

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PALERMO

**DOTTORATO IN BIOLOGIA ANIMALE
XXIII CICLO**

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA AMBIENTALE E BIODIVERSITÀ

Settore Scientifico Disciplinare BIO/05

ATTIVITÀ E DISTRIBUZIONE DELLA CHIROTTEROFAUNA IN ECOSISTEMI RURALI DELLA SICILIA CENTRO-OCCIDENTALE



Dottoranda:
Dott.ssa Ivy Di Salvo

Tutor:
Prof. Maurizio Sarà

Coordinatore:
Prof. Nicolò Parrinello



INDICE

INTRODUZIONE	2
1. I CHIROTTERI	10
1.1. Caratteristiche generali	11
1.2. Le specie in Italia e Sicilia	15
1.3. Morfologia alare, ecolocalizzazione e struttura ambientale	21
2. ATTIVITÀ E DISTRIBUZIONE DELLA CHIROTTEROFAUNA IN ECOSISTEMI RURALI DELLA SICILIA CENTRO-OCCIDENTALE	26
2.1 MATERIALI E METODI	27
2.1.1 Area di studio	27
2.1.2 Campionamento della chiroterofauna.....	30
2.1.3 Analisi dei segnali e identificazione delle specie	34
2.1.4 Analisi delle comunità.....	35
2.1.5 Campionamento e analisi dell'entomofauna aerea.....	39
2.2. RISULTATI.....	42
2.2.1 Campionamenti e identificazione della chiroterofauna.....	42
2.2.2 Condizioni di campionamento e attività dei chiroterri.....	50
2.2.3 Ricchezza specifica ed effetto dell'habitat	53
2.2.4 Attività ed effetto dell'habitat	56
2.2.5 Preferenze dell'habitat delle singole comunità.....	58
2.2.6 L'entomofauna aerea e i chiroterri delle aree di studio	79
DISCUSSIONE E CONCLUSIONI	88
BIBLIOGRAFIA.....	100
RINGRAZIAMENTI.....	113



INTRODUZIONE

Il declino mondiale delle popolazioni di chiroteri ha generato un considerevole interesse verso questo gruppo di mammiferi rappresentato da più di 1200 specie nel mondo. Sebbene protette da diverse normative internazionali e nazionali, la maggior parte delle specie italiane risulta in un precario stato di conservazione e buona parte di quelle riscontrate in Sicilia rientra nelle categorie EN (Endangered) o VU (Vulnerable) dell'IUCN.

Le cause primarie del declino delle popolazioni di chiroteri sono da rintracciare nelle alterazioni, frammentazioni e distruzione degli habitat, nel disturbo e nella distruzione dei siti di rifugio, riproduzione e ibernazione, nella bonifica di zone umide che comportano la perdita di insetti-preda (Clark, 1988; Shore *et al.*, 1990, 1991; Swanepoel *et al.*, 1999).

La precarietà dello status di queste specie richiede quindi lo sviluppo di linee di ricerca che consentano di pervenire alla conoscenza della distribuzione delle specie presenti sul territorio, in modo da offrire la base per l'attuazione di programmi di conservazione per quelle più a rischio.



Attualmente le conoscenze sulla chiroterofauna siciliana sono scarse e datate e solo recentemente è iniziato un aggiornamento e una ricerca volta alla conservazione (Agnelli *et al.*, 2008).

In generale, come in molti altri taxa, la ricchezza in specie e la diversità funzionale dei chiroteri aumenta con il diminuire della latitudine (Stevens *et al.* 2003, 2006; Willig *et al.*, 2009). In Europa, la ricchezza in specie sembra mostrare un picco intorno ai 40° di latitudine (Ulrich *et al.*, 2007). Tuttavia, i processi che influenzano la ricchezza in specie e la loro abbondanza cambiano in relazione alla scala spaziale e ciò implica un cambiamento delle variabili da considerare per evidenziarne i migliori fattori predittivi (Mehr *et al.*, 2011). A grande scala, la ricchezza in specie è influenzata dalla speciazione e dall'estinzione, che dipendono entrambe dalla storia geologica e dai fattori climatici; dunque, a livello globale le variabili climatiche hanno una notevole influenza e quindi una maggiore funzione predittiva della ricchezza in specie rispetto ad altre variabili (Allen *et al.*, 2002; Stevens & Willig, 2002). A livello regionale invece, la ricchezza specifica delle comunità dipende dalle caratteristiche ambientali e dalle interazioni biotiche tra le specie che la costituiscono (Mehr *et al.*, 2011) e diventano anche più evidenti i fattori demografici che influiscono sull'abbondanza delle specie e quindi sulla loro



persistenza nel tempo. Più in dettaglio, a livello di paesaggio, le differenze nella composizione in specie e nelle abbondanze delle comunità di chirotteri sono state attribuite a diversi fattori, tra cui la topografia, le condizioni climatiche locali, la latitudine (Ulrich *et al.*, 2007), la disponibilità dei siti di rifugio estivi e di ibernazione (Kunz & Lumsden, 2003; Johnson *et al.*, 2008), ma anche ai cambiamenti dell'uso del suolo indotti dalle attività umane, come l'urbanizzazione e la deforestazione (Gehrt & Chelsvig, 2003, 2004; Dunchamp *et al.*, 2004; Owen *et al.*, 2004; Sparks *et al.*, 2005).

In definitiva ad un livello locale la diversità delle comunità di chirotteri è influenzata dalla frammentazione dell'habitat (Estrada *et al.*, 1993; Klingbeil & Willig, 2009), dalla struttura del paesaggio (Humes *et al.*, 1999; Patriquin & Barclay, 2003) e dalla disponibilità di risorse tra cui primariamente i rifugi (Kunz & Lumsden, 2003). Tra le risorse, alcuni studi hanno sottolineato l'importanza della disponibilità di acqua (Grindal & Brigham, 1999; Russo & Jones, 2003), mentre altri hanno rilevato come gli insediamenti umani possano fornire rifugi e possibilità di nuovi habitat di foraggiamento (Everette *et al.*, 2001; Menzel *et al.* 2001; Il'in *et al.*, 2003; Johnson *et al.*, 2008).

Recentemente, lo sfruttamento intensivo del suolo agricolo e la conseguente perdita di elementi strutturali del paesaggio sono stati adottati



come i principali fattori che generano una perdita di biodiversità negli ecosistemi agricoli (Tscharntke *et al.*, 2005); il diverso utilizzo del suolo è stato dunque considerato come uno dei principali fattori che influenza la biodiversità nelle comunità locali (Willig *et al.*, 2007; Mehr *et al.*, 2011).

A questo punto è necessario definire cosa si intende per ecosistema agricolo, o agro-ecosistema, e come questo sia soggetto a forze contrastanti che lo stanno attualmente modificando (Barbera & Cullotta, 2009).

L'agro-ecosistema è un ecosistema di origine antropica, che si realizza in seguito all'introduzione dell'attività agricola. In Italia l'agricoltura convenzionale tradizionale si può identificare con le pratiche agricole applicate grossomodo fino agli anni cinquanta. Dopo la seconda guerra mondiale, l'intensificazione agricola ha portato notevoli cambiamenti nell'assetto di questo ecosistema, tanto da dover chiarire la differenza tra agro-ecosistemi tradizionali e attuali. Le pratiche agricole tradizionali e a bassa intensità hanno promosso la diversità di habitat nei paesaggi agricoli tradizionali; i paesaggi agricoli attuali sono invece il risultato della rapida intensificazione agricola che ne ha ridotto l'eterogeneità e portato all'uniformità, con le monocolture estensive prive di aree con vegetazione naturale spontanea (Bignal & McCracken, 1996; Isselstein, 2003).



Nei paesaggi agricoli tradizionali l'indirizzo produttivo misto e l'ordinamento colturale diversificato costituivano una forma di tutela della biodiversità: la presenza dell'allevamento integrato giustificava la destinazione di una parte della superficie agricola a prato avvicendato o a pascolo, una ulteriore parte a bosco, la presenza di siepi naturali per le delimitazioni di confini, ma anche di filari di piante arboree, la consociazione erbacea-arborea e la coltivazione in appezzamenti limitrofi di piante erbacee e fruttiferi. Tutti questi sono elementi del paesaggio rurale che favorivano l'insediamento di un'entomofauna utile stabile e il rifugio per i vertebrati insettivori.

Dunque, un paesaggio così costituito esplica e garantisce una elevata multifunzionalità attraverso sistemi misti di uso del suolo, classificabili come agroforestali, silvopastorali, agrosilvopastorali (Nair, 1993; Cullotta *et al.*, 2000; Barbera & Cullotta, 2009).

Questi paesaggi sono però da molti anni soggetti a processi di intensificazione colturale o di abbandono e degrado, che li stanno cancellando progressivamente (Green & Vos, 2001; Barbera *et al.*, 2005; Barbera & Cullotta, 2009). In Europa nel periodo 2000-2006 le aree coltivate con metodi semi-naturali ed estensivi sono diminuite di 1681 km² (Meiner *et al.*, 2010).



In Italia tra il 1990 e il 2006, lo 0,03% del paesaggio agricolo è cambiato in risposta all'abbandono delle coltivazioni e alla transizione da aree agricole ad aree deputate al pascolo. Le ragioni principali di questo andamento vanno ricercate nella naturale rigenerazione che ha portato all'invasione da parte di specie pioniere, nel rimboschimento e in taluni casi negli incendi. Insieme alle aree agricole tradizionali sono andate perdute alcune componenti di alto valore paesaggistico e la biodiversità ad esse associata. Ad esempio, in Inghilterra tra il 1970 e il 1990 l'83% delle specie di uccelli legate al paesaggio agrario ha subito un declino nelle abbondanze (Fuller *et al.*, 1995) e tendenze simili si sono registrate per altri taxa, tra cui molte specie vegetali, artropodi (Sotherton & Self, 2000) e mammiferi (Flowerdew, 1997).

Le moderne pratiche di sfruttamento del suolo, dominate dalla concentrazione e specializzazione e l'abbandono delle terre, portano entrambi alla riduzione della diversità e della multifunzionalità dell'agro-ecosistema (Selman, 2009). Le coltivazioni super-specializzate che ottimizzano solo una funzione, ossia la produttività, a spese di altre possono rendere il sistema vulnerabile alle malattie, alle specie invasive e ad altri fattori (Foley *et al.*, 2005). Gli ultimi atti della politica agraria comunitaria confermano l'importanza della conservazione dei paesaggi agrari tradizionali: la Common Agricultural



Policy (CAP) dell'Unione Europea ha previsto per il periodo 2007–2013 una serie di misure che incoraggiano gli agricoltori a mantenere il paesaggio agricolo in condizioni di eterogeneità, ossia a conservare gli elementi naturali del paesaggio come le siepi e gli alberi di confine tra gli appezzamenti indirizzati alle coltivazioni (Meiner *et al.*, 2010).

Dato il grande numero di ettari coltivati in Sicilia e la generica mancanza di informazioni sull'ecologia dei chiroteri in quello che abbiamo appena considerato e denominato come 'agro-ecosistema' oppure 'paesaggio agricolo', è sembrato importante indagare a fondo la composizione quali-quantitativa delle comunità di chiroteri in questi ecosistemi che hanno tradizionalmente connotato la fisionomia del paesaggio siciliano e che oggi stanno rapidamente mutando. L'oggetto specifico della mia ricerca di dottorato è stato l'esame delle preferenze degli habitat di foraggiamento dei chiroteri all'interno di agro-ecosistemi che differiscono tra loro per l'uso del suolo. I risultati del mio lavoro potrebbero fornire informazioni utili per attuare azioni concrete volte all'integrazione tra la gestione dell'ecosistema agricolo e il mantenimento delle comunità di chiroteri.



Durante la ricerca è stata analizzata la composizione in specie e la struttura di 4 comunità di chiroteri in relazione all'uso del suolo. La metodologia applicata per indagare la presenza delle specie è stata l'indagine bioacustica attraverso l'utilizzo del bat detector. Come punto focale della ricerca è stata analizzata l'ipotesi nulla secondo la quale l'attività delle 4 comunità di chiroteri e l'attività delle singole specie non sono in relazione alle differenti tipologie di habitat presenti e alle risorse trofiche disponibili.



1. I CHIROTTERI

- ❖ **Regno:** Animalia
- ❖ **Phylum:** Cordata
- ❖ **Classe:** Mammalia
- ❖ **Sottoclasse:** Theria
- ❖ **Infraclasse:** Eutheria
- ❖ **Superordine:** Laurasiatheria
- ❖ **Ordine:** Chiroptera

L'ordine Chiroptera è uno dei più vasti della classe Mammalia, costituito da circa 1200 specie, che hanno colonizzato tutte le terre emerse, ad eccezione dei poli. In passato l'ordine è stato suddiviso in due sottordini: Megachiroptera e Microchiroptera.

Al primo sottordine apparteneva la famiglia Pteropodidae, comprendente circa 180 specie, riunite in diversi generi tra cui *Pteropus* e *Rousettus*. Il sottordine dei Microchiropteri comprendeva tutte le altre specie. La distinzione nei due sottordini si basava sull'analisi di caratteristiche morfo-funzionali, in particolare sull'incapacità dei megachiropteri ad ecolocalizzare (ad eccezione del genere *Rousettus*; cfr. Altringham, 1996).

Recenti studi molecolari (Teeling *et al.*, 2005), supportati da indagini bioacustiche sulle tipologie dei segnali d'ecolocalizzazione (Jones & Teeling,



2006), mostrano vicinanze genetiche tra la famiglia Pteropodidae e la superfamiglia Rhinolophoidea, che vengono riunite in un unico infraordine, Yinpterochiroptera, distinto da Yangochiroptera, comprendente le altre superfamiglie (Emballonuroidea, Noctilionoidea e Vespertilionoidea). La capacità ad ecolocalizzare potrebbe essere un carattere ancestrale perso negli Pteropodidi e successivamente ricomparso in una forma differente in alcuni generi, come in *Rousettus*: le specie appartenenti a questo genere presentano una peculiare tipologia di ecolocalizzazione definita *tongue click* (schiocco emesso con la lingua). Questo meccanismo di produzione sonora è diverso da quello usato dalle altre specie che emettono un segnale di ecolocalizzazione tonale nella laringe (Jones & Teeling, 2006).

1.1. Caratteristiche generali

I chiroterteri, che derivano da insettivori arboricoli, sono gli unici mammiferi capaci di volo attivo. Come suggerisce il nome dell'ordine a cui appartengono, Chiroptera (dal greco *cheir*, mano + *pteron*, ala), gli arti di questi mammiferi si sono modificati specializzandosi per il volo. L'ala è costituita da un'ampia membrana fibroso-elastica, il patagio, che si estende tra i lati del corpo, gli arti anteriori e posteriori, includendo in alcune specie anche la coda.



Il patagio è distinto in:

- propatagio, la parte che si estende dal collo alla base del pollice, il quale è corto, indipendente e dotato di un'unghia;
- dattilopatagio, quella compresa tra il 2° e il 5° dito, le cui lunghe falangi fungono da tenditori di questa "ala";
- endopatagio, quella che va dal 5° dito agli arti posteriori;
- uropatagio, la parte compresa tra gli arti posteriori, che, in molte specie, ingloba completamente la coda, mentre in altre, come nel molosso del Cestoni, *Tadarida teniotis* (Rafinesque, 1814), è poco esteso e lascia libera la coda (cfr. ad es. Lanza, 1959).

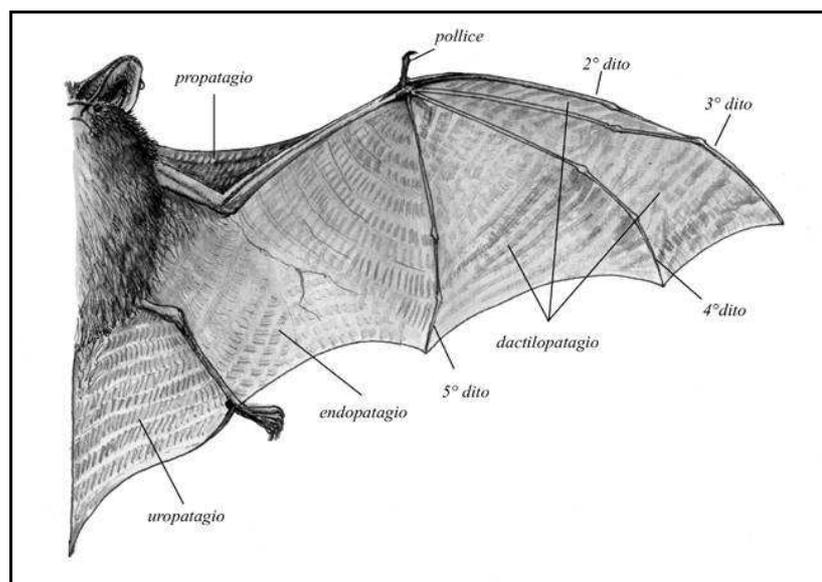


Figura 1. Suddivisione del patagio.



Come già accennato, un altro fondamentale carattere dei chiroteri è la capacità di orientarsi mediante l'ecolocalizzazione.

La maggior parte delle specie italiane emette ultrasuoni, cioè segnali acustici con frequenze superiori alla massima frequenza (20 kHz) udibile dall'orecchio umano. Vi sono poche eccezioni, come *T. teniotis* e *Nyctalus noctula*, che emettono impulsi tra i 9 e i 18 kHz, quindi sufficientemente bassi in frequenza da essere uditi (Zbinden & Zingg, 1986). In generale, i chiroteri italiani producono impulsi ultrasonori con una frequenza di massima energia che va da una decina di kHz (*T. teniotis*) fino ad oltre 100 kHz, in alcuni Rinolofidi (Russo & Jones, 2002). La maggior parte degli ultrasuoni emessi sono impulsi di ricerca (*search call*); questi vengono riflessi dagli oggetti e tornano sotto forma di eco all'orecchio del chiroterero che riceve un'immagine sonora dell'ambiente circostante. Valutando il ritardo temporale tra l'emissione del segnale e il ritorno dell'eco, l'animale desume la distanza, la posizione e le caratteristiche dell'oggetto (Neuweiler, 1989; 2003). Con questo sistema sono possibili la localizzazione e il riconoscimento delle prede e degli specchi d'acqua dove abbeverarsi, nonché degli ostacoli incontrati durante il volo notturno.

Differenti dai segnali di ecolocalizzazione, sono i segnali sociali (*social calls*) che vengono emessi per la comunicazione intraspecifica (Ahlén, 1981;



1990; Denzinger *et al.*, 2001; Russo & Jones, 1999). Questi segnali sono dunque specie-specifici, come i segnali d'ecolocalizzazione, ma assolvono a funzioni differenti. I segnali sociali vengono emessi, ad esempio, da un individuo in caccia per tenere lontani i conspecifici dalla propria area di foraggiamento; oppure, durante il periodo dell'accoppiamento, i maschi emettono segnali sociali con lo scopo di attirare le femmine (Barlow & Jones, 1997a; 1997b).

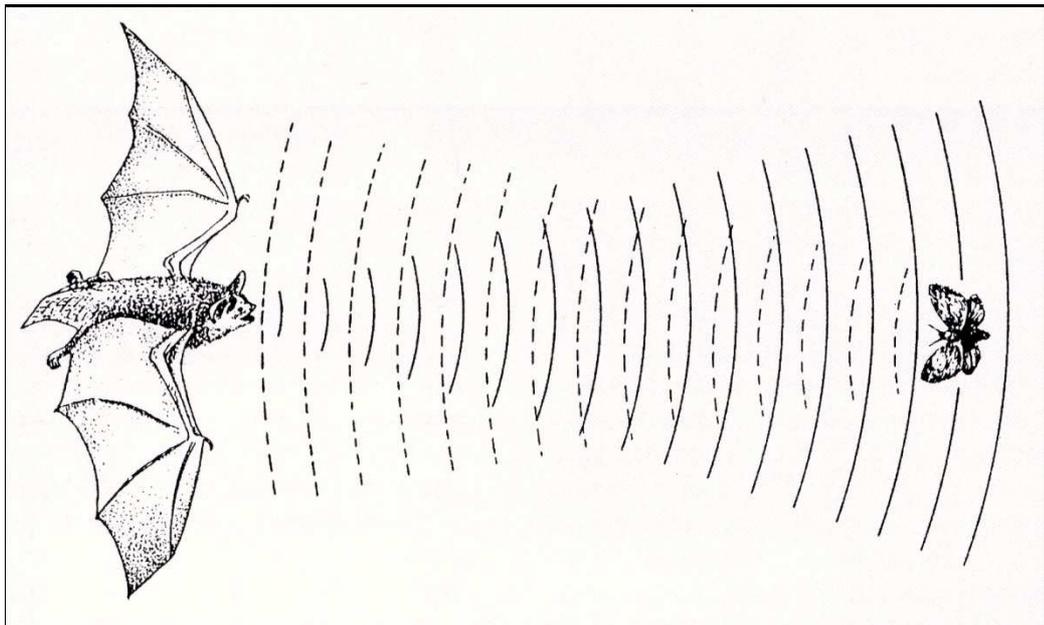


Figura 2. Ecolocalizzazione.



1.2. Le specie in Italia e Sicilia

Le specie di chiroteri riferibili al territorio nazionale sono 33, da questo elenco vengono escluse *Myotis dasycneme*, considerata specie accidentale, *Rhinolophus blasii*, ritenuta ormai estinta in Italia e *Myotis aurascens*, il cui status di specie è ancora da verificare. Il quadro conoscitivo della chiroterofauna italiana è in continua evoluzione: negli ultimi dieci anni la specie *Pipistrellus pygmaeus*, è stata distinta dalla specie sorella *Pipistrellus pipistrellus*, e identificata in Italia da Russo & Jones (2000) sulla base di evidenze bioacustiche; sono state identificate due nuove specie di *Plecotus*, *P. macrobullaris* e *P. sardus*, endemico e localizzato in Sardegna (Mucedda *et al.*, 2002); Castella *et al.* (2000) hanno evidenziato, sempre in Sardegna, la presenza di *Myotis punicus*; infine, attraverso indagini sul DNA è stata recentemente individuata una nuova specie per l'Italia, il *Myotis alcathoe* (Tereba *et al.*, 2008).

Le specie segnalate per la Sicilia da Agnelli *et al.* (2004) sono 14, successivamente in un lavoro di revisione dei dati bibliografici sulla chiroterofauna siciliana il numero delle specie risulta essere 20 (Agnelli *et al.*, 2008). Il quadro risulta comunque non ancora definito in quanto alcune specie sono rappresentate da segnalazioni sporadiche e non ancora vagliate da studi



scientifici e analisi bioacustiche. Le moderne tecniche di indagine molecolare e bioacustica potrebbero far luce sulla probabile presenza della Nottola gigante (*Nyctalus lasiopterus*; Schreber, 1780), segnalata da Minà Palumbo (1866), del Barbastello (*Barbastella barbastellus*), specie fitofila che potrebbe essere estinta nell'isola, e del *P. pygmaeus*, in quanto le segnalazioni storiche di *P. pipistrellus* per la Sicilia potrebbero essere in parte attribuite a questa specie.

Le specie siciliane appartengono alle famiglie Vespertilionidae, Rhinolophidae, Molossidae e Miniopteridae.

La famiglia dei Vespertilionidi è la più rappresentata, comprendendo 8 degli 11 generi presenti in Italia con un totale di 27 specie, in Sicilia ne risultano 14, fino ad oggi. Le specie appartenenti a questa famiglia sono estremamente eterogenee, ma presentano alcune caratteristiche che le accomunano: il muso è di forma semplice e la coda è completamente, o quasi completamente, inclusa nell'uropatagio; le orecchie, di varie dimensioni, sono sempre munite di trago, formazione cartilaginea presente nel punto focale del padiglione auricolare, che focalizza il fascio di ultrasuoni raccolti dal padiglione e li indirizza al timpano. La forma e la grandezza delle orecchie e del trago, la lunghezza dell'avambraccio e la forma della membrana alare sono alcune tra le caratteristiche che consentono la discriminazione tra i generi (Fig.3).



Figura 3. Specie appartenenti alla famiglia Vespertilionidae: a) *Hypsugo savii*; b) *Plecotus austriacus*; c) *Pipistrellus pipistrellus*; d) *Myotis myotis*.

La famiglia Rhinolophidae è rappresentata unicamente dal genere *Rhinolophus*. La bibliografia esistente per la Sicilia, riporta la presenza di 4 specie appartenenti a questa famiglia: *Rhinolophus euryale*, *R. mehelyi*, *R. ferrumequinum* e *R. hipposideros*.



Figura 4. *Rhinolophus hipposideros*

I Rinolofidi vengono comunemente chiamati “ferri di cavallo” per la caratteristica foglia nasale che ha la tipica forma di un ferro di cavallo (Fig. 4). Questa vistosa formazione è costituita da diverse parti: una lancetta, triangolare e situata in posizione eretta nella parte superiore; una cresta; una sella, nella zona centrale e circondata da un’altra formazione cartilaginea a forma di U, che è il ferro di cavallo. Inoltre, le piccole differenze morfologiche delle parti che compongono la foglia nasale, sono uno dei caratteri che permette di discriminare tra le specie di questa famiglia.

I Molossidi presentano, invece, un muso di forma semplice e una coda libera dalla membrana caudale (uropatagio); le specie appartenenti a questa famiglia sono tipiche delle zone tropicali, anche se nel nostro paese è presente



il Molosso del Cestoni (*Tadarida teniotis*, Fig. 5), specie che risulta frequente anche in Sicilia.



Figura 5. *Tadarida teniotis*

La Famiglia Miniopteride, di recente istituzione, è rappresentata in Italia da una sola specie: il miniottero (*Miniopterus schreibersii*) (Fig. 6), caratterizzato da orecchie corte e triangolari, trago arrotondato e ali lunghe e strette.



Figura 6. *Miniopterus schreibersii*



La maggior parte delle specie riscontrate in Sicilia rientra nelle categorie EN o VU dell'IUCN e la metà di queste risulta presente nell'Allegato II della Direttiva Habitat, dove sono elencate le specie per le quali si ritiene necessaria la costituzione di Zone Speciali di Conservazione per garantirne la tutela (Tab. 1).

Tabella 1. Status di conservazione delle specie presenti in Sicilia (Bulgarini *et al.*, 1998; Lista Rossa Nazionale Mammiferi) e status sull'intero areale secondo l'I.U.C.N *Red List of Threatened Species* 2010. Presenza delle specie negli Allegati II e IV della Direttiva 92/43 CEE.

SPECIE	IUCN 2007	Lista Rossa Italiana (GIRC 2006)	Allegato Direttiva CEE 92/43
<i>Barbastella barbastellus</i>	NT	EN	II/IV
<i>Eptesicus serotinus</i>	LC	NT	IV
<i>Hypsugo savii</i>	LC	LC	IV
<i>Miniopterus schreibersii</i>	NT	VU	II/IV
<i>Myotis blythii</i>	LC	VU	II/IV
<i>Myotis capaccinii</i>	VU	EN	II/IV
<i>Myotis daubentonii</i>	LC	LC	IV
<i>Myotis emarginatus</i>	LC	VU	II/IV
<i>Myotis myotis</i>	LC	VU	II/IV
<i>Myotis mystacinus</i>	LC	VU	IV
<i>Myotis nattereri</i>	LC	VU	IV
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	NT	CR	IV
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	LC	LC	IV
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	LC	LC	IV
<i>Plecotus austriacus</i>	LC	NT	IV
<i>Rhinolophus euryale</i>	NT	VU	II/IV
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	LC	VU	II/IV
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	LC	EN	II/IV
<i>Rhinolophus mehelyi</i>	VU	VU	II/IV
<i>Tadarida teniotis</i>	LC	LC	IV



1.3. Morfologia alare, ecolocalizzazione e struttura ambientale

Le specie di chiroterri sono spesso raggruppate in gruppi funzionali sulla base della loro strategia di caccia, della morfologia alare e dell'habitat di foraggiamento utilizzato (Fenton, 1990; Schnitzler & Kalko, 2001; Schnitzler *et al.*, 2003) in quanto questi tre fattori sono strettamente connessi tra loro (Norberg & Rayner, 1987; Aldridge & Rautenbach, 1987; Fenton, 1990).

La forma delle ali determina la potenza e le caratteristiche del volo (Norberg & Rayner, 1987): ali lunghe e strette con le estremità appuntite sono tipiche dei predatori veloci che foraggiano nelle praterie e negli spazi aperti, come per esempio le nottole (*Nyctalus* spp.), il miniottero (*Miniopterus schreibersii*; Kuhl, 1817) e il molosso del Cestoni (*T. teniotis*); al contrario specie dotate di ali corte e larghe con estremità arrotondate presentano un volo più manovrabile e quindi una maggiore abilità nella caccia tra la vegetazione. Questa forma delle ali è tipica dei Rinolofidi, specializzati nella caccia dal posatoio, e di alcune specie del genere *Myotis* e *Plecotus*, che cacciano le prede sul terreno e sulle foglie (Norberg & Rayner, 1987); il loro habitat di foraggiamento è l'interno del bosco, tra la vegetazione fitta, mentre evitano gli spazi aperti dove sono più vulnerabili, data la lentezza del loro volo.



Un ruolo fondamentale nella caccia è giocato dal complesso e variabile sistema di ecolocalizzazione: segnali di diverso tipo offrono informazioni diverse sull'ambiente circostante. Quindi i segnali d'ecolocalizzazione emessi dalle diverse specie variano in relazione all'ambiente spaziale in cui cacciano (Schnitzler & Kalko, 2001). In generale, le specie del genere *Myotis* e *Plecotus*, che cacciano le prede tra la vegetazione fitta, emettono segnali in modulazione di frequenza (FM), prodotti lungo una banda di frequenze molto ampia, concentrate in un tempo breve, di solito pochi millisecondi. In particolare, il calcolo del ritardo temporale dell'eco consente di determinare con precisione la distanza del bersaglio e ricavarne le caratteristiche della preda (Neuweiler, 1984; Russo & Jones, 2002). In generale, in ambienti strutturalmente complessi è più vantaggioso un segnale FM, con un ampio spettro di frequenze modulate nel tempo, mentre nelle radure e in ambienti aperti, sono favorite le specie che emettono segnali CF, cioè segnali con una stretta banda di frequenze e di maggiore durata (Griffin & Thompson, 1982; Schnitzler & Kalko, 2001). Il serotino (*Eptesicus serotinus*), le nottole (*Nyctalus* spp.) e *T. teniotis* emettono segnali CF, queste specie foraggiano in spazi aperti o al di sopra della copertura boschiva, ambienti in cui è necessaria la localizzazione della preda su lunghe distanze.



Una componente principale CF è presente nei segnali d'ecolocalizzazione dei Rinolofidi che emettono segnali definiti FM/CF/FM, caratterizzati da una componente CF (frequenza costante) abbastanza lunga - da 8 a 50 ms - preceduta e seguita da due brevi tratti FM modulati in frequenza. La strategia di caccia dei Rinolofidi è spesso rappresentata dalla cosiddetta "caccia dal posatoio" (*perch feeding*), cioè stanno appesi a un ramo e scandagliano l'ambiente circostante; il tratto del segnale a più elevato contenuto energetico è quello a frequenza costante, che è molto sensibile ai movimenti delle prede in ambienti chiusi e con vegetazione fitta. Il battito delle ali della preda inserisce nella componente a frequenza costante dei picchi di energia ("*acoustic glints*", Neuweiler, 1989, 2003), queste piccole variazioni, che consentono al chiroterro di ricavarne le dimensioni e la forma della preda, possono essere percepite grazie alla presenza della fovea acustica (Schuller & Pollak, 1979) cioè un filtro di frequenza cocleare specie-specifico.

Le specie che frequentano diversi tipi di habitat di foraggiamento emettono segnali del tipo FM/QCF costituiti da due componenti che hanno funzioni complementari. La componente in frequenza modulata permette una precisa localizzazione della preda mentre quella a frequenza quasi costante, tendente verso il basso e a banda stretta, è adatta alla percezione della preda



anche su lunghe distanze. Questo tipo di segnali consente alle specie che li emettono di sfruttare una maggiore varietà di habitat. Ad esempio, *P. pipistrellus* è una specie generalista nel senso che non seleziona un particolare habitat: infatti caccia sia lungo i margini dei fiumi e dei corsi d'acqua (Warren *et al.*, 2000) sia all'interno del bosco ma anche in vicinanza dei lampioni stradali (Rydell, 1992; Rydell & Racey, 1995; Russo & Jones, 2000). Questa capacità di sfruttare molti tipi di habitat gli è probabilmente resa possibile dai suoi segnali di ecolocalizzazione del tipo FM/QCF, la cui durata relativa delle componenti viene modificata in relazione all'ambiente di foraggiamento (Kalko & Schnitzler, 1993).

Come abbiamo già precisato la variabilità dei segnali emessi dalle diverse specie varia in relazione all'ambiente di foraggiamento e quindi la scelta dell'habitat potrebbe essere influenzata dalla tipologia del sistema d'ecolocalizzazione delle singole specie. Comunque, la scelta dell'habitat di foraggiamento potrebbe anche essere basata sulla diversità e/o sull'abbondanza delle prede disponibili (Verboom & Spoelstra, 1999; Tibbels & Kurta, 2003; Kusch *et al.*, 2004) oppure dalla vicinanza dei siti di rifugio (Kunz & Lumdsen, 2003).



Le specie italiane sono prevalentemente insettivore e cacciano una grande quantità di insetti che catturano quasi sempre in volo, oppure, a seconda della specie, raccogliendoli dal terreno, dalla vegetazione o sulla superficie dell'acqua. La dieta di alcune specie viene integrata con vertebrati: *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817), che caccia gli insetti sui fiumi o sui laghi, può occasionalmente ingerire piccoli pesci, mentre sembra che per *Myotis capaccinii* (Bonaparte, 1837) cibarsi di pesci non sia un evento occasionale (Aihartza *et al.*, 2003). Un altro caso particolare, tra le specie europee, è la nottola gigante (*Nyctalus lasiopterus*, Schreber 1780) per la quale è stata riscontrata nelle feci la presenza di resti di uccelli (Ibanez *et al.*, 2001).

Molte specie di chiroterri insettivori sono generaliste nella dieta mentre altre sono più specializzate. Ad oggi non è stato chiarito se i chiroterri selezionano le aree di foraggiamento basandosi principalmente sulla concentrazione di prede disponibili, o se la selezione delle prede è secondaria alla scelta degli habitat con le caratteristiche strutturali più idonee alla tipologia di volo.



2. ATTIVITÀ E DISTRIBUZIONE DELLA CHIROTTEROFAUNA IN ECOSISTEMI RURALI DELLA SICILIA CENTRO-OCCIDENTALE

La conoscenza della composizione in specie della comunità di chiroteri in una data area è il presupposto fondamentale per poterne studiare le relazioni ecologiche tra di esse e con l'ambiente.

Questo studio si propone di:

- a) individuare le specie presenti negli agro-ecosistemi siciliani;
- b) conoscerne le preferenze di habitat di foraggiamento;
- c) capire le relazioni esistenti tra uso del territorio e composizione in specie della comunità di chiroteri (influenza dell'uso del territorio sulla composizione in specie della comunità).

L'obiettivo specifico è stata la verifica delle seguenti ipotesi:

- a) la presenza di un habitat d'acqua dolce influenza positivamente la diversità della chiroterofauna dell'area;
- b) il mosaico vegetazionale influenza positivamente la diversità indipendentemente dalla presenza di habitat d'acqua dolce.



Per poter chiarire quale fattore abbia maggiore importanza nel determinare una maggiore diversità di specie, si è scelto di analizzare le comunità di chirotteri presenti in 4 aree di studio che differiscono per i fattori indicati.

2.1 MATERIALI E METODI

2.1.1 Area di studio

Lo studio è stato incentrato sull'attività delle specie di chirotteri presso gli habitat di foraggiamento in 4 aree inserite in territori rurali: Entella, Piana degli Albanesi (denominata Piana), contrada Casale (di seguito indicata come Corleone) e Ciminna.

Le prime due aree, Entella e Piana, presentano un habitat d'acqua dolce (invaso artificiale) di una certa estensione, mentre le altre due aree ne sono prive e presentano una diversa varietà di uso del suolo. Ciascun area è stata delimitata per un'estensione di 35 km² e all'interno sono state individuate le categorie di uso del suolo dall'elenco dei biotopi CORINE HABITAT della Carta Natura (Tab. 2).



Nelle prime due aree, Entella e Piana, sono presenti 6 tipologie di habitat di foraggiamento (Tab. 2a, b); nell'area di Corleone sono presenti 5 tipologie di habitat, in quanto manca l'habitat d'acqua dolce (Tab. 2c); nella quarta area, denominata Ciminna, è assente la categoria rimboschimenti e l'uso del suolo differisce per alcuni ettari utilizzati per le coltivazioni arboree piuttosto che a vigneto (Tab. 2d).

Tabella 2. Ripartizione degli habitat di foraggiamento osservata nelle 4 aree di studio (secondo CORINE habitat della Carta Natura); percentuale di presenza di ciascun habitat e numero di stazioni effettuate. (continua a pagina seguente).

Ripartizione degli habitat ad Entella (area 1)	Km²	% habitat osservata	N stazioni
Acque dolci (invaso artificiale)	3,097	8,799	9
Arbusteti, garighe e macchie	2,905	8,252	8
Prati aridi e steppe mediterranee	0,654	1,858	2
Rimboschimenti artificiali a conifere ed eucalipto	1,127	3,201	3
Seminativi intensivi, estensivi e sistemi agricoli complessi	23,418	66,519	66
Vigneti	4,004	11,374	12
Totale	35,206	100,000	100



Ripartizione degli habitat a Piana (area 2)	Km²	% habitat osservata	N stazioni
Acque dolci (invaso artificiale)	2,466	6,539	7
Arbusteti, garighe e macchie	7,045	18,678	19
Prati aridi e steppe mediterranee	6,546	17,355	17
Rimboschimenti artificiali a conifere ed eucaliptus	1,2767	3,385	3
Seminativi intensivi, estensivi e sistemi agricoli complessi	17,539	46,500	46
Vigneti	2,845	7,544	8
Totale	37,719	100,000	100
Ripartizione degli habitat a Ciminna (area 3)	Km²	% habitat osservata	N stazioni
Arbusteti, garighe e macchie	5,222	14,963	15
Arboreti produttivi (agrumeti, oliveti, frutteti)	5,712	16,365	16
Prati aridi e steppe mediterranee	2,609	7,475	8
Seminativi intensivi, estensivi e sistemi agricoli complessi	21,359	61,197	61
Totale	34,901	100,000	100
Ripartizione degli habitat a Corleone (area 4)	Km²	% habitat osservata	N stazioni
Arbusteti, garighe e macchie	1,685	5,357	5
Prati aridi e steppe mediterranee	1,186	3,771	4
Rimboschimenti artificiali a conifere ed eucaliptus	0,891	2,834	3
Seminativi intensivi, estensivi e sistemi agricoli complessi	27,251	86,656	87
Vigneti	0,434	1,381	1
Totale	32,348	100	100



In tutte le 4 aree di studio è presente un'ulteriore categoria di uso del suolo denominata “rupi e anfratti rocciosi” che è stata considerata separatamente in quanto ambiente idoneo ai roost ed inserita per integrare i dati sulla ricchezza specifica delle aree.

2.1.2 Campionamento della chiroterofauna

Il lavoro di campo è stato condotto nel triennio 2009-2011 da maggio a settembre. Il metodo di indagine scelto è stato il campionamento bioacustico della chiroterofauna attraverso l'utilizzo del bat detector (Fig. 7).



Figura 7. A sinistra il bat detector, a destra un operatore durante il censimento bioacustico.



Il campionamento all'interno di ciascuna area si è svolto in maniera proporzionale alla ripartizione degli habitat osservata. In totale per ciascuna area sono state effettuate 100 stazioni di rilevamento ripartite in maniera proporzionale tra le tipologie di habitat di foraggiamento presenti (Tab. 2).

All'inizio di ciascuna sessione di censimento notturno è stata verificata la presenza di condizioni ambientali idonee al campionamento bioacustico, in particolare l'assenza di vento, in caso contrario il campionamento è stato rimandato alla notte successiva. Inoltre sono state rilevate la fase lunare e la copertura nuvolosa. La fase lunare è stata codificata per ogni quarto di luna e la copertura nuvolosa secondo i seguenti codici: 1 = da cielo sereno a parzialmente nuvoloso (0-50%); 2 = da nuvoloso a molto nuvoloso (51-100%). Quando possibile è stata anche rilevata la temperatura dell'aria, per i dati non ottenuti in campo sono stati utilizzati i dati di temperatura istantanea dell'aria resi disponibili dal Servizio Informativo Agrometeorologico Siciliano (SIAS).

Le stazioni sono state identificate in maniera random e distribuite in maniera omogenea in tre periodi di censimento (1maggio-15giugno; 16 giugno-31 luglio; 1 agosto-15 settembre) nei quali è stata suddivisa la stagione di campionamento e all'interno di quattro fasce orarie (ognuna della durata di 1h). In ogni censimento notturno i rilevamenti sono iniziati mezz'ora dopo il



tramonto e sono durati fino al primo picco di attività di caccia, circa la 1:00 a.m.; ogni stazione ha avuto la durata di 10 min.

Di ciascuna stazione sono state registrate le coordinate geografiche e la quota, utilizzando un GPS (Geko 201, Garmin), successivamente queste sono state riportate su una carta 1:25.000 alla quale è stata sovrapposta la carta di uso del suolo (CORINE habitat), mediante l'utilizzo del software ArcMap 9.3 (ESRI, Redlands CA) (Fig.8).

I segnali d'ecolocalizzazione emessi dai chiroterteri contattati in volo, sono stati captati con un bat detector D980 (Pettersson Elektronik, Uppsala) in divisione di frequenza e immediatamente convertiti con la modalità in espansione temporale, il segnale in uscita è stato registrato con un registratore digitale portatile (EDIROL R-09HR, Roland).

Presso la categoria "rupi e anfratti rocciosi", sono stati scelti 5 siti, presso i quali condurre censimenti visivi e acustici al momento dell'uscita degli animali al tramonto, in modo da accertarne la presenza di individui e identificarne le specie. I rilevamenti sono iniziati mezz'ora prima del tramonto e sono terminati due ore dopo, in maniera tale da essere certi che tutti gli individui all'interno fossero usciti. Per ogni sito sono stati registrati il numero degli individui avvistati e i segnali emessi in uscita.

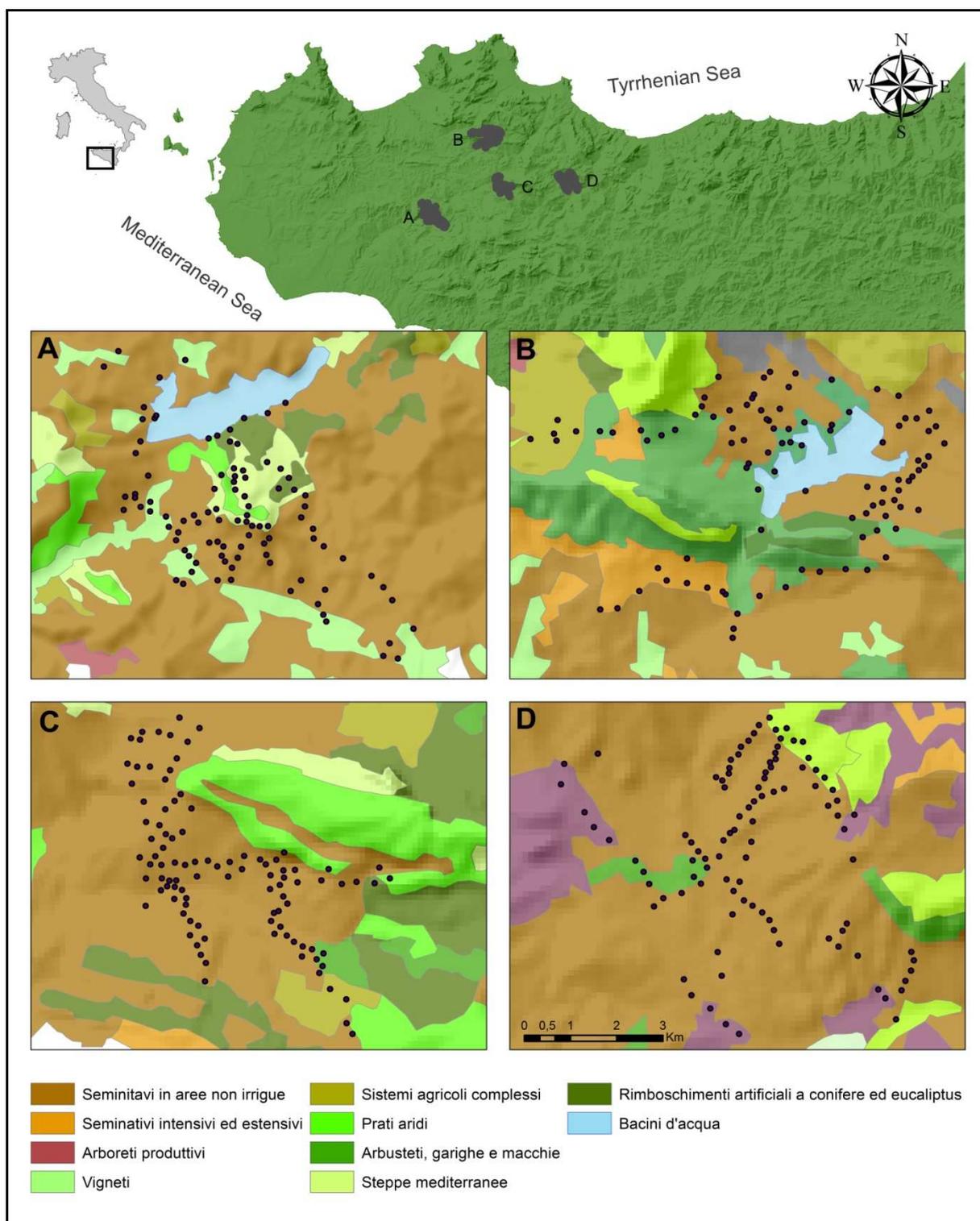


Figura 8. Carta dei principali biotopi e stazioni di rilevamento bioacustico nelle 4 aree di studio. A: area di Entella; B: Area di Piana; C: area di Corleone; D: area di Ciminna. Ogni punto nero corrisponde alla localizzazione GPS di una stazione di rilevamento.



2.1.3 Analisi dei segnali e identificazione delle specie

I segnali registrati presso ciascuna tipologia di habitat sono stati successivamente analizzati con il programma Bat Sound 1.0 (Pettersson Elektronik, Uppsala), che mostra gli spettrogrammi dei segnali. Per ogni passaggio è stato registrato un segnale d'ecolocalizzazione. Quindi dallo spettrogramma sono stati estrapolati i dati caratteristici del segnale in esame e confrontati con segnali di nota identità.

Per *Tadarida teniotis* e le tre specie di Rinolofidi riscontrate nell'area di studio (*Rhinolophus ferrumequinum*, *R. hipposideros*, *R. euryale*), i segnali d'ecolocalizzazione sono altamente specifici, tanto da poter essere attribuiti in maniera univoca alla specie che li emette, utilizzando la frequenza di massima energia del segnale (Russo & Jones, 2002). Per le altre specie è invece necessaria l'analisi congiunta di alcune caratteristiche del segnale per ottenere l'identificazione della specie con un'alta percentuale di attendibilità (Russo & Jones, 2002).

In particolare i segnali sono stati suddivisi in due diversi gruppi:

- un primo gruppo in cui sono presenti segnali d'ecolocalizzazione FM (cioè in frequenza modulata), emessi dalle specie appartenenti al genere *Myotis*;



- un secondo che raggruppa invece segnali FM/QCF, emessi da specie appartenenti ai generi *Pipistrellus*, *Hypsugo*, *Eptesicus* e *Miniopterus*.

Nell'analisi dei segnali FM, sono stati considerati i seguenti parametri: SF (frequenza iniziale), EF (frequenza finale), FMAXE (frequenza di massima energia) e durata (D) del segnale; per i segnali FM/QCF si sono considerati, oltre ad EF e D, la frequenza a metà segnale (MF) e l'intervallo tra due segnali consecutivi (IPI).

I parametri considerati per ciascun gruppo sono stati confrontati con quelli estrapolati da segnali di nota identità. Nei casi di incertezza d'identificazione tra due specie, i segnali sono stati riportati con entrambi i nomi delle due specie alle quali potevano essere attribuiti, è questo il caso di *Myotis myotis*/*M. blythii* e *Myotis capaccinii*/*M. daubentonii*.

2.1.4 Analisi delle comunità

Inizialmente, è stata indagata l'influenza delle variabili ambientali (temperatura dell'aria, fase lunare e copertura nuvolosa) e delle variabili temporali (fascia oraria e periodo di censimento) sull'attività di foraggiamento dell'intera comunità applicando un'ANOVA fattoriale per i due set di variabili.



Per il primo gruppo l'analisi è stata effettuata per valutare il peso delle tre singole variabili indipendenti e l'interazione tra fasi lunari e copertura nuvolosa; quest'ultima può infatti inficiare l'attività dei chiroteri cambiando le condizioni di luminosità notturna; mentre le altre due interazioni (tra fase lunare e temperatura e tra copertura nuvolosa e temperatura) non sono sembrate legate e influenti, pertanto non sono state considerate.

L'attività dei chiroteri è stata valutata attraverso il numero di passaggi registrati in ciascuna tipologia di habitat di foraggiamento, all'interno di ciascuna delle 4 aree di studio. Per l'analisi dell'attività di ciascuna comunità è stata utilizzata l'analisi della varianza (ANOVA), dopo aver trasformato i dati come $\ln(\text{numero dei passaggi}+1)$. Preliminarmente all'ANOVA è stata verificata l'assunzione di omogeneità della varianza, con il test di Hartley, quello di Cochran e quello di Bartlett.

Successivamente, è stata valutata la preferenza ambientale sia dell'intera comunità di chiroteri in ognuna delle 4 aree di studio sia delle specie registrate più frequentemente (abbondanza > 5%). In particolare, per verificare se l'attività dell'intera comunità di chiroteri varia nei diversi habitat di foraggiamento è stata condotta un'analisi della varianza (one-way ANOVA), considerando il numero totale dei passaggi di tutte le specie registrate come



variabile dipendente e le tipologie ambientali come predittori (variabile indipendente). L'analisi restituisce un effetto globale del predittore, mentre gli effetti di dettaglio dei singoli habitat sono stati verificati applicando il test Post hoc HSD di Tukey, per un N campionario ineguale.

Successivamente la preferenza ambientale delle 4 comunità di chiroterri e delle specie in ognuna delle aree di studio è stata valutata comparando l'uso dell'habitat osservato con la proporzione di uso attesa (analisi del χ^2). La proporzione di uso attesa è stata quantificata basandosi sull'assunzione che gli habitat vengono utilizzati in proporzione alla disponibilità. Si sono utilizzati gli intervalli di confidenza di Bonferroni (CIB), per stabilire quali categorie di habitat sono state selezionate e quali evitate. Quando la proporzione d'uso disponibile era inferiore al limite più basso dell'intervallo di confidenza, si è indicata una preferenza per quella categoria, quindi l'habitat è stato indicato come selezionato dalla specie; quando la proporzione di uso disponibile è risultata superiore al limite più elevato dell'intervallo di confidenza, l'habitat è stato evitato; nel caso in cui la proporzione di uso disponibile rientrava all'interno dell'intervallo di confidenza, la specie non ha operato una scelta e l'habitat è stato utilizzato in proporzione alla disponibilità.



Le analisi di dettaglio per le specie con un'abbondanza inferiore al 5%, sono state condotte soltanto per le specie del genere *Myotis* riunite in un unico gruppo (indicato come *Myotis spp.*).

Le analisi sono state effettuate con i software STATISTICA 8.0 e MINITAB 13; i livelli di significatività sono stati posti a $p = 0,05$.

Per descrivere le comunità sono stati utilizzati i seguenti indici:

- l'indice di ricchezza specifica (S), ossia il numero totale di specie presenti;
- Costanza (C%) calcolata come la percentuale del numero di stazioni nelle quali ciascuna specie è stata registrata sul numero di stazioni totali;
- Dominanza (D%), calcolata come la percentuale del numero di passaggi di ciascuna specie sul numero di passaggi totali.

Inoltre è stata applicata l'ANOVA ad una via sui valori di ricchezza specifica (S) rispetto all'effetto (presenza/assenza) dell'habitat "acque dolci" per verificare l'ipotesi di partenza per la quale si predice che la presenza del lago possa sostenere una chiroterofauna più ricca.



2.1.5 Campionamento e analisi dell'entomofauna aerea

Per quanto riguarda l'indagine sulla disponibilità trofica, si è scelto di raccogliere dei campioni dell'entomofauna aerea, per valutarne la biomassa. A questo scopo, in ciascuna tipologia di habitat presente nelle 4 aree di studio sono state posizionate delle reti Malaise, reti per entomologi, per catturare gli insetti volatori (Mason *et al.*, 2006; Scanlon & Petit, 2008). Le reti Malaise hanno l'aspetto di una tenda canadese e presentano un setto centrale sul quale gli insetti dopo aver impattato durante il volo, risalgono verso l'alto e convogliano in un recipiente di raccolta dentro il quale è presente alcool etilico al 70% (Fig. 9).



Figura 9. Rete Malaise posizionata all'interno di un seminativo.



La scelta delle reti è ricaduta sulle Malaise piuttosto che su altre metodologie di cattura, per non attrarre insetti dalle aree circostanti in maniera tale da essere certi di catturare unicamente all'interno dello spazio di campionamento prescelto. Inoltre al di sotto del setto centrale delle reti Malaise sono state poste delle vaschette, anch'esse contenenti alcool etilico al 70%, in maniera da catturare anche quelle specie di volatori che una volta trovato un ostacolo scendono verso il basso piuttosto che risalire.

In ciascuna area sono stati effettuati 3 campionamenti dell'entomofauna (uno nell'anno 2010 e due nell'anno 2011) per ogni tipologia di habitat di foraggiamento presente. Le reti Malaise sono state posizionate un'ora prima del tramonto e sono state lasciate in situ fino all'1:00 di notte, periodo che corrisponde al tempo di attività della chiropterofauna. I campioni raccolti sono stati conservati in alcool etilico al 70% fino al momento dell'analisi.

Nei siti di raccolta dei campioni dell'entomofauna, sono stati registrati i passaggi dei chiropteri in attività, con le stesse tecniche di campionamento bioacustico descritte in precedenza, per tutto il periodo di messa in situ delle reti Malaise.

Al momento delle analisi, ciascun campione entomologico è stato prelevato dal recipiente di raccolta e messo ad asciugare all'aria per 24 ore.



Trascorso tale periodo ogni campione è stato pesato con una bilancia analitica digitale, ottenendo così la biomassa in peso in ciascun habitat delle aree di studio. Successivamente, con l'ausilio di un microscopio ottico, sono stati contati tutti gli individui presenti all'interno del campione e questi sono stati identificati a livello di ordine (Grandi, 1966; Chinery, 1998). Infine è stata valutata l'abbondanza di ciascun ordine all'interno dei campioni e successivamente è stata analizzata l'esistenza di correlazione tra le abbondanze trofiche e quella dei chiropteri, sia a livello di specie che a livello di individui, in ciascun sito.

Dei segnali dei chiropteri registrati nei siti di campionamento dell'entomofauna, soltanto le registrazioni contenenti segnali di cattura (*feeding buzz*) sono stati successivamente utilizzati per le analisi di comparazione con la biomassa trofica.



2.2. RISULTATI

2.2.1 Campionamenti e identificazione della chirotterofauna

Nell'area di **Entella**, in 18 delle 100 stazioni di campionamento bioacustico effettuate presso le 6 tipologie di habitat di foraggiamento dell'area, non è stato registrato alcun passaggio di chirotteri. Nelle altre 82 stazioni sono stati registrati 746 segnali, dei quali 684 (91,7%) sono stati identificati e risultati appartenere ad almeno 12 specie.

Tabella 3. Percentuale sul totale delle specie registrate nell'area di Entella.

Specie	% sul tot
<i>Eptesicus serotinus</i>	4.09
<i>Hypsugo savii</i>	33.19
<i>Miniopeterus schreibersii</i>	5.41
<i>Myotis capaccinii/daubentonii</i>	2.92
<i>Myotis emarginatus</i>	3.07
<i>Myotis myotis/blythii</i>	2.34
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	24.56
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	13.45
<i>Rhinolophus euryale</i>	0.88
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	1.90
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	3.51
<i>Tadarida teniotis</i>	4.68
Totale	100.0



I segnali che sono risultati incerti tra due specie sono stati riportati con entrambi i nomi delle specie alle quali potevano essere attribuiti: è questo il caso di *Myotis myotis/blythii* e *M. capaccinii/daubentoni*.

Le specie più abbondanti sono risultate essere *Hypsugo savii*, *Pipistrellus kuhlii* e *Pipistrellus pipistrellus*, seguite da *Miniopterus schreibersii* mentre le altre specie hanno presentato un'abbondanza inferiore al 5% (Tab. 3).

I censimenti acustici presso i potenziali roost hanno dato esito positivo in 4 casi su 5, soltanto in un sito non sono stati rinvenuti chiroterri. In ognuno dei 4 siti occupati da chiroterri è stato trovato un piccolo numero di esemplari: in media $2,4 \pm 1,5$ individui in uscita al tramonto. Presso i roost potenziali, sono stati registrati 44 segnali, appartenenti a 9 specie: *Miniopterus schreibersii*, *M. myotis/blythii*, *M. capaccinii/daubentoni*, *M. emarginatus*, *Pipistrellus pipistrellus*, *Rhinolophus euryale*, *R. ferrumequinum*, *R. hipposideros* e *T. teniotis* (Tab. 4).



Tabella 4. Specie registrate nell'area di Entella, numero totale di specie (S) in ciascun habitat, media, deviazione standard (ds) e range del numero di specie registrate per ogni stazione. ACD = Acque dolci; AGM = Arbusteti, garighe e macchie; RIM = Rimboschimenti artificiali a conifere ed eucaliptus; PRAT = Prati aridi e steppe mediterranee; SEM = Seminativi intensivi, estensivi e sistemi agricoli complessi; VIGN = Vigneti. Nella categoria "rupi e anfratti rocciosi" (ROC) viene riportata la presenza riscontrata nelle 5 stazioni integrative durante l'emersione dal roost.

Specie	ACD	AGM	PRAT	RIM	SEM	VIGN	ROC
<i>Eptesicus serotinus</i>	x	x	x	x	x		
<i>Hypsugo savii</i>	x	x	x	x	x	x	
<i>Miniopterus schreibersii</i>	x	x	x				x
<i>Myotis capaccinii/daubentonii</i>	x						x
<i>Myotis emarginatus</i>	x	x		x			x
<i>Myotis myotis/blythii</i>	x	x	x		x		x
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	x	x	x	x	x	x	
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	x	x	x	x	x		x
<i>Rhinolophus euryale</i>	x	x					x
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	x	x	x		x		x
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	x	x		x	x		x
<i>Tadarida teniotis</i>	x	x	x	x	x		x
Totale S	12	11	8	7	8	2	9
Media	6,89	4,38	5,00	3,67	1,62	1,41	2,4
ds	±2,26	±2,00	±1,41	±1,53	±0,60	±0,48	±1,5
Range	4-10	1-8	4-7	2-5	0-4	0-2	1-3

In totale nell'area sono presenti almeno 12 specie, la maggior parte delle quali trova rifugio negli anfratti rocciosi della Rocca e degli affioramenti rocciosi presenti nell'area; ciò indica la buona disponibilità di siti di rifugio per i chiroteri che compongono la comunità di Entella.



In 83 delle 100 stazioni di censimento presso i siti di foraggiamento dell'area di **Piana**, sono stati registrati 523 segnali, nelle restanti 17 stazioni non si è avuto alcun passaggio. Più dell'80% (426) dei segnali registrati è stato identificato, di questi, 421 appartengono a 6 specie, mentre altri 5 segnali sono stati indicati come appartenenti alle due specie *M. myotis*/*M. blythii*. Anche in questa area le specie più abbondanti sono *H. savii*, *P. kuhlii* e *P. pipistrellus*, le restanti specie hanno presentato un'abbondanza inferiore al 5% (Tab. 5).

Tabella 5. Percentuale sul totale delle specie registrate nell'area di Piana.

Specie	% sul tot
<i>Eptesicus serotinus</i>	3.76
<i>Hypsugo savii</i>	38.50
<i>Myotis myotis/blythii</i>	1.17
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	29.11
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	22.30
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	1.17
<i>Tadarida teniotis</i>	3.99
Totale	100.0

I censimenti bioacustici presso la categoria “rupi e anfratti rocciosi” hanno permesso di chiarire che 3 specie di chirotteri, *M. myotis/blythii*, *P. pipistrellus*



e *T. teniotis*, utilizzano le cavità rocciose dei monti circostanti il lago quali siti di rifugio. In totale presso questa categoria sono stati registrati 15 segnali, la maggior parte dei quali appartenevano a *T. teniotis* (Tab. 6).

Tabella 6. Specie registrate nell'area di Piana, numero totale di specie (S) in ciascun habitat, media, deviazione standard (ds) e range del numero di specie registrate per ogni stazione. Nella categoria "rupi e anfratti rocciosi" (ROC) viene riportata la presenza riscontrata nelle 5 stazioni integrative durante l'emersione dal roost. (Abbreviazioni come in Tabella 4).

Specie	ACD	AGM	PRAT	RIM	SEM	VIGN	ROC
<i>Eptesicus serotinus</i>	x		x				
<i>Hypsugo savii</i>	x	x	x	x	x	x	
<i>Myotis myotis/blythii</i>		x					x
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	x	x	x	x	x	x	
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	x	x	x		x		x
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	x	x					
<i>Tadarida teniotis</i>	x	x			x		x
Totale S	6	6	4	2	4	2	3
Media	4,29	2,15	1,93	1,67	1,77	1,78	1,65
ds	±0,76	±0,90	±0,83	±0,58	±0,63	±0,32	±0,85
Range	3-6	0-4	0-3	1-2	0-3	0-2	0-2

Nella terza area di studio, **Ciminna**, sono stati registrati 357 segnali in 82 delle 100 stazioni di censimento, nelle restanti 18 non si è avuto alcun passaggio. Dei 357 segnali registrati ne sono stati identificati 323 (più del 90%)



e risultati essere stati emessi da 6 specie (Tab. 7), anche in questo caso alcuni segnali sono stati indicati con il nome delle due specie alle quali potevano essere attribuiti.

La specie più abbondante è risultata essere *P. kuhlii* (41,80%), seguita da *H. savii* (27,24%) e *P. pipistrellus* (15,79%). Le altre specie sono presenti con abbondanze notevolmente inferiori, anche se *T. teniotis* e il complesso *M. myotis/blythii* mostrano valori superiori al 5% (Tab. 7).

Tabella 7. Percentuale sul totale delle specie registrate nell'area di Ciminna.

Specie	% sul tot
<i>Hypsugo savii</i>	27.24
<i>Myotis myotis/blythii</i>	6.50
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	41.80
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	15.79
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	1.86
<i>Tadarida teniotis</i>	6.81
Totale	100.00

I censimenti presso la categoria “rupi e anfratti rocciosi” hanno dato un esito positivo in 4 stazioni su 5, in esse sono state contattate 4 specie con un



totale di 28 passaggi, dei quali 6 appartenenti a *R. ferrumequinum*, 10 a *T. teniotis*, 8 a *P. pipistrellus* e 4 a *M. myotis/blyhtii* (Tab. 8).

Tabella 8. Specie registrate nell'area di Ciminna, ricchezza specifica (S) in ciascun habitat, media, deviazione standard (ds) e range del numero di specie registrate per ogni stazione. AGM = Arbusteti, garighe e macchie; ARB = arboreti produttivi; PRAT = prati aridi e steppe mediterranee; SEM = Seminativi intensivi, estensivi e sistemi agricoli complessi. Nella categoria "rupi e anfratti rocciosi" (ROC) viene riportata la presenza riscontrata nelle 5 stazioni integrative durante l'emersione dal roost.

Specie	AGM	ARB	PRAT	SEM	ROC
<i>Hypsugo savii</i>	x	x	x	x	
<i>Myotis myotis/blyhtii</i>	x		x	x	x
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	x	x	x	x	
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	x	x	x	x	x
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	x	x		x	x
<i>Tadarida teniotis</i>	x		x	x	x
Totale S	6	4	5	6	4
Media ± ds	2,47±0,92	2,31±0,70	2,40±0,92	1,53±0,65	0,68 ±1,56
Range	1-4	1-3	0-4	0-4	0-2

Infine nell'area denominata **Corleone**, sono 38 le stazioni di censimento in cui non è stato registrato alcun passaggio, un numero notevolmente superiore rispetto alle altre aree. Nelle restanti 62 stazioni sono stati registrati 235 segnali, dei quali 210 (89,36%) sono stati identificati a livello specifico e risultati appartenere a 4 specie (Tab. 9).



Tabella 9. Percentuale sul totale per le specie registrate nell'area di Corleone.

Specie	% sul tot
<i>Hypsugo savii</i>	40.00
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	32.38
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	15.71
<i>Tadarida teniotis</i>	11.90
Totale	100.00

Nei campionamenti presso la categoria “rupi e anfratti rocciosi” soltanto 2 siti su 5 sono risultati essere occupati da chiroatteri; anche il numero di segnali registrati è stato esiguo: 3 appartenenti a *P. pipistrellus* e 4 a *T. teniotis* (Tab. 10).

Tabella 10. Specie registrate nell'area di Corleone, numero totale di specie (S) in ciascun habitat, media, deviazione standard (ds) e range del numero di specie registrate per ogni stazione. Nella categoria “rupi e anfratti rocciosi” (ROC) viene riportata la presenza riscontrata nelle 5 stazioni integrative durante l'emersione dal roost. (Abbreviazioni come in Tabella 4).

Specie	AGM	PRAT	RIM	SEM	VIGN	ROC
<i>Hypsugo savii</i>	x	x	x	x		
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	x	x	x	x		
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	x	x	x	x		x
<i>Tadarida teniotis</i>	x	x		x		x
Totale S	4	4	3	4	0	2
Media ± ds	3,00±1,22	3,00±0,82	1,67±1,15	1,36±0,60	-	1,02±0,53
Range	1-4	2-4	1-3	0-3	-	0-1



2.2.2. Condizioni di campionamento e attività dei chiroteri

Il primo approccio è stato quello di determinare se le condizioni di censimento fossero omogenee e pertanto i dati registrati esprimessero effettivamente l'attività dei chiroteri in relazione alle differenze di habitat o di area. Di seguito sono riportati i risultati dell'analisi della varianza condotta separatamente sui fattori meteorologici e temporali.

a) Effetto dei fattori meteorologici

L'attività globale dei chiroteri nelle 4 aree di studio in relazione alla temperatura dell'aria, fasi lunari e copertura nuvolosa è stata analizzata con un ANOVA fattoriale. L'assunzione di omogeneità della varianza viene rispettata (Tab. 11) e i risultati non mostrano differenze statisticamente significative per nessuna delle variabili o interazioni tra variabili ed il numero di passaggi totali (Tab. 12). Ciò significa che l'attività dei chiroteri registrata nel corso dello studio non è stata influenzata dalle variabili ambientali prese in considerazione e che pertanto i dati di attività espressi dal n di passaggi totali non sono inficiati dalle condizioni meteorologiche delle notti in cui è stato effettuato il campionamento.



Tabella 11. Risultati dei test di omogeneità della varianza per i dati sul numero di passaggi totali suddivisi in relazione a temperatura dell'aria (T), fase lunare, copertura nuvolosa e all'interazione tra fasi lunari e copertura nuvolosa.

	Fmax di Hartley	C di Cochran	X ² di Bartlett	gl	p
ln(N passaggi+1) per T	2,771	0,164	12,960	9	0,164
ln(N passaggi +1) per fasi lunari	1,251	0,278	0,788	3	0,852
ln(N passaggi +1) per nuvole	1,028	0,507	0,034	1	0,853
ln(N passaggi +1) fasi lunari*nuvole	2,278	0,168	9,738	7	0,204

Tabella 12. Risultati dell'analisi della varianza applicata al confronto del numero di passaggi totali in relazione a fase lunare, copertura nuvolosa e alla loro interazione.

	SS	gl	MS	F	p
T aria	10,459	9	1,162	1,346	0,211
Fasi lunari	6,146	3	2,049	2,384	0,069
Nuvole	0,002	1	0,002	0,003	0,959
Luna*nuvole	6,259	7	2,087	2,427	0,065

b) Effetto dei fattori temporali

Anche in questo caso, l'assunzione di omogeneità della varianza viene rispettata (Tab. 13). L'ANOVA fattoriale non ha mostrato differenze significative sul numero totale di passaggi né in relazione alla fascia oraria di censimento né alle tre differenti stagioni in cui è stato suddiviso il periodo di campionamento



(Tab. 14). Quindi queste variabili e la loro interazione non hanno influenzato in maniera significativa l'attività totale dei chiropteri.

Tabella 13. Risultati dei test per l'assunzione di omogeneità della varianza per i dati sul numero di passaggi totali in relazione alla stagione, alla fascia oraria e all'interazione delle variabili considerate.

	Fmax di Hartley	C di Cochran	X ² di Bartlett	gl	p
ln(N passaggi+1) per periodo	2,257	0,321	3,142	3	0,370
ln(N passaggi+1) per fascia oraria	1,320	0,284	2,098	3	0,552
ln(N passaggi+1) periodo*fascia oraria	3,504	0,133	16,166	11	0,135

Tabella 14. Risultati dell'analisi della varianza applicata al confronto del numero di passaggi totali in relazione a fase lunare, copertura nuvolosa e alla loro interazione.

	SS	gl	MS	F	p
Periodo	0,777	3	0,259	0,294	0,829
Fascia oraria	2,534	3	0,845	0,959	0,412
Periodo * Fascia oraria	4,095	9	0,455	0,517	0,862



2.2.3 Ricchezza specifica ed effetto dell'habitat

Considerati i precedenti risultati dell'ANOVA, che hanno permesso di escludere che i dati raccolti possano essere stati influenzati dai tempi e/o modi di campionamento, è stato possibile comparare le quattro aree di studio in rapporto alla ricchezza specifica e all'attività dei chirotteri.

L'area di Entella è risultata quella con la maggiore ricchezza specifica (S) e il maggior numero di passaggi totali (Tab. 15). Piana e Ciminna mostrano valori comparabili di ricchezza specifica, con 7 e 6 specie rispettivamente (Tab. 15), anche se Piana presenta una ricchezza media superiore; l'area di Corleone è quella con la minore ricchezza specifica sia totale sia media (Tab. 15).

La comunità di Entella inoltre presenta tre specie (*H. savii*, *P. kuhlii* e *P. pipistrellus*) con elevata costanza e dominanza su un totale di 12 specie; le stesse tre specie dominano anche le altre comunità che però, presentando una ricchezza specifica inferiore, risultano meno diverse di Entella (Tab. 15).



Tabella 15. Dati sinottici delle 4 aree di studio, in cui sono riportati il numero di passaggi totale (n), la dominanza (D%) e la costanza (C%) delle specie registrate in ciascuna area e nel totale dei censimenti. È riportato anche il numero totale di specie (S) per ciascuna area e medio per stazione.

	ENTELLA		PIANA		CIMINNA		CORLEONE		TOTALE	
	D%	C%	D%	C%	D%	C%	D%	C%	n	D%
<i>Eptesicus serotinus</i>	4	9	4	7					128	7,8
<i>Hypsugo savii</i>	33	48	39	67	27	41	40	40	479	29,2
<i>Miniopeterus schreibersii</i>	5	9							37	2,3
<i>Myotis capaccinii/daubentonii</i>	3	6							20	1,2
<i>Myotis emarginatus</i>	3	8							21	1,3
<i>Myotis myotis/blythii</i>	2	9	1	2	6	12			42	2,6
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	25	34	29	48	42	60	32	34	495	30,1
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	13	29	22	38	16	60	16	16	271	16,5
<i>Rhinolophus euryale</i>	1	4							6	0,4
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	2	6	1	4	2	5			24	1,5
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	3	7							24	1,5
<i>Tadarida teniotis</i>	5	16	4	8	7	15	12	19	96	5,8
Totale	100	69	100	83	100	82	100	62	1643	100,0
S totale per area	12		7		6		4			
S media (±ds) per stazione	2,42±1,99		2,04±0,94		1,88±0,83		1,51±0,80			

L'ANOVA relativa all'effetto dell'habitat d'acqua dolce (presenza/assenza) sui valori di ricchezza specifica nelle 4 aree di studio, ha mostrato un effetto statisticamente significativo ($F_{(1, 398)} = 7,450$; $p = 0,007$) di questo habitat sulla ricchezza della chiroterofauna.



I valori di ricchezza specifica riscontrata all'interno delle diverse tipologie di habitat sono riportati nella tabella seguente: l'habitat "acque dolci" è quello con maggiore ricchezza e gli habitat "seminativi" e "vigneti" sono i più poveri di specie (Tab. 16).

Tabella 16. Media e deviazione standard dell'indice di ricchezza specifica (S) nelle categorie di habitat riscontrate. (Abbreviazioni come in tabella 4).

HABITAT	S media \pm ds
ACD	5,75 \pm 2,18
AGM	2,72 \pm 1,49
ARB	2,31 \pm 0,70
PRAT	2,37 \pm 1,15
RIM	2,33 \pm 1,41
SEM	1,55 \pm 0,64
VIGN	1,54 \pm 0,45

I risultati dell'analisi della varianza mostrano che l'effetto dell'habitat sul numero di specie è statisticamente significativo ($F_{(6, 393)} = 35,574$; $p = 0,000$); nella tabella 17 si nota come il test post-hoc evidenzia i livelli di significatività peculiari tra i singoli habitat. Quello delle acque dolci differisce rispetto a tutte le altre tipologie presenti; mentre gli altri habitat hanno differenze più variegata: ad esempio i seminativi differiscono da tutti gli altri habitat eccetto che con il vigneto, i rimboschimenti hanno una ricchezza specifica equivalente a quella degli arboreti e dei prati, senza differenze significative; il vigneto mostra



una ricchezza specifica vicina a quella dei seminativi e differisce da tutti gli altri habitat presenti.

Tabella 17. Risultati del test post hoc HSD di Tukey condotto sul numero di specie, trasformato con il ln, per habitat. (Abbreviazioni come in tabella 4). In grassetto i valori significativi per $p = 0,05$.

	ACD	AGM	ARB	PRAT	RIM	SEM
AGM	0,000					
ARB	0,000	0,999				
PRAT	0,000	0,894	0,998			
RIM	0,002	0,000	0,999	0,999		
SEM	0,000	0,000	0,000	0,000	0,013	
VIGN	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,807

2.2.4 Attività ed effetto dell'habitat

I valori di attività totale, valutata come numero di passaggi, riscontrati all'interno delle diverse tipologie di habitat, sono riportati nella tabella seguente: l'habitat "acque dolci" è quello con l'attività più alta e gli habitat "seminativi" e "vigneti" sono i meno frequentati (Tab. 18).



Tabella 18. Media e deviazione standard del numero di passaggi (N) nelle categorie di habitat riscontrate. (Abbreviazioni come in tabella 4).

HABITAT	N passaggi (media \pm ds)
ACD	32,13 \pm 16,17
AGM	7,89 \pm 7,01
ARB	5,06 \pm 2,59
PRAT	5,19 \pm 4,74
RIM	5,67 \pm 4,66
SEM	1,67 \pm 1,93
VIGN	1,50 \pm 1,82

I risultati dell'analisi della varianza mostrano che l'effetto dell'habitat sul numero di passaggi è statisticamente significativo ($F_{(6, 393)} = 57,59$; $p = 0,000$). L'attività presso l'habitat acque dolci è significativamente differente da quella presso tutti gli altri habitat (Tab. 19). Il test post hoc non mostra differenze statisticamente significative tra seminativi e vigneti, che d'altra parte differiscono da tutti gli altri habitat (Tab. 19).



Tabella 19. Risultati del test post hoc HSD di Tukey condotto sul numero di specie, trasformato con il \ln , per habitat. (Abbreviazioni come in tabella 4). In grassetto i valori significativi per $p = 0,05$.

	ACD	AGM	ARB	PRAT	RIM	SEM
AGM	0,000					
ARB	0,000	0,962				
PRAT	0,000	0,202	0,973			
RIM	0,000	0,944	0,999	0,999		
SEM	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003	
VIGN	0,000	0,000	0,000	0,000	0,009	0,999

2.2.5 Preferenze dell'habitat delle singole comunità

Area di studio 1: Entella

I test di omogeneità della varianza condotti per il numero di passaggi totali, rispetto alle 6 tipologie ambientali, sono risultati non statisticamente significativi (F_{\max} di Hartley = 10,98; C di Cochran = 0,332; X^2 di Bartlett = 7,104; $p = 0,213$), viene quindi rispettata l'assunzione di partenza dell'ANOVA. L'effetto globale della tipologia di habitat sull'attività totale della chiroterofauna nell'area è statisticamente significativo ($F_{(5,94)} = 54,344$; $p = 0,000$). Il confronto a coppie del test post hoc HSD di Tukey (Tab. 20) ha rivelato



quali tipologie di habitat differiscono tra loro nell'area di Entella. Maggiori livelli di attività si sono avuti sulla tipologia "acque dolci", che differisce significativamente dall'attività riscontrata nelle categorie "seminativi", "vigneti" e "arbusteti, garighe e macchie"; inoltre le categorie "seminativi" e "vigneti" differiscono da tutte le altre tipologie di habitat, ma non tra loro. Le analisi di dettaglio sono state condotte per le specie con un'abbondanza superiore al 5% e per le specie appartenenti al genere *Myotis* considerate nel loro insieme (cfr. Tab. 3 a pag 43).

Tabella 20. Risultato del test post hoc HSD di Tukey condotto sul logaritmo naturale del numero di passaggi per habitat nell'area di Entella. I valori in corsivo mostrano le coppie di habitat che differiscono significativamente tra loro.

	ACD	AGM	PRAT	RIM	SEM
AGM	0,036				
PRAT	0,523	0,999			
RIM	0,117	0,980	0,999		
SEM	0,000	0,000	0,025	0,011	
VIGN	0,000	0,000	0,050	0,029	0,989



Nell'area di Entella, le specie non sono distribuite in maniera casuale tra le diverse categorie di habitat di foraggiamento ($\chi^2_{(5)} = 2106.6$, $p < 0.01$ per tutte le specie insieme; $\chi^2_{(5)} = 579.5$, $p < 0.01$ per *P. kuhlii*; $\chi^2_{(5)} = 461.3$, $p < 0.01$ per *H. savii*; $\chi^2_{(5)} = 246.0$, $p < 0.01$ per *P. pipistrellus*; $\chi^2_{(5)} = 341.1$, $p < 0.01$ per *M. schreibersii*; $\chi^2_{(5)} = 329.9$, $p < 0.01$ per *Myotis* spp.).

La comunità di chiroteri ha selezionato positivamente l'habitat "acque dolci" ed ha evitato le categorie "seminativi" e "vigneti" ed ha utilizzato in relazione alla disponibilità le altre tipologie di habitat presenti (Fig. 10). *H. savii* e *P. kuhlii* hanno mostrato lo stesso pattern di attività della comunità nel suo insieme (Fig. 11 e 12); allo stesso modo *P. pipistrellus* ha nettamente preferito l'habitat "acque dolci" ed evitato i seminativi, ma i vigneti in particolare, dove non ne è stato registrato alcun passaggio (Fig. 13). *M. schreibersii* ha nettamente preferito l'habitat d'acqua dolce ed evitato quasi tutte le altre categorie di habitat, utilizzando in relazione alla disponibilità unicamente "prati aridi e steppe mediterranee" (Fig. 14). Il gruppo dei *Myotis* ha preferito l'habitat d'acqua dolce, ha evitato seminativi e i vigneti, in quest'ultimo habitat inoltre non si sono avuti passaggi (Fig. 15).

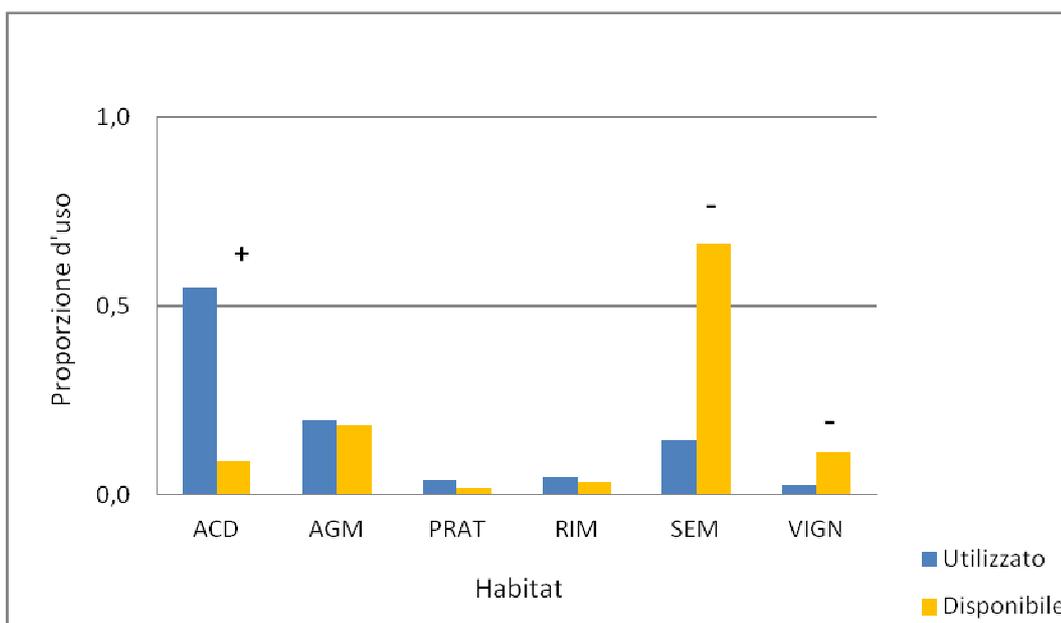


Figura 10. Preferenza dell'habitat della comunità di chiroterteri nell'area di Entella. ACD = Acque dolci; AGM = Arbusteti, garighe e macchie; PRAT = Prati aridi e steppe mediterranee; RIM = Rimboschimenti a conifere ed eucaliptus; SEM = Seminativi intensivi ed estensivi e sistemi agricoli complessi; VIGN = Vigneti. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità.

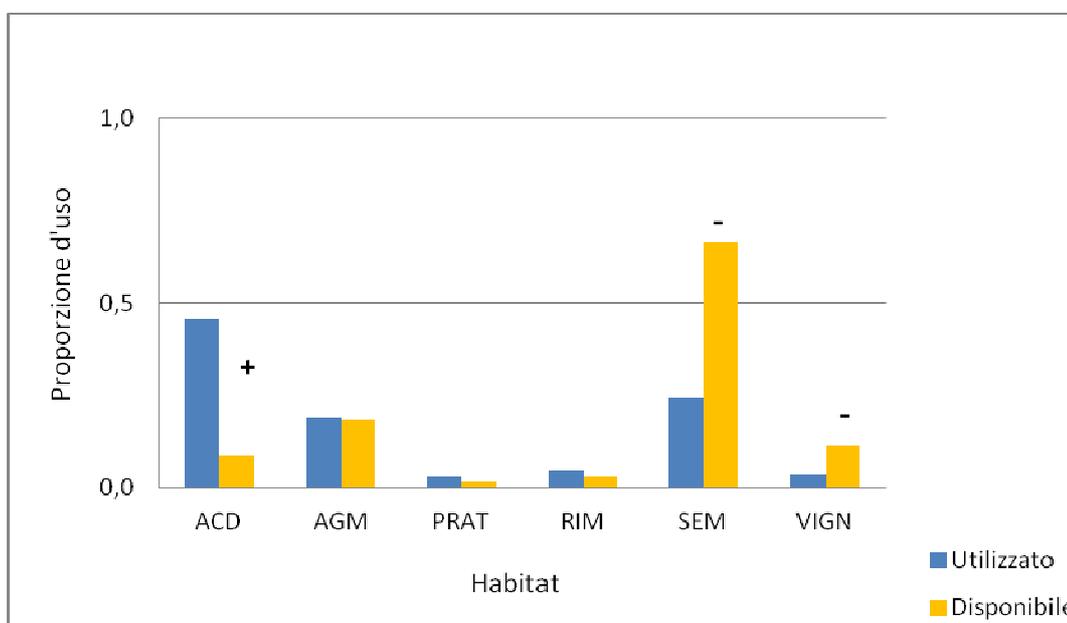


Figura 11. Preferenza dell'habitat di *H. savii* nell'area di Entella. Abbreviazioni come in figura 10. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità.

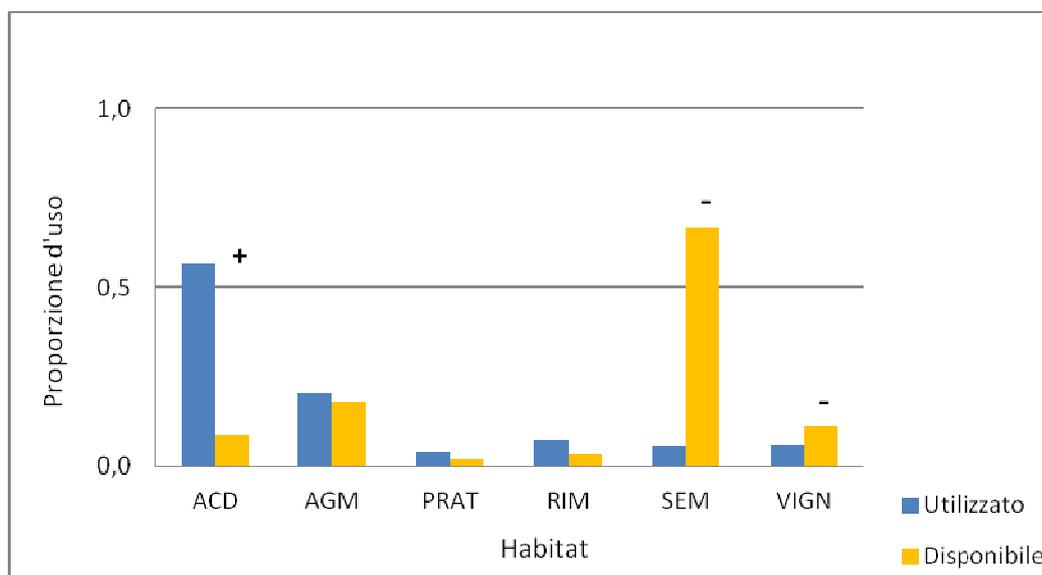


Figura 12. Preferenza dell'habitat di *P. kuhlii* nell'area di Entella. Abbreviazioni come in figura 10. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità.

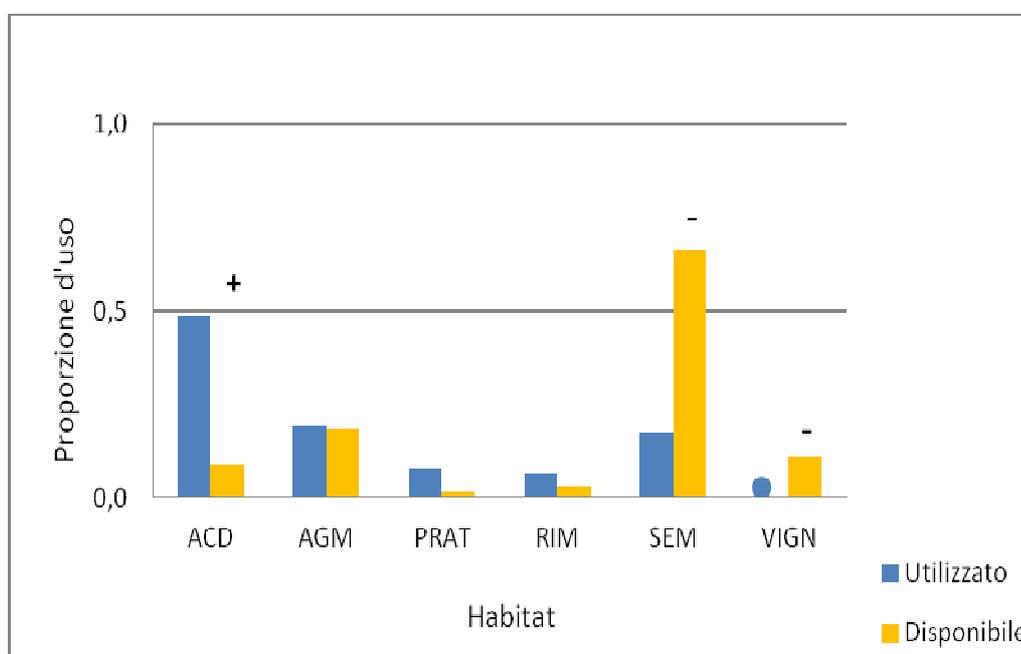


Figura 13. Preferenza dell'habitat di *P. pipistrellus* nell'area di Entella. Abbreviazioni come in figura 10. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità; il cerchio azzurro indica assenza di passaggi.

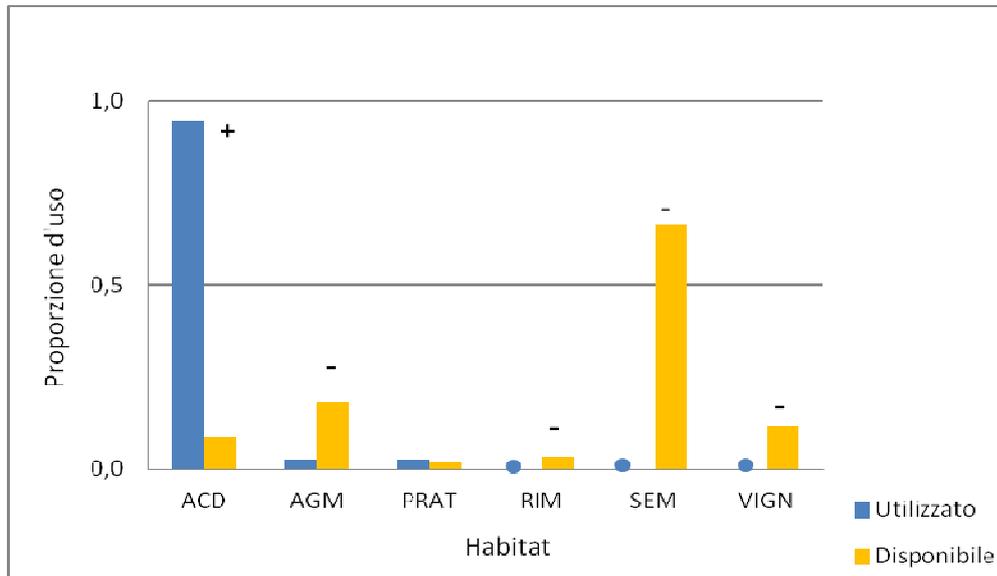


Figura 14. Preferenza dell'habitat di *M. schreibersii* nell'area di Entella. Abbreviazioni come in figura 10. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità; il cerchio azzurro indica assenza di passaggi.

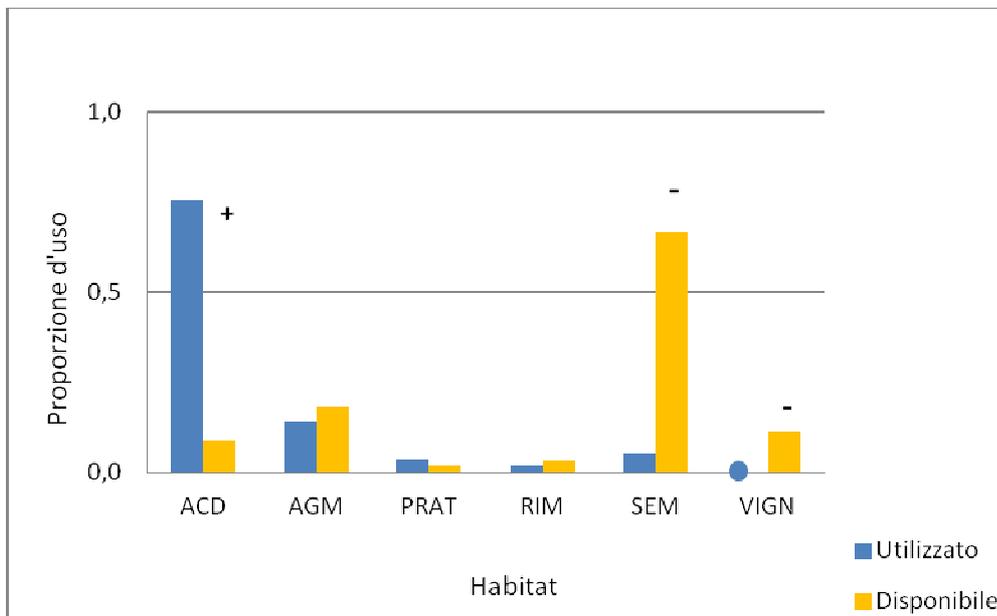


Figura 15. Preferenza dell'habitat di *Myotis* spp. nell'area di Entella. Abbreviazioni come in figura 10. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità; il cerchio azzurro indica assenza di passaggi.



Area di studio 2: Piana

I test di omogeneità della varianza condotti per il ln del numero di passaggi totali, rispetto alle 6 tipologie ambientali, sono risultati non statisticamente significativi (F_{\max} di Hartley = 6,030; C di Cochran = 0,236; χ^2 di Bartlett = 4,911; $p = 0,427$), viene quindi rispettata l'assunzione di partenza dell'ANOVA. L'effetto globale della tipologia di habitat sull'attività totale della chiroterofauna è statisticamente significativo ($F_{(5,94)} = 11,362$; $p = 0,000$). Il test post hoc HSD di Tukey, con N campionario ineguale (Tab. 21) ha rivelato, attraverso il confronto a coppie, che unicamente la tipologia "acque dolci" differisce significativamente dall'attività riscontrata nelle categorie "arbusteti, garighe e macchie", "prati aridi e steppe mediterranee", "seminativi" e "vigneti".

Tabella 21. Risultato del test post hoc HSD di Tukey condotto sul logaritmo naturale del numero di passaggi, per habitat nell'area di Piana. I valori in grassetto mostrano le coppie di habitat che differiscono significativamente tra loro.

	ACD	AGM	PRAT	RIM	SEM
AGM	0,001				
PRAT	0,000	0,943			
RIM	0,077	1,000	0,999		
SEM	0,000	0,596	0,990	0,987	
VIGN	0,000	0,119	0,390	0,616	0,657



L'analisi del χ^2 sull'attività dell'intera comunità ha mostrato che le specie non sono distribuite in maniera casuale tra le diverse categorie di habitat di foraggiamento ($\chi^2_{(5)} = 482.7, p < 0.01$). La comunità di chirotteri ha selezionato positivamente l'habitat "acque dolci" ed ha evitato le categorie "seminativi" e "vigneti" ed ha utilizzato in relazione alla disponibilità le altre tipologie di habitat presenti (Fig. 16).

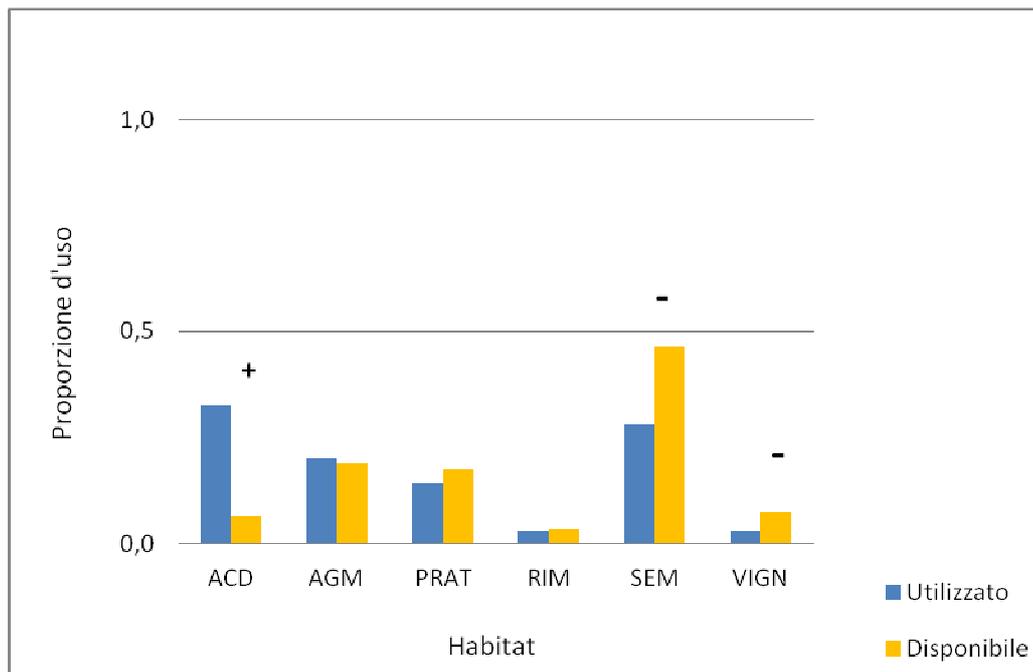


Figura 16. Preferenza dell'habitat della comunità di chirotteri nell'area di Piana. Abbreviazioni come in figura 10. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità.



Le analisi delle preferenze delle singole specie sono state condotte per le tre specie più abbondanti (Tab. 5): *H. savii* (38,50%), *P. kuhlii* (29,11%) e *P. pipistrellus* (22,30%).

H. savii ha preferito l'habitat "acque dolci", evitato i seminativi e utilizzato in relazione alla disponibilità le altre tipologie di habitat (Fig. 17). *P. kuhlii* ha mostrato preferenze simili a quelle di *H. savii*, evitando però anche i vigneti (Fig. 18).

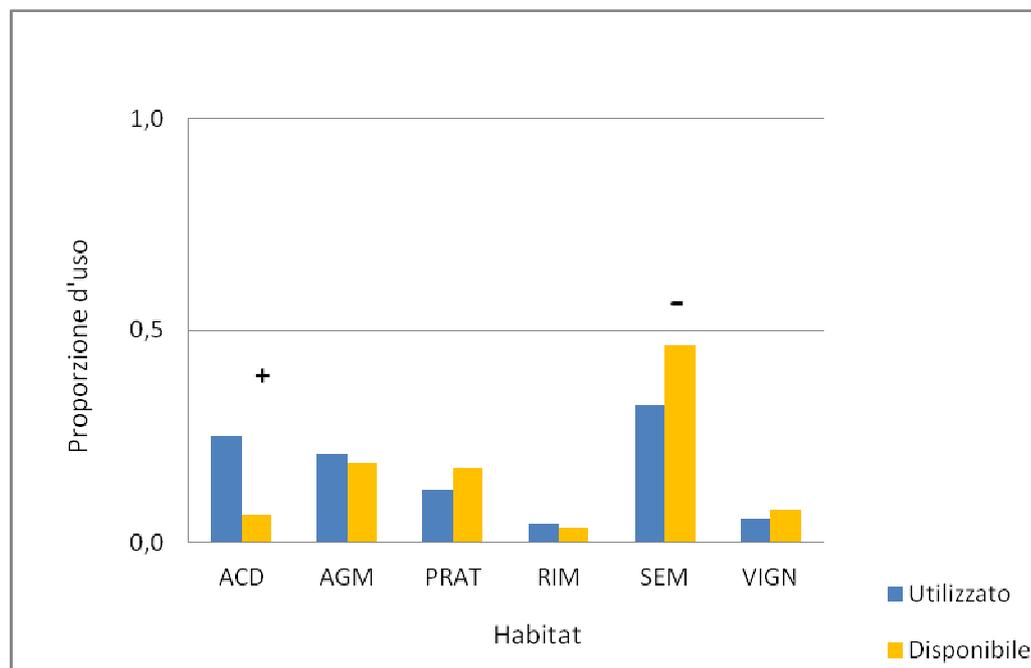


Figura 17. Preferenza dell'habitat di *H. savii* nell'area di Piana. Abbreviazioni come in figura 10. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità.

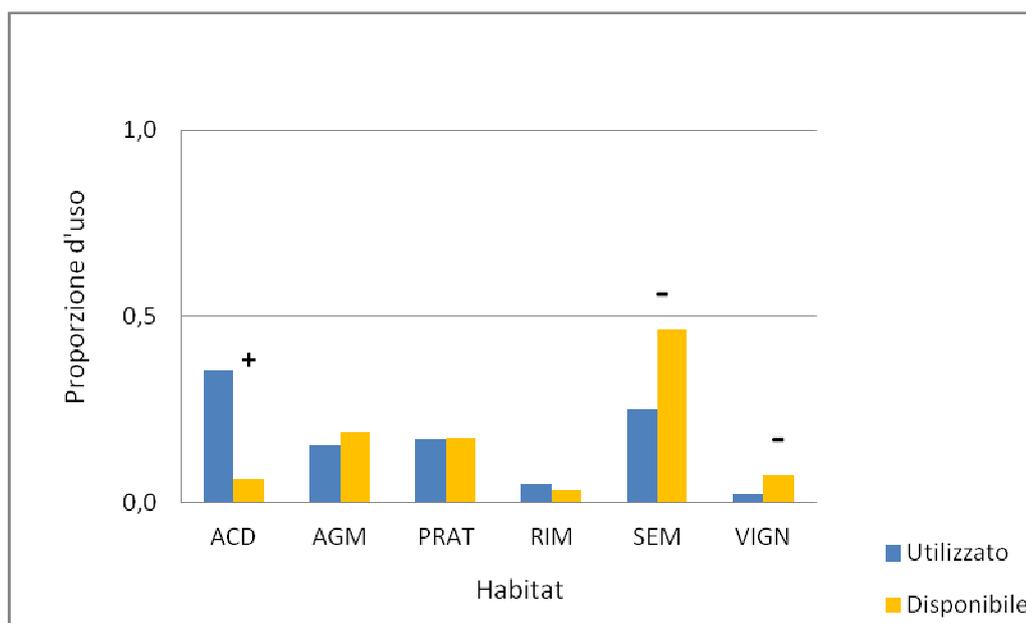


Figura 18. Preferenza dell'habitat di *P. kuhlii* nell'area di Piana. Abbreviazioni come in figura 10. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità.

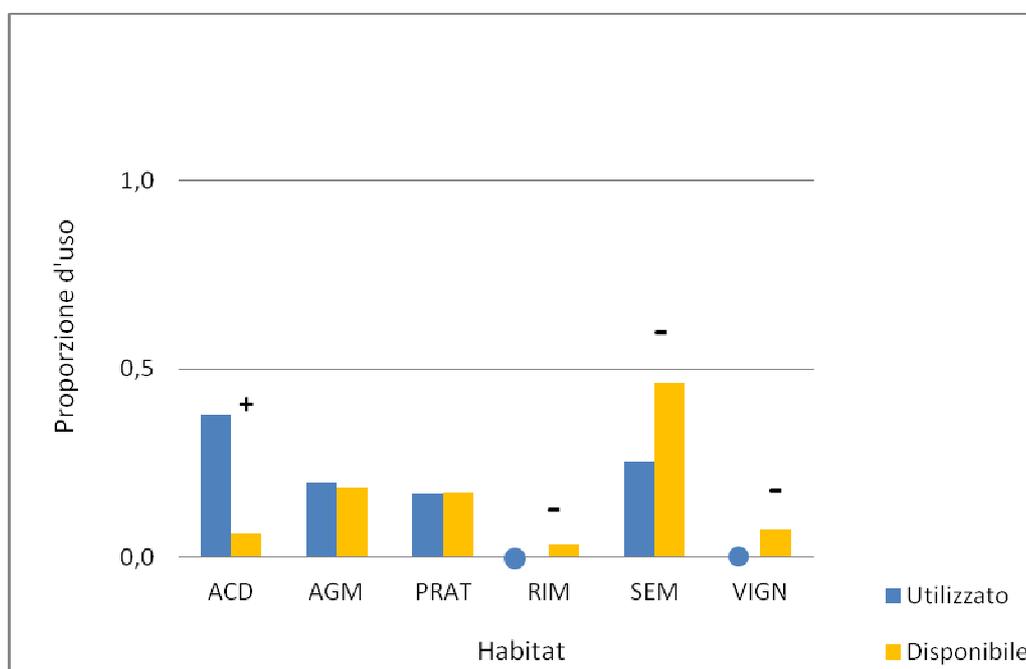


Figura 19. Preferenza dell'habitat di *P. pipistrellus* nell'area di Piana. Abbreviazioni come in figura 10. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità; il cerchio azzurro indica assenza di passaggi.



P. pipistrellus si è rivelato più selettivo nella scelta degli habitat, in quanto non è stato rintracciato né nei “rimboschimenti” né nei vigneti, ha evitato anche i seminativi e selezionato positivamente l’habitat “acque dolci” (Fig. 19).

Area di studio 3: Ciminna

Nell’area di Ciminna le tipologie di habitat presenti sono unicamente 4: “arbusteti, garighe e macchie”, “arboreti produttivi”, “prati aridi e steppe mediterranee” e “seminativi”. Anche in questo caso i test di omogeneità della varianza condotti per il ln del numero di passaggi totali, rispetto alle tipologie ambientali, sono risultati non statisticamente significativi (F_{\max} di Hartley = 2,861; C di Cochran = 0,410; χ^2 di Bartlett = 3,561; $p = 0,313$), viene quindi rispettata l’assunzione di partenza dell’ANOVA. L’effetto globale della tipologia di habitat sull’attività totale della chiroterofauna è statisticamente significativo ($F_{(3,96)} = 16,743$; $p = 0,000$). Dal test post hoc HSD di Tukey, con N campionario ineguale è emerso che l’attività riscontrata nell’habitat “seminativi” differisce significativamente da quella in “arbusteti, garighe e macchie” e “arboreti produttivi” (Tab. 22).



Tabella 22. Risultato del test post hoc HSD di Tukey condotto sul logaritmo naturale del numero di passaggi, per habitat nell'area di Ciminna. I valori in grassetto mostrano le coppie di habitat che differiscono significativamente tra loro.

	AGM	ARB	PRAT
ARB	0.883		
PRAT	0.522	0.839	
SEM	0.000	0.000	0.208

La comunità di Ciminna ha mostrato preferenza per due tipologie di habitat “arbusteti, garighe e macchie” e “arboreti produttivi”, ha evitato i “seminativi” e utilizzato in relazione alla disponibilità l’habitat “prati aridi e steppe mediterranee” (Fig. 20).

Dall’indagine sulle preferenze delle singole specie è stata esclusa *R. ferrumequinum*, presente con un’abbondanza inferiore al 5%, e *M. myotis/blyhtii* in quanto l’analisi del χ^2 per questa specie è risultata non significativa.

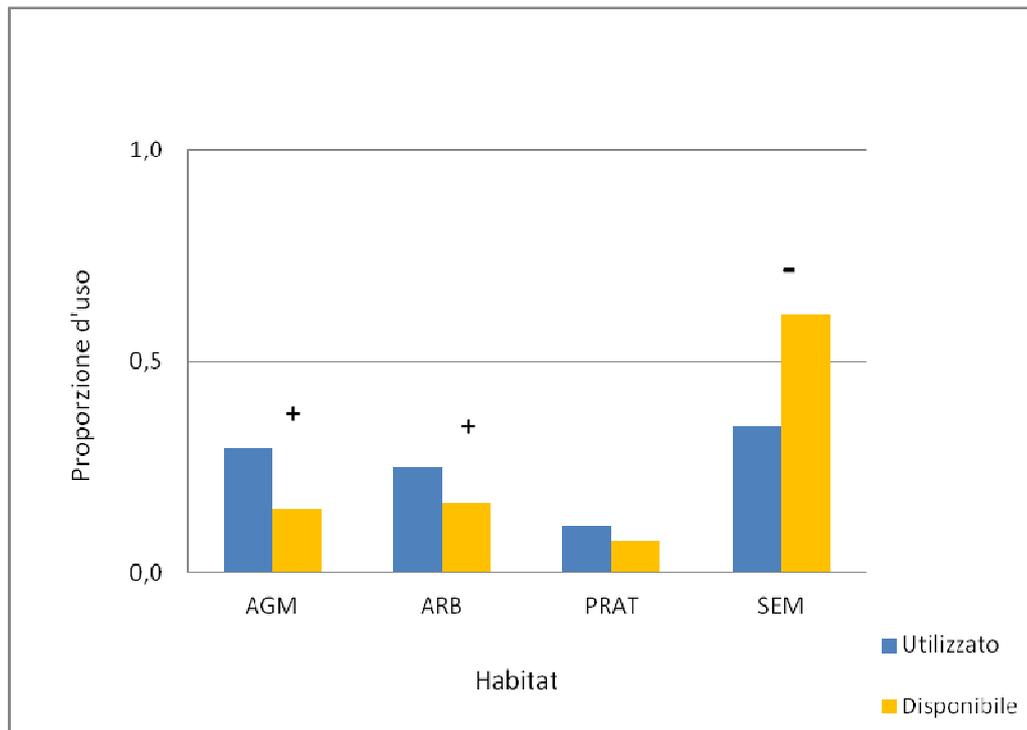


Figura 20. Preferenza dell'habitat della comunità di chiroterteri nell'area di Ciminna. AGM = Arbusteti, garighe e macchie; ARB = Arboreti produttivi; PRAT = prati aridi e steppe mediterranee; SEM = Seminativi intensivi ed estensivi e sistemi agricoli complessi. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità.

In definitiva le analisi delle preferenze ambientali delle singole specie sono state condotte per quelle che non erano distribuite in maniera casuale tra le tipologie di habitat ($\chi^2_{(3)} = 36,072$, $p < 0.01$ per *P. kuhlii*; $\chi^2_{(3)} = 42,999$, $p < 0.01$ per *P. pipistrellus*; $\chi^2_{(3)} = 60,068$, $p < 0.01$ per *H. savii*; $\chi^2_{(3)} = 24,087$, $p < 0.01$ per *T. teniotis*).

P. kuhlii e *P. pipistrellus* hanno mostrato le stesse preferenze di habitat: entrambe hanno selezionato positivamente la categoria "arbusteti garighe e



macchie”, evitato i seminativi e utilizzato in relazione alla disponibilità le altre due categorie presenti nell’area di Ciminna (Fig. 21 e Fig. 22), anche se l’attività di *P. pipistrellus* si è concentrata sulla categoria “arbusteti, garighe e macchie” in misura maggiore rispetto a *P. kuhlii*. Anche il pipistrello di Savi (*H. savii*) ha evitato la categoria seminativi ma ha mostrato una preferenza per gli arboreti produttivi (Fig. 23). Infine, *T. teniotis* non ha mostrato preferenze significative per nessuna tipologia di habitat: è stata contattata con valori comparabili in 3 tipologie ambientali, mentre non è stato registrato alcun passaggio presso la categoria “arboreti produttivi” (Fig. 24).

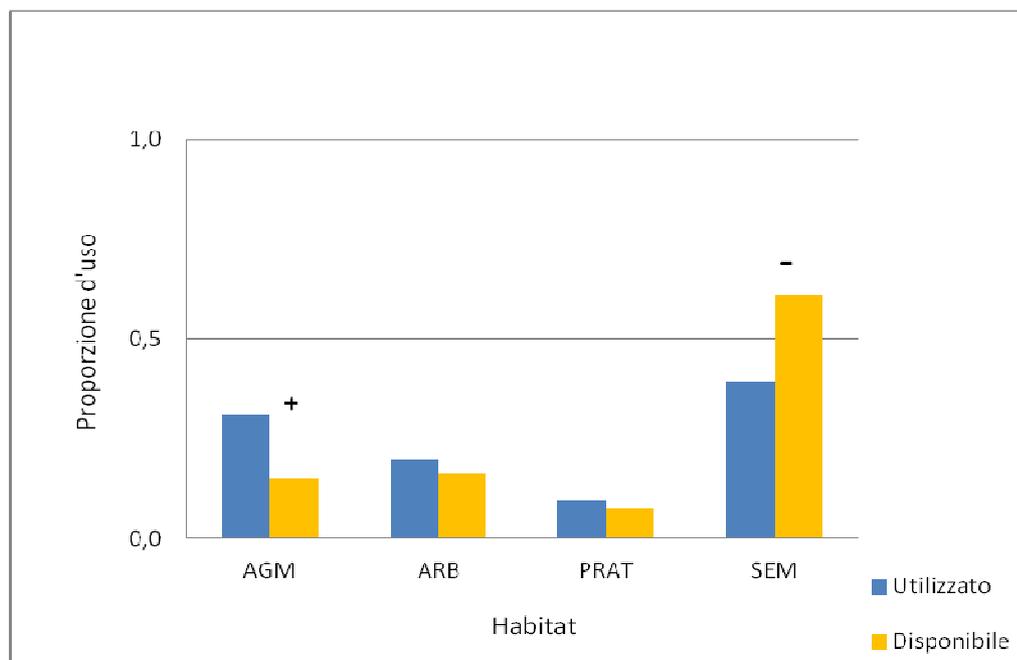


Figura 21. Preferenza dell’habitat di *P. kuhlii* nell’area di Ciminna. Abbreviazioni come in figura 20. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l’assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità.

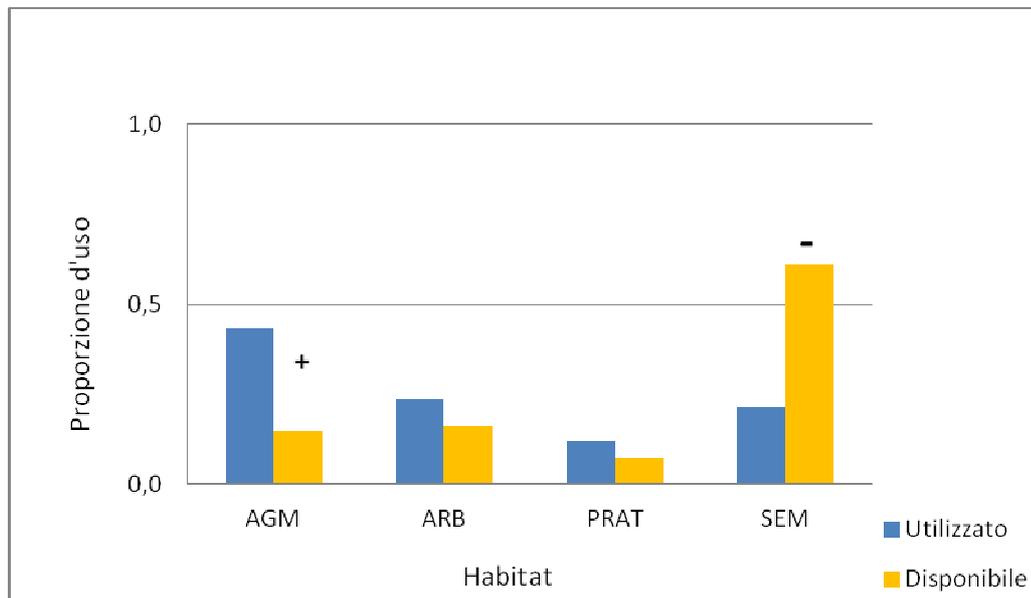


Figura 22. Preferenza dell'habitat di *P. pipistrellus* nell'area di Ciminna. Abbreviazioni come in figura 20. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità.

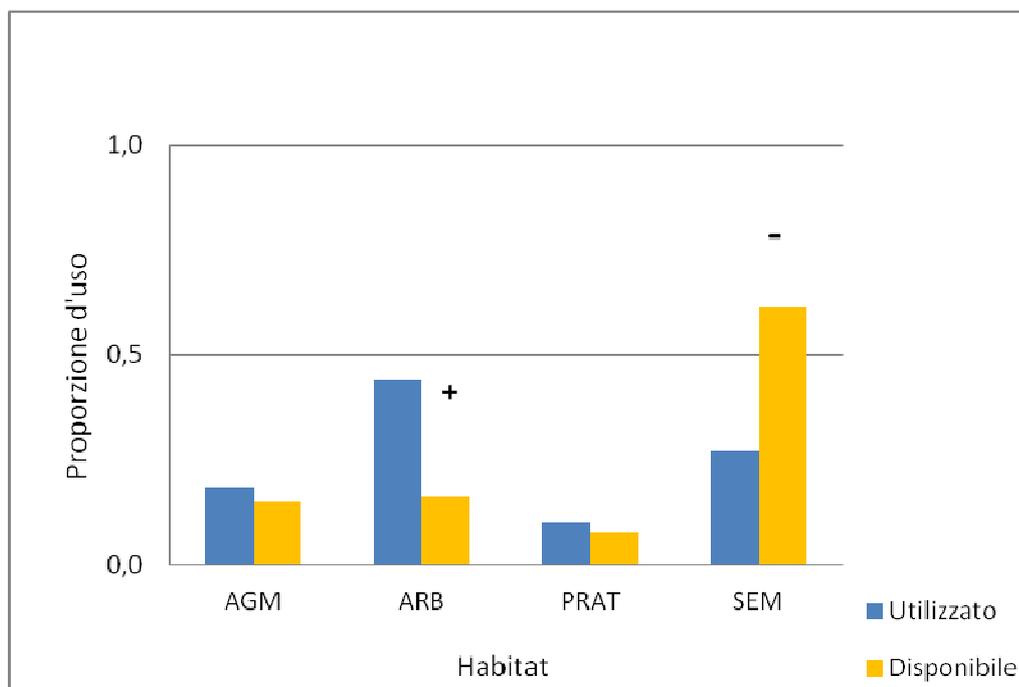


Figura 23. Preferenza dell'habitat di *H. savii* nell'area di Ciminna. Abbreviazioni come in figura 20. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità.

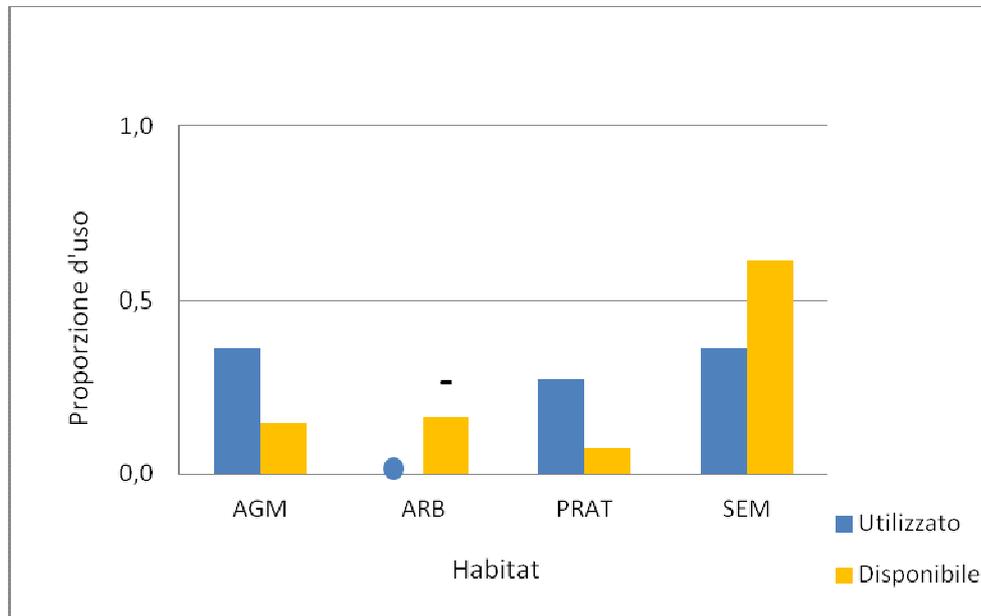


Figura 24. Preferenza dell'habitat di *T. teniotis* nell'area di Ciminna. Abbreviazioni come in figura 20. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità; il cerchio azzurro indica assenza di passaggi.

Area di studio 4: Corleone

In quest'area sono presenti 5 tipologie di uso del suolo, rispetto alle aree di Entella e Piana manca l'habitat "acque dolci". I test di omogeneità della varianza condotti per il numero di passaggi totali, rispetto alle tipologie ambientali, anche in questo caso sono risultati non statisticamente significativi (Fmax di Hartley = 1,861; C di Cochran = 0,375; χ^2 di Bartlett = 0,800; $p = 0,849$), quindi è stata applicata l'ANOVA. L'effetto globale della tipologia di habitat sull'attività totale della chiropterofauna è statisticamente significativo ($F_{(4,95)} =$



15,603; $p = 0,000$). Il test post hoc HSD di Tukey, con N campionario ineguale (Tab. 23) ha rivelato, attraverso il confronto a coppie, che l'attività presso l'habitat "seminativi" differisce statisticamente da quella in "arbusteti, garighe e macchie" e "prati aridi e steppe mediterranee".

Tabella 23. Risultato del test post hoc HSD di Tukey condotto sul logaritmo naturale del numero di passaggi, per habitat nell'area di Corleone. I valori in grassetto mostrano le coppie di habitat che differiscono significativamente tra loro.

	AGM	PRAT	RIM	SEM
AGM				
PRAT	0.999			
RIM	0.118	0.129		
SEM	0.000	0.002	0.888	
VIGN	0.079	0.083	0.752	0.963

Nell'area di Corleone le specie non sono distribuite in maniera casuale tra le diverse categorie di habitat di foraggiamento ($\chi^2_{(4)} = 358.046$, $p < 0.01$ per tutte le specie insieme; $\chi^2_{(4)} = 212.632$, $p < 0.01$ per *H. savii*; $\chi^2_{(4)} = 94.868$, $p < 0.01$ per *P. kuhlij*; $\chi^2_{(4)} = 68.643$, $p < 0.01$ per *P. pipistrellus*; $\chi^2_{(4)} = 11.332$, $p < 0.05$ per *T. teniotis*). La comunità di chiroteri ha selezionato positivamente due categorie di habitat, "arbusteti, garighe e macchie" e "prati aridi e steppe mediterranee" ed evitato la categoria "seminativi" e i "vigneti" in particolare in



quanto nelle stazioni effettuate presso questo habitat non è stato registrato alcun passaggio (Fig. 25).

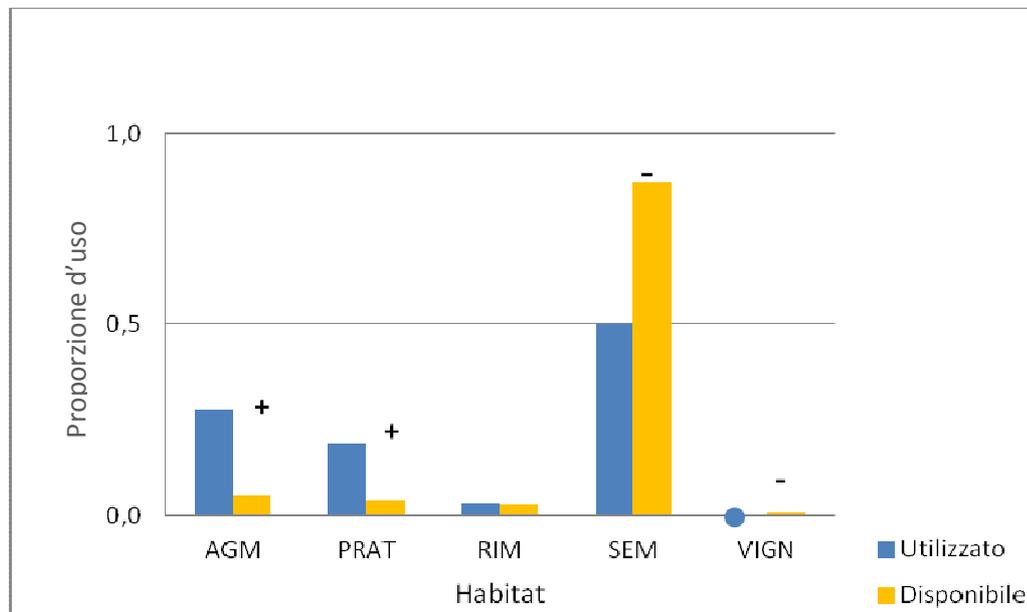


Figura 25. Preferenza dell'habitat della comunità di chirotteri nell'area di Corleone. AGM = Arbusteti, garighe e macchie; PRAT = prati aridi e steppe mediterranee; RIM = Rimboschimenti a conifere ed eucaliptus; SEM = Seminativi intensivi ed estensivi e sistemi agricoli complessi; VIGN = vigneti. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità; il cerchio azzurro indica assenza di passaggi.

H. savii ha mostrato le stesse preferenze di habitat della comunità (Fig. 26); *P. kuhlii* e *P. pipistrellus* hanno nettamente preferito l'habitat "arbusteti, garighe e macchie" ed evitato i "seminativi" e i vigneti in particolare (Fig. 27; Fig. 28). Infine *T. teniotis*, la quarta specie che compone la comunità di chirotteri di Corleone, non ha mostrato nessuna chiara preferenza per alcun



habitat, ma ha nettamente evitato i “rimboschimenti” oltre che i vigneti (Fig. 29).

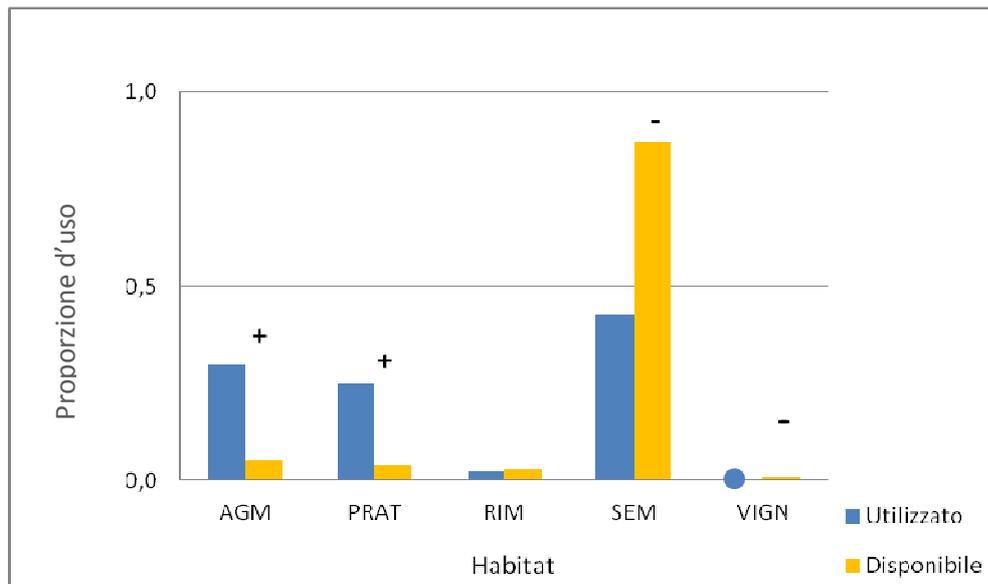


Figura 26. Preferenza dell’habitat di *H. savii* nell’area di Corleone. Abbreviazioni come in figura 25. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l’assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità; il cerchio azzurro indica assenza di passaggi.

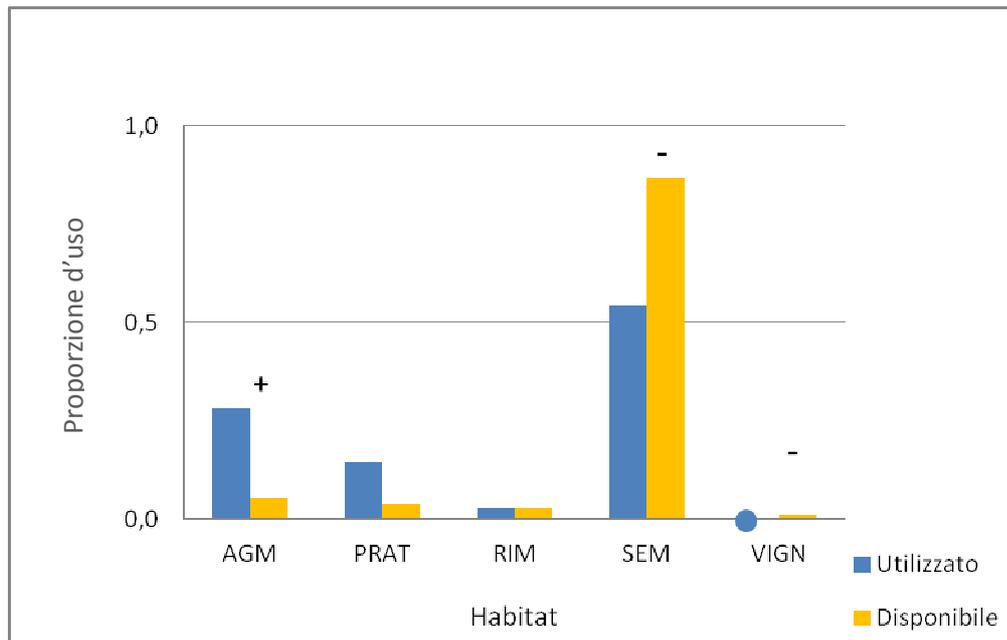


Figura 27. Preferenza dell'habitat di *P. kuhlii* nell'area di Corleone. Abbreviazioni come in figura 25. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità; il cerchio azzurro indica assenza di passaggi.

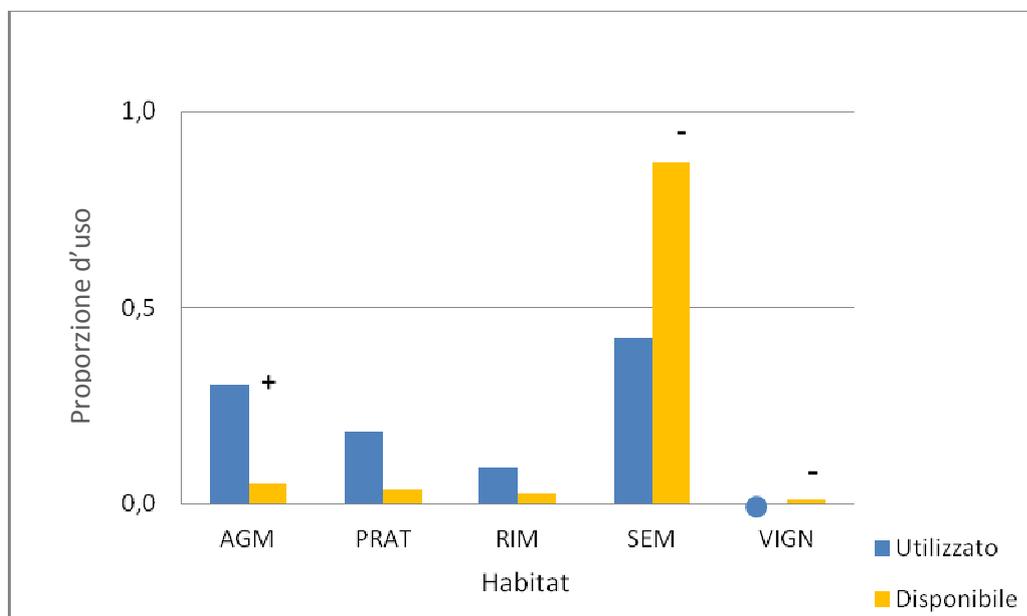


Figura 28. Preferenza dell'habitat di *P. pipistrellus* nell'area di Corleone. Abbreviazioni come in figura 25. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità; il cerchio azzurro indica assenza di passaggi.

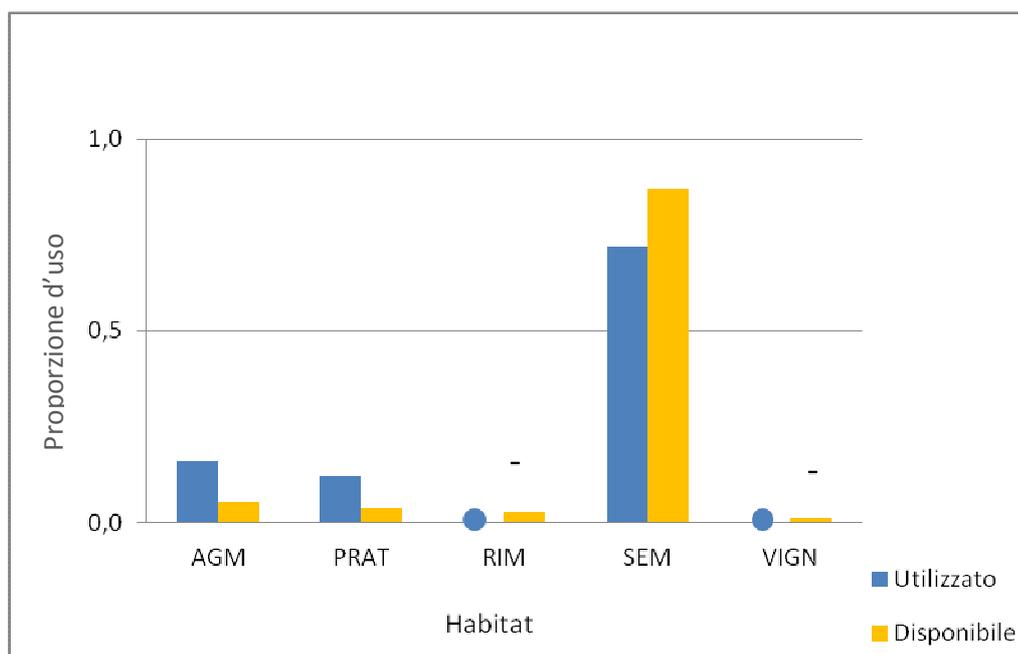


Figura 29. Preferenza dell'habitat di *T. teniotis* nell'area di Corleone. Abbreviazioni come in figura 25. Il segno (+) indica una scelta positiva, il simbolo (-) indica gli habitat evitati, l'assenza di segni indica un utilizzo in relazione alla disponibilità; il cerchio azzurro indica assenza di passaggi.



2.2.6 L'entomofauna aerea e i chiroterri delle aree di studio

Area di studio 1: Entella

Ad Entella, nei 18 siti di campionamento dell'entomofauna (3 siti per ciascuna delle 6 tipologie di habitat) sono stati catturati 797 insetti appartenenti a 8 ordini. Ditteri, Lepidotteri e Imenotteri sono stati quelli più rappresentati, questi insieme costituiscono più del 90% del totale (Tab. 24).

Tabella 24. Percentuale sul totale degli ordini di insetti catturati nell'area di Entella.

ORDINE	% sul tot
DITTERI	51,44
LEPIDOTTERI	28,48
IMENOTTERI	12,17
COLEOTTERI	3,89
OMOTTERI	1,13
PLANIPENNIA/NEUROTERI	1,76
ARACNIDI	0,75
MANTOIDEA	0,38
Totale	100

In totale nell'area sono stati registrati i segnali di cattura di 322 chiroterri appartenenti a 10 specie. La maggiore percentuale di *feeding buzz* (54%) si è registrata presso l'habitat acque dolci (Tab. 25).



Tabella 25. Biomassa trofica catturata e percentuale di *feeding buzz* dei chiroterri presso gli habitat presenti nell'area di Entella. ACD = Acque dolci; AGM = Arbusteti, garighe e macchie; RIM = Rimboschimenti artificiali a conifere ed eucaliptus; PRAT = Prati aridi e steppe mediterranee; SEM = Seminativi intensivi, estensivi e sistemi agricoli complessi; VIGN = Vigneti.

HABITAT	Biomassa trofica (mg)	% chiroterri
ACD	2299,0	54,35
AGM	236,2	19,57
PRAT	123,4	12,11
RIM	94,6	9,63
SEM	50,1	1,86
VIGN	88,2	2,48
Totale	2891,5	100,00

Il numero di chiroterri e il numero di specie registrati presso i siti di cattura dell'entomofauna sono risultati essere correlati positivamente alla biomassa in peso dell'entomofauna, al numero di insetti e al numero di ordini di insetti (Tab. 26). Tutti i rapporti di correlazione sono risultati statisticamente significativi (Tab. 26).

Tabella 26. Coefficiente di correlazione di Pearson (r) tra il numero di specie e il numero di individui di chiroterri con la biomassa trofica, il numero di insetti e il numero di ordini di insetti nell'area di Entella.

	Biomassa trofica (mg)		N insetti		N ordini insetti	
	r	p	r	p	r	p
N specie chiroterri	0,721	0,000	0,598	0,000	0,606	0,000
N individui chiroterri	0,900	0,000	0,744	0,000	0,668	0,000



Area di studio 2: Piana

Nei 18 siti di campionamento dell'entomofauna (3 siti per ciascuna delle 6 tipologie di habitat) nell'area di Piana sono stati catturati 518 insetti appartenenti a 6 ordini. Anche in questo caso gli ordini più rappresentati sono stati: Ditteri, Lepidotteri e Imenotteri che insieme costituiscono più del 95% dell'entomofauna catturata (Tab. 27).

Nei siti di raccolta dell'entomofauna sono stati registrati i segnali di cattura (*feeding buzz*) di 128 chiropteri e identificati come appartenenti a 7 specie in totale. Il maggior numero di *feeding buzz* si è registrato presso l'habitat acque dolci (Tab. 28).

Tabella 27. Percentuale sul totale degli ordini di insetti catturati nell'area di Piana.

ORDINE	% sul tot
DITTERI	44,79
LEPIDOTTERI	34,94
IMENOTTERI	15,44
COLEOTTERI	1,54
OMOTTERI	0,77
PLANIPENNIA/NEUROTERI	2,12
ARACNIDI	-
MANTOIDEA	0,39
Totale	100,00



Tabella 28. Biomassa trofica catturata presso gli habitat presenti nell'area di Piana. (Abbreviazioni come in tabella 24).

HABITAT	Biomassa trofica (mg)	% chiroterri
ACD	794,6	46,09
AGM	233,6	16,41
PRAT	106,4	13,28
RIM	128,2	10,16
SEM	114,7	4,69
VIGN	7,9	9,38
Totale	1385,4	100,00

Il numero e le specie di chiroterri registrati presso i siti di cattura dell'entomofauna sono risultati essere correlati positivamente alla biomassa in peso dell'entomofauna, al numero di insetti e al numero di ordini di insetti (Tab. 29).

Tabella 29. Coefficiente di correlazione di Pearson (r) del numero di specie e il numero di individui di chiroterri con la biomassa trofica, il numero di insetti e il numero di ordini di insetti nell'area di Piana.

	Biomassa trofica in peso (mg)		N insetti		N ordini insetti	
	r	p	r	p	r	p
N specie chiroterri	0,807	0,000	0,873	0,000	0,736	0,000
N individui chiroterri	0,615	0,007	0,748	0,000	0,553	0,017



Area di studio 3: Ciminna

In quest'area i campioni dell'entomofauna sono stati raccolti in 12 siti, corrispondenti a 3 repliche per le 4 tipologie di habitat presenti. I campioni contenevano in totale 87 insetti, identificati come appartenenti a 6 ordini. Quasi la metà del totale era rappresentato da Ditteri, seguiti dai Lepidotteri (Tab. 30).

Tabella 30. Percentuale sul totale degli ordini di insetti catturati nell'area di Ciminna.

ORDINE	% sul tot
DITTERI	48,3
LEPIDOTTERI	32,2
IMENOTTERI	9,2
COLEOTTERI	5,7
OMOTTERI	3,4
PLANIPENNIA/NEUROTERI	-
ARACNIDI	1,1
MANTOIDEA	-
Totale	100,00

Nei 12 siti totali sono stati registrati 86 segnali di cattura (*feeding buzz*) la maggior parte dei quali all'interno dell'habitat "arbusteti, garighe e macchie" (Tab. 31).



Tabella 31. Biomassa trofica catturata e percentuale del numero di *feeding buzz* dei chiroterri presso gli habitat presenti nell'area di Ciminna. AGM = Arbusteti, garighe e macchie; ARB = arboreti produttivi; PRAT = prati aridi e steppe mediterranee; SEM = Seminativi intensivi, estensivi e sistemi agricoli complessi.

HABITAT	Biomassa trofica (mg)	% chiroterri
AGM	63,1	36,90
ARB	33,5	26,19
PRAT	23,1	23,81
SEM	9,5	13,10
Totale	129,2	100,00

Tabella 32. Coefficiente di correlazione di Pearson (*r*) del numero di specie e il numero di individui di chiroterri con la biomassa trofica, il numero di insetti e il numero di ordini di insetti nell'area di Ciminna.

	Biomassa trofica in peso (mg)		N insetti		N ordini insetti	
	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
N specie chiroterri	0,150	0,642	0,222	0,488	0,250	0,433
N individui chiroterri	0,537	0,072	0,565	0,055	0,344	0,273

Le correlazioni per il numero e le specie di chiroterri sono risultate positive tuttavia non sono significative in relazione alla biomassa trofica in peso, al numero di insetti catturati e al numero di ordini di insetti (Tab. 32).



Area di studio 4: Corleone

I campioni dell'entomofauna nei 15 siti di raccolta (3 repliche per le 5 tipologie di habitat presenti) contenevano in totale 135 insetti, identificati come appartenenti a 8 ordini. Quasi la metà del totale era rappresentato da Ditteri, seguiti dai Lepidotteri (Tab. 33).

Tabella 33. Percentuale sul totale degli ordini di insetti catturati nell'area di Corleone.

ORDINE	% sul tot
DITTERI	46,7
LEPIDOTTERI	20,7
IMENOTTERI	9,6
COLEOTTERI	8,9
OMOTTERI	5,2
PLANIPENNIA/NEUROTERI	5,2
ARACNIDI	3,0
MANTOIDEA	0,7
Totale	100,00

Come si vede in tabella 34, anche nell'area di Corleone la biomassa trofica e la percentuale di *feeding buzz* risultano essere maggiori presso l'habitat "arbusteti, garighe e macchie".



Tabella 34. Biomassa trofica catturata e percentuale del numero di *feeding buzz* dei chiroterri presso gli habitat presenti nell'area di Corleone. (Abbreviazioni come in tabella 24).

HABITAT	Biomassa trofica (mg)	% chiroterri
AGM	246,2	44,30
PRAT	54,6	36,71
RIM	29,3	8,86
SEM	43,6	10,13
VIGN	99,7	0,00
Totale	473,4	100,00

Si è evidenziata una correlazione positiva e significativa soltanto per il numero di chiroterri in rapporto al numero di insetti; mentre tra il numero di chiroterri e la biomassa trofica in peso e il numero di ordini di insetti non si è raggiunta la soglia di significatività (Tab. 35). Inoltre, il numero di specie di chiroterri è risultato essere correlato positivamente con la biomassa trofica in peso, con il numero di insetti e con gli ordini di insetti ma senza raggiungere la soglia di significatività (Tab. 35).

Tabella 35. Coefficiente di correlazione di Pearson (*r*) del numero di specie e il numero di individui di chiroterri con la biomassa trofica, il numero di insetti e il numero di ordini di insetti nell'area di Corleone.

	Biomassa trofica in peso (mg)		N insetti		N ordini insetti	
	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
N specie chiroterri	0,220	0,431	0,457	0,087	0,154	0,584
N individui chiroterri	0,263	0,343	0,610	0,016	0,099	0,724



Per analizzare in modo sintetico l'importanza delle quantità di insetti campionate sulle ricchezze specifiche ed abbondanze dei chiroterri è stata applicata un'ANOVA ai dati cumulati delle 4 aree di studio. Il numero di individui e di specie di chiroterri censiti contemporaneamente all'attività delle trappole Malaise sono stati considerati come variabili dipendenti, mentre la biomassa in peso, il numero di insetti ed il numero di ordini di insetti catturati sono stati considerati come variabili predittive.

Nella tabella 36 si vede come la biomassa degli insetti catturati sia l'unica variabile predittiva del numero di individui e del numero di specie di chiroterri.

Tabella 36. Risultati dell'ANOVA sui dati del numero di chiroterri e dell'entomofauna aerea cumulati nelle 4 aree di studio.

Effetto	N chiroterri		N specie chiroterri	
	t	p	t	p
Intercetta	7,404	0,000	4,102	0,001
Biomassa in peso	3,512	0,000	12,057	0,002
N insetti	Pooled			
N ordini insetti	Pooled			

In particolare, la biomassa degli insetti catturati dalle Malaise predice il numero di chiroterri ($R^2_{adj} = 0,878$; $F = 145,382$; $p = 0,000$) in maniera migliore (coefficiente di determinazione, R^2_{adj} più grande) di quanto non faccia il numero di specie di chiroterri ($R^2_{adj} = 0,362$; $F = 12,335$; $p = 0,002$).



DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Ben pochi sono gli studi sulla chiroterofauna siciliana e per la maggior parte si tratta di segnalazioni sporadiche di presenza di specie (cfr. Agnelli *et al.*, 2008).

Questa ricerca ha avuto per oggetto la composizione quali-quantitativa delle comunità di chiroteri in un agroecosistema siciliano, con particolare attenzione all'influenza della presenza di un habitat d'acqua dolce.

Durante la ricerca, nelle 4 aree di indagine, sono state rintracciate 12 specie di chiroteri, con un totale di 1643 registrazioni di individui in foraggiamento, rilevando anche specie interessanti dal punto di visto conservazionistico, come i Rinolofidi. Ulteriori ricerche potrebbero far aumentare il numero delle specie presenti nelle aree in questione, poiché in questa fase non è stato possibile ancora discriminare tra le specie sorelle *Myotis myotis* e *M. blythii* e tra *M. capaccinii* e *M. daubentonii*.

Le specie più abbondanti nel complesso delle 4 aree sono state *H. savii*, *P. kuhlii* e *P. pipistrellus*, specie generaliste che si ritrovano anche all'interno di ciascuna area con la maggiore percentuale di dominanza e costanza (Tab. 11). Il serotino (*E. serotinus*) e il molosso (*T. teniotis*) sono mediamente



rappresentate; mentre il miniottero (*M. schreibersii*), le specie del genere *Myotis* e i Rinolofidi sono presenti con percentuali molto basse, e alcune di esse sono state contattate unicamente nell'area di Entella (Tab. 11).

Come già trattato nell'introduzione di questo lavoro, la diversità delle comunità di chiroteri a livello di paesaggio è influenzata, oltre che dai fattori climatici e topografici, dalla struttura del paesaggio (Humes *et al.*, 1999; Patriquin & Barclay, 2003), dai cambiamenti dell'uso del suolo indotti dalle attività umane (Gehrt & Chelsvig, 2003, 2004; Dunchamp *et al.*, 2004; Owen *et al.*, 2004; Sparks *et al.*, 2005) e dalla disponibilità di risorse (Kunz & Lumdsen, 2003). Mentre, la disponibilità di acqua sarebbe uno dei principali fattori causali della bassa ricchezza specifica in ambienti di macchia mediterranea (Russo & Jones, 2003). A questo proposito, Di Salvo *et al.* (2009) avevano ipotizzato un effetto dei corpi d'acqua dolce positivo sulla ricchezza specifica e abbondanza dei chiroteri, analizzando però un'unica area campione.

Pertanto, la tesi di fondo della ricerca di dottorato era stata quella di verificare su un sistema più ampio (2 aree con habitat lacustri vs 2 aree senza habitat lacustri) l'ipotesi di un "effetto-lago" sulla ricchezza specifica ed abbondanza dei chiroteri mediterranei. I risultati ottenuti permettono di confermare tale "effetto-lago": la presenza di un habitat d'acqua dolce



influenza positivamente la ricchezza specifica e l'abbondanza della chiroterofauna.



Figura 32. Principali biotopi di Entella, alle spalle del lago artificiale 'Garcia' si riconoscono le distese gialle dei seminativi e il verde intenso degli impianti a vigneto.

Nelle aree in cui è presente un habitat d'acqua dolce, seppur artificiale, ossia Entella e Piana, l'abbondanza quantitativa della chiroterofauna è maggiore, rappresentata da un maggior numero di passaggi registrati e un maggior numero di specie presenti, rispetto alle altre due aree di studio (Ciminna e Corleone) dove non c'è un lago (Tab. 15).



Gli habitat acquatici sono da sempre stati oggetto di studio soprattutto in relazione alle specie di uccelli, nidificanti di passo o svernanti; che vi trovano siti idonei durante il periodo di nidificazione o siti di tappa e rifugio durante la migrazione e lo svernamento. I risultati del presente lavoro sottolineano che gli ambienti lacustri, anche se artificiali, possono rivelarsi un habitat fondamentale per la diversità della chiropterofauna e rappresenterebbero quindi un punto focale per la sua conservazione in ambienti mediterranei caratterizzati da scarsità di acqua.

Le preferenze dell'habitat da parte di ogni singola comunità di chiroteri nelle 4 aree campione, confermano che, laddove è presente, l'habitat d'acqua dolce è selezionato positivamente (Fig. 11 e 17). Nelle aree in cui esso manca, (Ciminna e Corleone), le varie specie di chiroteri hanno mostrato preferenza per habitat con una maggiore percentuale di vegetazione spontanea: ossia "arbusteti garighe e macchie", "arboreti produttivi" e "prati aridi e steppe mediterranee" (Fig. 21 e 26).



Figura 33. Area di gariga ad *Ampelodesma mauretanicum* di Ciminna.

Al contrario, per tutte e quattro le comunità si riscontra una selezione negativa dei seminativi e dei vigneti, cioè degli usi del suolo agricolo con le tendenze maggiori verso la monocoltura, e dove sono effettuate diverse forme di trattamento chimico (erbicidi, fungicidi, insetticidi, ecc). In particolare, i seminativi, notevolmente rappresentati all'interno delle 4 aree di studio, sostengono una bassa ricchezza della chiropterofauna, in media $1,55 \pm 0,64$ specie e $1,67 \pm 1,93$ passaggi. Nei vigneti, dove la ricchezza ($1,54 \pm 0,45$) ed il numero di passaggi ($1,50 \pm 1,82$) sono ancora inferiori, si è registrata un'attività molto bassa e in alcuni casi nessun passaggio di chiropteri in foraggiamento (cfr. Tabb. 16 e 18).



Figura 34. Vigneto e seminativo nell'area di Corleone.

Queste preferenze di habitat di foraggiamento sono legate alla disponibilità trofica - espressa come numero di insetti, numero di ordini di insetti e biomassa (in mg) - che risulta correlata positivamente al numero di individui e specie di chiropteri. Infatti, mentre l'habitat lacustre sostiene la maggiore biomassa trofica, i seminativi e i vigneti sono i più poveri (cfr. Tab. 25; 28; 31 e 34).

Naturalmente le singole specie hanno esigenze differenti e le preferenze dell'habitat da parte di ognuna di esse ci aiutano a far luce sul legame tra le specie, gli habitat e la biomassa trofica presente e a sostenere l'importanza dell'eterogeneità ambientale nell'agro-ecosistema. Nelle aree di studio di Entella e Piana le specie maggiormente rappresentate, ossia *H. savii*, *P. kuhlii* e



P. pipistrellus dominano le comunità caratterizzando il pattern di attività delle singole aree e preferendo l'habitat "acque dolci" ma evitando i seminativi e i vigneti.

È interessante sottolineare cosa succede a queste specie quando manca l'habitat acque dolci. Nell'area di Ciminna, *H. savii* ha continuato ad evitare i seminativi e mostrato preferenze per l'habitat "arboreti produttivi", mentre a Corleone ha mostrato preferenza per le tipologie ambientali "arbusteti garighe e macchie" e "prati aridi". Al contrario, *P. kuhlii* e *P. pipistrellus* presentano lo stesso pattern di preferenza sia a Ciminna sia a Corleone, selezionando positivamente l'habitat di gariga ed evitando seminativi e vigneti. Ciò permette di evidenziare, in mancanza dell'habitat lacustre, una tendenza complessiva delle specie dominanti la comunità verso la selezione di habitat naturali rispetto a quelli più antropizzati, seppur con risposte specie-specifiche.

Per quanto riguarda le preferenze delle singole specie: anche il gruppo dei *Myotis* ha preferito l'habitat d'acqua dolce, ma una certa percentuale di passaggi si è rinvenuta anche in "garighe e macchie" e in "prati aridi e steppe mediterranee". Poiché il gruppo dei *Myotis* è costituito da specie che tra loro hanno abitudini alimentari differenti, si possono fare solo alcune considerazioni generali: la preferenza mostrata dall'intero gruppo potrebbe essere attribuita a



M. daubentonii e/o *M. capaccinii* più legate all'acqua; mentre i passaggi registrati negli altri due habitat possono attribuirsi in misura maggiore a *M. myotis* e *M. blythii*. Queste ultime due specie, infatti, foraggiano in ambienti di prateria, steppa o simili, dove realizzano una segregazione ambientale molto specifica: *M. myotis* predilige aree con suolo povero o privo di vegetazione, mentre *M. blythii* foraggia in aree in cui è presente una rigogliosa vegetazione erbacea (Arlettaz, 1996).

I risultati per il miniottero (*M. schreibersii*) confermano il già noto legame di questa specie con gli habitat acquatici; nei quali si rinviene molto frequentemente sia perché vi caccia sia perché usa la vegetazione riparia come guida da seguire negli spostamenti (Sierra-Cobo *et al.*, 2000).

Il miniottero così come *M. capaccini/daubentonii* e *M. emarginatus*, più o meno strettamente legati all'acqua, sono stati riscontrati unicamente ad Entella e mancano nella seconda area lacustre di Piana. È probabile dunque che la grande ricchezza specifica di Entella sia dovuta, non solo alla presenza dell'ambiente d'acqua dolce, ma anche ad altri fattori concomitanti. Quello più importante è indubbiamente la grande disponibilità di rifugi idonei, rappresentati da cavità e anfratti rocciosi, che si ritrovano unicamente nell'area di Entella. Questa disponibilità è stata stimata indirettamente dai censimenti



presso gli anfratti rocciosi che hanno permesso di contattare 9 specie (tra le quali proprio il miniottero e le specie appartenenti ai generi *Myotis* e *Rhinolophus*) (cfr. Tab. 4). Del resto l'area, diversamente da Piana o dalle altre, è un SIC ed una riserva proprio per il sistema carsico esclusivo nel panorama delle aree protette siciliane.

Le analisi di preferenza di *T. teniotis* sono state condotte solo per i dati relativi alle aree di Ciminna e Corleone, dove la specie è risultata più abbondante del limite del 5%. Questa specie che è solita foraggiare a notevoli altezze dal suolo e predilige gli spazi aperti, è difficile da censire e pertanto nelle altre due aree i contatti sono stati poco frequenti. *T. teniotis* tende comunque ad evitare i "rimboschimenti" e "vigneti" a Corleone e gli "arboreti produttivi" a Ciminna, utilizzando in relazione alla disponibilità le altre tipologie ambientali presenti.

Oltre all'ambiente lacustre, il cui ruolo è stato ampiamente discusso e stigmatizzato come 'effetto-lago', dalla ricerca si evince un altro aspetto interessante e cioè come alcune specie di chiroteri siano legate agli habitat meno soggetti all'azione dell'uomo e con maggiore presenza di vegetazione spontanea, che nel caso delle aree campione scelte sono le praterie, le garighe e le macchie.



In conclusione, la contemporanea presenza di più elementi tipici del paesaggio arido mediterraneo è determinante per sostenere comunità più diversificate: un habitat d'acqua dolce con la sua più alta biomassa trofica, la disponibilità di diversi biotopi naturali o poco modificati dall'uomo come habitat di foraggiamento aggiuntivo, nonché la disponibilità di siti di rifugio idonei come il complesso carsico di Entella. Da qui, la necessità del mantenimento dell'eterogeneità ambientale nell'agro-ecosistema per poter favorire la presenza di un'elevata biodiversità, come è già stato indicato da vari autori (cfr. Benton *et al.*, 2003) e specificatamente per i chiroterri da Russo & Jones (2003).

Più specificamente, gli ambienti con vegetazione ripariale, andrebbero preservati in quanto mitigano l'effetto del vento sugli ambienti di foraggiamento e ne migliorano la qualità, favorendo la presenza di insetti preda. Al contempo sarebbe opportuno favorire il mantenimento di tutti gli elementi di discontinuità ed eterogeneità ambientale presenti in un determinato mosaico, come parcelle di incolti, garighe, macchie, oppure boschetti isolati, filari di alberi e siepi. Questi elementi, risultano fondamentali per la caccia di diverse specie; e in particole filari e siepi sono importanti per la connessione tra ambienti diversi e come vie da seguire durante gli spostamenti



(Limpens *et al.*, 1989; Limpens & Kapteyn, 1991; Verboom & Huitema, 1997; Verboom, 1998; Sierra-Cobo *et al.*, 2000).



Figura 35. Lago di Piana degli Albanesi

L'ambiente lacustre, anche formato da una diga artificiale, andrebbe attentamente gestito e mantenuto o riportato in condizioni di naturalità per evitare tutte le minacce dell'inquinamento, in particolare dell'eutrofizzazione, soprattutto nei periodi di magra o di massimo prelievo dell'acqua per scopi irrigui, e dall'alterazione e distruzione della vegetazione ripariale. Le influenze dell'eutrofizzazione delle acque sulla comunità di chiroteri sono ancora poco chiare (Racey, 1998); di contro gli effetti della degradazione degli habitat ripariali risultano indubbiamente negativi: l'abbondanza delle popolazioni di



insetti diminuisce e si ripercuote negativamente sulla diversità della chiroterofauna.

Altro fattore che emerge dalla ricerca, che andrebbe attentamente valutato in vista della conservazione della chiroterofauna, è l'importanza del mosaico vegetazionale. Di conseguenza la trasformazione pressoché totale del paesaggio agricolo, in monocultura viti-vinicola, in atto negli ultimi anni in vaste aree rurali della Sicilia, andrebbe attentamente valutata per i suoi risvolti negativi sulla chiroterofauna e sulla biodiversità in genere.



BIBLIOGRAFIA

- Agnelli P., Martinoli A., Petriarca E., Russo D., Scaravelli D., Genovesi P., 2004. Linee guida per il monitoraggio dei Chiroteri: indicazioni metodologiche per lo studio e la conservazione dei pipistrelli in Italia. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "Alessandro Ghigi", Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Quaderni di Conservazione della Natura n° 19.
- Agnelli P., Di Salvo I., Russo D., Sarà M., 2008. Chiroterofauna della Sicilia. In AA.VV. – *Atlante della Biodiversità della Sicilia: Vertebrati terrestri*. Studi e Ricerche, 6. Palermo: Arpa Sicilia.
- Ahlén I., 1981. Identification of Scandinavian bats by their sounds. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Report 6, Uppsala. In: Denzinger A., Siemers B. M., Schaub A., Schnitzler H. U., 2001. Echolocation by the barbastelle bat, *Barbastella barbastellus*. *J. Comp. Physiol.*, A 187: 521-528.
- Ahlén I., 1990. Identification of bats in flight. Stoccolma, Swedish Society for Conservation of Nature and the Swedish Youth Association for Environmental Studies and Conservation.
- Aihartza J.R., Goiti U., Almenar D., Garin I., 2003. Evidences of piscivory by *Myotis capaccinii* (Bonaparte, 1837) in Southern Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica*, 5 (2): 193-198.
- Aldridge H.D.J.N., Rautenbach I.L., 1987. Morphology, echolocation and resource partitioning in insectivorous bats. *The Journal of Animal Ecology*, 56: 763-778.



-
- Allen A.P., Brown J.H., Gillooly J.F., 2002. Global biodiversity, biochemical kinetics, and the energetic-equivalence rule. *Science*, 297: 1545–1548.
- Altringham J.D., 1996. *Bat: biology and behaviour*. Oxford University Press Inc., Oxford.
- Arlettaz R., 1996. Feeding behaviour and foraging strategy of free-living mouse-eared bats (*Myotis myotis* and *Myotis blythii*). *Anim. Behav.*, 51: 1-11.
- Barbera G., Cullotta S., La Mantia T., 2005. I paesaggi dell'arboricoltura da frutto tradizionale: complessità sistemica e multifunzionalità. In: Barbera G., Cullotta S., 2009. Classificare i paesaggi culturali tradizionali: Criteri metodologici e applicazione. Atti del terzo congresso nazionale di selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Barbera G., Cullotta S., 2009. Classificare i paesaggi culturali tradizionali: Criteri metodologici e applicazione. Atti del terzo congresso nazionale di selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Barlow K.E., Jones G., 1997a. Function of pipistrelle social calls: field data and a playback experiment. *Anim. Behav.*, 53: 991-999.
- Barlow K.E., Jones G., 1997b. Differences in songflight calls and social calls between two phonic types of the vespertilionid bat *Pipistrellus pipistrellus*. *J. Zool.*, London, 241: 315-324.
- Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* vol.18, n° 4: 182-188.



-
- Bignal E.M., McCracken D.I., 1996. Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *J. Appl. Ecol.*, 33, 413–424.
- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S., 1998. *Libro Rosso degli Animali d'Italia*. Vertebrati. Roma: WWF Italia.
- Castella V., Ruedi M., Excoffier L., Ibanez C., Arlettaz R., Hausser J., 2000. Is the Gibraltar a barrier to gene flow for the bat *Myotis myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae)? *Molecular Ecology*, 9: 1761-1772.
- Chinery M., 1998. Guida degli insetti d'Europa. Ed. Franco Muzzio.
- Clark D. R., 1988. How sensitive are bats to insecticide? *Wildlife Society Bulletin*, 16: 399-403.
- Cullotta S., La Mantia T., Barbera G., 2000. *Descrizione e ruolo dei sistemi agroforestali in Sicilia*. Il Congresso Nazionale di Selvicoltura, Venezia, 4: 429-438.
- Denzinger A., Siemers B. M., Schaub A., Schnitzler H. U., 2001. Echolocation by the barbastelle bat, *Barbastella barbastellus*. *J. Comp. Physiol.*, A 187: 521-528.
- Di Salvo I., Russo D., Sarà M., 2009. Habitat preferences of bats in a rural area of Sicily determined by acoustic surveys. *Hystrix It. J. Mamm.* 20 (2): 137-146.
- Duchamp J.E., Sparks D.W., Whitaker J.O. Jr., 2004. Foraging-habitat selection by bats at an urban rural interface: comparison between a successful and less successful species. *Canadian Journal of Zoology*, 82: 1157–1164.



-
- Estrada A., Estrada-Coates R., Meritt D., 1993. Bat species richness and abundance in tropical rain forest fragments and in agricultural habitat at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography*, 16: 309–318.
- Everette A.L., O'Shea T.J., Ellison L.E., Stone L.A., McCance J.L., 2001. Bat use of a high-plains urban wildlife refuge. *Wildl Soc Bull*, 29: 967–973.
- Fenton M. B., 1990. The foraging behavior and ecology of animal-eating bats. *Canadian Journal of Zoology*, 68: 411-422.
- Flowerdew J.R., 1997. Mammal biodiversity in agricultural habitats. In *Biodiversity and Conservation in Agriculture* (Kirkwood R.C., ed.): 25–40. British Crop Protection Council.
- Foley J. A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309: 570-574.
- Fuller R.J., Gregory R.D., Gibbons D.W., Marchant J.H., Wilson J.D., Baillie S.R., Carter N., 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conserv. Biol.*, 9: 1425-1441.
- Gehrt S.D., Chelsvig J.E., 2003. Bat activity in an urban landscape: patterns at the landscape and microhabitat scale. *Ecol. Appl.*, 13: 939-950.
- Gehrt S.D., Chelsvig J.E., 2004. Species-specific patterns of bat activity in an urban landscape. *Ecol. Appl.*, 14: 625-635.



-
- Grandi, G., 1966. Istituzioni di entomologia generale. Ed. Calderini, Bologna.
- Green B., Vos W., 2001. Threatened landscapes, conserving cultural environments. Spon Press, London.
- Griffin D. R., Thompson D., 1982. High altitude echolocation of insects by bats. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10: 303-306.
- Grindal S.D., Brigham R.M., 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. *Ecoscience*, 6: 25–34.
- Humes M.L., Hayes J.P., Collopy M.W., 1999. Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in western Oregon. *J. Wildlife Manage.*, 63: 553–561.
- Ibáñez C., Juste J., Garcia-Mударra J. L., Agirre-Mendi P. T., 2001. Bat predation on nocturnally migrating birds. *Proc. Nat. Acad. Sc.*, 98: 9700-9702.
- Il'in V. Yu, Smirnov D. G., Yanyaeva N. M, 2003. Effects of the Anthropogenic Factor on Bats (Chiroptera: Vespertilionidae) in the Volga Region *Russian Journal of Ecology*, Vol. 34, n° 2: 122–126. *Translated from Ekologiya*, 2: 134–139.
- IUCN, 2010. IUCN Red List of Threatened Species [online]. Versione 2010.4. Disponibile su www.iucnredlist.org.
- Isselstein J., 2003. Erhaltung und Förderung der Pflanzenartenvielfalt auf dem Grünland aus landwirtschaftlicher Sicht. *Nova Acta Leopold.*: 99-111. In Tscharrntke T., Klein A.M., Kruess A., Dewenter I.S., Thies C., 2005.



Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8: 857–874.

Johnson J.B., Gates J.E., Ford W.M., 2008. Distribution and activity of bats at local and landscape scales within a rural–urban gradient. *Urban Ecosyst.*, 11: 227– 242.

Jones G., Teeling E. C., 2006. The evolution of echolocation in bats. *Trends in Ecology and Evolution* vol. 21, n° 3.

Kalko E.K.V., Schnitzler H.U., 1993. Plasticity in echolocation signals of European pipistrelle bats in search flight: implications for habitat use and prey detection. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 33: 414-428.

Klingbeil B.T., Willig M.R., 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition in fragmented Amazonian rainforest. *J. Appl. Ecol.*, 46: 203–213. In: Mehr M., Brandlb R., Hothorn T., Dziockd F., Förstere B., Müller J., 2011. Land use is more important than climate for species richness and composition of bat assemblages on a regional scale. *Mammalian Biology*, 76: 451–460.

Kunz T.H., Lumsden L.F., 2003. Ecology of Cavity and Foliage Roosting Bats, pp. 3–89. In *Bat Ecology*. Kunz, T.H. and Fenton, M.B. (Eds.). The University of Chicago Press, Chicago.

Kusch J., Weber C., Idelberger S., Koob T., 2004. Foraging habitat preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western European low mountain range forest. *Folia Zoology*, 53: 113-128.

Lanza B., 1959. Chiroptera. Pp. 187-473 in: Toschi e Lanza (Eds.), *Fauna d'Italia*. IV. Mammalia. Bologna, Calderini.



-
- Limpens H.J.G.A., Helmer W., van Winden A., Mostert K., 1989. Bats (Chiroptera) and linear landscape elements. A review of our present knowledge of the importance of linear landscape elements to bats. *Lutra*, 32: 1–20.
- Limpens H.J.G.A., Kapteyn K., 1991. Bats, their behaviour and linear landscape elements. *Myotis*, 29: 39–48.
- Mason F., Cerretti P., Nardi G., Withmore D., Birtele D., Hardersen S., Gatti E., 2006. Aspects of biological diversity in the CONECOFOR plots. IV. The Invertebrate Biodiv pilot project. *Ann. Ist. Sper. Selv.*, vol. 30 Suppl. 2: 51-70.
- Mehr M., Brandlb R., Hothorn T., Dziock F., Förstere B., Müller J., 2011. Land use is more important than climate for species richness and composition of bat assemblages on a regional scale. *Mammalian Biology*, 76: 451-460.
- Meiner A., Georgi B., Petersen J.E., Uhel R., 2010. The European Environment State and outlook 2010. EEA, Copenhagen, Luxembourg.
- Menzel M. A., Carter T. C., Jablonski L. R., Mitchell B. L., Menzel J. M., Chapman B. R., 2001. Home-range size and habitat use of big brown bats (*Eptesicus fuscus*) in a maternity colony located on a rural-urban interface. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*, 117: 36–45.
- Minà-Palumbo F., 1868. Catalogo dei Mammiferi della Sicilia. *Ann. Agric. Sicil.*, 12 (2): 3-123 (Chiroterri: pp. 5-31).
- Mucedda M., Kiefer A., Pidinchdda E., Veith M., 2002. A new species of long-eared bat (Chiroptera: Vespertilionidae) from Sardinia (Italy). *Acta Chiropterologica* 4(2): 121-135.



-
- Nair P.K.R., 1993. *An Introduction to Agroforestry*. KluwerAcademic Publishers, The Netherlands. In Barbera G., Cullotta S., 2009. Classificare i paesaggi culturali tradizionali: Criteri metodologici e applicazione. Atti del terzo congresso nazionale di selvicoltura per il miglioramento e la conservazione dei boschi italiani. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Neuweiler G., 1984. Foraging, Echolocation & Audition in bats. *Naturwissenschaften*, 71: 446-455.
- Neuweiler G., 1989. Foraging ecology and audition in echolocating bats. *TREE*, 4: 160-166.
- Neuweiler G., 2003. Evolutionary aspects of bat echolocation. *J. Comp. Physiol. A*, 189: 245-256.
- Norberg U.M., Rayner J.M.V., 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia: Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Phil. Trans. R. Soc.*, London, 316 B: 335-427.
- Owen S.F., Menzel M.A., Ford W.M., Edwards J.W., Menzel J.M., Chapman B.R., Wood P.B., Miller K V., 2004. Bat activity in harvested and intact forest stands in the Allegheny Mountains. *North J Appl For*, 21: 154–159. In: Johnson J.B., Gates J.E., Ford W.M., 2008. Distribution and activity of bats at local and landscape scales within a rural–urban gradient. *Urban Ecosyst.*, 11: 227– 242.
- Patriquin K.J., Barclay R.M.R., 2003. Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest. *J. Appl. Ecol.* 40, 646–657.
- Racey P. R., Swift S.M., Rydell J., Brodie L., 1998. Bats and insects over two Scottish rivers with contrasting nitrate status. *Anim. Conserv.* 1: 195-202.



In: Russo D., Jones G., 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography* 26: 197-209.

Russo D., Jones G., 1999. The social calls of Kuhl's pipistrelles *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1819): structure and variation (Chiroptera: Vespertilionidae). *J. Zool.*, London, 249: 476-481.

Russo D., Jones G., 2000. The two cryptic species of *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae) occur in Italy: evidence from echolocation and social calls. *Mammalia*, 64: 187-197.

Russo D., Jones G., 2002. Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. *Journal of Zoology*, 258: 91-103.

Russo D., Jones G., 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography*, 26: 197-209.

Rydell J., 1992. Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. *Functional Ecology*, 6: 744-750.

Rydell J., Racey P.A., 1995. Street lamps and the feeding ecology of insectivorous bats. *Symposium of the Zoological Society of London*, 67: 291-307.

Scanlon A.T., Petit S., 2008. Biomass and biodiversity of nocturnal aerial insects in an Adelaide City park and implications for bats (Microchiroptera). *Urban Ecosist*, 11: 91-106.



-
- Schnitzler H.U., Kalko E., 2001. Echolocation by insect-eating bats. *Bioscience*, 51: 557-569.
- Schnitzler H.U., Moss C.F., Denzinger A., 2003. From spatial orientation to food acquisition in echolocating bats. *Trends Ecol. Evol.* 18, 386-394.
- Schuller G., Pollak G.D., 1979. Disproportionate frequency representation in the inferior colliculus of Doppler-compensating greater horseshoe bats: evidence for an acoustic fovea. *J. comp. Physiol.*, 132: 47-54.
- Selman P., 2009. Planning for landscape multifunctionality. *Sustain. Sci. Pract. Policy* Fall, vol. 5, issue 2. In: Meiner A., Georgi B., Petersen J.E., Uhel R., 2010. The European Environment State and outlook 2010. EEA, Copenhagen, Luxembourg.
- Shore R.F., Boyd I.L., Leach D.V., Stebbings R. E., Myhill D. G., 1990. Organochlorine residues in roof timber treatments and possible implications for bats. *Environmental Pollution*, 64: 179-188.
- Shore R.F., Myhill D. G., French M.C., Leach D.V., Stebbings R.E., 1991. Toxicity and tissue distribution of pentachlorophenol and permethrin in pipistrelle bats experimentally exposed to treated timber. *Environmental Pollution*, 73: 101-118.
- Sierra-Cobo J., Lopez-Roig M., Marqués-Bonet T., Lahuerta E., 2000. Rivers as possible landmarks in the orientation flight of *Miniopterus schreibersii*. *Acta Theriologica*, 45: 347–352.
- Sotherton N.W., Self M.J., 2000. Changes in plant and arthropod diversity on lowland farmland: an overview. In *The Ecology and Conservation of*



Lowland Farmland Birds (Aebischer, N.J. et al., eds): 26–35, British Ornithologists' Union.

Sparks D.W., Ritzi C.M., Duchamp J.E., Whitaker J.O. Jr., 2005. Foraging habitat of the Indiana bat (*Myotis sodalis*) at an urban–rural interface. *J Mammal*, 86: 713–718.

Stevens R.D., Willig M.R., 2002. Geographical ecology at the community level: perspectives on the diversity of New World bats. *Ecology*, 83: 545–560.

Stevens R.D., Cox S.B., Strauss R.E., Willig M.R., 2003. Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. *Ecol. Lett.*, 6: 1099–1108. In: Mehr M., Brandlb R., Hothornc T., Dziockd F., Förstere B., Müller J., 2011. Land use is more important than climate for species richness and composition of bat assemblages on a regional scale. *Mammalian Biology*, 76: 451–460.

Stevens R.D., Willig M.R., Strass R.E., 2006. Latitudinal gradients in the phenetic diversity of New World bat communities. *Oikos*, 112: 41–50. In: Mehr M., Brandlb R., Hothornc T., Dziockd F., Förstere B., Müller J., 2011. Land use is more important than climate for species richness and composition of bat assemblages on a regional scale. *Mammalian Biology*, 76: 451–460.

Swanepoel R.E., Racey P.A., Shore R.F., Speackman J.R., 1999. Energetic effects of sublethal exposure to lindane on pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*). *Environmental Pollution*, 104: 169–177.

Teeling E.C., Springer M.S., Madsen O., Bates P., O'Brien S.J., Murphy W.J., 2005. A molecular phylogeny for bats illuminates biogeography and the fossil record. *Science*, 307: 580–584.



-
- Tereba A., Russo D., Cistrone L., Bogdanowicz W., 2008. Cryptic diversity: first record of the Alcathoe's bat (*Myotis alcathoe*) for Italy. In: Dondini G., Fusco G., Martinoli A., Mucedda M., Russo D., Scotti M., Vergari S. (eds.). *Chirotteri italiani: stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Secondo Convegno Italiano sui Chirotteri*. Serra San Quirico 21-23 novembre 2008. Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi, 157 pp. + 10 tavole f.t.
- Tibbels A.E, Kurta A., 2003. Bat activity is low in thinned and unthinned stands of red pine. *Canadian Journal of Forest Resources*, 33: 2436-2442.
- Tscharntke T., Klein A.M., Kruess A., Dewenter I.S., Thies C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8: 857–874.
- Ulrich W., Sachanowicz K., Michalak M., 2007. Environmental correlates of species richness of European bats (Mammalia: Chiroptera). *Acta Chiropterol.*, 9: 347–360.
- Verboom B., Huitema H., 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*) and the serotine bat (*Eptesicus serotinus*). *Landscape Ecology*, 12: 117–125.
- Verboom B., 1998. *The Use of Edge Habitats by Commuting and Foraging Bats*. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen.
- Verboom B., Spoelstra K., 1999. Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat, *Pipistrellus pipistrellus*. *Canadian Journal of Zoology*, 77: 1393–1401.



-
- Warren R.D., Waters D.A., Altringham J.D., Bullock, D.J., 2000. The distribution of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) and pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) (Vespertilionidae) in relation to small-scale variation in riverine habitat. *Biol. Conserv.*, 92: 85-91.
- Willig M.R., Presley S.J., Bloch C.P., Hice C.L., Yanoviak S.P., Díaz M.M., Chauca L.A., Pacheco V., Weaver S.C., 2007. Phyllostomid bats of lowland Amazonia: effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica*, 39: 737-746. In: Mehr M., Brandlb R., Hothornc T., Dziockd F., Förstere B., Müller J., 2011. Land use is more important than climate for species richness and composition of bat assemblages on a regional scale. *Mammalian Biology*, 76: 451–460.
- Willig, M.R., Lyons, S.K., Stevens, R.D., 2009. Spatial methods for the macroecological study of bats. In: Kunz, T.H. (Ed.), *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*, 2nd ed. The John Hopkins University Press, Baltimore, p. 901.
- Zbinden K., Zingg P.E., 1986. Search and hunting signals of echolocating European free-tailed bats, *Tadarida teniotis*, in southern Switzerland. *Mammalia*, 50: 9-25.



RINGRAZIAMENTI

Grazie al Prof. Maurizio Sarà per avermi dedicato il suo tempo, consentendomi di approfondire lo studio sui Chiropteri.

Ringrazio la Dott.ssa Enza Messina, direttrice della RNI “Grotte e Rocche di Entella”, per la disponibilità e gli operatori della riserva per la loro collaborazione.

Si ringrazia il Servizio Informativo Agrometeorologico Siciliano (SIAS) per aver fornito i dati di temperatura dell’aria per alcune aree di studio.

Ringrazio il Dott. Antonio Fulco che mi ha assistita in campo durante le lunghe notti di censimento, il Dott. Stefano Triolo per l’aiuto con il GIS e Mathia Coco che mi ha aiutata per la parte entomologica.

Grazie di cuore a tutti i miei amici e in particolare alla Dott.ssa Marianna Musco che mi ha incoraggiata e sostenuta nei periodi più difficili.

E Grazie in modo speciale a Gabriele e ai miei familiari che hanno sempre creduto nelle mie potenzialità e mi hanno sostenuta con amore e pazienza.