e Monte Scuderi e il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari”*

| FAMIGLIA | SPECIE | Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi | | Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” | | TOTALE |
|----------|---|--|------|--|------|--------|
| | | 2018 | 2019 | 2018 | 2919 | |
| 1 | Andrenidae <i>Andrena morio</i> Brullé, 1832 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| 2 | Andrenidae <i>Andrena nigroaenea</i> (Kirby, 1802) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| 3 | Andrenidae <i>Andrena</i> sp | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| 4 | Andrenidae <i>Andrena pilipes</i> Fabricius, 1781 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| 5 | Apidae <i>Anthophora plumipes</i> (Pallas, 1772) | 0 | 4 | 0 | 3 | 7 |
| 6 | Apidae <i>Anthophora retusa</i> (Linnaeus, 1758) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| 7 | Apidae <i>Anthophora</i> sp | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| 8 | Apidae <i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758 | 1 | 5 | 18 | 18 | 42 |
| 9 | Apidae <i>Bombus barbutellus</i> (Kirby, 1802) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| 10 | Apidae <i>Bombus campestris</i> (Panzer, 1801) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| 11 | Apidae <i>Bombus hortorum</i> (Linnaeus, 1761) | 1 | 2 | 0 | 0 | 3 |
| 12 | Apidae <i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus, 1758) | 56 | 16 | 4 | 6 | 82 |
| 13 | Apidae <i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli, 1763) | 22 | 29 | 25 | 3 | 79 |
| 14 | Apidae <i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus, 1761) | 1 | 11 | 0 | 1 | 13 |
| 15 | Apidae <i>Bombus ruderatus</i> (Fabricius, 1775) | 4 | 4 | 13 | 12 | 33 |
| 16 | Apidae <i>Bombus sylvarum</i> (Linnaeus, 1761) | 5 | 2 | 1 | 6 | 14 |
| 17 | Apidae <i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758) | 41 | 94 | 16 | 37 | 188 |
| 18 | Apidae <i>Bombus vestalis</i> (Geoffroy, 1785) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| 19 | Apidae <i>Eucera</i> sp | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| 20 | Apidae <i>Eucera algira</i> Brullé, 1840 | 1 | 0 | 0 | 2 | 3 |
| 21 | Apidae <i>Eucera nigrescens</i> Pérez, 1879 | 0 | 4 | 0 | 3 | 7 |
| 22 | Apidae <i>Habropoda laboriosa</i> (Fabricius, 1804) | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |

| | | | | | | | |
|---------------|--------------|---|------------|------------|-----------|------------|------------|
| 23 | Apidae | <i>Habropoda sinensis</i> Alfken, 1937 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| 24 | Apidae | <i>Habropoda</i> sp | 0 | 4 | 0 | 7 | 11 |
| 25 | Halictidae | <i>Halictus cochlearitarsis</i> Dours, 1872 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 26 | Halictidae | <i>Halictus quadricinctus</i> (Fabricius, 1776) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 27 | Halictidae | <i>Halictus scabiosae</i> (Rossi, 1790) | 1 | 3 | 3 | 1 | 8 |
| 28 | Halictidae | <i>Halictus</i> sp | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| 29 | Megachilidae | <i>Heriades</i> sp | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 30 | Megachilidae | <i>Heriades variolosus</i> (Cresson, 1872) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 31 | Megachilidae | <i>Hoplitis</i> sp | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| 32 | Halictidae | <i>Lasioglossum albocinctum</i> (Lucas, 1849) | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| 33 | Halictidae | <i>Lasioglossum marginatum</i> (Brullé, 1832) | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| 34 | Halictidae | <i>Lasioglossum sexnotatum</i> (Kirby, 1802) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 35 | Megachilidae | <i>Lithurgus chrysurus</i> Fonscolombe, 1834 | 0 | 2 | 1 | 1 | 4 |
| 36 | Megachilidae | <i>Megachile lagopoda</i> (Linnaeus, 1761) | 2 | 5 | 0 | 1 | 8 |
| 37 | Megachilidae | <i>Megachile</i> sp | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| 38 | Megachilidae | <i>Megachile pilidens</i> Alfken, 1924 | 2 | 0 | 0 | 1 | 3 |
| 39 | Megachilidae | <i>Megachile pyrenaica</i> Lepeletier, 1841 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| 40 | Megachilidae | <i>Megachile sicula</i> (Rossi, 1792) | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| 41 | Apidae | <i>Nomada</i> sp | 0 | 2 | 0 | 1 | 3 |
| 42 | Megachilidae | <i>Osmia latreillei</i> (Spinola, 1806) | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| 43 | Megachilidae | <i>Rhodanthidium</i> sp | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| 44 | Apidae | <i>Xylocopa iris</i> (Christ, 1791) | 0 | 6 | 3 | 12 | 21 |
| 45 | Apidae | <i>Xylocopa valga</i> Gerstäcker, 1872 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| 46 | Apidae | <i>Xylocopa violacea</i> (Linnaeus, 1758) | 7 | 22 | 7 | 17 | 53 |
| TOTALE | | | 149 | 226 | 98 | 141 | 614 |

3.2. Composizione delle comunità apidiche

3.2.1. Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi.

Nel sito la Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi, sono state censite, negli anni 2018 e 2019, un totale di 375 esemplari. In totale sono state identificate 34 specie di Apoidei con la tecnica del *Barcoding*.

Dall'analisi dei dati risulta che gli Apoidei raccolti appartengono a 4 delle 6 famiglie presenti in Europa: Andrenidae (3 esemplari, 3 specie), Apidae (349 esemplari, 19 specie), Halictidae (9 esemplari, 6 specie) e Megachilidae (14 esemplari, 6 specie). Non sono stati osservati individui delle famiglie dei Colletidae e Melittidae, poiché sono specie poco comuni in Italia.

I risultati del campionamento effettuato nell'anno 2018 e nell'anno 2019 vengono riportati nelle tabelle 3.2.1.1, 3.2.1.2 e 3.2.1.3.

Tab. 3.2.1.1. Numero di esemplari complessivamente raccolti nel 2018 per ciascuna specie, distinti per mese.

| SPECIE | MESI | | | | TOT. 2018 |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|
| | APR 2018 | MAG 2018 | GIU 2018 | LUG 2018 | |
| <i>Andrena morio</i> Brullé, 1832 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Andrena nigroaenea</i> (Kirby, 1802) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Andrena pilipes</i> Fabricius, 1781 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anthophora plumipes</i> (Pallas, 1772) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anthophora retusa</i> (Linnaeus, 1758) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anthophora</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Bombus campestris</i> (Panzer, 1801) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bombus hortorum</i> (Linnaeus, 1761) | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus, 1758) | 0 | 1 | 40 | 15 | 56 |
| <i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli, 1763) | 0 | 2 | 9 | 11 | 22 |
| <i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus, 1761) | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |

| | | | | | |
|---|----------|----------|-----------|-----------|------------|
| <i>Bombus ruderatus</i> (Fabricius, 1775) | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 |
| <i>Bombus sylvarum</i> (Linnaeus, 1761) | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 |
| <i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758) | 0 | 2 | 24 | 15 | 41 |
| <i>Eucera algira</i> Brullé, 1840 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Eucera nigrescens</i> Pérez, 1879 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Habropoda</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Halictus cochlearitarsis</i> Dours, 1872 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Halictus quadricinctus</i> (Fabricius, 1776) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Halictus scabiosae</i> (Rossi, 1790) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Halictus</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Heriades</i> sp | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Heriades variolosus</i> (Cresson, 1872) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Lasioglossum albocinctum</i> (Lucas, 1849) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lasioglossum sexnotatum</i> (Kirby, 1802) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Lithurgus chrysurus</i> Fonscolombe, 1834 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Megachile lagopoda</i> (Linnaeus, 1761) | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 |
| <i>Megachile pilidens</i> Alfken, 1924 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 |
| <i>Megachile</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nomada</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Xylocopa iris</i> (Christ, 1791) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Xylocopa valga</i> Gerstäcker, 1872 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Xylocopa violacea</i> (Linnaeus, 1758) | 0 | 0 | 0 | 7 | 7 |
| TOTALE ESEMPLARI | 4 | 6 | 81 | 58 | 149 |

Tab. 3.2.1.2. Numero di esemplari complessivamente raccolti nel 2019 per ciascuna specie, distinti per mese.

| SPECIE | MESI | | | | TOT. 2019 |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|
| | APR 2019 | MAG 2019 | GIU 2019 | LUG 2019 | |
| <i>Andrena morio</i> Brullé, 1832 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Andrena nigroaenea</i> (Kirby, 1802) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Andrena pilipes</i> Fabricius, 1781 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Anthophora plumipes</i> (Pallas, 1772) | 0 | 3 | 1 | 0 | 4 |
| <i>Anthophora retusa</i> (Linnaeus, 1758) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Anthophora</i> sp | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| <i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758 | 0 | 1 | 1 | 3 | 5 |
| <i>Bombus campestris</i> (Panzer, 1801) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |

| | | | | | |
|---|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| <i>Bombus hortorum</i> (Linnaeus, 1761) | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus, 1758) | 2 | 4 | 2 | 8 | 16 |
| <i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli, 1763) | 1 | 12 | 5 | 11 | 29 |
| <i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus, 1761) | 0 | 1 | 6 | 4 | 11 |
| <i>Bombus ruderatus</i> (Fabricius, 1775) | 1 | 2 | 0 | 1 | 4 |
| <i>Bombus sylvarum</i> (Linnaeus, 1761) | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| <i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758) | 11 | 14 | 28 | 41 | 94 |
| <i>Eucera algira</i> Brullé, 1840 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eucera nigrescens</i> Pérez, 1879 | 0 | 4 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Habropoda</i> sp | 3 | 1 | 0 | 0 | 4 |
| <i>Halictus cochlearitarsis</i> Dours, 1872 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Halictus quadricinctus</i> (Fabricius, 1776) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Halictus scabiosae</i> (Rossi, 1790) | 1 | 0 | 0 | 2 | 3 |
| <i>Halictus</i> sp | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Heriades</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Heriades variolosus</i> (Cresson, 1872) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lasioglossum albocinctum</i> (Lucas, 1849) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Lasioglossum sexnotatum</i> (Kirby, 1802) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lithurgus chrysurus</i> Fonscolombe, 1834 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| <i>Megachile lagopoda</i> (Linnaeus, 1761) | 1 | 0 | 2 | 2 | 5 |
| <i>Megachile pilidens</i> Alfken, 1924 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Megachile</i> sp | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Nomada</i> sp | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Xylocopa iris</i> (Christ, 1791) | 1 | 3 | 0 | 2 | 6 |
| <i>Xylocopa valga</i> Gerstäcker, 1872 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Xylocopa violacea</i> (Linnaeus, 1758) | 1 | 8 | 9 | 4 | 22 |
| TOTALE ESEMLARI | 26 | 62 | 56 | 82 | 226 |

Nel complesso la famiglia con maggior numero di esemplari, sia nel 2018 e nel 2019, è risultata quella degli Apidae con 349 esemplari. I generi più rappresentati risultano essere *Bombus* (289 esemplari, 8 specie) e *Xylocopa* (36 esemplari, 3 specie).

Analizzando l'insieme degli Apoidei, nei due anni di censimento è stata evidenziata una notevole differenza nel numero di raccolta e nella loro composizione: nel 2018 sono state rilevate 18 specie per lo più rappresentate

dalla famiglia Apidae. Tra il genere *Bombus* ha assunto un ruolo predominante *Bombus lapidarius* (56 esemplari) e *Bombus terrestris* (41 esemplari), dall'altro lato nel 2019 sono state riscontrate 27 specie. Le specie con maggiore esemplari raccolti sono state *Bombus terrestris* (94 esemplari) e la specie di *Xylocopa violacea* (22 esemplari) (Fig.3.2.1.4-3.2.1.5).

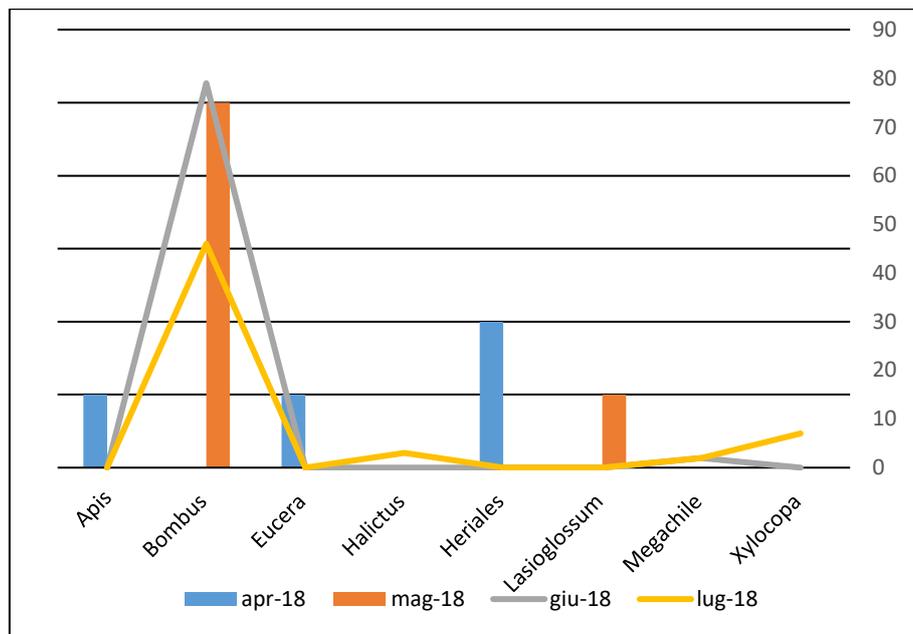


Fig. 3.2.1.4. Andamento delle frequenze degli apoidei suddivisi per genere durante l'anno 2018.

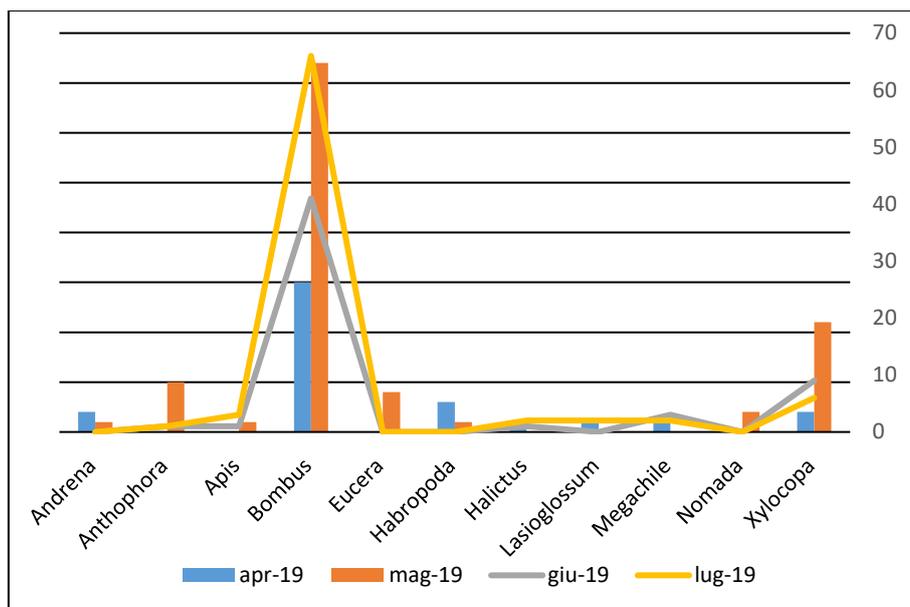


Fig. 3.2.1.5. Andamento delle frequenze degli apoidei suddivisi per genere durante l'anno 2019.

I due grafici evidenziano delle differenze nelle frequenze di cattura registrate nei due anni di campionamento. Dal confronto si deduce che il picco di massima attività degli Apoidei, per l'anno 2018, è stato il mese di Giugno, mentre per l'anno 2019 il mese di Luglio. Tali differenze sono da ricondurre presumibilmente alle condizioni climatiche che hanno influenzato l'andamento delle fioriture nei due anni di campionamento (Fig. 3.2.1.6 e 3.2.1.7.)

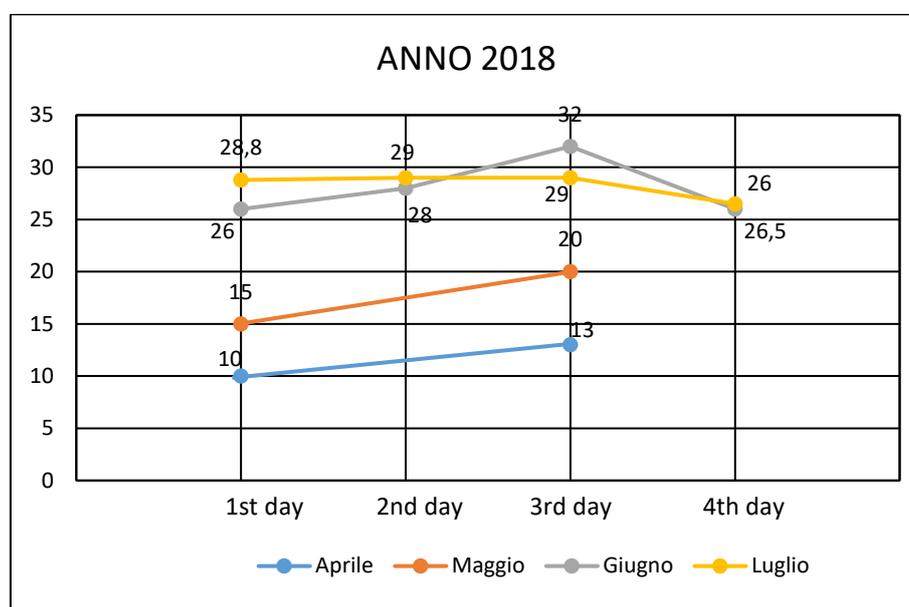


Fig. 3.2.1.6. *Andamento delle temperature da Aprile a Luglio 2018*

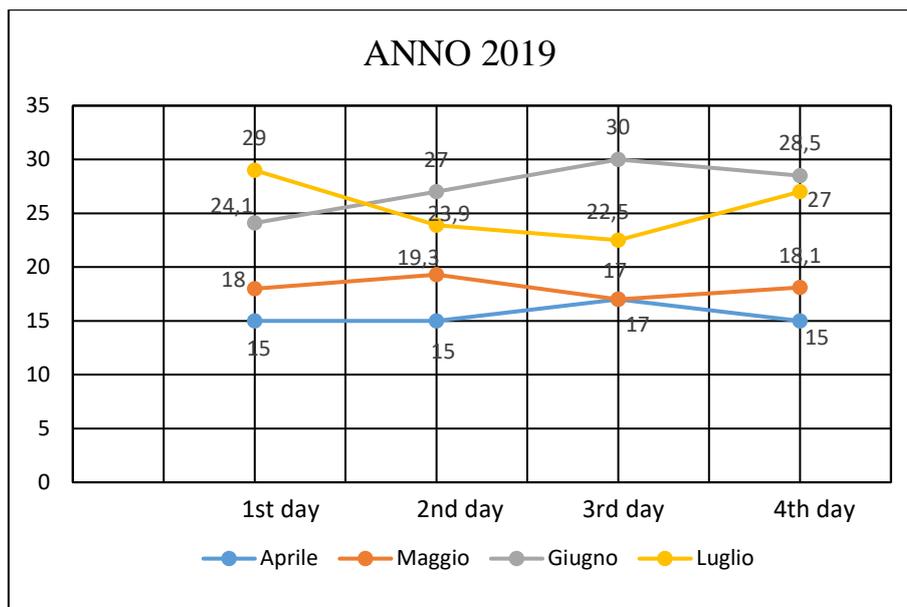


Fig. 3.2.1.7. *Andamento delle temperature da Aprile a Luglio 2019*

3.2.2. Parco Suburbano “La Rocca di Buticari”

Nel sito del Parco Suburbano “La Rocca di Buticari”, sono state censite, nel corso degli anni 2018 e 2019, un totale di 239 esemplari di apoidei. In totale sono state identificate 32 specie di Apoidei con la tecnica del *Barcoding*.

Dall’analisi dei dati risulta che gli Apoidei raccolti appartengono a 4 delle 6 famiglie presenti in Europa: Andrenidae (1 solo esemplare), Apidae (221 esemplari, 21 specie), Halictidae (7 esemplari, 4 specie) e Megachilidae (10 esemplari, 8 specie). Non sono stati osservati individui delle famiglie dei Colletidae e dei Melittidae, poiché sono specie poco comuni in Italia. I risultati del campionamento effettuato nell’anno 2018 e nell’anno 2019 vengono riportati nelle tabelle 3.2.2.1 e 3.2.2.2.

Tab. 3.2.2.1. Numero di esemplari complessivamente raccolti nel 2018 per ciascuna specie, distinti per mese.

| SPECIE | MESI | | | | TOT. 2018 |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|
| | APR 2018 | MAG 2018 | GIU 2018 | LUG 2018 | |
| <i>Andrena</i> sp | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Anthophora plumipes</i> (Pallas, 1772) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758 | 1 | 2 | 0 | 15 | 18 |
| <i>Bombus barbutellus</i> (Kirby, 1802) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus, 1758) | 1 | 0 | 3 | 0 | 4 |
| <i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli, 1763) | 0 | 0 | 10 | 15 | 25 |
| <i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus, 1761) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bombus ruderatus</i> (Fabricius, 1775) | 2 | 6 | 5 | 0 | 13 |
| <i>Bombus sylvarum</i> (Linnaeus, 1761) | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758) | 1 | 3 | 4 | 8 | 16 |
| <i>Bombus vestalis</i> (Geoffroy, 1785) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eucera algira</i> Brullé, 1840 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eucera nigrescens</i> Pérez, 1879 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eucera</i> sp | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Habropoda laboriosa</i> (Fabricius, 1804) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Habropoda sinensis</i> Alfken, 1937 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Habropoda</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Halictus scabiosae</i> (Rossi, 1790) | 0 | 1 | 1 | 1 | 3 |
| <i>Halictus</i> sp | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Hoplitis</i> sp | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Lasioglossum albocinctum</i> (Lucas, 1849) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lasioglossum marginatum</i> (Brullé, 1832) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Lithurgus chrysurus</i> Fonscolombe, 1834 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Megachile lagopoda</i> (Linnaeus, 1761) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Megachile pilidens</i> Alfken, 1924 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Megachile pyrenaica</i> Lepeletier, 1841 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Megachile sicula</i> (Rossi, 1792) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nomada</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Osmia latreillei</i> (Spinola, 1806) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Rhodanthidium</i> sp | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Xylocopa iris</i> (Christ, 1791) | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 |
| <i>Xylocopa violacea</i> (Linnaeus, 1758) | 0 | 0 | 0 | 7 | 7 |

| | | | | | |
|------------------|---|----|----|----|----|
| TOTALE ESEMPLARI | 9 | 12 | 27 | 50 | 98 |
|------------------|---|----|----|----|----|

Tab. 3.2.2.2. Numero di esemplari raccolti per ciascuna specie, distinti per mese nel 2019

| SPECIE | MESI | | | | TOT. 2019 |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|
| | APR 2019 | MAG 2019 | GIU 2019 | LUG 2019 | |
| <i>Andrena</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anthophora plumipes</i> (Pallas, 1772) | 3 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758 | 10 | 4 | 0 | 4 | 18 |
| <i>Bombus barbutellus</i> (Kirby, 1802) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus, 1758) | 0 | 2 | 2 | 2 | 6 |
| <i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli, 1763) | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 |
| <i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus, 1761) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Bombus ruderatus</i> (Fabricius, 1775) | 5 | 3 | 2 | 2 | 12 |
| <i>Bombus sylvarum</i> (Linnaeus, 1761) | 3 | 1 | 1 | 1 | 6 |
| <i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758) | 5 | 2 | 5 | 25 | 37 |
| <i>Bombus vestalis</i> (Geoffroy, 1785) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Eucera algira</i> Brullé, 1840 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Eucera nigrescens</i> Pérez, 1879 | 2 | 1 | 0 | 0 | 3 |
| <i>Eucera</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Habropoda laboriosa</i> (Fabricius, 1804) | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Habropoda sinensis</i> Alfken, 1937 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Habropoda</i> sp | 6 | 1 | 0 | 0 | 7 |
| <i>Halictus scabiosae</i> (Rossi, 1790) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Halictus</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hoplitis</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lasioglossum albocinctum</i> (Lucas, 1849) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Lasioglossum marginatum</i> (Brullé, 1832) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lithurgus chrysurus</i> Fonscolombe, 1834 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Megachile lagopoda</i> (Linnaeus, 1761) | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Megachile pilidens</i> Alfken, 1924 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Megachile pyrenaica</i> Lepeletier, 1841 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Megachile sicula</i> (Rossi, 1792) | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Nomada</i> sp | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Osmia latreillei</i> (Spinola, 1806) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | |
|---|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| <i>Rhodanthidium</i> sp | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Xylocopa iris</i> (Christ, 1791) | 0 | 3 | 2 | 7 | 12 |
| <i>Xylocopa violacea</i> (Linnaeus, 1758) | 0 | 0 | 7 | 10 | 17 |
| TOTALE ESEMPLARI | 45 | 17 | 21 | 58 | 141 |

Nel complesso la famiglia con maggior numero di esemplari, sia nel 2018 e nel 2019, è risultata quella degli Apidae con 221 esemplari. I generi più rappresentati risultano essere *Bombus* (126 esemplari, 8 specie), *Xylocopa* (39 esemplari, 3 specie) e *Apis* (36 esemplari).

Analizzando il gruppo degli Apoidei, nei due anni di censimento è stata evidenziata una notevole differenza nel numero di raccolta e nella loro composizione. Nello specifico si può osservare dal grafico della Fig. 3.2.2.4 che sono stati registrati nei due anni 2018 e 2019, 36 esemplari di *Apis mellifera* (15%), rispetto ai 203 esemplari appartenenti ad altre specie di Apoidei (85%).

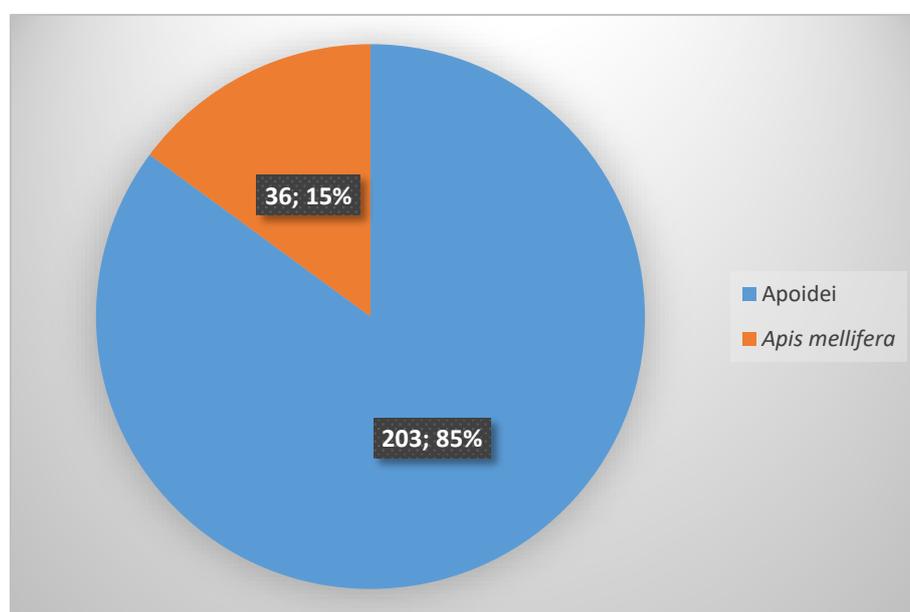


Fig. 3.2.2.4. *Abbondanza (%) di individui Apoidei rispetto agli esemplari di Apis mellifera (2018-2019).*

In totale nel 2018 sono state rilevate 17 specie e 98 esemplari per lo più rappresentate dalla famiglia Apidae. Tra il genere *Bombus* ha assunto un ruolo predominante *Bombus pascuorum* (25 esemplari). Nel 2019 sono state riscontrate 25 specie e 141 esemplari. La specie *Bombus terrestris* è risultata quella con maggiore esemplari raccolti (37 esemplari).

Le due specie *Xylocopa iris* e *Xylocopa violacea* hanno mostrato un'abbondanza maggiore nel 2019 rispettivamente con 12 e 17 esemplari catturati, rispetto al 2018 con 3 e 7 esemplari catturati.

Nei grafici sottostanti (Fig.3.2.2.5-3.2.2.6) viene preso in esame l'andamento generale delle catture durante l'anno 2018 e l'anno 2019.

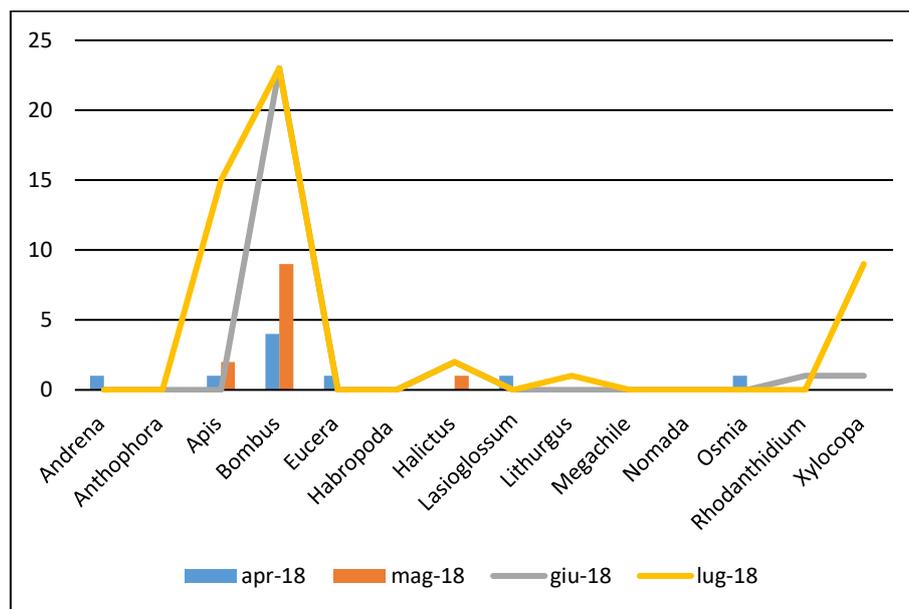


Fig. 3.2.2.3. Andamento delle frequenze degli apoidei suddivisi per Genere durante l'anno 2018.

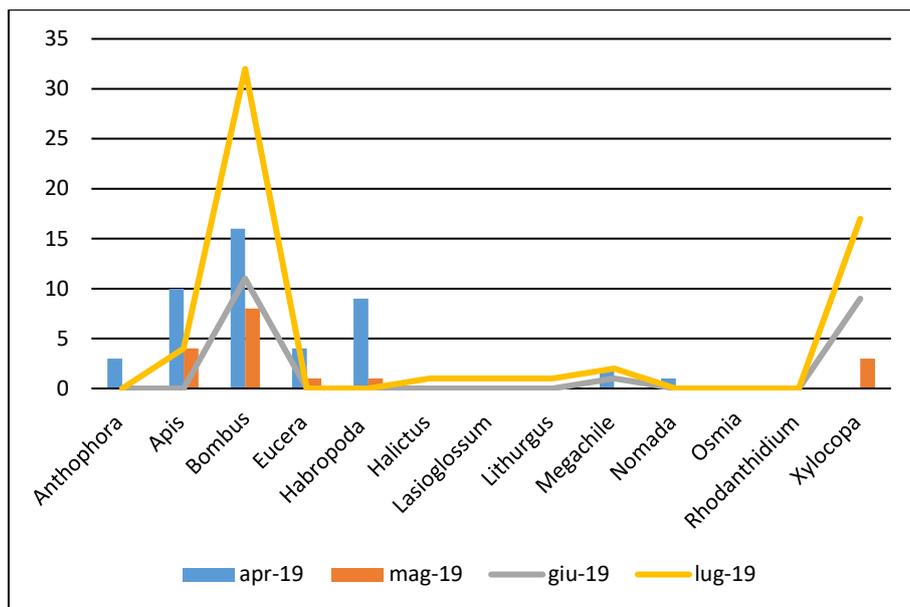


Fig. 3.2.2.4. *Andamento delle frequenze degli Apoidei suddivisi per Genere durante l'anno 2019.*

I due grafici mostrano differenze nelle frequenze delle specie campionate durante i due anni di campionamento. Dal confronto si può dedurre che i picchi di massima attività dell'Apoidea per il 2018 sono stati i mesi di giugno e luglio, mentre per il 2019 sono stati i mesi di aprile e luglio. Queste differenze sono presumibilmente dovute alle condizioni climatiche che hanno influenzato l'andamento della fioritura nei due anni di campionamento (Fig. 3.2.2.2.5- Fig. 3.2.2.2.6.).

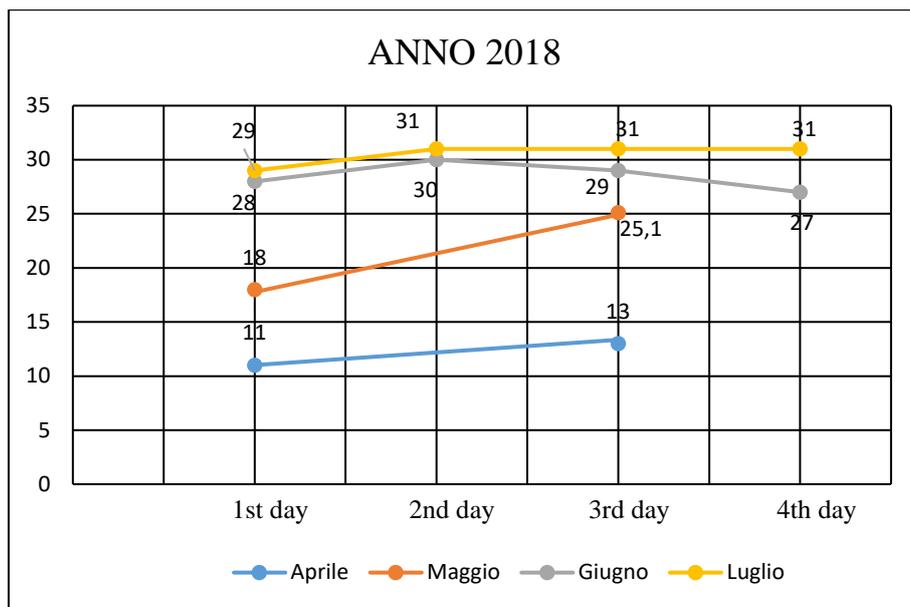


Fig. 3.2.2.5. *Andamento delle temperature da Aprile a Luglio 2018.*

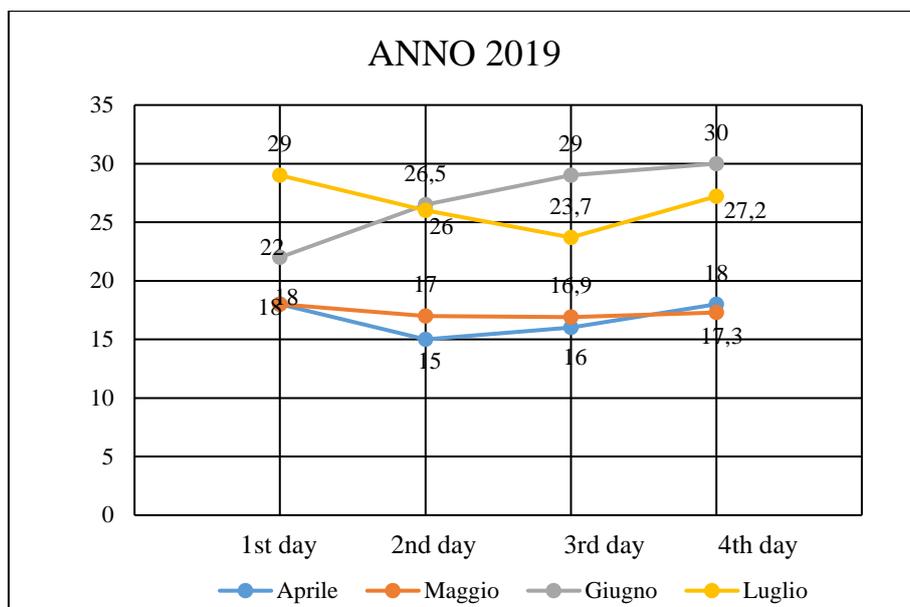


Fig. 3.2.2.6. *Andamento delle temperature da Aprile a Luglio 2019.*

3.3. Flora

3.3.1. Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi

Al fine di analizzare la diversità botanica, come previsto dal protocollo di campionamento, sono state censite le specie vegetali in fiore, arbustive ed

erbacee, rilevate lungo il transetto, con particolare attenzione per quelle visitate dai pronubi.

Nella Tab. 3.3.1.1. sono riportate le specie botaniche, di cui vengono indicati il periodo di fioritura, trovate nell'area studiata.

Tab. 3.3.1.1. Flora della Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi

| FAMIGLIA | SPECIE DI PIANTE | PERIODO DI FIORITURA |
|---------------|---|----------------------|
| Acanthaceae | <i>Acanthus mollis</i> L. | III-VI |
| Adoxaceae | <i>Sambucus nigra</i> L. | IV-VI |
| Apiaceae | <i>Daucus carota</i> L. subsp. <i>carota</i> | IV-X |
| | <i>Ferula communis</i> L. | IV-VI |
| | <i>Thapsia garganica</i> L. subsp. <i>messanensis</i> (Guss.) Brullo, Guglielmo, Pasta, Pavone et Salmeri | V-VII |
| Asparagaceae | <i>Muscari comosum</i> (L.) Mill. | IV-VI |
| Asphodelaceae | <i>Asphodelus microcarpus</i> Salzm. et Viv. | III-V |
| Asteraceae | <i>Carduus pycnocephalus</i> L. subsp. <i>pycnocephalus</i> | IV-VII |
| | <i>Carlina hispanica</i> Lam. subsp. <i>globosa</i> (Arcang.) Meusel et Kästner | VII-X |
| | <i>Cirsium creticum</i> (Lam.) D'Urv. subsp. <i>triumfetti</i> (Lacaita) Werner | VII-VIII |
| | <i>Crepis leontodontoides</i> All. | IV-X |
| | <i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter subsp. <i>viscosa</i> | VIII-X |
| | <i>Galactites tomentosus</i> Moench | IV-VII |
| | <i>Onopordum illyricum</i> L. subsp. <i>illyricum</i> | VI-VIII |
| | <i>Taraxacum officinale</i> Weber | II-V |
| | <i>Tragopogon porrifolius</i> L. subsp. <i>porrifolius</i> | V-VI |
| Boraginaceae | <i>Anchusella cretica</i> (Mill.) Bigazzi, E. Nardi & Selvi | II-VI |
| | <i>Borago officinalis</i> L. | I-IV |
| | <i>Cerinthe major</i> L. | XII-VI |
| | <i>Echium plantagineum</i> L. | III-VII |
| Brassicaceae | <i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Foss. | IV-V |
| | <i>Isatis tinctoria</i> L. | VI-VII |

| | | |
|-----------------|---|---------|
| Cactaceae | <i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill. | IV-VI |
| Caprifoliaceae | <i>Centranthus ruber</i> (L.) DC. | V-X |
| | <i>Fedia graciliflora</i> Fisch. & C.A. Mey. subsp. <i>graciliflora</i> | XII-IV |
| | <i>Sixalix atropurpurea</i> (L.) Greuter et Burdet subsp. <i>grandiflora</i> (Scop.) Soldano & F. Conti | IV-XI |
| Caryophyllaceae | <i>Silene latifolia</i> Poir. | V-IX |
| Ericaceae | <i>Erica arborea</i> L. | III-V |
| Euphorbiaceae | <i>Euphorbia rigida</i> M. Bieb. | II-IV |
| Fabaceae | <i>Cytisus infestus</i> (C. Presl) Guss. | IV-V |
| | <i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C.H. Stirt. | V-VI |
| | <i>Spartium junceum</i> L. | V-VI |
| | <i>Trifolium pratense</i> L. | I-XII |
| | <i>Vicia villosa</i> Roth subsp. <i>varia</i> (Host) Corb. | III-VI |
| Geraniaceae | <i>Geranium columbinum</i> L. | III-X |
| | <i>Geranium rotundifolium</i> L. | II-V |
| | <i>Geranium robertianum</i> L. | V-X |
| Hypericaceae | <i>Hypericum hircinum</i> L. subsp. <i>majus</i> (Aiton) Robson | V-VIII |
| | <i>Hypericum perforatum</i> L. subsp. <i>perforatum</i> | V-III |
| Lamiaceae | <i>Calamintha nepeta</i> (L.) Savi | V-X |
| | <i>Lamium flexuosum</i> Ten. | IV-VI |
| | <i>Micromeria consentina</i> (Ten.) N. Terracc. | V-IX |
| | <i>Origanum vulgare</i> L. subsp. <i>viridulum</i> (Martrin-Donod) Nyman | VI-IX |
| | | |
| Malvaceae | <i>Malva silvestris</i> L. | III-VII |
| Moraceae | <i>Morus alba</i> L. | IV-V |
| | <i>Morus nigra</i> L. | IV-V |
| Orchidaceae | <i>Dactylorhiza maculata</i> L. Soó subsp. <i>saccifera</i> (Brongn.) Diklić | V-VII |
| Papaveraceae | <i>Papaver rhoeas</i> L. | III-VI |
| Ranunculaceae | <i>Clematis vitalba</i> L. | V-VII |

| | | |
|------------------|--|---------------|
| | <i>Ranunculus bulbosus</i> L. subsp. <i>aleae</i> (Willk.) Rouy & Foucaud | IV-VI |
| Rosaceae | <i>Crataegus monogyna</i> Jacq. subsp. <i>monogyna</i> <i>Rubus ulmifolius</i> Schott | IV-V V-VII |
| Rubiaceae | <i>Robia peregrina</i> L. | IV-VI |
| Scrophulariaceae | <i>Verbascum pulverulentum</i> Vill. | VI-VIII |

Complessivamente sono state registrate 54 specie afferenti a 25 famiglie botaniche. Le più rappresentate sono state le famiglie delle Asteracea e delle Fabacea rispettivamente con 9 e 5 specie. Le specie visitate dagli apoidei nel corso delle indagini sono state 37.

La Tab. 3.3.1.2., allegata di seguito, riporta l'elenco delle piante bottinate dagli apoidei, ordinate secondo il numero di visite ricevute durante i due anni di campionamento.

Tab. 3.3.1.2. *Flora bottinata dagli apoidei, ordinata secondo il numero di visite ricevute*

| SPECIE VISITATE | N IMPOLLINATORI SULLA PIANTA | | | | N di visite |
|---|------------------------------|-----|-----|-----|-------------|
| | APR | MAG | GIU | LUG | |
| <i>Rubus ulmifolius</i> Schott | | | 44 | 47 | 91 |
| <i>Galactites tomentosus</i> Moench | 4 | 23 | 27 | | 54 |
| <i>Hypericum hircinum</i> L. subsp. <i>majus</i> (Aiton) Robson | | | 1 | 46 | 47 |
| <i>Onopordum illyricum</i> L. subsp. <i>illyricum</i> | | 2 | 43 | | 45 |
| <i>Carlina hispanica</i> Lam. subsp. <i>globosa</i> (Arcang.) Meusel et Kästner | | | | 23 | 23 |
| <i>Papaver rhoeas</i> L. | | 3 | 13 | | 16 |
| <i>Vicia villosa</i> Roth subsp. <i>varia</i> (Host) Corb. | 2 | 13 | | | 15 |
| <i>Fedia graciliflora</i> Fisch. & C.A. Mey. subsp. <i>graciliflora</i> | 9 | 1 | | | 10 |
| <i>Crepis leontodontoides</i> All. | | 6 | 3 | | 9 |
| <i>Taraxacum officinale</i> Weber | 4 | 4 | | | 8 |
| <i>Trifolium pratense</i> L. | | 4 | 4 | | 8 |
| <i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Foss. | 2 | 4 | | | 6 |
| <i>Calamintha nepeta</i> (L.) Savi | | | | 4 | 4 |
| <i>Carduus pycnocephalus</i> L. subsp. <i>pycnocephalus</i> | | | 4 | | 4 |
| <i>Echium plantagineum</i> L. | | 3 | | | 3 |
| <i>Lamium flexuosum</i> Ten. | | 3 | | | 3 |
| <i>Silene latifolia</i> Poir. | | 3 | | | 3 |
| <i>Anchusella cretica</i> (Mill.) Bigazzi, E. Nardi & Selvi | 2 | | | | 2 |
| <i>Ferula communis</i> L. | | 2 | | | 2 |
| <i>Geranium robertianum</i> L. | 2 | | | | 2 |
| <i>Hypericum perforatum</i> L. subsp. <i>perforatum</i> | | | 1 | 1 | 2 |
| <i>Ranunculus bulbosus</i> L. subsp. <i>aleae</i> (Willk.) Rouy & Foucaud | 2 | | | | 2 |
| <i>Verbascum pulverulentum</i> Vill. | | | 2 | | 2 |
| <i>Acanthus mollis</i> L. | | | 1 | | 1 |
| <i>Asphodelus microcarpus</i> Salzm. et Viv. | 1 | | | | 1 |

| | | | | |
|--|---|---|---|-----|
| <i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C.H. Stirt. | 2 | | | 1 |
| <i>Borago officinalis</i> L. | | 1 | | 1 |
| <i>Cirsium creticum</i> (Lam.) D'Urv. subsp. <i>triumfetti</i> (Lacaita) Werner | | | 1 | 1 |
| <i>Cytisus infestus</i> (C. Presl) Guss. | 1 | | | 1 |
| <i>Isatis tinctoria</i> L. | 1 | | | 1 |
| <i>Muscari comosum</i> (L.) Mill. | 1 | | | 1 |
| <i>Malva silvestris</i> L. | | | 1 | 1 |
| <i>Micromeria consentina</i> (Ten.) N. Terracc. | | 1 | | 1 |
| <i>Robia peregrina</i> L. | | 1 | | 1 |
| <i>Sambucus nigra</i> L. | 1 | | | 1 |
| <i>Sixalix atropurpurea</i> (L.) Greuter et Burdet subsp. <i>grandiflora</i> (Scop.) Soldano & F. Conti | | | 1 | 1 |
| <i>Thapsia garganica</i> L. subsp. <i>messanensis</i> (Guss.) Brullo, Guglielmo, Pasta, Pavone et Salmeri | | 1 | | 1 |
| <hr/> | | | | |
| TOT | | | | 375 |
| <hr/> | | | | |

Considerando la ripartizione percentuale (Fig. 3.3.1.3) delle famiglie delle specie bottinate, le Asteraceae comprendono il 19% delle piante visitate dagli apoidei con alcune specie assiduamente visitate: *Galactites tomentosa* (54 esemplari rilevati), *Onopordum illyricum* (45 esemplari rilevati) *Carlina hispanica* (23 esemplari rilevati), seguite dalle altre famiglie con percentuali nettamente più basse.

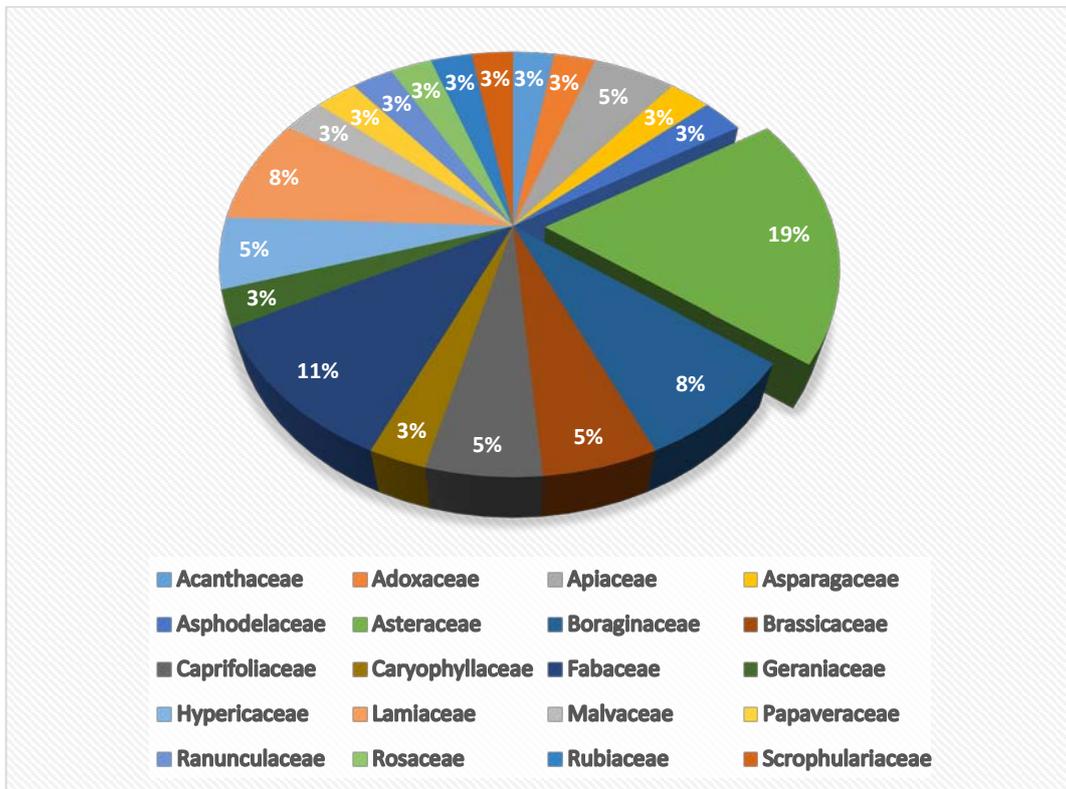


Fig. 3.3.1.3. Rappresentazione percentuale delle famiglie della flora bottinata.

Un ruolo importante tuttavia è stato svolto dalla famiglia delle Rosaceae, considerando che i rappresentanti di questa famiglia sono costituiti unicamente da due specie *Crataegus monogyna* e *Rubus ulmifolius*.

In particolare *Rubus ulmifolius* è stata la specie più visitata dagli apoidei (91 esemplari rilevati).

È importante osservare che malgrado l'alta variabilità del pascolo a disposizione lungo il transetto (54 specie), le piante che hanno svolto un effettivo ruolo per l'alimentazione degli apoidei sono state relativamente poche, la maggioranza degli apoidei è stata attratta solo da poche specie botaniche (37 specie).

Le opzioni di alimentazione degli impollinatori sono state influenzate principalmente dalle loro caratteristiche morfologiche e dall'abbondanza delle fioriture condizionate dalle condizioni climatiche di questo ambiente di alta montagna.

3.3.2. Parco Suburbano “La Rocca di Buticari”

Le specie vegetali rilevate lungo il transetto del Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” sono state 46 relative a 26 famiglie botaniche. Le più rappresentate sono state le famiglie delle Fabacea e delle Asteracea rispettivamente con 7 e 5 specie. Nella Tab. 3.3.2.1 sono riportate le specie botaniche, di cui vengono indicati il periodo di fioritura, trovate nell'area studiata.

Tab. 3.3.2.1. *Flora del Parco Suburbano “La Rocca di Buticari”*

| FAMIGLIA | SPECIE DI PIANTE | PERIODO DI FIORITURA |
|---------------|--|----------------------|
| Anacardiaceae | <i>Pistacia lentiscus</i> L. | III-V |
| Apiaceae | <i>Ferula communis</i> L. | IV-VI |
| Asparagaceae | <i>Muscari comosum</i> (L.) Mill. | IV-VI |
| Asphodelaceae | <i>Asphodelus microcarpus</i> Salzm. et Viv. | III-V |
| Apocynaceae | <i>Nerium oleander</i> L. | V-VII |

| | | |
|-----------------|--|---------|
| Asteraceae | <i>Carlina hispanica</i> Lam. subsp. <i>globosa</i> (Arcang.) Meusel et Kästner | VII-X |
| | <i>Cynara cardunculus</i> L. subsp. <i>cardunculus</i> | VI-VIII |
| | <i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter subsp. <i>viscosa</i> | VIII-X |
| | <i>Galactites tomentosus</i> Moench | IV-VII |
| | <i>Pulicaria odora</i> (L.) Rchb. | VI-VII |
| Brassicaceae | <i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Foss. | IV-V |
| Boraginaceae | <i>Echium plantagineum</i> L. | III-VII |
| Caprifoliaceae | <i>Sixalix atropurpurea</i> (L.) Greuter & Burdet subsp. <i>grandiflora</i> (Scop.) Soldano & F. Conti | IV-XI |
| | <i>Fedia graciliflora</i> Fisch. & C.A. Mey. subsp. <i>graciliflora</i> | XII-IV |
| Caryophyllaceae | <i>Silene latifolia</i> Poir. | V-IX |
| Ericaceae | <i>Erica arborea</i> L. | III-V |
| Fabaceae | <i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C.H. Stirt. | V-VI |
| | <i>Cytisus infestus</i> (C. Presl) Guss. | II-IV |
| | <i>Lupinus albus</i> L. | IV-V |
| | <i>Lupinus angustifolius</i> L. | IV-V |
| | <i>Trifolium pallidum</i> Waldst. et Kit. | IV-VII |
| | <i>Spartium junceum</i> L. | V-VI |
| | <i>Vicia villosa</i> Roth subsp. <i>varia</i> (Host) Corb. | III-VI |
| Geraniaceae | <i>Geranium columbinum</i> L. | III-X |
| | <i>Geranium robertianum</i> L. | II-V |
| | <i>Geranium rotundifolium</i> L. | II-V |
| Hypericaceae | <i>Hypericum perforatum</i> L. | V-VI |
| | <i>Hypericum triquetrifolium</i> Turra | III-X |

| | | |
|------------------|--|--------|
| Lamiaceae | <i>Calamintha nepeta</i> (L.) Savi | V-X |
| | <i>Mentha pulegium</i> L. | V-VIII |
| | <i>Salvia officinalis</i> L. | III-V |
| Linaceae | <i>Linum bienne</i> Mill. | V-VII |
| Lythraceae | <i>Punica granatum</i> L. | IV-VI |
| Myrtaceae | <i>Myrtus communis</i> L. | VI-VII |
| Orobanchaceae | <i>Bartsia trixago</i> L. | IV-V |
| | <i>Parentucellia viscosa</i> (L.) Caruel | III-V |
| Orchidaceae | <i>Orchis italica</i> Poir. | III-IV |
| Oxalidaceae | <i>Oxalis pes-caprae</i> L. | XI-VI |
| Plantaginaceae | <i>Linaria pelisseriana</i> (L.) Mill. | III-VI |
| Ranunculaceae | <i>Ranunculus bulbosus</i> L. subsp. <i>aleae</i> (Willk.) Rouy & Foucaud | IV-VI |
| Rubiaceae | <i>Rubia peregrina</i> L. | IV-VI |
| Rosaceae | <i>Crataegus monogyna</i> Jacq. subsp. <i>monogyna</i> | IV-V |
| | <i>Rubus ulmifolius</i> Schott | V-VII |
| | <i>Sorbus domestica</i> L. | IV-V |
| Scrophulariaceae | <i>Verbascum sinuatum</i> L. | V-VIII |
| Verbenaceae | <i>Lantana camara</i> L. | VI-IX |

I risultati ottenuti nel corso delle indagini hanno mostrato che nonostante la flora del parco fosse potenzialmente attrattiva per gli apoidei, solo poche specie di piante sono state visitate assiduamente dagli apoidei (23

specie). La Tab. 3.3.2.2, allegata di seguito, riporta l'elenco delle piante bottinate dagli apoidei, ordinate secondo il numero di visite ricevute dagli apoidei.

Tab. 3.3.2.2. Flora bottinata dagli apoidei, ordinata secondo il numero di visite ricevute.

| PIANTE VISITATE | N° impollinatori sulla pianta | | | | N di visite |
|---|-------------------------------|-----|-----|-----|-------------|
| | APR | MAG | GIU | LUG | |
| <i>Carlina hispanica</i> Lam.subsp. <i>globosa</i> (Arcang.) Meusel et Kästner | | | 1 | 89 | 90 |
| <i>Sixalix atropurpurea</i> (L.) Greuter & Burdet subsp. <i>grandiflora</i> (Scop.) Soldano & F. Conti | | | 17 | 10 | 27 |
| <i>Salvia officinalis</i> L. | 15 | 8 | | | 23 |
| <i>Galactites tomentosus</i> Moench | 7 | 7 | 4 | 1 | 19 |
| <i>Fedia graciliflora</i> Fisch. & C.A. Mey. subsp. <i>graciliflora</i> | 15 | | | | 15 |
| <i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C.H. Stirt. | | 2 | 9 | 1 | 12 |
| <i>Rubus ulmifolius</i> Schott | | | 9 | 1 | 10 |
| <i>Ferula communis</i> L. | 2 | 4 | | | 6 |
| <i>Lantana camara</i> L. | | | 2 | 2 | 4 |
| <i>Cynara cardunculus</i> L. subsp. <i>cardunculus</i> | | 3 | | | 3 |
| <i>Hypericum perforatum</i> L. | | 3 | | | 3 |
| <i>Trifolium pallidum</i> Waldst. et Kit. | | 1 | 2 | | 3 |
| <i>Calamintha nepeta</i> (L.) Savi | | | | 2 | 2 |
| <i>Hirschfeldia incana</i> (L.) Lagr.-Foss. | 1 | 1 | | | 2 |
| <i>Oxalis pes-caprae</i> L. | 2 | | | | 2 |
| <i>Verbascum sinuatum</i> L. | | | 1 | 1 | 2 |
| <i>Asphodelus microcarpus</i> Salzm. et Viv. | 1 | | 0 | | 1 |
| <i>Hypericum triquetrifolium</i> Turra | | | | 1 | 1 |
| <i>Linaria pelisseriana</i> (L.) Mill. | | | 1 | | 1 |

| | | | | | |
|---|----|----|----|-----|-----|
| <i>Mentha pulegium</i> L. | | | | 1 | 1 |
| <i>Ranunculus bulbosus</i> L. subsp. <i>aleae</i> (Willk.) Rouy & Foucaud | 1 | | | | 1 |
| <i>Spartium junceum</i> L. | | | 1 | | 1 |
| <i>Vicia villosa</i> Roth subsp. <i>varia</i> (Host) Corb. | | 1 | | | 1 |
| TOT. | 44 | 30 | 49 | 110 | 230 |

Come si può notare dalla tabella, delle molte piante che fioriscono nel periodo di Aprile e Maggio solo *Salvia officinalis* e *Fedia graciliflora*, hanno attratto gli apoidei.

Nei mesi di Giugno e Luglio le piante che hanno offerto l'alimento agli apoidei sono state *Carlina hispanica* e *Sixalix atropurpurea*, piante che hanno resistito alla siccità del periodo estivo (Fig. 3.3.2.3- 3.3.2.4 -3.3.2.5- 3.3.2.6) e alle azioni di disturbo, come la presenza di animali da pascolo abusivo (Fig. 3.3.2.7- 3.3.2.8), che hanno portato alla drastica riduzione de molte specie erbacee ed ornamentali.



Fig. 3.3.2.3. *Aspetto della vegetazione nel Parco nei mesi estivi. Foto di Beatrice Barletti.*



Fig. 3.3.2.4. *Xylocopa* su fiore di *Carlina hispanica*. Foto di Beatrice Barletti.



Fig. 3.3.2.5. *Vegetazione lungo il transetto a fine luglio 2019.* Foto di Beatrice Barletti.



Fig. 3.3.2.6. *Pascolo abusivo nel Parco.* Foto di Beatrice Barletti.



Fig. 3.3.2.7. *Animali liberi nel Parco.* Foto di Beatrice Barletti.

3.4. Reti ecologiche piante-impollinatori

Per valutare la diversità delle due comunità, il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” e la Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi sono stati utilizzati, indici di diversità, abbondanza e ricchezza di specie, e successivamente sono state costruite le relative networks. Tutte le analisi statistiche sono state fatte prima separatamente per le due networks, e poi paragonate tra di loro.

Inoltre le analisi sono state prima compiute sulle intere comunità di apoidei e dopo solo sulle comunità dei *Bombus*, il genere di gran lunga più rappresentato.

Innanzitutto si è proceduto a calcolare le curve di accumulazione che hanno permesso di studiare l’incremento delle specie in relazione all’aumento della superficie campionaria, ovvero quante specie sono state raccolte complessivamente durante il periodo dei due anni di ricerca. È stata stimata la ricchezza attesa utilizzando i seguenti indici:

- l’indice di Chao 1 (Magurran, 2004)
- l’indice di Chao 2 (Chao, 1984; Chao & Lee, 1992)
- Jackknife di I ordine (Colwell & Coddington, 1994; Moreno, 2006)
- Jackknife di II ordine (Moreno, 2006)
- Bootstrap (Efron, 1979)

Tutti i cinque indici di stima sono stati calcolati con il programma EstimateS versione Win820 (Colwell, 1999).

Nelle Fig. 3.4.1. e Fig.3.4.2 sono rappresentate le curve di accumulazione dell’abbondanza (% individui) per le specie osservate e

quelle attese, dei due siti il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” e la Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi.

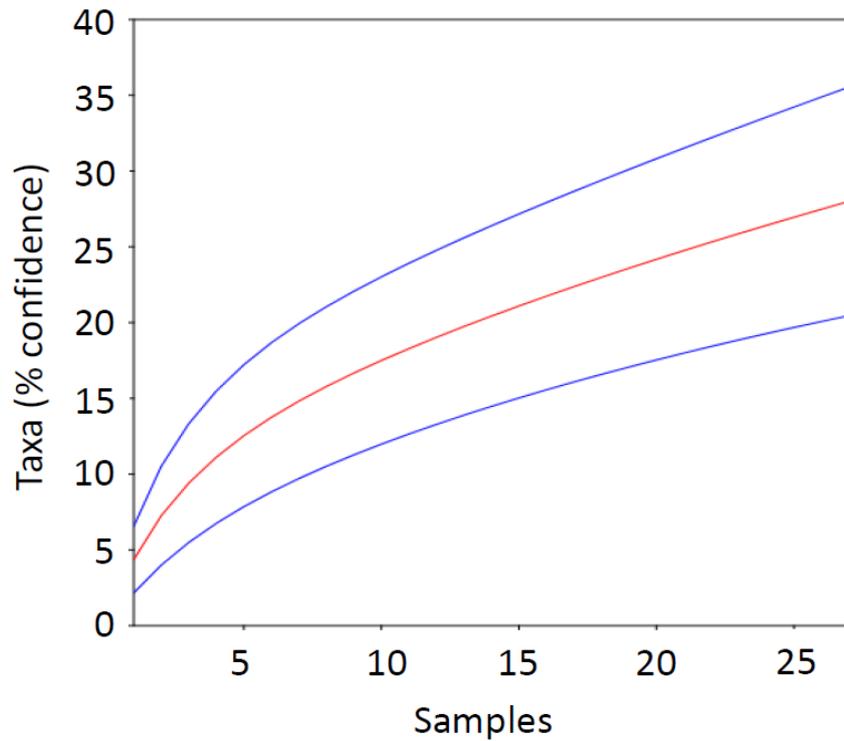


Fig. 3.4.1. Curva di accumulazione per la comunità di apoidei di Buticari.

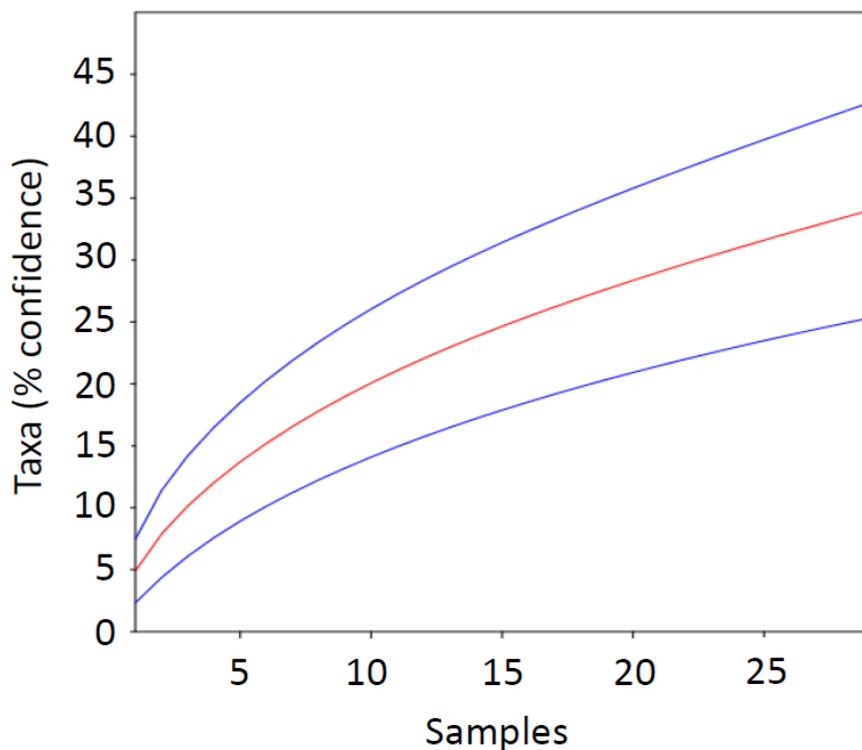


Fig. 3.4.2. Curva di accumulazione per la comunità di apoidei di Fiumedinisi.

L'analisi dell'andamento delle curve delle specie osservate (asintoto rosso), sia per la comunità di Buticari che per la comunità di Fiumedinisi, ha messo in evidenza una rapida crescita dovuta alle specie più abbondanti. Le curve di accumulazione calcolate sulle specie diagnostiche (asintoti azzurro) indicano una ricchezza stimata pari a 33-51 specie per il Parco Suburbano "La Rocca di Buticari" e 40-66 specie per la Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi. Il livello di campionamento ha permesso di stimare la diversità delle comunità degli apoidei, mentre per la ricchezza in specie non è stato raggiunto il valore stabile. Questo può essere dipeso oltre dal mancato rilevamento di alcune specie anche da effetti della variabilità ambientale delle aree sia a livello di struttura della zona sia a livello di collocazione dei siti nell'ambiente.

L'analisi delle curve di abbondanza solo per le comunità dei *Bombus*, ha messo in evidenza invece delle differenze tra il sito di Buticari e di Fiumedinisi.

Nel grafico (Fig. 3.4.3) l'andamento della curva di abbondanza calcolata per le specie dei *Bombus* campionate nel sito di Buticari (curva rossa), raggiunge quasi il valore stabile, ciò significa che sono state raccolte sostanzialmente tutte o quasi tutte le specie presenti nell'area. Infatti, le curve di accumulazione calcolate sulle specie diagnostiche (asintoti azzurri) indicano una ricchezza stimata pari 9-13 specie.

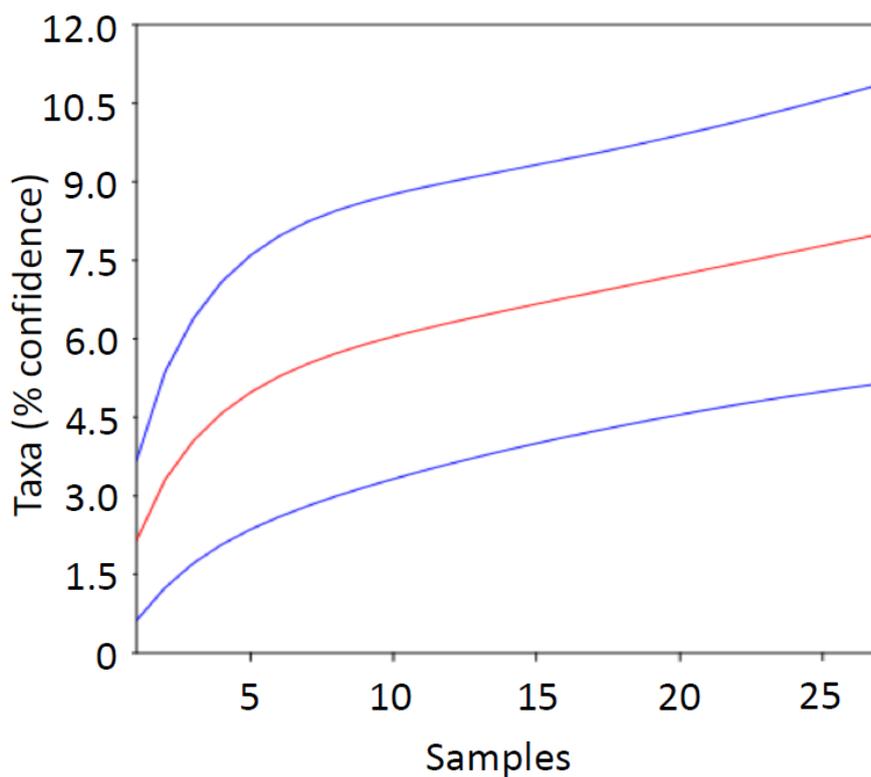


Fig. 3.4.3. Curva di accumulazione per la comunità di Bombus di Buticari.

Analizzando la comunità dei Bombus per il sito di Fiumedinisi, si nota che l'andamento dell'asintoto della curva di accumulazione (curva rossa) arriva al massimo (Fig. 3.4.4) indicando che sono state raccolte tutte le specie presenti nell'area di campionamento. Le curve di accumulazione calcolate sulle specie diagnostiche (asintoti azzurri) indicano una ricchezza stimata pari a 8-9 specie.

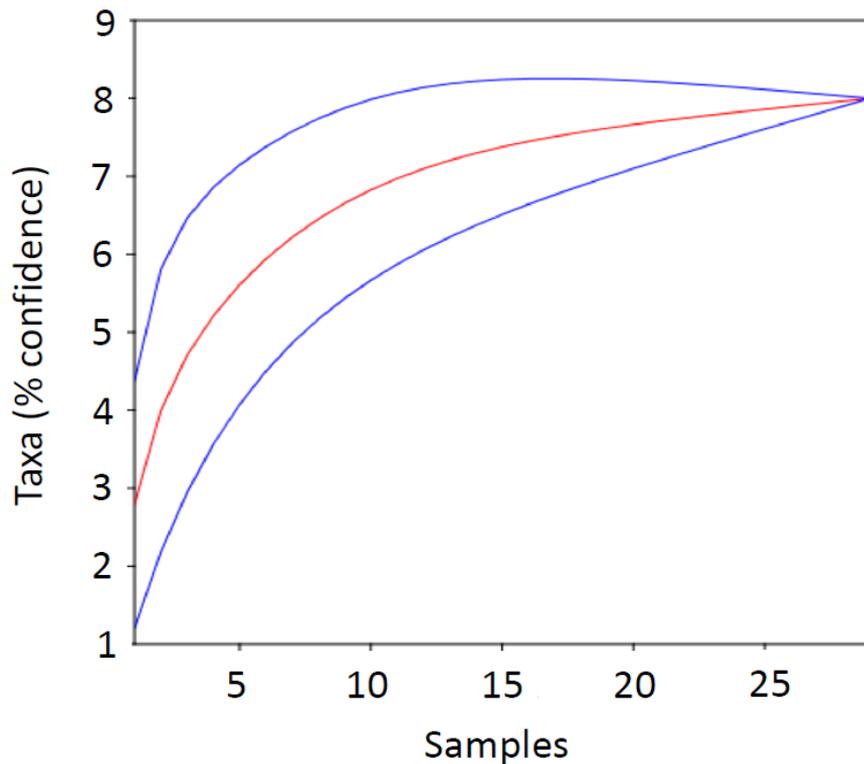


Fig. 3.4.4. Curva di accumulazione per la comunità di Bombus di Fiumedinisi.

Per la stima dei valori della biodiversità nei due siti sono stati utilizzati i seguenti indici:

- Simpson 1-D: per calcolare la probabilità che due individui scelti casualmente appartengono a specie diverse.
- Shannon_H: per calcolare sia l'abbondanza che l'uniformità delle specie presenti.
- Berger-Parker: per calcolare l'abbondanza relativa dell'elemento più abbondante nel sistema.
- Margalef: per calcolare la ricchezza di specie.
- Dominanza: per misurare quanto gli individui di un determinato campione siano distribuiti uniformemente tra le varie specie.

L'analisi degli indici ha dato i seguenti risultati per la comunità degli apoidei di Buticari:

Tab. 1 *Quadro riassuntivo dei valori degli indici di α diversità.*

| INDICES | Sum | Lower | Upper |
|----------------|------------|--------------|--------------|
| N SPECIES | 28 | 28 | 28 |
| N INDIVIDUALS | 230 | 230 | 230 |
| Dominance_D | 0.119 | 0.101 | 0.136 |
| Simpson_1-D | 0.880 | 0.863 | 0.898 |
| Shannon_H | 2.495 | 2.426 | 2.652 |
| Margalef | 4.965 | 4.965 | 4.965 |
| Berger-Parker | 0.225 | 0.177 | 0.277 |

Per la comunità degli apoidei di Fiumedinisi otteniamo i seguenti risultati:

Tab. 2 *Quadro riassuntivo dei valori degli indici di α diversità.*

| INDICES | sum | Lower | Upper |
|----------------|------------|--------------|--------------|
| N SPECIES | 34 | 34 | 34 |
| N INDIVIDUALS | 375 | 375 | 375 |
| Dominance_D | 0.193 | 0.166 | 0.220 |
| Simpson_1-D | 0.806 | 0.779 | 0.833 |
| Shannon_H | 2.208 | 2.125 | 2.379 |
| Margalef | 5.568 | 5.568 | 5.568 |
| Berger-Parker | 0.36 | 0.308 | 0.404 |

Confrontando i valori tra i due siti, molti indici sono statisticamente diversi:

Tab. 3 Quadro riassuntivo dei valori degli indici di α diversità. In azzurro sono evidenziati i valori significativamente diversi tra i due siti.

| Permutation tests | BUTICARI | FIUMEDINISI | Perm p(eq) |
|-------------------|----------|-------------|------------|
| N SPECIES | 28 | 34 | 0.5972 |
| N INDIVIDUALS | 230 | 375 | 0 |
| Dominance | 0.115 | 0.191 | 0.0003 |
| Shannon H | 2.436 | 2.164 | 0.026 |
| Simpson indx | 0.884 | 0.808 | 0.0003 |
| Margalef | 4.965 | 5.568 | 0.6318 |
| Berger-Parker | 0.225 | 0.36 | 0.001 |

L'indice di Margalef presenta un valore che è maggiore nel sito di Fiumedinisi rispetto al sito di Buticari.

Gli indici di Shannon e Simpson mostrano andamenti quasi sovrapponibili fra loro e comunque coerenti con i valori dell'indice di Margalef registrati nei due siti.

Gli indice di Dominanza e Berger-Parker presentano valori più bassi nel sito di Buticari, questi potrebbe essere influenzati dal minore numero di specie presenti.

L'esame degli indici di diversità evidenzia come il sito di Fiumedinisi sia caratterizzato da valori di α diversità inferiori a quello di Buticari e con un numero maggiore di individui raccolti (375). Nel sito di Buticari invece, gli individui raccolti sono 230 distribuiti in modo più equo tra le specie.

Analizzando i dati solo per la comunità dei *Bombus* per il sito di Buticari, la serie di indici di Ricchezza, Diversità e Dominanza ha dato i seguenti risultati:

Tab. 4 *Quadro riassuntivo dei valori degli indici di α diversità*

| INDICES | sum | Lower | Upper |
|----------------|------------|--------------|--------------|
| N SPECIES | 8 | 8 | 8 |
| N INDIVIDUALS | 122 | 122 | 122 |
| Dominance_D | 0.279 | 0.234 | 0.326 |
| Simpson_1-D | 0.720 | 0.672 | 0.765 |
| Shannon_H | 1.49 | 1.387 | 1.637 |
| Margalef | 1.457 | 1.457 | 1.457 |
| Berger-Parker | 0.425 | 0.335 | 0.5 |

Analizzando i dati per la stessa comunità, quella dei Bombus, presente nel sito di Fiumedinisi si hanno i seguenti risultati:

Tab. 5 *Quadro riassuntivo dei valori degli indici di α diversità*

| INDICES | sum | Lower | Upper |
|----------------|------------|--------------|--------------|
| N SPECIES | 8 | 8 | 8 |
| N INDIVIDUALS | 289 | 289 | 289 |
| Dominance_D | 0.315 | 0.282 | 0.354 |
| Simpson_1-D | 0.684 | 0.645 | 0.717 |
| Shannon_H | 1.396 | 1.293 | 1.494 |
| Margalef | 1.235 | 1.235 | 1.235 |
| Berger-Parker | 0.466 | 0.407 | 0.522 |

Confrontando i dati dei valori delle due comunità dei Bombus fra i due siti (Tab.6), non abbiamo nessuna differenza tranne per il numero di individui presenti.

Tab. 6 *Quadro riassuntivo dei valori degli indici di α diversità. In azzurro sono evidenziati i valori significativamente diversi tra i due siti.*

| Permutation tests | BUTICARI | FIUMEDINISI | Perm p(eq) |
|--------------------------|----------|-------------|------------|
| N SPECIES | 8 | 8 | 1 |
| N INDIVIDUALS | 122 | 289 | 0 |
| Dominance | 0.279 | 0.315 | 0.293 |
| Shannon H | 1.49 | 1.396 | 0.3481 |
| Simpson indx | 0.720 | 0.684 | 0.293 |
| Margalef | 1.457 | 1.235 | 0.562 |
| Berger-Parker | 0.425 | 0.466 | 0.449 |

L'esame degli indici di α diversità della comunità dei *Bombus*, sia nel sito di Fiumedinisi che nel sito di Buticari evidenzia come i due siti siano caratterizzati da valori di diversità ampiamente sovrapponibili.

Sono state inoltre calcolate, per tutta la comunità degli apoidei presenti nei siti di Buticari e Fiumedinisi, le funzioni generalizzate di Rényi che permettono di descrivere in un'unica curva, chiamata "profilo di diversità" i diversi aspetti della biodiversità, quali Ricchezza, Equipartizione e Dominanza.

Tali profili di diversità si basano su un indice, Rényi index, che dipende da un parametro alfa. Tale parametro è zero quando corrisponde con il numero totale di specie, è uguale a 1 quando corrisponde con un valore proporzionale all'indice di Shannon, ed è uguale a 2 quando corrisponde con un valore proporzionale all'indice di Simpson. Al variare del parametro α si ottengono indicazioni sulla molteplicità nel punto estremo a sinistra, sulla

diversità indifferenziata nel punto centrale e sulla dominanza al punto estremo a destra.

La figura 3.4.5. descrive il “profilo di diversità” di tutta la comunità degli apoidei presenti nei siti di Buticari e Fiumedinisi.

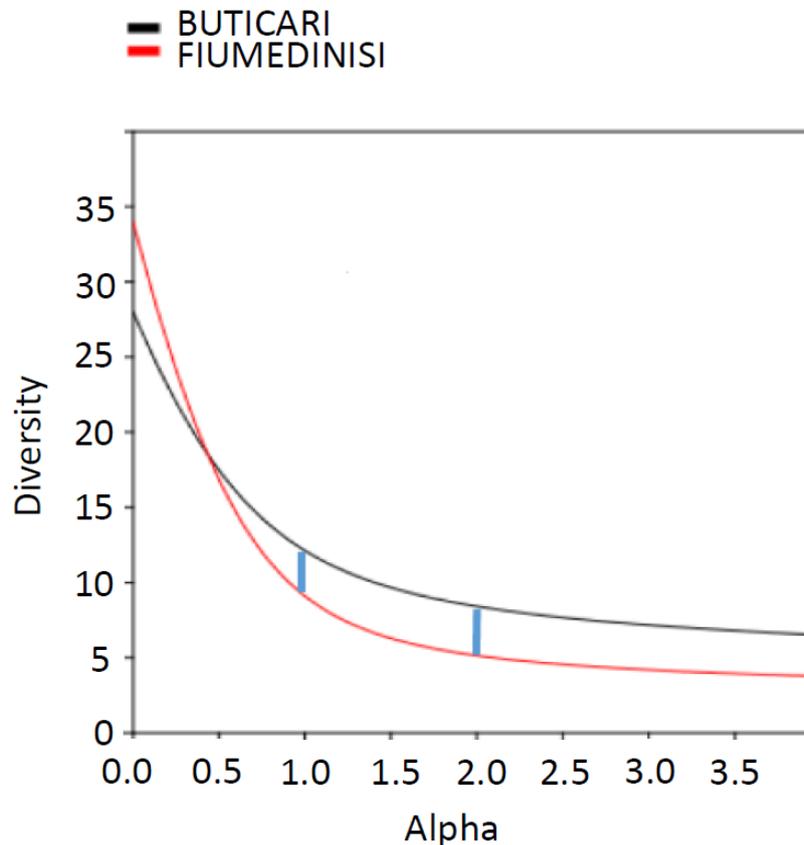


Fig. 3.4.5. Grafico della funzione α -diversità di Reyni (1961) relativo alle comunità di apoidei nei siti di Buticari e Fiumedinisi. Il parametro α viene fatto variare tra 0 e 2. Il valore di diversità indifferenziata (entropia di Shannon) è corrispondente ad $\alpha=0,5$. Le comunità differiscono sia per la molteplicità (punti estremi a sinistra) che per la dominanza (punti estremi a destra).

Esaminando tale grafico del profilo risulta che le due curve (curva nera per Buticari e curva rossa per Fiumedinisi) sono fra loro confrontabili non essendoci sovrapposizione fra le stesse. Le due linee azzurre fra le curve mostrano una distanza al punto 1,0 e al punto 2,0 poiché le due comunità di apoidei, differiscono sia per la molteplicità che per la dominanza.

Per la comunità dei *Bombus* utilizzando le funzioni generalizzate di Rényi, otteniamo il grafico Fig. 3.4.6.:

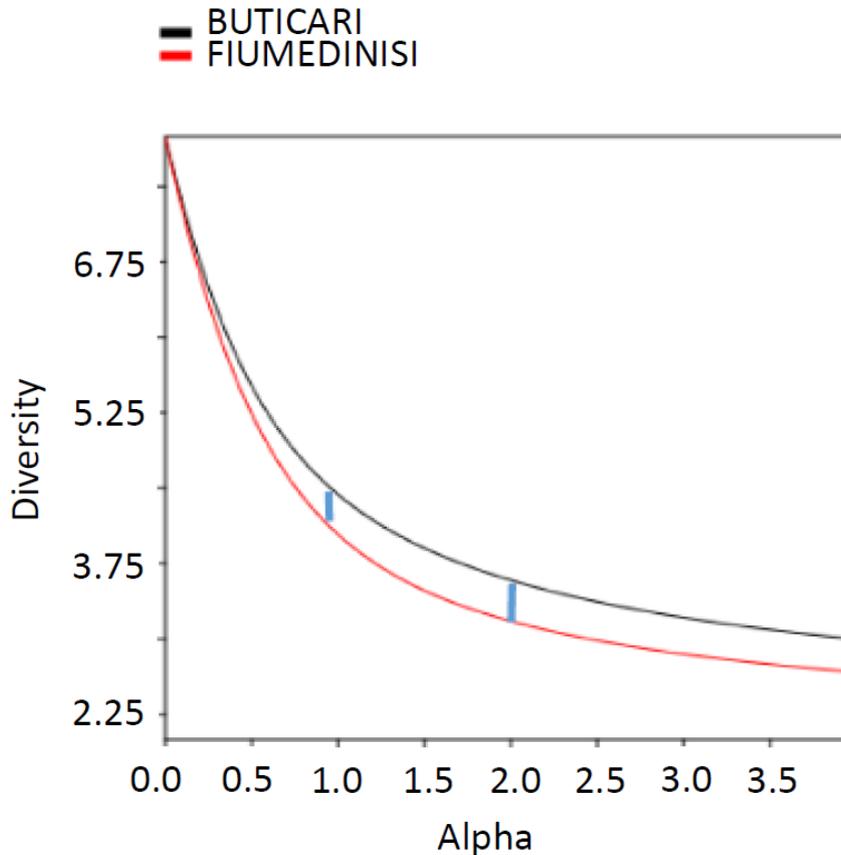


Fig. 3.4.6. Grafico della funzione α -diversità di Reyni (1961) relativo alle comunità di *Bombus* nei siti di Buticari e Fiumedinisi. Il parametro α viene fatto variare tra 0 e 2. Il valore di diversità indifferenziata (entropia di Shannon) corrispondente ad $\alpha=0$. Le comunità differiscono sia per la molteplicità (punti estremi a sinistra) che per la dominanza (punti estremi a destra).

Esaminando tale grafico, le due curve (curva nera per Buticari, curva rossa per Fiumedinisi) sono fra loro confrontabili non essendoci sovrapposizione fra le stesse. Le due linee azzurre fra le curve, mostrano una distanza al punto 1.0 e al punto 2.0. Le due comunità di *Bombus*, quindi, differiscono sia per la molteplicità che per la dominanza.

Per esaminare la diversità delle comunità è stato preso in considerazione l'informazione tassonomica delle specie. Si è calcolato

l'indice di Diversità Tassonomica che prende in considerazione le relazioni genetiche tra le specie.

Per gli apoidei, la diversità nel sito di Buticari ha rilevato caratteristiche diverse rispetto a quella di Fiumedinisi: Buticari: 2.73 vs Fiumedinisi: 2.03

La comunità di apoidei nel sito di Fiumedinisi rispetto a quella di Buticari mostra la presenza di un più basso numero di specie tassonomicamente molto simili tra di loro.

Per le comunità delle piante invece la diversità tassonomica ha rilevato la presenza di specie tassonomicamente molto simili tra di loro: Buticari: 3.03 vs Fiumedinisi: 3.05

Riassumendo possiamo dire che l'analisi di diversità indica che Buticari è un sito più diverso in apoidei che Fiumedinisi. I valori degli indici di Shannon, Simpson, e Taxonomic diversity, sono infatti maggiori a Buticari. Questo dato è importante visto che il numero di specie di piante a Buticari è quasi la metà di quello di Fiumedinisi (25 vs 44) anche se la diversità di piante non varia.

Gli indici di dominanza (Dominance e Berger) sono più bassi a Buticari, il che vuol dire che nonostante la diversità sia minore a Fiumedinisi, in questa località esistono poche specie sovrabbondanti (*Bombus terrestris*). Questi risultati, però, devono essere valutati con cautela dato che le curve di accumulazione ci indicano che molte specie di apoidei non sono state raccolte.

Per quanto riguarda le comunità dei *Bombus* non ci sono differenze tra i due siti e le curve di accumulazione indicando che abbiamo raccolto tutte le specie presenti nelle aree di campionamento.

3.4.1. Networks della comunità di apoidei nel sito di indagine il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari”

La rete di impollinazione basata sulla visita degli apoidei sulle piante è rappresentata nella Fig. 3.4.7. con un grafico bipartito.

I valori degli indici considerati sono i seguenti:

$$H2' = 0.31$$

$$\text{WEIGHTED NODF} = 18.6$$

$$\text{NICHE OVERLAP (API)} = 0.21$$

$$\text{MODULARITY (API)} = 0.93$$

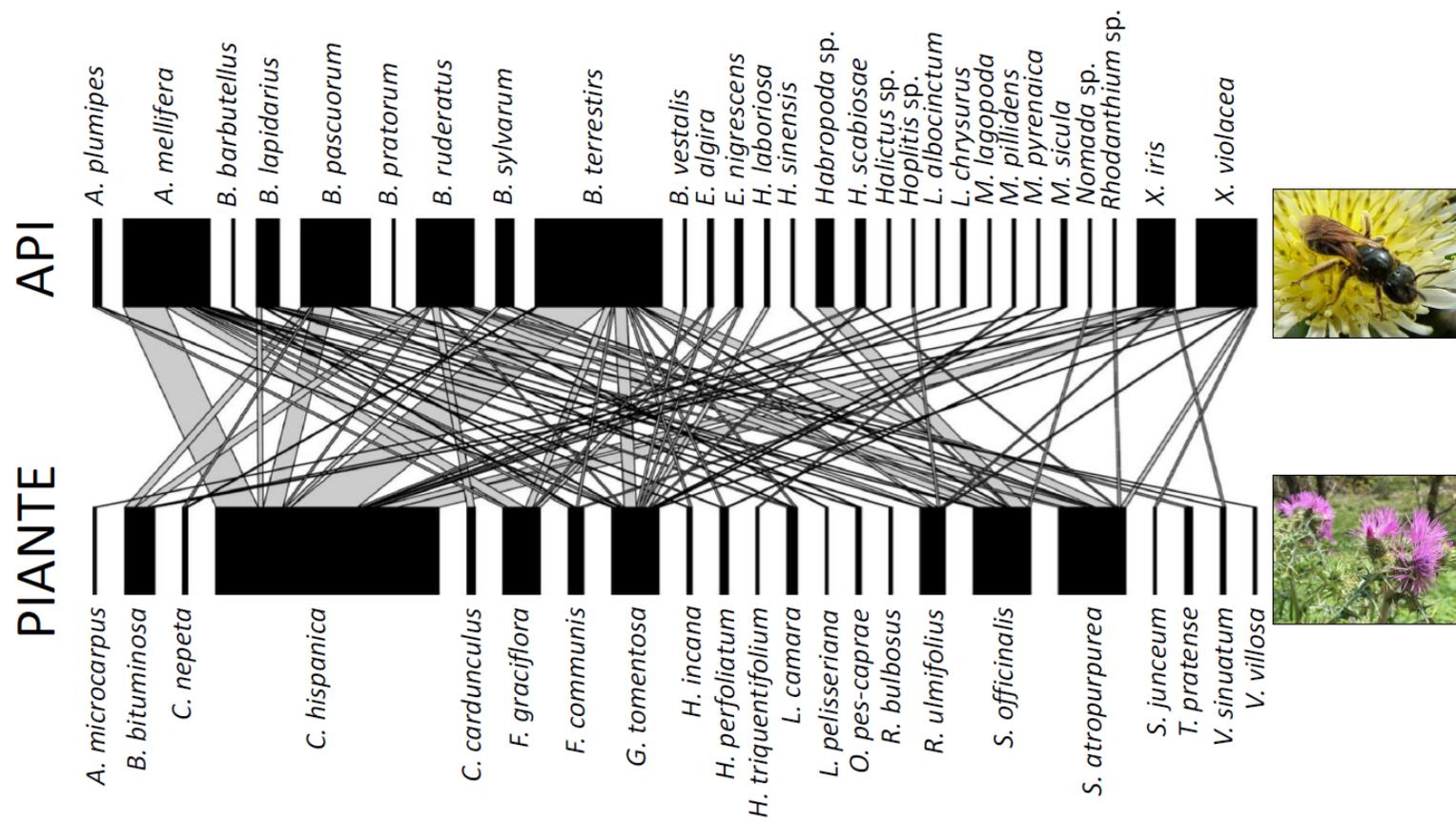


Fig. 3.4.7. Grafico bipartito della rete di impollinazione. Gli apoidei sono rappresentati come rettangoli in alto e le piante come rettangoli in basso. Le dimensioni di ciascun rettangolo sono proporzionale al numero di visite registrate per ogni ape e specie di pianta. La larghezza delle barre orizzontali indica la frequenza di interazione di ciascuna specie. La larghezza della barra grigia indica la forza di interazione.

La rete è caratterizzata da poche interazioni forti e da una grande maggioranza di interazioni deboli. Nella matrice, le specie vegetali con la più alta frequenza di interazione sono *Carlina hispanica*, *Galactites tomentosus* e *Salvia officinalis*. Le specie impollinatrici più frequentemente interagenti sono *Bombus terrestris*, *Apis mellifera* e *Bombus pascuorum*.

Sulla rete di impollinazione è stato eseguito l'algoritmo di rilevazione della Modularità, per determinare la misura del grado in cui la rete è organizzata in moduli. L'algoritmo ha dato un valore pari a 0,39 indicando che la rete è specializzata. L'algoritmo ha anche fornito il numero dei moduli della rete ed il contenuto di ogni modulo. La rete è composta da 6 moduli che differiscono per dimensione e forma. Nel primo modulo 7:3 (cioè nel modulo di sette impollinatori che interagiscono con tre piante) le tre specie: *Bombus terrestris*, *Xylocopa violacea* e *Xylocopa iris*, hanno una forte interazione con la pianta della famiglia delle asteraceae: *Carlina hispanica*. Negli altri moduli l'interazione fra gli impollinatori e le piante è meno evidente (Fig. 3.4.8).

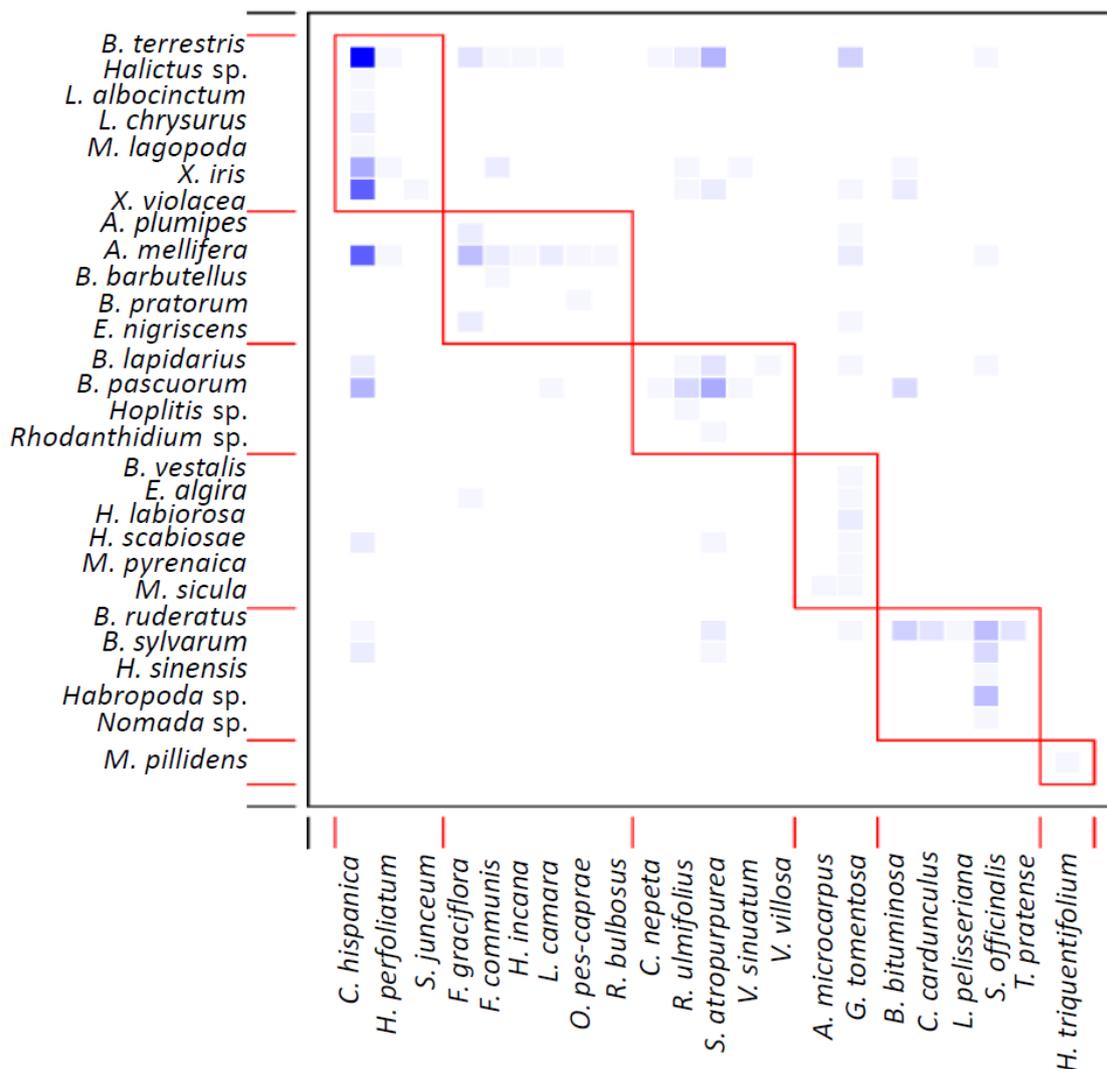


Fig. 3.4.8. Matrice di interazione della rete di impollinazione con moduli nidificati. I quadrati più scuri indicano le interazioni più osservate.

Sono stati eseguiti test statistici per vedere se i parametri della rete differiscono da reti simulate random:

Tab. 7 Tabella riassuntiva dei parametri della rete

| | obs | Null mean | Lower CI | Upper CI | t | P |
|------------------|--------|-----------|----------|----------|---------|-------|
| WNODF | 18.620 | 32.083 | 30.759 | 33.410 | 21.260 | 0.000 |
| H ₂ ' | 0.307 | 0.127 | 0.120 | 0.134 | -54.439 | 0.000 |
| Niche.overlap.HL | 0.209 | 0.383 | 0.357 | 0.409 | 14.040 | 0.000 |

I valori degli indici di rete calcolati rispetto ai modelli nulli rivelano:

- valore basso nell'osservato di WNODF, ciò indica che la rete non è annidata;
- valore del grado di specializzazione globale della rete rivelato dall'indice H_2' più alto nell'osservato rispetto al modello nullo. L'alto valore indica un'alta complementarità cioè un'alta dipendenza delle specie da pochi partner ristretti. Ciò indica che la rete è specializzata;
- valore di Niche Overlap HL maggiore nel modello nullo. Questo valore documenta che le specie di api non sovrappongono la nicchia.

La specializzazione delle specie è stata calcolata con l'indice d' .

Analizzando singolarmente il livello di specializzazione di ogni specie (Fig. 3.4.9), si osserva che la rete di impollinazione è dominata da impollinatori altamente specialisti. Per la maggior parte delle specie il valore dell'indice d' è elevato.

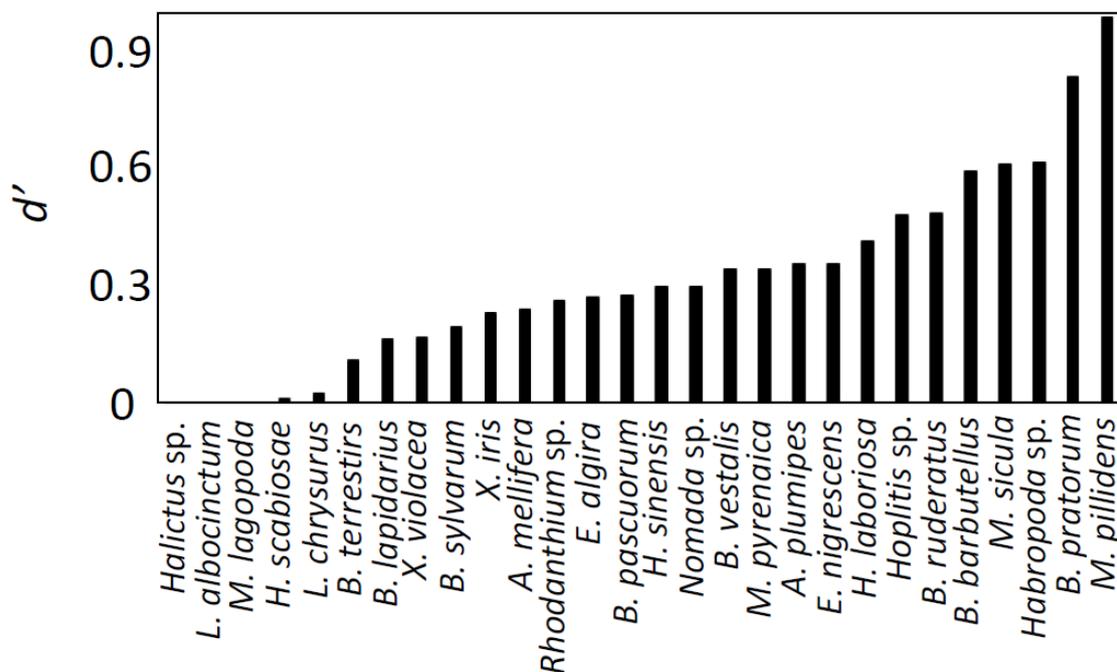


Fig. 3.4.9. Istogramma in cui sono evidenziati valori crescenti di specializzazione d' delle specie di apoidei del sito di Buticari.

Il livello di specializzazione degli apoidei si evince anche dal grafico sottostante (Fig. 3.4.10) che ci consente di osservare la tendenza delle due variabili: il numero di osservazione totali per ogni specie di ape e il valore di d' , nel loro mutare insieme.

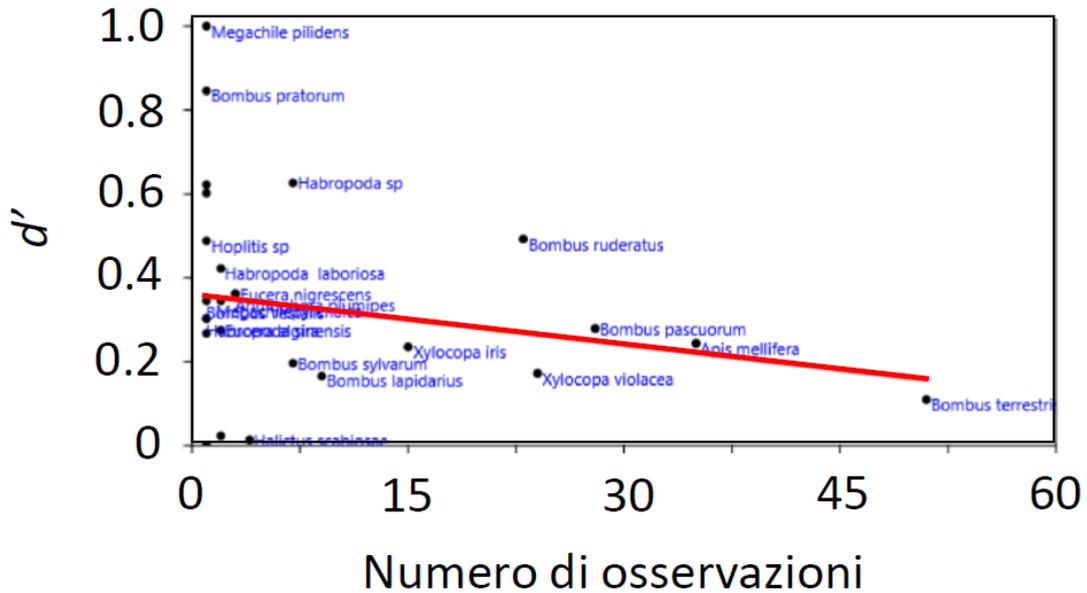


Fig. 3.4.10. Numero di osservazioni di ogni specie di ape vs. il livello di specializzazione d' .

In questo grafico la direzione dell'inclinazione della retta di regressione risulta negativa: all'aumentare del numero di osservazioni totale per ogni specie di ape i valori di d' diminuiscono molto leggermente. Il valore generato del coefficiente di determinazione R^2 è pari a 0.04, un valore basso e prossimo allo zero, che individua una percentuale di variabilità in comune del 4% ; difatti il valore P di probabilità risulta di 0.30 ($>0,05$).

Le due variabili variano quindi in modo indipendenti l'una dall'altra. Dobbiamo concludere che non esiste una correlazione statisticamente significativa. Ciò significa che la presenza delle api generaliste come *Bombus terrestris*, *Apis mellifera*, *Bombus pascuorum*, non dipende dal fatto che sono state più raccolte di altre.

Anche il livello di specializzazione di ogni specie di ape non dipende dal numero di piante visitate.

Dal grafico seguente (Fig. 3.4.11) si evince che con all'aumento del numero di specie di piante visitate, i valori di d' diminuiscono molto leggermente.

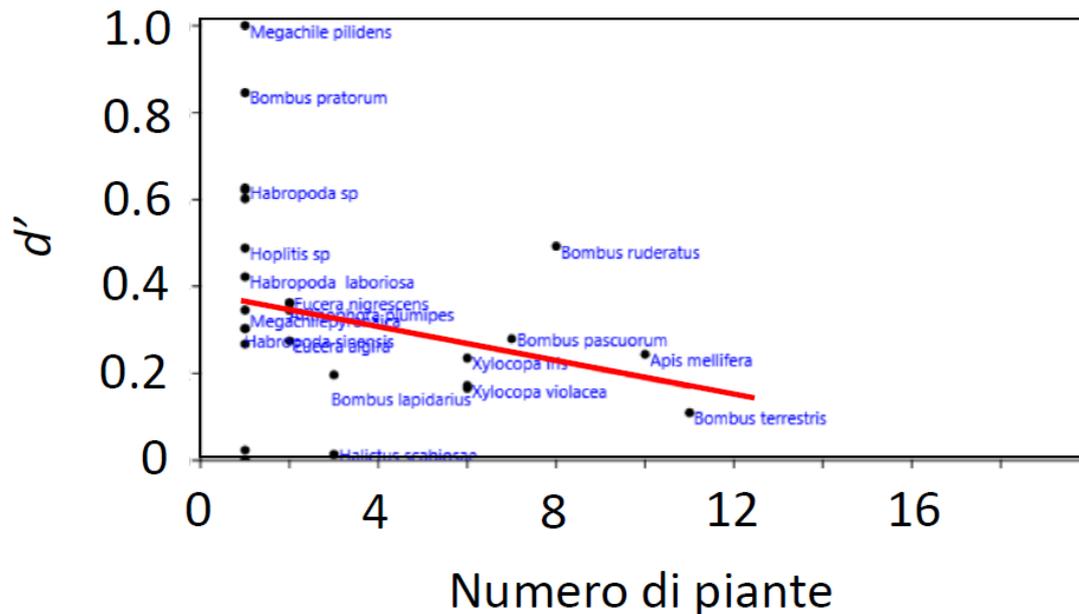


Fig. 3.4.11. Numero di specie di piante visitate vs. il livello di specializzazione d' .

Il valore calcolato di R^2 , pari a 0.06, è un valore basso e prossimo allo zero, attestando una percentuale di variabilità in comune del 6%, infatti il valore P di probabilità risulta di 0.22 (>0.05). Le due variabili variano quindi in modo indipendenti l'una dall'altra. Tuttavia, si nota che le specie *Bombus terrestris*, *Apis mellifera*, *Xylocopa violacea* e *Bombus pascuorum* sono quelle che visitano un più alto numero di piante, e quelle che hanno anche un d' più basso.

3.4.2. Networks della comunità di apoidei nel sito di indagine la Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi.

La rete di impollinazione basata sulla visita degli apoidei sulle piante è rappresentata nella Fig. 3.4.12 con un grafico bipartito.

I valori degli indici considerati sono i seguenti:

$$H2' = 0.25$$

$$\text{WEIGHTED NODF} = 19.4$$

$$\text{NICHE OVERLAP (API)} = 0.13$$

$$\text{MODULARITY (API)} = 0.87$$

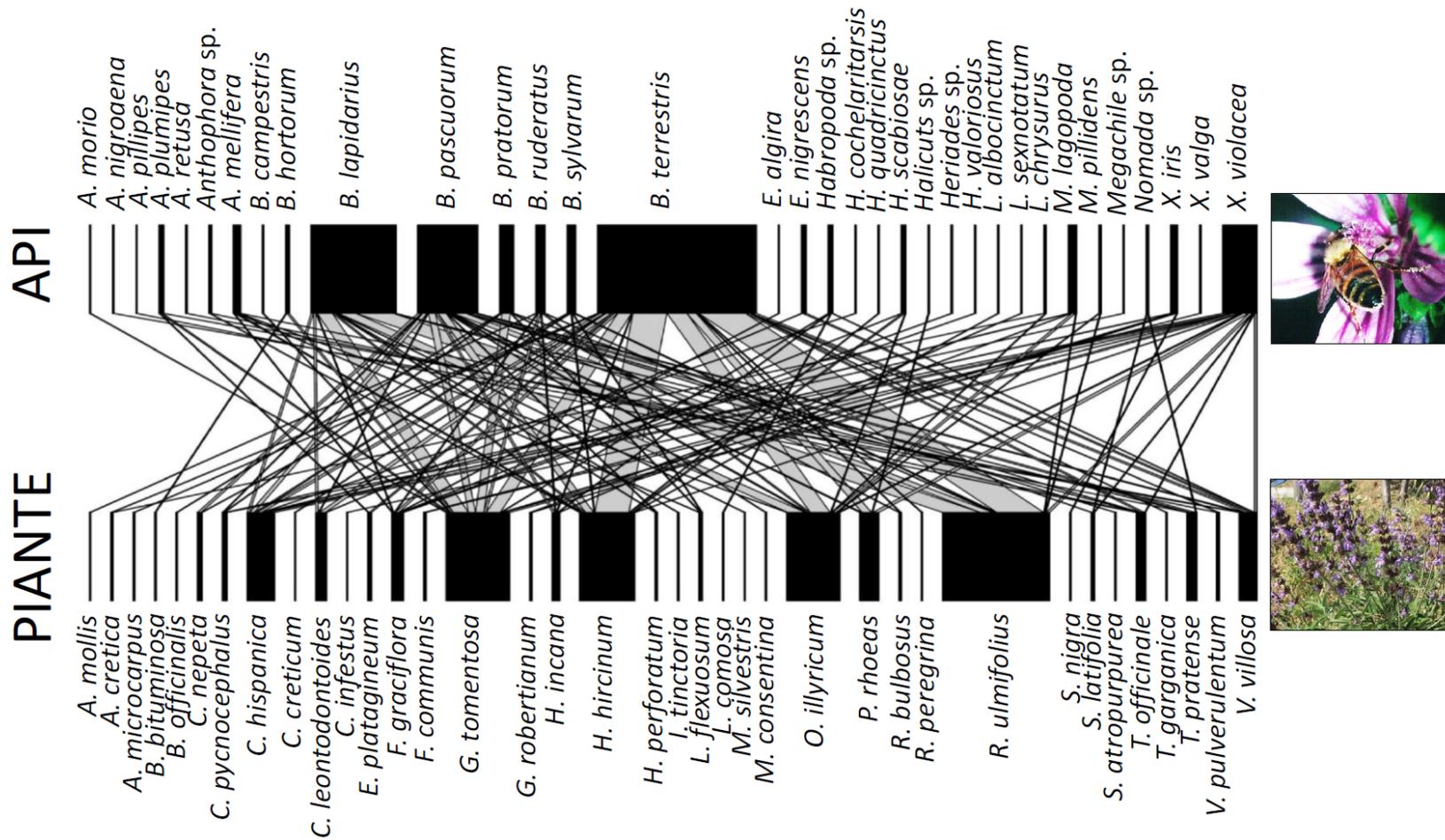


Fig. 3.4.12. Grafico bipartito della rete di impollinazione. Le api sono rappresentate come rettangoli in alto e le piante come rettangoli in basso. Le dimensioni di ciascun rettangolo sono proporzionali al numero di visite registrate per ogni ape o specie di pianta. La larghezza delle barre orizzontali indica la frequenza di interazione di ciascuna specie. La larghezza della barra grigia indica la forza di interazione.

La rete è caratterizzata da poche interazioni forti e da una grande maggioranza di interazioni deboli. Nella matrice, le specie vegetali con la più alta frequenza di interazione sono *Rubus ulmifolius*, *Hypericum hircinum* e *Onopordum illyricum*. Le specie impollinatrici più frequentemente interagenti sono *Bombus terrestris*, e *Bombus lapidarius*.

Sulla rete di impollinazione è stato eseguito l'algoritmo di rilevazione della Modularità, per determinare la misura del grado in cui la rete è organizzata in moduli. Esso ha prodotto un valore pari a 0.87 indicando che la rete è specializzata. L'algoritmo ha anche fornito il numero dei moduli della rete ed il contenuto di ogni modulo. La rete è composta da 8 moduli che differiscono per dimensione e forma. Nel terzo modulo 2:4 (cioè nel modulo di due impollinatori che interagiscono con quattro piante) si può osservare la forte interazione di *Bombus lapidarius* con la pianta *Rubus ulmiformis* e nel modulo 7:8, (composto da sette impollinatori e otto piante) la forte interazione di *Bombus terrestris* con *Hypericum hircinum*. Negli altri moduli l'interazione fra gli impollinatori e le piante è meno evidente (Fig. 3.4.13).

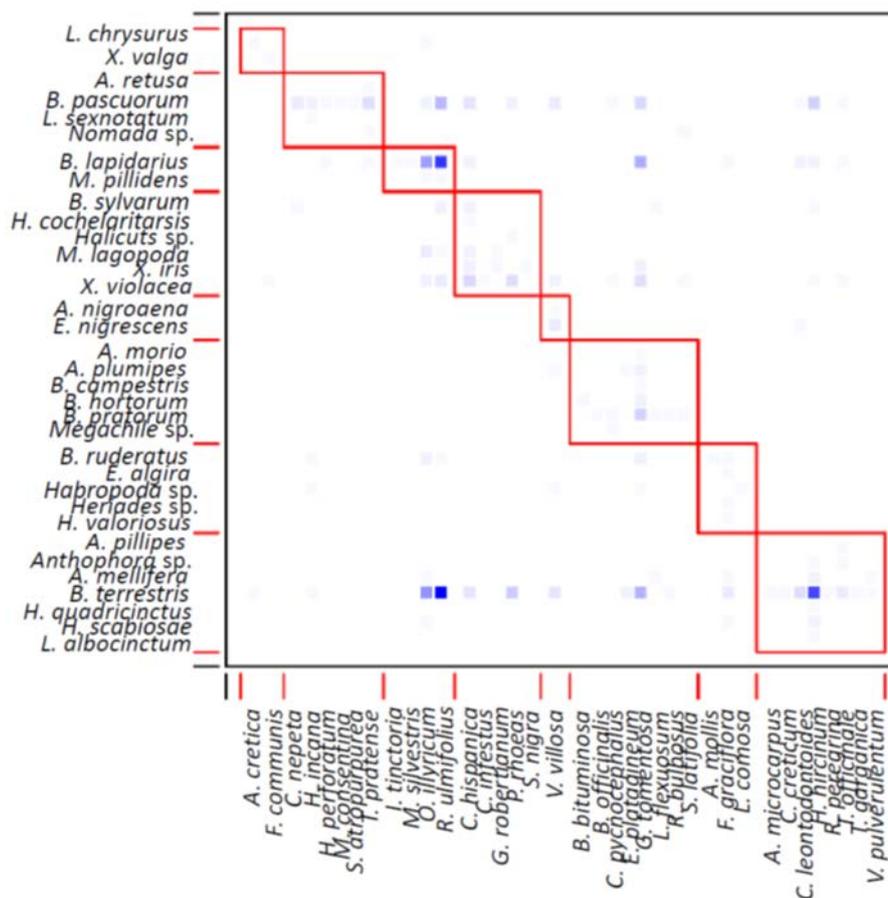


Fig. 3.4.13. Matrice di interazione con moduli nidificati. Le scatole colorate in rosso delineano otto moduli. I quadrati più scuri all'interno indicano le interazioni più osservate.

Sono stati eseguiti test statistici per vedere se i parametri della rete differiscono da reti simulate random:

Tab. 8 Tabella riassuntiva dei parametri della rete

| | obs | Null mean | Lower CI | Upper CI | t | P |
|---------------------|--------|-----------|----------|----------|---------|-------|
| WNODF | 19.363 | 28.010 | 26.812 | 29.210 | 15.105 | 0.000 |
| H2' | 0.255 | 0.119 | 0.114 | 0.126 | -52.698 | 0.000 |
| Niche Overlap.HL | 0.128 | 0.237 | 0.229 | 0.248 | 24.211 | 0.000 |

I valori degli indici di rete calcolati rispetto ai modelli nulli rivelano:

- valore basso nell’osservato di WNODF, ciò indica che la rete non è annidata;

- valore del grado di specializzazione globale della rete rivelato dall’indice H_2' più alto nell’osservato rispetto al modello nullo.

L’alto valore indica un’alta complementarità cioè un’alta dipendenza delle specie da pochi partner ristretti. Ciò indica che la rete è specializzata;

- valore di Niche Overlap HL è maggiore nel modello nullo. Ciò conferma che le specie di api non sovrappongono la nicchia.

La specializzazione delle specie è stata calcolata con l’indice d' . Analizzando singolarmente il livello di specializzazione di ogni specie, si osserva che la rete di impollinazione è dominata per la maggior parte da impollinatori altamente specialisti, il valore dell’indice d' è elevato per la maggior parte delle specie (Fig. 3.4.14).

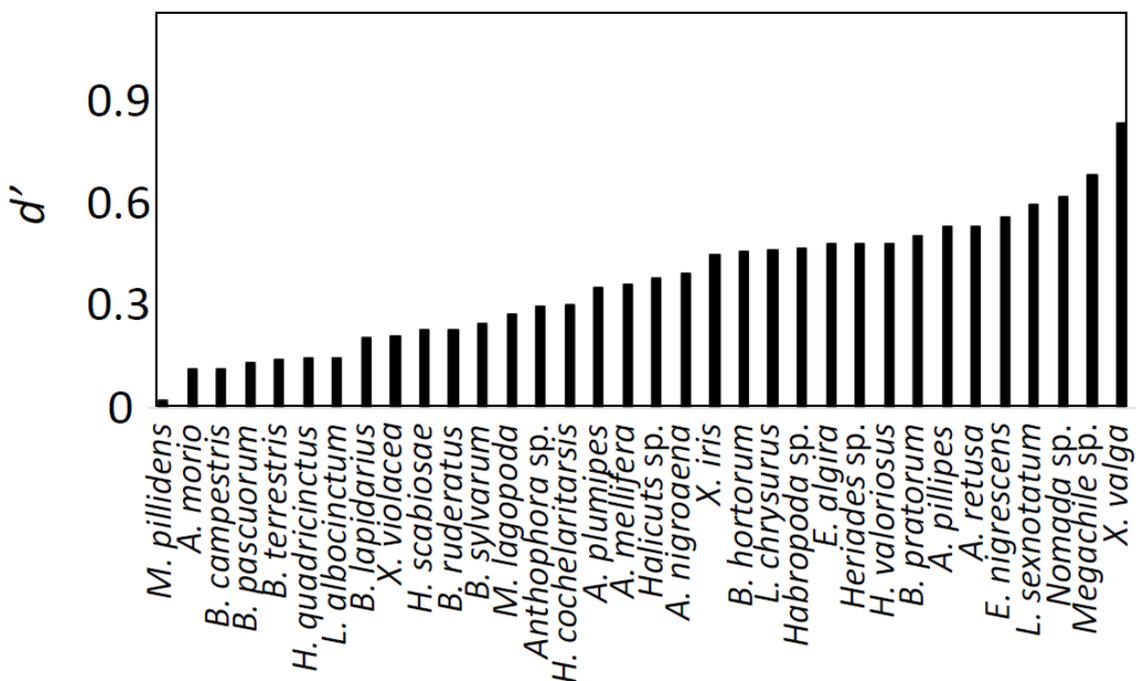


Fig. 3.4.14. Istogramma in cui sono evidenziati i valori crescenti di specializzazione d' delle specie di apoidei del sito di Fiumedinisi

basso. IL grafico (Fig. 3.4.16) evidenzia una correlazione lineare significativa fra il numero di specie di piante visitate e il valore di d' .

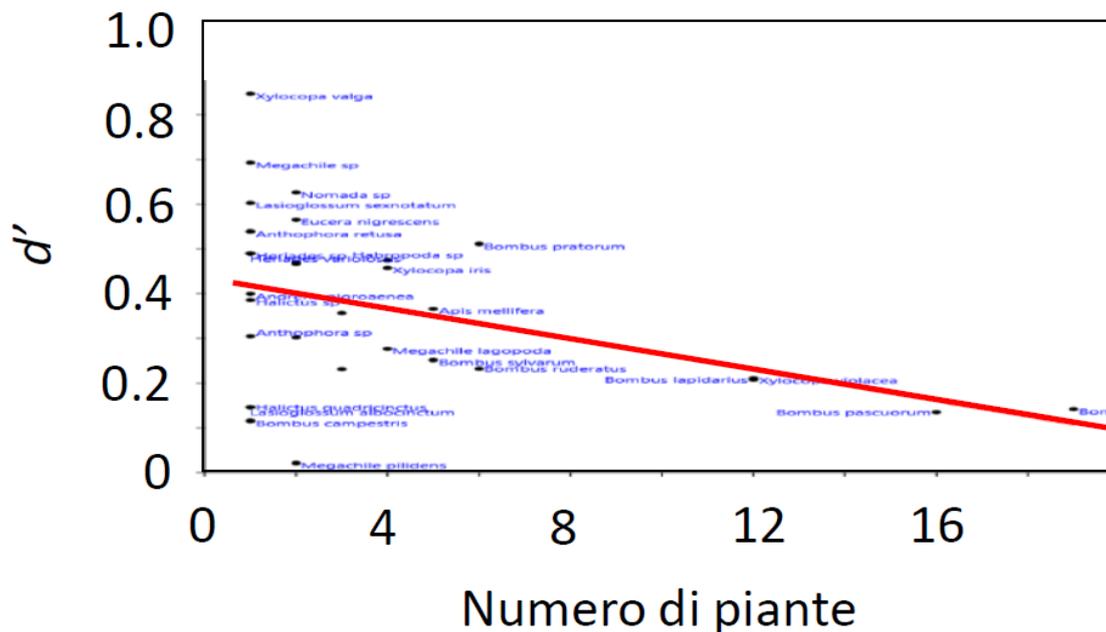


Fig. 3.4.16. Numero di specie di piante visitate dagli apoidei vs. il livello di specializzazione d' .

Difatti il valore calcolato del coefficiente di determinazione R^2 , pari a 0.16 dà una percentuale di variabilità in comune del 16% e il valore P di probabilità è di 0.02 (<0.05). Le specie *Bombus terrestris*, *Bombus pascuorum*, *Xylocopa violacea* e *Bombus lapidarius* sono quelle che visitano un più alto numero di piante con un d' più basso.

Le reti di impollinazioni di Buticari e Fiumedinisi sono risultate specializzate. Ciò vuol dire che le interazioni tra le specie di api e quelle delle piante non sono arrangiate random nella rete.

I valori di $H2'$, che identificano la specializzazione globale della rete, sono infatti significativamente più alti che in reti simulate random a partire dallo stesso numero di interazioni.

Si nota anche che:

- il valore di $H2'$ è leggermente più alto a Buticari che a Fiumedinisi;
- la Nestedness simile nei due siti, ma piuttosto bassa, indica che le reti non sono annidate;
- la Niche Overlap HL tra le specie di api è più alta in Buticari, suggerendo una più alta specializzazione in Fiumedinisi;
- la Modularità, la tendenza delle specie di formare clusters in funzione delle loro interazioni, è simile nei due siti e piuttosto alta in entrambi i siti, suggerendo ancora una volta la specializzazione globale della rete.

In conclusione la nostra analisi di rete indica che se si considerano le intere comunità di apoidei, il sito di Fiumedinisi è leggermente più specializzato che quello di Buticari. Mentre se si considerano le comunità dei *Bombus*, è Buticari ad essere leggermente più specializzata di Fiumedinisi. C'è un'importante variazione di specializzazione tra le singole specie (d'), ma questa non dipende o dipende leggermente dall'ampiezza generale della dieta, cioè da numero di specie delle piante.

Le reti sia totali che di *Bombus*, non mostrano Nestedness, mentre mostrano la presenza di moduli più o meno definiti che raggruppano specie diverse. Nelle reti totali, si può notare come l'appartenenza ad un modulo o ad un altro non dipende dalle relazioni filogenetiche tra le specie, ovvero le specie di uno stesso genere possono far parte di molti moduli. Nelle reti di *Bombus*, sia nella comunità di Buticari che in quella di Fiumedinisi, si nota anche come il *Bombus terrestris*, la specie più abbondante, forma moduli individuali, ovvero è l'unica o quasi specie nel modulo. Come conseguenza, i valori di Niche Overlap, di sovrapposizione della dieta tra le specie di apoidei è generalmente bassa o moderata.

3.4.3. Networks delle comunità dei *Bombus* nel sito di indagine il Parco Suburbano “La Rocca di Buticari”

La rete di impollinazione basate sulla visita dei *Bombus* sulle piante è rappresentata nella Fig. 3.4.17 con un grafico bipartito.

I valori degli indici considerati sono i seguenti:

$$H2' = 0.33$$

$$\text{WEIGHTED NODF} = 23.9$$

$$\text{NICHE OVERLAP (API)} = 0.33$$

$$\text{MODULARITY (API)} = 0.87$$

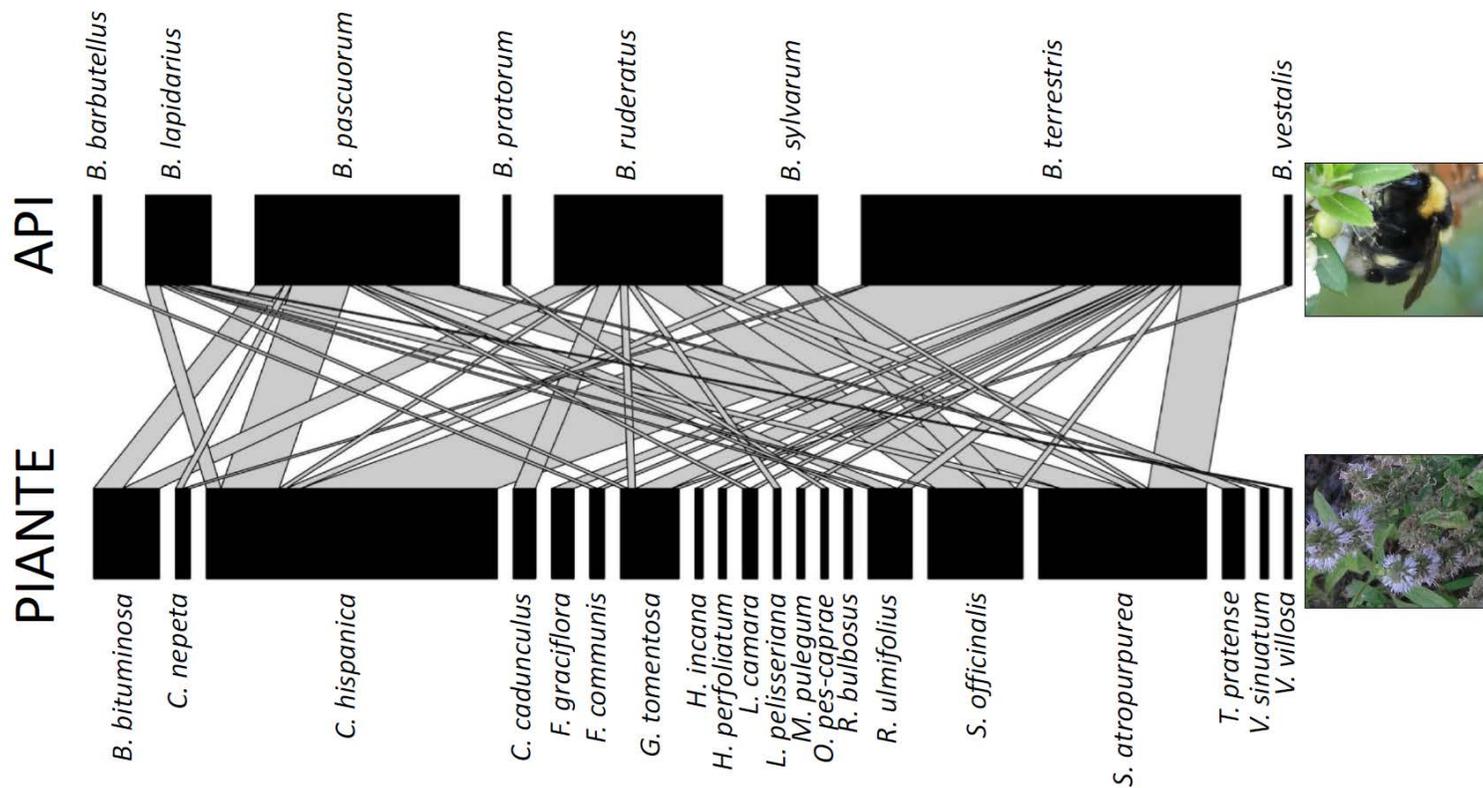


Fig. 3.4.17. Grafico bipartito della rete di impollinazione. I Bombus sono rappresentati come rettangoli in alto e le piante come rettangoli in basso. Le dimensioni di ciascun rettangolo sono proporzionali al numero di visite registrate per ogni ape o specie di pianta. La larghezza delle barre orizzontali indica la frequenza di interazione di ciascuna specie. La larghezza della barra grigia indica la forza di interazione.

La rete è caratterizzata da poche interazioni forti e da una grande maggioranza di interazioni deboli. Nella matrice, le specie vegetali con la più alta frequenza di interazione sono *Carlina hispanica*, *Galactites tomentosus*, *Sixalix atropurpurea* e *Salvia officinalis*. Le specie impollinatrici di *Bombus* più frequentemente interagenti sono *Bombus terrestris*, *Bombus pascuorum* e *Bombus ruderatus*.

Per analizzare se il comportamento dei *Bombus* raccolti nei siti di indagine è più simile tra le specie dello stesso sottogenere, sono state raggruppati i *Bombus* per sottogenere in base alla revisione più recente. (Fig. 3.4.18).

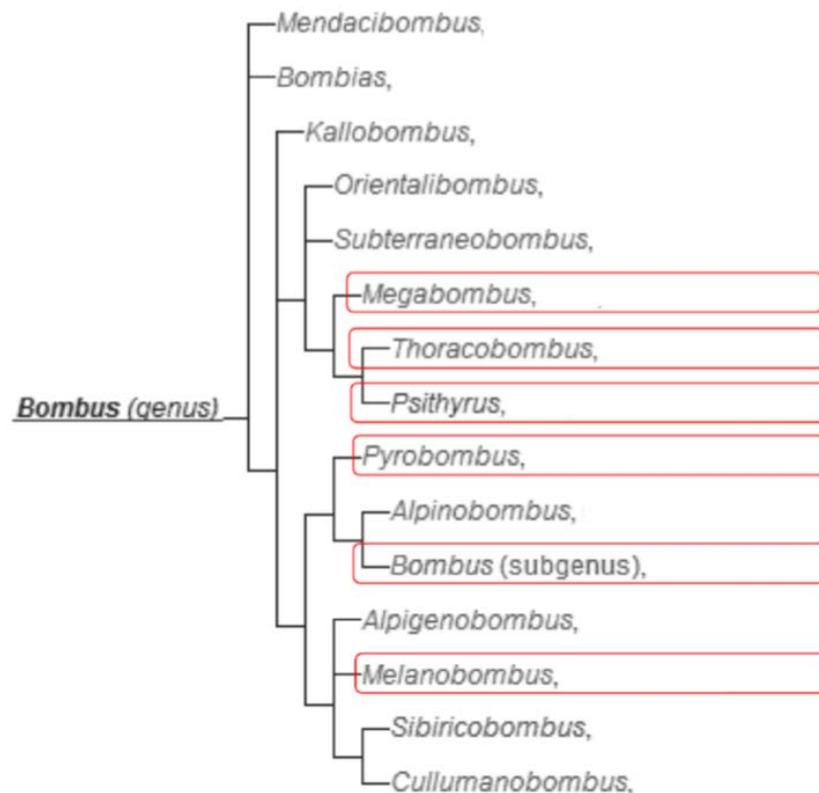


Fig. 3.4.18. Dendrogramma filogenetico dei *Bombus*. In rosso i sottogeneri raccolti nei siti di Buticari e Fiumedinisi.

Sulla rete di impollinazione è stato eseguito poi l'algoritmo di rilevazione della Modularità, per identificare la misura del grado in cui la

rete è organizzata in moduli. Esso ha prodotto un valore pari a 0.87 indicando che la rete è specializzata.

L'algoritmo ha anche fornito il numero dei moduli della rete (Fig. 3.4.19) ed il contenuto di ogni modulo. La rete è composta da 5 moduli che differiscono per dimensione e forma. Nell'ultimo modulo 2:6 (cioè nel modulo di due impollinatori che interagiscono con sei piante) solo la specie di *Bombus terrestris*, ha una forte interazione con la pianta della famiglia delle Asteraceae: *Carlina hispanica*. Negli altri moduli l'interazione fra gli impollinatori e le piante è meno evidente. Si può anche osservare che entro ogni modulo non vi è alcuna corrispondenza con i loro sottogeneri. I moduli sono formati da specie con sottogeneri diversi.

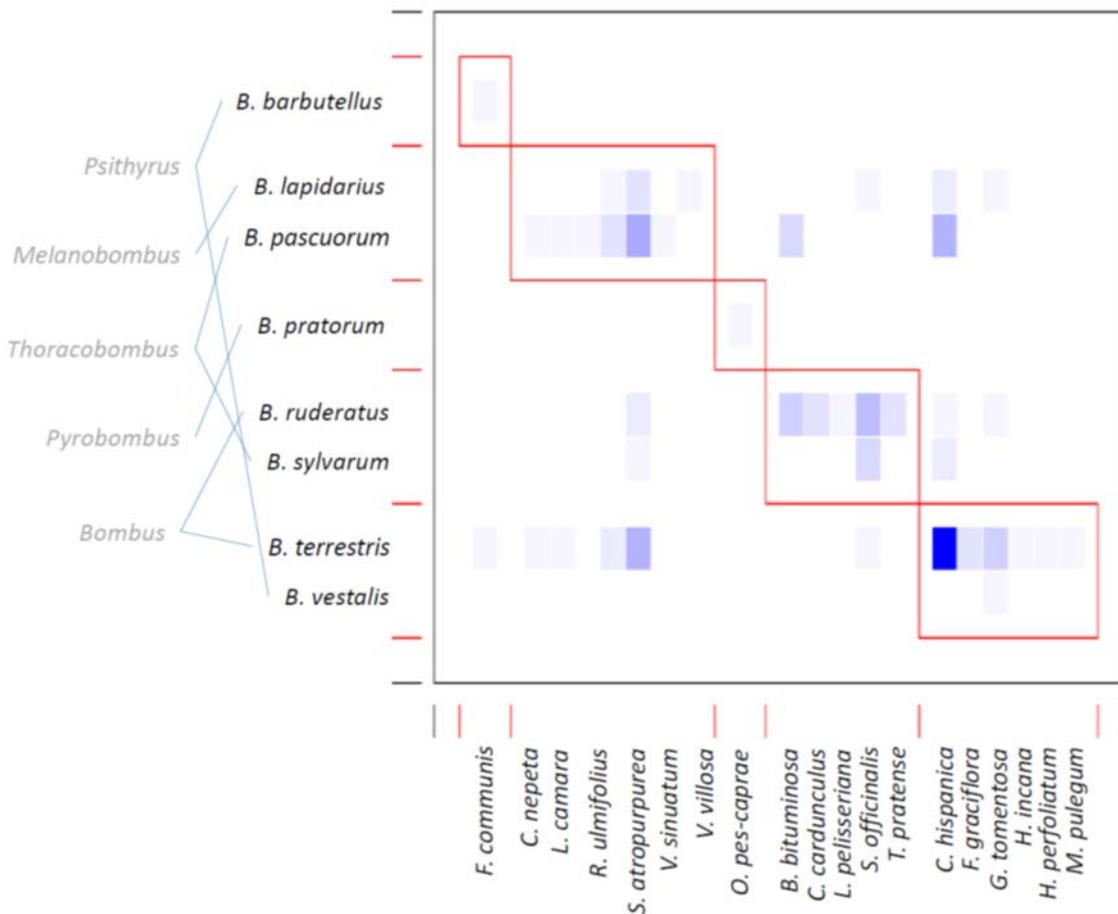


Fig. 3.4.19. Matrice di interazione con moduli nidificati. Le scatole colorate in rosso delineano cinque moduli. I quadrati più scuri all'interno indicano le interazioni più osservate. Sulla destra si possono leggere i corrispondenti sottogeneri presenti nei moduli.

Sono stati eseguiti test statistici per vedere se i parametri della rete differiscono da reti simulate random:

Tab.9 *Tabella riassuntiva dei parametri della rete*

| | obs | null mean | lower CI | upper CI | t | P |
|------------------|-------|-----------|----------|----------|-------|-------|
| WNODF | 23.96 | 38.05 | 35.84 | 40.26 | 13.32 | 0.000 |
| H2 | 0.332 | 0.138 | 0.123 | 0.150 | 30.17 | 0.000 |
| Niche Overlap.HL | 0.329 | 0.433 | 0.408 | 0.460 | 8.30 | 0.000 |

I valori di indici di rete calcolati rispetto ai modelli nulli rivelano:

- valore basso nell’osservato di WNODF, ciò indica che la rete non è annidata;
- valore più alto nell’osservato rispetto al modello nullo del grado di specializzazione globale della rete rivelato con l’indice H2’, l’alto valore indica un’alta complementarità, cioè un’alta dipendenza delle specie da pochi partner ristretti. Ciò indica che la rete è significativamente specializzata;
- valore di Niche Overlap HL maggiore nel modello nullo. Ciò attesta che le specie di api non sovrappongono la nicchia.

La specializzazione delle specie è stata calcolata con l’indice d’. Analizzando singolarmente il livello di specializzazione di ogni specie di *Bombus*, si osserva che alcune specie come *Bombus pratorum*, e *Bombus barbutellus* sono molto specializzate con valori alti di d’, rispetto ad altre specie come *Bombus sylvarum* e *Bombus lapidarius* che sono generalisti con valori bassi di d’ (Fig. 3.4.20).

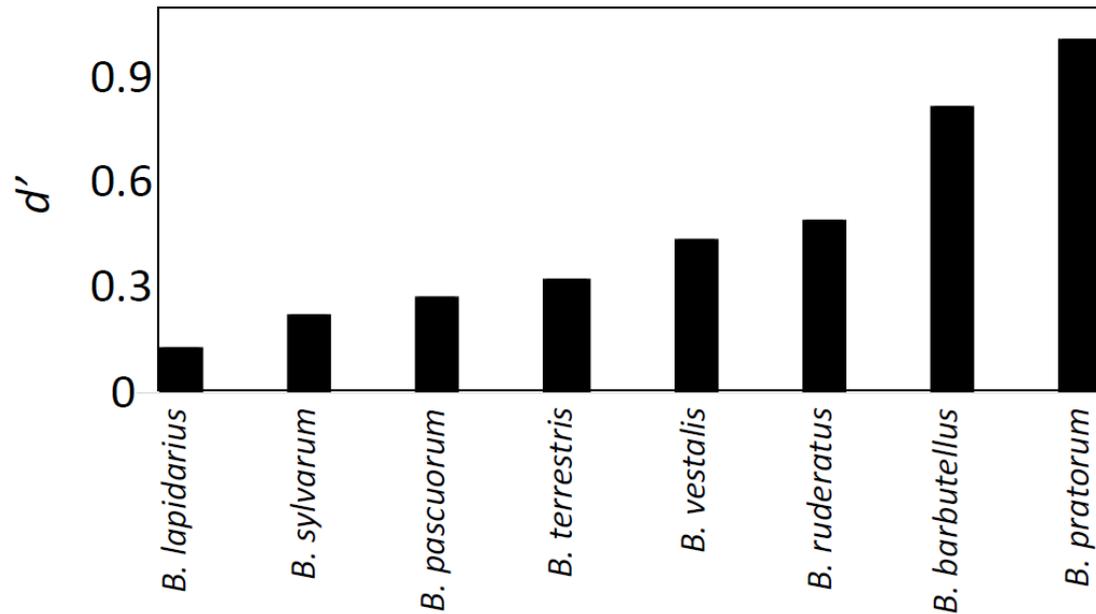


Fig. 3.4.20. Istogramma in cui sono evidenziati valori crescenti di specializzazione d' delle specie di Bombus del sito di Buticari.

Anche il livello di specializzazione dei Bombus rilevato dal grafico (Fig. 3.4.21) ci permette di considerare il numero di osservazione totali delle specie e il valore di d' nel loro variare.

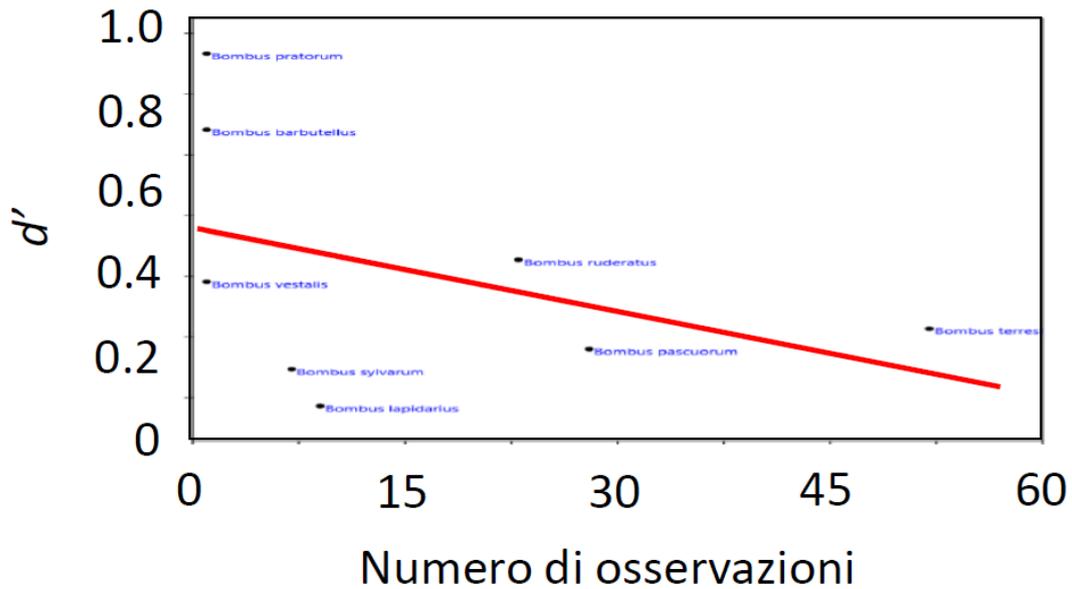


Fig. 3.4.21. Numero di osservazioni di ogni specie di *Bombus* vs. il livello di specializzazione d' .

Il valore generato del coefficiente di determinazione R^2 , pari a 0.17, è relativamente basso e indica una percentuale di variabilità in comune del 17%, infatti il valore P di probabilità risulta di 0.31 (>0.05). Le due variabili variano quindi in modo indipendente l'una dall'altra, non c'è nessuna correlazione significativa. Ciò significa che il fatto che ci siano *Bombus* generalisti come *Bombus terrestris*, *Bombus pascuorum*, e *Bombus lapidarius*, che hanno avuto la maggior parte di osservazioni non dipende dal fatto che sono stati più raccolti di altri. Le specie più generaliste hanno un d' basso.

Ugualmente il livello di specializzazione di ogni specie di *Bombus* non dipende dal numero di piante visitate. Dal grafico sottostante (Fig. 3.4.22) si può osservare che all'aumentare del numero di specie di piante visitate, i valori di d' diminuiscono.

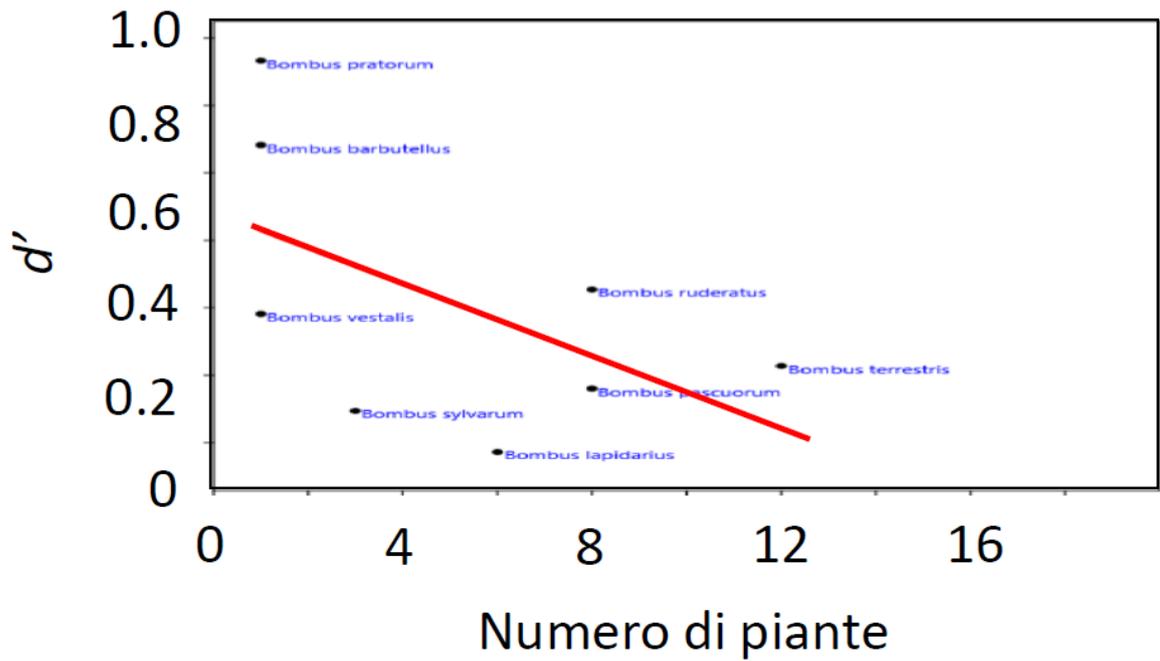


Fig. 3.4.22. Numero di specie di piante visitate dai Bombus vs. il livello di specializzazione d'.

La retta di regressione del grafico è negativa perché con l'aumento del numero di specie di piante visitate i valori di d' diminuiscono. Il valore calcolato del coefficiente di determinazione R^2 , pari a 0.2 dà una percentuale di variabilità in comune del 29%, e il valore P di probabilità risulta di 0.16 ($>0,05$). Le due variabili variano quindi in modo indipendente l'una dall'altra. Le specie di *Bombus terrestris*, *Bombus pascuorum*, e *Bombus ruderatus*, che visitano un più alto numero di piante, sono quelle che hanno anche un d' più basso.

3.4.4. Networks delle comunità dei *Bombus* nel sito di indagine la Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi

La rete di impollinazione basata sulla visita dei *Bombus* sulle piante è rappresentata nella Fig. 3.4.23 con un grafico bipartito.

I valori degli indici considerati sono i seguenti:

$$H2' = 0.23$$

$$\text{WEIGHTED NODF} = 29.5$$

$$\text{NICHE OVERLAP (API)} = 0.35$$

$$\text{MODULARITY (API)} = 0.58$$

La rete è caratterizzata da poche interazioni forti e da una grande maggioranza di interazioni deboli. Nella matrice, le specie vegetali con la più alta frequenza di interazione sono *Rubus ulmifolius*, *Galactites tomentosus*, *Hypericum hircinum*, *Onopordum illyricum*. Le specie impollinatrici più frequentemente interagenti sono *Bombus terrestris*, *Bombus pascuorum* e *Bombus lapidarius*.

Sulla rete di impollinazione è stato eseguito l'algoritmo di rilevamento della modularità che ha prodotto un valore di 0.58 che è una misura del grado in cui la rete è organizzata in moduli. Il valore alto della Modularità, suggerisce che la rete è specializzata. Nel grafico sottostante (Fig. 3.4.24) si può osservare che dentro ogni modulo non c'è nessuna corrispondenza con i loro sottogeneri. I moduli sono formati da specie con sottogeneri diversi.

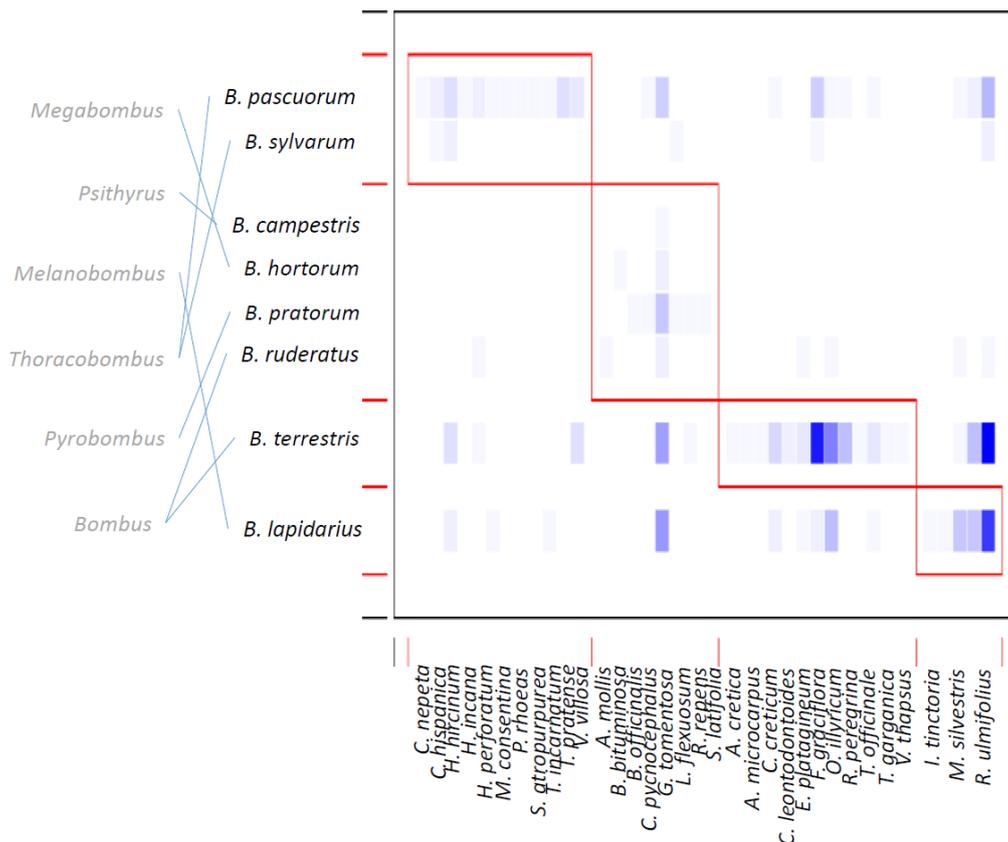


Fig. 3.4.24. Matrice di interazione con moduli nidificati. Le scatole colorate in rosso delineano quattro moduli. I quadrati più scuri all'interno indicano le interazioni più osservate. Sulla destra si possono leggere i corrispondenti sottogeneri presenti nei moduli.

Sono stati eseguiti test statistici per vedere se i parametri della rete differiscono da reti simulate random:

Tab. 10 *Tabella riassuntiva dei parametri della rete*

| | obs | Null mean | Lower CI | Upper CI | t | P |
|------------------|--------|-----------|----------|----------|---------|-------|
| WNODF | 29.503 | 38.8224 | 37.567 | 40.0775 | 15.553 | 0.000 |
| H2 | 0.233 | 0.114 | 0.106 | 0.120 | -31.889 | 0.00 |
| NICHE OVERLAP HL | 0.350 | 0.472 | 0.457 | 0.489 | 16.886 | 0.000 |

I valori di indici di rete calcolati rispetto ai modelli nulli rivelano:

- valore basso nell’osservato di WNODF, ciò indica che la rete non è annidata;
- valore più alto nell’osservato rispetto al modello nullo del grado di specializzazione globale della rete rivelato con l’indice H_2' . L’alto valore indica un’alta complementarità, cioè un’alta dipendenza delle specie da pochi partner ristretti. Ciò indica che la rete è specializzata;
- valore di Niche Overlap maggiore nel modello nullo. Ciò attesta che le specie di *Bombus* non sovrappongono la nicchia.

La specializzazione delle specie è stata calcolata con l’indice d' . Analizzando singolarmente il livello di specializzazione di ogni specie di *Bombus*, si osservano che alcune specie sono molto specializzate con valori alti di d' come *Bombus pratorum* e altre specie generaliste come *Bombus pascuorum* e *Bombus campestris* con valori bassi di d' (Fig. 3.4.25)

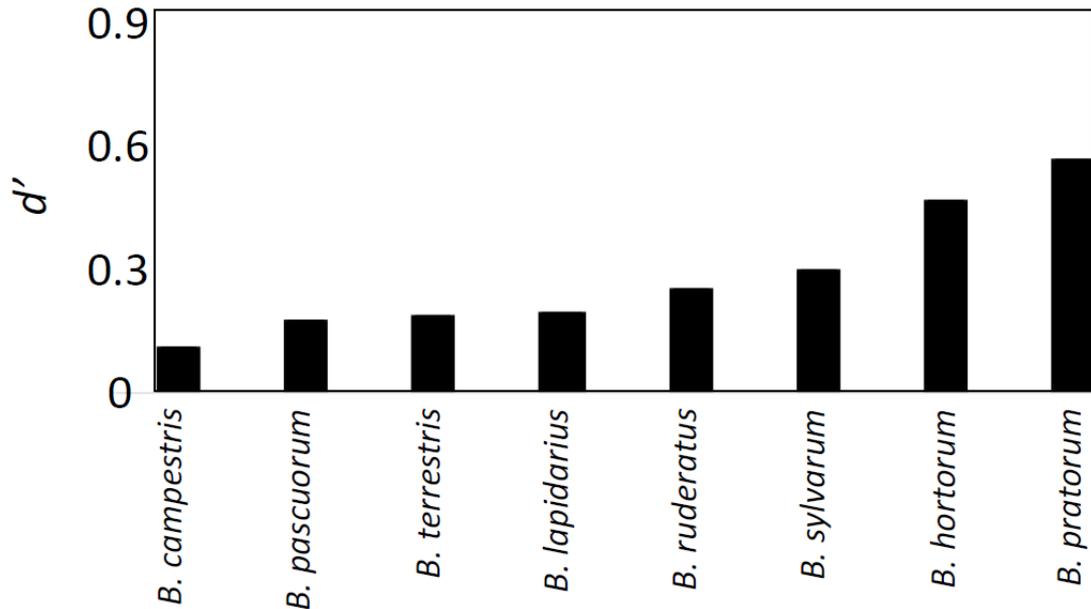


Fig. 3.4.25. Istogramma in cui sono evidenziati valori crescenti di specializzazione d' delle specie di *Bombus* del sito di Fiumedinisi.

Il livello di specializzazione nei *Bombus* si evince anche dal grafico seguente (Fig. 3.4.26) che ci consente di esaminare la tendenza delle due variabili: il numero di osservazione totali per ogni specie e il valore di d' , nel loro variare insieme.

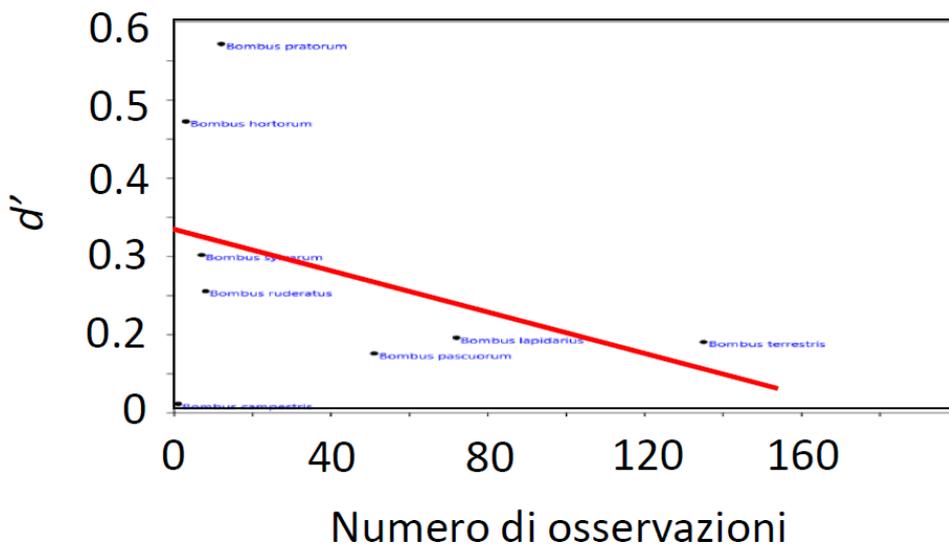


Fig. 3.4.26. Numero di osservazioni per ogni specie di *Bombus* vs. il livello di specializzazione d' .

Il valore generato del coefficiente di determinazione R^2 , pari a 0.15, individua una percentuale di variabilità in comune è del 15%, il valore P di probabilità risulta di 0.33 (>0.05). Le due variabili sono indipendenti l'una dall'altra. Ciò significa che i *Bombus* generalisti come *Bombus terrestris*, *Bombus lapidarius* e *Bombus pascuorum*, se hanno avuto la maggior parte di osservazioni non dipende dal fatto che sono stati più raccolti di altri. Le specie hanno un d' basso.

Il livello di specializzazione di ogni specie di *Bombus* non dipende dal numero di piante visitate. Dal grafico sottostante (Fig. 3.4.27) si può osservare che all' aumentare del numero di specie di piante visitate, i valori di d' diminuiscono molto leggermente.

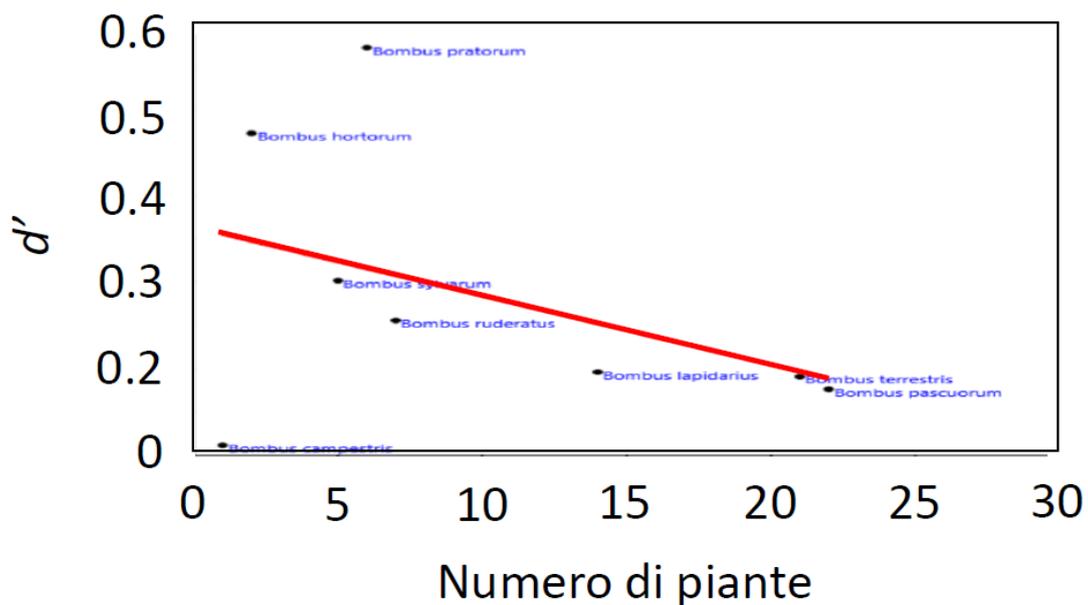


Fig. 3.4.27. Numero di specie di piante visitate dai *Bombus* vs. il livello di specializzazione d' .

Il valore calcolato del coefficiente di determinazione R^2 , pari a 0.17, un valore essenzialmente basso che individua una percentuale di variabilità in comune è del 17%. Il valore P di probabilità risulta di 0.31 (>0.05). Le due variabili variano quindi in modo indipendente l'una dall'altra. Le specie di

Bombus terrestris, *Bombus pascuorum*, e *Bombus lapidarius* che visitano un più alto numero di piante, sono quelle che hanno anche un d' più basso.

Riassumendo le reti di impollinazioni fra le piante e i *Bombus* sono risultate specializzate, ciò vuol dire che le interazioni tra le specie di *Bombus* e quelle delle piante non sono arrangiate random nella rete.

Si può notare come il valore di H^2 è leggermente più alto a Buticari che a Fiumedinisi.

La Nestedness (indice NODF) è simile nei due siti, suggerendo che le reti osservate non sono annidate.

La Niche Overlap HL tra le specie di *Bombus* è più alta a Fiumedinisi rispetto a Buticari, ma in entrambi i siti ha un valore basso, suggerendo ancora una volta una globale specializzazione delle reti osservate, ed una più alta specializzazione a Buticari.

DISCUSSIONE

L'indagine di questo studio ha cercato di evidenziare la presenza di pronubi selvatici in due aree della Sicilia Orientale con diverso grado di antropizzazione, al fine di conoscere la ricchezza della comunità di questi insetti, capire quanto la presenza dell'uomo influisce su questo tipo di fauna e gettare le basi per strategie di protezione.

In effetti comprendere come la diversità degli impollinatori possa essere strutturata e migliorata a livello locale e, soprattutto, in aree di cui vi sono pochi dati, è di vitale importanza per la conservazione dell'ambiente.

Attualmente sappiamo che le popolazioni di impollinatori sono esposti a forti pressioni sfavorevoli (Potts et al. 2010; Goulson et al. 2015) che contribuiscono al loro declino. I driver più importanti sono la riduzione dell'habitat, l'uso di pesticidi e fertilizzanti in agricoltura, il cambiamento climatico a causa delle attività umane.

In una revisione quantitativa (meta-analisi) di 54 studi sugli effetti di differenti tipi di disturbi nelle comunità di api, Winfree et al. (2009) hanno rilevato che la perdita di habitat e la frammentazione del territorio abbiano determinato un effetto negativo significativo sulle abbondanze di api selvatiche e sulle ricchezze di specie. Quanto alla frammentazione degli habitat gli studi sono generalmente focalizzate soprattutto su Uccelli e Mammiferi, invece per le comunità degli Apoidei gli effetti sono poco indagati (Steffan-Dewenter & Tschardtke, 1999, 2002; Steffan-Dewenter et al. 2006).

Un altro fattore di notevole importanza, che comporta il declino degli apoidei è l'intensificazione dell'agricoltura con l'aumento dell'uso dei prodotti agrochimici. Gli insetticidi possono causare mortalità per intossicazione diretta (Alston et al. 2007) e provocare cambiamenti della diversità e abbondanza delle api selvatiche (Brittain et al. 2010), mentre gli erbicidi e i fertilizzanti possono influenzare indirettamente gli impollinatori

diminuendo la disponibilità di risorse floreali in fasi importanti del ciclo della vita degli apoidei (Radeghieri et al., 1998).

In effetti, negli ultimi decenni, il cambiamento climatico globale ha colpito le popolazioni di insetti in generale, con evidenti effetti negativi anche sulle farfalle (Hickling et al. 2006) e sulle api. In questo senso Williams et al. (2007) hanno trovato una relazione tra clima, nicchia e declino dei calabroni britannici, e Dormann et al. (2008b) hanno previsto un generale declino della ricchezza delle specie di api in Europa. A motivo di ciò è essenziale analizzare i dati della distribuzione, l'andamento della popolazione e l'ecologia delle specie che vivono in un determinato territorio, considerato critico, per la conservazione della diversità delle api e per i benefici associati all'impollinazione (Nieto et al., 2014; Balzan et al., 2016).

Si ritiene, inoltre, che la concorrenza delle api da miele condizioni il successo degli impollinatori selvatici influenzando il loro declino. Secondo Herrera (2020) c'è un'alterazione degli assemblaggi di impollinatori di api mellifere nel bacino del Mediterraneo. Ciò ha portato alla conclusione che le api da miele possono avere forti impatti negativi sulle popolazioni di api selvatiche riducendo il loro numero sia negli habitat naturali che in quelli modificati dall'uomo (Shavit et al. 2009, Lindström et al. 2016, Torné-Noguera et al. 2016, Herrera 2019, Ropars et al. 2019, Valido et al. 2019). Nel mio studio, condotto nel raggio di 10 km dal territorio di Buticari e Fiumedinisi, è stato rilevato che tra gli apiari residenti e nomadi ci sono circa 1750 alveari e, per quanto ne sappiamo, non sono mai stati presi in considerazione in nessuna analisi quantitativa sull'andamento decrescente delle api selvatiche nella regione siciliana. Pertanto, i risultati qui presentati sono un punto di partenza per studi futuri per valutare l'impatto della presenza di questi apiari sull'abbondanza delle specie di api selvatiche.

Attraverso la conoscenza della composizione e della consistenza delle specie di questi insetti, che risulta particolarmente scarsa nei paesi dell'Europa meridionale, si possono esprimere valutazioni ecologiche sulla qualità di un ambiente. Il Mediterraneo è noto per l'elevata diversità delle api, dovuta alla notevole abbondanza floreale e alle condizioni meteorologiche ottimali (Michener 2007, Nieto et al. 2014), anche se è un hot spot per la ricchezza di questi insetti, il loro stato rimane, purtroppo, scarsamente studiato.

Nielsen et al. (2011) in uno studio condotto sull'isola greca di Lesbo, nel mare Egeo nord-orientale, hanno stimato la ricchezza di specie di api in due habitat comuni del Mediterraneo: la macchia seminaturale (phrygana) e gli uliveti gestiti, mettendola a confronto con quella di altre regioni biogeografiche di cui esistono dati comparabili. I loro risultati avvalorano l'importanza della regione del Mediterraneo come punto caldo per la diversità delle api, infatti la ricchezza di specie osservata è stata molto elevata rispetto ad altri tipi di habitat in tutto il mondo.

La Sicilia è considerata uno dei punti caldi della biodiversità più importanti del Mediterraneo (Massa et al. 2011), tuttavia le conoscenze sui supporti impollinatori sono ancora limitate. Negli studi più recenti effettuati nella regione siciliana sugli impollinatori negli ecosistemi naturali e coltivati è stata riscontrata una notevole biodiversità di apoidi. In questo contesto, i risultati degli studi condotti dagli autori sugli insetti negli ecosistemi naturali e coltivati della Sicilia orientale a diverse altitudini nei piani basali e montuosi del Mediterraneo (1450-2100 m), in un periodo di 11 anni, hanno dimostrato che la maggior parte di essi apparteneva agli imenotteri della famiglia Apidae (Mazzeo et al. 2007, 2016, 2019; Seminara et al. 2009; Quaranta et al. 2018). Complessivamente sono state raccolte circa 180

specie, appartenenti alle famiglie Colletidae, Andrenidae, Halictidae, Melittidae, Megachilidae e Apidae.

Altri articoli hanno pubblicato nuovi record di *Lasioglossum costulatum* (Kriechbaumer) e *Lasioglossum fratellum* Perez (Seminara et al. 2009), otto specie di Halictidae e 10 specie di *Nomada* Scopoli (Nobile & Turrisi 2015, 2016), *Nomada glaucopis* Perez (Haris & Józán 2018), e sette specie di *Andrena* (Nobile et al. 2015). Bella et al. (2020) in un recente lavoro confermano la presenza di specie di api poco note in Sicilia e segnalano specie nuove per la prima volta: *Pseudapis valga* (Gerstaecker), *Lasioglossum convexiusculum* (Schenck), *Hoplitis laevifrons* (Morawitz) e *Tarsalia ancyliiformis* Popov (Apidae), e per quanto riguarda il genere *Tarsalia* Morawitz registrano il primo record per la fauna apicola dell'isola. Questi dati sono significativi perché ampliano la distribuzione di questa rara specie nella regione mediterranea e confermano come la Sicilia è un hot spot per la biodiversità delle api.

Gran parte di tutte le specie di apoidei, raccolti nei due siti indagati di Buticari e Fiumedinisi, ha una distribuzione ampia in tutto il bacino del Mediterraneo. In uno studio simile sulle conoscenze faunistiche nell'arcipelago Eoliano che ha fornito contributi importanti sugli impollinatori dell'ordine degli Aculeati, Turrisi et al. (2020) hanno registrato 68 specie appartenenti a 5 famiglie. Sebbene i dati non siano sufficienti per effettuare un'analisi biogeografica esaustiva, la maggior parte della fauna degli imenotteri di queste isole è caratterizzata da diffuse specie mediterranee o paleartiche occidentali, ma la maggior parte di essa è presente nel mediterraneo occidentale.

Anche se la Sicilia con i suoi 2.546.000 ettari di superficie risulta l'isola più grande del Mediterraneo, il campionamento delle api selvatiche di questa ricerca si è concentrato solo in una ristretta area che offre un habitat adatto

agli imenotteri e rappresenta una delle più interessanti zone, sia per la presenza di aspetti vegetazionali molto peculiari e rari dell'isola, sia per la localizzazione di numerose specie faunistiche di notevole interesse.

L'abbondanza degli esemplari raccolti nei due siti indagati (Tab 3.1.8) indica come la ricchezza specifica rilevata, corrisponda a circa il 10% della fauna apidica della Sicilia (Pagliano 1995). Essa rappresenta un campionario significativo della diversità apistica, tenendo conto che lo sforzo di campionamento è stato modesto in quanto la curva di accumulo delle specie suggerisce che non sono state raccolte completamente le comunità delle api. Ad esempio, un'altra area della Sicilia, sul monte Etna, in una zona tra tra 1000 e 1700 m s.l.m., ospita quasi 100 specie su una superficie di circa 40 Km² (Turrisi & Turrisi, 2007).

È probabile che altre specie rare e meno frequenti non siano state campionate e che un maggiore sforzo possa aumentare i valori di ricchezza fino ai livelli più alti riportati negli studi basati su campionamenti più intensivi.

Il numero di specie raccolte nel sito di Buticari, caratterizzato da una moderata pressione antropica, mostra una notevole ricchezza e una maggiore diversificazione della popolazione apidica rispetto all'area naturale di Fiumedinisi. Questo risultato conferma le precedenti constatazioni che gli habitat naturali hanno una maggiore diversità di impollinatori rispetto alle aree urbane (Hostetler & McIntyre 2001; Eremeeva & Sushchev 2005; Matteson et al. 2008; Ahrné et al. 2009). Tuttavia, altri studi mostrano che i centri urbani possono essere importanti habitat per un numero considerevole di specie di api (Saure 1996; Frankie et al. 2005, 2013; Banaszak-Cibicka & Żmihorski 2012; Baldock et al. 2015; Cariveau & Winfree 2015; Sirohi et al. 2015; Threlfall et al. 2015; Hall et al. 2017; Normandin et al. 2017) e che

l'urbanizzazione ha un effetto minore sulle api rispetto ad altri insetti (Deguines et al. 2012).

Banaszak-Cibicka et al. (2018) in uno studio simile alla mia ricerca che indaga sull'abbondanza e la ricchezza delle specie delle api selvatiche nei parchi cittadini urbani rispetto alle aree naturali, afferma che un Parco cittadino può essere un habitat favorevole per le comunità apicole, anche se lo studio ha pure mostrato che c'erano differenze funzionali tra le specie viventi nei parchi cittadini e quelli nel paesaggio naturale. Questi autori stabiliscono che la ricchezza di diversità delle api potrebbe essere collegata sia alla diversità degli ambienti, che sono presenti nei parchi e offrono una varietà di foraggiamento naturale e artificialmente introdotto, sia alle dimensioni dell'area coperta dalle piante.

I risultati ottenuti nel presente lavoro coincidono in gran parte con quelli di Banaszak-Cibicka. La ricca diversità di api del sito di Buticari rispetto all'area Naturale di Fiumedinisi potrebbe essere collegata all'ampia superficie del Parco che presenta zone con una composizione vegetale molto diversificata: piante spontanee tipiche della macchia mediterranea, piante che sono state introdotte per realizzare interventi di abbellimento e infittimento e ad aree in parte incolte. Questi fattori possono influenzare le risorse naturali delle api per l'approvvigionamento di cibo e offrire luoghi adatti di nidificazione.

Un altro interessante risultato riguardo la ricchezza di specie di api raccolte nei due siti di studio è che Buticari è risultato un sito più diverso in apoidei che Fiumedinisi, nonostante il numero di specie (ma non la diversità) di piante a Buticari è quasi la metà di quello di Fiumedinisi. Questo contrasta con l'osservazione generale che una maggiore ricchezza di piante con, in parallelo, maggiore varietà di tipi florali, attrae più varietà di impollinatori (Rathcke 1983).

Nel mio lavoro ho utilizzato la tecnica alternativa del DNA *barcoding*, più specifica rispetto allo studio morfologico, per l'identificazione tassonomica della specie di apoidei raccolti nei due siti della ricerca. L'identificazione delle specie basata solo sulla morfologia non è sempre facile da eseguire, perché alcune molto vicine filogeneticamente possono presentare tratti fenotipici uguali o difficilmente differenziabili. Il DNA *barcoding* è stato applicato per l'identificazione di specie di molti taxa di apoidei ed è ritenuto attualmente rapido ed affidabile.

L'approccio del codice a barre si è dimostrato molto efficace nel distinguere le specie di api nelle indagini sulla biodiversità locale (Sheffield, et al. 2009) e negli studi regionali, come esemplificato per le faune delle api tedesche (Schmidt et al., 2015) e irlandesi (Magnacca & Brown, 2012). In questa indagine ho implementato il codice a barre del DNA per valutare la diversità delle api in due siti in Sicilia e rappresenta il primo approfondimento sulla biodiversità molecolare delle specie di api selvatiche di questo importante hotspot di biodiversità. I codici a barre del DNA hanno diagnosticato, con particolare chiarezza, la maggior parte delle specie di api nella mia area di studio di Buticari e di Fiumedinisi. Le sequenze dei 618 campioni utilizzati, appartenenti a 46 specie e ottenute tramite amplificazione mediante l'uso di primers specifici per le api, sono state confrontate con quelle presenti nella GenBank (NCBI) e i risultati ottenuti mostrano un'alta specificità di questa tecnica nell'identificazione esatta: a livello di genere del 99,2%, a livello di specie del 96,3%.

Va notato che con questa tecnica è stata confermata per la prima volta la presenza del *Lasioglossum marginatum*, specie finora sconosciuta in Sicilia. *L. marginatum* è distribuito in Europa dalla penisola Iberica, nell'area nord-sud-ovest della Germania, in Austria, la zona del Volga; e nell'Asia mediterranea e centro-occidentale come Israele, Armenia, Pakistan, Kashmir

indiano, Tienshan e Nepal. In Italia è una specie piuttosto rara ed è stata segnalata solo in Emilia Romagna e in Umbria (Quaranta et al 2004).

Alcuni degli individui processati con tecnica di barcoding non sono state chiaramente assegnati a sequenze disponibili in Bold (% di match < 90%), e dunque a specie. La successiva analisi morfologica di fatto indica differenze con le identificazioni con DNA, che devono ancora essere valutate a fondo. Dunque, questi pochi individui (secondo il barcoding appartenenti alle specie *Eucera vulpes*, *Hoplitis mitis*, *Halictus scabiosae*, *Osmia cornuta*, *Habropoda laboriosa*, *Habropoda sinensis*, *Nomada ruficornis*, *Halictus langobardicus*, *Megachile manicata*, *Anthophora abrupta* e *Anthophora vallorum*) probabilmente appartengono a specie le cui sequenze di barcoding non sono disponibili. In alternativa, sono sequenze poco riuscite a causa di amplificazioni di DNA non troppo pulite.

I valori degli indici di α biodiversità Shannon e Simpson e Taxonomic diversity calcolati per i due siti d'indagine hanno messo in evidenza che Buticari è un sito più diverso per le specie di apoidei rispetto all'area naturale di Fiumedinisi. Questa diversità, confermata dall'analisi del profilo di diversità di Rényi, è un risultato rilevante visto che la comunità delle piante a Buticari è quasi la metà di quella di Fiumedinisi anche se tassonomicamente molto simili tra loro.

L'aumento della diversità della comunità degli apoidei nel Parco di Buticari potrebbe essere interpretato prendendo in considerazione le azioni di disturbo che sono avvenute all'interno del Parco. Nel corso del periodo di studio tra il 2018 e il 2019 diverse aree sono state interessate da incendi dolosi che hanno danneggiato il suolo spogliandolo della vegetazione. Come indica lo studio di Petanidou et al. (2013), gli incendi a breve termine sono devastanti per le comunità di impollinatori. Le api solitarie sono quasi completamente assenti dalle aree bruciate immediatamente dopo un incendio

a causa della mortalità, per la mancanza di risorse alimentari locali come il nettare e il polline, ma anche a causa del loro raggio di volo limitato, che inizialmente impedisce la ricolonizzazione (Ne'eman et al., 2000). I grandi impollinatori, che generalmente hanno distanze di volo più estese, sono avvantaggiati nelle fasi iniziali della successione, perché possono utilizzare i territori bruciati e incombusti del dopo incendio (Moretti et al., 2006). Questo potrebbe essere uno dei motivi per il quale si sono raccolte maggiormente specie di grande dimensione.

Di fatto, nel Parco di Buticari la proporzione di grandi individui, Bombi e Xylocope, è significativamente maggiore rispetto agli individui di api di piccole dimensioni. Gathmann & Tschardtke (2002) nel loro studio suggeriscono che le comunità di api in habitat disturbati dovrebbero essere dominate da grandi specie.

I risultati di questi studi possono quindi essere coerenti con quelli riscontrati nel Parco di Buticari, ma non ci sono dati da poter fare un confronto con gli anni antecedenti agli incendi.

Si è riscontrata una importante componente di specie di grandi dimensioni in entrambi i siti di studio, cosa che indicherebbe la potenzialità di forte dispersione di queste specie in aree relativamente grandi. Diversi studi infatti hanno trovato una correlazione positiva tra la taglia corporea e la capacità di spostamento nelle api (Abrol & Kapil 1994; Greenleaf et al., 2007). In termini molto generali, si è stimato che api di 7-9 mm di lunghezza possano facilmente coprire distanze fino a 2 km sia per foraggiare che per cercare un luogo dove nidificare (Cane 2001). In questo studio, la distanza tra i due siti analizzati è di circa 5 km, ed è forse anche per questo che le due comunità studiate differiscono parzialmente nella loro composizione apidica.

Le strutture di rete osservate di Buticari e Fiumedinisi, con un numero di specie < di 50, si rivelano che sono altamente specializzate, modulari e non annidate. Questo risultato è in contrasto con lo studio Olesen et al. (2007) poiché le reti rientrano nella gamma di piccole dimensioni.

Olesen et al. hanno analizzato 51 reti di impollinazione tra cui quasi 10.000 specie e 20.000 collegamenti e ne hanno testato la modularità. Tutte le reti con > 150 specie di piante e impollinatori erano modulari, mentre le reti con <50 specie non erano mai modulari.

Molteplici fattori possono aver contribuito alla formazione dei moduli. Tra cui vincoli imposti dalla mancanza di concorrenza spazio-tempo, associazioni filogeneticamente determinate, vincoli fisiologici e il campionamento (Vazquez et al. 2009a).

Nel mio caso la modularità emerge dalla mancanza di sovrapposizione spaziale. Il che significa che le interazioni sono state fortemente influenzate dall'accoppiamento temporale dei consumatori e delle loro risorse. Questo indica che l'emergere delle specie erano sincrone probabilmente con stabilite fioriture. Questa sovrapposizione fenologica porta alla specializzazione e alla nascita di un modulo.

I moduli delle reti ottenuti nella matrice hanno una chiara componente stagionale. È interessante notare che gli unici hub di rete del grafico bipartito hanno forti collegamenti con le specie di piante che fioriscono a metà della stagione primaverile e nel periodo estivo, con impollinatori generalisti che hanno lunghi periodi di attività. Questo risultato è congruente anche con altri studi sulla comunità della macchia mediterranea, in cui la distribuzione degli impollinatori era guidata principalmente dalla fenologia della fioritura (Herrera 1988; Bosch et al. 1997).

In una recente review sulle reti impollinatori-piante studiate in Europa, Bennet et al. (2018) hanno riscontrato in letteratura un totale di 72 reti da 13

paesi, un numero esiguo considerando la diversità di ambienti naturali, seminaturali, urbani ed agricoli presenti nel continente che andrebbero studiati a fondo da questo punto di vista. Ancora più preoccupante è il forte bias di questi studi a livello geografico: la metà (36) infatti, viene dall'Inghilterra e la Spagna. In area mediterranea, fuori dalla Spagna solo su contano 2 reti in Italia e 2 in Grecia. A questi 4 casi vanno aggiunti altri due pubblicati posteriormente: uno in Italia sulla costa Adriatica (Fantinato et al. 2018) ed uno sul monte Olimpo in Grecia (che però solo ha analizzati le interazioni tra piante e *Bombus*, vedi sotto) (Minachilis et al. 2020). Dunque, il lavoro qui presentato costituisce a tutti gli effetti il terzo studio sulle network tra impollinatori e piante in Italia ed il primo in Sicilia. E' auspicabile un maggiore sforzo in questi studi in Europa e soprattutto nelle zone mediterranee, che sono quelle più ricche di specie di Apoidea (Michener 2007).

In queste reti mediterranee, i valori degli indici di rete sono molto variabili e possono differire molto con i risultati ottenuti in questo lavoro. Ad esempio, Fantinato et al. (2018) ha trovato una specializzazione di rete (H_2') variabile da 0.6 a 1.0, dunque molto maggiori ai valori qui trovati per le intere networks (0.25-0.31). Fantinato et al. (2018) ha studiato le reti in un ambiente molto particolare, le dune costiere, e probabilmente questi ambienti sono dominati da specie di impollinatori e di piante largamente specializzati. Tuttavia, in Fantinato et al. (2018) la nestedness variava da 0 a 0.28, dunque con valori bassi come nel mio studio (18.6-19.4), confermando che reti con nestedness simile (Sicilia-area Adriatica) possono presentare livelli di specializzazione molto diversi.

È interessante anche notare dall'analisi di rete che la specializzazione cambia nei due siti di indagine se prendiamo in considerazione o tutta la comunità degli apoidei o solo la comunità dei *Bombus*. La maggiore

specializzazione che si osserva nella rete a Fiumedinisi per l'intera comunità degli apoidei e per quella che si osserva nella rete di Buticari per la comunità dei *Bombus* potrebbe dipendere dall'ampiezza generale della dieta.

L'analisi ha anche messo in evidenza una buona ricchezza di specie per il genere *Bombus* in quest'area di dimensioni piccole della Sicilia orientale. Recentemente, Minachilis et al. (2020) ha analizzato lungo un transetto altitudinale le reti *Bombus*-piante del monte Olimpo, in Grecia, trovando addirittura 22 specie di bombi, confermando un alta diversità di queste api nel Mediterraneo nonostante il genere abbia origine più nordica che si riflette in un alto numero di specie verso il Nord Europa (Polce et al. 2018). Altri studi condotti in altre aree Europee riportano un numero di specie di bombi minore di quello incontrato in questo studio (studi raccolti recentemente dalla review di Bennet et al. 2018). Tuttavia, anche nello studio di Minachilis et al. (2020), il numero di specie di *Bombus* in ogni sito studiato non era maggiore di 13, quindi non troppo dissimile dalla ricchezza di specie rinvenuta in questo lavoro.

Gli indici derivati dalle analisi di rete tra bombi e piante sono in linea con quanto osservato per le reti studiate da Minachilis et al. (2020). Gli autori infatti hanno trovato una specializzazione di rete (H_2') variabile da 0.03 a 0.93 e con una media di 0.47. Dunque, i valori qui riscontrati (0.23-0.33) cadono relativamente vicino al valore medio osservato in Grecia. In modo simile, la nestedness trovata nelle reti greche varia da 0 a 88, con una media di 28.6, non dissimile dai valori trovati qui (23.9-29.5).

Questo studio ha dimostrato una biodiversità degli apoidei abbastanza elevata in un'area naturale della Sicilia Orientale confermando l'elevato valore naturalistico della Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi e dell'ampia area verde del Parco Sububano "La Rocca di Buricari", coerente con le indagini di altri giardini e parchi urbani.

La quantità di materiale raccolto durante questo studio potrebbe essere un punto di partenza per una futura analisi sulla biodiversità della fauna impollinatrice di questo biota siciliano, ma considerando che si tratta del primo censimento dei pronubi selvatici che viene svolto in quest'area, non sarà al momento possibile elaborare conclusioni esaustive, in quanto non esiste un altro monitoraggio, e quindi altri dati con cui poter fare un confronto per andare a definire un miglioramento o un peggioramento delle condizioni.

CONCLUSIONI

1. I risultati ottenuti dalla presente ricerca confermano l'applicabilità della tecnica DNA *barcoding* nella discriminazione delle specie esaminate, e alcune sequenze sono con molta probabilità nuove per specie mai analizzate in precedenza da questo punto di vista. È importante seguire con la produzione di sequenze di *barcoding* per specie di api soprattutto in area mediterranea, giacché è quella più ricca in specie e con una forte componente che non si trova in centro e nord Europa, dove la maggior parte dei dati *barcoding* sono stati prodotti fino ad ora.
2. La specie *Lasioglossum marginatum*, tipicamente mediterranea, è qui riportata per la prima volta in Sicilia. La specie è particolarmente interessante dovuto al suo complesso comportamento sociale, essendo l'unica specie della famiglia Halictidae a presentare colonie pluriannuali e regine che vivono fino a 5 anni.
3. Alla luce dei dati ottenuti sulla composizione dei popolamenti apidici è evidente come questo gruppo di Imenotteri ricopra un ruolo fondamentale per valutare il grado di compromissione del territorio, nonché definire il ruolo ecologico delle aree con diversi indici di diversità e misurare con accuratezza i nodi della rete ecologica locale piante-impollinatori, in vista di una corretta strategia di gestione del territorio.
4. L'analisi della α biodiversità ha evidenziato come i siti, presi in considerazione, siano diversi per il numero di specie. Questo è da correlare alle due matrici ambientali esaminate e caratterizzate da processi di antropizzazioni di diverso grado e da fattori di disturbo, che hanno interessato in particolar modo l'area suburbana.

5. Lo studio dei popolamenti apidici ha evidenziato che le interazioni sono fortemente influenzate dall'accoppiamento temporale dei consumatori e dall'ampiezza generale delle risorse con una conseguente sovrapposizione fenologica, che porta alla specializzazione delle reti e alla nascita di moduli con chiara componente stagionale. In particolare questo sembra chiaro se si prende in considerazione solo la comunità dei *Bombus*.

6. Nelle poche reti pianta-impollinatore fino ad ora analizzate in aree mediterranee, i valori degli indici di rete sono molto variabili e spesso differiscono con i risultati ottenuti in questo lavoro. Le condizioni ambientali mediterranee hanno un ruolo nel conformare le comunità e le reti ma è evidente che condizioni locali e diversità di piante in fiore disponibili creano importanti variazioni. Nonostante questo, è specialmente interessante come la struttura delle reti *Bombus*-piante sia risultata mediamente simile a reti *Bombus*-piante studiate in un'altra area mediterranea (Monte Olimpo, Grecia), dove anche la stessa ricchezza di specie di *Bombus* è risultata simile.

7. Lo studio attuale è il primo passo verso la conoscenza e la conservazione delle api selvatiche della Sicilia Orientale nella zona Peloritana. La speranza è che questo lavoro possa offrire nuovi stimoli per ulteriori studi e ricerche più approfondite su questi importanti insetti, sostenitori della biodiversità ed essenziali alla nostra esistenza più di quanto noi stessi pensiamo.

RIASSUNTO

Gli impollinatori sono una componente decisiva nel promuovere la biodiversità perché forniscono servizi ecosistemici favorendo la riproduzione delle piante selvatiche oltre a garantire la sicurezza alimentare derivante dalla produzione di molte colture agricole. Tra gli organismi pronubi, gli apoidei (Hymenoptera, Apoidea) costituiscono il gruppo tassonomico più importante in quanto obbligati alla raccolta di polline e nettare per nutrire le larve. Nello stesso tempo contribuiscono dunque alla riproduzione della maggior parte delle angiosperme. Le aree a clima mediterraneo sono indubbiamente *hot-spot* di biodiversità per gli apoidei. L'Italia, per la sua particolare posizione geografica nel cuore del Mediterraneo, insieme alla complessità geomorfologica e orografica che determinano una grande diversità di climi e ambienti naturali, è uno dei paesi Europei dotato di maggiore ricchezza di specie di api. Tuttavia, ampie zone del paese non sono state ancora indagate a fondo per le comunità di apoidei, e ancora meno studi riguardano le interazioni quantitative tra gli apoidei e le piante in tali zone. Questo è particolarmente interessante considerando i cali recenti delle popolazioni di apoidei a livello globale a causa di diverse pressioni di origine antropica. Questo studio fornisce un contributo alla conoscenza degli apoidei in due aree della Sicilia Orientale con diverso grado di impatto antropico (Parco Suburbano “La Rocca di Buticari” nel territorio di Nizza di Sicilia e la Riserva Naturale Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi, sui monti Peloritani), al fine di gettare le basi per individuare strategie e misure di conservazione. Lo studio qui presentato si compone di due parti: 1) identificazione degli apoidei attraverso tecniche molecolari (DNA barcoding) al fine di confermare tale metodo come opportuno in studi di biodiversità apidiche, e 2) analisi delle reti ecologiche (networks) tra le specie di api raccolte e le piante visitate, al fine di caratterizzare il ruolo ecologico delle api negli ambienti indagati. Le analisi molecolari hanno incluso l'amplificazione mediante reazione a catena della polimerasi (PCR)

e il sequenziamento del marcatore molecolare *cox1*. La potenzialità del frammento è stata testata utilizzando le sequenze disponibili nelle banche dati (Genbank, NCBI) e il risultato dei dati ha dimostrato l'effettiva applicabilità del metodo, contribuendo con successo all'identificazione della maggior parte delle specie di api, e producendo possibili nuove sequenze per specie per le quali attualmente manca. Le comunità apidiche sono state caratterizzate sia in termini di α diversità e abbondanza, sia come componenti di reti ecologiche bipartite. L'analisi ha dimostrato che Buticari è un sito più diverso per le specie di apoidei rispetto all'area naturale di Fiumedinisi, e che le strutture di rete osservate in entrambi i siti sono altamente specializzate, modulari e non annidate, e speciali differenze se si considerano le intere comunità (specializzazione più forte nella rete di Fiumedinisi) o solo le interazioni tra piante e specie di *Bombus* (specializzazione più forte nella rete di Buricari), un genere che è risultato particolarmente diverso durante lo studio. Questo studio ha dimostrato una ricche comunità di apoidei che formano reti specializzate e modulari in un'area naturale della Sicilia Orientale, confermando l'elevato valore naturalistico della Riserva Orientata di Fiumedinisi e Monte Scuderi e dell'ampia area verde del Parco Suburbano "La Rocca di Buricari", in modo coerente con le indagini di altri giardini e parchi urbani. Si auspicano in futuro nuovi e dettagliati studi sulle comunità apidiche della Sicilia, un'area di indubbio interesse dovuto alla sua insularità e alti livelli di diversità biologica.

ABSTRACT

Pollinators are a decisive component in promoting biodiversity because they provide ecosystem services by increasing the reproduction of wild plants as well as guaranteeing food security deriving from the production of many agricultural crops. Among pollinators, bees (Hymenoptera, Apoidea) constitute the most important taxonomic group as they are obliged to collect pollen and nectar to feed the larvae. At the same time, they contribute to the reproduction of most angiosperms. The areas with a Mediterranean climate are undoubtedly hotspots of biodiversity for Apoidea. Italy, due to its particular geographical position in the heart of the Mediterranean, together with the geomorphological and orographic complexity that determine a great diversity of climates and natural environments, is one of the European countries with the largest number of bee species. However, large areas of the country have not yet been thoroughly investigated for bee communities, and there is a lack of studies concerning the quantitative interactions between bees and plants in such areas. This is particularly interesting considering the recent global declines of bee populations due to different anthropogenic pressures. This study provides a contribution to the knowledge of bees in two areas of Eastern Sicily with different degrees of anthropic impact ("La Rocca di Buticari" Suburban Park in the territory of Nizza di Sicilia and the Oriented Natural Reserve of Fiumedinisi and Monte Scuderi, on the Peloritani mountains), in order to lay the foundations for identifying conservation strategies. The study presented here consists of two parts: 1) identification of Apoidea through molecular techniques (DNA barcoding) in order to confirm this method as appropriate in bee biodiversity studies, and 2) analysis of ecological networks between species of bees collected and the plants they visited, in order to characterize the ecological role of bees in the investigated environments. The molecular analyses included amplification by polymerase chain reaction (PCR) and sequencing of the molecular marker *cox1*. The potentiality of the fragment was tested comparing with the

sequences available in the databases (Genbank, NCBI) and the result of the data demonstrated the effective applicability of the method, successfully contributing to the identification of most bee species, and producing new sequences for species for which they are currently lacking. Bee communities have been characterized both in terms of α diversity and abundance, and as components of bipartite ecological networks. The analysis showed that Buticari is a more diverse site for bee species than the natural area of Fiumedinisi, and that the network structures observed at both sites are highly specialized, modular and non-nested, with special differences emerging if the whole communities (strongest specialization in the Fiumedinsi network) or only the interactions between plants and *Bombus* (strongest specialization in the Buricari network), a genus that was particularly rich in species during the study. This study has demonstrated rich communities of bees forming specialized and modular networks in a natural area of Eastern Sicily, confirming the high naturalistic value of the Fiumedinisi and Monte Scuderi Oriented Reserve and the large green area of the Suburban Park “La Rocca di Buricari”, in a manner consistent with what found in other gardens and urban parks. In the future, new and detailed studies on the bee communities of Sicily are expected, since this is an area of undoubted interest due to its insularity and high levels of biological diversity.

BIBLIOGRAFIA

- Abrol, D. P., & Kapil, R. P. (1994). On homing ability and pollination effectiveness of bees. *Mysore Journal of Agricultural Sciences*, 28, 249-252.
- Acta Plantarum 2007, http://www.actaplantarum.org/links_util/links.php
- Alston, D. G., Tepedino, V. J., Bradley, B. A., Toler, T. R., Griswold, T. L., & Messinger, S. M. (2007). Effects of the insecticide phosmet on solitary bee foraging and nesting in orchards of Capitol Reef National Park, Utah. *Environmental Entomology*, 36(4), 811-816.
- Avise, J. C. (2000). *Phylogeography: the history and formation of species*. Harvard university press.
- Baldock, K. C., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G.; Robertson, K. M.; Scott, A. V.; Stone, G.N.; Vaughan, I. P. & Memmott J. (2015). Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1803), 20142849.
- Balzan, M. V., Bocci, G., & Moonen, A. C. (2016). Utilisation of plant functional diversity in wildflower strips for the delivery of multiple agroecosystem services. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 158(3), 304-319.
- Banaszak-Cibicka, W., & Żmihorski, M. (2012). Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal of Insect Conservation*, 16(3), 331-343.
- Banaszak-Cibicka, W., Twerd, L., Fliszkiewicz, M., Giejdasz, K., & Langowska, A. (2018). City parks vs. natural areas-is it possible to preserve a natural level of bee richness and abundance in a city park?. *Urban Ecosystems*, 21(4), 599-613.
- Banaszak, J. (1980). Studies on methods of censusing the numbers of bees (Hymenoptera, Apoidea). *Polish ecological studies*, 6(2), 355-365.
- Banaszak, J. (1995). Natural resources of wild bees in Poland and an attempt at estimation of their changes. *Changes in fauna of wild bees in Europe*, 9-25.
- Bartolo, G., Minissale, P., Sorbello, R., & Spampinato, G. (1988). Su alcuni aspetti di vegetazione nitrofila della valle del Fiumedinisi (Sicilia orientale). *Bollettino delle sedute della Accademia gioenia di scienze naturali in Catania*, 21(334), 5-18.
- Bascompte, J., & Jordano, P. (2007). Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38, 567-593.
- Bascompte, J., & Jordano, P. (2013). *Mutualistic networks* (Vol. 70). Princeton University Press.
- Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C. J., & Olesen, J. M. (2003). The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(16), 9383-9387.

- Batra, S. W. T. (1995). Bees and pollination in our changing environment. *Apidologie*, 26(5), 361-370.
- Beheregaray, L. B., & Caccone, A. (2007). Cryptic biodiversity in a changing world. *Journal of Biology*, 6(4), 9.
- Bella, S., Catania, R., Nobile, V., & Mazzeo, G. (2020). New or little-known bees from Sicily (Hymenoptera: Apoidea). *Fragmenta entomologica*, 52(1), 113-117.
- Benton, T. (2006). Bumblebees (Collins New Naturalist Library 98).
- Bickford, D., Lohman, D. J., Sodhi, N. S., Ng, P. K., Meier, R., Winker, K., Ingram K.K. & Das, I. (2007). Cryptic species as a window on diversity and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(3), 148-155.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts S.G., Kleukers, R, Thomas, C.D., Settele, J, & Kunin W.E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351-354.
- Blaxter, M. L. (2004). The promise of a DNA taxonomy. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 359(1444), 669-679.
- Blaxter, M., Elsworth, B., & Daub, J. (2004). DNA taxonomy of a neglected animal phylum: an unexpected diversity of tardigrades. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(suppl_4), S189-S192.
- Blüthgen, N., Menzel, F., & Blüthgen, N. (2006). Measuring specialization in species interaction networks. *BMC Ecology*, 6(1), 9.
- Bonelli, B. (1966). Imenotteri Aculeati della Regione Trentino-Alto Adige. I Elenco. *Studi Trentini di Scienze Naturali*, 43: 208-235.
- Bonelli, B. (1968). Imenotteri Aculeati della Regione Trentino-Alto Adige. II Elenco. *Studi Trentini di Scienze Naturali*, 45: 48-53.
- Bosch, J., Retana, J., & Cerdá, X. (1997). Flowering phenology, floral traits and pollinator composition in a herbaceous Mediterranean plant community. *Oecologia*, 109(4), 583-591.
- Branstetter, M. G., Danforth, B. N., Pitts, J. P., Faircloth, B. C., Ward, P. S., Buffington, M. L., Gates M.W., Kula, R.R., & Brady, S. G. (2017). Phylogenomic insights into the evolution of stinging wasps and the origins of ants and bees. *Current Biology*, 27(7), 1019-1025.
- Brittain, C. A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., & Potts, S. G. (2010). Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 106-115.
- Bronstein, J. L. (1994). Conditional outcomes in mutualistic interactions. *Trends in Ecology & Evolution*, 9(6), 214-217.

- Bronstein, J. L., Alarcón, R., & Geber, M. (2006). The evolution of plant–insect mutualisms. *New Phytologist*, 172(3), 412-428.
- Brothers, D. J. (1999). Phylogeny and evolution of wasps, ants and bees (Hymenoptera, Chrysidoidea, Vespoidea and Apoidea). *Zoologica Scripta*, 28(1-2), 233-250.
- Brown, W. M., George, M., & Wilson, A. C. (1979). Rapid evolution of animal mitochondrial DNA. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 76(4), 1967-1971.
- Brullo, S., Minissale, P., & Spampinato, G. (1995). Considerazioni fitogeografiche sulla flora della Sicilia. *Ecologia Mediterranea*, 21(1-2), 99-117.
- Cane, J. H. (2001). Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? *Conservation Ecology*, 5(1), 3.
- Cariveau, D. P., & Winfree, R. (2015). Causes of variation in wild bee responses to anthropogenic drivers. *Current Opinion in Insect Science*, 10, 104-109.
- Carolan, J. C., Murray, T. E., Fitzpatrick, U., Crossley, J., Schmidt, H., Cederberg, B., McNally L., Paxton R. J., Williams P. H., & Brown, M. J. (2012). Colour patterns do not diagnose species: quantitative evaluation of a DNA barcoded cryptic bumblebee complex. *PloS one*, 7(1).
- Chinery, M. (1987). *Guida degli insetti d'Europa*. Muzzio.
- Cobelli R. (1891). Gli Imenotteri del Trentino. Notizie preliminari. II. Tenthredinidae, Apidae, Chrysididae, Pompilidae, Scoliadae, Mutillidae, Sapygidae. *Museo Civico di Rovereto*, 19: 3-33.
- Cobelli R. (1903). Gli Imenotteri del Trentino. *Museo Civico di Rovereto*, 40, pp. V + 168.
- Cobelli R. (1905). Contribuzioni alla Imenotterologia del Trentino. *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien*, 55: 596-599.
- Cobelli R. (1910). Appendice agli Imenotteri del Trentino. *Museo Civico di Rovereto*, 48: 1-54.
- Colwell, R. K. (1999). User's Guide to EstimateS Vers. 5.0. 1: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. *Online User's Guide: University of Connecticut*, 22.
- Comba, M. (1964). Su alcuni generi de imenotteri melliferi dell'Italia centrale (Note faunistiche ed ecologiche) (Hymenoptera, Apoidea). *Memorie della Societa entomologica italiana*, 43, 21-57.
- Comba L. & Comba M. 1991. Catalogo degli Apoidei laziali (Hymenoptera Aculeata). *Fragmenta Entomologica*, 22 (supplement): 3-169. 68 -
- Comba, M., & Comba, L. (2001). Gli Apoidei (Hymenoptera: Aculeata) alpini: diversità e abbondanza in alcune fasce altitudinali delle Valli del Pellice, Angrogna e

- Germanasca (Alpi Cozie). *Bollettino-museo regionale di Scienze Naturali*, 18(1), 11-97.
- Condamine, F., Clapham, M. & Kergoat, G. (2016) Global patterns of insect diversification: towards a reconciliation of fossil and molecular evidence? *Scientific Reports*, 6, 19208.
- Corbet, S. A., Williams, I. H., & Osborne, J. L. (1991). Bees and the pollination of crops and wild flowers in the European Community. *Bee world*, 72(2), 47-59.
- Darwin, C. (1862). On the various contrivances by which British and foreign orchids are fertilised by insects, and on the good effects of intercrossing. *Annals and Magazine of Natural History*, 10:59, 384-388.
- De Stefani T. (1894). Imenotteri di Sicilia. *Il Naturalista Siciliano*, 13: 100-101.
- De Stefani T. (1895). Catalogo degli Imenotteri di Sicilia. I. *Il Naturalista Siciliano*, 14: 169-182.
- Deguines, N., Julliard, R., De Flores, M., & Fontaine, C. (2012). The whereabouts of flower visitors: contrasting land-use preferences revealed by a country-wide survey based on citizen science. *PloS one*, 7(9), e45822.
- Delanoë, O., Montmollin, B. D., & Olivier, L. (1996). *Conservation de la flore des îles Méditerranéennes, 1: Stratégie d'action Conservation of Mediterranean Island plants, 1: Strategy for action* (No. 333.953 D337). IUCN, Gland (Suiza). Species Survival Commission.
- Dicks, L. V., Corbet, S. A., & Pywell, R. F. (2002). Compartmentalization in plant–insect flower visitor webs. *Journal of Animal Ecology*, 71(1), 32-43.
- Disney, R. H. L. (2000). The relentless decline of taxonomy. *Science and Public Affairs*, 6.
- Dormann, C. F., Gruber, B., & Fründ, J. (2008a). Introducing the bipartite package: analysing ecological networks. *Interaction*, 1(0.2413793).
- Dormann, C. F., Schweiger, O., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, St., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bugter, R., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Cock, R., De Blust, G., DeFilippi, R., Diekotter, T., Dirksen, J., Durka, W, Edwards, P.J., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, St., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Liira, J., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann-Legionnet, A., Schermann, N., Schmidt, T., Smulders, M. J. M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., Wingerden, W. & M. Zobel (2008b). Prediction uncertainty of environmental change effects on temperate European biodiversity. *Ecology Letters*, 11(3), 235-244.
- Dormann, C. F., Fründ, J., Blüthgen, N., & Gruber, B. (2009). Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal*, 2(1).
- Dormann, C. F., & Strauss, R. (2014). A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(1), 90-98.

- Droege, S., Rightmyer, M. G., Sheffield, C. S., & Brady, S. G. (2010). New synonymies in the bee genus *Nomada* from North America (Hymenoptera: Apidae). *Zootaxa*, 2661(1), 1-32.
- Dupont, Y. L., & Olesen, J. M. (2009). Ecological modules and roles of species in heathland plant–insect flower visitor networks. *Journal of Animal Ecology*, 78(2), 346-353.
- Ebmer, A. W. (1988). Kritische Liste der nicht-parasitischen Halictidae Österreichs mit Berücksichtigung aller mitteleuropäischen Arten (Insecta: Hymenoptera: Apoidea: Halictidae). *Linzer biologische Beiträge*, 20(2), 527.
- Edwards, M., & Jenner, M. (2005). *Field guide to the bumblebees of Great Britain & Ireland*. Ocelli Ltd.
- Ehrlich, P. R., & Raven, P. H. (1964). Butterflies and plants: a study in coevolution. *Evolution*, 18(4), 586-608.
- Eremeeva, N. I., & Sushchev, D. V. (2005). Structural changes in the fauna of pollinating insects in urban landscapes. *Russian Journal of Ecology*, 36(4), 259-265.
- Fantinato, E., Del Vecchio, S., Silan, G. et al. (2018) Pollination networks along the sea-land gradient reveal landscape patterns of keystone plant species. *Scientific Reports* 8, 15221.
- Feltwell, J. (2006). *Bumblebees*. Wildlife Matters.
- Ficetola, G. F., & Scali, S. (2010). Invasive amphibians and reptiles in Italy. In *Atti VIII Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica* (pp. 335-340). Pescara: Ianieri Edizioni.
- Fitzpatrick, Ú., Murray, T. E., Paxton, R. J., Breen, J., Cotton, D., Santorum, V., & Brown, M. J. (2007). Rarity and decline in bumblebees—a test of causes and correlates in the Irish fauna. *Biological Conservation*, 136(2), 185-194.
- Floyd, R., Abebe, E., Papert, A., & Blaxter, M. (2002). Molecular barcodes for soil nematode identification. *Molecular Ecology*, 11(4), 839-850.
- Fontaine, C., Guimarães Jr, P. R., Kéfi, S., Loeuille, N., Memmott, J., van Der Putten, W. H., van Veen, F. J. F. & Thébault, E. (2011). The ecological and evolutionary implications of merging different types of networks. *Ecology Letters*, 14(11), 1170-1181.
- Françoso, E., & Arias, M. C. (2013). Cytochrome c oxidase I primers for corbiculate bees: DNA barcode and mini-barcode. *Molecular Ecology Resources*, 13(5), 844-850.
- Frankham R., Ballou J.D., Briscoe D.A. (2002). *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press.
- Frankie, G. W., Thorp, R. W., Schindler, M., Hernandez, J., Ertter, B., & Rizzardi, M. (2005). Ecological patterns of bees and their host ornamental flowers in two

- northern California cities. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 78(3), 227-246.
- Frankie, G. W., Vinson, S. B., Rizzardi, M. A., Griswold, T. L., Coville, R. E., Grayum, M. H., Martinez, L. E. S., Foltz-Sweat, J. & Pawelek J. C. (2013). Relationships of bees to host ornamental and weedy flowers in urban Northwest Guanacaste Province, Costa Rica. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 86(4), 325-351.
- Galeano, J., Pastor, J. M., & Iriondo, J. M. (2009). Weighted-interaction nestedness estimator (WINE): a new estimator to calculate over frequency matrices. *Environmental Modelling & Software*, 24(11), 1342-1346.
- Gathmann, A., & Tschardt, T. (2002). Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 71(5), 757-764.
- Gauld, I.D. & Bolton, B. (1988). *The Hymenoptera*. Oxford University Press, London.
- Gibbs, J. (2009a). Integrative taxonomy identifies new (and old) species in the *Lasioglossum* (*Dialictus*) *tegulare* (Robertson) species group (Hymenoptera, Halictidae). *Zootaxa*, 2032(1), 1-38.
- Gibbs, J. J. (2009b). New species in the *Lasioglossum petrellum* species group identified through an integrative taxonomic approach. *The Canadian Entomologist*, 141(4), 371-396.
- Giordani Soika A. (1935). Quinto contributo alla conoscenza degli Imenotteri del Lido di Venezia. *Bollettino della Società Entomologica Italiana*, 67 (8): 141-143.
- Giordani Soika A. (1939). Sesto contributo alla conoscenza degli Imenotteri del Lido di Venezia. *Bollettino della Società Entomologica Italiana*, 71 (4): 72-74
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., & Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347 (6229).
- Grandi, G. (1925-1971). Contributi alla conoscenza degli Imenotteri melliferi e predatori (I-XXXIV) (v. elenco dettagliato in: Grandi G., 1961: 643-644, e in: Principi M.M., 1971).
- Grandi, G. (1951). *Introduzione allo studio dell'entomologia*. Edizione Agricola Bologna, I, 814-822.
- Grandi, G. (1961). Studi di un entobologo sugli imenotteri superiori. *Bulletin of Insectology and Entomology*. 25, 1-659.
- Grazimek B. (1970). *Among Animals of Africa*. London: Collins.
- Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R., & Kremen, C. (2007). Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153(3), 589-596.
- Guarino, R. (1998). *La vegetazione dei Monti Peloritani (Sicilia nord-orientale)* (Doctoral dissertation, tesi di dottorato università di Catania).

- Guiglia, D. (1953). Ricerche zoologiche sul Massiccio del Pollino (Lucania-Calabria). VIII. *Imenotteri*. *Annuario del Museo Zoologico della Università di Napoli*, 5(9), 1-28.
- Hall, D. M.; Camilo, G. R., Tonietto, R. K., Smith, D. H., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., Ascher, J. S., Baldock, K. C. R., Fowler, R., Frankie, G., Goulson, D., Gunnarsson, B., Hanley, M. E., Jackson, J. I., Langellotto, G., Lowenstein, D., Minor, E. S., Philpott, S. M., Potts, S. G., Sirohi, M. H., Spevak, E. M., Stone, G. N. & Threlfall, C. G. (2017). The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology*, 31(1), 24-29.
- Hamilton, W. D. (1964). The genetical evolution of social behaviour. II. *Journal of Theoretical Biology*, 7(1), 17-52.
- Haris, A., & Józán, Z. (2018). Data to the Hymenoptera fauna of Sicily (Hymenoptera: Symphyta and Aculeata). *Natura Somogyiensis*, 31, 63-76.
- Hebert, P. D., Cywinska, A., Ball, S. L., & Dewaard, J. R. (2003). Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1512), 313-321.
- Hebert, P. D., Penton, E. H., Burns, J. M., Janzen, D. H., & Hallwachs, W. (2004). Ten species in one: DNA barcoding reveals cryptic species in the neotropical skipper butterfly *Astraptes fulgerator*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(41), 14812-14817.
- Heinrich, B. (1979). *Bumblebee economics* Harvard University Press. *Cambridge, Massachusetts*.
- Hellrigl, K. (2003). Faunistik der Ameisen und Wildbienen Südtirols (Hymenoptera: Formicidae et Apoidea). *Gredleriana*, 3, 143-208.
- Hellrigl, K., & Franke, R. (2004). Faunistik der Wildbienen Südtirols: 1. Nachtrag (Hymenoptera: Apoidea). *Forest observer*, 1, 141-152.
- Herrera, C. M. (1988). Variation in mutualisms: the spatiotemporal mosaic of a pollinator assemblage. *Biological Journal of the Linnean Society*, 35(2), 95-125.
- Herrera, C. M. (2019). Complex long-term dynamics of pollinator abundance in undisturbed Mediterranean montane habitats over two decades. *Ecological Monographs*, 89(1), e01338.
- Herrera, C. M. (2020). Gradual replacement of wild bees by honeybees in flowers of the Mediterranean Basin over the last 50 years. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1921), 20192657.
- Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K., Fox, R., & Thomas, C. D. (2006). The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, 12(3), 450-455.

- Hostetler, N. E., & McIntyre, M. E. (2001). Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera: Apoidea) communities in a desert metropolis. *Basic and Applied Ecology*, 2(3), 209-218.
- Hurtado-Burillo, M., Ruiz, C., de Jesús May-Itzá, W., Quezada-Eúan, J. J. G., & De la Rúa, P. (2013). Barcoding stingless bees: genetic diversity of the economically important genus *Scaptotrigona* in Mesoamerica. *Apidologie*, 44(1), 1-10.
- Intoppa, F., Piazza, M. G., & D'Albore, G. R. (1995). *Catalogo bibliografico delle specie di Bombidae (Hymenoptera Apoidea) segnalate per l'Italia* (p. 135). Istituto sperimentale per la zoologia agraria.
- Janzen, D. H. (1966). Coevolution of mutualism between ants and acacias in Central America. *Evolution*, 20(3), 249-275.
- Janzen, D. H. (1967). Interaction of the bull's-horn acacia (*Acacia cornigera* L.) with an ant inhabitant (*Pseudomyrmex ferrugineus* F. Smith) in eastern Mexico. *Kansas University Science Bulletin*, 47, 315-558.
- Jordano, P. (1987). Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. *The American Naturalist*, 129(5), 657-677.
- Jordano, P., Bascompte, J., & Olesen, J. M. (2003). Invariant properties in coevolutionary networks of plant–animal interactions. *Ecology Letters*, 6(1), 69-81.
- Jordano, P., Bascompte, J., & Olesen, J. M. (2006). The ecological consequences of complex topology and nested structure in pollination webs. *Plant-pollinator interactions: from specialization to generalization*, 173-199.
- Kaiser-Bunbury, C. N., & Blüthgen, N. (2015). Integrating network ecology with applied conservation: a synthesis and guide to implementation. *AoB Plants*, 7.
- Kearns, C. A., Inouye, D. W., & Waser, N. M. (1998). Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annual review of Ecology and Systematics*, 29(1), 83-112.
- Kim, K. C., & Byrne, L. B. (2006). Biodiversity loss and the taxonomic bottleneck: emerging biodiversity science. *Ecological Research*, 21(6), 794.
- King, J. R., & Porter, S. D. (2004). Recommendations on the use of alcohols for preservation of ant specimens (Hymenoptera, Formicidae). *Insectes Sociaux*, 51(2), 197-202.
- Knuth, P. (1906). Handbook of flower pollination. Clarendon. *Oxford*, 3, 137-151.
- Koch, H. (2010). Combining morphology and DNA barcoding resolves the taxonomy of western Malagasy *Liotrigona* Moure, 1961 (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). *African Invertebrates*, 51(2), 413-421.
- Köhler, F. (2007). From DNA taxonomy to barcoding—how a vague idea evolved into a biosystematic tool. *Zoosystematics and Evolution*, 83(S1), 44-51.

- Korpelainen, H. (2004). The evolutionary processes of mitochondrial and chloroplast genomes differ from those of nuclear genomes. *Naturwissenschaften*, 91(11), 505-518.
- Kremen, C., Williams, N.M., Aizen M.A., Gemmill-Herren, B., Lebuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S.G., Roulston, T., Steffan-Dewente, R I., Vazquez, D.P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E.E., Greenleaf, S.S., Keitt, T.H., Klein, A.M., Regetz, J., & Ricketts, T.H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10(4), 299-314.
- Kuhlmann, M., Else, G. R., Dawson, A., & Quicke, D. L. (2007). Molecular, biogeographical and phenological evidence for the existence of three western European sibling species in the *Colletes succinctus* group (Hymenoptera: Apidae). *Organisms Diversity & Evolution*, 7(2), 155-165.
- Kumar, S., Stecher, G., Li, M., Knyaz, C., & Tamura, K. (2018). MEGA X: molecular evolutionary genetics analysis across computing platforms. *Molecular biology and evolution*, 35(6), 1547-1549.
- Kwak, M. (1995). Insect diversity and the pollination of rare plant species. Proc. *Symposium "Conserving Europe's bees"*, London.
- La Greca, P. (2011). *Diversità ed Ecologia degli Imenotteri Apoidei in ambienti frammentati pedomontani dell'Etna a differente pressione antropica* (Doctoral dissertation, Università degli Studi di Catania).
- Labandeira, C. C. (1998). Early history of arthropod and vascular plant associations. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 26(1), 329-377.
- Labandeira, C. C. (2002). Paleobiology of middle Eocene plant-insect associations from the Pacific Northwest: a preliminary report. *Rocky Mountain Geology*, 37(1), 31-59.
- La Salle, J., & Gauld, I. D. (1993). Hymenoptera: their biodiversity, and their impact on the diversity of other organisms. *Hymenoptera and biodiversity*, 1-26.
- Lázaro, A., Tscheulin, T., Devalez, J., Nakas, G., Stefanaki, A., Hanlidou, E., & Petanidou, T. (2016). Moderation is best: effects of grazing intensity on plant-flower visitor networks in Mediterranean communities. *Ecological Applications*, 26(3), 796-807.
- Lebuhn, G., Droege, S., Connor, E.F., Gemmill-Herren B., Potts, S.G., Minckley, Y.R.L., Griswold, T., Jean, R., Kula, E., Roubik, D.W., Cane, J., Wright, K.W., Frankie, G., & Parker, F. (2013). Detecting insect pollinator declines on regional and global scales. *Conservation Biology*, 27(1), 113-120.
- Lee, Y. N. (2000). Pulsatilla in Korea. *Bulletin of Korea Plant Research*, 1, 9-15.
- Li Enkulu, L. (1988). *Les Mégachiles (Hymenoptera, Apoïdea) d'Europe et d'Afrique: une étude écologique et agronomique* (Doctoral dissertation).

- Lightowlers, R. N., Chinnery, P. F., Turnbull, D. M., & Howell, N. (1997). Mammalian mitochondrial genetics: heredity, heteroplasmy and disease. *Trends in Genetics*, 13(11), 450-455.
- Lindström, S. A., 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 B: Biological Sciences*, 283(1843), 20161641.
- Longo, S. (2002). The honey bee bioindicator of the environment. *Tecnica-Agricola (Italy)* 54(1-2): 81-86.
- Magnacca, K. N. (2007). Conservation status of the endemic bees of Hawai'i, *Hylaeus* (Nesoprotopis) (Hymenoptera: Colletidae). *Pacific Science*, 61(2), 173-190.
- Magnacca, K. N., & Brown, M. J. (2012). DNA barcoding a regional fauna: Irish solitary bees. *Molecular Ecology Resources*, 12(6), 990-998.
- Magretti P. (1881a). Sugli Imenotteri della Lombardia. *Bollettino della Società entomologica italiana* 13 (1): 3-42.
- Magretti P. (1881b). Sugli Imenotteri della Lombardia. *Bollettino della Società entomologica italiana*, 13 (2): 89-123.
- Magretti P. (1881c). Sugli Imenotteri della Lombardia. *Bollettino della Società entomologica italiana*, 13 (3-4): 213-273.
- Margalef, R. (1958). Information theory in biology. *General Systems Yearbook*, 3, 36-71.
- Massa, B., Sbordoni, V., & Vigna Taglianti, A. (2011). La Biogeografia della Sicilia: considerazioni conclusive sul XXXVII Congresso della Società Italiana di Biogeografia. *Biogeographia—The Journal of Integrative Biogeography*, 30(1).
- Matheson, A., Buchmann, S. L., O'Toole, C., Westrich, P., & Williams, I. H.; editors. (1996). *The conservation of bees*. Academic Press, London, UK.
- Matteson, K. C., Ascher, J. S., & Langellotto, G. A. (2008). Bee richness and abundance in New York City urban gardens. *Annals of the Entomological Society of America*, 101(1), 140-150.
- Mazzeo, G., (2002) L'entomofauna antofila presente in ambienti a diverso grado di antropizzazione. Atti XIX Congr naz ital Entomol Catania 10-15 giugno 2002:1327-1335.
- Mazzeo, G. & Longo, S. (2002). Censimento dei pronubi in ecosistemi siciliani. *Atti Convegno A.M.A. "Il ruolo della ricerca in apicoltura"*, Bologna 2002: 357-363.
- Mazzeo, G., Longo, S., & Bella, S. (1999). Il censimento dei pronubi in Sicilia. *Tecnica Agricola*, 4: 67-75.
- Mazzeo, G., Longo, S., Palmeri, V., & Bella, S. (2001). Anthophilous insect indicating biodiversity in natural and cultivated Sicilian environments. *Insect Social Life*, 4: 93-100.

- Mazzeo, G., Longo, S., & Bella, S. (2002a). I pronubi rilevati su colture minori in Sicilia orientale. *Atti XIX Congr naz ital Entomol*, Catania 10-15 giugno 2002: 1275-1280.
- Mazzeo, G., Longo, S., Palmeri, V., & Bella, S. (2002b). Anthophilous insects indicating biodiversity in natural and cultivated Sicilian environments. *Convegno A.I.S.A.S.P.*, Parma 6-8 giugno 2001. *Insect Social Life*, 4: 93-100.
- Mazzeo, G., Longo, S., Palmeri, V., Seminara, A., Bella, S., & Zappala, L. (2004). Anthophilous insect in fruit orchards on mount Etna (Italy). *Redia*, 88: 247-251.
- Mazzeo, G., Longo, S., & Palmeri, V. (2006). L'entomofauna antofila indicatrice della biodiversità in ecosistemi naturali e agrari. - *Italus Hortus*, 13 (2): 266-270.
- Mazzeo, G., Longo, S., Seminara, A., Bella, S., & Ferrauto, G. (2007a). Preliminary observations on Anthophilous insect and foraging behaviour of *Apis mellifera* L. in a protected area of the Etna park. *Redia*, 90: 109-113.
- Mazzeo, G., Seminara, A., Bella, S., Ferrauto, G., & Longo, S. (2007b). Osservazioni sugli apoidei e sull'attività di *Apis mellifera* L. in un'area alto montana del Parco dell'Etna. *Apoidea*, 4: 163- 168.
- Mazzeo, G., Bella, S., Seminaria, A. R., & Longo, S. (2016). Bumblebees in natural and agro-ecosystems at different altitudes from Mount Etna, Sicily (Hymenoptera: Apidae: Bombinae): long-term faunistic and ecological observations. *Redia*, 98(1), 123-131.
- Mazzeo, G., Longo, S., Seminara, A. R., & Bella, S. (2019). Faunistic and ecological studies on apidae (Hymenoptera apoidea) in natural and cultivated ecosystems in Sicily. *Redia*, 102, 153-162.
- McGinley, R. J. (1986). Studies of Halictinae (Apoidea: Halictidae), I: revision of new world *Lasioglossum curtis*. *Smithsonian contributions to Zoology*, 429, 1-294.
- Médail, F., & Quézel, P. (1997). Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 112-127.
- Médail, F., & Quézel, P. (1999). Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. *Conservation Biology*, 13(6), 1510-1513.
- Memmott, J. (1999). The structure of a plant-pollinator food web. *Ecology Letters*, 2(5), 276-280.
- Memmott, J., & Waser, N. M. (2002). Integration of alien plants into a native flower-pollinator visitation web. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269(1508), 2395-2399.
- Meyer, C. P., & Paulay, G. (2005). DNA barcoding: error rates based on comprehensive sampling. *PLoS biology*, 3(12).
- Michener, C. D. (1974). *The social behavior of the bees: a comparative study*. Harvard University Press.

- Michener, C. D. (1979). Biogeography of the bees. *Annals of the Missouri botanical Garden*, 277-347.
- Michener, C. D. (2007). Bees of the world, 2nd edn Baltimore. MD: Johns Hopkins University Press.
- Minachilis, K., Kantsa, A., Devalez, J., Trigas, P., Tscheulin, T., & Petanidou, T. (2020). Bumblebee diversity and pollination networks along the elevation gradient of Mount Olympus, Greece. *Diversity and Distributions*, 26(11), 1566-1581.
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1.; Zaragoza, Spain. 84 pp.
- Murray, T. E., Fitzpatrick, U., Brown, M. J., & Paxton, R. J. (2008). Cryptic species diversity in a widespread bumble bee complex revealed using mitochondrial DNA RFLPs. *Conservation Genetics*, 9(3), 653-666.
- Natura 2000 - STANDARD DATA FORM site ITA030010
- Ne'eman, G., Dafni, A., & Potss, S.G. (2000). The effect of fire on flower visitation rate and fruit set in four core-species in east Mediterranean scrubland. *Plant Ecology*, 146(1), 97-104.
- Nielsen, A., Steffan-Dewenter, I., Westphal, C., Messinger, O., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Settele, J., Szentgyörgyi, H., Vaissière, B.E., Vaitis, M., Woyciechowski M., Bazos I., Biesmeijer J.C., Bommarco R., Kunin, W.E., Tscheulin, T., Lamborn, E., & Petanidou, T. (2011). Assessing bee species richness in two Mediterranean communities: importance of habitat type and sampling techniques. *Ecological Research*, 26(5), 969-983.
- 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. Luxembourg: Publication Office of the European Union; I–X + 84 p. ISBN: 978-92-79-44512-5.
- Nobile, V. (1987). Contributo alla conoscenza degli Apoidei (Insecta, Hymenoptera) di Sicilia. 1. *Generi Habropoda* Smith, *Tetralonia* Spinola (Gruppo *ruficomis* F.) *Melecta* Latreille, *Eupavlovktia* Popov e *Thyreus* Panzer. *Animalia*, 14(1-3), 73-89.
- Nobile, V. (1988). Contributo alla conoscenza degli Apoidei (Insecta, Hymenoptera) di Sicilia. II. Il genere *Osmia* Panzer, 1806. *Animalia*, 15, 159-173.
- Nobile, V. (1990). Contributo alla conoscenza delle Api parassite (Insecta, Hymenoptera) di Sicilia. II. Il genere *Nomada* Scopoli, 1770 con descrizione di una nuova specie. *Animalia*, 17, 219-243.
- Nobile, V. (1990). Il genere *Anthidium* Fabricius, 1804 e affini (Hymenoptera, Apoidea, Megachilidae) in Sicilia con descrizione di *Pseudoanthidium alpinum* gregoriense subsp. n. *Animalia*, 16(1989), 131-145.

- Nobile, V. (1991). Contributo alla conoscenza delle Api solitarie (Insecta, Hymenoptera) di Sicilia. IV. La tribù Anthophorini Dahlbom 1835. *Animalia*, Catania, 18 (1991): 237-259.
- Nobile, V. (1993a). La piccola Ape di Vendicari. *Ente Fauna Siciliana*, 2: 2.
- Nobile, V. (1993b). Endemismi di Sicilia. *Tetralonia alticincta bindai*, nuova sottospecie di Imenottero Apoideo. Atti e Memorie, suppl. *Grifone*, *Ente Fauna Siciliana*, 1: 95-98.
- Nobile, V. (1994). Contributo alla conoscenza di alcune Api solitarie (Hymenoptera, Halictidae Duforeinae) di Sicilia. V. Il genere *Rophitoides* Schenck 1859, con descrizione di un nuovo taxon. *Animalia*, Catania, 20 (1993): 59-63.
- Nobile, V. (1995). Api (Insecta, Hymenoptera) nuove o poco note di Sicilia e di Sardegna. *Bollettino della Accademia Gioenia di Scienze Naturali*, 28(349), 147-159.
- Nobile, V. (1995b). Ricordo di Teodosio De Stefani-Perez a 100 anni dalla pubblicazione del suo "Catalogo degli Imenotteri di Sicilia", con dedica di una nuova specie di Imenottero Apoideo. *Ente Fauna Siciliana*, 4 (3): 4-5; 4 (4): 2.
- Nobile, V. (2001). Le Andrene W-paleartiche con due celle cubitali (Hymenoptera, Apoidea, Andrenidae) con descrizione di *Parandrena iohannescaroli* sp. n. *Bollettino delle sedute della Accademia gioenia di scienze naturali in Catania*, 33 (358) (2000): 35-42.
- Nobile, V., & Campadelli, G. (1998). Il genere *Sphecodes* Latreille 1804 in Italia (hymenoptera, apoidea, halictidae). *Bollettino dell'Istituto di Entomologia "G. Grandi"*, 52, 85-103.
- Nobile, V., & Tomarchio, S. (1997). Contributo alla conoscenza degli Apoidei di Sicilia. XIV. La famiglia Melittidae (Insecta, Hymenoptera). *Bollettino della Accademia Gioenia di Scienze Naturali*, 30(353), 285-290.
- Nobile, V., & Tomarchio, S. (1998). Contributo alla conoscenza degli Apoidei di Sicilia. XV. Il genere *Spatulariella* Popov, 1939 (Hymenoptera Colletidae, Hylaeinae) con descrizione di una nuova specie. *Bollettino Accademia Gioenia di Scienze naturali in Catania*, 30, 291-298.
- Nobile, V., & Tomarchio, S. (2000). Apoidei nuovi o poco noti di alcune regione d'Italia (Hymenoptera, Apoidea, Megachilidae). I. *Bollettino dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali*, 33(358), 43-54.
- Nobile, V., & Turrisi, G. F. (1996). Contributo alla conoscenza degli Apoidei di Sicilia. XIII. Le tribù Lithurgini, Dioxyini, Stelidini (Insecta, Hymenoptera, Megachilidae). *Bollettino dell'Accademia Gioenia Scienze Naturali, Catania*, 29(351), 15-26.
- Nobile, V., & Turrisi, G. F. (1999). Contributo alla conoscenza delle Api parassite di Sicilia. La tribù Coelyoxini (Hymenoptera, Apoidea, Megachilidae). *Bollettino dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali, Catania*, 32(356), 161-170.

- Nobile, V., & Turrisi, G. F. (2004). Contribution to the knowledge of Italian cleptoparasitic Bees. X. *The genus Sphecodes* Latreille, “*pinguiculus*” Pérez group, with description of new species (Hymenoptera, Apoidea, Halictidae). *Entomofauna*, 25, 117-132.
- Nobile, V., & Turrisi, G. F. (2015). New or little known Halictidae from Italy (Hymenoptera, Apoidea). *Bollettino della Società Entomologica Italiana*, 39-42.
- Nobile, V., & Turrisi, G. F. (2016). New or little known *Nomada* Scopoli from Italy (Hymenoptera, Apoidea, Apidae). *Bollettino della Società Entomologica Italiana*, 51-55.
- Normandin, É., Vereecken, N. J., Buddle, C. M., & Fournier, V. (2017). Taxonomic and functional trait diversity of wild bees in different urban settings. *PeerJ*, 5, e3051.
- O’Neill, J. (2001). Building better global economic BRICs. Global Economics Paper 66. New York: Goldman-Sachs.
- Olesen, J. M., Bascompte, J., Dupont, Y. L., & Jordano, P. (2007). The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(50), 19891-19896.
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321-326.
- Packer, L., Grixti, J. C., Roughley, R. E., & Hanner, R. (2009). The status of taxonomy in Canada and the impact of DNA barcoding. *Canadian Journal of Zoology*, 87(12), 1097-1110.
- Pagliano, G. (1988). Catalogo degli Imenotteri italiani I. Halictidae. *Bollettino del Museo civico di Storia naturale di Venezia*, 38, 85-128.
- Pagliano, G. (1992). Catalogo degli imenotteri italiani. III: Melittidae. *Bollettino della Società Entomologica Italiana*, 124(2), 133-138.
- Pagliano, G. (1994). Catalogo Degli Imenotteri Italiani. IV. (Apoidea: Colletidae, Andrenidae, Megachilidae, Anthophoridae, Apidae). *Memorie della Società Entomologica Italiana*, 72(1993), 331-467.
- Pagliano, G. (1995). Hymenoptera: Apoidea. In: Minelli A., Ruffo S., La Posta F. (editori). Check-list delle specie della fauna italiana, 106. Calderini, Bologna: 25 pp.
- Pagliano, G., & Scaramozzino, P. L. (1999). Fauna imenotterologica delle Langhe. Oasi xerothermica di Borgomale (Nota faunistica III). *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, 20, 139-192.
- Patiny, S., Rasmont, P., & Michez, D. (2009). A survey and review of the status of wild bees in the West-Palaeartic region. *Apidologie*, 40(3), 313-331.
- Paxton, R. J., Kukuk, P. F., & Tengö, J. (1999). Effects of familiarity and nestmate number on social interactions in two communal bees, *Andrena scotica* and

- Panurgus calcaratus* (Hymenoptera, Andrenidae). *Insectes Sociaux*, 46(2), 109-118.
- Pesenko, Y. U. (1971). On the fauna and ecology of Apoidea (Hymenoptera) of the steppes of the Lower Don. I. The family Megachilidae. *Entomological review*.
- Pesenko, Y. U. (1972). Data on the fauna and ecology of the bees (Hymenoptera, Apoidea) of the steppes of the lower Don. II. The family Halictidae. *Entomological review*.
- Pesole, G., Gissi, C., De Chirico, A., & Saccone, C. (1999). Nucleotide substitution rate of mammalian mitochondrial genomes. *Journal of Molecular Evolution*, 48(4), 427-434.
- Petanidou, T., Ståhls, G., Vujić, A., Olesen, J. M., Rojo, S., Thrasyvoulou, A., ... & Tscheulin, T. (2013). Investigating plant—pollinator relationships in the Aegean: the approaches of the project POL-AEGIS (The pollinators of the Aegean archipelago: diversity and threats). *Journal of Apicultural Research*, 52(2), 106-117.
- Peters, R.S., Krogmann, L., Mayer, C., Donath, A., Gunkel, S., Meusemann, K., Kozlov, A., Podsiadlowski, L., Petersen, M., Lanfear, R., Diez, P.A., Heraty, J., Kjer, K.M., Klopstein, S., Meier, R., Polidori, C., Schmit, T., Liu, S., Zhou, X., Wappler, T., Rust, J., Misof, B., & Niehuis, O. (2017). Evolutionary history of the Hymenoptera. *Current Biology*, 27(7), 1013-1018.
- Pfenninger, M., & Schwenk, K. (2007). Cryptic animal species are homogeneously distributed among taxa and biogeographical regions. *BMC Evolutionary Biology*, 7(1), 121.
- Picone, R. M., & Crisafulli, A. (2006). La Flora dei Peloritani. *Botanical Department of the University of Messina, editor, DVD-Rom*.
- Picone, R. M., Crisafulli, A., & Zaccone, S. (2008). Habitat forestali di particolare valore naturalistico (dir. 92/43/CEE) dei Monti Peloritani (Sicilia). In *Atti del Terzo Congresso Nazionale di Selvicoltura. Taormina (ME)* (pp. 16-19).
- Pignatti, S. (1982). *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna.
- Pimm, S. L. (1982). Food webs. In *Food webs* (pp. 1-11). Springer, Dordrecht.
- Polce C, Maes J, Rotllan-Puig X, Michez D, Castro L, Cederberg B, Dvorak L, Fitzpatrick Ú, Francis F, Neumayer J, Manino A, Paukkunen J, Pawlikowski T, Roberts S, Straka J, & Rasmont P. (2018) Distribution of bumblebees across Europe. *One Ecosystem* 3: e28143.
- Polidori, C. (2011). Predation in the hymenoptera: an evolutionary perspective. Transworld Research Network.
- Potts, S. G., Roberts, S. P., Dean, R., Marris, G., Brown, M. A., Jones, R., Neumann, P., & Settele, J. (2010). Declines of managed honey bees and beekeepers in Europe. *Journal of Apicultural Research*, 49(1), 15-22.

- Prince, P.W. (1997). *Insect Ecology*. John Wiley & Sons, Inc.: 874 pp.
- Quaranta, M., Maurizio, C., Biella, P., Mario, C., Alessia, B., Carlo, R., & Corrado, T. (2018). Red list IUCN of the Italian threatened bees [Lista Rossa IUCN delle api italiane minacciate].
- Quezada-Euán, J. J. G., May-Itzá, W. D. J., Rincon, M., De la Rúa, P., & Paxton, R. J. (2012). Genetic and phenotypic differentiation in endemic *Scaptotrigona hellwegeri* (Apidae: Meliponini): implications for the conservation of stingless bee populations in contrasting environments. *Insect Conservation and Diversity*, 5(6), 433-443.
- Quicke, D. L., Lopez-Vaamonde, C., & Belshaw, R. (1999). Preservation of hymenopteran specimens for subsequent molecular and morphological study. *Zoologica Scripta*, 28(1-2), 261-267.
- R Core Team (2016). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Radeghieri, P., Romagnoli, F., Versari, S., & Porrini, C. (1998). The bumblebees in the Forlì-Cesena province: census from 1988 to 1996. *Insect Social Life*, 2, 157-162.
- Rasmont, P. (1988). Monographie écologique et zoogéographique des bourdons de France et de Belgique (Hymenoptera, Apidae, Bombinae). *lxi. Faculté des Sciences agronomiques de l'Etat, Gembloux*, 309.
- Rathcke, B. (1983) Competition and facilitation among plants for pollination. pp 305-329 in L. A. Real, ed. *Pollination Biology*. Academic Press, London
- Relazione di R. Favosi collegata al Progetto esecutivo del completamento del Parco “La Rocca di Buticari” del Comune di Nizza di Sicilia. (2007).
- Ren, D. (1998). Flower-associated Brachycera flies as fossil evidence for Jurassic angiosperm origins. *Science*, 280(5360), 85-88.
- Ropars, L., Dajoz, I., Fontaine, C., Muratet, A., & Geslin, B. (2019). Wild pollinator activity negatively related to honey bee colony densities in urban context. *PloS one*, 14(9), e0222316.
- Rosenheim, J. A. (1990). Density-dependent parasitism and the evolution of aggregated nesting in the solitary Hymenoptera. *Annals of the Entomological Society of America*, 83(3), 277-286.
- Roulston, T. A. H., & Goodell, K. (2011). The role of resources and risks in regulating wild bee populations. *Annual Review of Entomology*, 56, 293-312.
- Saccone, C., De Giorgi, C., Gissi, C., Pesole, G., & Reyes, A. (1999). Evolutionary genomics in Metazoa: the mitochondrial DNA as a model system. *Gene*, 238(1), 195-209.
- Salgado, J., Honorato, B., & García-Foncillas, J. (2008). Mitochondrial defects in breast cancer. *Clinical medicine. Oncology*, 2, CMO-S524.

- Saure, C. (1996). Urban habitats for bees: the example of city of Berlin. *The conservation of bees*.
- Savolainen, V., Cowan, R. S., Vogler, A. P., Roderick, G. K., & Lane, R. (2005). Towards writing the encyclopaedia of life: an introduction to DNA barcoding. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1462), 1805-1811.
- Schmidt, S., Schmid-Egger, C., Morinière, J., Haszprunar, G., & Hebert, P. D. (2015). DNA barcoding largely supports 250 years of classical taxonomy: identifications for Central European bees (Hymenoptera, Apoidea partim). *Molecular Ecology Resources*, 15(4), 985-1000.
- Sciandrello, S., Guarino, R., Minissale, P., & Spampinato, G. (2015). The endemic vascular flora of Peloritani Mountains (NE Sicily): Plant functional traits and phytogeographical relationships in the most isolated and fragmentary micro-plate of the Alpine orogeny. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 149(5), 838-854.
- Seminara, A. R., Bella, S., Mazzeo, G., & Longo, S. (2009). Risultati di un triennio di studi sugli insetti antofili in un biotopo del vulcano Etna. *Apoidea*, 6(2), 118-124.
- Shannon, C. E., & Wiener, W. (1949). *The mathematical theory of communication*, urbana University of Illinois press, Chicago.
- Shavit, O., Dafni, A., & Ne'eman, G. (2009). Competition between honeybees (*Apis mellifera*) and native solitary bees in the Mediterranean region of Israel— Implications for conservation. *Israel Journal of Plant Sciences*, 57(3), 171-183.
- Sheffield, C. S., & Westby, S. M. (2007). The male of *Megachile nivalis* Friese, with an updated key to members of the subgenus *Megachile* s. str. (Hymenoptera: Megachilidae) in North America. *Journal of Hymenoptera Research*, 16(1), 178-191.
- Sheffield, C. S., Hebert, P. D., Kevan, P. G., & Packer, L. (2009). DNA barcoding a regional bee (Hymenoptera: Apoidea) fauna and its potential for ecological studies. *Molecular Ecology Resources*, 9, 196-207.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688-688.
- Sirohi, M. H., Jackson, J., Edwards, M., & Ollerton, J. (2015). Diversity and abundance of solitary and primitively eusocial bees in an urban centre: a case study from Northampton (England). *Journal of Insect Conservation*, 19(3), 487-500.
- Steffan-Dewenter, I., & Tschamntke, T. (1999). Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*, 121(3), 432-440.
- Steffan-Dewenter, I., & Tschamntke, T. (2002). Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands—a mini review. *Biological Conservation*, 104(3), 275-284.

- Steffan-Dewenter, I., Klein, A. M., Gaebele, V., Alfert, T., & Tscharntke, T. (2006). Bee diversity and plant-pollinator interactions in fragmented landscapes. *Specialization and generalization in plant-pollinator interactions*, 387-410.
- Stone, G. N. (1994). Activity patterns of females of the solitary bee *Anthophora plumipes* in relation to temperature, nectar supplies and body size. *Ecological Entomology*, 19(2), 177-189.
- Suweis, S., Simini, F., Banavar, J. R., & Maritan, A. (2013). Emergence of structural and dynamical properties of ecological mutualistic networks. *Nature*, 500(7463), 449-452.
- Tautz, D., Arctander, P., Minelli, A., Thomas, R. H., & Vogler, A. P. (2003). A plea for DNA taxonomy. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(2), 70-74.
- Taylor, H. R., & Harris, W. E. (2012). An emergent science on the brink of irrelevance: a review of the past 8 years of DNA barcoding. *Molecular Ecology Resources*, 12(3), 377-388.
- Thompson, J. N. (2006). Mutualistic webs of species. *Science*, 312(5772), 372-373.
- Threlfall, C. G., Walker, K., Williams, N. S., Hahs, A. K., Mata, L., Stork, N., & Livesley, S. J. (2015). The conservation value of urban green space habitats for Australian native bee communities. *Biological Conservation*, 187, 240-248.
- Timberlake, P. H. (1954). A revisional study of the bees of the genus *Perdita* F. Smith, with special reference to the fauna of the Pacific coast (Hymenoptera, Apoidea) Part I. *University of California Publications in Entomology*, 9(6), 345.
- Timberlake, P. H. (1956). A revisional study of the bees of the genus *Perdita* F. Smith, with special reference to the fauna of the Pacific coast (Hymenoptera, Apoidea) Part II. *University of California Publications in Entomology*, 11(5), 247.
- Timberlake, P. H. (1957). A revisional study of the bees of the genus *Perdita* F. Smith, with special reference to the fauna of the Pacific coast (Hymenoptera, Apoidea) Part III. *University of California Publications in Entomology*, 14(5), 303.
- Timberlake, P. H. (1960). A revisional study of the bees of the genus *Perdita* F. Smith, with special reference to the fauna of the Pacific coast (Hymenoptera, Apoidea) Part IV. *University of California Publications in Entomology*, 17(1), 1.
- Timberlake, P. H. (1962). A revisional study of the bees of the genus *Perdita* F. Smith, with special reference to the fauna of the Pacific coast (Hymenoptera, Apoidea) Part V. *University of California Publications in Entomology*, 28(1), 1.
- Timberlake, P. H. (1963). A revisional study of the bees of the genus *Perdita* F. Smith, with special reference to the fauna of the Pacific coast (Hymenoptera, Apoidea) Part VI. *University of California Publications in Entomology*, 28(2), 125.
- Timberlake, P. H. (1968). A revisional study of the bees of genus *Perdita* F. Smith, with special reference to the fauna of the Pacific coast (Hymenoptera, Apoidea) part VII (No. 595.799 T5).

- Timberlake, P. H. (1971). Supplementary studies on the systematics of the genus *Perdita* (Hymenoptera, Andrenidae) (Vol. 2). Univ of California Press.
- Timberlake, P. H. (1980). Supplementary studies on the systematics of the genus *Perdita* (Hymenoptera, Andrenidae). Part II. 85.
- Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio, S., & Bosch, J. (2016). Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic and Applied Ecology*, 17(3), 199-209.
- Traveset, A., Castro-Urgal, R., Rotllàn-Puig, X., & Lázaro, A. (2018). Effects of habitat loss on the plant–flower visitor network structure of a dune community. *Oikos*, 127(1), 45-55.
- Turrisi G.F. & Turrisi R.E., 2007. Biodiversità degli Imenotteri (Insecta, Hymenoptera) del Giardino Botanico “Nuova Gussonea” e delle aree limitrofe (Sicilia, Etna): un contributo preliminare. In: - 191 -Atti del Convegno “Conservazione della biodiversità negli OrtiBotanici e nei Giardini Alpini e di montagna”, Nicolosi (Catania), Monastero dei Benedettini, Parco dell’Etna, 1-2 giugno 2005. *Bollettino dell’Accademia Gioenia di Scienze Naturali, Catania*, 40(368): 103-140.
- Turrisi, G. F., Altadonna, G., Cascio, P. L., Nobile, V., & Selis, M. (2020). Contribution to the knowledge of Hymenoptera from the Aeolian Archipelago (Sicily), emphasizing Aculeata. *Biodiversity Journal*, 11 (3): 717–750.
- Tutin, T. (Ed.) (1964-1993). *Flora Europaea*. Cambridge University Press, United Kingdom.
- Valido, A., Rodríguez-Rodríguez, M. C., & Jordano, P. (2019). Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. *Scientific Reports*, 9(1), 1-11.
- Van Veen, F. J. F., Müller, C. B., Pell, J. K., & Godfray, H. C. J. (2008). Food web structure of three guilds of natural enemies: predators, parasitoids and pathogens of aphids. *Journal of Animal Ecology*, 77(1), 191-200.
- Vázquez, D. P., & Aizen, M. A. (2004). Asymmetric specialization: a pervasive feature of plant–pollinator interactions. *Ecology*, 85(5), 1251-1257.
- von Hagen, E., & Aichhorn, A. (2003). *Hummeln: bestimmen, ansiedeln, vermehren, schützen*. Fauna Verlag.
- Walsh, P. S., Metzger, D. A., & Higuchi, R. (1991). Chelex 100 as a medium for simple extraction of DNA for PCR-based typing from forensic material. *Biotechniques*, 10(4), 506-513.
- Wcislo, W. T. (1997). Invasion of nests of *Lasioglossum imitatum* by a social parasite, *Paralictus asteris* (Hymenoptera: Halictidae). *Ethology*, 103(1), 1-11.
- Weeks, P. J. D., O’Neill, M. A., Gaston, K. J., & Gauld, I. D. (1999). Automating insect identification: exploring the limitations of a prototype system. *Journal of Applied Entomology*, 123(1), 1-8.

- Westrich, P. (1995). Considering the ecological needs of our native bees: the problems of partial habitats. Proc. Symposium "Conserving Europe's bees", London.
- Whittaker, R. J., & Fernández-Palacios, J. M. (2007). Island biogeography: ecology, evolution, and conservation. Oxford University Press.
- Wiemers, M., & Fiedler, K. (2007). Does the DNA barcoding gap exist? –a case study in blue butterflies (Lepidoptera: Lycaenidae). *Frontiers in Zoology*, 4(1), 8.
- Williams, P. H., Araújo, M. B., & Rasmont, P. (2007). Can vulnerability among British bumblebee (*Bombus*) species be explained by niche position and breadth? *Biological Conservation*, 138(3-4), 493-505.
- Williams, P. H., An, J., Brown, M. J., Carolan, J. C., Goulson, D., Huang, J., & Ito, M. (2012). Cryptic bumblebee species: consequences for conservation and the trade in greenhouse pollinators. *PloS one*, 7(3).
- Willmer, P. G. (1982). Microclimate and the environmental physiology of insects. In *Advances in insect physiology* (Vol. 16, pp. 1-57). Academic Press.
- Willmer, P. G. (1991). Constraints on foraging by solitary bees. *The Behaviour and Physiology of Bees*, 131-148.
- Willmer, P. G., & Unwin, D. M. (1981). Field analyses of insect heat budgets: reflectance, size and heating rates. *Oecologia*, 50(2), 250-255.
- Wilson, E. O. (1971). *The Insect Societies* (Belknap, Cambridge, MA).
- Wilson, A. C., Cann, R. L., Carr, S. M., George, M., Gyllensten, U. B., Helm-Bychowski, K. M., Higuchi, R.G., Palumbi, S.R., Prager, E.M., Sage, R.D., & Stoneking, M. (1985). Mitochondrial DNA and two perspectives on evolutionary genetics. *Biological Journal of the Linnean Society*, 26(4), 375-400.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D. P., LeBuhn, G., & Aizen, M. A. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90(8), 2068-2076.
- Winston, J. E., & Metzger, K. L. (1998). Trends in taxonomy revealed by the published literature. *Bioscience*, 48(2), 125-128.
- Woese, C. R., Kandler, O., & Wheelis, M. L. (1990). Towards a natural system of organisms: proposal for the domains Archaea, Bacteria, and Eucarya. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 87(12), 4576-4579.
- Wong, E. H. K., & Hanner, R. H. (2008). DNA barcoding detects market substitution in North American seafood. *Food Research International*, 41(8), 828-837.
- Zavattari, E. (1910). Materiali per la Fauna Alpina del Piemonte. I. Imenotteri della Valle del Roja. *Bollettino dei musei di zoologia ed anatomia comparata della R. Università di Torino*, 25 (633): 1-4.

Zavattari, E. (1911) Materiali per la Fauna Alpina del Piemonte. III. Imenotteri della Valle del Maira. *Bollettino dei musei di zoologia ed anatomia comparata della R. Università di Torino*, 26 (643): 1-4.

RINGRAZIAMENTI

Voglio ringraziare la Dott.ssa. Pilar De la Rúa Tarín, e il Dott. Carlo Polidori, direttori di questa tesi di Dottorato, sia per l'aiuto fornitomi in questi anni e per avermi permesso di ampliare la mia conoscenza e sia per la disponibilità e accuratezza dimostratemi durante tutto il periodo della stesura del lavoro. Senza il loro apporto questo lavoro non avrebbe preso vita.

Un particolare ringraziamento va al Dott. Marino Quaranta, entomologo del Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria (Crea) di Firenze, per l'identificazione di alcuni esemplari.

Si ringraziano, inoltre, la Sig.ra Ana Asensio Pérez per il lavoro svolto nella sua veste di tecnico di laboratorio che ha permesso l'identificazione molecolare degli Imenotteri raccolti, il Dott.re Fabio Luchino, studioso in Tecniche Erboristiche per le determinazioni di molte delle specie vegetali, la Sig.ra Lucia Bordonaro per avermi accompagnato nelle località di Buticari e Fiumedinisi dove è stato condotto lo studio, e Annamaria, Cettina e Carmelo per l'incessante supporto ed incoraggiamento durante tutto il lavoro.