

Tesi di Laurea Magistrale in Scienze della Natura e dell'Uomo - Riassunto

BIODIVERSITÀ NEL PARCO NAZIONALE DELLE FORESTE CASENTINESI:
INDIVIDUAZIONE DEI PUNTI DI FORZA E DI DEBOLEZZA ATTRAVERSO UN APPROCCIO MULTI-TAXA

Candidata: Claudia Donati
(donaticlaudia@tin.it)

Relatore: Prof. F. Dessì Fulgheri (francesco.dessi@unifi.it)
Correlatore: Dott. G. Tellini Florenzano (tellini@dream-italia.it)

Lo studio è stato condotto con l'obiettivo di valutare lo stato della biodiversità nei SIC del versante toscano del Parco delle Foreste Casentinesi, compreso il SIR "La Verna, Monte Penna".

L'elemento ambientale più rilevante del Parco è costituito dalle foreste, che coprono oltre l'80% dell'intera superficie, a queste si aggiungono prati, pascoli e arbusteti di estremo interesse conservazionistico per flora e fauna. Tuttavia, negli ultimi anni, l'invecchiamento del bosco accompagnato dalla generale riduzione e destrutturazione degli ambienti aperti, processi avviati all'inizio del secolo scorso, sono proseguiti senza rilevanti cambiamenti di tendenza e per questo, lo studio ha voluto verificare proprio l'importanza degli ambienti forestali caratteristici del Parco, quali l'abetina e la faggeta, e degli ambienti aperti, sulle comunità di uccelli nidificanti e sui chiroteri, scelti come bioindicatori dell'area protetta.

Lo studio ha preso in esame i dati più recenti dell'intero insieme di dati disponibili sugli uccelli nidificanti nell'area di studio, raccolti in vari anni dal gruppo di lavoro della D.R.E.Am Italia. Nella stagione riproduttiva 2012 il monitoraggio ornitologico, già attivo fin dal 1992 nella parte aretina del Parco, è stato esteso anche a quella fiorentina e complessivamente sono state effettuate 156 stazioni di ascolto annotando tutti gli uccelli uditi e/o visti. Ciascuna stazione è stata visitata per due volte nella stagione riproduttiva 2012. Inoltre, sono stati realizzati rilievi integrativi per verificare la presenza delle specie rare.

Il censimento dei chiroteri è stato effettuato con l'ausilio di un bat detector collegato ad un registratore audio digitale e l'analisi delle tracce registrate è stata effettuata al computer. I censimenti sono stati realizzati su transetti, ciascuno dei quali è stato percorso una volta nella stagione estiva 2012 (agosto-settembre) per un totale di 347 km a cui si sono aggiunte nove stazioni di ascolto.

L'uso del suolo è stato ricavato tramite software GIS dalla carta della vegetazione del Parco.

Basandosi sui soli dati di presenza delle specie e considerando fattori di tipo cronologico, stagionale, di impatto antropico e di uso del suolo, con il software MaxEnt (Maximum Entropy Modeling) abbiamo elaborato modelli di idoneità ambientale, dai quali abbiamo estrapolato per ogni punto un dato di presenza/assenza per ciascuna specie, consentendoci così di calcolare le ricchezze specifiche per i due popolamenti e per le guild in cui sono stati suddivisi gli uccelli (forestali, agricoli, ecotonali, urbani).

In seguito abbiamo testato le relazioni esistenti tra le ricchezze specifiche dei due popolamenti e per le guild di uccelli, con la copertura percentuale dei tre elementi di nostro interesse, cioè faggeta, abetina e ambienti aperti, verificandone la significatività attraverso i Modelli Lineari Generalizzati (GLM).

I restanti fattori esaminati sono stati sintetizzati in un numero ridotto di variabili non correlate fra loro, che racchiudessero oltre il 70% dell'informazione originaria, con l'Analisi delle Componenti Principali (PCA).

Per ciascuna ricchezza specifica abbiamo dunque elaborato un primo modello con le sole PCA e poi un successivo modello con l'aggiunta, uno alla volta, dei tre fattori di nostro interesse, valutando la significatività di questi nello spiegare una determinata ricchezza di specie, attraverso il decremento di AIC.

In generale, i modelli elaborati hanno confermato come la ricchezza specifica sia un parametro del popolamento che fornisce una buona stima della biodiversità e, se per gli uccelli è più comune e consolidato l'impiego come bioindicatori, i chiroteri hanno permesso di integrare alcune importanti informazioni.

Per quanto riguarda gli ambienti forestali, lo studio ha confermato l'importanza delle abetine per alcune specie di uccelli, mentre, la faggeta, nonostante la sua estensione, non ospita un'avifauna ricca di elementi caratteristici e, tuttavia, risulta importante per la ricchezza specifica dei chiroteri.

Un altro interessante effetto positivo sulle ricchezze ornitiche è quello della presenza di ambienti aperti. Pertanto, in un'ottica gestionale rivolta al mantenimento e all'incremento della biodiversità, si ritiene necessario porre attenzione, da un lato, alla conservazione delle abetine e, dall'altro, alla salvaguardia degli ambienti aperti, minacciati da un generalizzato processo di "afforestazione", attivando opportune misure gestionali per quelle aree dove esiste ancora la presenza dell'uomo sul territorio.

Infine, riguardo alla faggeta, dai risultati ottenuti, si ritiene di poterne complessivamente rivalutare il ruolo positivo nel contribuire ad incrementare l'interesse naturalistico complessivo del Parco.



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI FIRENZE
Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali

Tesi di Laurea Magistrale in
SCIENZE DELLA NATURA E DELL'UOMO
Curriculum Conservazione e Gestione della Natura

**BIODIVERSITÀ NEL PARCO NAZIONALE
DELLE FORESTE CASENTINESI:
INDIVIDUAZIONE DEI PUNTI DI FORZA E DI DEBOLEZZA
ATTRAVERSO UN APPROCCIO MULTI-TAXA**

Relatore: Prof. Francesco Dessì Fulgheri

Correlatore: Dott. Guido Tellini Florenzano

Candidata: Claudia Donati

A.A. 2012/2013

*Alla mia mamma,
a ricordo dei momenti trascorsi
nella Foresta della Verna*

RINGRAZIAMENTI

Ringrazio il dott. Tommaso Campedelli, il dott. Guglielmo Londi e la dott.ssa Simonetta Cutini della Soc. Coop. Agr. For. D.R.E.Am. Italia per il loro prezioso contributo nei rilevamenti.

Ringrazio tutti coloro che in modo diverso e a vario titolo mi hanno aiutato, sostenuto e guidato in questi anni di studio e tutti quelli che, invece, mi hanno dato filo da torcere permettendomi così di tirare fuori la forza necessaria per andare avanti.

Ringrazio infine tutti gli insegnanti che ho incontrato durante la mia carriera scolastica, in particolare quelli che si sono preoccupati di educare, ancor prima di insegnare, contagiando noi studenti con la loro passione.

INDICE

1. INTRODUZIONE	4
2. AREA DI STUDIO	7
3. MATERIALI E METODI	9
3.1. Censimento delle comunità ornitiche	9
3.2. Censimento delle comunità di chiroterri.....	10
3.3. Dati ambientali	13
3.4. Parametri considerati per l'analisi statistica	13
3.4.1. Parametri relativi ai popolamenti.....	14
3.4.2. Parametri ambientali	15
3.5. Analisi dei dati.....	21
3.5.1. Modelli di idoneità ambientale	21
3.5.2. Modelli per le ricchezze specifiche	23
4. RISULTATI	27
4.1. Composizione dei popolamenti ornitici.....	27
4.2. Composizione dei popolamenti di chiroterri	29
4.3. Modelli di idoneità ambientale per le specie ornitiche.....	31
4.4. Modelli di idoneità ambientale per le specie di chiroterri	35
4.5. Modelli per le ricchezze specifiche	36
5. DISCUSSIONE	45
6. CONCLUSIONI	49
7. BIBLIOGRAFIA	51
8. APPENDICI	58
8.1. Tabelle relative alle specie ornitiche	58
8.2. Il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna.....	62
8.2.1. La vegetazione	63
8.2.2. La fauna	64

1. INTRODUZIONE

Questo studio è stato condotto con l'obiettivo di valutare lo stato della biodiversità nei Siti Natura 2000 del versante toscano del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, utilizzando come bioindicatori due diversi taxa, gli uccelli nidificanti e i chiroteri.

Negli ultimi decenni, infatti, il ritmo della perdita di biodiversità, è drammaticamente aumentato e questa presa di coscienza ha portato all'affermarsi di un ruolo centrale delle discipline ecologiche nella pianificazione territoriale (Farina *et al.*, 2003; Farina, 2004) e nelle politiche di gestione delle risorse ambientali, perché è proprio la capacità di conservare la diversità biologica che permette agli ecosistemi di far fronte a eventuali perturbazioni, in virtù della maggiore resilienza che un'alta biodiversità determina.

Pertanto, nella gestione delle aree naturali protette, l'attenzione alla conservazione e all'incremento della biodiversità, riveste un ruolo di estrema importanza e tale studio è stato condotto anche nell'ottica di poter fornire indicazioni utili per una corretta gestione degli ambienti del Parco, mirata alla conservazione delle comunità e degli ecosistemi.

Gli uccelli sono spesso utilizzati come indicatori dello stato di salute degli ecosistemi (Pienkowski, 1991) sia per ragioni biologiche che pratiche, vista la loro presenza diffusa, la sensibilità che mostrano verso i fattori ambientali e le loro modificazioni, e la maggiore semplicità di censimento. Il monitoraggio di medio e lungo periodo delle popolazioni ornitiche fornisce indicazioni sullo stato dei sistemi ambientali (Voříšek *et al.*, 2010) e sull'evoluzione del paesaggio (Preiss *et al.*, 1997) e pertanto, può costituire un valido ausilio per la gestione territoriale, in particolare all'interno di aree protette.

Anche i chiroteri, per la loro diversità tassonomica, ecologica, funzionale e la loro ampia distribuzione geografica, sono particolarmente adatti come indicatori ecologici di qualità degli habitat o di biodiversità degli ecosistemi (Jones *et al.*, 2009). Infatti, sono molto mobili e in grado di rispondere rapidamente ai cambiamenti dei loro habitat, oltre che a manifestare le conseguenze degli inquinanti, dovute al bioaccumulo, ancor prima che si manifestino negli organismi che occupano livelli trofici inferiori.

Il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, o meglio i Siti di Interesse Comunitario (SIC) che ne interessano la superficie, fa parte di un sistema di aree protette a livello europeo, chiamato Rete Natura 2000, che nasce con l'obiettivo di tutelare una serie di zone nel territorio dell'UE, caratterizzate dalla presenza di habitat e specie di flora e fauna meritevoli di conservazione e ben rappresentative del patrimonio naturale europeo.

Questa rete comprende le Zone di Protezione Speciale (ZPS) individuate dalla Direttiva “Uccelli” 79/409/CE ed i Siti di Importanza Comunitaria (SIC), individuati dalla Direttiva “Habitat” 92/43/CE, che al termine dell’iter istitutivo diverranno Zone Speciali di Conservazione (ZSC).

L’elemento ambientale più importante è costituito dalle foreste, che coprono oltre l’80% dell’intera superficie del Parco e sono considerate come una delle aree forestali più pregiate d’Europa, articolata attorno al nucleo storico delle Foreste Demaniali Casentinesi.

Le foreste sono sistemi ecologici riconosciuti come fondamentali serbatoi di biodiversità ed efficienti accumulatori di carbonio (Davis *et al.*, 2003; Bautista-Cruz & Del Castillo 2005, Alberti *et al.* 2006) e forniscono servizi ecosistemici fondamentali per la sopravvivenza ed il benessere degli esseri umani (Nasi *et al.*, 2002).

Le Foreste Casentinesi hanno una lunghissima storia di gestione selvicolturale (Padula, 1983; Borchi, 1989) che ha contribuito in modo determinante a plasmare ambienti e paesaggi. In particolare, da secoli, l’abetina, costituita da piantagioni di abete bianco *Abies alba* occupa una porzione significativa e caratteristica del Parco e riveste una notevole importanza per la fauna (Cecchi & Bartolozzi, 1997; Mazzarone *et al.*, 2000) ed in particolare per le specie ornitiche nidificanti (Lapini & Tellini Florenzano, 1990).

Le abetine casentinesi occupano quote comprese tra circa 800 e 1350 m s.l.m., alternandosi alle faggete pure e a boschi misti di abete e faggio. L’abetina si trova quasi esclusivamente nell’area di contatto con la faggeta, verso l’alto; verso il basso invece, è in contatto principalmente con boschi di cerro e di castagno e talvolta con castagneti da frutto.

L’abete bianco è certamente spontaneo in Casentino (Rovelli, 1995), ma le abetine pure sono boschi artificiali, derivati dall’opera di coltivazione, perpetuata nei secoli, prima dai monaci camaldolesi e più recentemente dallo Stato (Gabbrielli & Settesoldi, 1977; Padula, 1983). Oggi le abetine sono costituite da piante in gran parte mature e con poco sottobosco, mentre sono pressoché assenti abetine giovani (Tellini Florenzano, 2004a).

Il faggio lungo tutto l’arco Appenninico rappresenta la specie caratterizzante l’orizzonte montano ed è considerato tra le più importanti specie forestali italiane, sia come estensione dell’areale che come presenza nelle formazioni forestali (Pignatti, 1998). Tuttavia, gran parte dell’areale occupato dalla specie è il risultato di passate azioni selvicolturali, come gli impianti artificiali di abete e lo sfruttamento delle faggete per la produzione di carbone. Negli ultimi anni, l’invecchiamento del bosco accompagnato dalla generale riduzione e destrutturazione degli ambienti aperti (pascoli e coltivi), avviati all’inizio del secolo scorso, sono proseguiti senza rilevanti cambiamenti di tendenza.

L'Ente Parco attraverso specifiche misure di gestione (De Curtis, 2003) ha favorito l'invecchiamento del bosco ed al contempo, nonostante alcuni interventi diretti a tutelare le attività agro-zootecniche, non è stato in grado di arrestare la tendenza all'abbandono dell'agricoltura e dell'allevamento, che anzi nell'area protetta pare accelerata a causa di svariati fattori, tra cui la massiccia presenza di ungulati selvatici (Fantoni, 2010).

E' ormai largamente riconosciuto che le zone aperte rivestono un ruolo importante per la conservazione, in quanto ospitano popolamenti consistenti appartenenti a diversi taxa (Tucker & Evans, 1997; Sauberer *et al.*, 2004) e, spesso, l'elevato grado di diversità ambientale che le caratterizza, dipende dall'azione millenaria dell'uomo che ha modificato l'ambiente secondo le proprie necessità, utilizzando in maniera intensiva le risorse disponibili e quindi ha agito sulla distribuzione e la ricchezza delle comunità presenti (Makhzoumi & Pungetti, 1999).

Questa condizione è ancora oggi ben visibile, ad esempio, nelle diverse forme di utilizzo del bosco, anche se questo rapporto uomo-paesaggio ha subito, negli ultimi anni, profonde modificazioni a causa dei cambiamenti socio-economici e culturali che hanno interessato la Toscana, come del resto la maggior parte del territorio nazionale, a partire dal secondo dopoguerra e che hanno, purtroppo, determinato evidenti trasformazioni ambientali, portando anche a gravi fenomeni di degrado e compromettendo la funzione di conservazione rivestita da tali aree (Shrubb, 2003).

In anni recenti, infatti, proprio in seguito a tali cambiamenti sociali, si è andati incontro ad un drastico calo nella presenza umana diffusa sul territorio, in particolare nelle aree montane, con la conseguente diminuzione delle attività antropiche di tipo tradizionale e quindi di quegli stessi ambienti da loro generati: mosaici agricoli, pascoli e praterie secondarie (Vos & Stortelder, 1992; Rundel *et al.*, 1998). E' noto che nelle aree montane italiane è in atto un generalizzato processo di espansione delle aree boscate a scapito di una significativa riduzione delle aree a pascolo e delle aree agricole estensive.

Quindi, alla luce di queste tendenze generali ampiamente documentate, nell'ambito di questo studio, abbiamo voluto soprattutto porre l'attenzione sull'importanza degli ambienti forestali caratteristici del Parco, quali l'abetina e la faggeta, e degli ambienti aperti, sulle comunità di uccelli e chiroteri, come indicatori di biodiversità dell'area protetta.

2. AREA DI STUDIO

Lo studio ha preso in esame il territorio compreso entro i Siti Natura 2000 del versante toscano del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna (di seguito indicato con il termine “Parco”), compreso il Sito di Importanza Regionale, SIR “La Verna, Monte Penna”, identificato dalla Regione Toscana con L.R. 56/2000.



Figura 1. Localizzazione dell’area di studio; in blu il confine del Parco, in rosso quello dei Siti Natura 2000 ed in verde i confini amministrativi provinciali

Il Parco si articola lungo il crinale appenninico tosco-romagnolo, estendendosi per circa 36.843 ha, pressoché equamente suddivisi fra le regioni Toscana ed Emilia-Romagna.

Il versante toscano comprende una porzione del Mugello e parte del Casentino, cioè il territorio dell’alta valle dell’Arno, che nasce dalle pendici meridionali del Monte Falterona.

L'intero territorio è interessato dalla presenza di Siti Natura 2000, alcuni dei quali si estendono oltre i confini dell'area protetta; nel versante toscano se ne contano otto a cui si aggiunge il SIR sopra citato, che appartiene alla Rete Ecologica Regionale (tab. 1).

Codice	Nome
ZPS IT5180004	Camaldoli, Scodella, Campigna, Badia Prataglia
SIC IT5180001	Crinale Monte Falterona, Monte Falco, Monte Gabrendo
SIC IT5180002	Foreste Alto Bacino dell'Arno
SIC IT5180003	Monte Faggiolo, Giogo Seccheta
SIC IT5180005	Alta Vallesanta
SIC IT5180007	Monte Calvano
SIC IT5180018	Foresta di Camaldoli, Badia Prataglia
SIC IT5140005	Muraglione, Acqua Cheta
SIR IT5180101	La Verna, Monte Penna

Tabella 1. Elenco dei siti appartenenti alla Rete Natura 2000 e alla Rete Ecologica Regionale Toscana, presenti entro il versante toscano del Parco

La presenza antropica ha avuto da sempre una notevole influenza negli ambienti del Parco: per secoli gli abitanti hanno ricavato dal bosco risorse fondamentali per il loro sostentamento attraverso il consumo di prodotti alimentari (castagne, funghi e frutti selvatici) e soprattutto attraverso lo sfruttamento del legname per la realizzazione di utensili, materiali da costruzione e per la produzione di carbone e legna da ardere.

Particolarmente importante per la conservazione del patrimonio forestale in questi luoghi, sono stati gli insediamenti monastici di San Romualdo a Camaldoli dal 1012 e di San Francesco d'Assisi a La Verna dal 1213. La foresta di faggio e abete bianco è uno degli ambienti più suggestivi del Parco, gestita e utilizzata dai monaci camaldolesi che arrivarono ad impiantare boschi di solo abete bianco per il commercio di legname; la regola monastica prevedeva precise norme di taglio e l'obbligo di un reimpianto annuale di alcune migliaia di esemplari. Le foreste del versante romagnolo invece andarono incontro ad un forte impoverimento a causa di una serie di diboscamenti non regolamentati, tanto che il granduca Leopoldo II affidò al boemo Karl Siemon il riordino delle attività forestali. Nel 1866 con la soppressione degli ordini religiosi le foreste furono riunite nel complesso delle Foreste Demaniali Casentinesi ed in seguito nuovamente sovrasfruttate nel periodo delle due guerre mondiali, dopodiché dal 1950 al 1970 la montagna andò progressivamente spopolandosi a vantaggio di una riconquista di queste aree da parte del bosco.

3. MATERIALI E METODI

3.1. Censimento delle comunità ornitiche

In virtù della situazione dinamica dei popolamenti, lo studio ha preso in esame i dati più recenti dell'intero insieme di dati disponibili riguardanti le 85 specie di uccelli nidificanti nell'area di studio, raccolti in vari anni, con metodi diversi, dal gruppo di lavoro della D.R.E.Am Ialia. Definendo una soglia di almeno 100 presenze per ciascuna specie, per quelle comuni, i dati raccolti dal 2009 al 2012 erano sufficienti a raggiungere il valore fissato, mentre per le specie rare è stato necessario integrare con i dati dal 2002 al 2012, presenti nel Repertorio Naturalistico della Provincia di Arezzo "Re.Na.Pro".

Per la stagione riproduttiva 2012 il rilevamento delle comunità ornitiche all'interno dell'area di studio è stato realizzato sia attraverso censimenti standardizzati che con una serie di rilievi integrativi mirati all'approfondimento della distribuzione di alcune specie di uccelli legate agli ambienti aperti, soprattutto nella porzione fiorentina del Parco, per la quale erano disponibili scarse informazioni. In totale sono state necessarie 53 giornate di rilevamento, di cui 36 per i rilievi integrativi.

Nella parte aretina del Parco è attivo fin dal 1992 un piano di monitoraggio dell'avifauna nidificante che, per la prima volta, durante la stagione riproduttiva 2012 è stato esteso anche alla porzione fiorentina. Sono state effettuate 156 stazioni di ascolto, di cui 113 facenti parte della rete del Monitoraggio Ornitologico delle Foreste Casentinesi già attivo nella porzione aretina, e 43 di nuova individuazione nella parte fiorentina.

La metodologia utilizzata, denominata Breeding Bird Survey, BBS (Robbins & Van Velzen, 1967), consiste nell'effettuare punti di ascolto (stazioni) della durata standard di 5 minuti, posti a distanza di 1 km l'uno dall'altro, lungo strade secondarie a bassa intensità di traffico e piste forestali che vengono percorse in automobile. Durante le soste vengono annotati tutti gli uccelli contattati, visti e/o sentiti.

I rilevamenti sono stati effettuati a partire dall'alba ed entro le quattro successive, periodo della giornata durante il quale è massima l'attività canora della gran parte delle specie. Ciascuna stazione è stata visitata per due volte nella stagione riproduttiva 2012, la prima nel periodo 25 aprile - 15 maggio e la seconda nel periodo 10-30 giugno, in giornate caratterizzate da buone condizioni meteo, in quanto la pioggia e il vento forte modificano il

normale regime di attività degli uccelli, non garantendo una corretta raccolta dei dati ed inficiando il risultato finale dei censimenti (Bibby *et al.*, 1992; Gilbert *et al.*, 1998).

Per ogni uscita, su apposite schede di rilevamento, oltre alla specie, al numero di individui e all'attività, sono state registrate la data, l'orario di rilevamento, le coordinate GPS della stazione ed eventuali informazioni aggiuntive relative ad altri fattori di interesse.

Parallelamente ai censimenti standardizzati, sono stati realizzati altri rilievi finalizzati ad approfondire ed aggiornare le informazioni sulla distribuzione delle specie legate agli ambienti aperti. Questi dati sono stati raccolti su tutta l'area del Parco ed inoltre sono state effettuate specifiche uscite in quattro zone per le quali i dati recenti erano particolarmente scarsi: il crinale del Monte Falterona, dal Monte Gabrendo fino alle praterie di Montelleri, il Monte Massicaia, Poggio alle Capre ed i pascoli del varco dei Tre Faggi.

Questi rilievi, definiti integrativi, non hanno visto l'utilizzo di una particolare metodologia di censimento, come punti di ascolto o transetti, ma sono stati realizzati secondo il metodo opportunistico su aree individuate preventivamente, scelte e finalizzate alla verifica della presenza di particolari specie di interesse. I rilievi sono stati comunque realizzati sempre nelle prime ore dopo l'alba, in giornate caratterizzate da condizioni meteo favorevoli e anche in questo caso la localizzazione delle osservazioni è stata registrata mediante GPS.

3.2. Censimento delle comunità di chiroterri

Riguardo alle comunità di chiroterri presenti all'interno del Parco sono disponibili diverse indagini (Agnelli *et al.*, 1999; Scaravelli, 2001) e studi recenti (Agnelli, 2009; Maltagliati *et al.*, 2009; Agnelli & Maltagliati, 2012), tuttavia, mancano dati sulla distribuzione a piccola scala e sull'utilizzazione degli habitat entro il territorio del Parco, informazioni che potrebbero invece fornire utili indicazioni dal punto di vista gestionale.

Pertanto, nell'ambito del presente studio, sono stati realizzati dei rilievi finalizzati all'approfondimento della distribuzione delle specie di chiroterri presenti, con l'ausilio di un rilevatore di ultrasuoni (bat detector), collegato ad un registratore audio. Il bat detector è uno strumento che permette di trasdurre i segnali utilizzati dai chiroterri per l'ecolocalizzazione, emessi a frequenze quasi esclusivamente ultrasoniche (20÷120 kHz per le specie europee), in segnali udibili dall'orecchio umano (20 Hz÷20 KHz). Usato in coppia con un registratore audio, è possibile non solo rilevare la presenza dei chiroterri, ma in molti casi, anche discriminare le diverse specie analizzando i sonogrammi registrati sul

campo per rilevare alcuni parametri caratterizzanti le emissioni sonore di questi animali, quali frequenza, intensità e struttura (Russo & Jones, 2002; Russo, 2004).

L'identificazione acustica è uno dei metodi utilizzati nello studio dei chiroteri e, negli ultimi anni, sia per la relativa facilità di utilizzo di questi strumenti, sia per la comodità nel lavoro di campagna, soprattutto se confrontato con metodi quali la cattura diretta degli individui, ha acquisito crescente popolarità (Russo, 2004). L'efficacia del metodo dipende da una serie di parametri, tra cui la sensibilità del dispositivo, l'intensità del segnale emesso dalle singole specie, la struttura dell'habitat in cui si effettuano i rilevamenti e, non per ultimo, la distanza esistente tra la sorgente sonora e il rilevatore (Russo, 2004).

Il metodo presenta alcune difficoltà oggettive, dovute alla sovrapposizione delle frequenze di emissione che, in alcuni casi, soprattutto in presenza di registrazioni di scarsa qualità o non sufficientemente lunghe, rendono molto difficoltosa la discriminazione delle singole specie (Russo, 2004). In molti di questi casi è tuttavia possibile risalire al genere di appartenenza, informazione che, nel caso dei chiroteri, gruppo per cui si hanno in genere pochi dati corologici, risulta comunque utile, come ad esempio, per considerazioni circa le abbondanze complessive e gli indici di frequentazione delle aree. Un altro limite del metodo concerne in generale la differente rilevabilità delle diverse specie il che impone di considerare con prudenza il confronto tra le abbondanze relative dei pipistrelli così censiti (Russo, 2004). In particolare, tra i chiroteri potenzialmente presenti nell'area di studio, alcune specie, come quelle appartenenti ai generi *Plecotus* che hanno emissioni molto deboli e *Rhinolophus* che emettono segnali fortemente direzionali, a frequenze elevate, e quindi in gran parte attenuate dall'atmosfera (Dietz *et al.*, 2009), sono scarsamente rilevabili col bat detector e dunque sottostimati con indagini condotte esclusivamente con questa metodologia (Russo, 2004). Nonostante questi limiti, l'identificazione acustica, è un metodo indubbiamente efficace e ormai largamente impiegato nello studio dei chiroteri.

La strumentazione utilizzata in tale studio si compone di un rilevatore ad ultrasuoni Pettersson D240X collegato ad un registratore audio digitale Zoom H2 Handy Recorder (fig. 2) provvisto di scheda di memoria SD. Le registrazioni sono state eseguite in modalità "time expansion" e l'analisi quali-quantitativa delle tracce audio è stata effettuata in seguito al computer con l'ausilio del software Adobe Audition. La procedura di espansione temporale, svolta automaticamente dal bat detector, equivale ad una registrazione convenzionale e ad una riproduzione della stessa a velocità ridotta, attraverso l'inserimento tra due campioni consecutivi, di ulteriori campioni con valore nullo, così che la scala temporale risulti espansa rispetto all'originale (Pettersson, 1999).



Figura 2. Il bat detector (a sinistra) e il registratore audio (a destra) utilizzati per i rilievi dei chiroteri

I censimenti sono stati realizzati utilizzando la metodologia dei transetti, tutti percorsi in auto a bassa velocità (circa 20-25 km/h), ad eccezione di quello lungo il fosso dell'Acquacheta, nella Piana dei Ronchi, percorso a piedi. Inoltre, in corrispondenza di ambienti di particolare interesse (zone umide) o in situazioni di maggiore diversificazione ambientale (presso aree aperte o in corrispondenza di nuclei abitati), dove in genere maggiore è l'attività dei pipistrelli, sono state realizzate delle stazioni di ascolto, della durata di 10 minuti (Parsons *et al.*, 2007), con l'obiettivo di aumentare la probabilità di contattare specie rare o difficilmente rilevabili. La localizzazione di ciascun punto di rilevamento è stata registrata mediante GPS.

I rilievi sono stati effettuati in serate caratterizzate da buone condizioni meteo, a partire da circa mezz'ora dopo il tramonto fino ad un massimo di quattro ore successive, periodo della giornata durante il quale è massima l'attività della gran parte delle specie di chiroteri. Si ritiene, infatti, che dopo questa prima parte della notte gli animali abbiano un calo di attività, che riprende poi successivamente dopo un tempo di riposo.

Ciascun transetto è stato percorso una sola volta nella stagione estiva 2012, nel periodo compreso tra il 15 agosto e l'8 settembre a cui si è aggiunta l'ulteriore uscita del 3 ottobre per verificare l'eventuale presenza di specie appartenenti al genere *Nyctalus*, che giungono a svernare nei paesi dell'area mediterranea dopo aver trascorso l'estate nel nord Europa.

In totale sono state effettuate otto giornate di rilevamento durante le quali sono stati percorsi 347 km ed effettuate nove stazioni di ascolto.

3.3. Dati ambientali

I dati riguardanti l'uso del suolo, necessari per l'elaborazione dei modelli ecologici per uccelli e chiroteri, sono stati ricavati dalla carta della vegetazione del Parco rappresentata in figura 3 (Viciani & Agostini, 2008), utilizzando il software GIS MapInfo.

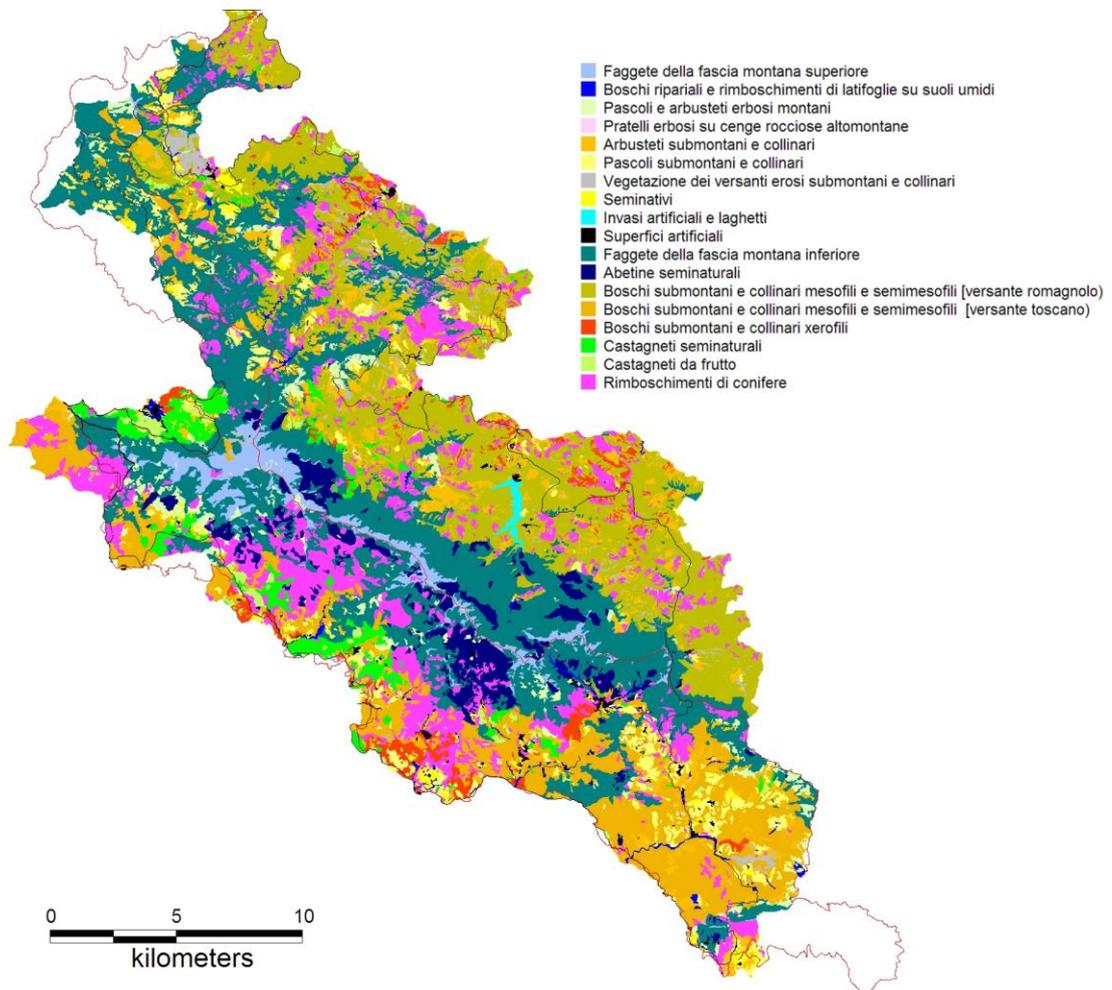


Figura 3. Carta della vegetazione del Parco; in nero il confine del Parco ed in rosso quello dei Siti Natura 2000

3.4. Parametri considerati per l'analisi statistica

I vari parametri considerati nello studio, ottenuti sia direttamente dalle schede di rilevamento e poi informatizzati tramite l'uso del software Microsoft Excel, che attraverso l'elaborazione GIS di banche dati cartografiche, sono stati opportunamente selezionati per l'analisi statistica secondo i criteri illustrati di seguito.

3.4.1. Parametri relativi ai popolamenti

Prima di tutto, per avere attorno a ciascun punto di presenza delle specie, una copertura in termini di dati ambientali, che fosse idonea per poter elaborare i modelli, abbiamo costruito con l'ausilio del software GIS MapInfo, all'interno del perimetro della carta della vegetazione del Parco, un buffer di 250 m per gli uccelli e 100 m per i chiroterri.

Dopodiché dai dati ornitologici ricadenti entro il buffer di 250 m, sono state selezionate alcune specie nidificanti per le quali era disponibile un numero sufficiente di dati geograficamente definiti, per poter ottenere un modello di idoneità affidabile. Basandoci su esperienze pregresse, ponendo uguale a 18 il numero minimo di localizzazioni, abbiamo ottenuto 63 specie (app. 8.1) sul totale delle 85 per le quali erano disponibili informazioni.

Riguardo ai chiroterri, in base ad analoghe considerazioni posto uguale a 5 il numero minimo di localizzazioni necessario, è possibile disporre di dati sufficienti, ricadenti entro il buffer di 100 m, per otto specie sul totale delle 12 identificate a cui abbiamo ritenuto opportuno aggiungere il gruppo delle due specie "gemelle" di Vespertilionidi (par. 4.2).

Inoltre, per gli uccelli, visti gli obiettivi dello studio, oltre alle singole specie, abbiamo ritenuto opportuno individuare, alcuni parametri ornitici multi-specifici, che raggruppando le specie in modo più oggettivo sulla base di variabili ambientali (French & Picozzi, 2002). Infatti, considerando le relazioni che le specie hanno con le principali tipologie ambientali presenti nelle aree di campionamento, è possibile individuare misure gestionali generali che possano contribuire al miglioramento dell'habitat di un maggior numero di specie.

Abbiamo così individuato quattro gruppi omogenei di specie o "guild" (Simberloff & Dayan, 1991): le specie agricole, quelle forestali, quelle di ambiente urbano ed infine, nella quarta categoria abbiamo inglobato le specie rimanenti, che sono risultate esser quelle legate ad altri ambienti ecotonali durante il periodo di nidificazione.

Per l'attribuzione delle specie alle guild ci siamo riferiti a studi che hanno individuato liste di specie per cui è stata registrata una relazione significativa con l'ambiente agricolo (specie aventi Farmland Bird Index, FBI ≥ 1 secondo Campedelli *et al.*, 2009) e con quello forestale (specie aventi Woodland Bird Index, WBI ≥ 1 secondo Londi *et al.*, 2009).

Per le specie urbane, basandoci sullo studio di Tellini Florenzano *et al.* (2005) abbiamo definito una soglia dell'indice di selezione dell'habitat pari a 0,7.

Le guild di appartenenza per le diverse specie sono riportate in appendice 8.1.

3.4.2. Parametri ambientali

La carta della vegetazione del Parco ha permesso di definire l'uso del suolo dell'area di studio, effettuando opportuni accorpamenti tra le categorie vegetazionali (tab. 2). In particolare abbiamo ritenuto conveniente creare una codifica gerarchica che permettesse di distinguere, con la prima lettera del codice, due macro-categorie: il bosco (B) da tutto ciò che non è bosco (N), per scendere poi nel dettaglio evidenziando le diverse tipologie all'interno dei due gruppi. La classificazione si è articolata in due livelli mutualmente esclusivi: uno numerico (Codice 1), per identificare la tipologia di vegetazione (faggeta, abetina, ecc.) e l'altro alfabetico (Codice 2), per evidenziare la struttura della vegetazione (es. boschi di latifoglie e boschi di conifere). Elaborando questa seconda distinzione si è ritenuto opportuno mantenere separati gli ambienti aperti montani (NA) da quelli submontani e collinari (NB) in quanto, come è noto, ospitano popolamenti ornitici diversi.

Codice 1	Codice 2	Descrizione
B11	BL	Faggete della fascia montana superiore
B11	BL	Faggete della fascia montana inferiore
B12	BC	Abetine seminaturali
B21	BL	Boschi submontani e collinari mesofili e semimesofili (versante romagnolo, suoli marnoso-arenacei)
B21	BL	Boschi submontani e collinari mesofili e semimesofili (versante toscano, suoli arenacei)
B21	BL	Boschi submontani e collinari xerofili
B22	BL	Castagneti seminaturali
B22	BL	Castagneti da frutto
B31	BC	Rimboschimenti di conifere
B41	BL	Boschi ripariali e rimboschimenti di latifoglie su suoli umidi
N1	NA	Pascoli e arbusteti erbosi montani
N1	NB	Pratelli erbosi su cenge rocciose altomontane
N2	NB	Arbusteti submontani e collinari
N2	NA	Pascoli submontani e collinari
N2	NB	Vegetazione dei versanti erosi submontani e collinari
N3	NA	Seminativi
N3	NC	Invasi artificiali e laghetti
N3	NC	Superfici artificiali

Tabella 2. Classificazioni dell'uso del suolo definite rispetto alla carta della vegetazione del Parco

Per poter comprendere quali fattori contribuiscano a determinare la presenza delle specie, e conseguentemente quali possano essere le scelte gestionali più efficaci per mantenere o elevare il livello di biodiversità del Parco, abbiamo voluto studiare l' idoneità ambientale delle specie appartenenti ad entrambi i popolamenti in esame, considerando fattori di tipo:

- cronologico (data, anno);
- stagionale (altimetria, clima);
- di impatto antropico (distanza dai singoli edifici e dai centri abitati);
- di uso del suolo (copertura percentuale delle diverse tipologie vegetazionali).

Per gli uccelli abbiamo considerato sia l'effetto della data che dell'anno di rilevamento, in modo da tener conto dell'ineguale probabilità di rinvenire le specie in periodi diversi della stagione riproduttiva e/o in anni diversi. In particolare, l'anno è stato considerato come variabile discreta categoriale mentre la data come variabile continua, espressa con un numero cumulativo di giorni a partire dal 1 gennaio. Per i chirotteri, invece, essendo disponibile una sola annualità di dati si è valutato l'effetto della sola data, espressa in forma categoriale, in quanto nel periodo di svolgimento dei rilievi la presenza degli individui non risente di differenze dipendenti dalla data, bensì da condizioni meteorologiche ed ambientali che determinano situazioni più o meno idonee al foraggiamento.

L'altitudine è stata ricavata interrogando un modello digitale del terreno (DTM), mentre per quanto riguarda i fattori climatici, abbiamo utilizzato la suddivisione dell'Italia in base alle temperature e alle precipitazioni proposta da Blasi *et al.* (2004) secondo cui:

- il termotipo è definito da un indice dato dalla somma di: temperatura media annua, media delle temperature massime del mese più freddo e media delle temperature minime del mese più freddo;
- l'ombrotipo è dato dal rapporto tra la somma delle precipitazioni dei mesi con temperatura media superiore a 0°C e la somma delle temperature degli stessi mesi.

I due fattori di impatto antropico sono stati derivati, tramite l'utilizzo del software GIS MapInfo, dal file shape della Carta Tecnica Regionale, CTR, relativa all'area dei SIC della porzione toscana del Parco. Si riportano qui di seguito i due fattori cartografati.

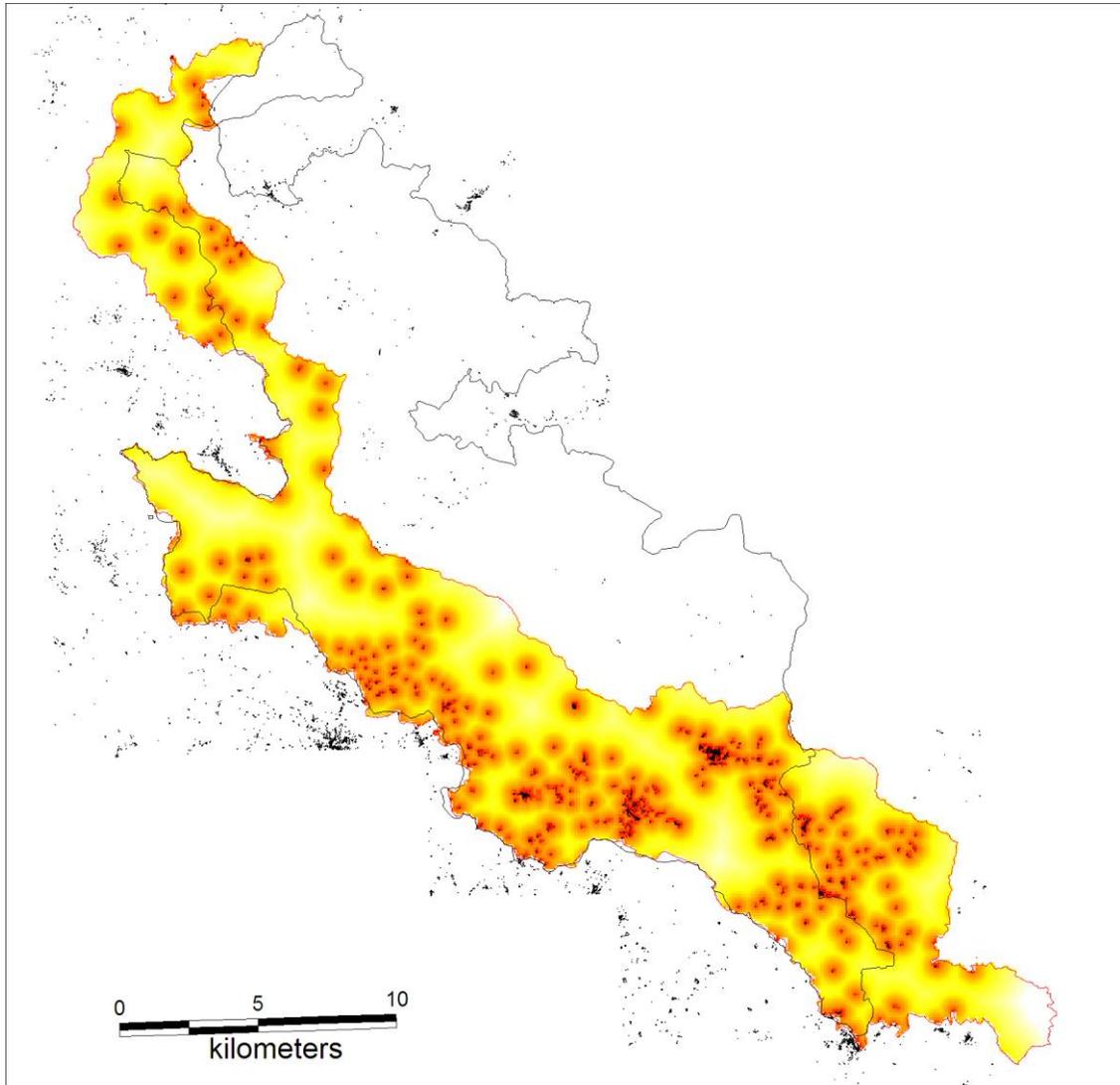


Figura 4. Rappresentazione cartografica della distanza dal fabbricato più vicino; la colorazione varia da rosso intenso in corrispondenza dei fabbricati (minore distanza) a giallo chiaro per distanze progressivamente crescenti

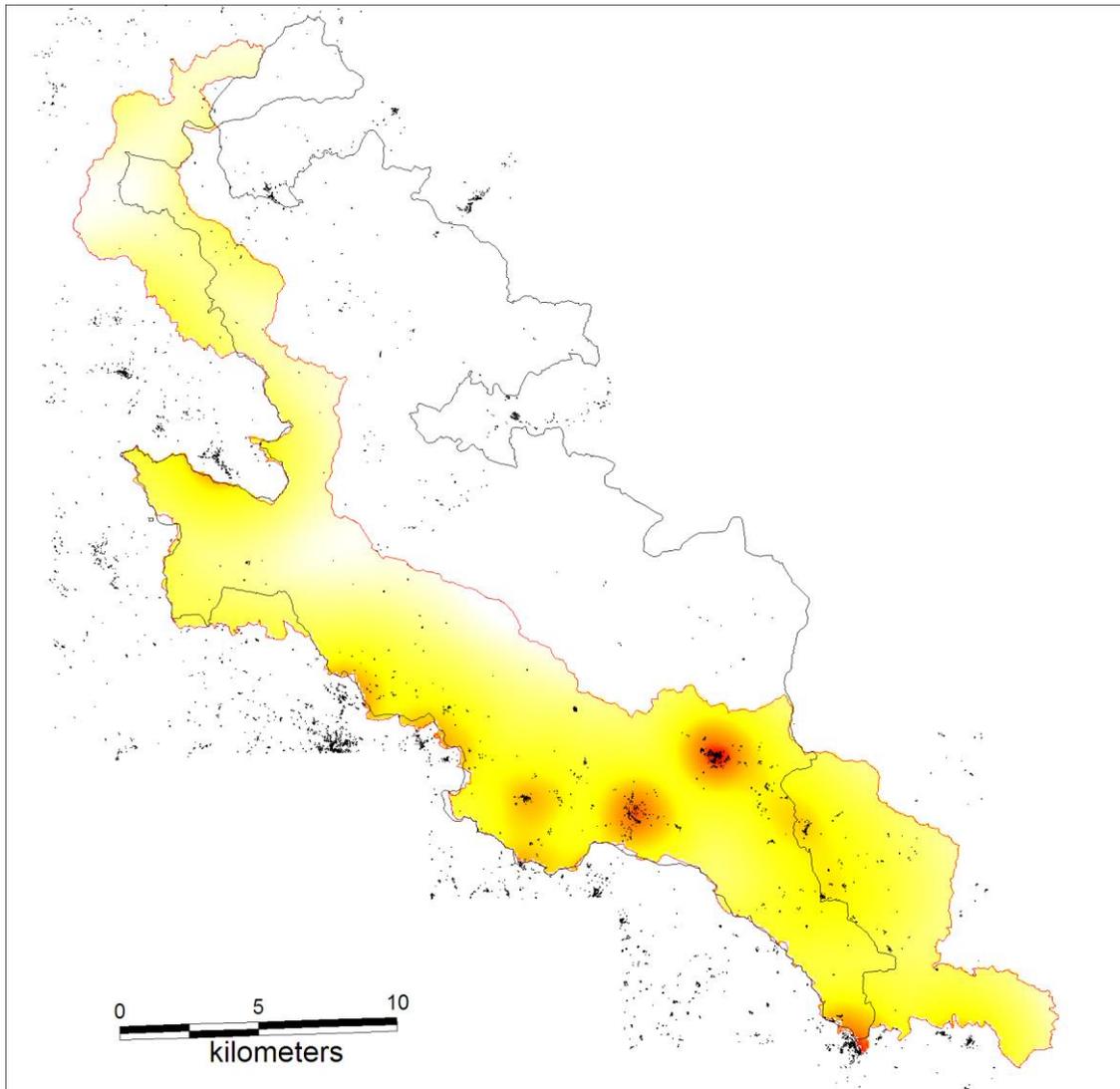


Figura 5. Rappresentazione cartografica della distanza media dai 100 fabbricati più vicini; la colorazione varia da rosso intenso in corrispondenza dei centri abitati (minore distanza) a giallo chiaro per distanze progressivamente crescenti

L'elenco completo dei fattori utilizzati è riportato nella seguente tabella, dove le coperture percentuali sono riferite ad un intorno circolare di 250 m dal punto di rilevamento della specie nel caso degli uccelli e, a scala più piccola, di 100 m, per i chiroterri.

Per distinguere i fattori a 100 m, il codice è stato definito aggiungendo un “_1” in coda a quello dei fattori a 250 m sotto elencati; ad esempio la copertura percentuale delle faggete, codificata come P_B11 per i 250 m, è stata chiamata P_B11_1 per i 100 m.

Codice	Descrizione
DATA_NUM	data del rilevamento
ANNO	anno del rilevamento (solo per gli uccelli)
TERMOTIPO	regime termico del sito (Blasi <i>et al.</i> , 2004)
OMBROTIPO	regime pluviometrico del sito (Blasi <i>et al.</i> , 2004)
D_CASE001	distanza dal fabbricato più vicino
D_CASE100	distanza media dai 100 fabbricati più vicini
ALTIT	altimetria del sito
P_B11	copertura % delle faggete
P_B12	copertura % delle abetine
P_B21	copertura % dei boschi submontani
P_B22	copertura % dei castagneti
P_B31	copertura % dei rimboschimenti di conifere
P_B41	copertura % dei boschi ripariali
P_N1	copertura % dei pascoli e arbusteti erbosi montani
P_N2	copertura % dei pascoli e arbusteti submontani e collinari
P_N3	copertura % dei seminativi e superfici artificiali
P_BL	copertura % dei boschi di latifoglie
P_BC	copertura % dei boschi di conifere
P_NA	copertura % di pascoli e prati
P_NB	copertura % degli arbusteti
P_NC	copertura % delle superfici artificiali

Tabella 3. Elenco dei fattori utilizzati per definire le preferenze ambientali delle specie di uccelli e chiroterteri; le coperture percentuali si riferiscono a raggi di 250 m dal punto di rilevamento per gli uccelli e a raggi di 100 m per i chiroterteri

Oltre ai fattori sopra descritti, per l'elaborazione di modelli che potessero spiegare una determinata ricchezza di specie, abbiamo voluto testare anche l'effetto della diversità dell'ambiente circostante, sia a scala di bosco che di paesaggio, e dei margini del bosco.

Questo perché molti studi hanno dimostrato l'effetto dell'ambiente sia a scala di habitat, cioè del bosco che del contesto ambientale (paesaggio) in cui il bosco stesso si trova.

Per dare una misura della diversità ambientale, abbiamo utilizzato l'indice di diversità di

Shannon (Shannon & Weaver, 1963), secondo la formula: $H' = -\sum_i^S P_i (\ln P_i)$ dove P_i è il

rapporto tra la frequenza dell'ambiente i-esimo e la somma delle frequenze di tutti gli ambienti ed S il numero di tipologie di ambienti presenti entro l'area. Per il calcolo della diversità a scala di paesaggio, sono state considerate tutte le tipologie di uso del suolo

elencate in tabella 2, mentre per la diversità di bosco soltanto le tipologie forestali, contrassegnate dalla lettera “B” come primo carattere del codice.

Inoltre, per valutare l’effetto della struttura degli ambienti aperti, abbiamo definito il parametro P_NAB come somma tra i due parametri P_NA e P_NB, mentre la stessa cosa non è stata fatta nei confronti di P_N1 e P_N2 in quanto la loro somma sarebbe risultata pressoché identica alla precedente, visto che i due fattori derivati si differenzierebbero soltanto per i seminativi (cfr. tab. 2), che costituiscono una percentuale irrisoria sul totale.

L’elenco completo dei fattori utilizzati per i modelli riguardanti al ricchezza specifica è riportato nella seguente tabella, dove le coperture percentuali sono riferite ad un intorno circolare di 250 m dal punto di rilevamento per gli uccelli e a 100 m per i chiroterri.

Anche in tal caso, per distinguere i fattori a 100 m, il codice è stato definito aggiungendo un “_1” in coda a quello dei fattori a 250 m sotto elencati, fatta eccezione per i margini, codificati come MAR250_1KM per gli uccelli e MAR100_1KM per i chiroterri.

Codice	Descrizione
OMBROTIPO	regime pluviometrico del sito (Blasi <i>et al.</i> , 2004)
D_CASE001	distanza dal fabbricato più vicino
D_CASE100	distanza media dai 100 fabbricati più vicini
ALTIT	altimetria del sito
H_PAES	indice di diversità di paesaggio secondo Shannon
H_BOS	indice di diversità di bosco secondo Shannon
MARx_1KM	margini del bosco (a 250 m o 100 m a seconda del valore “x”)
P_B11	copertura % delle faggete
P_B12	copertura % delle abetine
P_B21	copertura % dei boschi submontani
P_B22	copertura % dei castagneti
P_B31	copertura % dei rimboschimenti di conifere
P_B41	copertura % dei boschi ripariali
P_N1	copertura % dei pascoli e arbusteti erbosi montani
P_N2	copertura % dei pascoli e arbusteti submontani e collinari
P_N3	copertura % dei seminativi e superfici artificiali
P_NA	copertura % dei pascoli
P_NB	copertura % degli arbusteti
P_NAB	somma di P_NA e P_NB

Tabella 4. Elenco dei fattori utilizzati per definire la relazione con le ricchezze specifiche di uccelli e chiroterri; le coperture percentuali si riferiscono a raggi di 250 m dal punto di rilevamento per gli uccelli e a raggi di 100 m per i chiroterri

3.5. Analisi dei dati

Una volta definiti i parametri illustrati nei paragrafi precedenti, abbiamo elaborato dei modelli di idoneità ambientale con l'impiego del software MaxEnt, basandosi sui soli dati di presenza delle specie, dopodiché si è cercato di individuare quali fattori ambientali potessero spiegare una maggiore ricchezza di alcune specie o gruppi di specie, verificandone la significatività attraverso l'elaborazione di modelli ecologici, utilizzando i Modelli Lineari Generalizzati, GLM, attraverso il software Statistica.

3.5.1. Modelli di idoneità ambientale

Gli approfondimenti sull'ecologia delle specie risultano particolarmente utili per definire, in modo più oggettivo, appropriati interventi di gestione e le misure di conservazione da adottare, oltre per che valutare il potenziale impatto di attività antropiche.

Tra i metodi di modellistica ecologica che risultano più funzionali a valutare l'idoneità ambientale per una specie, i fattori che concorrono a definirla e quindi le preferenze ecologiche delle specie stesse, negli ultimi anni, hanno acquisito sempre maggiore importanza quelli che impiegano dati di sola presenza (Elith *et al.*, 2006). Infatti, molti autori hanno evidenziato come analisi condotte su dati di presenza/assenza possano portare ad una erronea valutazione dei parametri ambientali che influiscono sulla distribuzione di una specie (Moilanen, 2002; Gu & Swihart, 2004), in quanto, nella maggior parte dei casi l'assenza è difficile da accertare, soprattutto quando si ha a che fare con specie dal comportamento elusivo oppure rare e quindi di maggior interesse per la conservazione (Kerr *et al.*, 2000). Tra i metodi che impiegano dati di sola presenza, si è affermato recentemente, per la sua particolare efficacia, il software MaxEnt, Maximum Entropy Modeling (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008), che confronta le informazioni ambientali disponibili per i punti in cui la presenza della specie è stata accertata con quelle dell'intero territorio (punti "background") e restituisce una distribuzione spaziale dell'idoneità del territorio per la specie stessa (Raes & ter Steege, 2007). Il metodo, basato sul principio di massima entropia, individua la distribuzione a entropia massima, sotto le limitazioni imposte dai fattori ambientali utilizzati come "costrittori" e permette di ottimizzare l'utilizzo delle informazioni note, cioè i dati di presenza, evitando, dall'altro lato di fare assunzioni su ciò che non si conosce (Phillips *et al.*, 2006).

Confrontato con altri metodi disponibili, MaxEnt sembra particolarmente efficiente ed affidabile (Elith *et al.*, 2006; Peterson *et al.*, 2007; Guisan *et al.*, 2007), riuscendo a dare

risultati utili anche con campioni di numerosità limitata (Papeş & Gaubert, 2007; Pearson *et al.*, 2007). I risultati ottenuti con questo metodo sono inoltre meno influenzati da livelli ineguali di campionamento, caratteristica che, in considerazione della poca omogeneità dei dati in genere disponibili a scala vasta, spesso concentrati in aree particolari quali tipicamente le aree protette, può essere molto utile per scopi applicativi come l'identificazione delle zone di maggior interesse per la conservazione (Tsoar *et al.*, 2007).

Un altro indubbio vantaggio è la possibilità di utilizzare dati raccolti in maniera non standardizzata, tra cui, solo per fare alcuni esempi, reperti e segnalazioni contenute in musei o collezioni, o database di progetti a vasta scala che non prevedono metodologie di censimento definite, di cui oggi c'è una crescente disponibilità (cfr. Ornitho; Lardelli, 2009). Queste banche dati risultano spesso particolarmente interessanti, soprattutto quando si ha a che fare con specie rare, e possono contribuire non poco, a incrementare il numero di dati disponibili. Recentemente il metodo è stato impiegato in Italia in alcuni studi ecologici riguardanti vari taxa, tra cui uccelli (Tellini Florenzano *et al.*, 2008; Campedelli *et al.*, 2009; Cutini *et al.*, 2009) e chiroterteri (Agnelli *et al.*, 2009), mostrando di poter offrire un utile modalità di analisi di dati raccolti con differenti metodologie.

Anche se MaxEnt può essere validamente utilizzato con dati inegualmente distribuiti fornendo risultati affidabili, nell'ambito di questa indagine, al fine di evitare il sovracampionamento di alcune zone rispetto ad altre, nel caso degli uccelli, abbiamo suddiviso l'area di studio in quadrati di 250 m di lato, selezionando per ciascuna specie, una sola localizzazione per ogni cella ed un solo dato nell'ambito di cinque giorni consecutivi.

A seguire sono stati elaborati per ciascuna specie di entrambi i taxa considerati, due modelli di idoneità ambientale, con i fattori in tabella 3, inserendo in entrambi data, anno, ed i fattori di tipo stazionale e di impatto antropico a cui si sono aggiunti in un caso le coperture relative alla tipologia di vegetazione (codice numerico; cfr. Codice 1 in tab. 2) e nell'altro quelle relative alla struttura (codice alfabetico; cfr. Codice 2 in tab. 2).

Per valutare l'efficienza dei modelli ottenuti, abbiamo utilizzato il valore dell'area sottesa dalla curva ROC (*Area Under the ROC Curve*, AUC) che, non essendo influenzato né dalle dimensioni del campione, né dal numero di fattori ambientali coinvolti, è un metodo largamente utilizzato per questi scopi (Fielding & Bell, 1997). La curva ROC essendo costruita mettendo in relazione la sensibilità del modello (proporzione di casi positivi classificati correttamente) con il complementare della sua specificità (proporzione di casi negativi classificati correttamente), riflette la capacità dello stesso di discriminare in modo efficace la presenza o meno della specie in esame.

I valori di AUC possono variare da 0,5 (modello senza nessuna capacità predittiva) ad 1 (modello che prevede esattamente la presenza della specie). Pertanto, si possono considerare efficienti i modelli il cui valore di AUC supera 0,8 (Manel *et al.*, 2001).

Tra i due modelli elaborati per ciascuna specie, abbiamo selezionato, dunque quello che presentava un valore di AUC più elevato e dopo aver definito come valore soglia di presenza/assenza fornito dal modello, quello che minimizza sia gli errori di omissione o false presenze, che di inclusione o false assenze (Hernandez *et al.*, 2006), abbiamo definito per ciascuna specie le aree più idonee, proiettando i risultati a scala di intero territorio.

3.5.2. Modelli per le ricchezze specifiche

Dai modelli di idoneità ambientale è stato possibile tradurre l'informazione ottenuta in un valore binario di presenza (1) o assenza (0) per ogni specie, a seconda che il valore del modello risultasse rispettivamente superiore o inferiore valore soglia scelto.

Questo ci ha permesso poi di poter calcolare le ricchezze specifiche (tab. 5); in particolare, per gli uccelli, oltre alla ricchezza totale (n. specie/punto) abbiamo calcolato le ricchezze anche per le diverse guild (par. 3.4.1), mentre per i chiroterri, interrogando la carta delle ricchezze ottenuta dal modello, per cerchi di 100 m, abbiamo calcolato la mediana della ricchezza specifica per ogni cerchio.

Codice	Descrizione
S_AVES_TOT	ricchezza totale in specie ornitiche
S_FBI	ricchezza in specie ornitiche agricole
S_FBI	ricchezza in specie ornitiche forestali
S_URB	ricchezza in specie ornitiche urbane
S_ECO	ricchezza in specie ornitiche ecotonali
S_CHIRO_MD	ricchezza mediana in specie di chiroterri

Tabella 5. Ricchezze specifiche calcolate relative ai popolamenti in esame

Prima di procedere all'elaborazione di modelli che spiegassero le ricchezze così definite, abbiamo verificato l'eventuale correlazione esistente tra i vari fattori disponibili, con l'impiego del software Statistica. A tale proposito, in virtù dell'elevata correlazione esistente tra i due fattori climatici, termotipo e ombrotipo, abbiamo scelto di inserire nei modelli soltanto quest'ultimo, meno correlato dell'altro con i restanti fattori. Inoltre, non abbiamo considerato il fattore P_NC che forniva una informazione correlata a quella dei due fattori di distanza dagli edifici (D_CASE001 e D_CASE100).

In seguito, abbiamo ritenuto opportuno selezionare tra i fattori ambientali disponibili quelli che sono particolarmente importanti per gli obiettivi dello studio, scegliendo quindi di inserirli direttamente nei modelli per evidenziare un loro possibile effetto che, qualora risultasse significativo, potrebbe suggerire l'applicazione di specifiche misure gestionali.

Nello specifico, come già esposto in sede di introduzione, abbiamo voluto evidenziare l'effetto degli ambienti caratteristici del Parco, cioè l'estensione dell'abetina, degli ambienti aperti e della faggeta, sintetizzando in ciascun caso l'informazione contenuta negli altri fattori elencati in tabella 4, attraverso l'Analisi delle Componenti Principali, PCA, fatta eccezione per l'altimetria; questa variabile, infatti, è stata inglobata soltanto nelle PCA elaborate per il modello riguardante la faggeta, per il fatto che il faggio, essendo una specie montana ha già di per sé una distribuzione legata all'altitudine.

L'uso delle PCA ha permesso di estrarre l'informazione contenuta in ciascuna delle variabili originali ed ottenere un minor numero di parametri derivati, non correlati tra loro, da usare nelle analisi statistiche, senza rischiare che un'eventuale correlazione come quella che in genere caratterizza le variabili ambientali, comporti una distorsione nei risultati.

A partire da un numero p di variabili è possibile calcolare un massimo di p componenti principali, non correlate tra loro e graficamente rappresentate secondo assi perpendicolari, ognuna delle quali deriva da una combinazione lineare delle variabili di partenza.

È così definito uno spazio multivariato in cui ciascuna componente racchiude in sé una percentuale diversa dell'informazione originaria: elevata per il primo asse e progressivamente minore per i successivi. A ciascuno degli assi è associato un valore di varianza spiegata, rispetto ai dati originali e quindi, una PCA sarà efficace se i primi assi spiegano la maggior parte della varianza globale del campione, così che l'originale massa di dati possa essere rappresentata in uno spazio bidimensionale definito dai suddetti assi, senza significativa perdita di informazione.

Il calcolo dei valori caratteristici (eigenvalori) fornisce un'indicazione sull'ammontare dell'informazione che le componenti principali rappresentano, il numero di componenti da considerare, infatti, è determinato considerando solo quelle che possiedono una varianza cumulata maggiore del 70% oppure solo i fattori aventi un eigenvalore maggiore di 1.

Nel nostro caso, attraverso questo tipo di analisi, per ciascuna delle tre tipologie ambientali di cui volevamo testare l'effetto diretto nei modelli, escludendole una alla volta dall'insieme dei parametri da sintetizzare, abbiamo calcolato una PCA con i fattori a 250 m da usare per i modelli con gli uccelli ed un'altra con quelli a 100 m per i chiropteri. Delle componenti principali ottenute da ciascuna analisi, sono state considerate per

l'elaborazione dei modelli, le prime in ordine di importanza (eigenvalori più elevati) che cumulativamente spiegavano almeno il 70% della variabilità originaria.

Come già accennato, per sviluppare i modelli ecologici sono stati utilizzati i Modelli Lineari Generalizzati, GLM, ovvero un metodo di analisi statistica che si può considerare un'estensione dei classici modelli di regressione lineare. Questi permettono di esaminare le risposte di una o più variabili in funzione di altre, con una notevole elasticità di utilizzo e sono usati frequentemente nella modellizzazione di diversi sistemi ecologici e nelle analisi di dati ornitici (Rushton *et al.*, 2004).

I GLM sono caratterizzati dall'aver una distribuzione dell'errore della variabile risposta, continua e appartenente alla famiglia esponenziale (normale, Poisson, binomiale, esponenziale, gamma) e consentono di specificare la funzione link che lega il valore atteso della variabile dipendente (o variabile risposta) alla combinazione lineare delle variabili indipendenti (o esplicative) che sono le possibili covariate che influenzano l'evento di interesse e che quindi sono in grado di spiegarlo significativamente

Nell'ambito di questo studio, i GLM sono stati usati con l'obiettivo di stabilire se esistono relazioni significative ($p < 0,05$) tra la ricchezza specifica (variabile dipendente) e le variabili ambientali (variabili indipendenti).

La scelta del migliore insieme di variabili da inserire nei modelli, è basata sul Criterio di Informazione di Akaike, AIC (McQuarrie & Tsai, 1998), che permette di estrapolare il gruppo di parametri di minor dimensione, mantenendo inalterata l'informazione contenuta nel modello, dove ogni variabile assume un peso relativo definito dal coefficiente di Wald. Inizialmente, per ciascuna delle ricchezze specifiche calcolate (tab. 5), postulando una distribuzione di Poisson per la varianza residua di errore ed una funzione di tipo logaritmico (Log), abbiamo cercato di spiegare la distribuzione di ciascuna ricchezza specifica mediante le rispettive PCA, dopodiché, mantenendo quelle risultate significative abbiamo elaborato un nuovo modello per ciascuna delle variabili relative alle tre tipologie vegetazionali di nostro interesse per lo studio.

In particolare, mentre per l'abetina e la faggeta si è testato l'effetto delle rispettive coperture P_B12 e P_B11, per gli ambienti aperti abbiamo voluto valutare sia l'effetto della struttura, elaborando un primo modello con le tre variabili P_NA (pascoli), P_NB (arbusteti) e P_NAB, che della tipologia attraverso altri due modelli, uno con P_N1 (ambienti aperti montani) e l'altro con P_N2 (ambienti aperti submontani e collinari).

L'effetto delle variabili è stato testato sia per relazioni di primo grado, che di secondo grado (utile per casi nei quali la relazione sia caratterizzata da picchi intermedi), e per gli ambienti aperti, nel modello con tre variabili, è stata valutata anche l'interazione tra queste. Per quantificare l'entità del miglioramento e quindi l'incremento d'informazione di un modello rispetto all'altro, è stata calcolata la differenza tra i valori di AIC, scegliendo, ogni volta, il modello più parsimonioso in base al minimo valore di AIC.

Infine, riguardo alle singole specie, abbiamo voluto testare l'effetto dell'abetina sulle preferenze ambientali (presenza/assenza) del rampichino alpestre e del regolo, elaborando i modelli con una distribuzione binomiale e con funzione logistica (Logit).

4. RISULTATI

4.1. Composizione dei popolamenti ornitici

I dati del monitoraggio ornitologico condotto nel ventennio 1992 – 2012 nella parte aretina del Parco unitamente ai censimenti condotti nella stagione riproduttiva 2012 anche nella parte fiorentina, hanno permesso di definire un quadro esaustivo delle specie di uccelli nidificanti nel versante toscano del Parco. In figura 6 è riportata la localizzazione dei dati ornitologici relativi alle 63 specie selezionate per lo studio, riferiti ai periodi 2009 – 2012 per le specie comuni e 2002 – 2012 per quelle rare (par. 3.1).

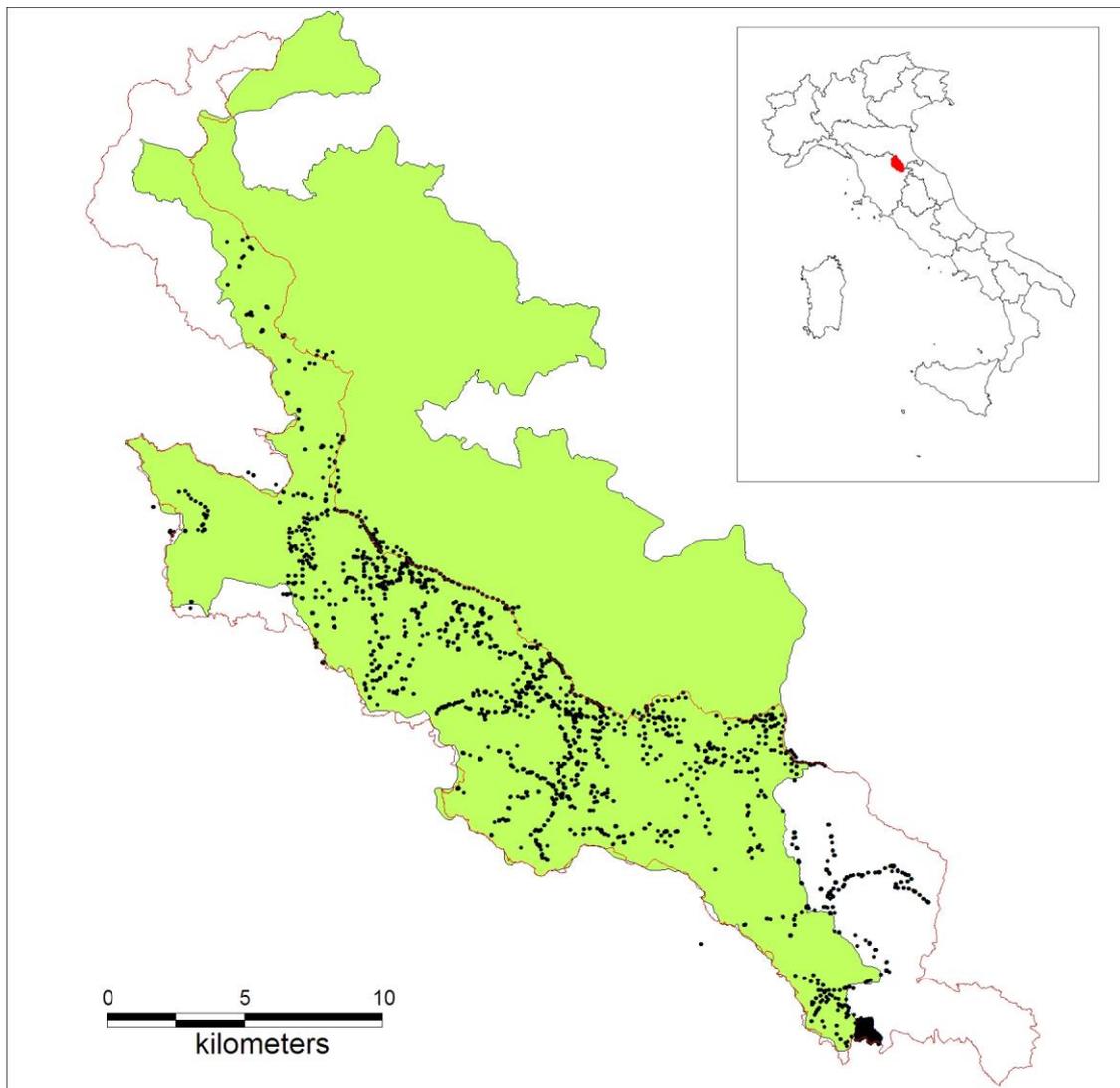


Figura 6. Localizzazione dei dati ornitologici (in nero); in verde l'area del Parco ed in rosso i confini dei Siti Natura 2000

Come in genere accade nelle comunità viventi terrestri, poche specie risultano molto comuni, a fronte di molte specie rare (Krebs, 2001; Magurran, 2004). Infatti, le 11 specie risultate più abbondanti, tra cui capinera e fringuello, costituiscono oltre la metà del popolamento complessivo che comprende in larga parte specie forestali, con l'aggiunta di qualche specie legata agli ecotoni. Complessivamente, delle 63 specie oggetto di studio, il 31,7% risulta legato ambienti forestali ed il 27,0% agli ecotoni mentre la parte restante comprende specie legate agli ambienti aperti (19,1%) ed antropizzati (22,2%).

I censimenti integrativi condotti nella stagione riproduttiva 2012 hanno riportato dati interessanti per alcune specie strettamente forestali, legate in particolare ai boschi maturi e giunte nel Parco negli ultimi anni, nel corso di un processo di espansione tuttora in atto, a testimonianza della tendenza generale all'incremento dell'avifauna forestale (Tellini Florenzano *et al.*, 2010). Tra queste, seppur escluse dall'analisi per il numero esiguo di contatti registrati, si segnalano il picchio nero, che predilige boschi misti di faggio e abete bianco con piante di grosse dimensioni, e la cincia dal ciuffo che trova nei boschi di conifere con alberi maturi ed anche marcescenti, un buon sito di nidificazione.

A conferma dell'importanza che le specie forestali presentano, si nota che sul territorio, queste hanno una ricchezza maggiore, sia come media (8,91 specie), sia come valori massimi e minimi, rispetto a quella delle altre guild, seguita dalle specie ecotonali (media di 5,58 specie).

Per quanto riguarda la ricchezza specifica totale e per le quattro guild in cui sono state suddivise le specie, come misura della biodiversità complessiva dell'area di studio, si riporta nella seguente tabella, una sintesi delle statistiche descrittive calcolate, includendo anche quella relativa ai chiroterri che saranno oggetto del paragrafo seguente.

Ricchezza	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Dev. Std.
S_AVES_TOT	17,14	17,0	7	32	4,34
S_FBI	2,24	1,0	0	14	2,70
S_WBI	8,91	9,0	1	17	2,83
S_URB	1,16	0,0	0	13	2,08
S_ECO	5,58	5,0	0	14	3,00
S_CHIRO_MD	4,64	4,9	0	9	1,75

Tabella 6. Sintesi delle statistiche descrittive calcolate per le ricchezze specifiche definite in tabella 5

4.2. Composizione dei popolamenti di chiroteri

Durante le uscite, tutte concentrate nel periodo tardo estivo, sono state identificate con certezza 12 specie, a cui se ne possono aggiungere, potenzialmente almeno altre quattro, tutte risultano già segnalate nell'area del Parco: le due specie afferenti al genere *Plecotus*, l'orecchione bruno e l'orecchione meridionale, e le due specie molto affini del genere *Myotis*, il vespertilio maggiore e il vespertilio di Blyth, il cui riconoscimento risulta ancor più complicato per la capacità che hanno di ibridarsi tra loro (Berthier *et al.*, 2006).

Un discorso a parte meritano i dati riportati come *Myotis sp.*, poiché nella maggior parte dei casi infatti, non è possibile distinguere tra loro le diverse specie, solo sulla base dei parametri delle emissioni sonore.

In tabella 7 è riportato l'elenco delle specie censite con il totale degli individui contattati e quelle selezionate per lo sviluppo dei modelli (x), mentre la figura 7 mostra la localizzazione dei dati selezionati per lo studio (par. 3.4.1).

Specie	Nome scientifico	Totale	Modelli
vespertilio di Daubenton	<i>Myotis daubentonii</i>	3	
vespertilio smarginato	<i>Myotis emarginatus</i>	4	
vespertilio di Natterer	<i>Myotis nattereri</i>	5	x
pipistrello albolimbato	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	183	x
pipistrello nano	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	186	x
nottola di Leisler	<i>Nyctalus leisleri</i>	1	
nottola comune	<i>Nyctalus noctula</i>	6	x
pipistrello di Savi	<i>Hypsugo savii</i>	140	x
serotino comune	<i>Eptesicus serotinus</i>	13	x
barbastello	<i>Barbastella barbastellus</i>	14	x
miniottero	<i>Miniopterus schreibersii</i>	5	x
molosso di Cestoni	<i>Tadarida teniotis</i>	5	x
vespertilio maggiore/di Blyth	<i>Myotis myotis/M. blythii</i>	20	x
	<i>Plecotus sp.</i>	2	
	<i>Myotis sp.</i>	27	

Tabella 7. Elenco delle specie/gruppi di specie di chiroteri censite nel 2012; solo quelle contrassegnate (x) sono state utilizzate per i modelli

La specie più abbondante è risultata il pipistrello nano con 186 contatti, seguito dal pipistrello albolimbato (N=182) e dal pipistrello di Savi (N=140). Da segnalare inoltre le presenze rilevate per il barbastello (N=14), il serotino comune (N=13) e complessivamente, quelle ascrivibili a specie legate al genere *Myotis*, a testimonianza di una elevata diversità del popolamento. Inoltre, seppur presenti, sono state rilevate solo un numero esiguo di volte specie forestali come la nottola comune e la nottola di Leisler.

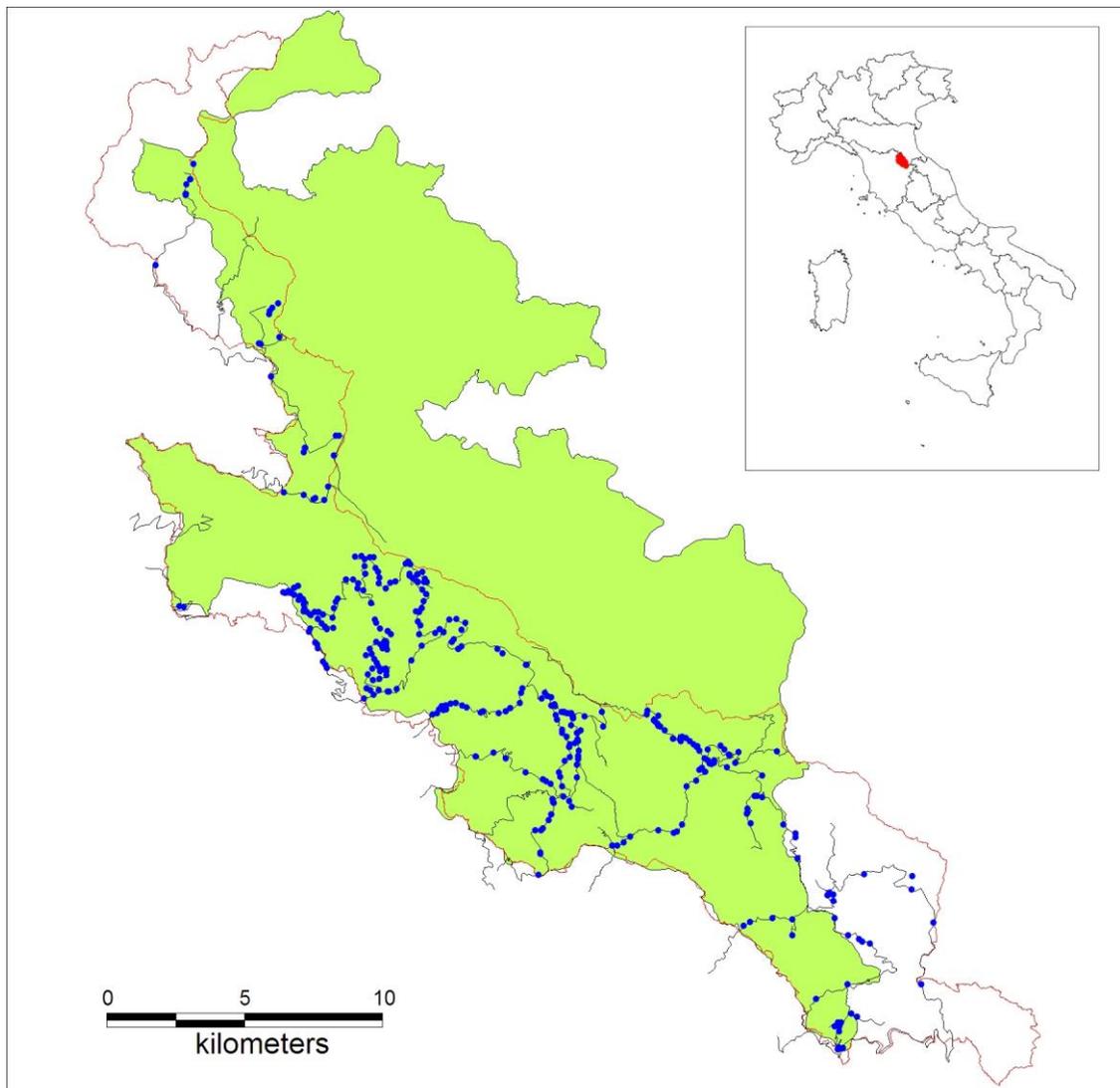


Figura 7. Localizzazione dei chiroterri contattati (in blu); in verde l'area del Parco Nazionale, in rosso i confini dei Siti Natura 2000 ed in grigio i transetti percorsi durante i rilievi

4.3. Modelli di idoneità ambientale per le specie ornitiche

Una sintesi dei risultati dei modelli di idoneità ambientale calcolati con il software MaxEnt per le 63 specie nidificanti selezionate, è riportata nell'appendice 8.1, dove per ciascuno dei fattori risultati significativi è indicata l'importanza percentuale che questo riveste nel modello di ciascuna specie e se il suo effetto è positivo (+) o negativo (-); nel caso di contributo nullo del fattore in termini percentuali, non ne viene ovviamente indicato l'effetto.

Tra i due modelli di idoneità ambientale elaborati per ciascuna specie (par. 3.5.1), abbiamo considerato quello che presentava il valore di AUC più elevato, che nella maggioranza dei casi è risultato essere quello con le coperture relative alla tipologia di vegetazione (codice numerico) e pertanto, in appendice compaiono solo i fattori relativi a questo modello.

Dai risultati ottenuti si evidenzia l'importanza delle due variabili di impatto antropico, cioè la distanza dal fabbricato più vicino (D_CASE001) e la distanza media dai 100 fabbricati più vicini (D_CASE100), infatti, tenendo presente che se l'effetto è negativo la specie tende ad essere più presente presso gli edifici, in quanto si parla di distanza, si osserva che per molte specie l'effetto di questi fattori è rilevante. Come previsto, anche le variabili di uso del suolo rivestono un'importanza notevole per l'ecologia di molte specie considerate.

In particolare, tra quelle che beneficiano della presenza di pascoli e arbusteti erbosi montani (PN_1), spicca il prispolone (importanza percentuale del fattore: 15%), altrove raro o assente, che nidifica pressoché soltanto al margine delle praterie montane, e che pertanto può per questo essere considerato un indicatore efficiente per questi ambienti. Sterpazzola (10,4%) e sterpazzolina di Moltoni (10,7%), congiuntamente con lo zigolo muciatto (13,3%) sono specie legate agli arbusteti e, se la seconda è caratteristica soprattutto degli arbusteti submontani, le altre due sono specie caratterizzanti pascoli e arbusteti situati a quote superiori. Infine, il lù piccolo (19,9%) che è una specie forestale che risulta particolarmente abbondante nelle situazioni di margine con la prateria.

L'importanza degli ambienti non forestali nel territorio del Parco è ulteriormente confermata dall'effetto che i pascoli e arbusteti submontani e collinari (PN_2) hanno su svariate specie (18 specie con effetto positivo >10%), tra cui due di interesse comunitario: l'averla piccola (37,0%) e la tottavilla (49,9%) a testimonianza del ruolo essenziale che questi ambienti rivestono per la conservazione. I valori di importanza percentuale maggiori ottenuti in tal caso rispetto ai pascoli posti a quote superiori, dipendono anche dalla limitata estensione delle praterie montane che quindi assumono un peso minore nei

modelli. In ogni caso, è giusto notare, che le comunità ornitiche che prediligono questi due diversi ambienti non coincidono e pertanto l'importanza delle praterie montane non può essere surrogabile da ambienti strutturalmente simili, posti però a quote inferiori.

Per quanto riguarda gli ambienti forestali, la faggeta (P_B11), nonostante la sua notevole estensione, non ospita un'avifauna ricca di elementi caratteristici, pur ricoprendo un ruolo importante per specie forestali legate alle abieti-faggete. Tuttavia, si registra un effetto positivo sulla presenza del picchio rosso maggiore (17,2%) che pare confermare il livello di notevole sviluppo delle faggete del Parco. Interessante anche il caso del lù verde (10,6%), specie generalmente rara o sporadica in Appennino, mentre nel versante toscano del Parco risulta abbastanza diffusa e abbondante, probabilmente per il notevole livello di sviluppo delle faggete di alto fusto, oltre che per fattori climatici.

L'altra componente forestale tipica dell'area di studio è costituita dalle formazioni di abete bianco, che risultano importanti per alcune specie di uccelli, in primo luogo per le due specie del genere *Regulus*: il regolo (61,9%) ed il fiorrancino (32,3%), la cui presenza è legata specificamente alle conifere. Per il rampichino alpestre (19,0%) l'abetina si conferma l'habitat d'elezione, sebbene negli ultimi anni abbia iniziato a colonizzare efficacemente sia le faggete sia alcune piantagioni di conifere. Infine, l'effetto positivo del fattore abetina per la ballerina gialla (14,7%) e la rondine montana (13,5%) è probabilmente da ricondursi al fatto che, nel Parco, la localizzazione dei siti dove queste sono presenti, ovvero i corsi d'acqua per la prima ed i centri abitati per la seconda, sono spesso circondati da abetine, come ad esempio accade a Camaldoli e Badia Prataglia.

Considerando invece i boschi submontani, in virtù anche delle loro caratteristiche di frammentazione in rapporto ad ambienti non forestali, si registra un effetto positivo di queste formazioni su specie come il rigogolo (44,8%), la tordela (15,7%) e la cinciallegra (24,5%); tre specie non esclusivamente forestali, ma che raggiungono le loro massime densità in situazioni ecotonali. L'elenco comprende anche il codibugnolo (14,7%) che frequenta boschi giovani come i cedui ed il picchio rosso maggiore (14,1%) che invece predilige i boschi maturi, oltre alla cinciarella (26,2%) che è invece specie tipica dei querceti.

A supporto di quanto detto, si riportano di seguito, a titolo di esempio, i risultati cartografati dei modelli di idoneità ambientale ottenuti per due specie di interesse conservazionistico: il rampichino alpestre, specie forestale legata all'abetina e quello della tottavilla, specie tipica degli ambienti aperti.

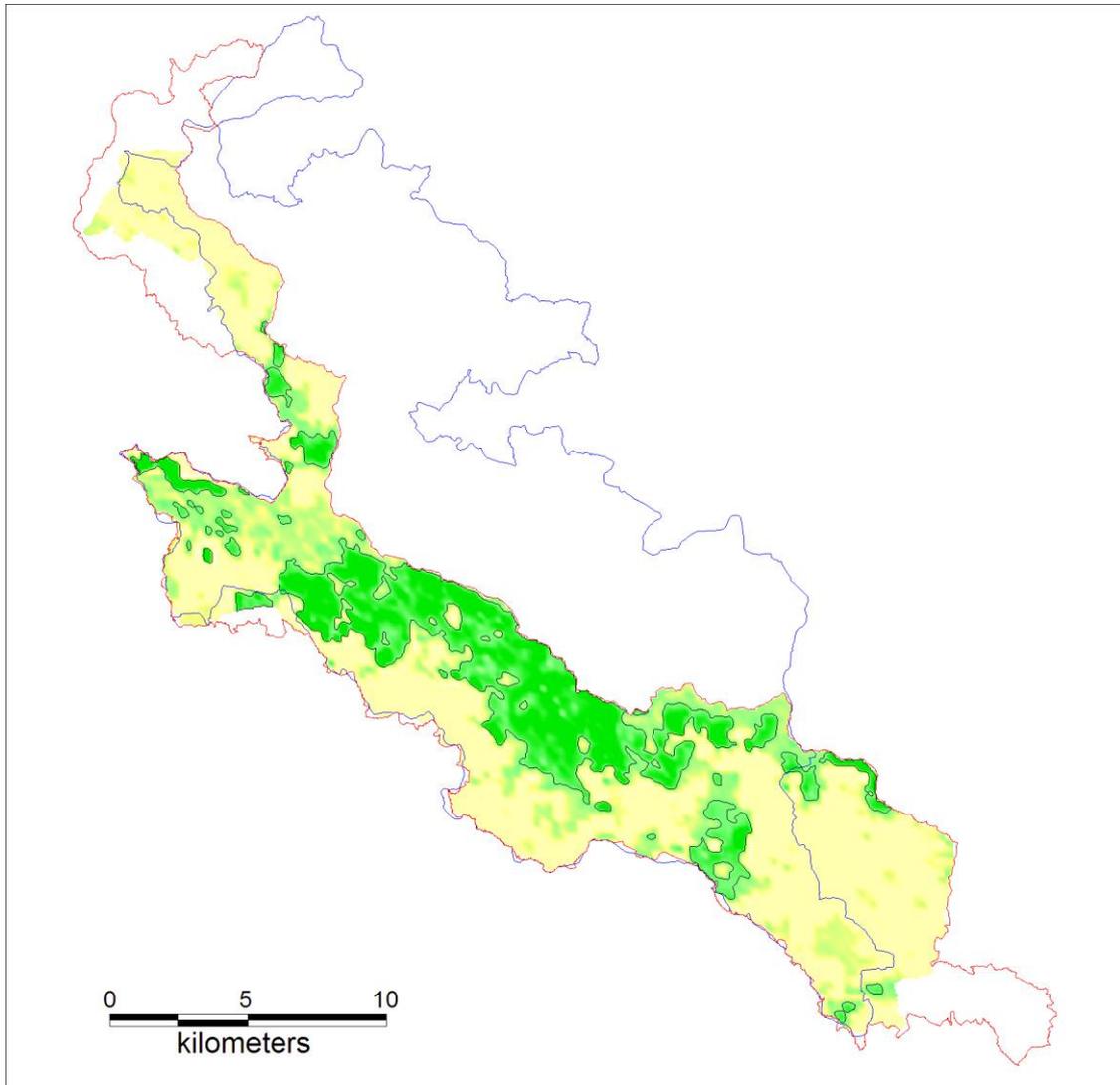


Figura 8. Carta di idoneità ambientale del rampichino alpestre, ottenuta dal modello elaborato; la colorazione varia dal verde in corrispondenza delle aree a maggior idoneità per la specie a giallo chiaro per idoneità progressivamente decrescenti

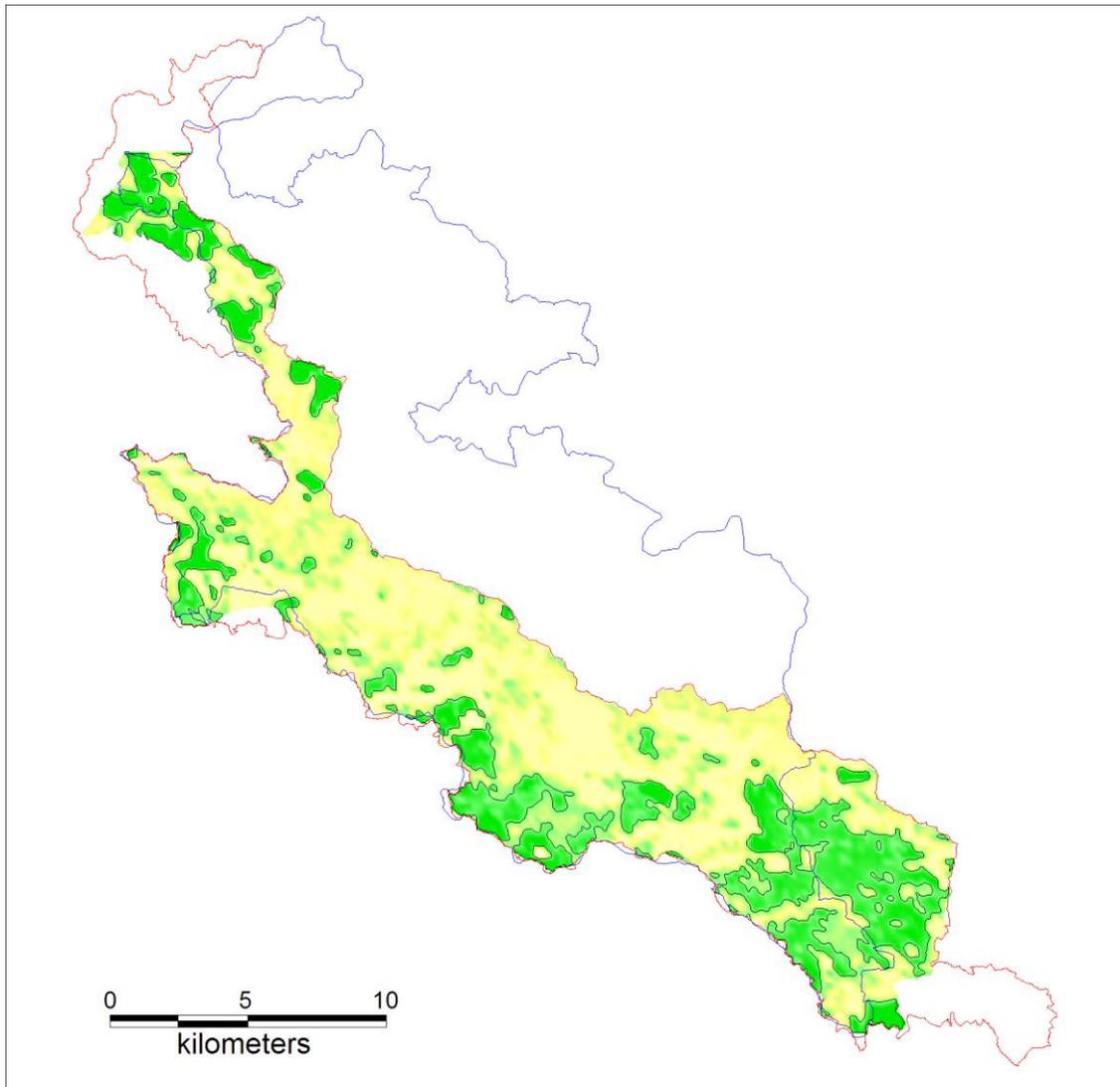


Figura 9. Carta di idoneità ambientale della tottavilla, ottenuta dal modello elaborato; la colorazione varia dal verde in corrispondenza delle aree a maggior idoneità per la specie a giallo chiaro per idoneità progressivamente decrescenti

Confrontando le carte con la carta della vegetazione del parco (fig. 3) si ha la conferma visiva di quanto sopra descritto, cioè la predilezione della tottavilla verso pascoli ed arbusteti submontani e collinari, mentre per il rampichino alpestre, le zone a maggior vocazione appaiono quelle legate alle abetine e più in generale al bosco di conifere, oltre che alla faggeta della fascia montana inferiore.

4.4. Modelli di idoneità ambientale per le specie di chirotteri

Una sintesi dei risultati dei modelli di idoneità ambientale calcolati per le tre specie di chirotteri maggiormente contattate (N>100) è riportata nella seguente tabella e permette di evidenziare l'effetto di alcuni fattori importanti per la gestione ambientale.

Fattore	Pipistrello nano		Pipistrello albolimbato		Pipistrello di Savi	
D_CASE001	7.5	+	3.1	-	2.1	-
D_CASE100	3.0	-	10.3	-	3.0	-
P_N1	4.6	-	5.6	-	7.3	-
P_N2	3.4	-	6.6	-	9.8	-
P_B11	7.5	-	11.6	-	14.7	-
P_B12	3.3	+	4.0	-	4.0	-
P_B21	8.0	-	4.8	-	9.2	-

Tabella 8. Sintesi dei risultati dei modelli di idoneità ambientale elaborati per le tre specie di chirotteri maggiormente contattate; per ciascun fattore è riportata l'importanza percentuale che questo riveste nel modello di ciascuna specie ed a fianco il suo effetto, positivo (+) o negativo (-)

I risultati ottenuti confermano l'antropofilia di queste tre specie, infatti, con l'unica parziale eccezione del pipistrello nano, che sembra evitare la diretta vicinanza degli edifici, tutti gli altri valori confermano un legame positivo di queste tre specie con la vicinanza ai fabbricati (D_CASE001) e ai centri abitati (D_CASE100). Anche in questo caso, come registrato anche per gli uccelli, è possibile affermare che alcuni elementi di valore per la conservazione della biodiversità si trovano nelle aree più antropizzate del Parco.

Un'altra tendenza comune alle specie in analisi è quella di evitare praterie e arbusteti sia montani (P_N1) sia delle quote inferiori (P_N2). Quindi, a differenza di quanto accade per gli uccelli, sembra che i chirotteri tendano a preferire gli ambienti forestali rispetto a quelli aperti ed ecotonali. D'altro canto, non si riportano particolari preferenze per nessuna delle specie forestali più diffuse che sono state saggiate (faggeta, abetina e boschi submontani) e l'effetto negativo registrato in quasi tutti i casi potrebbe ricondursi ad una generica preferenza che queste specie di chirotteri hanno per i boschi non puri, ma caratterizzati da situazioni di variabilità nella composizione. L'unica eccezione, in questo contesto, riguarda il pipistrello nano, che pare preferire l'abetina, tendenza che se risultasse confermata contribuirebbe a valorizzare una delle tipologie forestali più importanti del Parco.

4.5. Modelli per le ricchezze specifiche

Prima di procedere alla presentazione dei risultati dei modelli elaborati per la ricchezza specifica, si riportano, a titolo di esempio, alcune rappresentazioni grafiche relative alle Analisi delle Componenti Principali (par. 3.5.2) elaborate per ridurre il numero di variabili ambientali, pur mantenendo il livello di varianza spiegata oltre il 70%.

Nei grafici seguenti è rappresentata la proiezione delle variabili originarie sul piano descritto dai primi due fattori (in ordine di importanza secondo la percentuale di varianza spiegata) che compaiono con un effetto significativo nei rispettivi modelli elaborati.

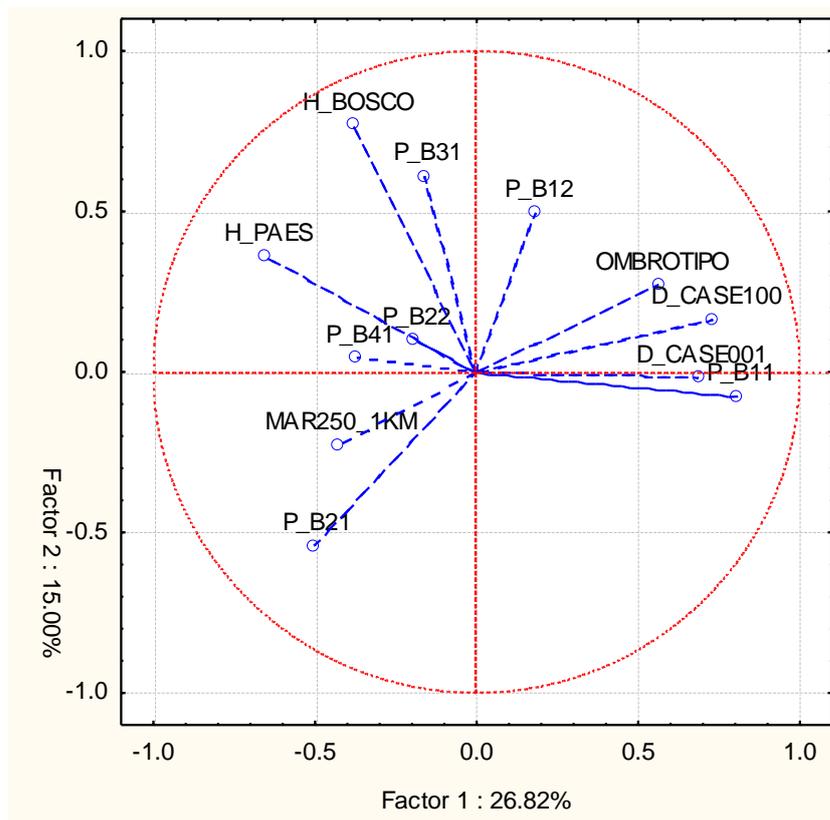


Figura 10. Proiezione delle variabili originarie riferite a 250 m, considerate per il modello riguardante gli uccelli relativo agli ambienti aperti; gli assi identificano le prime due componenti principali calcolate, che insieme spiegano il 41,82% della variabilità originale.

Osservando il grafico con le variabili di figura 10, inserite nel modello degli ambienti aperti per le ricchezze ornitiche, possiamo vedere come il fattore 1 (26,82% di varianza spiegata) individua un gradiente ambientale che, dai valori negativi a quelli positivi, separa le aree caratterizzate dalla presenza di taluni boschi di latifoglie (castagno, P_B22; specie ripariali, P_B41) dalle faggete (P_B11) e dalle aree distanti da elementi antropici (D_CASE001 e D_CASE100).

Il fattore 2 (15%) separa invece i boschi di latifoglie (P_B21) da quelli di conifere (abetine P_B12 e rimboschimenti di conifere P_B31).

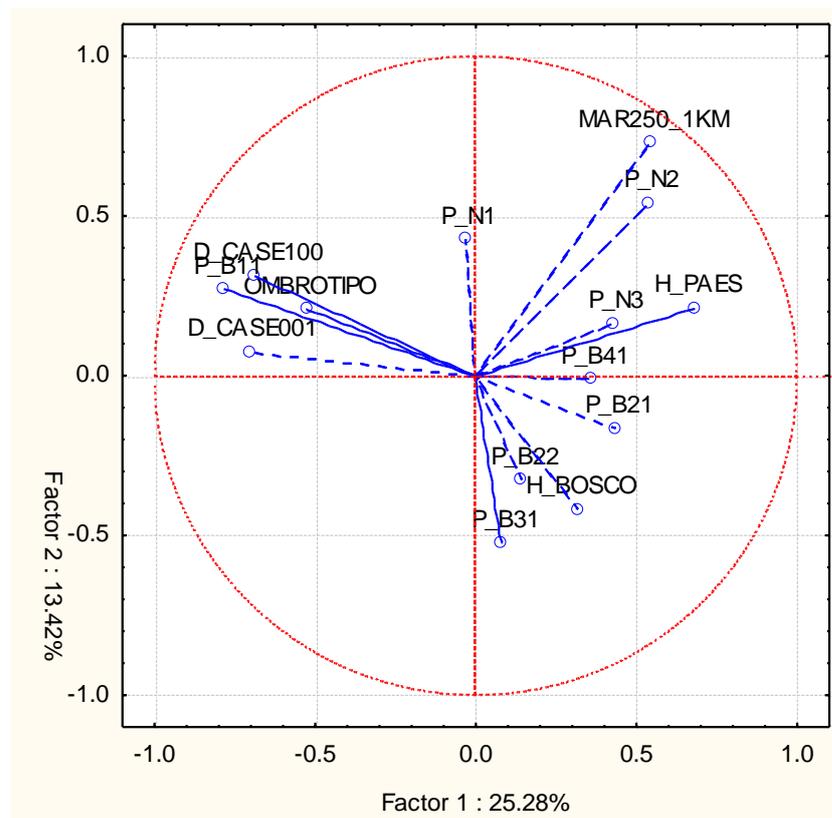


Figura 11. Proiezione delle variabili originarie riferite a 250 m, considerate per il modello riguardante gli uccelli relativo all'abetina; gli assi identificano le prime due componenti principali calcolate, che insieme spiegano il 38,70% della variabilità originale.

Analogamente al caso precedente, anche per quanto riguarda il grafico in figura 11, con i fattori impiegati per il modello dell'abetina sulle ricchezze ornitiche, si vede come il fattore 1 (25,28%) discrimini la faggeta e le aree distanti da elementi antropici, dagli altri contesti ambientali, mentre l'asse 2 (13,42%) distingue, in prima analisi, le aree boscate dagli ambienti aperti.

Infine, nel grafico in figura 12, con i fattori impiegati per testare l'effetto della faggeta sulla ricchezza specifica dei chirotteri, il fattore 1 (21,39%) identifica un gradiente ambientale che, dai valori negativi a quelli positivi, separa gli ambienti aperti (PN2__1, PN3__1) e i boschi di latifoglie (PB21_1, PB22_1 e PB41_1) dalle abetine (PB12_1) e dai rimboschimenti di conifere (PB31_1), mentre il fattore 2 (13,01%) distingue i boschi di latifoglie submontani e collinari (PB21_1) compresi i castagneti (PB22_1), dagli ambienti aperti montani (PN1__1).

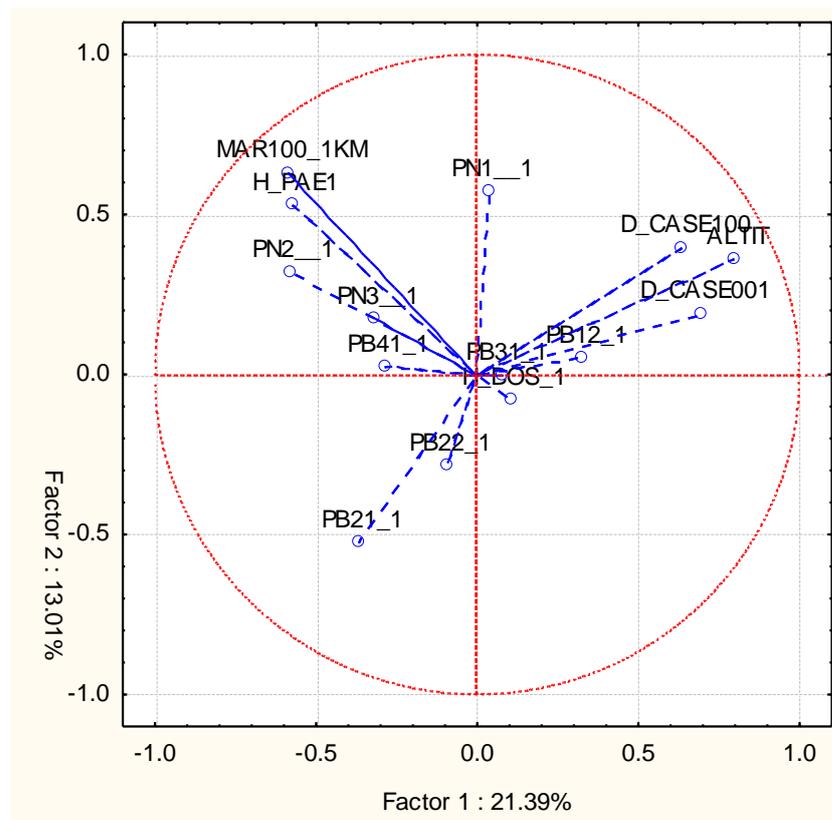


Figura 12. Proiezione delle variabili originarie riferite a 100 m, considerate per il modello riguardante i chirotteri relativo alla faggeta; gli assi identificano le prime due componenti principali calcolate, che insieme spiegano il 34.40% della variabilità originale.

Una sintesi dei modelli ottenuti per le ricchezze specifiche calcolate e l'effetto che ciascuna variabile considerata ha su di esse, è riportata in tabella 9, dove sono elencati solo i fattori risultati significativi nei modelli e la differenza nel valore di AIC rispetto al modello elaborato con le sole PCA. Nel caso di fattori che non davano luogo a relazioni significative, ne abbiamo ommesso l'inserimento tra i risultati.

Ricchezza	Fattore 1	Effetto	Wald	p	Fattore 2	Effetto	Wald	p	Δ AIC
S_AVES_TOT	P_N2	0,261	37,2	0,000					-17,8
	P_N1	-0,386	26,8	0,000					-25,0
	P_B12	-0,276	35,6	0,000					-35,2
	P_B11 ²	-0,174	40,0	0,000					-38,1
S_FBI	P_NAB	1,607	496,4	0,000					-453,5
S_WBI	P_NA	-1,352	386,8	0,000	P_NB	-0,994	106,1	0,000	-241,4
	P_B11	0,687	40,3	0,000	P_B11 ²	-0,468	16,1	0,000	-75,8
S_URB	P_N2	1,487	170,5	0,000					-27,0
	P_N1	-3,740	61,0	0,000					-23,6
S_ECO	P_N1	0,466	5,3	0,022					-3,1
	P_B12	-1,339	123,4	0,000					-153,6
	P_B11 ²	-0,370	16,6	0,000					-14,6
S_CHIRO_MD	P_B11 ²	0,432	156,2	0,000					-84,3

Tabella 9. Sintesi dei modelli ottenuti per le ricchezze specifiche; per ogni fattore è riportato il segno dell'effetto, la statistica di Wald, la sua significatività (p) e l'incremento d'informazione (Δ AIC) rispetto al modello con le sole PCA

In generale si osserva come la ricchezza totale delle specie ornitiche (S_AVES_TOT) sia legata positivamente (fig. 13) agli ambienti aperti submontani e collinari (P_N2), mentre risente negativamente di quelli posti a quote superiori (P_N1), oltre che delle formazioni forestali, quali appunto, l'abetina (P_B12) e la faggeta (P_B11); per quest'ultima la relazione negativa è risultata quadratica (fig. 14) e quindi l'entità del calo di ricchezza si fa sentire in misura maggiore ad ogni incremento unitario di superficie e sia il valore nella differenza di AIC (38,1), che la statistica di Wald (40) sono più elevati rispetto agli altri tre modelli elaborati.

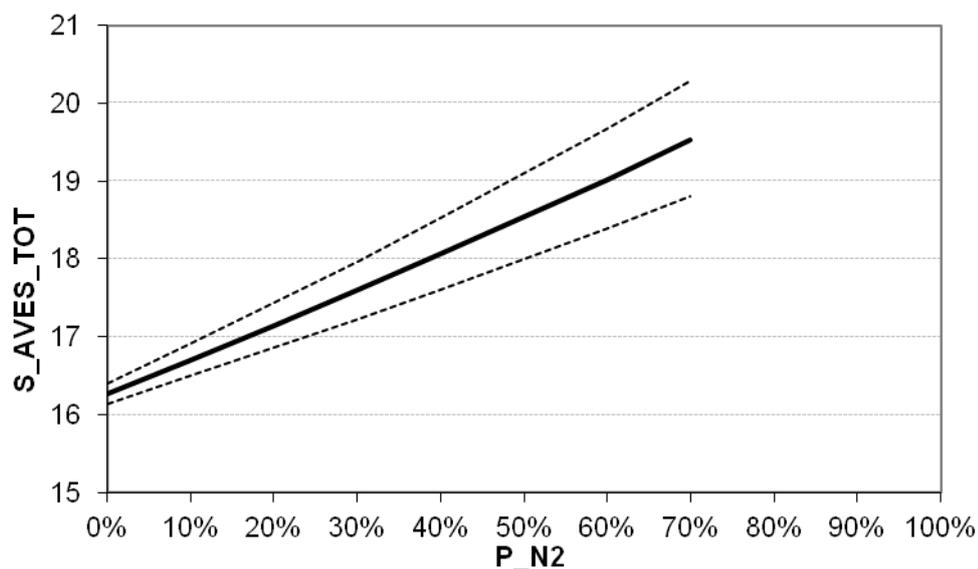


Figura 13. Andamento della ricchezza totale in specie ornitiche all'aumentare del tasso di copertura degli ambienti aperti submontani e collinari

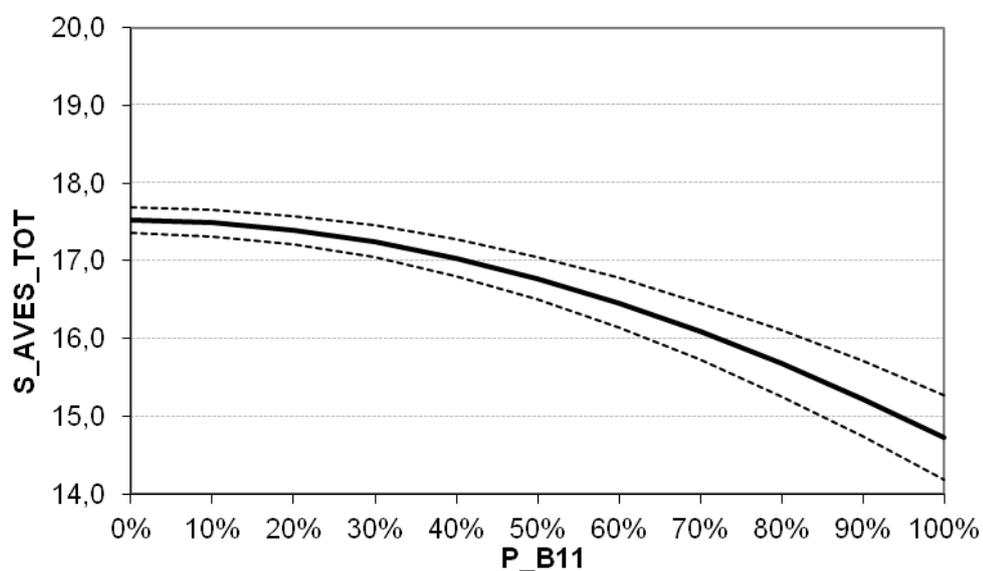


Figura 14. Andamento della ricchezza totale in specie ornitiche all'aumentare del tasso di copertura della faggeta

Un effetto simile, per certi aspetti, si registra per la ricchezza in specie ornitiche ecotonali (S_ECO), che risultano penalizzate dagli ambienti forestali, anche in tal caso con una relazione negativa quadratica nei confronti della faggeta (fig. 15) ma con un effetto decisamente più importante per quanto riguarda l'abetina ($\Delta AIC=153,6$ e statistica di Wald=123,4) mentre risentono positivamente degli ambienti aperti situati a quote superiori, anche se questi apportano un contributo minore e risultano meno significativi ($p=0,022$).

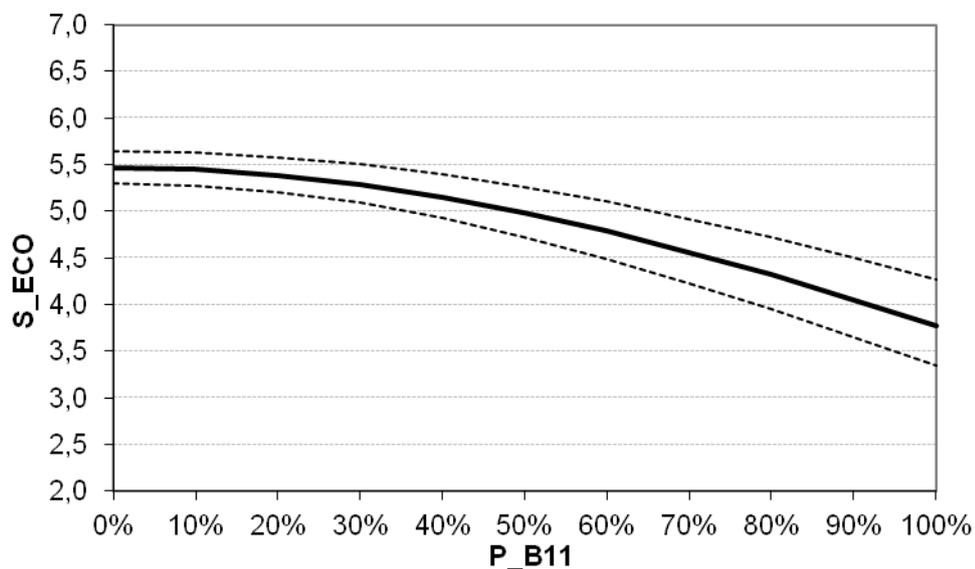


Figura 15. Andamento della ricchezza in specie ornitiche ecotonali all'aumentare del tasso di copertura della faggeta

La figura 16 mostra come gli ambienti aperti submontani e collinari abbiano un effetto positivo importante (statistica di Wald=170,5) sulla ricchezza in specie ornitiche legate agli ambienti antropizzati (S_URB), che seppur limitati all'interno del Parco, si sviluppano soprattutto lungo questa fascia, dove proprio la presenza umana contribuisce al mantenimento di prati, pascoli e arbusteti. D'altro canto, gli ambienti aperti alto montani sembrano avere un effetto negativo sulla ricchezza di queste specie, seppur di entità minore rispetto all'effetto positivo precedente (valori inferiori di ΔAIC e della statistica di Wald).

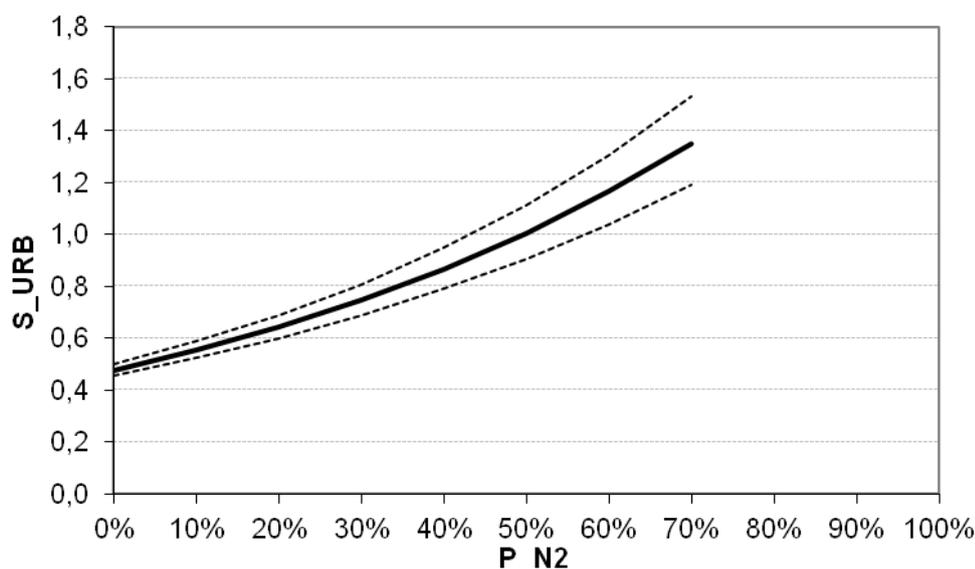


Figura 16. Andamento della ricchezza in specie ornitiche urbane all'aumentare del tasso di copertura degli ambienti aperti submontani e collinari

Come mostrato in figura 17, i modelli confermano che la struttura degli ambienti aperti considerati nel loro complesso (P_NAB) ha un effetto positivo estremamente importante ($\Delta AIC=453,5$ e statistica di Wald=496,4) nel determinare la ricchezza in specie ornitiche legate a tali ambienti (S_FBI) così come al contrario era da attendersi l'effetto negativo congiunto dei pascoli (P_NA) e degli arbusteti (P_NB) sulla ricchezza in specie forestali (S_WBI). In quest'ultimo caso il modello risulta particolarmente informativo ($\Delta AIC=241,4$) ed il contributo maggiore è fornito dai pascoli (statistica di Wald=386,8).

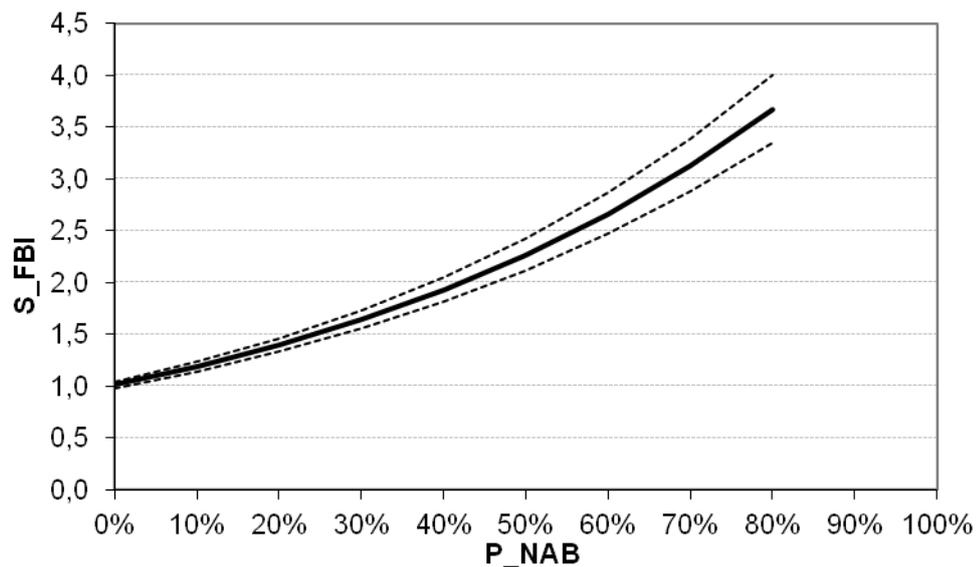


Figura 17. Andamento della ricchezza in specie ornitiche agricole all'aumentare del tasso di copertura di pascoli ed arbusteti

D'altro canto le specie forestali sembrano favorite da valori intermedi di copertura della faggeta, in quanto il relativo fattore compare sia al primo che al secondo grado, descrivendo quindi un incremento iniziale di ricchezza per coperture crescenti della faggeta (effetto positivo del fattore di primo grado) fino a decrescere (effetto negativo del fattore di secondo grado) man mano che la copertura si avvicina al totale (fig. 18). Tuttavia, sia l'importanza delle variabili che l'incremento di informazione del modello è piuttosto basso se confrontato con il precedente relativo agli ambienti aperti (valori inferiori di ΔAIC e della statistica di Wald).

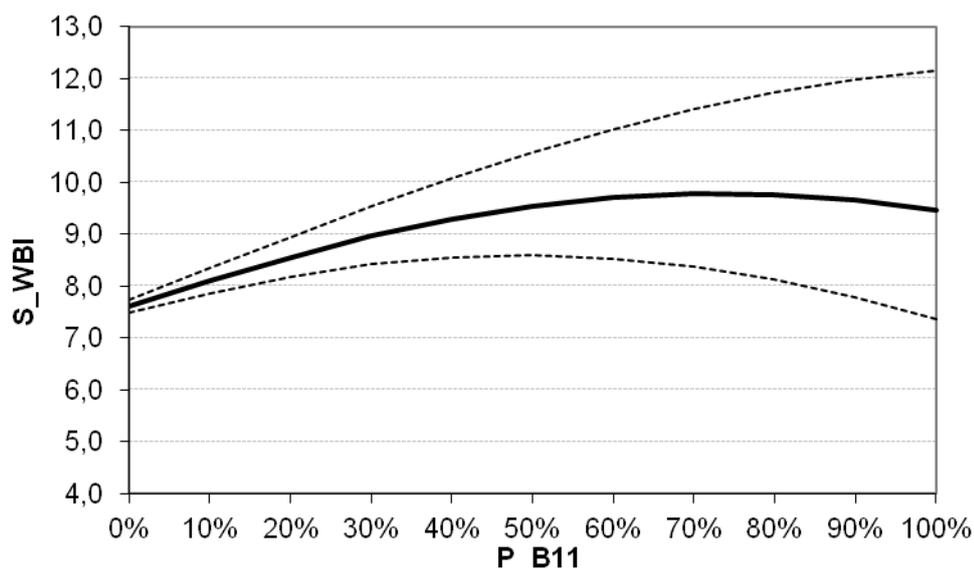


Figura 18. Andamento della ricchezza in specie ornitiche forestali all'aumentare del tasso di copertura della faggeta

La faggeta, seppur notoriamente povera per quanto riguarda la biodiversità ornitica (Tellini Florenzano, 2004), pare di estremo interesse per la ricchezza specifica dei chirotteri (S_CHIRO_MD), con la quale si registra un'importante relazione positiva di tipo quadratico (statistica di Wald=156,2), per cui un aumento unitario della copertura percentuale del faggio, causa un rapido incremento della ricchezza (fig. 19); tendenza che contribuirebbe a valorizzare una delle tipologie forestali meglio conservate del Parco.

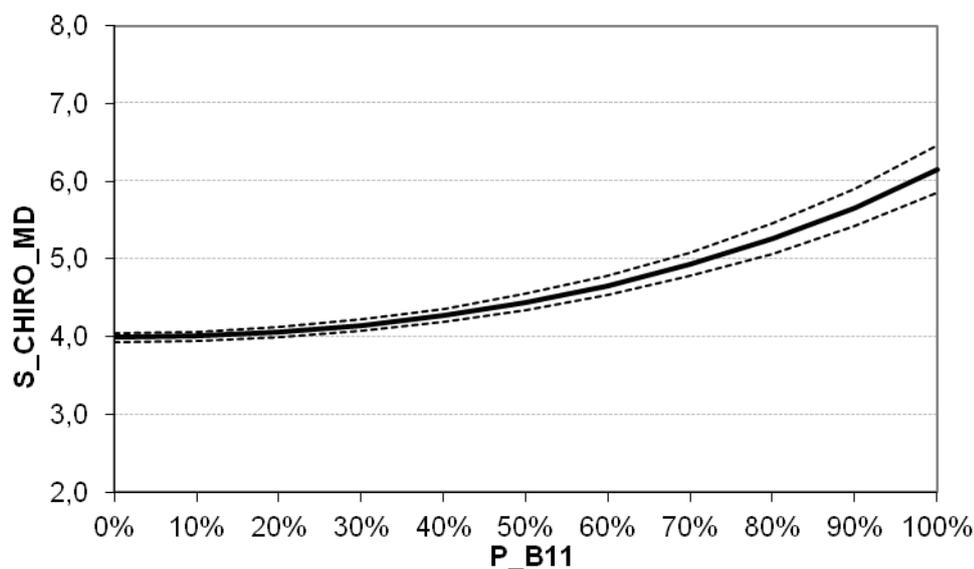


Figura 19. Andamento della ricchezza mediana in specie di chirotteri all'aumentare del tasso di copertura della faggeta

D'altra parte l'abetina, che negli unici due modelli in cui è risultata significativa, sembra avere un effetto negativo sulla ricchezza ornitica totale e in specie ecotonali, in realtà ha un ruolo di fondamentale importanza per l'abbondanza di alcune specie strettamente forestali, quali ad esempio, il rampichino alpestre ed il regolo, confermata sia dall'entità dell'effetto che dai valori elevati di ΔAIC e della statistica di Wald ottenuti dai due rispettivi modelli.

Specie	Fattore	Effetto	Wald	p	ΔAIC
regolo	P_B12	14,692	125,9	0,000	-13,4
ramp_alpestre	P_B12	9,789	85,8	0,000	-225,5

Tabella 10. Sintesi dei modelli ottenuti per l'abbondanza delle due specie forestali di interesse; per ogni fattore è riportato il segno dell'effetto, la statistica di Wald, la sua significatività (p) e l'incremento d'informazione (ΔAIC) rispetto al modello con le sole PCA

5. DISCUSSIONE

Lo studio si proponeva di valutare lo stato della biodiversità nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, confrontando le ricchezze specifiche calcolate per uccelli e chiroterti con la percentuale di copertura dell'abetina, della faggeta e degli ambienti aperti.

La ricchezza specifica, infatti, è un parametro del popolamento che fornisce una buona stima della biodiversità complessiva (Erdelen, 1984) e nel nostro caso le diverse ricchezze considerate sono state calcolate attraverso l'elaborazione di modelli di idoneità ambientale che hanno permesso di definire le zone di presenza potenziale per ciascuna specie, tenendo conto dei fattori stazionali, antropici ed ambientali caratterizzanti il sito.

Osservando la distribuzione dei dati disponibili relativi ad entrambi i popolamenti (figg. 6 e 7) appare evidente la loro disomogenea distribuzione e soprattutto il numero inferiore di dati riferiti alla parte fiorentina del Parco, censita soltanto nella stagione riproduttiva 2012. Tuttavia, come già premesso in sede di analisi dei dati, la procedura di massima entropia, MaxEnt, permette di costruire modelli efficienti anche con dati non equamente distribuiti e con variabili piuttosto grossolane come quelle derivanti da banche dati climatiche a scala vasta, ma è anche in grado di apprezzare elementi di maggiore dettaglio come quelli derivanti dalla carta della vegetazione del Parco, garantendo un buon grado di accuratezza dei risultati.

Questi modelli permettono di prevedere potenzialmente quali porzioni di territorio costituiscono l'areale di idoneità di ciascuna specie e quindi di poter estrapolare un dato di ricchezza specifica che sia indipendente dagli effettivi dati di presenza in nostro possesso.

I modelli ottenuti presentano valori di AUC elevati a conferma della loro efficienza ed in particolare per gli uccelli, la coerenza ecologica con i fattori che maggiormente contribuiscono alla definizione delle preferenze ambientali delle specie e la congruenza con le presenze effettivamente registrate, fanno ritenere i risultati affidabili. Un ulteriore riscontro dell'effettiva capacità predittiva del modello, potrebbe consistere nel verificare la presunta presenza indicata dallo stesso in aree che non sono state interessate dai censimenti e per le quali non vi sono informazioni disponibili.

Nel caso dei chiroterti, nonostante i valori di AUC (tutti superiori a 0,71) comprovino la bontà dei modelli, per la maggioranza delle specie esaminate il numero di dati disponibili era piuttosto basso (solo tre specie con $N > 100$) ed in ogni caso limitato ad una sola stagione di rilevamento. E' noto, infatti, che il comportamento dei chiroterti varia, oltre che

tra le specie e secondo la stagione, anche in base alle caratteristiche meteo-climatiche del sito ed alle tendenze individuali. Pertanto, sarebbe auspicabile, in futuro, poter ripetere i rilievi così da eliminare l'effetto di eventuali spostamenti in dipendenza della disponibilità trofica e delle condizioni meteo-climatiche.

Complessivamente si è registrato un buon livello di biodiversità, sia per quanto riguarda la ricchezza specifica di entrambi i popolamenti, che per le diverse preferenze ambientali che le specie di uccelli mostrano durante il periodo riproduttivo, seppur la ricchezza maggiore sia da ascrivere alle specie forestali, visto che, come si nota dalla carta della vegetazione, le foreste sono la tipologia dominante, sia per numero di habitat che per estensione.

Per quanto riguarda gli ambienti forestali, lo studio ha confermato l'importanza delle abetine nell'ospitare un'avifauna caratteristica, tra cui anche specie di notevole interesse per la conservazione, come il rampichino alpestre, la cui abbondanza è legata fortemente a questa tipologia forestale (Tellini Florenzano, 2004); al contrario, questa non risulta contribuire in modo significativo ad un incremento di ricchezza specifica per le specie forestali ed anzi, fa registrare un calo nella ricchezza ornitica totale oltre che, ovviamente, in quella per le specie ecotonali. Di contro, la faggeta, nonostante la sua notevole estensione, non ospita un'avifauna ricca di elementi caratteristici, pur ricoprendo un ruolo importante per il lui verde e per specie forestali legate alle abieti-faggete; questo dato trova conferma nell'effetto positivo registrato sulla ricchezza in specie forestali dei valori di copertura del faggio fino al 70% circa, in corrispondenza del quale si registra la ricchezza massima, che poi decresce man mano che si passa a boschi puri di faggio.

Un interessante effetto positivo sulle ricchezze specifiche è quello che si registra in generale con gli ambienti aperti, quali pascoli e arbusteti; infatti, i dati disponibili evidenziano che alcune delle specie di maggior interesse rinvenibili nell'area di studio, sono legate proprio a questi ambienti, come ad esempio, latottavilla, l'allodola e l'averla piccola; specie di interesse comunitario inserite in allegato alla Direttiva Uccelli e con trend negativo (Tellini Florenzano *et al.*, 2002; 2010; Ceccarelli & Gellini 2008).

Inoltre negli ambienti aperti montani, si è riscontrata la presenza del prispolone, che nel Parco è in sostanza scomparso in habitat analoghi posti a quote inferiori dove prima era abbastanza diffuso (Tellini Florenzano *et al.*, 2010), a conferma dell'importanza delle aree aperte montane, per le quali è necessaria un'attenta gestione volta alla loro conservazione, vista la progressiva riduzione di tali ambienti a causa dell'avanzamento del bosco e, di conseguenza, la drammatica diminuzione di molti organismi legati a questi contesti.

Gli ambienti aperti, se considerati complessivamente, hanno un effetto estremamente importante nel favorire la ricchezza di specie a questi legate e, ovviamente, influenzano negativamente la ricchezza specifica in specie forestali. Tuttavia, considerando separatamente gli ambienti aperti posti a quote diverse, si nota che nel caso degli uccelli, sia per la ricchezza specifica totale che per quella relativa alle specie urbane si registra un effetto positivo dei pascoli ed arbusteti posti a quote inferiori ed al contempo un effetto negativo di quelli montani. Questo risultato permette di fare interessanti valutazioni, se si considera anche l'effetto, spesso negativo, registrato nei confronti delle singole specie riguardo alla distanza dai fabbricati, che rafforza l'importanza della conservazione dei contesti più strettamente legati alla presenza antropica nel territorio del Parco e che spesso sono situati proprio nella fascia submontana e collinare. Probabilmente questo effetto dipende anche dal fatto che il paesaggio ha caratteristiche diverse al variare della distanza dalle aree antropizzate, in corrispondenza delle quali si ha generalmente una maggiore varietà ambientale (orti, frutteti, ecc.) e disponibilità di siti riproduttivi. Tale ipotesi pare confermata dall'importanza dei contesti antropizzati registrata nel caso delle singole specie di chirotteri, per i quali è noto peraltro che territori di caccia sono tanto più adatti quanto più sono composti da un maggior numero di tipologie ambientali (Martinoli *et al.*, 2003).

Riguardo ai chirotteri, i dati raccolti nei censimenti, relative ad un solo anno e limitate alla sola stagione tardo estiva, sebbene non si possano considerare esaustive per dipingere un quadro completo del popolamento presente nel Parco, hanno però contribuito a fornire indicazioni preliminari ma importanti sulla distribuzione e sull'utilizzo dell'habitat da parte delle diverse specie e costituiscono, in questo senso, una importante integrazione alle informazioni già disponibili sulle presenze e sui rifugi (Agnelli *et al.*, 1999; Scaravelli 2001; Agnelli 2009; Agnelli & Maltagliati 2012), gettando le basi per ulteriori approfondimenti ed eventuali monitoraggi da ripetere in futuro, in diversi periodi dell'anno e magari anche in altri settori.

Sono risultati nettamente dominanti, per numero di contatti, il pipistrello nano, il pipistrello albolimbato ed il pipistrello di Savi, tutti antropofili, più o meno legati agli insediamenti umani per i rifugi e di conseguenza molto comuni e diffuse in Italia (Agnelli *et al.*, 2004) dove risultano praticamente ovunque, le tre specie più abbondanti (Fornasari *et al.*, 1999).

Degno di nota è il numero di contatti registrati con il genere *Myotis* che, al di là delle difficoltà di identificazione, sono generalmente legate al bosco (Dietz *et al.*, 2009; Lanza, 2012), dove si ritrovano con maggiore frequenza (Fornasari *et al.*, 1999; Russo & Jones 2003). Quindi, la grande abbondanza di pipistrelli del genere *Myotis* può essere considerata

un indice dell'elevata qualità degli ambienti forestali del Parco, valutazione questa che viene rafforzata anche dalla presenza del barbastello, specie troglifila e dendrofila, di elevato interesse conservazionistico (Russo 2006), inserita nell'allegato II della Direttiva Habitat e solo recentemente accertata nel Parco (Maltagliati *et al.*, 2009); essa è legata in particolare a boschi maturi, con alberi di grosse dimensioni (soprattutto faggi) parzialmente senescenti o morti, dove trova rifugio sotto la corteccia (Russo *et al.*, 2004; 2010).

Tra le specie tipicamente forestali, si è confermata la presenza della nottola comune, per la quale erano note alcune catture in attività di foraggiamento (Agnelli *et al.*, 1999; Scaravelli, 2001) e la nottola di Leisler per la quale ci sono diverse segnalazioni (Scaravelli, 2001) e la presenza è stata recentemente confermata dall'occupazione di alcune vecchie bat box (Maltagliati *et al.*, 2009). Possiamo comunque supporre che la scarsità di dati ottenuti per queste due specie nell'ambito di questo studio sia probabilmente da imputare anche al fatto che essendo specie migratrici (Hutterer *et al.*, 2005; Lanza, 2012) sarebbe possibile magari registrare maggiori contatti estendendo ulteriormente il periodo della ricerca oltre il termine della stagione estiva.

Oltre al valore intrinseco delle singole specie di chiroteri censite nel Parco, molte delle quali di estremo interesse per la conservazione (Direttiva Habitat e L.R.T. 56/2000) che contribuiscono ad incrementare il livello complessivo di biodiversità dell'area protetta, la relazione positiva registrata per la ricchezza specifica di chiroteri con la faggeta, è un'interessante conferma del valore di questo tipo di foreste, considerate tra le meglio conservate d'Europa. In altri termini, la ricchezza in specie di chiroteri può essere quindi considerato un indicatore utile per valutare questi ambienti.

6. CONCLUSIONI

I risultati ottenuti hanno permesso di evidenziare quali fattori influenzano, sia positivamente sia negativamente, la biodiversità nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. Infatti, grazie alle differenze biologiche ed ecologiche esistenti tra i due taxa scelti come bioindicatori, i chiroterri hanno permesso di integrare alcune importanti informazioni a quelle desunte dallo studio relativo agli uccelli, per i quali è più comune e consolidato l'impiego come indicatori di qualità degli ecosistemi.

I risultati ottenuti dal confronto delle ricchezze specifiche calcolate dai modelli di idoneità ambientale per le specie di entrambi i taxa, con le percentuali di copertura di abete, faggio ed ambienti aperti (praterie ed arbusteti sia montani che submontani), hanno messo in evidenza alcuni aspetti importanti, utili anche dal punto di vista gestionale.

Considerata la natura forestale del Parco, le foreste sono la tipologia dominante, e quindi la ricchezza specifica maggiore per quanto riguarda il popolamento di uccelli si è registrata per le specie forestali, tuttavia risulta interessante il ruolo fondamentale assunto dalle aree aperte, in particolare quelle poste a quote inferiori, sia come elemento di diversificazione ambientale, che come habitat per numerose specie meritevoli di tutela, contribuendo a rendere più interessante il popolamento e ad incrementare la ricchezza specifica ornitica totale e in specie urbane. Queste tipologie di ambienti, sono la testimonianza dell'antica presenza umana diffusa lungo tutto l'arco appenninico, che ha contribuito a creare e mantenere praterie, pascoli, e arbusteti, che in seguito allo spopolamento della montagna dal secondo dopoguerra, si sono fortemente ridotte in favore di un recupero del bosco.

La gestione forestale se svolta in un'ottica non ristretta alla produttività di legname e/o alla difesa idrogeologica, assume un ruolo chiave per la conservazione non solo degli uccelli nidificanti legati a questi sistemi, ma anche dei chiroterri, soprattutto per le specie dendrofile che trovano rifugio in cavità naturali degli alberi o tra le fessure della corteccia, e più in generale per quelle che trovano nelle zone boscate fondamentali territori di caccia.

Pertanto, considerando quanto detto in sede di discussione, si ritiene che in un'ottica gestionale rivolta al mantenimento e all'incremento della biodiversità, sia necessario porre particolare attenzione, da un lato, alla conservazione delle abetine, per le quali si riscontra la tendenza alla sostituzione con boschi misti di abete e faggio (Borchi *et al.*, 1997) più simili alla vegetazione naturale del piano appenninico submontano e, dall'altro, alla salvaguardia degli ambienti aperti minacciati dal generalizzato processo di afforestazione

(Falcucci *et al.*, 2007) e che invece contribuiscono in modo rilevante ad aumentare la diversità complessiva dei popolamenti di uccelli e possono costituire territori di caccia idonei per alcune specie di chirotteri, in particolare, in situazioni di margine con il bosco. Per questo, sarebbe importante attivare delle misure di gestione per la salvaguardia di alcune di quelle aree dove esiste ancora la presenza dell'uomo sul territorio, poiché appare chiaro che la gestione degli ambienti aperti gioca un ruolo chiave nella conservazione e che quindi sia una delle maggiori priorità a scala globale, visto che il mantenimento di questi ambienti dipende esclusivamente dall'intervento antropico, per cui una gestione oculata e mirata alla conservazione, è decisiva per mantenere ed incrementare la biodiversità. A questi due aspetti, relativi alla salvaguardia delle abetine e degli ambienti aperti, si aggiunge un'ultima considerazione per quanto riguarda la faggeta, per la quale, se da un lato si riscontra la sua influenza negativa sulla ricchezza ornitica specifica, peraltro già documentata in studi precedenti (Tellini Florenzano, 2004), dall'altro risulta essere notevolmente importante nell'incrementare la ricchezza specifica dei chirotteri e per valori intermedi di copertura (boschi misti) comporta un aumento di ricchezza in specie ornitiche forestali; pertanto si ritiene di poterne rivalutare il ruolo positivo nel contribuire a definire l'interesse naturalistico complessivo del Parco.

7. BIBLIOGRAFIA

- Agnelli P. & Maltagliati G. 2012. I chiroterri della Riserva naturale biogenetica di Camaldoli. In: Bottacci A. (ed.). La Riserva naturale biogenetica di Camaldoli. 1012-2012. Mille anni di rapporto uomo-foresta. Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Pratovecchio, pp. 255-260.
- Agnelli P. 2009. I Chiroterri di Sasso Fratino. In: Bottacci A. La Riserva Naturale Integrale di Sasso Fratino: 1959-2009. 50 anni di conservazione della biodiversità. Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Pratovecchio, pp. 202-206.
- Agnelli P., Campedelli T., Cutini S., Farina F., Londi G. & Tellini Florenzano G., 2009. Algoritmi di massima entropia per la determinazione dell'idoneità ambientale a scala regionale di alcune specie di chiroterri. In: Dondini G., Fusco G., Martinoli A., Mucedda M., Russo D., Scotti M. & Vergari S. (editors). Chiroterri italiani: stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Scondo Convegno Italiano sui Chiroterri. Serra San Quirico (Ancona) 21-23 novembre 2008-Parco Regionale della Gola della Rossa e di Frasassi: 107-110.
- Agnelli P., Patriarca E. & Martinoli A. 2004. Le specie presenti in Italia. In: Agnelli P., Martinoli A., Patriarca E., Russo D., Scaravelli D. & Genovesi P. (eds.). Linee guida per il monitoraggio dei chiroterri. Quaderni di Conservazione della Natura 19. INFS, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, pp. 13-87.
- Agnelli P., Scaravelli D., Bertozzi M. & Crudele G. 1999. Primi dati sui Chiroterri del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, M. Falterona e Campigna. In: Dondini G., Papalini O. & Vergari S. (eds.). Atti del Primo Convegno Italiano sui Chiroterri. Castell'Azzara (Grosseto), 28-29 marzo 1998-Tipografia Ceccarelli, Grotte di Castro (VT), pp. 23-31.
- Alberti G., Marelli A., Piovesana D., Peressotti A., Zerbi G., Gottardo E., Bidese F., 2006. Accumulo di carbonio e produttività delle iantagioni legnose (Kyoto forests) del Friuli Venezia Giulia. *Forest@ 3*: 488-495.
- Aree protette della Provincia di Arezzo, Provincia di Arezzo, Ed. Le Balze, 2004.
- Bautista-Cruz A., Del Castillo R.F., 2005. Soil changes during secondary succession in a tropical Mountain Cloud forest area. *Soil Science Society of America Journal* 69: 906-914.
- Berthier, P; Excoffier, L; Ruedi, M. 2006. Recurrent replacement of mtDNA and cryptic hybridization between two sibling bat species *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Proceedings of The Royal Society B-Biological Sciences*. 273: 3101-3109
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., 1992. *Bird Census Techniques*. British Trust for Ornithology & The Royal Society for the Protection of Birds. London, pp. 257.
- Blasi C., Ciancio O., Iovino F., Marchetti M., Michetti L., Di Marzio P., Ercole S. & Anzelotti I., 2004. Il contributo delle conoscenze fitoclimatiche e vegetazionali nella definizione della rete ecologica d'Italia. In: Blasi C., D'Antoni S., Dupré E. & La Posta A. (editors). Atti del Convegno "La conoscenza botanica e zoologica in Italia: dagli inventari al monitoraggio". *Quad. Cons. Natura*, 18, min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica: 161-180.

- Borchi S., Chioccioli P., Miozzo M., 1997. L'assestamento forestale nei parchi nazionali: il piano delle foreste Casentinesi. *Sherwood (Arezzo)* 23: 5-10.
- Borchi S., 1989. *Foreste Casentinesi*. D.R.E.Am. Italia, Poppi (Arezzo)
- Campedelli T., Buvoli L., Bonazzi P., Calabrese L., Calvi G., Celada C., Cutini S., De Carli E., Fornasari L., Fulco E., La Gioia G., Londi G. & Rossi P., Silva S. & Tellini Florenzano G. 2012a. Andamenti di popolazione delle specie comuni nidificanti in Italia. *Avocetta* 36: 121-143.
- Campedelli T., Ceccarelli P.P., Londi G., Cutini S., Tellini Florenzano G. & Agostini N. 2012b. L'ecologia del picchio nero, *Dryocopus martius*, nelle Foreste Casentinesi come chiave per la possibile espansione della specie nell'Appennino. *Riv. ital. Orn.* 81 (1): 43-61.
- Campedelli T., Tellini Florenzano G., Sorace A., Fornasari L., Londi G. & Mini L. 2009. Species selection to develop an Italian farmland bird index. *Avocetta* 33 (2): 87-91.
- Ceccarelli P.P. & Gellini S. (eds.) 2011. *Atlante delle specie nidificanti nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna (2004-2007)*. Sterna. Provincia di Forlì-Cesena, Provincia di Ravenna, Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Filograf Litografia, Forlì.
- Ceccarelli P.P. & Gellini S. 2008. Trend di popolazioni di aree aperte nell'Appennino romagnolo nell'ultimo decennio. *Natura modenese* 8: 25-28.
- Ceccarelli P.P., Agostini N. & Milandri M. 2003. Osservazioni di Picchio nero, *Dryocopus martius*, nelle Foreste Casentinesi. *Rivista Italiana di Ornitologia* 73: 81-82.
- Ceccarelli P.P., Agostini N., Milandri M. & Bonora M. 2008. Il Picchio nero *Dryocopus martius* (Linnaeus, 1758) nel Parco delle Foreste Casentinesi (*Aves Piciformes Picidae*). *Quaderni di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna* 27: 143-154.
- Ceccarelli P.P., Gellini S. & Tellini Florenzano G. 2005. Uccelli. *Aves*. In: Agostini N., Senni L. & Benvenuto C. (eds.). *Atlante della biodiversità del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. Volume I (Felci e Licopodi, Orchidee, Coleotteri carabidi, Coleotteri cerambicidi, Farfalle e Falene, Anfibi e Rettili, Uccelli)*-Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, pp. 171-215.
- Cecchi B. & Bartolozzi L., 1997. I coleotteri xilofagi e subcorticicoli del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna (*Insecta Coleoptera*) *Boll. Soc. entom. Ital.* 129 (2): 119-139.
- Cutini S., Bagni L., Campedelli T., Londi G. & Tellini Florenzano G. 2009. Ecologia e possibili linee di espansione della cincia dal ciuffo *Lophophanes cristatus* nell'Appennino. *Alula* 16 (1-2): 329-334.
- Davidson J. & Lloyd R. (eds.), 1977. *Conservation and Agriculture*. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto.
- Davis M.R., Allen R.B., Clinton P.W., 2003. Carbon storage along a stand development sequence in a New Zealand *Nothofagus* forest. *Forest Ecology and Management* 177: 313-321.
- De Curtis O. 2003. *Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna*, Pratovecchio.
- Dietz C., von Helversen O. & Nill D. 2009. *Bats of Britain, Europe & Northwest Africa*. A&C Black, London, pp. 400.

- Elith J., Graham C.H., Anderson R.P., Dudi K M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R.J., Huettmann F., Leathwick J.R., Lehmann A., Li J, Lohmann L.G., Loiselle B.A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton J.M., Peterson A.T., Phillips S.J., Richardson K., Scachetti-Pereira R., Schapire R.E., Sobero N J., Williams S., Wisz M.S. & Zimmermann N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129–151.
- Eraud C., Boutin J.M., Roux D., Faivre B., 2007. Spatial dynamics of an invasive bird species assessed using robust design occupancy analysis: the case of the Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto*) in France. *Journal of Biogeography*, 34: 1077-1086.
- Erdelen M., 1984. Bird Communities and Vegetation Structure: I. Correlation and comparison of simple and diversity indices. *Oecologia* 61: 277-284.
- Falcucci A., Maiorano L., Boitani L., 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*, 22 (4): 617-631.
- Fantoni I 2010. *Sherwood Foreste e Alberi Oggi* 160: 21-26;
- Farina A., 2004. *Verso una scienza del paesaggio*. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Farina A., Johnson A.R., Turner S.J., Belgrano A., 2003. 'Full' world versus 'empty' world paradigm at the time of globalisation. *Ecological Economics* 45: 11-18.
- Fielding A.H. & Bell J.F., 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Cons.* 24: 38–49.
- Fornasari L., Bani L., De Carli E., Gori E., Farina F., Violani C. & Zava B. 1999. Dati sulla distribuzione geografica e ambientale di Chiroteri nell'Italia continentale e peninsulare. In: Dondini G., Papalini O. & Vergari S. (eds.). *Atti del Primo Convegno Italiano sui Chiroteri*. Castell'Azzara (Grosseto), 28-29 marzo 1998-Tipografia Ceccarelli, Grotte di Castro (VT), pp. 63-81.
- Foschi U.F. & Gellini S. (eds.) 1987. *Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Forlì-Provincia di Forlì*, Museo ornitologico "F. Foschi", Maggioli Editore, Rimini.
- French D.D. & Picozzi N., 2002. 'Functional groups' of bird species, biodiversity and landscapes in Scotland. *Journal of Biogeography*, 29: 231-259.
- Gabrielli A. & Settesoldi E., 1977. *La storia della Foresta Casentinese nelle carte dell'Archivio dell'Opera del Duomo di Firenze dal secolo XIV al XIX*. Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste, Collana Verde n. 43, Roma.
- Gilbert G., Gibbons D.W., Evans J., 1998. *Bird Monitoring methods. A manual of techniques for key UK species*. The Royal Society for the protection of Birds, Sandy, UK, pp. 464.
- Gu W. & Swihart R.K., 2004. Absent or undetected? Effect of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biol. Conserv.*, 116: 195-203.
- Guisan A., Graham C.H., Elith J. & Huettmann F., 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions*, 13: 332-340.
- Hernandez P.A., Graham C.H., Master M.M. & Albert D., 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modelling methods. *Ecography*, 29: 773-785.

- Hutterer R., Ivanova T., Meyer-Cords C. & Rodrigues L. 2005. Bat Migration in Europe. Natura Modenese A review of banding data and literature. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, pp. 162.
- Jaynes E.T., 1990. Notes on present status and future prospects. Grandy, W.T. & Schick, L.H. (eds.) Maximum entropy and Bayesian Methods, Kluwer, The Netherlands: 1-13.
- Jones G., Jacobs D.S., K.T.H., Willig M.R., Racey P.A., 2009. "Carpe Noctem: the importance of bats as bioindicators", *Endangered Species Research* 8: 93-115.
- Kerr J.T., Sugar A. & Packer L., 2000. Indicator taxa, rapid biodiversity assessment and nestedness in an endangered ecosystem. *Conserv. Biol.*, 14: 1726-1734.
- Krebs C.J., 2001. Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. Fifth edition. Benjamin Cummings, San Francisco, pp. 695.
- Lanza B. 2012. Fauna d'Italia. Mammalia V. Chiroptera. Fauna d'Italia XLVII. Calderini, Edagricole, Bologna, pp. 786.
- Lapini L. e Tellini G., 1990. La comunità ornitica nidificante in una fustaia di Abete bianco dell'Appennino Toscano. *Riv. Ital Orn.* 60 (1-2): 64-70.
- Lardelli R., 2009. Ornitho.it. Una piattaforma comune per la raccolta e la condivisione di osservazioni e dati ornitologici in Italia. *Avocetta*, 33 (1): 142-146.
- Londi G., Campedelli T. & Tellini Florenzano G. 2012. L'avifauna della Riserva naturale biogenetica di Camaldoli. In: Bottacci A. (ed.). La Riserva naturale biogenetica di Camaldoli. 1012-2012. Mille anni di rapporto uomo-foresta. Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Pratovecchio, pp. 261-278.
- Londi G., Tellini Florenzano G., Mini L., Caliendo M.F., Campedelli T. & De Carli E. 2009. Assessing woodland ecological characters through a new objective bird community index, the WBCI. *Avocetta* 33 (2): 107-114.
- Lucchesi M., Bottacci A. & Zoccola A. 2009. Segnalazioni faunistiche: (*) - *Dryocopus martius* Linnaeus, 1758 (Aves Piciformes Picidae). *Quaderni di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna* 28: 195-197.
- Magurran A.E., 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Malden, Oxford, Carleton, pp. 256.
- Makhzoumi J. & Pungetti G., 1999. Ecological landscape design and planning: the Mediterranean context. Routledge, New York.
- Maltagliati G., Agnelli P. & Cannicci F., 2009. Rifugi artificiali per chiroterri nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna: gestione dei dati di monitoraggio e analisi del successo di colonizzazione. In: Dondini G., Fusco G., Martinoli A., Mucedda M., Russo D., Scotti M. & Vergari S. (eds.). Chiroterri italiani: stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Secondo Convegno Italiano sui Chiroterri. Serra San Quirico (Ancona) 21-23 novembre 2008. Parco Regionale della Gola della Rossa e di Frasassi, pp. 30-34.
- Manel S.; Williams H.C. & Ormerod S.J., 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38: 921-931.
- Martinoli A., Chirichella R., Mattioli S., Nodari M., Wauters L., Preatoni D., Tosi G., 2003. Linee guida per una efficace conservazione dei Chiroterri. Il contributo delle esperienze nei progetti Life Natura. Ed. Consorzio di gestione del Parco regionale Campo dei Fiori, pp 121.

- Mazzarone V., Lovari C. e Gualazzi S., 2000. Gli ungulati delle Foreste Casentinesi. Dieci anni di monitoraggio: 1988-1997. Regione Toscana, Giunta Regionale, Firenze.
- McQuarrie A.D. & Tsai C.L., 1998. Regression and time series model selection. World Scientific Publishing Company, Singapore.
- Moilanen A., 2002. Implications of empirical data quality to metapopulation model parameter estimation and application. *Oikos*, 96: 516-530.
- Nasi R., Wunder S., Campos Arce J., 2002. Forest ecosystem services: can they pay our way out of deforestation? Discussion paper, GEF - UNFF II (11 March 2002), Costa Rica.
- Padula M., 1983. Storia delle Foreste demaniali Casentinesi nell'Appennino Tosco-Romagnolo. Ministero Agricoltura e Foreste, Roma, Collana Verde n.63.
- Papeş M. & Gaubert P., 2007. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distributions*, 13: 890-902.
- Parsons K., Crompton R., Graves R., Markham S., Matthews J., Oxoford M., Shepherd P. & Sawler S. 2007. Bat Surveys. Good Practice Guidelines. Bat Conservation Trust, London, pp. 82.
- Peterson A.T., Papeş M. & Eaton M., 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modelling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, 30: 550-560.
- Pettersson L., 1999. BatSound. Real – Time spectrogram sound analysis software for Windows 95. Pettersson Elektronik AB, Uppsala, Sweden.
- Phillips S.J. & Dudík M., 2008 Modelling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31: 161-175.
- Phillips S.J., Anderson R.P. & Schapire R.E., 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distribution. *Ecol. Modell.*, 190: 231-259.
- Pienkowski M.W., 1991. Using long term ornithological studies in setting targets for conservation in Britain. *Ibis*, 133 (Suppl. 1): 62-75.
- Pignatti S., 1998. I boschi d'Italia. Sinecologia e biodiversità. UTET, Milano.
- Preiss E., Martin J.L., Debussche M., 1997. Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: Consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecology* 12 (1): 51-61.
- Raes N. & Ter Steege H., 2007. A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography*, 30: 727-736.
- Rovelli E., 1995. La distribuzione dell'abete (*Abies alba* Mill.) sull'Appennino. *Monti e Boschi*, 6: 5-13.
- Rundel P.W., Montenegro G., Jaksic F.M. (a cura di), 1998. Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems. *Ecological Studies*, 136. Springer, Berlin, pp. 447.
- Rushton S.P., Ormerod S.J., Kerby G., 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, 41: 193-200.

- Russo D. & Jones G., 2002. Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. *J. Zool. (Lond.)* 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.
- Russo D., 2004. Tecniche e metodi di monitoraggio. In: Agnelli P., Martinoli A., Patriarca E., Russo D., Scaravelli D. & Genovesi P. (eds.). *Linee guida per il monitoraggio dei chiroteri: indicazioni metodologiche per lo studio e la conservazione dei pipistrelli in Italia-Quaderni di Conservazione della Natura* 19. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, pp. 109-175.
- Russo D., 2006. Il Barbastello. In: Fraissinet M. & Petretti F. (eds.). *Salvati dall'Arca-WWF Italia*, Alberto Perdisa Editore, Bologna, pp. 193-203.
- Sauberer N., Zulka K.P., Abensperg-traun M., Berg H.M., Bieringer G., Milasowsky N., Moser D., Plutzar C., Pollheimer M., Storch C., Troestl R., Zechmeister H., Grabherr G., 2004. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation*, 117: 181-190.
- Scaravelli D., 2001. Chiroteri, Micromammiferi, Mesomammiferi, Pesci. In: Gualazzi S. & Gellini S. (eds.). *I Vertebrati del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. Stato delle conoscenze. Indicazioni per la conservazione e la gestione. Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna*, pp. 137-186.
- Shannon C.E. & Weaver W., 1963. *Mathematical Theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana.
- Shrub M., 2003. *Birds, Scythes and combines. A history of birds and agricultural change*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- Simberloff D. & Dayan T., 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 22: 115-143.
- Tellini Florenzano G. & Lapini L., 1991. Distribuzione, status e habitat degli uccelli. In Mazzarone V (red.). *Aggiornamento del Piano Faunistico della Provincia di Arezzo*. Manoscritto non pubblicato.
- Tellini Florenzano G., 1999. *Gli Uccelli delle foreste casentinesi. Monitoraggio degli uccelli nidificanti (1992-1997). Studio della migrazione autunnale (1994-1997)*. Regione Toscana, Giunta Regionale, Comunità Montana del Casentino.
- Tellini Florenzano G., 2004. Birds as indicators of recent environmental changes in the Apennines (Foreste Casentinesi National Park, central Italy). *Ital. J. Zool.* 71: 317-324.
- Tellini Florenzano G., 2004. Gli uccelli nidificanti nel sistema abetina-faggeta. *Sherwood* 98: 23-28.
- Tellini Florenzano G., Campedelli T., Londi G., Dessì Fulgheri F. & Gusmeroli E., 2008. Idoneità ambientale a scala vasta per specie di interesse per la conservazione, ottenuta a partire da dati di sola presenza con algoritmi di massima entropia (MaxEnt). In: Mairota P., Mininni M., Laforteza R., Padoa Schioppa E. (editors). *Ecologia e Governace del Paesaggio. Esperienze e prospettive-Atti del X Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia del Paesaggio*. Bari 22-23 maggio 2008. Università degli Studi di Bari, Politecnico di Bari, SIEP-IALE: 237-244.
- Tellini Florenzano G., Londi G., Campedelli T. & Cutini S., 2010. 19 years of landscape changes in a Mediterranean National Park (Foreste Casentinesi, Italy) shown by long-

term breeding bird census programme. In: Bermejo A. (ed.). Bird Numbers 2010 "Monitoring, indicators and targets". Book of abstracts of the 18th Conference of the European Bird Census Council-SEO/BirdLife, Madrid, p. 78.

Tellini Florenzano G., Valtriani M., Ceccarelli P.P. & Gellini S., 2002. Uccelli delle praterie appenniniche. I Quaderni del Parco Serie Natura. Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, Stia (PG).

Tellini G., Buvoli L., Caliendo M.F., Rizzolli F., Fornasari L., 2005. Definizione dell'ecologia degli uccelli italiani mediante indici nazionali di selezione di habitat. *Avocetta* 29: 148.

Tsoar A., Allouche O., Steinitz O., Rotem D. & Kadmon R., 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions*, 13: 397-405.

Tucker G.M. & Evans M.I., 1997. Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. BirdLife International (BirdLife Conservation Series n. 6), Cambridge.

Viciani D. & Agostini N., 2008. La carta della vegetazione del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna (Appennino Tosco-Romagnolo): note illustrative. *Quad. Studi Nat. Romagna*, 27: 97-134.

Voříšek P et al. 2010. BOU Proceedings - Lowland Farmland Birds III;

Vos W. & Stortelder A., 1992. Vanishing tuscan landscapes. Landscape ecology of a Submediterranean-Montane area (Solano Basin, Tuscany, Italy). Pudoc Scientific Publishers, Wageningen.

8. APPENDICI

8.1. Tabelle relative alle specie ornitiche

Di seguito si riportano i dati relativi alle 63 specie di uccelli su cui si è basato lo studio, raccolti nei diversi anni e con metodi diversi (par. 3.1) nel versante toscano del Parco ed i risultati dei modelli di idoneità ambientale elaborati con il software MaxEnt (par. 3.5.1).

Euring	Specie	Nome scientifico	Totale	Database	Guild
2310	Falco pecchiaiolo	<i>Pernis apivorus</i>	18	2	ECO
2870	Poiana	<i>Buteo buteo</i>	70	2	ECO
6700	Colombaccio	<i>Columba palumbus</i>	246	1	ECO
6870	Tortora selvatica	<i>Streptopelia turtur</i>	142	2	FBI
7240	Cuculo	<i>Cuculus canorus</i>	610	1	ECO
7950	Rondone comune	<i>Apus apus</i>	196	2	URB
8460	Upupa	<i>Upupa epops</i>	63	2	FBI
8480	Torcicollo	<i>Jynx torquilla</i>	62	2	FBI
8560	Picchio verde	<i>Picus viridis</i>	188	2	ECO
8760	Picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopos major</i>	124	1	WBI
8870	Picchio rosso minore	<i>Dendrocopos minor</i>	25	2	ECO
9740	Tottavilla	<i>Lullula arborea</i>	122	1	ECO
9760	Allodola	<i>Alauda arvensis</i>	75	2	FBI
9910	Rondine montana	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	29	2	URB
9920	Rondine	<i>Hirundo rustica</i>	140	2	URB
10010	Balestruccio	<i>Delichon urbicum</i>	84	2	URB
10090	Prispolone	<i>Anthus trivialis</i>	97	2	FBI
10190	Ballerina gialla	<i>Motacilla cinerea</i>	209	2	ECO
10200	Ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>	149	2	URB
10660	Scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>	420	1	WBI
10840	Passera scopaiola	<i>Prunella modularis</i>	25	2	FBI
10990	Pettirosso	<i>Erithacus rubecula</i>	761	1	WBI
11040	Usignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>	36	2	FBI
11210	Codiroso spazzacamino	<i>Phoenicurus ochruros</i>	117	1	URB
11220	Codiroso comune	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	214	1	URB
11390	Saltimpalo	<i>Saxicola torquatus</i>	71	2	FBI
11870	Merlo	<i>Turdus merula</i>	793	1	ECO
12000	Tordo bottaccio	<i>Turdus philomelos</i>	528	1	WBI
12020	Tordela	<i>Turdus viscivorus</i>	284	1	WBI

Euring	Specie	Nome scientifico	Totale	Database	Guild
12600	Canapino comune	<i>Hippolais polyglotta</i>	15	2	ECO
12652	Sterpazzolina di Moltoni	<i>Sylvia subalpina</i>	119	1	ECO
12750	Sterpazzola	<i>Sylvia communis</i>	131	2	ECO
12770	Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>	1008	1	ECO
13070	Lui bianco	<i>Phylloscopus bonelli</i>	91	2	WBI
13080	Lui verde	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	118	2	WBI
13110	Lui piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>	597	1	WBI
13140	Regolo	<i>Regulus regulus</i>	248	2	WBI
13150	Fiorrancino	<i>Regulus ignicapilla</i>	399	1	WBI
13350	Pigliamosche	<i>Muscicapa striata</i>	42	2	URB
14370	Codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>	177	2	WBI
14400	Cincia bigia	<i>Poecile palustris</i>	811	1	WBI
14610	Cincia mora	<i>Periparus ater</i>	674	1	WBI
14620	Cinciarella	<i>Cyanistes caeruleus</i>	392	1	WBI
14640	Cinciallegra	<i>Parus major</i>	283	1	ECO
14790	Picchio muratore	<i>Sitta europaea</i>	177	1	WBI
14860	Rampichino alpestre	<i>Certhia familiaris</i>	137	1	WBI
14870	Rampichino comune	<i>Certhia brachydactyla</i>	227	1	WBI
15080	Rigogolo	<i>Oriolus oriolus</i>	30	2	FBI
15150	Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>	36	2	FBI
15390	Ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>	296	1	WBI
15490	Gazza	<i>Pica pica</i>	31	2	URB
15673	Cornacchia grigia	<i>Corvus cornix</i>	232	1	FBI
15820	Storno	<i>Sturnus vulgaris</i>	179	2	URB
15912	Passera d'Italia	<i>Passer domesticus italiae</i>	91	1	URB
16360	Fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>	888	1	WBI
16400	Verzellino	<i>Serinus serinus</i>	140	1	URB
16490	Verdone	<i>Carduelis chloris</i>	315	2	URB
16530	Cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>	194	2	URB
16600	Fanello	<i>Carduelis cannabina</i>	74	2	ECO
17100	Ciuffolotto	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	169	2	WBI
18580	Zigolo nero	<i>Emberiza cirius</i>	177	1	ECO
18600	Zigolo muciatto	<i>Emberiza cia</i>	127	2	ECO
18820	Strillozzo	<i>Emberiza calandra</i>	92	2	FBI

Tabella 11. Elenco delle 63 specie ornitiche selezionate; per ciascuna sono indicati il numero totale di contatti, il database di riferimento: 1 per le specie comuni (2009-2012) e 2 per quelle rare (2002-2012) e la guild di appartenenza: agricole (FBI), forestali (WBI), urbane (URB), ecotonali (ECO).

Specie	D_CASE001	D_CASE100	P_N1	P_N2	P_B11	P_B12	P_B21
falco pecchiaiolo	9,6 +	0,0	9,3 --	0,0	0,0	1,3 --	0,0
Poiana	19,3 --	11,8 +	0,7 --	0,1 --	7,9 --	24,9 --	0,9 +
colombaccio	4,6 +	1,1 +	5,4 +	8,1 +	6,8 +	4,3 +	6,7 +
tortora selvatica	0,9 +	2,6 +	2,2 --	32,4 +	7,6 --	7,6 --	3,9 +
Cuculo	1,1 +	9,6 +	1,6 --	5,8 +	4,2 +	16,3 --	4,6 +
rondone comune	11,3 --	13,5 --	6,9 --	5,1 --	4,2 --	3,6 --	4,6 --
Upupa	0,9 +	0,0	0,0	13,0 +	19,1 --	16,3 --	9,6 +
torcicollo	2,4 --	3,4 --	0,0	58,4 +	6,2 --	0,6 --	11,7 --
picchio verde	0,5 +	24,3 --	4,0 --	1,6 +	9,6 --	16,5 --	5,2 +
picchio rosso maggiore	7,7 --	3,8 +	5,2 --	3,0 +	17,2 +	3,4 +	14,1 +
picchio rosso minore	24,2 +	1,4 --	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tottavilla	1,1 --	0,1 +	4,2 --	49,9 +	7,9 --	6,0 --	2,5 --
allodola	1,5 --	0,1 +	1,3 +	11,3 +	1,9 --	11,2 --	17,9 --
rondine montana	45,0 --	0,0	0,1 --	9,2 --	3,5 --	13,5 +	8,2 --
rondine	18,8 --	0,8 --	1,5 --	29,7 --	4,0 --	5,9 --	11,2 +
balestruccio	17,2 --	33,8 --	0,7 --	3,1 --	2,0 --	2,0 --	9,6 --
prispolone	2,5 --	1,4 +	15,0 +	3,8 --	1,7 +	1,8 --	5,0 --
ballerina gialla	6,1 +	4,6 +	0,4 --	11,9 --	1,7 --	14,7 +	2,0 --
ballerina bianca	52,8 --	1,9 +	4,7 --	5,8 +	1,8 --	3,9 --	4,4 --
scricciolo	3,7 +	2,5 +	3,5 --	6,3 --	1,3 +	1,7 +	4,9 +
passera scopaiola	4,0 --	0,0	1,6 +	42,5 --	0,0	0,0	15,1 --
pettirosso	25,9 +	2,9 --	1,8 +	23,3 --	20,0 +	0,6 +	0,6 +
usignolo	0,1 +	0,0	3,1 --	34,5 +	19,2 --	0,0	0,9 --
codiroso spazzacamino	62,5 --	0,7 +	2,5 --	1,4 --	4,4 --	5,7 --	4,9 --
codiroso comune	68,7 --	1,1 +	2,7 --	1,2 --	2,6 --	3,5 --	2,9 --
saltimpalo	2,2 +	1,2 +	1,1 +	44,7 +	2,7 --	10,8 --	0,2 --
Merlo	3,0 +	10,5 --	2,3 --	4,9 +	2,2 --	1,3 --	10,8 +
tordo bottaccio	2,3 --	6,0 +	1,2 +	48,0 --	2,7 +	4,6 +	6,8 +
Tordela	1,6 --	2,0 +	0,8 --	34,3 --	3,6 +	6,3 --	15,7 +
canapino comune	4,0 --	0,0	1,2 --	15,7 +	6,6 --	9,5 --	0,0
sterpazzolina di moltoni	0,9 --	3,7 --	10,7 +	32,5 +	8,4 --	18,4 --	2,4 --
sterpazzola	9,2 +	3,8 +	10,4 +	26,7 +	0,3 +	7,2 --	1,8 --
capinera	1,9 +	1,2 +	1,9 --	4,5 +	1,9 --	12,0 --	5,7 +
lui bianco	0,5 +	20,0 -	0,5 -	11,0 +	11,0 --	2,9 --	5,6 +
lui verde	2,7 --	1,8 --	5,2 --	41,2 --	10,6 +	6,8 --	5,5 --
lui piccolo	3,9 +	0,2 +	19,9 +	7,1 +	2,3 +	20,2 --	12,8 --
regolo	0,4 --	1,4 --	1,1 --	5,3 --	1,6 --	61,9 +	1,9 --
fiorrancino	1,9 --	0,9 +	0,7 --	29,1 --	4,9 +	32,3 +	7,2 +
pigliamosche	46,1 --	1,0 --	0,6 --	0,6 --	17,9 --	0,0	0,4 --

Specie	D_CASE001	D_CASE100	P_N1	P_N2	P_B11	P_B12	P_B21
codibugnolo	6,8 +	1,4 +	1,5 --	2,2 +	6,8 +	10,7 --	14,7 +
cincia bigia	7,2 +	1,7 --	3,0 --	23,8 --	4,7 +	9,5 +	9,4 +
cincia mora	1,1 --	0,6 --	1,2 --	33,2 --	0,9 +	1,7 +	23,0 --
cinciarella	1,8 --	0,1 +	0,7 --	0,2 --	2,6 --	4,9 --	26,2 +
cinciallegra	2,7 --	4,6 --	1,2 --	7,9 +	0,7 +	17,3 --	24,5 +
picchio muratore	1,0 --	0,4 --	0,7 +	3,7 +	1,7 +	1,3 +	5,3 +
rampichino alpestre	1,7 +	1,2 +	1,4 --	31,0 --	1,6 +	19,0 +	3,0 --
rampichino comune	3,5 +	5,9 --	12,2 --	6,3 --	6,8 +	8,5 +	5,6 +
rigogolo	0,1 +	0,0 --	0,1 --	23,7 +	14,0 --	2,9 --	44,8 +
averla piccola	1,0 --	0,0	0,0	37,0 +	0,4 --	9,7 --	0,8 --
ghiandaia	3,3 +	3,8 --	5,7 --	6,7 --	4,1 +	10,4 --	9,3 +
gazza	7,4 --	43,3 --	0,3 --	0,0	23,1 --	5,4 --	3,3 --
cornacchia grigia	0,9 +	14,4 --	4,1 --	11,2 +	14,5 --	2,2 --	14,3 --
storno	3,0 --	17,5 --	5,8 --	14,1 --	2,2 --	3,9 --	5,7 --
passera d'Italia	41,7 --	2,9 --	0,4 --	18,9 --	3,1 --	3,5 --	6,7 --
fringuello	1,3 --	2,4 +	3,3 +	42,5 --	7,4 +	3,3 +	7,9 +
verzellino	38,4 --	1,1 --	5,4 --	9,7 --	10,9 --	5,1 --	3,9 --
verdone	1,6 +	0,9 +	3,7 +	4,4 +	14,1 --	5,6 --	2,0 +
cardellino	20,4 --	4,5 --	1,6 --	36,0 --	5,3 --	4,0 --	5,1 --
fanello	1,3 --	1,2 +	1,1 +	38,9 +	0,7 --	9,2 --	7,8 --
ciuffolotto	1,4 +	1,1 --	1,3 --	29,7 --	1,4 +	2,3 +	2,9 +
zigolo nero	4,5 --	2,7 --	2,7 --	61,2 +	8,3 --	9,2 --	1,4 --
zigolo muciatto	8,6 --	2,4 --	13,3 +	11,7 +	1,9 +	18,2 --	9,9 --
strillozzo	1,3 +	1,7 +	1,3 --	35,7 +	3,0 --	1,9 --	2,1 --

Tabella 12. Sintesi dei risultati dei modelli di idoneità ambientale elaborati per le 63 specie ornitiche selezionate; per ciascun fattore è riportata l'importanza percentuale che questo riveste nel modello di ciascuna specie ed a fianco il suo effetto, effetto positivo (+) o negativo (-).

8.2. Il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna

Il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, istituito con D.P.R. del 12 luglio 1993, copre un'area di circa 36.843 ha, quasi equamente ripartita fra le regioni Emilia Romagna e Toscana, comprendente territori delle province di Forlì-Cesena, Arezzo e Firenze. Il Parco si estende lungo la dorsale appenninica tosco-romagnola, scendendo ripidamente lungo il versante romagnolo e in maniera più graduale nel versante toscano, con pendii più dolci, fino all'ampio fondovalle formato dall'Arno.

L'area protetta è suddivisa in quattro zone a tutela differenziata: dalle Riserve Integrali di Sasso Fratino, della Pietra e di Monte Falco con eccezionale valore naturalistico (zona A), destinate alla salvaguardia degli equilibri ecologici fino ad arrivare alle aree antropizzate, a destinazione produttiva tradizionale e piccoli centri di valore storico e turistico (zona D).

L'elemento ambientale più rilevante è costituito dalle foreste che coprono più dell'80% della superficie totale e la loro varietà e la loro bellezza, ne fanno un complesso forestale eccezionale, articolato attorno al nucleo storico delle Foreste Demaniali Casentinesi; a queste si aggiungono coltivi, prati, pascoli e arbusteti che nell'insieme comprendono più di mille specie vegetali, di cui un centinaio di interesse conservazionistico.

Il patrimonio forestale è stato preservato nei secoli grazie, da un lato, ai monaci camaldolesi che mirarono alla diffusione dell'abete bianco per commercio di legname, arrivando a costituire boschi puri della sola conifera, favorendone l'espansione a quote superiori a quelle naturali, e dall'altro, ai francescani de La Verna, che lasciarono invece che fosse la natura ad occuparsi della gestione forestale, ottenendo un bosco ricco di specie. Attualmente, all'interno del Parco vivono circa 2.000 persone, tale situazione è in larga parte dovuta allo spopolamento che queste aree hanno conosciuto nella seconda metà del secolo, quando i terreni meno favorevoli videro un esodo di massa verso le nuove opportunità offerte dalla rapida crescita economica, anche se i segni della presenza antropica nel passato sono tuttora evidenti nelle case di pietra, mulini, ponti e nella fitta rete di sentieri e mulattiere recentemente recuperati per uso escursionistico.

A queste tracce lasciate dalla vita quotidiana da generazioni di montanari si affiancano poi borghi, pievi e i due luoghi della fede, la cui fama va ben oltre i confini nazionali: il Monastero e il Sacro Eremo di Camaldoli ed il Santuario della Verna, dove si perpetuano fino ad oggi testimonianze di spiritualità che affondano le loro radici nel Medioevo.

8.2.1. La vegetazione

Il Parco è coperto in larga parte dal bosco, le quote più elevate (oltre 1.300 m) sono dominate dal faggio (*Fagus sylvatica*) che scendendo lascia un po' di spazio all'abete bianco (*Abies alba*) concorrendo così alla formazione di boschi misti tipici dell'ambiente intercalati da abetine pure favorite dall'opera dell'uomo ed in particolare dall'ordine dei monaci camaldolesi fin dal loro insediamento a Camaldoli nel 1012. Alle foreste di faggio e abete bianco (abieti-faggete), che costituiscono l'emergenza vegetazionale principale del Parco, si aggiungono specie forestali altrove scomparse appartenenti ai generi *Fraxinus* e *Acer*, come l'acero riccio (*Acer platanoides*) e l'acero di monte (*Acer pseudoplatanus*).

Nella fascia submontana e collinare, sotto i 900 m, le latifoglie prendono il sopravvento con querceti a prevalenza di cerro (*Quercus cerris*) che in zone sottoposte ad erosione con affioramenti rocciosi è sostituito dall'ostrieto dove la specie dominante è il carpino nero (*Ostrya carpinifolia*). Nei punti più caldi entra a far parte della composizione forestale la roverella (*Quercus pubescens*), la rara cerro-sughera (*Quercus crenata*) ed alcuni esemplari di leccio (*Quercus ilex*), al margine del loro areale tipicamente mediterraneo.

Infine, oltre ai rimboschimenti di pino nero (*Pinus nigra*), ricordiamo i castagneti da frutto (*Castanea sativa*) impiantati per fornire alimento alle popolazioni locali, soprattutto nella zona di Camaldoli e nel versante fiorentino a Castagno d'Andrea.

La vegetazione erbacea, molto varia, costituisce gran parte della flora censita nel Parco ed il popolamento più prezioso si trova nelle radure e begli affioramenti rocciosi del complesso M. Falco-M. Falterona, dove vivono specie estremamente rare: la sassifraga a foglie opposte (*Saxifraga oppositifolia*), la sassifraga alpina (*Saxifraga paniculata*), la sassifraga solcata (*Saxifraga moschata*) e la *Murbeckiella zanoni*, una crocifera endemica dell'Appennino toscano-emiliano. Inoltre, sulla cima del Monte Falco che è la vetta più alta del Parco (1657 m s.l.m.) i boschi lasciano spazio al vaccinieto, una tipologia di arbusteto montano costituito da cespugli di mirtillo, presente con due specie: il mirtillo nero (*Vaccinium myrtillus*) diffuso nelle Alpi e sporadico in Appennino ed il più raro mirtillo rosso (*Vaccinium vitis-idaea*) che qui ha il limite meridionale di distribuzione.

Tra le altre specie citiamo l'anemone a fiori di narciso (*Anemone narcissiflora*) e la viola di Eugenia (*Viola eugeniae*), simbolo della flora italiana e caratteristica dei massicci dell'Appennino centrale, che qui raggiunge il suo limite settentrionale di distribuzione.

I valloni boscati e umidi costituiscono il rifugio per due specie rare come la *Tozzia alpina* e la felce *Matteuccia struthiopteris*, che qui hanno gli unici siti di presenza per l'Appennino.

Luoghi privilegiati per conoscere e studiare la flora del Parco sono il Giardino Botanico di Valbonella a Corniolo (S. Sofia) con oltre 400 specie caratteristiche dei principali ambienti vegetazionali dell'Appennino tosco-romagnolo e l'Arboreto "Siemoni" a Badia Prataglia nato nell'800 come Parco-Giardino dove l'ingegnere forestale Karl Siemon, convocato dal Granduca per riassetare la foresta, piantò e acclimatò diverse specie esotiche di alberi.

8.2.2. La fauna

Il Parco si contraddistingue per la grande ricchezza e varietà faunistica, che presenta anche elementi di grande interesse scientifico, infatti, l'estensione dei boschi, specialmente quelli di alto fusto, i boschi cedui invecchiati in conversione, la presenza di molte piante di notevoli dimensioni e di differente età, l'esistenza di ambienti diversificati e di tipologie vegetazionali differenti, la scarsa presenza antropica, sono elementi che costituiscono un territorio ottimale per la presenza della fauna selvatica, vertebrata e invertebrata.

Tra la fauna vertebrata quella di maggiore fascino è rappresentata dai grandi mammiferi, in particolare dagli ungulati che però causano problemi alla rinnovazione arborea; sono presenti tre specie autoctone, capriolo (*Capreolus capreolus*), cervo (*Cervus elaphus*) e cinghiale (*Sus scrofa*) e due introdotte, muflone (*Ovis musimon*) e daino (*Dama dama*).

Specie più rara ed affascinante è il lupo (*Canis lupus*), che è il più grande predatore presente e che in passato ha rischiato l'estinzione; più comuni sono il tasso (*Meles meles*), la puzzola (*Mustela putorius*), la donnola (*Mustela nivalis*) e la faina (*Martes foina*).

La ricchissima avifauna comprende attualmente circa un centinaio di specie nidificanti, tra cui il rampichino alpestre (*Certhia familiaris*) che nelle abetine più antiche vanta la principale popolazione toscana. Gli estesi boschi d'alto fusto consentono la presenza delle specie maggiormente specializzate e selettive, numerosi uccelli, infatti, utilizzano per la nidificazione le cavità dei tronchi degli alberi, tra risultato recentemente segnalati la cincia dal ciuffo (*Parus cristatus*) ed il picchio nero (*Dryocopus martius*), scomparso da oltre un secolo in questo tratto di Appennino. Le numerose aree ecotonali e gli ambienti aperti ospitano una ricca avifauna, tra cui l'averla piccola (*Lanius collurio*) e la tottavilla (*Lullula arborea*). Tra i rapaci, oltre a quelli meno specializzati come falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*) e lodolaio (*Falco subbuteo*), sono presenti specie silvane come sparviere (*Accipiter nisus*) e astore (*Accipiter gentilis*).

Elevato è il numero dei chiroterti, circa i due terzi di quelli italiani, con una forte presenza di specie forestali, rappresentanti delle famiglie di Miniotteri, Molossidi, Rinolofidi e

Vespertilionidi tra cui ricordiamo in particolare la nottola di Leisler (*Nyctalus leisleri*) rara in Italia per la mancanza di cavità naturali dove la specie ama svernare.

Tra le 11 specie di anfibi presenti segnaliamo per la loro importanza e rarità la salamandrina di Savi (*Salamandrina perspicillata*), specie endemica italiana, il tritone alpestre (*Triturus alpestris*), che ha qui le stazioni più meridionali in Italia, la salamandra pezzata (*Salamandra salamandra*) e il piccolo geotritone italiano (*Speleomantes italicus*), endemico della nostra penisola. Tra i rettili, troviamo la vipera (*Viper aspis*), importante anello della catena alimentare, il biacco (*Hierophis viridiflavus*), il colubro liscio (*Coronella austriaca*), il colubro di Riccioli (*Coronella girondica*), la biscia dal collare (*Natrix natrix*) e la biscia tassellata (*Natrix tessellata*).

Ricchissima è l'entomofauna, specialmente quella sostenuta dal legno morto negli ambienti forestali, tra cui sono presenti molte specie, endemiche italiane e appenniniche, e molte specie relitte o isolate, tra cui il cerambice del faggio (*Rosalia alpina*).