



LIFENAT/IT/000837GRANATHA

AZIONE D3

Monitoraggio delle specie target

Report finale

Dicembre 2022



Tommaso Campedelli
Guglielmo Londi
Simonetta Cutini
Guido Tellini Florenzano
Davide Ridente

Sommario

Abstract.....	3
Introduzione.....	6
Le specie target.....	6
Impostazione dei monitoraggi.....	8
Aree di monitoraggio.....	10
Monitoraggio dell'avifauna nidificante negli arbusteti (Passeriformi).....	11
Materiali e metodi.....	11
Rilievi sul campo e acquisizione dei dati.....	11
Definizione dei territori.....	17
Suddivisioni spaziali per le analisi statistiche.....	20
Analisi statistiche.....	25
Risultati.....	27
Sforzo di campionamento.....	27
Comunità degli uccelli nidificanti negli arbusteti.....	28
Analisi statistiche.....	31
Discussione.....	35
Comunità degli uccelli nidificanti negli arbusteti.....	35
Territori delle specie target.....	36
Effetti degli interventi.....	38
Conclusioni.....	41
Monitoraggio dei rapaci diurni.....	43
Materiali e metodi.....	43
Risultati.....	49
Sforzo di campionamento.....	49
Risultati generali.....	50
Il popolamento nelle cinque macroaree.....	52
Discussione.....	55
Specie presenti.....	55
Il popolamento nelle cinque macroaree.....	56
Le specie target nelle cinque macroaree.....	57
Effetti degli interventi.....	58
Conclusioni.....	63
Monitoraggio del succiacapre.....	65
Materiali e metodi.....	65

Rilievi sul campo.....	65
Analisi statistiche.....	70
Risultati.....	71
Sforzo di campionamento.....	71
Risultati generali.....	71
Risultati per macroarea.....	72
Analisi statistiche.....	74
Discussione.....	76
La popolazione di succiacapre nell'area di studio.....	76
Effetti degli interventi.....	76
Conclusioni.....	78
Conclusioni generali.....	79
Bibliografia.....	81
Appendice 1 – Esempi di definizione dei territori per i Passeriformi.....	89

Rilievi: Tommaso Campedelli, Guglielmo Londi, Simonetta Cutini, Guido Tellini Florenzano, Davide Ridente. Elaborazioni statistiche: Gianpiero Calvi.



Cocollo (foto Simonetta Cutini)

Abstract

Introduction

TARGET SPECIES

The target species are: *Pernis apivorus*, *Circaetus gallicus*, *Circus pygargus*, *Caprimulgus europaeus*, *Anthus campestris*, *Lullula arborea*, *Sylvia undata*, *Lanius collurio*. For *C. pygargus*, *C. europaeus*, *Sylvia undata* heathlands represent the most important nesting and hunting habitat in the Pratomagno ZSC; *P. apivorus*, *C. gallicus* use this habitat only as hunting areas; *L. arborea*, *A. campestris*, *L. collurio* show a preference for more diversified heathlands, with a high degree of microdiversity due to the presence of open space (prairies) and bare land.

MONITORING SCHEME

The monitoring aims to verify changes in target species population consistency and use of space of in the project area. The census techniques used are: territory mapping (passerines), observation from fixed points (birds of prey), playback (*C. europaeus*). The monitoring use a BACI (Impact before-after-control) approach and are coordinated with the other monitoring activities foreseen in the project (carabid beetles, vegetation).

STUDY AREAS

Monitoring was carried out in five macro areas. Over 97% of the project surfaces are concentrated in the Cocollo (43.4 ha) and Casacce (124.4 ha) macro areas; these are the “study sites”; in the Massanera, Poggio della Regina and Alpe di Poti macro areas, no interventions were envisaged and these constitute the “control sites”.

Monitoring of shrubland birds (passerines)

MATERIALS AND METHODS

The monitoring was carried out using the territory mapping. This method allow us to estimate the number of couples present in a certain territory. Surveys took place in four out of five macro areas (Massanera, P. della Regina, Cocollo, Casacce). Nineteen paths were selected in "study sites", seven in "control sites"; surveys was carried out five times in study sites, three times in control sites in each breeding season, between the end of March and half of June. Besides target species, other species linked to shrubland habitats were observed: *Saxicola torquata*, *Sylvia melanocephala*, *S. subalpina*, *S. communis*, *Carduelis cannabina*, *Emberiza cirrus*, *E. cia*.

EFFECTS OF INTERVENTIONS

To what concern target species, *L. arborea* shows a significant increase in the project area after the interventions, with a net gain of 13 breeding pairs. The effect was also positive on *A. campestris* and *L. collurio*, with effective increases in the number of breeding pairs (although with not high absolute numbers as the species are very localized in this geographic area, but consistent in relative terms with respect to the local population). As far as *S. undata* is concerned, an overall slightly better trend was recorded in the sample areas compared to the comparison ones, with a difference that is not statistically significant, however. However, it was possible to highlight how the species colonizes the intervention areas only starting from the third year after the interventions, reaching,

after four years, higher density values (+ 33% of the number of pairs) compared to the ante-operam situation. Also due to delays accumulated with COVID19, most of the project interventions were carried out starting from 2020 so that on most of the surfaces the positive effects have escaped monitoring and will materialize starting from 2023, when, at the net of independent variables of the project itself (e.g. climate), there will be an increase in this species population.

Monitoring of birds of prey

MATERIALS AND METHODS

Raptors monitoring was carried out by observation from fixed points methodology. 12 points were used in the intervention areas (Cocollo, Casacce), 10 in the control ones (Massanera, P. della Regina, Alpe di Poti). Surveys were carried out in 2017, 2019, 2020 (only in the intervention areas) and 2022, between April and July. Overall, 153 day/person of observation were carried out. On average, observations last six hours/day. During the surveys all birds of prey were registered.

EFFECTS OF INTERVENTIONS

As regards birds of prey, the interventions had a positive effect on two of the three target species: *C. gallicus* and *C. pygargus*. As regards the former, the establishment of a new couple was recorded in the Cocollo area, while the increase in observations of the *C. pygargus* at Casacce indicates the possible presence of a new couple, bringing, respectively, the total present in the SPA from 1 to 2 (increase of 100%) and from 2 to 3, with an increase of 50%. The interventions do not seem to have had any effect on the *P. apivorus*, which however has shown a negative trend in all areas monitored, including the comparison ones.

Monitor of Nightjar

MATERIALS AND METHODS

For the monitoring of *C. europaeus* the playback methodology was used. This method consists of stimulating the response of territorial males through the emission of the call of the species, using a speaker from different census points. Surveys were carried out in 2017, 2019, 2020 and 2022 in four macro areas, two intervention areas (Cocollo and Casacce) and two control ones (Massanera, Poggio alla Regina). Except for 2017, when 35 emission points were carried out (19 in the study sites, 16 in the control ones), in the other years the points visited were 38 (19 both in the study and control sites). In July, during the night time between 21:05 – 23:30 p.m. and 04:00 – 05:00 p.m.

EFFECTS OF INTERVENTIONS

The interventions have had a positive effect on the species; the analyses show a growth in the number of territorial individuals, therefore of couples, in the areas affected by the interventions, against a substantial stability in the control areas. This increase can be quantified, at the level of couples, in a growth of 78%, going from 8-10 present in 2017 to 14-18 in subsequent years. From the point of view of the range, out of 11 of the 19 stations in the sample areas in which the nightjar had not been detected in 2017, the species appeared in at least one of the years following the interventions, with an increase in the area used of 25 %.

Overall, the interventions carried out by the project had positive effects on seven of the eight target species: *C. gallicus*, *C. pygargus*, *C. europaeus*, *S. undata*, *L. arborea*, *A. campestris* and *L. collurio*. Four species (*C. gallicus*, *C. pygargus*, *A. campestris* and *L. collurio*) have colonized at least one of the two macro-areas of intervention (where therefore they were not present before the interventions).

Introduzione

Le specie target

Il progetto LIFE GRANATHA ha come obiettivo generale il miglioramento dello status delle popolazioni di otto specie di uccelli nella ZSC/ZPS IT5180011 “Pascoli montani e cespuglieti del Pratomagno”:

1. falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*;
3. biancone *Circaetus gallicus*;
2. albanella minore *Circus pygargus*;
4. succiacapre *Caprimulgus europaeus*;
5. calandro *Anthus campestris*;
6. tottavilla *Lullula arborea*;
7. magnanina comune *Sylvia undata*;
8. averla piccola *Lanius collurio*.

Per tutte queste specie, gli arbusteti a dominanza di erica scoparia (brughiere) rivestono, non solo in quest'area, una notevole importanza sia come habitat riproduttivo sia come ambiente di alimentazione. Tutte queste specie sono regolarmente presenti sul massiccio del Pratomagno in periodo riproduttivo e, sebbene in alcuni casi manchino indicazioni precise, sono considerate nidificanti certe (TELLINI & LAPINI 1991; TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 1997, 2010a; DELFINO & OLIVA 2010; SPOSIMO *ET AL.* 2013). Tutte queste specie sono influenzate, in generale in maniera negativa, dalle dinamiche naturali di afforestazione nelle brughiere dell'Appennino (FARALLI 1995).

Tre specie possono essere considerate tipiche degli arbusteti a dominanza di erica scoparia del Pratomagno: albanella minore, succiacapre e magnanina comune.

Le brughiere sono un habitat preferenziale per l'**albanella minore** nei paesi del centro e nord Europa (CORMIER *ET AL.* 2008). Nella penisola italiana, le aree caratterizzate da vegetazione arbustiva “naturale” o “seminaturale” sono quelle più utilizzate per la nidificazione (MORELLI *ET AL.* 2012), soprattutto in ambiente collinare e montano (MARTELLI & SANDRI 1991) e le brughiere montane rappresentano in diverse zone appenniniche, in particolare proprio nelle province di Firenze e Arezzo, gli ambienti elettivi per la specie, anche come territori di caccia (FARALLI 1994).

Anche per il **succiacapre** le brughiere rappresentano un habitat generalmente molto importante (BRIGHT *ET AL.* 2007; VERSTRAETEN *ET AL.* 2011), come del resto verificato anche in diverse zone in Italia (BONAZZI *ET AL.* 2003; BORGO 2011; SIDDI 2019). Molte osservazioni sembrano confermare una preferenza per le brughiere anche nella Toscana orientale e nel massiccio del Pratomagno (TELLINI & LAPINI 1991) sebbene manchino studi specifici.

L'area di studio ospita inoltre una popolazione consistente di **magnanina comune** che in Toscana, è distribuita in due nuclei principali, uno lungo la costa, l'altra nei rilievi dell'interno, appunto tra il

massiccio del Pratomagno e i Monti della Chiana (TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 1997). La magnanina comune è anch'essa specie legata in genere ad ambienti di brughiera (VAN DEN BERG *ET AL.* 2001) e, sebbene nelle zone costiere della Toscana possa frequentare anche tipi diversi di arbusteti (CHIATANTE 2014), nelle aree interne è appunto legata in modo praticamente esclusivo alla presenza degli arbusteti di erica scoparia (TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 2010a; PIAZZINI & FAVILLI 2016) dove, nelle situazioni meglio conservate e meno interessate da fenomeni di insediamento della vegetazione arborea, la specie raggiunge densità anche elevate (TELLINI FLORENZANO & LAPINI 1999).

Le altre specie target, legate più in generale agli ambienti aperti, trovano nel contesto del Pratomagno, ambienti particolarmente favorevoli proprio nel sistema delle brughiere. **Falco pecchiaiolo** e **biancone**, che nidificano in boschi di varia dimensione e composizione ma utilizzano come aree di caccia ambienti aperti, sono stabilmente presenti come nidificanti in quest'area (SPOSIMO *ET AL.* 2013) e sono frequentemente osservati in alimentazione negli arbusteti dei versanti e dei crinali secondari del Pratomagno, che per la maggior parte sono dominanza di erica scoparia.

Il **calandro**, legato alle aree con vegetazione erbacea rada, è molto raro nell'area di studio, limitato ai pascoli e ai tratti con copertura meno densa, affioramenti rocciosi e terreno nudo che sono intercalati agli arbusteti; anche per l'**averla piccola** e la **tottavilla**, meno rare peraltro del calandro, le aree maggiormente idonee non sono le brughiere continue ma quelle dove l'arbusteto è più diversificato ed in particolare intercalato ad aree, più o meno estese, di vegetazione erbacea (TELLINI & LAPINI 1991; DELFINO & OLIVA 2010; TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 2010a).



Magnanina comune *Sylvia undata* (foto Simonetta Cutini)

Impostazione dei monitoraggi

I monitoraggi hanno l'obiettivo generale di verificare i cambiamenti nelle popolazioni e nell'utilizzo dello spazio da parte delle specie target nelle aree del progetto.

Data la notevole differenza nella biologia delle specie target, è stato necessario adottare diverse tecniche:

- **mappaggio** per i passeriformi;
- **osservazione da punti vantaggiosi** per i rapaci;
- **censimento da punti col playback** per il succiacapre.

I tre tipi di monitoraggio sono tra loro indipendenti ma sono stati disegnati secondo dei principi comuni.

In generale è stato adottato un disegno di tipo **BACI (Before-After-Control Impact)**, considerato l'approccio migliore per il monitoraggio di interventi di ripristino degli ecosistemi (SMOKOROWSKI & RANDALL 2017). Questo protocollo prevede di effettuare i rilievi, utilizzando la stessa metodologia, sia in aree interessate dagli interventi di cui si vuole valutare l'effetto (indicate in generale come "**aree campione**") sia in aree dove non è invece previsto alcun intervento (indicate in generale come "**aree di confronto**"). I due tipi di aree devono avere caratteristiche ambientali simili, sia a scala spaziale ridotta (es. tipologie di ambienti) sia a scala vasta (es. condizioni climatiche). In questo modo, una volta conclusi gli interventi, sarà possibile valutare se eventuali cambiamenti nella presenza, abbondanza o distribuzione delle specie, siano effettivamente da imputare agli interventi stessi (in questo caso i cambiamenti saranno registrati solo nelle aree campione), oppure a fenomeni indipendenti che agiscono a scala più vasta (in questo caso i cambiamenti saranno registrati anche nelle aree di confronto).

Essendo uno degli obiettivi anche quello di evidenziare eventuali cambiamenti nell'uso dello spazio, in tutti e tre i tipi di monitoraggio è stata riservata particolare attenzione alla localizzazione dei singoli contatti, cercando di posizionare nella maniera più esatta possibile gli individui osservati con il supporto di carte di adeguato dettaglio.

Oltre a quelle target, i monitoraggi interessano anche altre specie (con i mappaggi si raccolgono i dati anche per le altre specie di passeriformi di arbusteto, con il monitoraggio dei rapaci si raccolgono osservazioni su tutte le specie di rapaci) in modo da poter evidenziare anche eventuali cambiamenti a livello di comunità.

Il protocollo di monitoraggio prevedeva i rilievi negli anni 2017, 2019, 2020 e 2021 per tutte le specie coinvolte.

Nel 2017 sono stati effettuati, per tutte le specie (passeriformi, rapaci e succiacapre), i rilievi che costituiscono l'*ante operam*. Non erano previsti originariamente rilievi nel 2018 tuttavia essendo intervenute, dopo la stagione riproduttiva 2017, variazioni nel progetto che hanno determinato l'aggiunta di alcune aree d'intervento, in queste ultime i rilievi per i passeriformi sono stati effettuati

nella primavera 2018 (prima in ogni caso, degli interventi). Per quanto riguarda rapaci e succiacapre invece, i dati raccolti nel 2017 coprivano già, in sostanza anche le nuove aree d'intervento.

Nel 2019 sono stati effettuati i rilievi per tutte le specie. Dal 2020 le restrizioni dovute al COVID 19 hanno costretto ad alcuni cambiamenti nelle tempistiche dei monitoraggi: il cronoprogramma originale è stato rispettato per rapaci e succiacapre, monitorati nel 2020 e 2021, mentre per i passeriformi i monitoraggi sono stati effettuati nel 2021 e 2022.

I protocolli di monitoraggio adottati hanno permesso, di avere un quadro molto preciso dell'evoluzione delle popolazioni delle specie target (e di alcune altre specie di uccelli). Per il succiacapre e per i passeriformi (escluse quelle rare) è stato possibile analizzare quantitativamente gli effetti degli interventi applicando tecniche di analisi statistica multivariata. Nel caso dei rapaci, per ragioni legate alla scala geografica a cui queste specie rispondono (ampiezza dei territori) e alle densità con cui sono presenti (le tre specie target sono rare nell'area di studio) ciò non è stato possibile. Allo stesso modo non si è potuto procedere ad analisi statistiche per i passeriformi più rari. In sostanza, per entrambi i casi il numero di territori (coppie) è troppo basso per ricavarne inferenze statistiche. I rilievi effettuati hanno tuttavia permesso di raccogliere per tutte le specie informazioni molto precise sulle dinamiche di popolazione a scala locale (i.e. insediamento di nuove coppie) e di evidenziare pattern di utilizzo delle aree interessate dagli interventi.



Zone decespugliate nel 2018-2019, macroarea Cocollo (foto Tommaso Campedelli)

Aree di monitoraggio

Per i monitoraggi sono state individuate cinque diverse macroaree, tutte ubicate in Toscana, nella provincia di Arezzo e, in piccola parte, nella provincia di Firenze. Quattro di queste aree (Massanera, Poggio della Regina, Cocollo, Casacce) sono sul versante valdarnese del Massiccio del Pratomagno, una è situata a est di Arezzo, sui rilievi dell'Alpe di Poti (figura 1).

Nelle macroaree Cocollo e Casacce sono concentrati gli interventi del progetto GRANATHA e quindi rappresentano le **aree campione**; le macroaree Massanera, Poggio della Regina e Alpe di Poti sono le **aree di confronto**. Nel caso del monitoraggio dei passeriformi e del succiacapre, che rispetto allo studio dei rapaci, interessano ambiti ben definiti e delimitati, alcune zone che ricadono nelle macroaree campione ma che non sono interessate da interventi, sono utilizzate comunque come confronto.

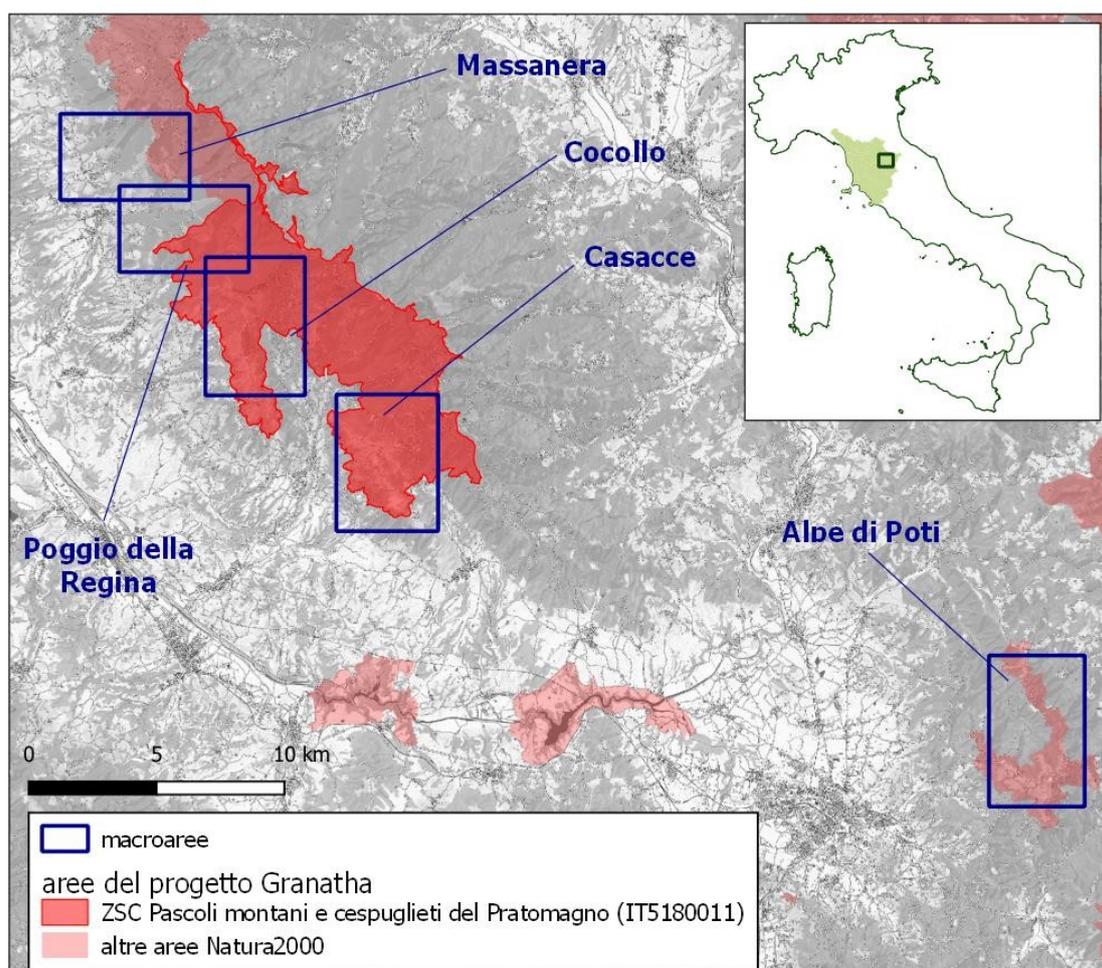


Figura 1. Macroaree in cui si sono svolti i monitoraggi.

Monitoraggio dell'avifauna nidificante negli arbusteti (Passeriformi)

Materiali e metodi

RILIEVI SUL CAMPO E ACQUISIZIONE DEI DATI

Per i rilievi dei passeriformi la metodologia utilizzata è quella del mappaggio, tecnica che consiste nel localizzare i territori delle specie, osservandone, nel corso di diverse visite, la posizione e i comportamenti territoriali (BIBBY *ET AL.* 2000). Tottavilla *Lullula aroborea*, calandro *Anthus campestris*, magnanina comune *Sylvia undata* e averla piccola *Lanius collurio* sono tutte specie territoriali per le quali tecnica del mappaggio può essere utilizzata con buona efficacia (BRAMBILLA *ET AL.* 2007; JERZY *ET AL.* 2008; GILBERT *ET AL.* 2011).

La stessa tecnica peraltro è utile anche per molte altre specie ed è pertanto particolarmente adatta per il monitoraggio delle comunità degli ambienti interessati dagli interventi. Oltre che per le specie target, il mappaggio è stato utilizzato anche per il saltimpalo *Saxicola torquata*, l'occhiocotto *Sylvia melanocephala*, la sterpazzolina di Moltoni *Sylvia subalpina*, la sterpazzola *Sylvia communis*, il fanello *Carduelis cannabina*, lo zigolo nero *Emberiza cirulus* e lo zigolo muciatto *Emberiza cia*. Per tutte le altre specie è stata semplicemente annotata la presenza. L'obiettivo è quello di verificare eventuali variazioni di popolazione nel corso del progetto e studiare anche eventuali modifiche nell'uso dello spazio.

La tecnica del mappaggio presenta alcuni limiti di efficienza e replicabilità (GREGORY & GREENWOOD 2008) che, in particolare nella sua formulazione "classica" (MARCHANT 1983; BIBBY *ET AL.* 2000), riguardano il grande impegno nella fase di rilievo in termini di numero di uscite sul campo (SVENSSON 1979a; OELKE 1981) e un certo grado di soggettività nella definizione dei territori (BEST 1975; ENEMAR *ET AL.* 1978; SVENSSON 1979b; GOTTSCHALK & HUETTMANN 2011); in ogni caso l'impiego di risorse è sempre molto elevato nella fase di analisi ed elaborazione dei dati (WECHSLER 2018). Tuttavia il mappaggio rimane indubbiamente efficace per una stima precisa del numero di coppie nidificanti (DOWSON 1981; SVENSSON 1981) e può essere impiegato per studiare e valutare l'utilizzo dello spazio da parte delle specie in diversi tipi di ambiente (BIBBY *ET AL.* 2000; RAMAN 2003), compresi quelli di arbusteto (PONS *ET AL.* 2008).

In alcune applicazioni, come ad esempio il monitoraggio nazionale degli uccelli comuni in Svizzera, il mappaggio è utilizzato anche con un numero ridotto di uscite, considerate sufficienti per una stima del numero dei territori (SCHMID *ET AL.* 2001) anche se non per una loro precisa delimitazione (WECHSLER 2018). In ogni caso, limitando il numero di specie da censire, come nel caso del presente lavoro, si possono ottenere risultati sufficientemente precisi anche con tre sole uscite (GILBERT *ET AL.* 2011).

Nel corso degli anni sono stati sviluppati diversi tentativi di automatizzare il processo di analisi e definizione dei territori (NORTH 1977; SCHEFFER 1987; WITHAM & KIMBALL 1996; JABLONSKI *ET AL.* 2010), proponendo anche strumenti dedicati a specifici progetti direttamente accessibili on-line (SCHMID 2008). Un algoritmo recentemente sviluppato e testato, sempre in Svizzera, sembra fornire

risultati incoraggianti per diverse specie (WECHSLER 2018). Una certa differenza dal punto di vista sia ambientale che metodologico e la necessità di tarare alcuni parametri importanti, ne ha comunque sconsigliato, l'applicazione nel presente studio.

I dati per questo studio sono stati quindi raccolti ed analizzati secondo gli standard impiegati nei protocolli di monitoraggio tramite mappaggi (MARCHANT 1983; BIBBY *ET AL.* 2000), adattando alcuni criteri al numero ridotto di repliche (SCHMID *ET AL.* 2001; GILBERT *ET AL.* 2011).

I rilievi hanno interessato quattro macroaree: in due di queste i rilievi sono effettuati prevalentemente in zone interessate dagli interventi (Casacce e Cocollo, aree campione), nelle restanti due in ambienti invece dove non erano previsti interventi (Massanera e Poggio della Regina, aree confronto). In ciascuna di queste macroaree sono state individuate le zone da mappare. Trattandosi di ambienti che possono avere, in molti casi, difficoltà di accesso e/o percorrenza, ed essendo presupposto fondamentale per il mappaggio l'effettiva copertura di un'area ben delimitata, tutte le zone da mappare sono state visitate prima dell'inizio del monitoraggio per individuare i tracciati effettivamente percorribili a piedi. I tracciati sono stati rilevati col GPS e cartografati; in tutte le uscite sono stati utilizzati soltanto i tracciati così definiti ed escluse pertanto dal monitoraggio tutte le zone che da tali tracciati non erano raggiunte. Le zone da mappare nelle macroaree confronto sono state scelte tra quelle che mostravano le caratteristiche più idonee per la magnanina comune, la specie di maggior interesse in questi ambienti.

Sono stati individuati in totale 26 percorsi di diversa lunghezza (numerati da uno a 26), tre nella macroarea Massanera (figura 2), tre nella macroarea Poggio della Regina (figura 3), sei nella macroarea Cocollo (figura 4), un percorso di confronto e cinque percorsi campione, e 14 nella macroarea Casacce (figura, 5). A Massanera e Poggio della Regina tutti i percorsi sono in aree di confronto, sul Cocollo un percorso nelle aree confronto e cinque nelle aree campione, alla Casacce tutti in aree Campione.

I rilievi sono stati eseguiti tra la fine di marzo e la metà di giugno, sempre nelle prime ore della mattina, con vento inferiore a tre nella scala Beaufort e in assenza di precipitazioni. Ciascuno dei percorsi confronto è stato ripetuto tre volte nella stagione, con una periodizzazione volta a soprattutto a massimizzare i rilievi dei territori di magnanina comune (GILBERT *ET AL.* 2011); ciascuno dei percorsi campione è stato ripetuto cinque volte nel corso della stagione, in modo da ottenere migliori dati per tutte le specie target e un dettaglio spaziale maggiore dei singoli territori (PONS *ET AL.* 2008).

A causa di alcuni cambiamenti intervenuti nel progetto dopo la stagione riproduttiva 2017, il piano di campionamento originale ha subito alcune modifiche:

- nell'area del percorso 01 (macroarea Cocollo) sono stati eliminati gli interventi originariamente previsti; il percorso è stato comunque mantenuto ed è divenuto un percorso di confronto (per uniformità con gli altri percorsi di confronto, sono state comunque considerate solo tre visite nel 2017, anche se originariamente ne erano state effettuate cinque);

- per coprire nuove aree d'intervento aggiunte dopo la stagione riproduttiva 2017, sono stati individuati tre nuovi percorsi nelle macroarea delle Casacce (percorsi 23, 24 e 25) e uno nella macroarea del Cocollo (percorso 26). In questi nuovi percorsi i primi rilievi sono stati realizzati nel 2018; in tutte queste aree al momento dei primi rilievi non erano comunque stati realizzati interventi ad eccezione di una piccola parte del percorso 26 che interessava una zona già sottoposta ad intervento.

I rilievi del 2017 e 2018 possono essere considerati quindi cumulativamente come la prima annualità di monitoraggio. Nel 2019, 2021 e 2022 sono stati replicati, con le stesse modalità tutti i percorsi del 2017 e 2018.

I rilievi sul campo sono stati eseguiti annotando per ciascun contatto, su carte di dettaglio (scala 1:1200, con base ortofoto), la specie, il numero di individui, se possibile sesso ed età, la posizione e l'attività (canto, richiamo, trasporto di materiale per la costruzione del nido, trasporto di cibo, ecc.), con particolare attenzione alle manifestazioni territoriali contemporanee o comunque alla contemporanea osservazione di coppie sicuramente diverse.



Averla piccola *Lanius collurio* (foto Lubos Houska)

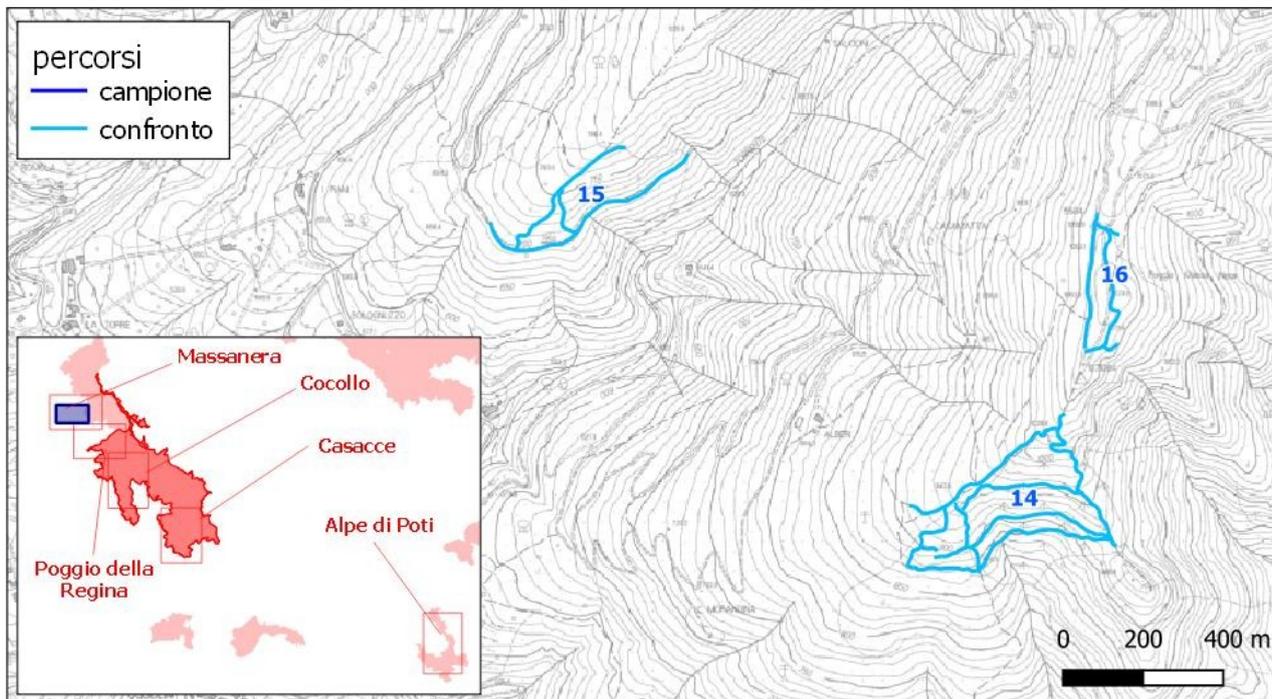


Figura 2. Percorsi per mappaggi, macroarea Massanera; ogni percorso è indicato con la sua codifica.

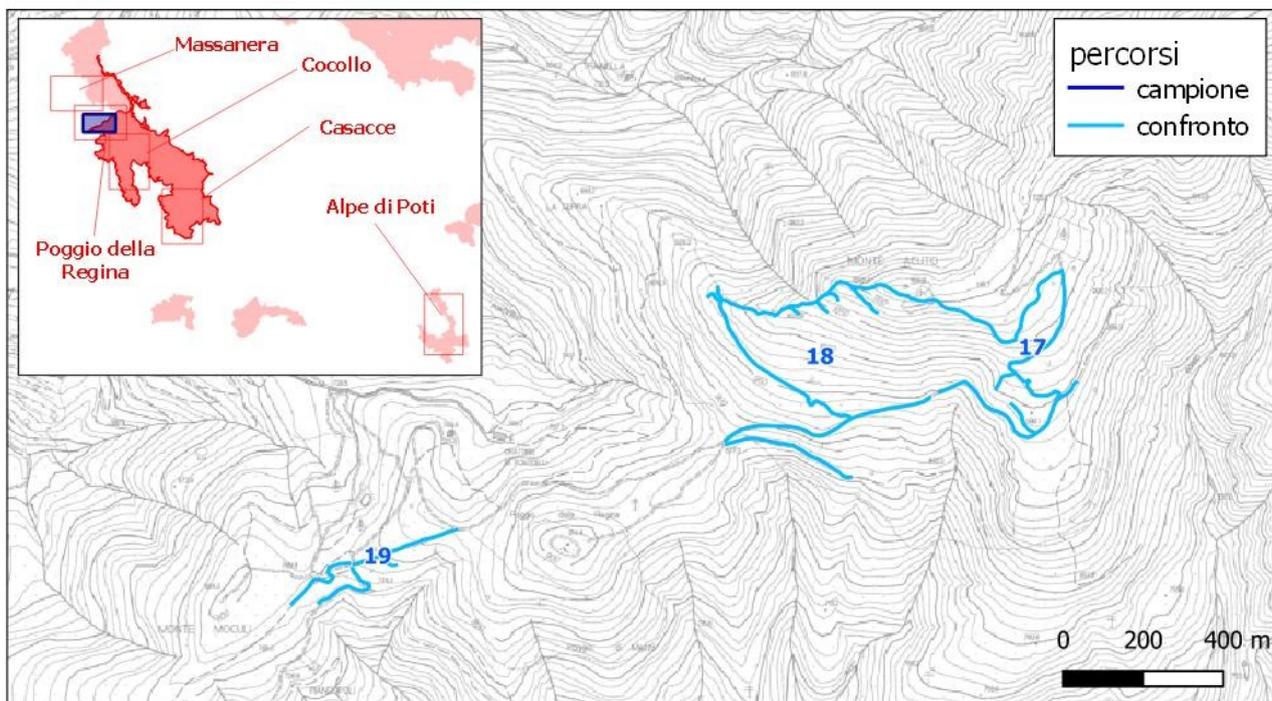


Figura 3. Percorsi per mappaggi, macroarea Poggio della Regina; ogni percorso è indicato con la sua codifica.

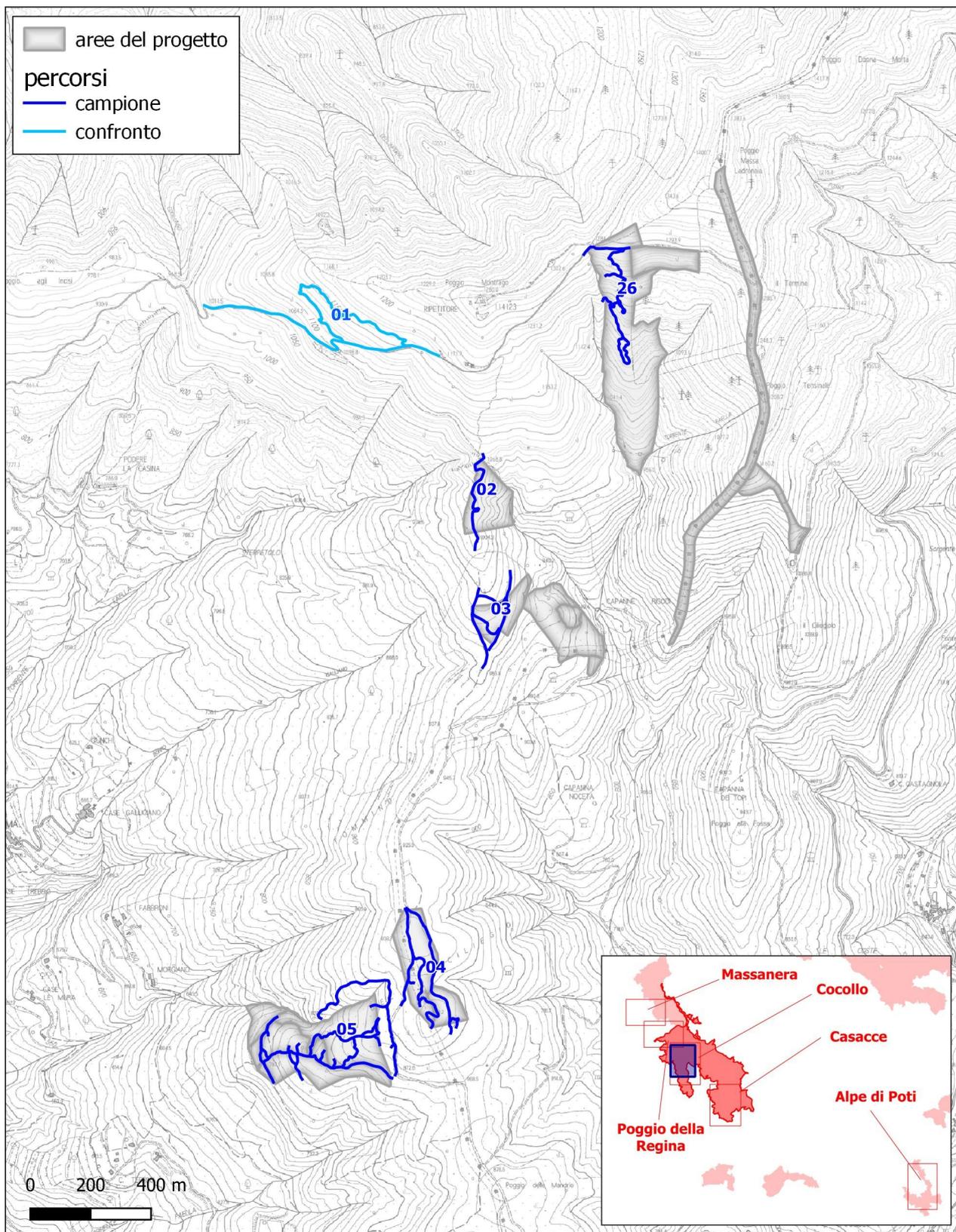


Figura 4. Percorsi per mappaggi, macroarea Cocollo; ogni percorso è indicato con la sua codifica.

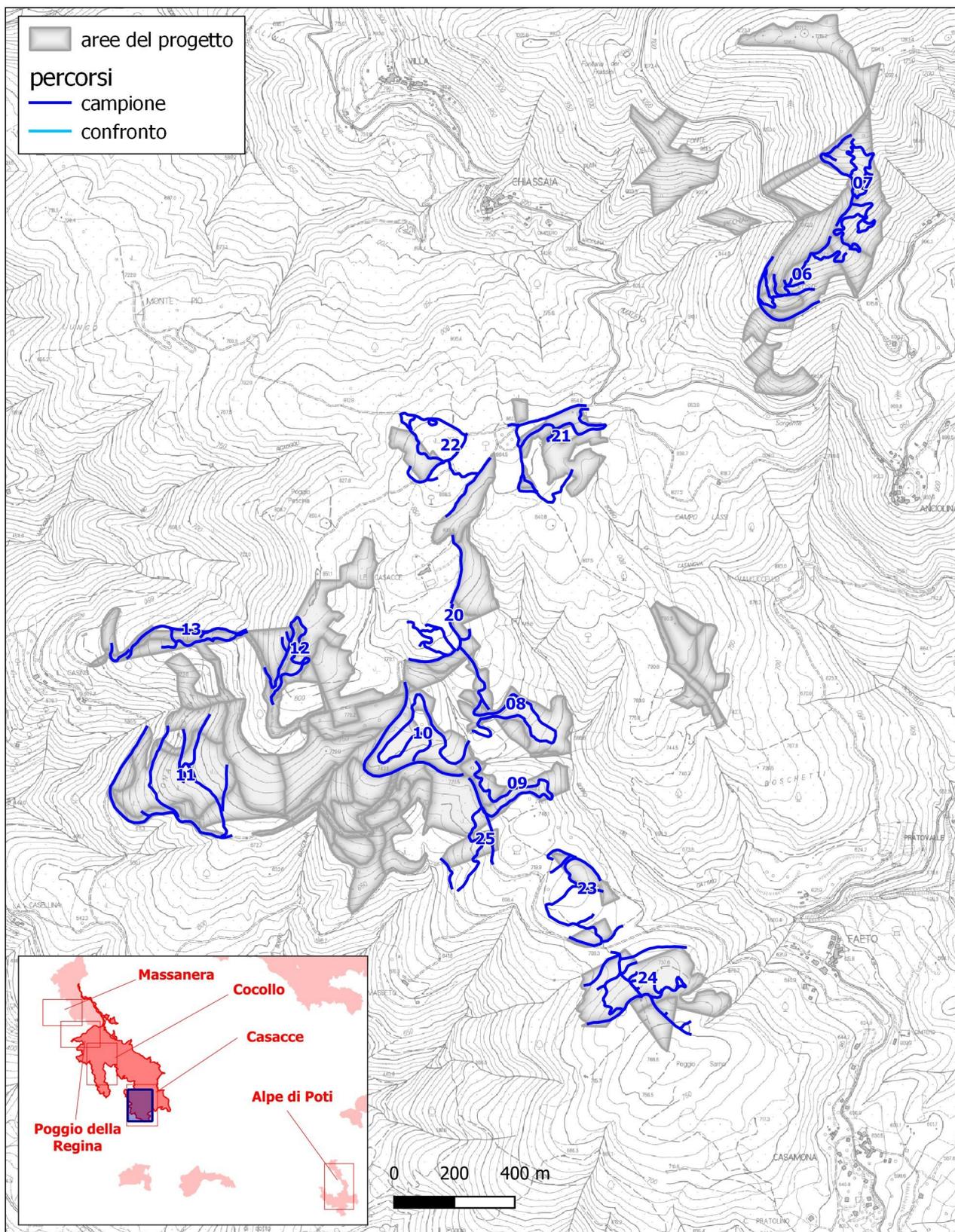


Figura 5. Percorsi per mappaggi, macroarea Casacce; ogni percorso è indicato con la sua codifica.

DEFINIZIONE DEI TERRITORI

I dati raccolti sono stati archiviati in ambiente GIS ed elaborati in modo che si potessero produrre mappe analoghe a quelle utilizzate nei protocolli di mappaggio per la definizione dei territori (MARCHANT 1983). In sostanza per ciascuna specie e per ciascun anno di monitoraggio è stata elaborata una mappa in cui fossero evidenti:

- tutte le localizzazioni della specie, con indicate in maniera diversa le evidenze di territorialità (canto) o di riproduzione (materiale per il nido, imbeccata, *pulli*, nido) o la semplice presenza (osservazione, richiami) e, quando rilevabili, sesso ed età degli individui contattati;
- gli eventuali spostamenti di uno stesso individuo;
- le contemporaneità (due maschi, o comunque due coppie, osservati insieme, due individui in canto ascoltati contemporaneamente).

Le mappe così ottenute sono state analizzate da un unico operatore, per minimizzare il possibile effetto della soggettività nell'interpretazione delle stesse. I diversi contatti sono stati raggruppati in "cluster", e individuati sulla mappa includendo le osservazioni afferenti a ciascun cluster entro un poligono (figura 6). Ogni cluster, e quindi ogni poligono, corrisponde ad un territorio (di cui il poligono comunque è solo una rappresentazione approssimativa e non ne indica i confini), secondo i criteri standard previsti per i mappaggi (MARCHANT 1983) con alcuni adattamenti per il ridotto numero di repliche (SCHMID & SPIESS 2008), utilizzati anche in censimenti per la magnanina comune (GATES 2014). In sintesi sono stati adottati i seguenti criteri:

- un poligono comprende tutti contatti riferibili ad una singola coppia; convenzionalmente i diversi poligoni non si possono sovrapporre (sebbene nella realtà siano invece possibili sovrapposizioni nelle zone di confine tra territori diversi);
- un poligono deve contenere almeno una manifestazione territoriale (canto), la presenza di coppia o una evidenza di riproduzione (nido, imbeccata). In considerazione del ridotto numero di repliche, sono stati inoltre considerati territori i poligoni con almeno due presenze in date diverse, anche in assenza di manifestazioni territoriali;
- in caso di osservazioni contemporanee, i due contatti sono sempre inclusi in poligoni diversi in caso siano entrambe riferite a comportamenti territoriali (ad esempio tipicamente due maschi in canto) o comunque non interpretabili come una sola coppia (ad esempio un maschio e una femmina da una parte e un maschio in canto da un'altra). Questo è di fatto il criterio più importante per la definizione dei territori, consentendone una individuazione certa. Possono invece essere incluse nello stesso poligono due osservazioni contemporanee se attribuibili entrambe ad una sola coppia (ad esempio due individui che richiamano);
- due localizzazioni certamente afferenti ad uno stesso individuo (spostamenti) sono sempre incluse nello stesso poligono.

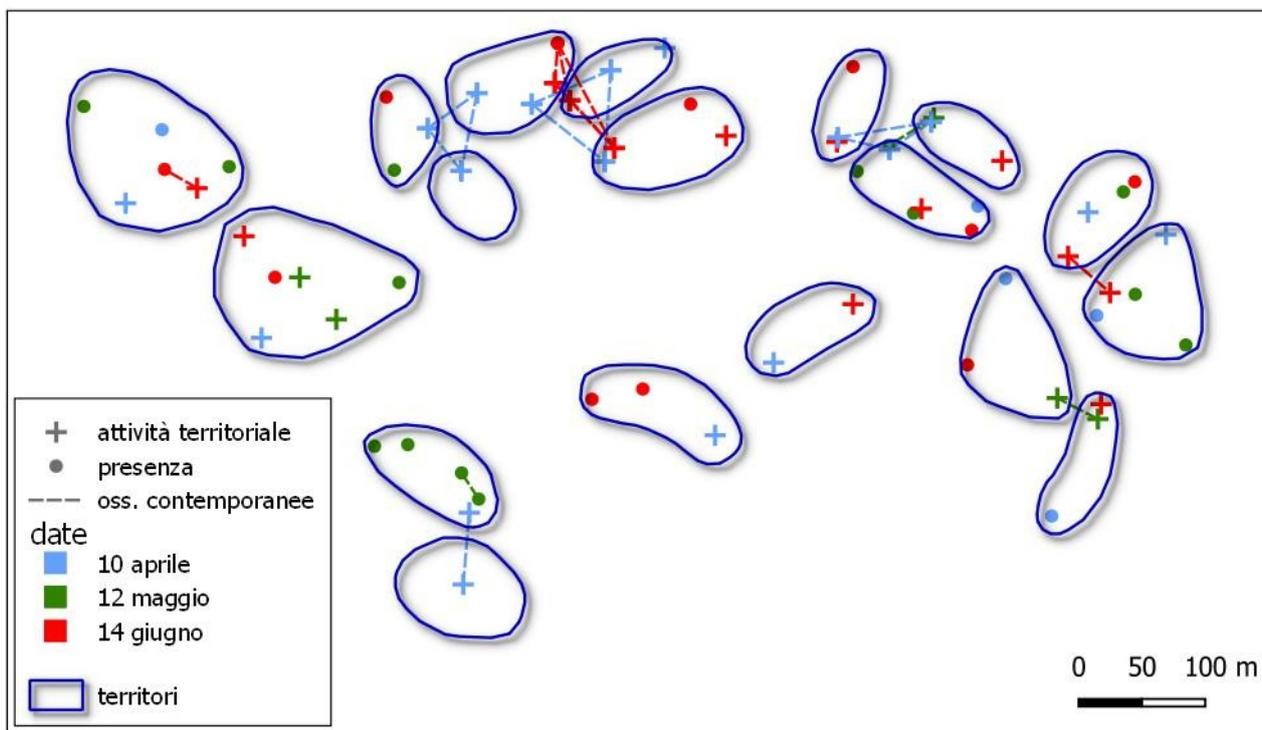


Figura 6. Esempio di definizione dei territori (magnanina comune 2017, Poggio della Regina, percorsi 17 e 18); nella figura sono riportati i dati raccolti e i poligoni che rappresentano i territori (i poligoni non sono da intendersi come la delimitazione dei territori stessi ma solo una loro rappresentazione indicativa).

Oltre a questi criteri "oggettivi", sono stati utilizzati alcuni altri criteri "ausiliari":

- in ogni poligono si è cercato di avere almeno una manifestazione territoriale per ogni replica, e, quando non possibile, almeno una presenza per ogni replica;
- si è cercato di evitare "doppi contatti" (cioè ad esempio due o più manifestazioni territoriali in una sola replica non certamente attribuiti a individui diversi) all'interno dello stesso poligono. Questo criterio è stato tuttavia utilizzato solo in combinazione e quando non in contraddizione con gli altri criteri, in particolare con l'analisi dell'arrangiamento spaziale del cluster e in relazione alle caratteristiche dell'ambiente e della specie. Molte delle specie oggetto di studio sono infatti poco visibili e rilevate principalmente tramite contatti acustici (generalmente più difficili da localizzare in maniera precisa) e l'ambiente peraltro non sempre consente una visibilità ottimale per cui è stata considerata elevata la probabilità di "spostamenti non rilevati", in particolare per magnanina comune, sterpazzolina di Moltoni e occhicotto);
- sulla base dei dati rilevati, abbiamo calcolato per ogni specie una distanza massima (quella entro cui ricade il 95% di tutte le distanze effettivamente "misurate", cioè gli spostamenti o le distanze tra maschi in canto) che è risultata di circa 90 m per sterpazzolina di Moltoni e occhicotto, 100 m per la magnanina comune, 150 m per la sterpazzola, 160 m per il

saltimpalo, 180 per lo zigolo nero e circa 200 m per la tottavilla mentre per le altre specie i dati non sono sufficienti per una stima. Tale distanza che è stata indicativamente considerata come dimensione massima del territorio: ad esempio due contatti di magnanina comune se distanti 120 m non sono stati inclusi nello stesso poligono, se distanti 80 m sono stati inclusi nello stesso poligono, salvo evidenze contrarie. Sono considerate tra le evidenze contrarie anche interruzioni di habitat (ad esempio due contatti di magnanina comune distanti 80 m sono comunque stati attribuiti a due poligoni diversi se separati da una ampia superficie di bosco);

- nel caso in cui fossero possibili diverse soluzioni rispondenti ai criteri elencati, è stata privilegiata quella che massimizzava il numero di territori definiti da attività territoriali contemporanee, secondariamente quella corrispondente al numero minimo di territori;
- nel caso in cui confrontando anni diversi in una stessa area sia risultata una simile distribuzione di contatti ma una interpretazione diversa (ad esempio un anno un solo territorio che raggruppa molti contatti, un anno invece due territori essendovi gli stessi contatti ma una evidenza di territorialità contemporanea tra due di questi), l'interpretazione è stata resa congruente (cioè nel caso dell'esempio, due territori in entrambi gli anni), sempre che sia stato possibile mantenere in entrambi gli anni i criteri minimi per la definizione dei territori.

Alcuni esempi di definizione dei territori sono riportati in Appendice 1.



Zone decespugliate nel 2018-2019, macroarea Casacce (foto Tommaso Campedelli)

SUDDIVISIONI SPAZIALI PER LE ANALISI STATISTICHE

Per organizzare i risultati in modo che potessero essere espressi anche in termini di densità (territori/ha) è stata calcolata la superficie indagata nelle diverse macroaree. L'area è stata misurata delimitando dei poligoni che includessero tutti i dati effettivamente raccolti (esclusi eventuali "outlayer", cioè osservazioni "molto esterne" distanti oltre 20 m dal dato più vicino). All'interno di questi poligoni è stata fatta un'analisi di uso del suolo (su base ortofoto 2016 in falsi colori), individuando le seguenti tipologie: ericeti, altri arbusteti, pascoli e coltivi, boschi di conifere, boschi di latifoglie, boschi misti, altre superfici. Ai fini del calcolo delle densità sono stati esclusi i boschi e le altre superfici; sono stati considerati boschi ai fini del presente lavoro superfici con almeno il 50% copertura arborea (piante alte più di 4 m, indipendentemente dalla specie) ed estese almeno 1000 m²; sono stati considerate interruzioni della superficie di bosco distanze di almeno 30 m.

L'area di studio così definita è stata suddivisa in 14 zone con una loro omogeneità geografica e ambientale, utilizzate per restituire i valori di densità (figure 7, 8, 9 e 10).

Per le analisi statistiche queste zone sono state ulteriormente suddivise, individuando complessivamente 56 microzone. Queste sono state definite nelle aree del progetto (microzone campione) sulla base del tipo di intervento realizzato (i.e. in ogni microzona l'intervento è di un solo tipo e fatto in un solo anno), in modo da poter considerare anche questa variabile nelle analisi. Nelle aree di confronto le microzone sono state definite appoggiandosi in genere su discontinuità morfologiche (crinali, impluvi) o altri elementi naturali (corsi d'acqua) e non (sentieri, piste). Quattro microzone (G020, I026, K038 e N056) sono risultate prossime alle aree degli interventi ma interessate da questi in misura del tutto marginale; queste microzone sono state classificate marginali ed escluse dalle analisi statistiche.

Ciascun territorio è stato assegnato ad una microzona per intero se ricadente all'interno della stessa per la maggior parte (> 67% dei contatti che definiscono il territorio stesso) o per metà nel caso interessasse significativamente anche aree diverse (cioè altre microzone).

Tabella 1. Aree indagate suddivise in zone e microzone; per ogni microzona è indicato il tipo (campione, confronto o marginale, queste ultime prossime ad aree campione ma interessate solo marginalmente dagli interventi), l'intervento (D, decespugliamento, F, fuoco prescritto), l'anno dell'intervento e la superficie (considerando solo quella costituita dagli ambienti aperti effettivamente monitorati).

macroarea	zona	microzona	tipo	int.	anno int.	sup. effettiva (ha)
Massanera	A – Massanera Alta	A003	confronto	-	-	6.40
	B – Massanera Bassa	B001	confronto	-	-	5.85
		B002	confronto	-	-	5.08
		C – Massanera Versante	C004	confronto	-	-
		C005	confronto	-	-	5.78
		C006	confronto	-	-	5.84
		C007	confronto	-	-	3.53
Poggio della Regina	D – Monte Acuto	D009	confronto	-	-	6.94

macroarea	zona	microzona	tipo	int.	anno int.	sup. effettiva (ha)
		D010	confronto	-	-	6.03
		D011	confronto	-	-	5.20
		D012	confronto	-	-	6.08
		D013	confronto	-	-	3.71
		D014	confronto	-	-	6.43
	E – Poggio della Regina Basso	E008	confronto	-	-	4.05
Cocollo	F – Montrago Ovest	F015	confronto	-	-	5.19
		F016	confronto	-	-	4.20
		F017	confronto	-	-	6.15
	G – Montrago Est	G018	campione	F	2021	2.46
		G019	campione	F	2018	0.84
		G020	marginali	-	-	3.48
	H – Cocollo Alta	H021	campione	D	2020	5.85
		H022	campione	D	2019	4.63
		H023	campione	D	2019	3.00
	I – Cocollo Bassa	I024	campione	D	2019	5.79
		I025	campione	D	2020	3.32
		I026	marginali	-	-	2.04
		I027	campione	F	2019	6.34
		I028	campione	F	2022	2.24
		I029	campione	D	2019	3.50
Casacce	J – Anciolina	J030	campione	D	2022	5.07
		J031	campione	D	2021	3.70
		J032	campione	D	2021	4.45
	K – Casacce Alta	K033	campione	D	2018	1.77
		K034	campione	D	2019	3.55
		K035	campione	D	2019	4.40
		K036	campione	D	2019	5.88
		K037	campione	D	2018	2.56
		K038	marginali	-	-	5.93
		K039	campione	D	2019	4.26
	L – Pescina	L047	campione	D	2020	6.16
		L048	campione	D	2020	4.51
		L049	campione	D	2020	3.57
		L050	campione	D	2020	3.74
		L051	campione	D	2020	4.05
	M – Casacce Bassa	M040	campione	D	2021	5.90
		M041	campione	D	2019	1.38
		M042	campione	D	2015	5.88
		M043	campione	D	2021	2.52
		M044	campione	D	2019	4.50
		M045	campione	D	2021	2.55
		M046	campione	D	2019	2.75
	N – Poggio Sarno	N052	campione	D	2021	4.96
		N053	campione	D	2020	2.42
		N054	campione	D	2021	4.30
		N055	campione	D	2022	5.37
		N056	marginali	-	-	2.49

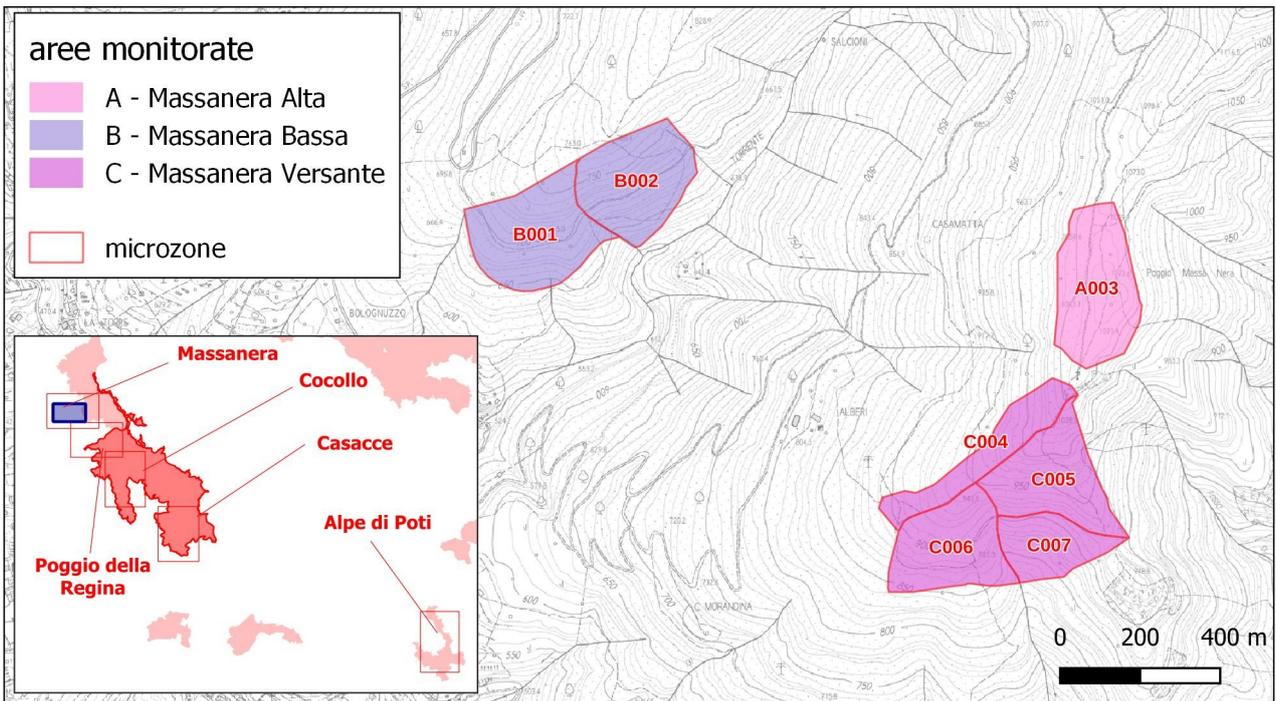


Figura 7. Zone (rappresentate dal colore) e microzone (indicate con un numero), macroarea Massanera.

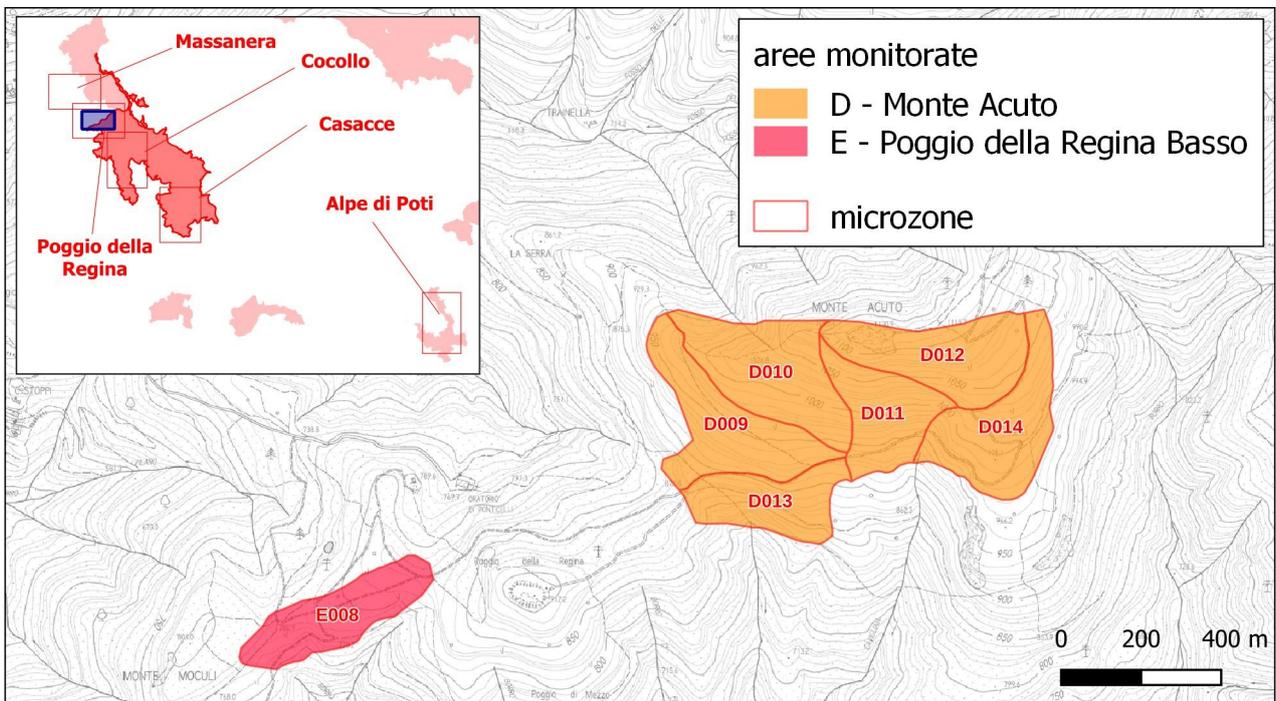


Figura 8. Zone (rappresentate dal colore) e microzone (indicate con un numero), macroarea Poggio della Regina.

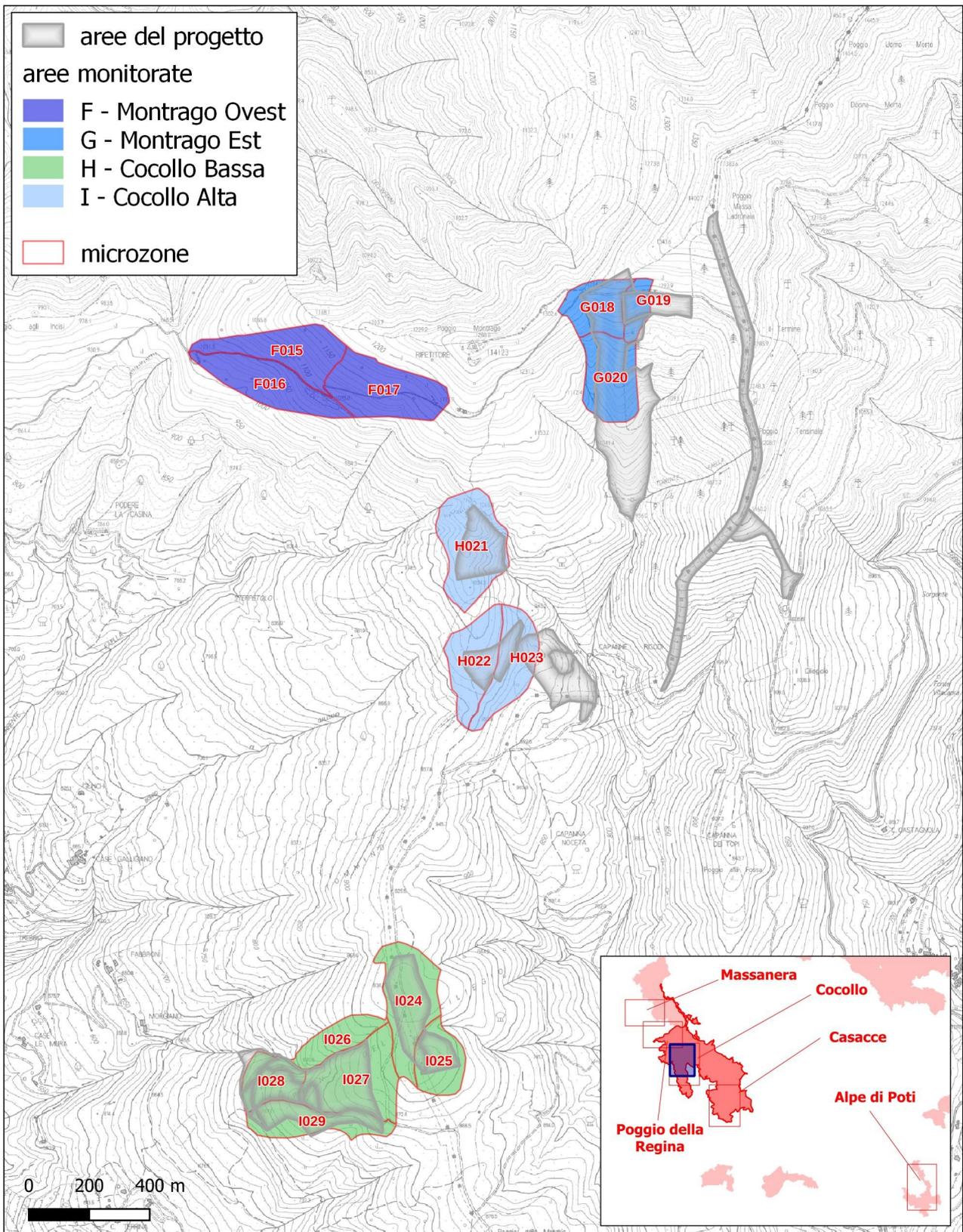


Figura 9. Zone (rappresentate dal colore) e microzone (indicate con un numero), macroarea Cocollo.

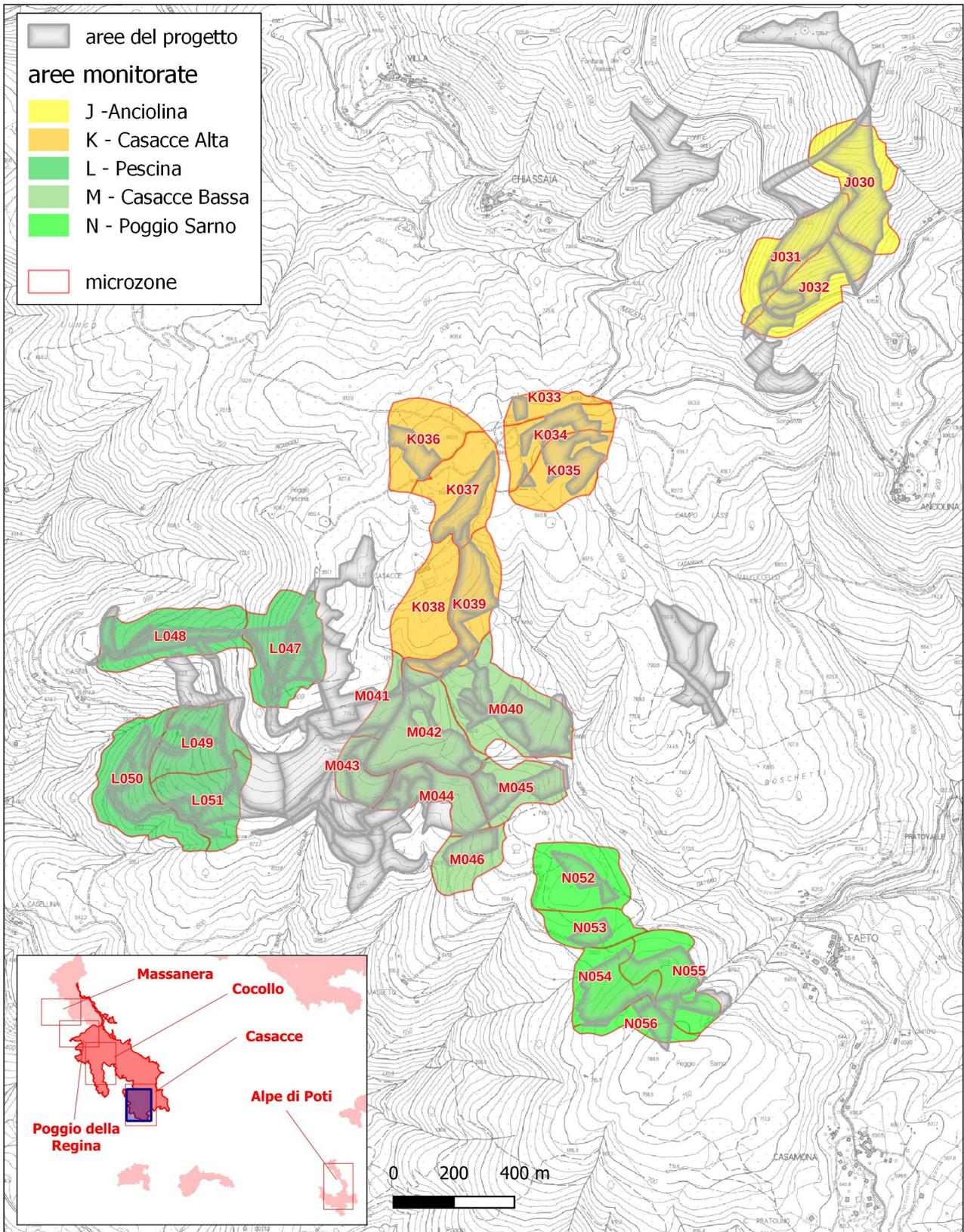


Figura 10. Zone (rappresentate dal colore) e microzone (indicate con un numero), macroarea Casacce.

ANALISI STATISTICHE

La base per le analisi statistiche è la suddivisione in microzone (tabella 1). I territori di ciascuna specie sono assegnati per intero o per metà ad una microzona; la variabile analizzata è la densità della specie (n. territori/10 ha) ottenuta dividendo il numero di territori di ciascuna specie per la superficie della microzona (in modo che i valori tra le microzone siano comparabili).

Sono oggetto delle analisi statistiche *tottavilla* e *magnanina comune*, specie target del progetto, e altre specie di arbusteto e di ambiente aperto (*saltimpalo*, *sterpazzolina di Moltoni*, *occhiocotto*, *sterpazzola*, *fanello*, *zigolo nero* e *zigolo muciatto*). Per *magnanina comune*, *saltimpalo*, *sterpazzola* *sterpazzolina di Moltoni*, *occhiocotto* e *zigolo muciatto* il numero di dati è sufficiente ad analizzare l'andamento sia nelle aree campione che aree di confronto, mentre per *tottavilla*, *fanello* e *zigolo nero* si dispone di dati sufficienti solo per analizzare l'andamento nelle aree campione. Le altre due specie target, *calandro* ed *averla piccola*, sono state rinvenute con un numero di territori troppo ridotto per poter effettuare analisi statistiche.

Abbiamo scelto per le analisi un approccio di tipo bayesiano (CONGDON 2006; BOLSTAD 2007; ROBERT 2007), preferendolo ad un approccio tradizionale (frequentista) che è generalmente più diffuso e spesso dotato di un più robusto e chiaro supporto teorico. Tuttavia l'approccio bayesiano, sempre più utilizzato anche negli studi ecologici (ELLISON 2004; CHOY *ET AL.* 2009), garantisce in molte situazioni, alcuni consistenti vantaggi. Nel caso specifico del nostro studio permette la stimabilità dei parametri anche con l'applicazione di modelli complessi (modelli misti) a set di dati relativamente poco numerosi. La scarsa numerosità del campione è infatti uno dei tipici casi in cui viene generalmente riconosciuta la maggiore efficacia dell'approccio bayesiano (BAYARRI & BERGER 2004; DORAZIO 2016), che consente di stimare alcuni parametri laddove ciò risulta impossibile, o comunque molto complicato, con gli equivalenti modelli frequentisti. A ciò va aggiunto il fatto che l'approccio bayesiano restituisce stime e, soprattutto, intervalli di confidenza più facilmente interpretabili in termini di probabilità che un parametro cada in un certo intervallo di valori. Nel testo, dunque, nel riportare i risultati delle analisi si farà perlopiù riferimento a valori di probabilità (ad esempio per l'incremento di una determinata specie nel corso degli anni si fornirà la probabilità che il parametro 'anno' sia maggiore di zero, cioè che ci sia un effettivo incremento). Allo stesso modo si userà una terminologia "frequentista" utilizzando il termine "significativo" qualora l'intervallo di confidenza di un parametro cada interamente al di sopra (effetto positivo del parametro) o al di sotto (effetto negativo) dello zero.

L'analisi è stata effettuata tramite GLMM (Generalized Linear Mixed Models, ZURR *ET AL.* 2017) nei quali la variabile random è costituita dalla microzona mentre i fattori fissi sono tipologia di area (campione vs confronto) e l'anno di monitoraggio. Nei modelli è anche stata considerata l'interazione tra i due fattori fissi (tipologia di area * anno): quest'ultimo parametro risulta quello di maggiore interesse per comprendere l'esistenza di traiettorie demografiche differenti in aree di intervento e controllo. Come variabile dipendente è stata utilizzata la densità della specie nelle microzone. Questo approccio è stato utilizzato per le sei specie di cui si hanno dati sia in aree

campione che in aree confronto. Per le altre tre sono stati comunque calcolati i modelli per l'andamento nelle sole aree campione.

La risposta delle specie target alle azioni di ripristino della brughiera non è immediata, e anzi, per le specie maggiormente legate agli arbusteti (come ad esempio la magnanina comune) può esserci una fase più o meno lunga per il recupero degli equilibri biologici esistenti, cioè perché l'ambiente torni idoneo per le diverse specie. A seconda della loro ecologia, specie diverse possono rispondere con modalità e tempi differenti (PONS & CLAVERO 2010a; PONS *ET AL.* 2012) pertanto, al fine di valutare l'evoluzione della risposta delle specie target agli interventi di ripristino della brughiera, per le sole aree di intervento, è stato analizzato l'andamento del numero di territori riproduttivi in relazione al tempo trascorso a partire dagli interventi. Questo tipo di analisi è stato fatto costruendo modelli di tipo GAMM (Generalised Additive Mixed Models, ZURR *ET AL.* 2009) nei quali è stato modellato l'effetto dell'anno di monitoraggio sul numero di territori per unità di superficie con una funzione *spline*, che lavora di volta in volta un determinato intervallo di dati con curve polinomiali ed unisce poi le curve risultanti mantenendone la continuità. Questa analisi è stata fatta per tutte le nove specie.

Le analisi sono state condotte il software R (R CORE TEAM 2022), utilizzando il pacchetto *brms* (BÜRKNER 2017, 2018, 2021).



Panoramica della macroarea del Cocollo, prima degli interventi (foto Antonio Gabellini)

Risultati

SFORZO DI CAMPIONAMENTO

Complessivamente sono stati individuati 26 percorsi per il mappaggio, ciascuno dei quali ripetuto tre volte per ciascuna annata nel caso di percorsi di confronto, cinque volte nel caso dei percorsi campione. Le finestre in cui sono stati effettuati i rilievi sono state identificate in base all'ecologia riproduttiva delle specie target e sono state, in tutti gli anni: 27 marzo - 15 aprile (le prime due repliche nelle aree campione, la prima nelle aree confronto), 08 maggio – 02 giugno (terza e quarta replica nelle aree campione, seconda nelle aree confronto) 08 – 18 giugno (quinta replica nelle aree campione, terza nelle aree confronto).

Ogni rilievo lungo un percorso è stato fatto da un solo rilevatore; in una stessa area ma su percorsi diversi hanno operato contemporaneamente fino a tre rilevatori. In totale sono state effettuate 43 gg/operatore nel 2017/2018 considerati cumulativamente, 38 gg/operatore nel 2019, 41 gg/operatore nel 2020 e 37 gg/operatore nel 2021.

Sono stati indagati nel complesso circa 240 ha di superficie effettiva; di questi oltre 180 sono ericeti. Nella tabella 2 sono riportate le superfici effettivamente indagate nelle quattro macroaree.

Tabella 2. Superfici indagate con i mappaggi nelle quattro macroaree.

Macroarea	sup. effettiva totale (ha)	sup. ericeto (ha)
Massanera	36.6	33.1
Poggio della Regina	38.4	36.3
Cocollo	59.4	33.6
Casacce	108.6	77.2



Magnanina comune *Sylvia undata* (foto Pasquale Sannino)

COMUNITÀ DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NEGLI ARBUSTETI

Il numero di territori individuati per ciascuna delle specie di arbusteto è riportato, separatamente per ciascuna macroarea, nella tabella tabella 3. Nella tabella 4 è riportato in numero dei territori suddiviso tra aree campione e aree confronto (e aree marginali, cioè prossime alle aree campione ma interessate solo marginalmente dagli interventi).

Tabella 3. Numero di territori per le specie mappate nelle quattro macroaree nei diversi anni. In grassetto le specie target.

specie	Casacce				Cocollo				Massanera				Poggio della Regina			
	2017/ 2018	2019	2021	2022	2017/ 2018	2019	2021	2022	2017	2019	2021	2022	2017	2019	2021	2022
Tottavilla	29	31	41	40	9	9	8	10			1					
Calandro			1	1		1	1									
Saltimpalo	13	13	15	21	14	13	16	19	9	9	8	2	3	1	2	1
Magnanina com.	30	29	23	22	26	13	19	25	34	27	22	26	18	12	13	19
Sterp. di Moltoni	165	134	122	126	107	83	87	73	46	54	35	45	51	51	51	48
Occhiocotto	42	42	36	36	34	22	30	28	21	21	20	26	21	18	18	17
Sterpazzola	19	14	14	11	23	19	18	19	1	2	1	1	1	4	1	1
Averla piccola			1	1	3	3	3	3								
Fanello	11	20	16	18	9	9	7	6	2				3	1	1	
Zigolo nero	28	25	31	26	9	6	1	3	2		1		6	1	1	
Zigolo muciatto	5	8	9	8	10	8	10	7	5	4	5	1	8	3	9	5

Tabella 4. Numero di territori per le specie mappate suddiviso per aree campione e aree confronto (e aree marginali) nei diversi anni. In grassetto le specie target.

specie	campione				confronto				aree marginali			
	2017/ 2018	2019	2021	2022	2017	2019	2021	2022	2017/ 2018	2019	2021	2022
Tottavilla	31.5	34.5	42	44.5	2	1	2		4.5	4.5	6	5.5
Calandro		1	1								1	1
Saltimpalo	18.5	20	24.5	33	17	14	14	7	3.5	2	2.5	3
Magnanina comune	44	34.5	32	37.5	59	43	38	48	5	3.5	7	6.5
Sterpazzolina di Moltoni	229	179	171.5	169	125	126	105	107	15	17	18.5	16
Occhiocotto	66	52.5	57	52	44	46	43	46	8	4.5	4	9
Sterpazzola	35.5	25	26	24	7	12	7	6	1.5	2	1	2
Averla piccola	2	3	3.5	4					1		0.5	
Fanello	15.5	25	21	21.5	7	2	1		2.5	3	2	2.5
Zigolo nero	33	26	28.5	26.5	9	2	2		3	4	3.5	2.5
Zigolo muciatto	9	14	14	13	15	8	15	6	4	1	4	2

Limitatamente alla tottavilla (tabella 5) e alla magnanina (tabella 6), si sono riportati anche i valori di densità nelle diverse zone.

Tabella 5. Numero di territori e densità della tottavilla nelle diverse zone e nelle quattro macroaree. Sono considerate solo le macroaree Casacce e Cocollo perché nelle altre la specie è praticamente assente.

zona/macroarea	sup. (ha)	territori (n.)				densità (cp/10 ha)			
		2017/ 2018	2019	2021	2022	2017/ 2018	2019	2021	2022
<i>Anciolina</i>	13.2	4	3	3	4	3.0	2.3	2.3	3.0
<i>Casacce Alta</i>	28.4	7	9	12	10	2.5	3.2	4.2	3.5
<i>Pescina</i>	22.0	5	5	11	6	2.3	2.3	5.0	2.7
<i>Casacce Bassa</i>	25.5	7	9	7	10	2.7	3.5	2.7	3.9
<i>Poggio Sarno</i>	19.5	6	5	8	10	3.1	2.6	4.1	5.1
Casacce	108.6	29	31	41	40	2.7	2.9	3.8	3.7
<i>Montrago Ovest</i>	15.5	2	1	1		1.3	0.6	0.6	
<i>Montrago Est</i>	6.8	2	1	1	2	2.9	1.5	1.5	2.9
<i>Cocollo Alta</i>	13.5	2	3	2	3	1.5	2.2	1.5	2.2
<i>Cocollo Bassa</i>	23.6	3	4	4	5	1.3	1.7	1.7	2.1
Cocollo	59.4	9	9	8	10	1.5	1.5	1.3	1.7

Tabella 6. Numero di territori e densità della magnanina comune nelle diverse zone e nelle quattro macroaree.

zona/macroarea	sup. (ha)	territori (n.)				densità (cp/10 ha)			
		2017/ 2018	2019	2021	2022	2017/ 2018	2019	2021	2022
<i>Anciolina</i>	13.2	4	5	3	1	3.0	3.8	2.3	0.8
<i>Casacce Alta</i>	28.4	3	1	3	3	1.1	0.4	1.1	1.1
<i>Pescina</i>	22.0	10	10	4	4	4.5	4.5	1.8	1.8
<i>Casacce Bassa</i>	25.5	3	4	5	8	1.2	1.6	2.0	3.1
<i>Poggio Sarno</i>	19.5	10	9	8	6	5.1	4.6	4.1	3.1
Casacce	108.6	30	29	23	22	2.8	2.7	2.1	2.0
<i>Montrago Ovest</i>	15.5	7	4	3	3	4.5	2.6	1.9	1.9
<i>Montrago Est</i>	6.8	2	1	2	2	2.9	1.5	2.9	2.9
<i>Cocollo Alta</i>	13.5	8	1	5	8	5.9	0.7	3.7	5.9
<i>Cocollo Bassa</i>	23.6	9	7	9	12	3.8	3.0	3.8	5.1
Cocollo	59.4	26	13	19	25	4.4	2.2	3.2	4.2
<i>Massanera Alta</i>	6.4	2	2	1	1	3.1	3.1	1.6	1.6
<i>Massanera Bassa</i>	10.9	5	3	4	4	4.6	2.7	3.7	3.7
<i>Massanera Versante</i>	19.2	27	22	17	21	14.0	11.4	8.8	10.9
Massanera	36.6	34	27	22	26	9.3	7.4	6.0	7.1
<i>Monte Acuto</i>	34.4	18	12	13	19	5.2	3.5	3.8	5.5
<i>P. della Regina Basso</i>	4.1								
Poggio della Regina	38.4	18	12	13	19	4.7	3.1	3.4	4.9

Per quanto riguarda il calandro, la specie era del tutto assente come nidificante nell'area di progetto nel 2017/2018. Nel 2019 si è registrata la presenza di un territorio in un'area campione sul Cocollo

(zona Cocollo Bassa, microzona I024); sempre nel 2019 un altro territorio è stato rilevato anche nell'area campione delle Casacce (in prossimità della zona Casacce Bassa), poco fuori dalle aree di monitoraggio (ma all'interno delle aree del progetto). Nel 2021 è risultato confermato il territorio sul Cocollo, più o meno nella stessa area ed un territorio è stato rilevato anche alle Casacce (zona Poggio Sarno, microzona N056, una di quelle marginali). Nel 2022 è stato confermato il territorio di Poggio Sarno, l'unico rilevato in questo anno.

L'averla piccola era presente nel 2017/2018 solo sul Cocollo (tre coppie, due nella zona Cocollo Bassa, microzone I024, e una nella zona Montrago Est, microzona G020, una di quelle marginali). Nel 2019 la situazione era simile (tre coppie sul Cocollo, una nella zona Cocollo Alta, microzona H21, due nella zona Cocollo Bassa, microzone I024 e I027); tutte e tre le coppie risultavano in microzone campione. Allo stesso modo nel 2021 (una coppia nella zona Cocollo Alta, microzona H22, due nella zona Cocollo Bassa, microzone I024 e I027) e 2022 (una nella Zona Montrago Est, microzone G18 e G19, due nella zona Cocollo Bassa, microzone I024 e I025) sul Cocollo sono sempre state rilevate tre coppie, tutte in microzone campione. Nel 2021 e 2022 però è stata rilevata in ciascuno degli anni anche una coppia nella macrozona delle Casacce (sempre zona Casacce Alta, microzone 34 e 35 nel 2021, 38 e 39 nel 2022). Nel 2021 peraltro si è registrata la probabile presenza di un secondo territorio (zona Casacce Alta, microzone 38 e 39 nel 2022), osservato solo successivamente ai rilievi standard, forse per un insediamento tardivo; nel 2022 il territorio è risultato occupato. Un territorio era inoltre presente alle Casacce anche nel 2020 (anno in cui non sono stati fatti rilievi standardizzati).

Oltre alle specie riportate nelle tabelle, è interessante sottolineare come nelle aree del progetto si sia insediata a partire dal 2019 l'allodola (2019: un territorio alle Casacce, due sul Cocollo; 2021: due territori alle Casacce, due sul Cocollo; 2022: un territorio alle Casacce, due sul Cocollo) che nel 2017/2018 era risultata assente come nidificante.



Magnanina comune *Sylvia undata* (foto Davide Ambu)

ANALISI STATISTICHE

I modelli volti a comparare le traiettorie demografiche delle specie target in aree campione e nelle aree di confronto hanno messo in luce differenze significative per due sole specie delle sei analizzate, saltimpalo e zigolo muciatto: per entrambe il numero di territori ha avuto un andamento migliore, ovvero una crescita evidente, nelle aree di intervento (figura 12). Per queste due specie la differenza si può considerare (nei termini descritti nei materiali e metodi) “statisticamente significativa” (figura 11). Per le altre specie sebbene la situazione appaia leggermente migliore (sterpazzola e magnanina comune) o leggermente peggiore (occhiocotto e sterpazzolina di Moltoni) nelle aree campione rispetto a quelle di confronto, le differenze non possono essere considerate statisticamente significative.

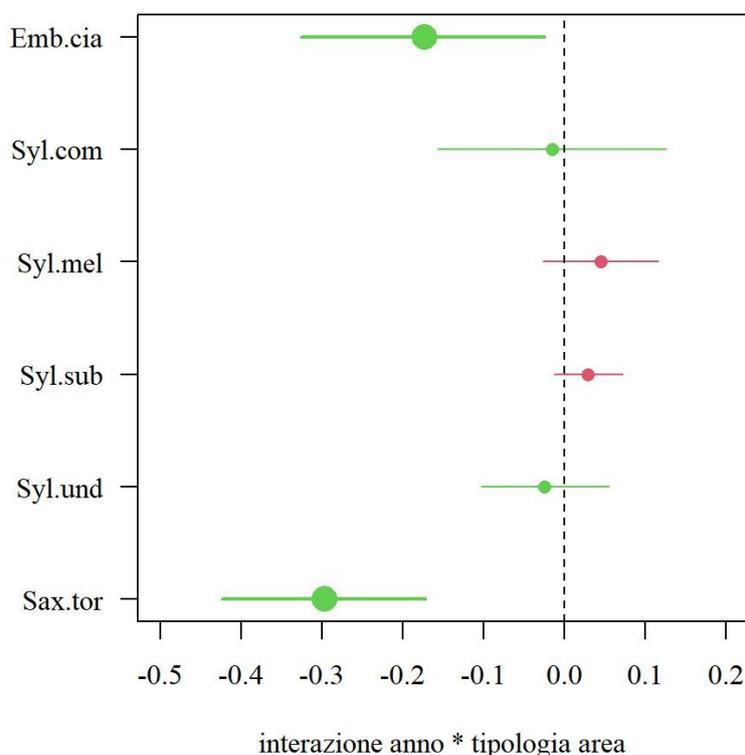


Figura 11. Stima dei parametri corrispondenti all'interazione tra anno di monitoraggio e tipologia di area (campione vs confronto). Il cerchio rappresenta il valore della stima del parametro, i segmenti rappresentano invece l'intervallo di confidenza al 95%. Le specie per le quali l'intervallo di confidenza non interseca l'asse verticale sono quelle per le quali l'andamento nelle due tipologie di aree è risultato significativamente differente. In verde le specie per le quali l'andamento nelle due tipologie di aree è risultato qualitativamente migliore nelle aree campione, in rosso le altre specie. Le specie sono riportate con le prime tre lettere del nome generico e le prime tre del nome specifico separate da un punto (Emb.cia, Zigolo muciatto; Syl.com, sterpazzola; Syl.mel, occhiocotto; Syl.sub, sterpazzolina di Moltoni; Syl.und, magnanina comune; Sax.tor, saltimpalo).

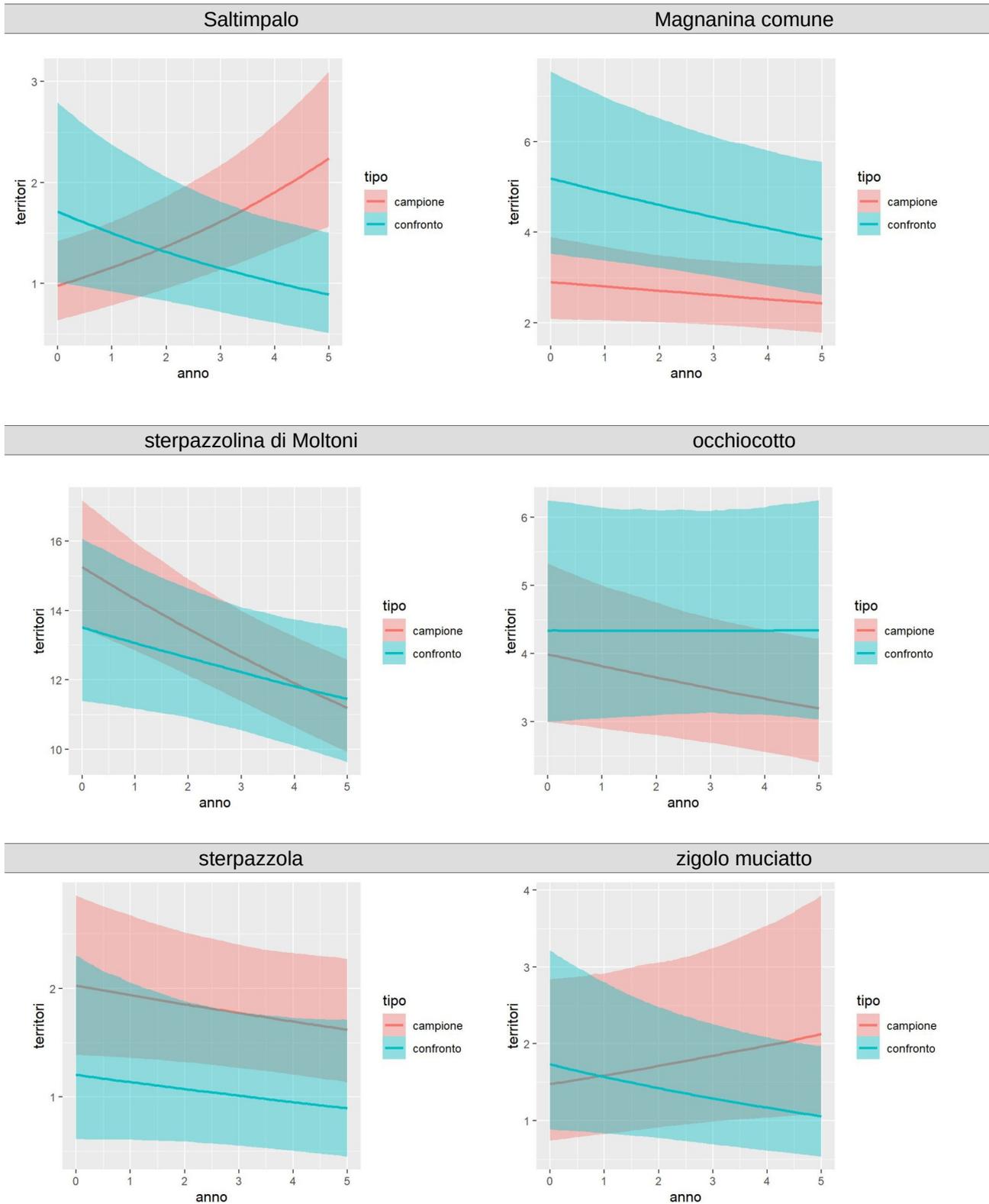


Figura 12. Andamento del numero di territori negli anni di progetto (anno 0 = 2017) in aree campione e in aree di confronto per i Passeriformi.

Per quanto riguarda le specie non rappresentate nelle aree di confronto, per due di queste, tottavilla e fanello, si è registrato un evidente e significativo incremento del numero di territori nelle aree campione (figura 13, tottavilla, $P=99.7\%$; fanello, $P=92.9\%$, con P probabilità di un incremento effettivo). Nessuna variazione significativa è invece stata riscontrata per lo zigolo nero.

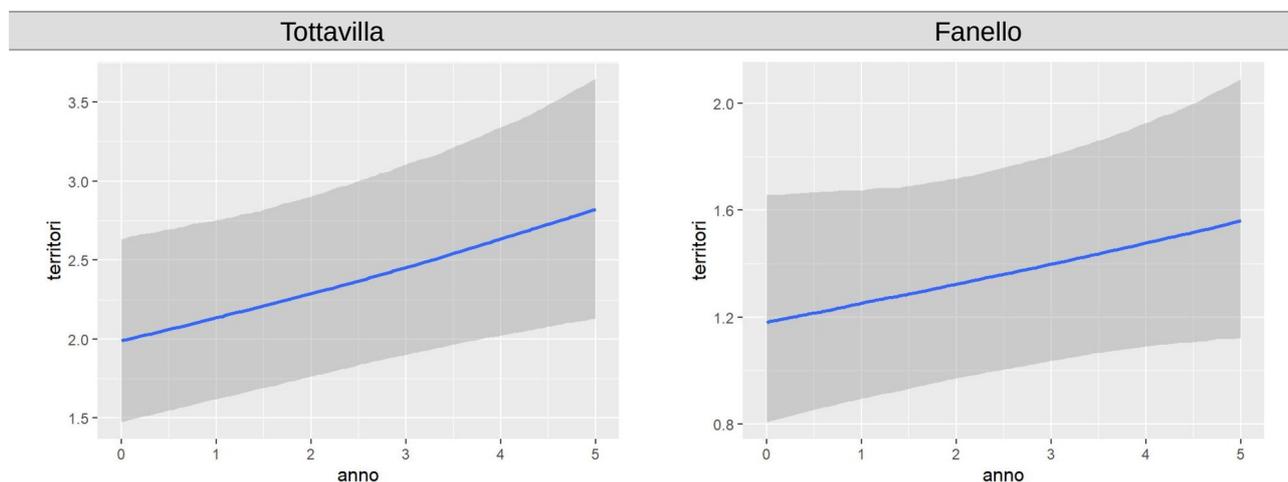


Figura 13. Andamento della densità di territori riproduttivi nel periodo di progetto per tottavilla e fanello nelle aree campione (anno 0 = 2017).

Per quanto riguarda l'analisi dell'intervallo di tempo a partire dall'effettiva realizzazione degli interventi la figura 13 mostra risultati molto chiari.

Per tottavilla e saltimpalo è evidente un effetto positivo fin dal primo anno successivo agli interventi, ma il dato più interessante è quello delle specie del genere *Sylvia* (magnanina comune, sterpazzolina di Moltoni, occhiocotto e sterpazzola) per le quali è evidente un effetto inizialmente negativo, con una ripresa che inizia a partire da due anni dopo l'intervento, fino a raggiungere dopo 4-5 anni valori per alcune specie paragonabili a quelli dell'*ante operam* (occhiocotto), ancora leggermente inferiori (sterpazzolina di Moltoni) o addirittura leggermente superiori (sterpazzola e magnanina comune). Da sottolineare, in particolare per la magnanina comune come già al quarto anno i valori abbiano superato quelli iniziali.

Per le altre specie (fanello, zigolo muciatto) non si evidenziano pattern significativi ad eccezione dello zigolo nero per il quale sembra che possano iniziare a verificarsi effetti positivi dopo il quarto anno (figura 13).

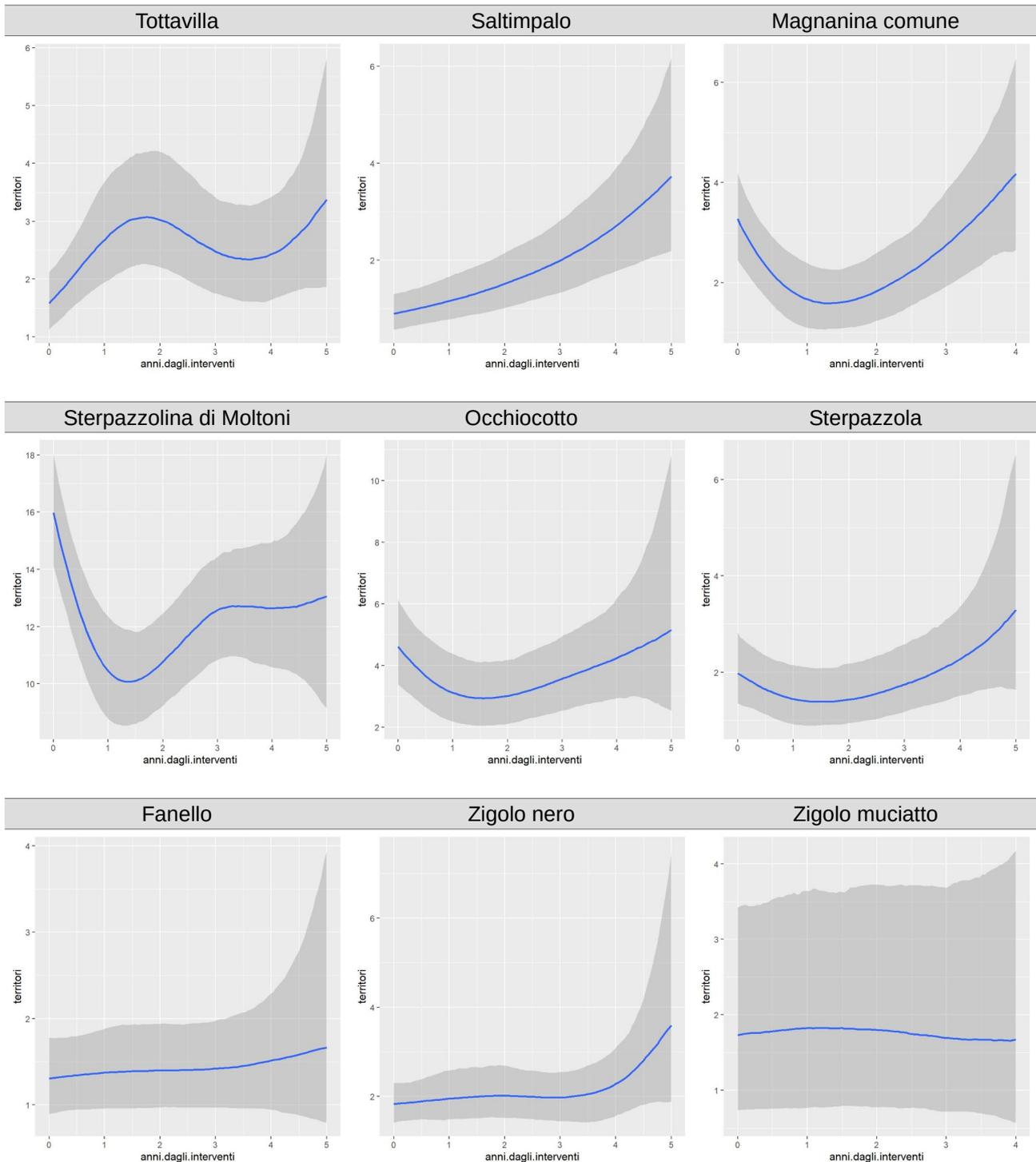


Figura 14. Andamento del numero di territori in relazione al tempo intercorso dalla data effettiva di realizzazione degli interventi. Per tutte le specie è riscontrabile una iniziale diminuzione della densità riproduttiva seguita da una successiva ripresa demografica che arriva in alcuni casi a superare i valori iniziali. L'intervallo temporale è di cinque o quattro a seconda della disponibilità dei dati per la specie.

Discussione

COMUNITÀ DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NEGLI ARBUSTETI

La specie in assoluto più abbondante è risultata in tutte le macroaree la sterpazzolina di Moltoni. Nelle macroaree del Cocollo e delle Casacce la magnanina comune, che è una specie molto esigente riguardo composizione e struttura degli arbusteti, soprattutto al margine settentrionale del suo areale (MASON 1976; CATCHPOLE & PHILLIPS 1992), ma anche nelle aree montane interne dell'Italia (TELLINI FLORENZANO & LAPINI 1999), è risultata complessivamente meno abbondante, oltre che della sterpazzolina di Moltoni, anche dell'occhiocotto, specie invece meno esigente (HERRANDO *ET AL.* 2001), che ben si adatta ad arbusteti anche con composizione e struttura molto diversa dalle brughiere, purché in aree non troppo fredde (SCHAEFER & BARKOW 2004). Nelle macroaree di Massanera e Poggio della Regina l'occhiocotto e la magnanina comuni hanno densità generalmente paragonabili.

Delle altre specie target, soltanto la tottavilla è risultata relativamente comune nelle due aree campione (ed in particolare alle Casacce). L'averla piccola è risultata sempre presente sul Cocollo (sia pure con densità molto basse) mentre alle Casacce non era presente come nidificante all'inizio del progetto ma è stata rilevata con regolarità dal 2021 (una coppia si era comunque già insediata nel 2020, quando non erano stati fatti rilievi standard). Il calandro non era presente come nidificante all'inizio del progetto in nessuna delle aree ma si è insediato nel 2019 sia sul Cocollo che alle Casacce (rilevato in quest'ultima area anche al di fuori dei rilievi standard), rimanendo per lo più, sia pure sempre molto localizzato, anche negli anni successivi. Si tratta di risultati in linea con le conoscenze su queste specie, tutte presenti nell'area del Pratomagno (DELFINO & OLIVA 2010; TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 2010a), un tempo anche relativamente diffuse (TELLINI & LAPINI 1991), ma che hanno subito, con la parziale eccezione della tottavilla, una situazione sfavorevole negli ultimi decenni (CAMPEDELLI *ET AL.* 2012; RETE RURALE NAZIONALE & LIPU 2021a, 2021b) che ne ha determinato una rarefazione evidente anche, ad esempio, in zone montane prossime all'area di studio (TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 2001, 2002; CECCARELLI & GELLINI 2008).

Per la maggior parte delle specie ed in tutte le aree (fanno eccezione soltanto sterpazzolina di Moltoni e occhiocotto a Massanera) si è registrato un calo significativo nel 2019. Il fenomeno è molto generalizzato ed è probabilmente da attribuire alle condizioni climatiche dell'inverno 2018-2019 e soprattutto della primavera 2019 che è stata particolarmente avversa. Gli effetti del clima e degli eventi estremi sulle comunità animali e sulle popolazioni di uccelli sono del resto ampiamente noti (JIGUET *ET AL.* 2010, 2011) e appunto inverni rigidi (DOBINSON & RICHARDS 1964) o stagioni piovose (KENNEDY 1970) possono avere impatti negativi notevoli. Molte delle specie censite in questo studio (ad esempio magnanina comune, occhiocotto, saltimpalo) sono notoriamente sensibili alle condizioni climatiche avverse (TUBBS 1967; BIBBY & TUBBS 1975; DHONDT 1983; BENSUSAN 2008; JIGUET & WILLIAMSON 2013).

TERRITORI DELLE SPECIE TARGET

Un primo elemento che emerge dai dati raccolti riguarda la considerevole abbondanza della **magnanina comune**, soprattutto a Massanera: il valore medio per l'intera macroarea nel 2017, anno in cui i valori sono stati più elevati (10.0 cp/10ha) è in linea con quanto riscontrato nelle brughiere montane meglio conservate dell'Italia centrale (TELLINI FLORENZANO & LAPINI 1999) e sono tra le densità più alte per la specie (CANTOS & ISENMANN 1997; SHIRIHAI ET AL. 2001). Valori elevati come quelli del singolo settore con la maggiore densità (15.6 cp/10ha nel 2017, 11.4 cp/10 ha nel 2019, 10.9 nel 2022) sono riportati solo per alcuni arbusteti a prevalenza di ericacee della Catalogna nelle fasi post incendio (PONS 2004; PONS ET AL. 2008). Anche nelle altre macroaree le densità, almeno nella maggior parte dei settori, risultano comunque elevate, superiori ad esempio a quelle degli habitat ottimali nelle isole britanniche (BIBBY & TUBBS 1975) dove peraltro nella maggior parte dei casi le densità sono inferiori, spesso anche di molto, a 2 cp/10ha (CLARK & EYRE 2012; GATES 2014) o alle densità riscontrate nella maggior parte della Penisola Iberica (RAMOS ENCALADO & PUMARIÑO 2003) e sono paragonabili con i valori più elevati registrati in Francia (BOST 1995; FLITTI 2015). Si può confermare dunque l'elevata idoneità delle brughiere montane del Pratomagno per la magnanina comune, in particolare quelle con adeguate caratteristiche strutturali; le densità inferiori nelle macroaree del Cocollo e delle Casacce si spiegano con le differenti caratteristiche strutturali degli arbusteti, mediamente più evoluti e in parte con composizione arbustiva anche differente (*Cytisus scoparius*, *Ulex europaeus*, rosacee) oltre che, per la macroarea delle Casacce, con la quota, in media leggermente inferiore a quella ideale per la specie nelle aree appenniniche interne (TELLINI FLORENZANO & LAPINI 1999).

Un secondo aspetto, sempre in riferimento alla **magnanina comune**, riguarda le forti oscillazioni fra anni, ed in particolare le differenze tra 2017/2018 e il 2019: in tutte le macroaree (sia quindi in aree campione che confronto), la specie ha registrato un calo molto vistoso, ad eccezione delle Casacce. Come già discusso nel paragrafo precedente, si tratta di un fenomeno generale, che coinvolge anche diverse altre specie e la cui causa è probabilmente da ricercare nell'andamento climatico stagionale. La magnanina comune è notoriamente sensibile alle condizioni climatiche ed in particolare agli inverni rigidi che possono causare forti oscillazioni nelle popolazioni (BIBBY & TUBBS 1975; WOTTON ET AL. 2009) o addirittura la totale scomparsa da alcune aree (JIGUET & WILLIAMSON 2013) come è accaduto in anni passati anche in zone prossime all'area di studio (TELLINI FLORENZANO & LAPINI 1999). Nel caso specifico potrebbero però avere avuto un effetto determinante le cattive condizioni della primavera 2019 ed è probabile che gli effetti siano stati maggiori alle quote più alte: nella macroarea delle Casacce infatti, le cui quote sono mediamente più basse rispetto alle altre macroaree, non sono state registrate diminuzioni comparabili.

Naturalmente nelle dinamiche delle aree campione entra in gioco anche l'effetto degli interventi del progetto che verrà poi discusso nel dettaglio.

Per quanto riguarda la **tottavilla** il numero di coppie è nel complesso abbastanza ridotto a causa probabilmente della copertura arbustiva che, in larga parte delle aree monitorate, è eccessiva rispetto alle esigenze della specie (SPOSIMO & TELLINI 1988; SITTERS *ET AL.* 1996). La zona rimane molto idonea per la specie se considerata a scala media (TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 2010a) o vasta (LONDI *ET AL.* 2009), ed in particolare nella macroarea delle Casacce, la diversità è più elevata e l'ambiente quindi più favorevole alla tottavilla (SIRAMI *ET AL.* 2011). Anche in questo caso, per la discussione degli effetti degli interventi, si rimanda al paragrafo successivo.

Per quanto riguarda il **calandro** nel 2019 è stato rilevato un territorio nella macroarea del Cocollo (nel 2017/2018 la specie era stata osservata ma non vi aveva certamente nidificato) proprio in un'area in cui erano stati realizzati gli interventi l'anno precedente. Un ulteriore probabile territorio è presente nella macroarea delle Casacce, anche questo in un'area in cui erano stati effettuati interventi l'anno precedente (che però non rientra tra quelle monitorate). Il territorio del Cocollo è stato confermato anche nel 2021 (ma non nel 2022). Alle Casacce in un sito diverso da quello del 2019, una coppia è stata rilevata nel 2021 e 2022.

L'**averla piccola** era presente nel 2017/2018 solo sul Cocollo (tre coppie); anche nel 2019, 2021 e 2022 la situazione complessiva risultava la stessa sul Cocollo (tre coppie) anche se i territori risultavano in zone in parte diverse rispetto al 2017. Per quanto riguarda le Casacce invece la specie era assente come nidificante sia nel 2017/2018 che nel 2019; una coppia si è insediata probabilmente nel 2020 (anno in cui non sono stati eseguiti rilievi standard) e una coppia ha certamente nidificato nell'area sia nel 2021 che nel 2022. Nel 2021 peraltro si è registrata la probabile presenza di un secondo territorio sempre alle Casacce osservato solo successivamente ai rilievi standard, forse per un insediamento tardivo.



Tottavilla *Lullula arborea* (foto Ján Svetlík)

EFFETTI DEGLI INTERVENTI

Per quanto riguarda la **tottavilla**, le analisi statistiche mostrano un aumento molto consistente dei territori (figura 13), effetto che si manifesta fin dal primo anno dopo l'intervento (figura 14). L'aumento è consistente: nel 2022 c'erano nelle aree campione circa il 40% in più dei territori presenti nel 2017, con un incremento di 13 coppie; la stessa percentuale di incremento risulta anche stimata dal modello (figura 13). Di fatto quasi tutte le aree d'intervento sono incluse nel territorio di almeno una coppia e possono essere considerate per la specie, in seguito agli interventi, altamente idonee. La specie ha colonizzato prontamente le aree d'intervento sia immediatamente dopo i decespugliamenti sia dopo il fuoco prescritto. Numerosi studi evidenziano del resto come questa specie riesca a colonizzare aree incendiate anche poco tempo dopo il passaggio del fuoco (SPOSIMO 1988; PONS & PRODON 1996; PONS 1998), così come ambienti immediatamente dopo un disturbo (PONS & CLAVERO 2010b). Questa capacità è stata documentata, proprio in relazione a interventi di decespugliamento, anche nell'area del Pratomagno, sia in aree sommitali (TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 2005; CAMPEDELLI *ET AL.* 2016) sia in zone di versante, prossime a quelle del progetto Granatha (CAMPEDELLI *ET AL.* 2007).

Per quanto concerne la **magnanina comune** le analisi non evidenziano differenze che abbiano un significato statistico, sebbene risulti un andamento leggermente migliore nelle aree campione (figura 12). Per la corretta interpretazione dei risultati è però indispensabile, per una specie come la magnanina comune strettamente legata alla presenza di arbusti (TELLINI FLORENZANO & LAPINI 1999; CHIATANTE 2014; PIAZZINI & FAVILLI 2016), considerare il tempo trascorso dagli interventi, ovvero il tempo necessario affinché si registri una certa ricrescita delle piante e l'ambiente torni, o diventi, capace di accogliere questa specie. Diversi studi hanno mostrato un progressivo aumento della specie in seguito a disturbi, con il raggiungimento delle densità più elevate dopo solo quattro anni nelle località più favorevoli, (PONS *ET AL.* 2008, 2012) ma con un recupero anche molto più lento in ambienti meno adatti (PONS & CLAVERO 2010b). Nell'area di studio la specie ha mostrato di iniziare a frequentare le aree degli interventi in misura apprezzabile dopo tre anni e di raggiungere densità superiori a quelle precedenti l'intervento già al quarto anno, passando secondo il modello da circa 3.0 cp/ha a poco più di 4.0 cp/ha, con un incremento stimato del 33% (figura 14).

Considerando che al momento dell'ultimo anno di rilievi (2022), in oltre la metà delle aree indagate (circa il 55%), gli interventi erano stati fatti nei precedenti due anni (sostanzialmente a causa dei ritardi dovuti al COVID), è prevedibile che nei prossimi due anni si verifichi un incremento effettivo della popolazione di magnanina comune nelle aree campione. Sulla base del modello, che stima un incremento di circa il 33%, considerando che nel 2017 erano presenti nelle aree campione monitorate 105 territori, si può calcolare indicativamente in circa 140 il numero di territori prevedibili nelle stesse aree per il 2024, quindi con un aumento di 35 coppie. La stima potrebbe essere anche leggermente superiore essendoci alcune aree del progetto non monitorate con alcuni territori di magnanina (almeno 3-5 territori in più). La stima andrà naturalmente verificata alla luce anche delle condizioni meteo dei prossimi anni, condizioni cui abbiamo visto, la specie è estremamente sensibile. La stima prodotta dal modello è stata calcolata, per quanto riguarda la

parte relativa al periodo di 3-4 anni dopo l'intervento, sostanzialmente sulla base dei dati delle aree in cui gli interventi sono stati realizzati nei primi due anni del progetto (2018-2019). In questo periodo gli interventi hanno interessato particelle presenti in entrambe le aree campione e soprattutto con caratteristiche anche molto diverse tra loro, sia in termini di copertura di *Erica* sia anche, ad esempio, di altitudine. Alla luce di queste considerazioni, la stima fornita dal modello appare abbastanza robusta perché rappresentativa dell'intero range di tipologie di aree interessate dal progetto e non ad esempio delle situazioni più idonee, o viceversa meno idonee, dove l'andamento della specie avrebbe potuto essere, in un verso o nell'altro, più marcato.

A questo si deve aggiungere che comunque almeno 21 territori (tra il 2019 e 2022) ricadevano in aree dove l'intervento era stato fatto l'anno stesso o l'anno precedente; si tratta di aree sia trattate col fuoco prescritto (3.5 territori) sia con decespugliamenti (17.5 territori) dove comunque erano rimaste alcune porzioni di arbusteto intatte. Questo indica come nella pianificazione degli interventi possano essere previsti accorgimenti che possono migliorare notevolmente l'efficacia degli stessi rispetto alla presenza della specie.

Andamenti simili a quelli della magnanina comune si ritrovano anche in altre specie di arbusteto, in particolare sterpazzolina comune, occhiocotto e sterpazzola anche se dai dati raccolti sembra che siano leggermente più tardive della magnanina comune (ad eccezione forse della sterpazzola) nella colonizzazione delle aree dopo gli interventi (figura 14).

Sebbene l'esiguo numero di dati non abbia consentito di effettuare analisi statistiche, per il **calandro** è comunque abbastanza evidente un effetto positivo degli interventi. La specie infatti, assente come nidificante al momento dell'inizio del progetto, si è insediata dopo l'inizio degli interventi, risultando presente, a partire dal 2019, con una o due coppie; la specie si è insediata, nella quasi totalità dei casi, l'anno immediatamente successivo all'intervento, confermando la ben nota capacità di colonizzare ambienti idonei immediatamente dopo un disturbo (SPOSIMO 1988; PONS & PRODON 1996; PONS 1998). Il risultato è estremamente positivo, tenendo presente il trend estremamente negativo per la specie a scala nazionale (RETE RURALE NAZIONALE & LIPU 2021a) e locale (TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 2001; CECCARELLI & GELLINI 2008). Occorre però tener presente che questo tipo di ambienti, in assenza di gestione, diviene rapidamente poco idonea per la specie (ad esempio una delle aree colonizzate è stata abbandonata dopo tre anni, un'altra dopo solo un anno) per cui riveste particolare importanza proprio una attività di gestione continua. Considerando che nell'intera ZSC la popolazione era probabilmente di 1-2 coppie (le uniche aree idonee dove il calandro era presente sono alcuni tratti delle praterie sommitali del Pratomagno, (TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 2010a), il numero di coppie è sostanzialmente raddoppiato e sono state rese idonee per la specie una superficie stimabile in un centinaio di ettari (equamente suddivisi tra Cocollo e Casacce) in precedenza totalmente inidonei.

Allo stesso modo non è stato possibile analizzare statisticamente i dati dell'**averla piccola** (anche in questo caso troppo pochi), altra specie che ha mostrato di rispondere in maniera positiva agli interventi. Sul Cocollo, dove la specie era presente con una piccola popolazione già all'inizio del

progetto, si è registrata nelle aree campione mediamente una coppia in più rispetto al 2017 in tutti gli anni successivi (da due a tre coppie). Alle Casacce, zona in cui la specie all'inizio del progetto non nidificava ormai più da alcuni anni, almeno una coppia si è installata a partire dal 2020 e negli anni successivi sono risultate sempre presenti 1-2 coppie. Come per il calandro, anche per l'averla piccola la colonizzazione di una nuova area è un fenomeno in “controtendenza” rispetto agli andamenti nazionali (RETE RURALE NAZIONALE & LIPU 2021a) e locali (CECCARELLI & GELLINI 2008; TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 2014; RETE RURALE NAZIONALE & LIPU 2021b), tutti, ormai da anni, negativi e pertanto il risultato è estremamente positivo. Si può pertanto desumere che il progetto, oltre l'incremento di 2-3 coppie, abbia assicurato un miglioramento dell'idoneità ambientale nell'area del Cocollo e abbia reso nuovamente idonea almeno parte dell'area delle Casacce. Peraltro l'ecologia della specie, legata ad ambienti con presenza anche significativa di vegetazione legnosa (CASALE & BRAMBILLA 2009; BRAMBILLA 2022) fa ritenere gli effetti del progetto più estesi, sia nello spazio che nel tempo, rispetto a quanto indicato per il calandro.

Considerando il popolamento nel suo complesso gli effetti positivi degli interventi sono evidenti in entrambe le macroaree. In particolare per quanto riguarda le specie di ambiente aperto hanno beneficiato degli interventi oltre alla tottavilla, al calandro e all'averla piccola, anche il saltimpalo (aumentato in maniera molto netta nelle aree campione), il fanello (anche questo aumentato nelle aree campione) e l'allodola, assente prima del progetto nelle aree campione e rilevata con regolarità a partire dal 2019, tutti gli anni con 3-4 coppie. Si tratta di specie accomunate da trend estremamente negativi ormai da molto anni, a livello nazionale e locale (TELLINI FLORENZANO 1999; CECCARELLI & GELLINI 2008, 2011; TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 2010c, 2014; RETE RURALE NAZIONALE & LIPU 2011, 2018, 2021a, 2021b; CAMPEDELLI *ET AL.* 2012), il cui aumento nelle aree del progetto testimonia l'efficacia non solo nel “resturo” delle brughiere ma anche del paesaggio diversificato di ambienti aperti tipico dell'area e, ormai da molto anni, in forte declino (VOS & STORTELDER 1992; TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 2010b).

Conclusioni

Rispetto alle specie target in conclusione si possono evidenziare i seguenti punti:

- la tottavilla ha registrato incrementi notevoli, pari a circa il 40% dei territori nelle aree d'intervento (con un aumento effettivo di 13 coppie), risultati validi anche dal punto di vista statistico; la specie si è mostrata pronta a colonizzare le aree immediatamente dopo gli interventi, sia di fuoco prescritto sia di decespugliamento e ha di fatto occupato la gran parte delle aree del progetto;
- la magnanina comune ha mostrato una capacità elevata di colonizzare le aree del progetto, a partire dal terzo anno ma raggiungendo già nel quarto densità superiori a quelle di partenza; per questa specie i miglioramenti possono essere apprezzabili solo a partire quindi dal terzo anno dopo gli interventi. Il modello prevede nel quarto anno dopo gli interventi un aumento, rispetto alle condizioni iniziali, di circa il 33% del numero di coppie. Anche a causa di ritardi accumulatisi con il COVID19, di fatto gran parte degli interventi del progetto sono stati realizzati a partire dal 2020 per cui su buona parte delle superfici gli effetti positivi si concretizzeranno a partire dal 2023. In questo senso si può considerare l'effetto sulla specie senz'altro positivo;
- solitamente le magnanine comuni se presenti, abbandonano comunque l'area al momento dell'intervento per poi, come detto ricolonizzarla dopo 2-3 anni; in alcuni casi si è osservato comunque come questa specie possa rimanere nelle aree anche dopo l'intervento (sia di fuoco prescritto che di decespugliamento) purché rimangano zone di ericeto disponibile; è raccomandabile pertanto che nella realizzazione degli interventi si tenga conto di questa opportunità;
- in conseguenza degli interventi si è osservata la colonizzazione da parte del calandro, prima assente come nidificante, sia dell'area delle Casacce sia di quella del Cocollo, in genere subito dopo gli interventi. Il numero di coppie è sempre stato esiguo (1-2 in ogni anno) e peraltro spesso i territori sono stati occupati solo per poche stagioni. In ogni caso, considerando che nell'intera ZSC erano stimabili, prima dell'intervento solo 1-2 coppie, si è comunque conseguito un risultato significativo (praticamente il raddoppio della popolazione e la creazione di aree idonee in due comprensori, Casacce e Cocollo, che ne erano del tutto privi);
- l'averla piccola è incrementata nelle aree campione del Cocollo dove comunque era presente anche prima degli interventi (passando da due coppie prima degli interventi a 3 negli anni successivi) ed ha colonizzato l'area delle Casacce (dal 2020, con una o due coppie per anno) dove mancava come nidificante ormai da alcuni anni. L'incremento delle coppie nelle aree del progetto, pur essendo i numeri assoluti bassi, è significativo (si è passati da due coppie a 4-5 coppie).

Considerando l'intera comunità ornitica si può inoltre osservare:

- che nelle comunità di arbusteto sterpazzolina di Moltoni, occhiocotto e sterpazzola mostrano andamenti simili a quelli della magnanina comune rispetto ai tempi di colonizzazione delle aree soggette ad intervento ma con una risposta leggermente meno pronta e più ritardata nel tempo (in particolare sterpazzolina di Moltoni e occhiocotto);
- che nel complesso gli interventi hanno favorito nettamente le comunità di ambiente aperto. Tottavilla, calandro, averla piccola ma anche ad esempio saltimpalo (aumentato in maniera molto netta), fanello, zigolo muciatto, allodola hanno tutti registrato incrementi nelle aree campione, in alcuni casi colonizzati da specie prima assenti (calandro e allodola alle Casacce e sul Cocollo, averla piccola alle Casacce). Considerando che si tratta di specie nella quasi totalità dei casi in evidente declino, il risultato è da ritenere estremamente positivo.



Estesi ericeti nella macroarea della Casacce (foto Tommaso Campedelli)

Monitoraggio dei rapaci diurni

Materiali e metodi

I rilievi per i rapaci diurni si sono svolti in cinque macroaree: due interessate dagli interventi (Casacce e Cocollo), che sono le **aree campione** e tre utilizzate come testimone (Massanera, Poggio della Regina e Alpe di Poti), che sono quindi le **aree di confronto**.

La metodologia utilizzata è quella dell'osservazione da punti fissi favorevoli (HARDEY *ET AL.* 2013) ovvero da punti che garantiscono la più ampia visuale possibile sulle aree di indagine. Complessivamente sono stati individuati 22 punti di osservazione, di cui 12 nelle due macroaree interessate dagli interventi, rispettivamente cinque nella macroarea delle Casacce e sette in quella del Cocollo, e 10 nelle macroaree di confronto, tre a Massanera, tre a Poggio alla Regina e quattro all'Alpe di Poti. I punti di osservazione sono stati individuati a seguito di specifici sopralluoghi, in corrispondenza di postazioni panoramiche, elevate o dalle quali risultava comunque visibile la maggior parte dell'area di studio (figure 15, 16, 17, 18 e 19).

I rilievi, effettuati utilizzando binocoli 10x e cannocchiali 50x o 60x; sono stati condotti lungo tutto l'arco della giornata (indicativamente dalle 8:00 alle 20:00) nel periodo compreso tra fine aprile e fine luglio. I rilievi sono stati realizzati negli anni 2017, 2019, 2020 e 2021; le ore di osservazione sono state distribuite rispettivamente in 48, 44, 23 e 38 giornate. Nel 2020, come da piano di monitoraggio, i rilievi sono stati effettuati esclusivamente nelle aree campione.

Tutte le osservazioni sono state localizzate sul campo su una mappa (ortofoto+CTR), e riportate su un'apposita scheda indicando per ciascun contatto, oltre alla specie e al numero di individui, l'attività (spostamento, caccia, volo territoriale, termica, individuo posato), codificata a seconda del comportamento delle singole specie, l'orario dell'osservazione e l'altezza di volo, stimata attribuendo ciascun contatto a una o più fasce di altezza secondo il seguente schema: (A) 0-10 m; (B) 10-100 m; (C) oltre 100 m (BAND *ET AL.* 2007).

Uno degli scopi del monitoraggio è quello di registrare eventuali variazioni nella frequentazione dell'area, che è uno dei metodi utilizzabili per valutare l'effetto degli interventi sul popolamento di rapaci. Allo scopo quindi di ottenere un indice appunto di frequentazione, abbiamo registrato tutti i contatti anche nel caso fossero riconducibili ad uno stesso individuo (cosa peraltro difficilmente verificabile), ad eccezione di osservazioni prolungate di individui intenti nella stessa attività nello stesso posto. In questi casi i contatti sono stati registrati a intervalli di un'ora.

Il periodo scelto per i rilievi è stato individuato con l'obiettivo di massimizzare la possibilità di raccogliere dati sulle specie target nel periodo di nidificazione, sulla base delle conoscenze generali disponibili (HARDEY *ET AL.* 2013) e della fenologia conosciuta per ciascuna specie, con particolare riferimento alla Penisola italiana (BRICHETTI *ET AL.* 1992; BRICHETTI & FRACASSO 2013, 2018; CAULI & GENERO 2017). In ogni caso il periodo scelto si sovrappone inevitabilmente, almeno per alcune specie, al periodo della migrazione. Per quelle specie presenti in questi ambienti solo durante il periodo migratorio (es. falco di palude), il problema evidentemente non sussiste; diverso è invece

il caso di quelle specie che nidificano nell'area ma che possono essere anche osservate durante la migrazione; tra le specie target ad esempio, è il caso di albanella minore e falco pecchiaiolo mentre per il biancone il problema è meno importante essendo il periodo di migrazione di fatto non sovrapposto a quello dei rilievi (CLARKE 1996; AGOSTINI *ET AL.* 2002; BAGHINO & PREMUDA 2007; GIRAUDO 2007; BAGHINO *ET AL.* 2009; TRIERWEILER & KOKS 2009; PREMUDA 2010; PREMUDA *ET AL.* 2015b). In questi casi abbiamo cercato di distinguere i contatti tra individui migratori e individui locali: sono stati considerati migratori quegli uccelli che hanno mostrato un tipico comportamento migratorio, che sono stati osservati giungere da lontano dalle direzioni di arrivo previste e seguiti nel loro tragitto per diversi chilometri (DUNN *ET AL.* 2008).



Magnanina comune *Sylvia undata* (foto Francesco Rossi)

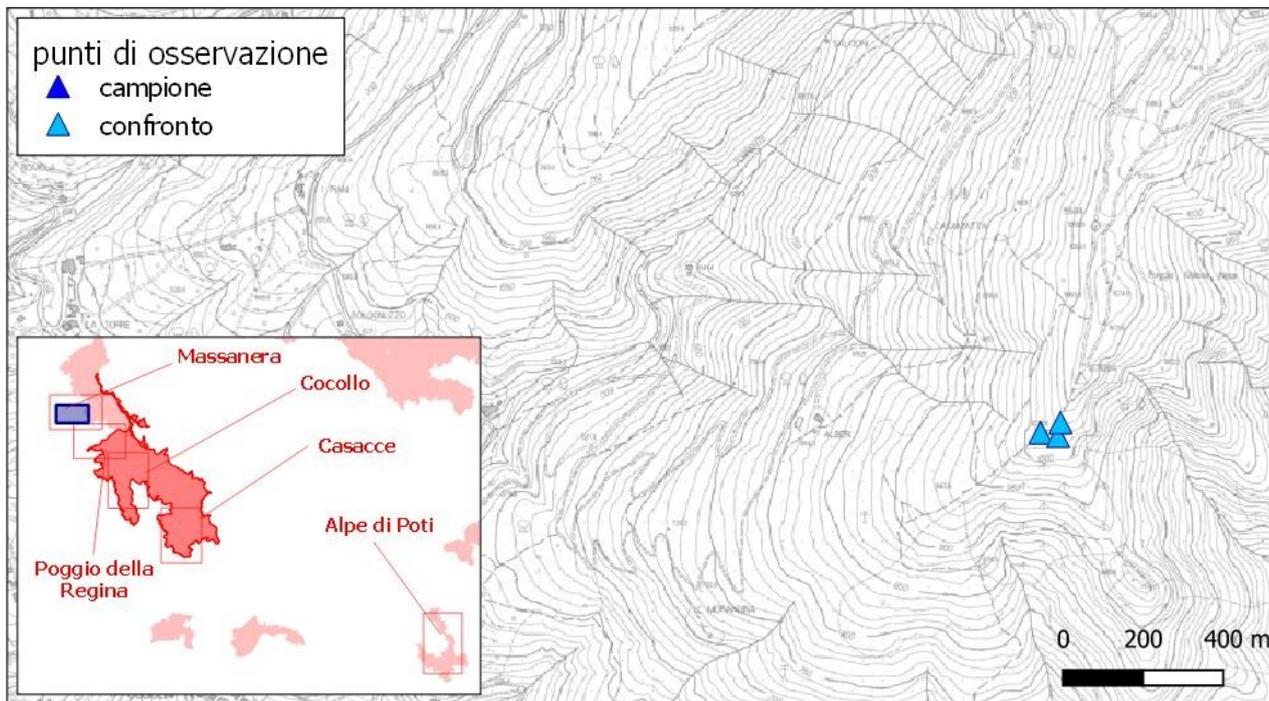


Figura 15. Punti di osservazione per i rapaci, macroarea Massanera.

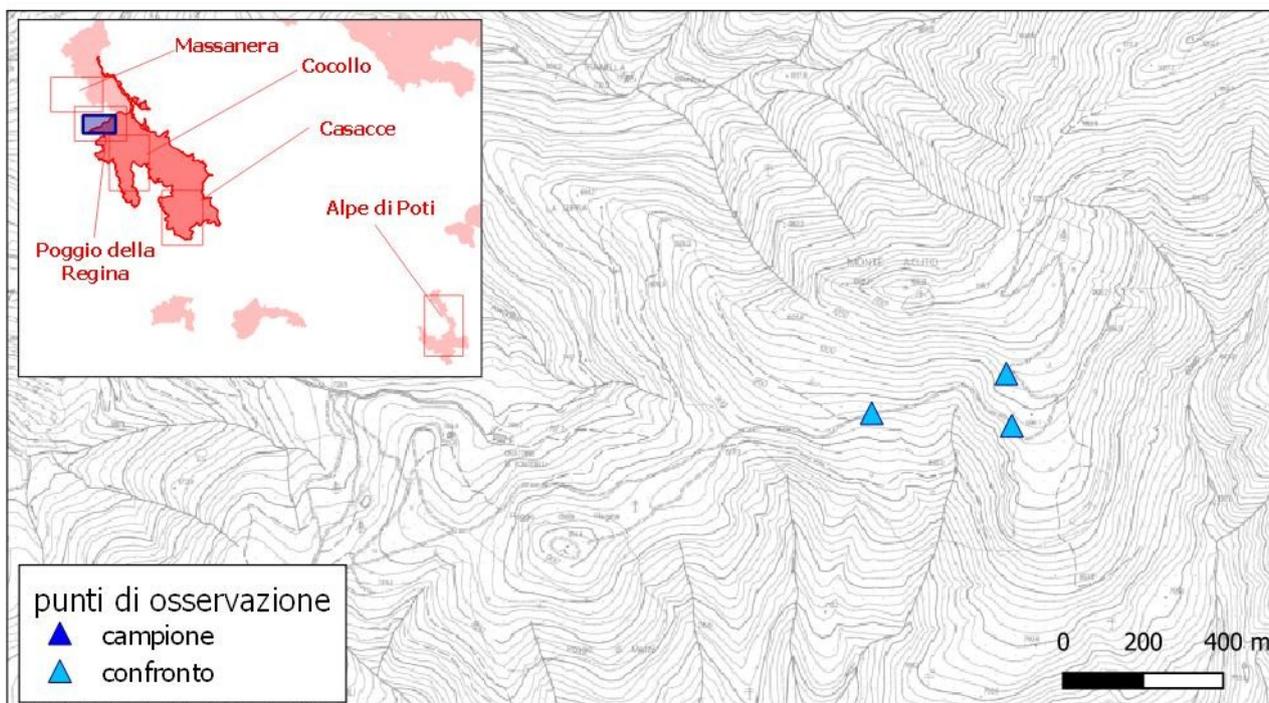


Figura 16. Punti di osservazione per i rapaci, macroarea Poggio della Regina.

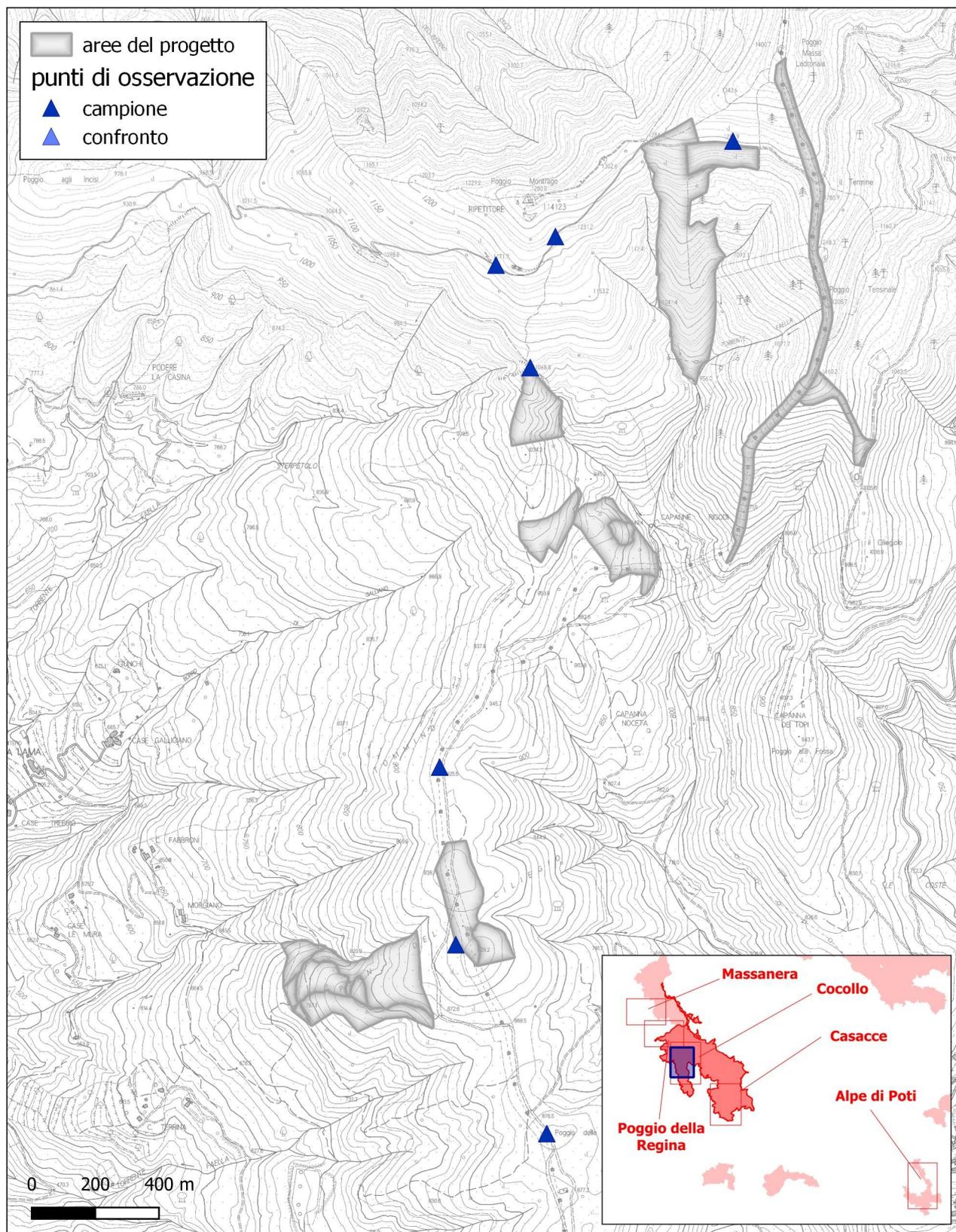


Figura 17. Punti di osservazione per i rapaci, macroarea Coccollo.

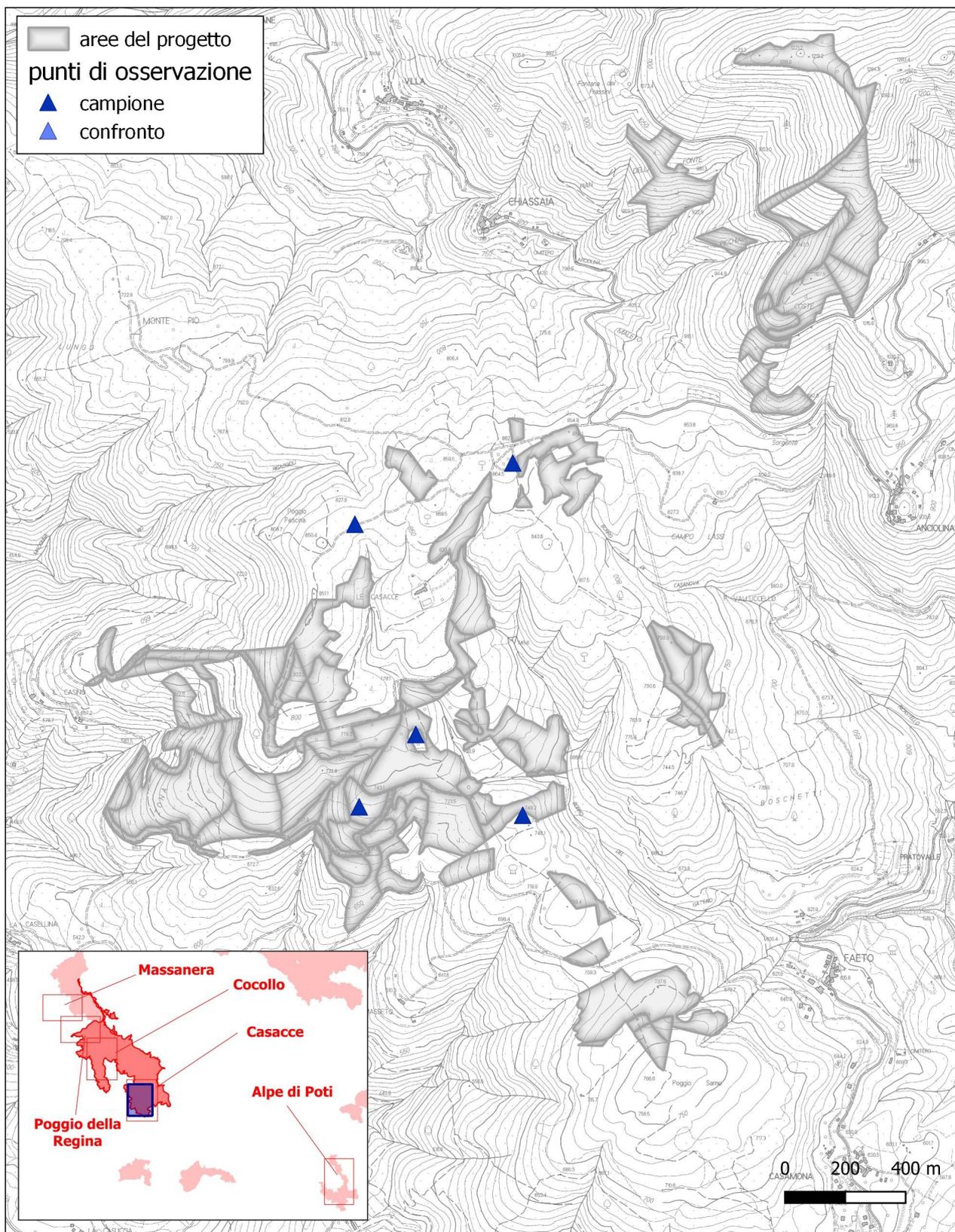


Figura 18. Punti di osservazione per i rapaci, macroarea Casacce.

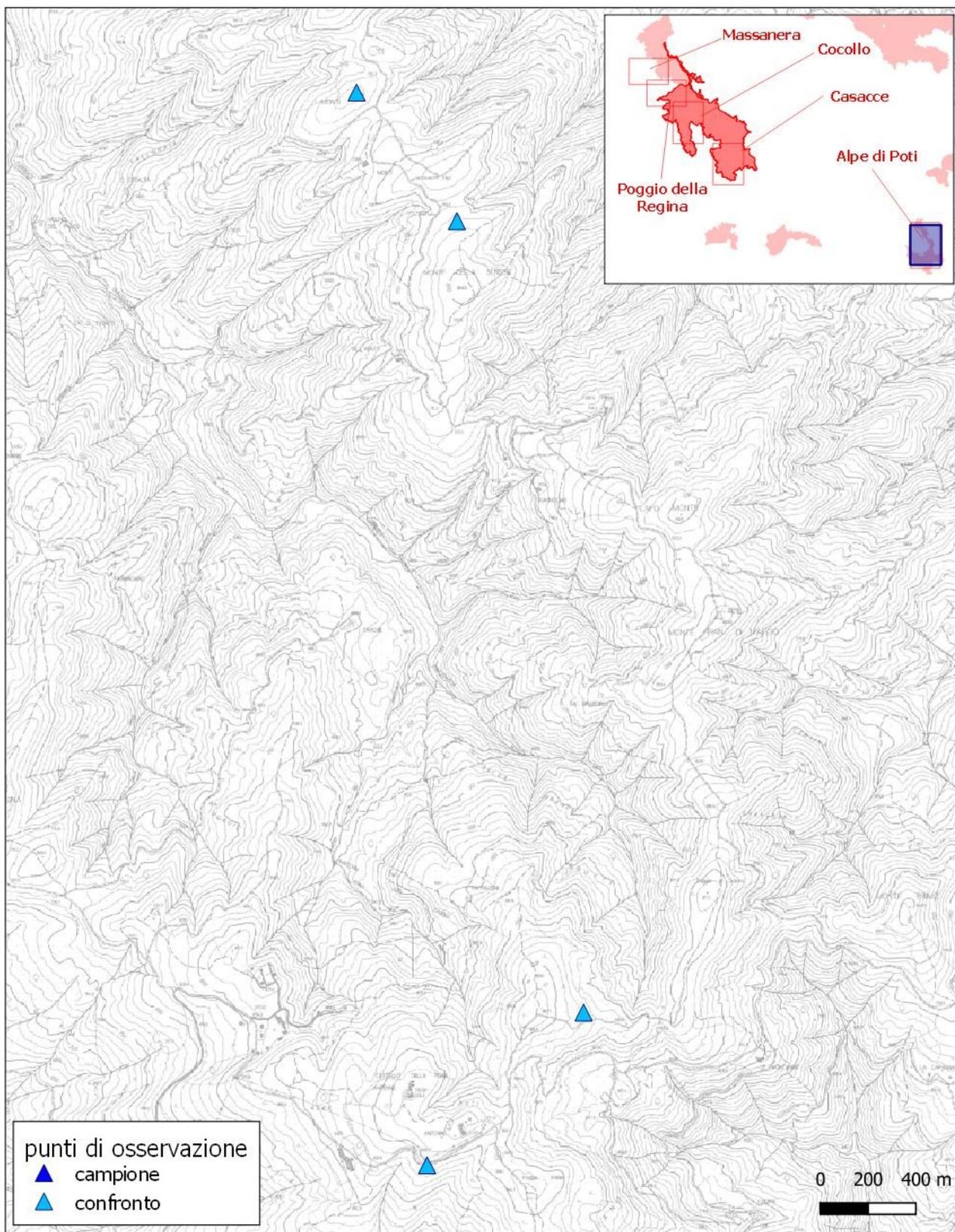


Figura 19. Punti di osservazione per i rapaci, macroarea Alpe di Poti.

Risultati

SFORZO DI CAMPIONAMENTO

Il quadro dello sforzo di campionamento, con il dettaglio delle ore di rilievo per Macroarea, è riportato nella tabella 7.

Tabella 7. Quadro complessivo delle ore e delle giornate di rilievo (gg) nelle cinque macroaree.

macroarea	2017		2019		2020		2021	
	gg	ore	gg	ore	gg	ore	gg	ore
Casacce	16	64	13	69	14	62.4	12	66.5
Cocollo	12	60	10	62.5	9	62	9	60.15
Alpe di Poti	8	50	8	49	-	-	7	45
Massanera	6	35.5	6	35.5	-	-	5	34
Poggio alla regina	6	35	7	39	-	-	5	37
<i>totale</i>	<i>48</i>	<i>244.5</i>	<i>44</i>	<i>255</i>	<i>23</i>	<i>124.4</i>	<i>38</i>	<i>242.65</i>



Albanella minore *Circus pygargus* (foto Romuald Cisakowski)

RISULTATI GENERALI

Le specie osservate sono 16 (tabelle 8 e 9); di queste sei esclusivamente migratrici (nibbio bruno, grifone, falco di palude, albanella reale, aquila minore e falco cuculo) e 10 nidificanti o potenzialmente nidificanti (falco pecchiaiolo, biancone, albanella minore, astore, sparviere, poiana, aquila reale, gheppio, lodolaio e falco pellegrino); 11 specie (falco pecchiaiolo, nibbio bruno, grifone, biancone, falco di palude, albanella reale, albanella minore, aquila reale, aquila minore, falco cuculo, falco pellegrino) sono specie incluse nell'allegato I della Direttiva 2009/147/CE ("Direttiva Uccelli").

Sono stati rilevati in tutte le macroaree e in tutti gli anni falco pecchiaiolo, albanella minore, poiana e gheppio; il biancone è stato rilevato in tutte le macroaree e in tutti gli anni, con la sola eccezione di Massanera nel 2019.

Tra le specie nidificanti, o potenzialmente tali, sono risultati ben diffusi lo sparviere, il lodolaio e il falco pellegrino; presente invece nelle sole aree campione l'astore, la cui nidificazione è stata accertata nel 2017 nell'area del Cocollo.

Tabella 8. Elenco delle specie osservate durante i rilievi nelle Macroaree campione; in grassetto sono indicate le specie target del progetto.

specie		Casacce				Cocollo			
		2017	2019	2020	2021	2017	2019	2020	2021
falco pecchiaiolo	<i>Pernis apivorus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>					x			
grifone	<i>Gyps fulvus</i>							x	
biancone	<i>Circaetus gallicus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>		x	x			x	x	x
albanella reale	<i>Circus cyaneus</i>	x							
albanella minore	<i>Circus pygargus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
astore	<i>Accipiter gentilis</i>			x		x		x	x
sparviere	<i>Accipiter nisus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
poiana	<i>Buteo buteo</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
aquila reale	<i>Aquila chrysaetos</i>					x	x	x	x
aquila minore	<i>Hieraaetus pennatus</i>		x						
gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
falco cuculo	<i>Falco vespertinus</i>		x						
lodolaio	<i>Falco subbuteo</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
falco pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>	x		x		x	x	x	x

Tabella 9. Elenco delle specie osservate durante i rilievi nelle Macroaree di confronto; in grassetto sono indicate le specie target del progetto.

specie	Alpe di Poti			Massanera			Poggio della Regina		
	2017	2019	2021	2017	2019	2021	2017	2019	2021
falco pecchiaiolo <i>Pernis apivorus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x
grifone <i>Gyps fulvus</i>				x					
biancone <i>Circaetus gallicus</i>	x	x	x	x		x	x	x	x
falco di palude <i>Circus aeruginosus</i>							x	x	x
albanella reale <i>Circus cyaneus</i>				x		x			
albanella minore <i>Circus pygargus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x
sparviere <i>Accipiter nisus</i>	x	x			x	x	x	x	x
poiana <i>Buteo buteo</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x
aquila reale <i>Aquila chrysaetos</i>				x	x	x		x	
gheppio <i>Falco tinnunculus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x
iodolaio <i>Falco subbuteo</i>	x	x	x	x		x	x		x
falco pellegrino <i>Falco peregrinus</i>	x			x	x	x	x	x	x

Nibbio bruno, aquila minore e falco cuculo, specie migratrici, sono state rilevate in una sola macroarea e in un solo anno (rispettivamente Cocollo nel 2017 il nibbio bruno, Casacce nel 2019 l'aquila minore e il falco cuculo). Il grifone, osservabile durante movimenti erratici stagionali, è stato osservato nel 2017 a Massanera e nel 2020 nell'area del Cocollo. L'albanella reale, anch'essa specie migratrice, è stata rilevata in due sole macroaree, Massanera (2017 e 2021) e Casacce (2017).



Biancone *Circaetus gallicus* (foto Pasquale Sannino)

IL POPOLAMENTO NELLE CINQUE MACROAREE

Nelle tabelle 10 e 11 sono riportati in dettaglio i risultati delle osservazioni distinti per anno e per macroarea; per poter confrontare i popolamenti delle diverse macroaree, per ciascuna specie viene il numero di contatti/ora.

Tabella 10. Dettaglio delle osservazioni effettuate (solo dati standard) nelle Macroaree campione; per ciascuna macroarea è riportato il numero complessivo di ore di osservazione e, per ciascuna specie, il numero di contatti/ora; in grassetto sono indicate le specie target del progetto. Con "rapace ind." e "falco sp." si indicano contatti con individui per i quali non è stato possibile individuare con certezza la specie o distinguere tra specie afferenti al genere *falco*.

specie	Casacce				Cocollo			
	2017	2019	2020	2021	2017	2019	2020	2021
	64 h	69 h	62.4 h	66.5 h	60 h	62.5 h	62 h	60.15
falco pecchiaiolo	0.41	0.55	0.45	0.29	0.52	0.26	0.53	0.18
nibbio bruno					0.02			
grifone							0.02	
biancone	0.42	0.17	0.40	0.21	0.12	0.32	0.34	0.28
falco di palude		0.04	0.02			0.03	0.02	0.02
albanella reale	0.02							
albanella minore	0.02	0.06	0.05	0.02	0.52	0.50	0.11	0.33
astore			0.02		0.05		0.02	0.02
sparviere	0.09	0.06	0.13	0.02	0.12	0.08	0.13	0.08
poiana	0.63	0.67	0.90	0.48	0.20	0.42	0.52	0.78
aquila reale					0.02	0.02	0.02	0.03
aquila minore		0.01						
gheppio	0.42	0.19	0.37	0.08	0.27	0.18	0.42	0.45
falco cuculo		0.01						
iodolaio	0.27	0.25	0.26	0.09	0.08	0.11	0.10	0.10
falco pellegrino	0.02		0.10		0.03	0.05	0.16	0.08
rapace ind.	0.02	0.01						
falco sp.						0.02		
totale	2.30	2.03	2.68	1.17	1.93	1.97	2.37	2.36

Tabella 11. Dettaglio delle osservazioni effettuate (solo dati standard) nelle Macroaree di confronto; per ciascuna macroarea è riportato il numero complessivo di ore di osservazione e, per ciascuna specie, il numero di contatti/ora; in grassetto sono indicate le specie target del progetto. Con “rapace ind.” e “falco sp.” si indicano contatti con individui per i quali non è stato possibile individuare con certezza la specie o distinguere tra specie afferenti al genere *falco*.

specie	Alpe di Poti			Massanera			Poggio della Regina		
	2017	2019	2021	2017	2019	2021	2017	2019	2021
	50 h	49 h	45 h	35.5 h	35.5 h	34 h	35 h	39 h	37 h
falco pecchiaiolo	0.12	0.12	0.04	0.14	0.42	0.03	0.29	0.18	0.16
grifone				0.03					
biancone	0.18	0.20	0.44	0.06		0.06	0.06	0.03	0.32
falco di palude							0.12	0.11	0.08
albanella reale				0.23			0.06		
albanella minore	1.96	2.02	1.53	0.14	0.11	1.26	0.43	0.28	0.05
sparviere	0.04	0.10			0.03	0.09	0.06	0.10	0.30
poiana	0.44	0.35	0.20	0.34	0.34	0.85	0.83	0.56	0.92
aquila reale				0.11	0.34	0.12		0.18	
gheppio	0.28	0.39	0.42	0.42	0.08	0.50	0.43	0.28	0.62
lodolaio	0.20	0.04	0.04	0.17		0.18	0.51		0.14
falco pellegrino	0.02			0.03	0.08	0.06	0.23	1.08	1.14
rapace ind.				0.06			0.03	0.03	
totale	3.24	3.22	2.69	1.75	1.41	3.47	3.03	2.72	3.73

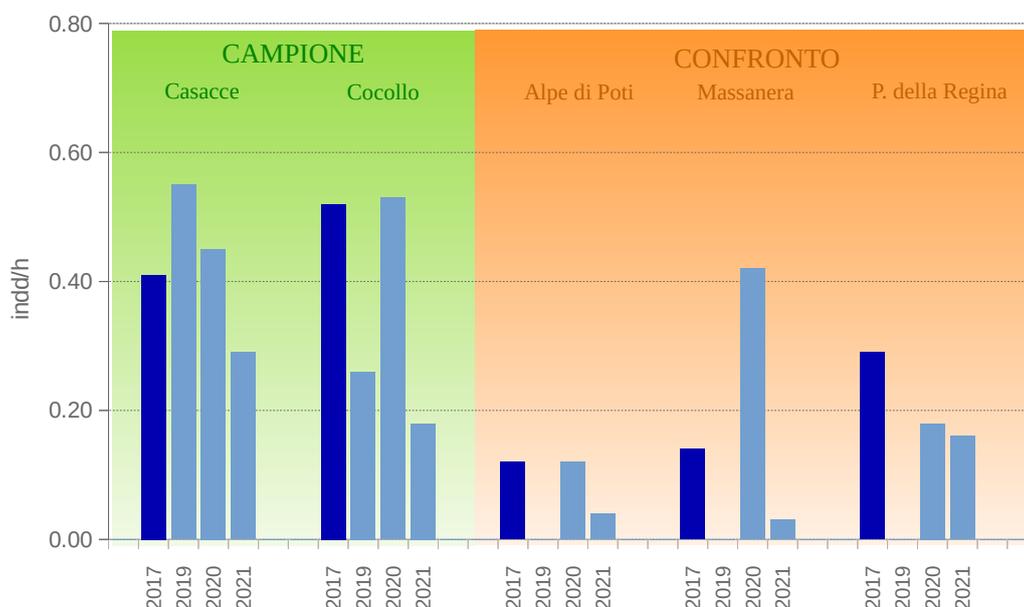


Figura 20. Frequenza di osservazione del falco pecchiaiolo.

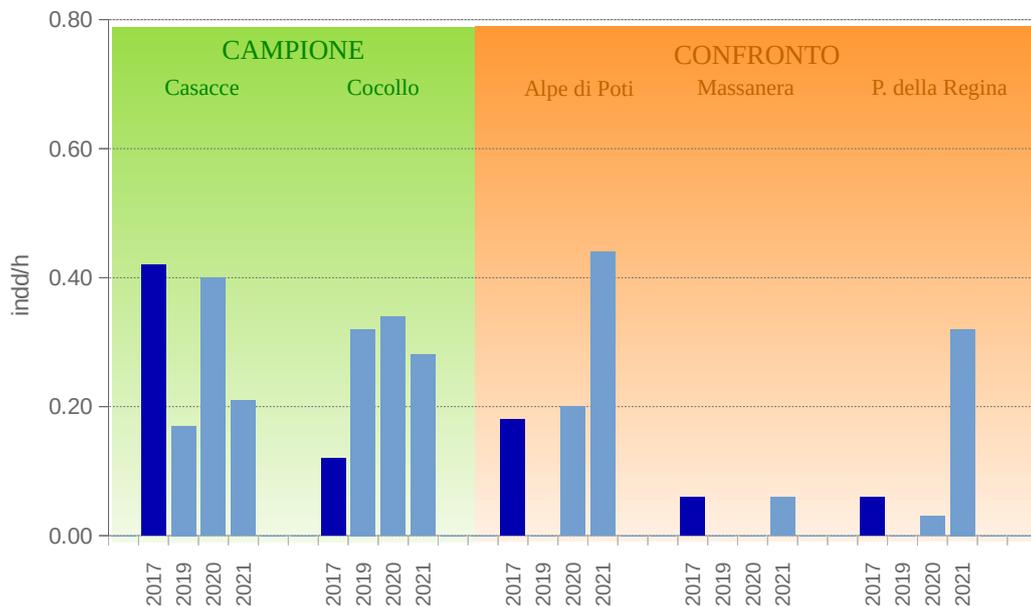


Figura 21. Frequenza di osservazione del biancone minore nelle diverse macroaree

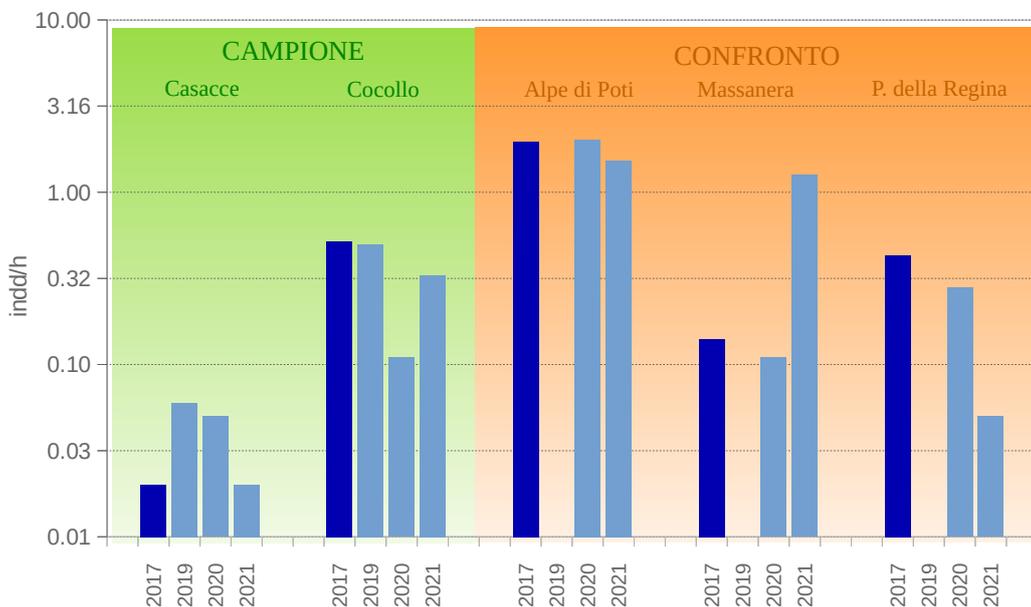


Figura 22. Frequenza di osservazione dell'albanella minore nelle diverse macroaree. A causa delle forti differenze tra le frequenze nelle macroaree, per una più facile lettura l'asse x è in scala logaritmica.

Discussione

SPECIE PRESENTI

Nonostante manchino studi specifici sul popolamento dei rapaci della ZSC e zone limitrofe, la presenza di buona parte delle specie osservate, almeno tra quelle nidificanti, o potenzialmente tali, era già nota almeno a livello di area vasta (TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 1997, 2010a; DELFINO & OLIVA 2010; SPOSIMO *ET AL.* 2013). Rientrano tra queste anche le tre specie target del progetto, falco pecchiaiolo, biancone e albanella minore, oltre a sparviere, poiana, gheppio e lodolaio. Per falco pecchiaiolo, albanella minore e lodolaio la nidificazione nell'area di studio era nota da tempo, sebbene i dati disponibili fossero nel complesso pochi (TELLINI & LAPINI 1991). Per il biancone esistevano diverse osservazioni sebbene l'inclusione del Pratomagno nell'areale riproduttivo della specie è più recente (SPOSIMO *ET AL.* 2013). Sparviere, poiana e gheppio sono oggi specie comuni in buona parte della Regione ed erano già discretamente diffusi, e certamente presenti anche nell'area di studio, nel recente passato (TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 1997).

Astore e falco pellegrino non erano segnalate precedentemente come nidificanti nell'area e i dati raccolti col monitoraggio hanno permesso di accertarne la riproduzione. In particolare la nidificazione dell'astore è stata accertata nella macroarea del Cocollo nel 2017, dove la specie è stata rilevata anche nel 2020 e 2021. Nel 2020 l'astore è stato osservato anche nella macroarea delle Casacce; nel 2021, nell'ambito degli approfondimenti realizzati per il Piano di Gestione del Complesso regionale Pratomagno Valdarno, la specie è stata inoltre rilevata non lontano dall'area degli interventi, nei pressi di Anciolina (T. Campedelli *oss. pers.*); il periodo e le modalità di rilievo (manifestazione territoriale in periodo riproduttivo) fanno ipotizzare che la specie si riproduca nell'area, sebbene forse in maniera non regolare. La specie è stata osservata, al di fuori dei rilievi standard, anche a Massanera. Le osservazioni di astore erano in passato piuttosto scarse nell'area del Pratomagno (TELLINI & LAPINI 1991) dove pure l'ambiente è, almeno apparentemente, idoneo per la specie che in complessi forestali vicini è presente in densità discretamente elevate (BONORA *ET AL.* 2007; CECCARELLI 2019). Il falco pellegrino nidifica certamente nella macroarea Poggio della Regina e molto probabilmente anche a Massanera (ma è osservato, più o meno regolarmente, anche nelle altre tre macroaree). Esistono osservazioni relative ad anni passati per l'area di studio (TELLINI & LAPINI 1991; DELFINO & OLIVA 2010) ma l'insediamento del falco pellegrino come nidificante è piuttosto recente (la prima nidificazione accertata per la provincia di Arezzo è del 2014, nel comune di Cortona; sono oggi conosciute coppie in diverse località, ad esempio Riserva di Ponte Buriano e Lago della Penna, Riserva della Valle dell'Inferno e Bandella, Le Balze, dintorni del Sasso di Simone, Parco delle Foreste Casentinesi, *dati degli autori*), e segue l'evidente espansione della specie registrata in tutta Italia (BRUNELLI & GUSTIN 2021), compresa la Regione Toscana (PUGLISI *ET AL.* 2021). Da segnalare l'osservazione di due giovani falchi pellegrini visti contemporaneamente alle Casacce nel 2020 che indicano un probabile sito di nidificazione all'interno o in prossimità della macroarea.

Per l'aquila reale erano note diverse segnalazioni per il Pratomagno (ARCAMONE & PUGLISI 2006; DELFINO & OLIVA 2010) fattesi peraltro più frequenti negli ultimi anni ma comunque sempre riconducibili a individui giovani in dispersione, probabilmente provenienti dalle coppie nidificanti nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi e in Alto Mugello (SCHIASI *ET AL.* 2013). Nell'ambito di questo monitoraggio è stata invece osservata a partire dal 2017 una coppia, (composta allora da un adulto e un immaturo), rilevata più volte sempre in una zona compresa tra le due macroaree del Cocollo e di Massanera. L'insediamento di questa coppia nel massiccio del Pratomagno è da inquadrarsi nel trend favorevole della specie a scala nazionale (NARDELLI *ET AL.* 2015; FASCE & FASCE 2017) e regionale (SCHIASI *ET AL.* 2013; NARDELLI 2017), la riproduzione non è andata a buon fine nel 2017 e 2018, è invece avvenuta con successo nel 2019 (CAMPEDELLI *ET AL.* 2020). Nel 2020 non è stato possibile confermare la nidificazione dell'aquila reale la quale, durante i rilievi, è stata osservata solo una volta sul Cocollo. Nel 2021 la coppia è tornata a riprodursi e la specie è stata nuovamente osservata più volte a Massanera e sul Cocollo. Considerando l'ecologia della specie, queste due aree rappresentano, nel loro complesso, zone particolarmente favorevoli per la ricerca delle prede, in particolare l'area del Cocollo, dove la presenza di ambienti diversificati e almeno in parte aperti, permette la presenza di un ampio spettro di prede, in particolare mesomammiferi, di cui la specie si nutre.

Tra le specie esclusivamente migratrici, da segnalare le osservazioni di grifone a Massanera nel 2017 e sul Cocollo nel 2020. Il grifone, capace di movimenti erratici anche molto lunghi, a seguito dei progetti di reintroduzione che hanno interessato varie parti della penisola (POTENA *ET AL.* 2009; SERRONI *ET AL.* 2010), è divenuto specie meno rara e negli ultimi anni viene osservato più frequentemente anche lungo la dorsale dell'Appennino settentrionale. Nibbio bruno, falco di palude, albanella reale e falco cuculo sono comunemente osservate in migrazione lungo l'Appennino settentrionale (PREMUDA *ET AL.* 2006; CAMPEDELLI *ET AL.* 2013).

IL POPOLAMENTO NELLE CINQUE MACROAREE

Confrontando solo specie nidificanti o potenzialmente nidificanti (l'osservazione o meno di specie migratrici dipende anche da fattori che possono anche avere poco a che fare con le caratteristiche dell'area), si evidenzia una situazione di sostanziale omogeneità, almeno per quanto riguarda la composizione dei popolamenti. Questo risultato era del resto ampiamente prevedibile data la vicinanza delle macroaree (con la parziale eccezione dell'Alpe di Poti, comunque distante soltanto 25 km circa dalle Casacce, la macroarea più vicina) e il loro grado di somiglianza da un punto di vista ambientale.

Falco pecchiaiolo, biancone e albanella minore sono state rilevate in tutte e cinque le macroaree in tutti gli anni, con la sola eccezione del biancone che non è stato rilevato a Massanera nel 2019.

Anche la poiana e il gheppio sono stati rilevati in tutti gli anni in tutte e cinque le macroaree e lo sparviere non è stato rilevato soltanto a Massanera nel 2017 e all'Alpe di Poti nel 2021. Lodolaio e falco pellegrino sono stati rilevati anch'essi con relativa regolarità in tutte le macroaree, in particolare il primo a Massanera e Poggio della Regina, alle Casacce e sul Cocollo il secondo.

Queste differenze risultano peraltro in linea con le differenze ecologiche delle specie: se il falco pellegrino è legato in periodo riproduttivo alla presenza di ambienti rocciosi, presenti solo a Massanera e a Poggio della Regina, il lodolaio frequenta ambienti morfologicamente meno accidentati, privilegiando situazioni con alternanza di ambienti aperti e boschi, situazioni queste che descrivono fedelmente l'area delle Casacce e il crinale del Cocollo. Aquila reale e astore, in ragione di una loro maggiore rarità a scala di intero comprensorio del Pratomagno, sono le specie che mostrano le maggiori differenze a livello di macroaree.

LE SPECIE TARGET NELLE CINQUE MACROAREE

Una discreta differenza si riscontra invece se misuriamo il livello complessivo di attività: la macroarea con la maggiore attività è risultata l'area di Poggio della Regina, con una media nei tre anni pari a 3.16 contatti/ora, di poco superiore a quella registrata nell'Alpe di Poti, dove nello stesso periodo si è registrato un numero medio di contatti/ora di poco superiore a tre. Segue poi Massanera, con 2.21 contatti/ora e quindi le due macroaree di intervento, Casacce e Cocollo, rispettivamente con 2.16 e 2.04 contatti/ora. Le due macroaree di Poggio della Regina e dell'Alpe di Poti risultavano quelle con il maggior indice di frequentazione già nel 2017, rispettivamente con 3.03 e 3.24 contatti/ora.

Anche dal confronto dell'abbondanza delle singole specie emergono differenze notevoli. Limitandosi alle tre specie target, per quanto riguarda il **biancone**, le aree che hanno fatto registrare la maggior frequenza di osservazioni sono state quelle delle Casacce (media di 0.30 contatti/ora nei quattro anni di monitoraggio), seguita dall'Alpe di Poti (0.28 contatti/ora) e dal Cocollo (0.26 contatti/ora); valori decisamente inferiori si registrano invece al Poggio della Regina (0.14 contatti/ora) e soprattutto a Massanera (0.06 contatti/ora). La maggiore frequenza del biancone nelle macroaree delle Casacce, Cocollo e sull'Alpe di Poti, si spiega probabilmente col paesaggio più vario e frammentato; la specie infatti nidifica in boschi di varia dimensione (BAKALLOUDIS *ET AL.* 2001; BAGHINO *ET AL.* 2009; LÓPEZ-IBORRA *ET AL.* 2011) e caccia tipicamente in ambienti di arbusteto (MORENO-RUEDA & PIZARRO 2007) ma può utilizzare in maniera preferenziale pascoli e coltivi ove presenti (BAKALLOUDIS *ET AL.* 1998; PETRETTI 2008; BAKALLOUDIS 2009) e paesaggi agroforestali tradizionali o comunque diversificati possono avere un ruolo importante per la specie (SÁNCHEZ-ZAPATA & CALVO 1999; CECERE *ET AL.* 2018). Per quanto riguarda gli indizi di nidificazione, una coppia di biancone ha sicuramente frequentato l'area delle Casacce con regolarità in tutti e quattro gli anni di monitoraggio; nel 2017 e 2019 è stato possibile rilevare la localizzazione del sito riproduttivo, posizionato in un'area limitrofa a quella degli interventi. Nella macroarea del Cocollo invece, nonostante la specie sia stata osservata anche nel 2017, è dal 2019 che una coppia si è insediata stabilmente nell'area, come dimostrato anche dal crescente numero di osservazioni.

Il **falco pecchiaiolo** è risultato mediamente più frequente nelle macroaree delle Casacce (media di 0.47 contatti/ora nell'intero periodo) e del Cocollo (0.37), assai meno frequente nelle altre macroaree, in particolare nell'Alpe di Poti, dove nei tre anni di monitoraggio il falco pecchiaiolo ha

fatto registrare una media di contatti/ora pari a 0.10. In questo caso è probabile che la combinazione della vicinanza di aree boscate abbastanza estese e poco disturbate e la presenza di aree aperte in cui ricercare le prede, sia il fattore che maggiormente determina le differenze tra le diverse zone. Indizi di possibili casi di nidificazione sono stati raccolti in tutte le macroaree, in particolare sul Cocollo, dove individui in attività territoriali sono stati ripetutamente osservati nel 2017 e nel 2020, e alle Casacce nel 2019 e 2020.

Per l'**albanella minore** la macroarea che ha registrato il maggior numero di osservazioni è l'Alpe di poti (1.84 contatti/ora di media nei tre anni di monitoraggio). In quest'area la nidificazione è stata accertata sia nel 2017 sia nel 2019, grazie all'osservazione ripetuta di scambi di prede in volo tra il maschio, deputato alla ricerca di prede, e la femmina, impegnata invece nella cova. L'osservazione in contemporanea anche di sette individui adulti (2017) fa ipotizzare che l'area possa ospitare una aggregazione di nidi; il comportamento riproduttivo semicoloniale è ampiamente noto per questa specie (CLARKE 1996; KRUPIŃSKI *ET AL.* 2010), che può formare delle aggregazioni anche di qualche decina di coppie. L'ambiente nell'area dell'Alpe di Poti è particolarmente idoneo sia per la caccia che per la nidificazione, con brughiere estese e ben conservate (FARALLI 1994; LIMIÑANA *ET AL.* 2006; CORMIER *ET AL.* 2008) e del resto anche in passato l'area era ben conosciuta per la nidificazione della specie (TELLINI & LAPINI 1991). Nel 2021 il numero di osservazioni è diminuito ma soprattutto è diminuito il numero massimo di individui osservati contemporaneamente (mai più di due). Una coppia ha sicuramente frequentato con regolarità l'area del Cocollo, sebbene nel corso degli anni si sia registrato uno spostamento del probabile sito di nidificazione. Alle Casacce il numero di osservazioni è risultato sempre piuttosto basso, in particolare nel 2017 e 2021; è tuttavia possibile che la specie abbia nidificato nell'area, probabilmente in una zona abbastanza lontana da quelle di intervento, nel 2019 e nel 2020, quando le osservazioni sono risultate effettivamente più numerose e soprattutto spalmate nell'arco di più mesi. Un caso di probabile nidificazione si è registrato anche a Massanera, nel 2021, quando una coppia ha frequentato l'area con regolarità. La macroarea di Massanera è l'unica che nel 2021 ha fatto registrare un incremento del numero di osservazioni.

EFFETTI DEGLI INTERVENTI

Come già riportato nel capitolo introduttivo, i dati raccolti nell'ambito del monitoraggio dei rapaci non hanno permesso di effettuare delle analisi quantitative sull'effetto degli interventi. Affinché queste tecniche possano evidenziare delle variazioni significative, termine qui inteso nella sua accezione statistica, è necessario disporre di un numero sufficientemente grande di dati, numero che nel caso dei rapaci, e delle tre specie target in particolare, nonostante lo sforzo di campionamento profuso (oltre 153 giornate di osservazione), non è stato possibile raccogliere. Questo sostanzialmente per due motivi, legati alle caratteristiche ecologiche delle specie e alla loro diffusione nell'area di studio:

- i rapaci diurni presentano territori di attività molto vasti, nell'ordine di decine di chilometri quadrati (Brichetti & Fracasso 2018 riportano valori medi di densità pari a 1 coppia/45 km² e 1 coppia/16 km² rispettivamente per biancone e falco pecchiaiolo) e le aree di intervento, seppur estese e abbastanza concentrate, rappresentano evidentemente solo una parte dei territori utilizzati da queste specie. Sebbene i dati raccolti evidenzino degli effetti positivi, anche importanti per alcune specie (vedi paragrafi successivi), il numero di osservazioni complessive non è risultato sufficiente a mettere in evidenza dei pattern statisticamente significativi;
- le tre specie target, come del resto evidenziato nel quadro conoscitivo presentato nella proposta progettuale, sono rare e poco diffuse nell'area di studio. Le stime fornite nel suddetto quadro conoscitivo (biancone 0-1 coppie, falco pecchiaiolo 2-3, albanella minore 1-2), pur in assenza di studi specifici pregressi, sono state peraltro confermate dai rilievi effettuati nel 2017, prima dell'inizio degli interventi.

I dati raccolti tuttavia hanno permesso di raccogliere informazioni importanti circa le dinamiche di popolazione a scala locale (es. insediamento di nuove coppie) e di evidenziare pattern di utilizzo delle aree interessate dagli interventi.

Per quanto riguarda il **biancone**, nella macroarea del Cocollo, la specie aveva fatto registrare nel 2019 un'attività superiore del 75% circa rispetto al 2017 (0.32 contro 0.12 contatti/ora) ed ha sostanzialmente mantenuto lo stesso livello anche nel 2020 (0.34 e contatti/ora) e poco inferiore nel 2021 (0.28 contatti/ora). A partire dal 2019 inoltre sono stati registrati sul Cocollo comportamenti territoriali. Nella macroarea delle Casacce nel 2017 e nel 2020 il biancone ha registrato livelli di attività molto più alti (0.43 e 0.41 contatti/ora rispettivamente) confrontati con il 2019 e il 2021 (0.16 e 0.21 contatti/ora).

Il notevole incremento dell'attività del biancone sul Cocollo indica che gli interventi di ripristino hanno effettivamente migliorato l'idoneità della zona per la specie, favorendo probabilmente anche l'insediamento di una nuova coppia ed in ogni caso la stabile inclusione dell'area in un territorio. Per quanto riguarda le Casacce, una coppia ha frequentato l'area durante tutto il periodo di monitoraggio ma con frequenze "altalenanti". Qui il biancone nel 2017 e nel 2020 ha nidificato in una pineta molto vicina alle aree d'intervento mentre nel 2019 e 2021 la coppia, pur continuando a frequentare l'area, ha probabilmente nidificato più lontano con una ovvia influenza sulle frequenze di osservazione. Fluttuazioni di questo tipo sono prevedibili in quanto i boschi con caratteristiche idonee alla nidificazione della specie (BARRIENTOS & ARROYO 2014) sono ampiamente diffusi in tutta la zona ed è possibile che nel 2019 e 2021 le attività connesse agli interventi (anche se in ogni caso cessate prima della stagione riproduttiva) abbiano indotto la specie a scegliere un sito di nidificazione più distante pur continuando a frequentare regolarmente l'area per la caccia.

La specie sta avendo, in questi anni, un andamento favorevole in tutta Italia (PREMUDA & BELOSI 2015; PREMUDA ET AL. 2015a; RUGGERI 2022) ed in questo contesto positivo, anche in aree

marginali per la specie, come lo è quella del Pratomagno, la creazione di ambienti idonei favorisce l'insediamento di nuove coppie.

Per quanto riguarda l'**albanella minore** nella macroarea del Cocollo l'albanella minore è risultata presente in tutti gli anni del monitoraggio (tabella 10): ha nidificato nel 2017 (una coppia), si è insediata nel 2019 (ripetute parate) anche se non si è certamente riprodotta abbandonando, ad un certo punto della stagione, l'area (ultime osservazioni l'11 maggio); nel 2020 la specie è stata osservata solo all'inizio della stagione riproduttiva; nel 2021 invece almeno una coppia è tornata ad occupare l'area regolarmente durante l'intera stagione riproduttiva. Quasi certamente le avverse condizioni meteo della primavera 2019 (molto piovosa) possono aver fatto fallire i tentativi di nidificazione essendo la specie sensibile alle condizioni meteorologiche nei siti riproduttivi (CORBACHO *ET AL.* 1997; CORBACHO & SÁNCHEZ 2000) mentre nel 2020 è possibile che vi sia stato un effetto di disturbo (oltre agli interventi del Life, esternamente alle superfici del progetto, l'area è stata oggetto di ripristino di attività agricole). Alle Casacce la specie ha frequentato l'area, in tutti gli anni di monitoraggio, con valori complessivamente ridotti (tabella 10); nel 2019 e 2020 comunque i valori sono relativamente più alti tanto, come indicato sopra, da suggerire una possibile nidificazione, anche se in una zona abbastanza lontana da quelle di intervento.

Nel complesso, considerando anche quelle di confronto, i livelli di attività nelle macroaree sono molto diversi in termini assoluti e, all'interno delle macroaree stesse, abbastanza oscillanti negli anni. A livello generale, i dati raccolti sembrano evidenziare un andamento negativo generalizzato della specie, in particolare nelle aree di confronto; a parte il dato particolarmente elevato di Massanera registrato nel 2021, che però deve essere valutato con prudenza in quanto relativo ad una coppia insediata in prossimità di un punto di osservazione, quindi particolarmente visibile, le differenze tra 2017 e 2021 evidenziano una riduzione importante nelle altre due aree di confronto (Alpe di Poti e Poggio della Regina). Al contrario, la specie sembra invece relativamente stabile sul Cocollo e in generale, seppur con un valore più basso proprio nel 2021, in aumento alle Casacce, delineando quindi un effetto sostanzialmente positivo del progetto. A differenza di quanto successo con il biancone, un andamento generale negativo della specie (Bricchetti & Fracasso 2018), potrebbe aver contribuito nel caso dell'albanella minore a ridurre l'effetto positivo degli interventi del progetto.

Per quanto riguarda il **falco pecchiaiolo** nel corso del progetto nelle aree campione i livelli di attività sono risultati maggiori rispetto all'*ante operam* in alcuni casi (2019 Casacce, 2020 Casacce e Cocollo), inferiori in altri (Cocollo 2019, Casacce e Cocollo 2021), con valori che sono molto oscillanti, in particolare nell'area del Cocollo (tabella 10).

Anche in questo caso le differenze tra campione e confronto analizzate complessivamente non risultano apprezzabili e, a differenza di quanto accade per il biancone, non sono evidenti nemmeno pattern per le singole aree. La situazione complessiva, al netto delle oscillazioni annuali, non è probabilmente variata in maniera apprezzabile, sebbene si noti una generale tendenza alla diminuzione in tutte le aree monitorate. Anche nelle aree di confronto sono risultate frequenze

piuttosto oscillanti nel corso degli anni ed è pertanto possibile che l'utilizzo di questo tipo di ambienti da parte della specie sia effettivamente (almeno alla scala del progetto) in qualche misura irregolare. In effetti, sebbene l'utilizzo di zone aperte e margini forestali sia ampiamente documentato (STEINER 2000; PEDRINI 2005; TAPIA ET AL. 2008) la specie rimane piuttosto legata al bosco, non solo per la nidificazione ma anche, almeno in alcuni ambiti, per la ricerca del cibo (ZIESEMER & MEYBURG 2015).

Considerando le altre specie, le uniche per le quali sembrano manifestarsi dei pattern evidenti sono il lodolaio, che mostra un incremento nelle aree campione a fronte di una generale diminuzione in quelle di confronto, e lo sparviere, che invece mostra un pattern opposto. Nel caso quindi del lodolaio, si può affermare che gli interventi hanno avuto un effetto positivo, negativo invece nel caso dello sparviere. Le altre specie non mostrano pattern evidenti. Da segnalare a seguito degli interventi, nel caso specifico realizzati mediante il fuoco prescritto, l'utilizzo abbastanza regolare delle aree di intervento del Cocollo alto (Montrago) da parte dell'aquila reale.

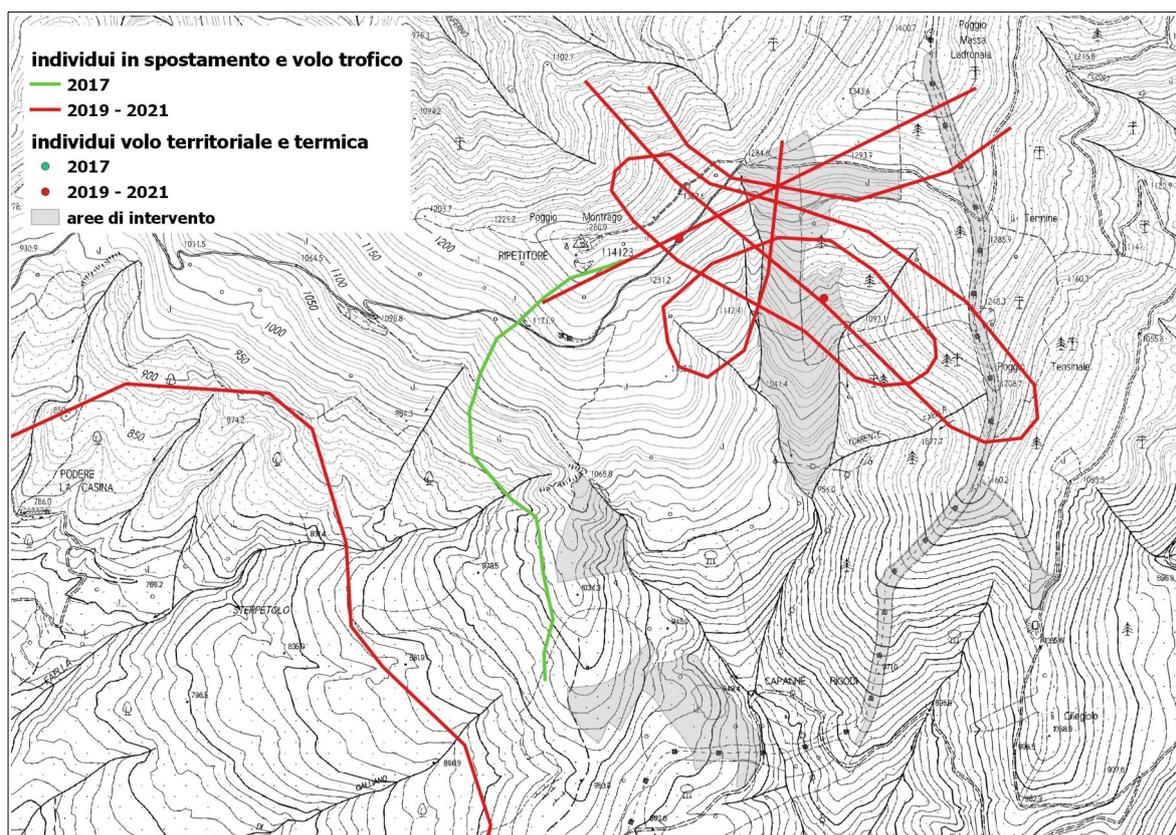


Figura 23. Osservazioni di aquila reale nella Macroarea del Cocollo.

Per quanto riguarda il popolamento di rapaci nel loro complesso, considerando le sole Macroree di intervento, i livelli di attività sembrano registrare rispetto al 2017 valori superiori sul Cocollo, oscillanti alle Casacce e la differenza è evidente soprattutto per alcune specie che cacciano in corrispondenza di ambienti aperti (gheppio, lodolaio), o anche generaliste (poiana) con un pattern non molto diverso da quello del biancone. Una possibile spiegazione, per specie come i rapaci che hanno territori piuttosto vasti (che quindi comprendono ragionevolmente molte se non tutte le particelle di intervento di una macrorea) l'organizzazione spaziale e temporale degli interventi, assai più frammentata alle Casacce, potrebbe aver costituito un elemento di disturbo nel breve termine o comunque di minore "efficacia".

Conclusioni

Per le tre specie target i monitoraggi hanno comunque permesso di quantificare le variazioni nel corso del progetto che si possono così riassumere:

- per quanto riguarda il biancone si è verificata la colonizzazione di un'area del progetto, il Cocollo, in precedenza non frequentata con regolarità, con il probabile insediamento di una coppia. Nell'altra area del progetto, le Casacce, la coppia presente già all'inizio del progetto ha continuato a frequentare la zona. Considerando l'intera ZSC, quella delle Casacce era, al momento dell'inizio del progetto, l'unica coppia nota. In base ai risultati del monitoraggio si è quindi passati da una coppia nel 2017 a due coppie nel periodo 2019-2021. Nello stesso periodo si è registrato un incremento dell'areale della specie corrispondente appunto all'intera area del Cocollo che include non solo i ca. 43 ha del progetto ma anche tutte le zone intercluse e vicine (complessivamente ca. 300 ha di arbusteti e aree aperte) per cui l'areale della specie è sostanzialmente raddoppiato;
- per l'albanella minore si è registrato un effetto positivo statisticamente significativo in termini di utilizzazione dell'area nelle aree del progetto. I valori assoluti sono rimasti grosso modo stabili nelle aree del progetto, a fronte però di un decremento complessivamente evidente nell'area di confronto. Rispetto al 2017 l'area della Casacce, sia pure con valori non elevati, è risultata frequentata in almeno due dei tre anni di monitoraggio successivi da una coppia, mentre sul Cocollo una coppia è rimasta nell'area (anche se con frequenze diverse) in tutti gli anni. All'inizio del Progetto (2017) erano presenti nella ZSC 2 coppie (quella del Cocollo e probabilmente una, marginale rispetto alla ZSC, nelle area di Poggio della Regina); negli anni successivi (escluso il 2021) si deve registrare la probabile presenza di una ulteriore coppia alle Casacce portando il totale a 3 (la coppia marginale si è probabilmente spostata, nel 2021, da Poggio della Regina a Massanera). Si può quindi considerare che l'utilizzo più regolare da parte della specie dell'area delle Casacce (124 ha circa interessati dal progetto ma complessivamente circa 290 ha di ambienti adatti alla specie) costituisca un ampliamento dell'areale dell'Albanella minore, stimabile in circa 1/3 rispetto ma del progetto;
- per il falco pecchiaiolo si è registrato un andamento piuttosto oscillante delle frequenze di osservazione in tutte le aree (campione e confronto), con una tendenza generale alla diminuzione. I dati non permettono di evidenziare differenze significative tra i diversi anni nel corso del monitoraggio;

Inoltre alcune altre considerazioni emergono dai risultati:

- il monitoraggio ha permesso di accertare la presenza ed in diversi casi anche la nidificazione non solo delle specie target, ma anche di altre specie di rapaci di notevole interesse (astore, aquila reale, falco pellegrino) ampliando di molto le conoscenze dell'area;

- nelle aree degli interventi, in particolare sul Cocollo, si è registrata attività regolare di caccia dell'aquila reale.



Aquila reale *Aquila chrysaetos* (foto Imran Shah da Flickr.com)



Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* (foto Simonetta Cutini)

Monitoraggio del succiacapre

Materiali e metodi

RILIEVI SUL CAMPO

Per il monitoraggio del succiacapre *Caprimulgus europaeus* abbiamo utilizzato la tecnica del playback che consiste nello stimolare la risposta della specie con l'emissione del canto territoriale, normalmente impiegata per le specie crepuscolari e notturne (GREGORY *ET AL.* 2004). Nel caso particolare abbiamo utilizzato il “canto” territoriale tipico della specie (“churring”), manifestazione territoriale dei maschi di succiacapre (CADBURY 1981; COGLIATI & MEOZZI 1989; GILBERT *ET AL.* 2011).

Non tutti i programmi di monitoraggio per il succiacapre utilizzano il playback, a causa di possibili alterazioni nel comportamento (MEOZZI & COGLIATI 1986) che, secondo alcuni autori, possono determinare una sovrastima dei maschi cantori (CONWAY *ET AL.* 2007; GILBERT *ET AL.* 2011); tuttavia il playback è universalmente considerato utile nel monitoraggio dei Caprimulgiformi (HOLYOAK 2001) e ampiamente adottato, anche recentemente, in studi inerenti nello specifico *Caprimulgus europaeus* (REINO *ET AL.* 2015; PEŁOWSKA-MARCZAK *ET AL.* 2017; BELLAVITA & SORACE 2019).

Il monitoraggio è stato effettuato nella seconda metà del mese di luglio, periodo nel quale la specie è ancora in piena attività, nelle fasce orarie 21:05 – 23:30 e 04:00 – 05:00 corrispondenti alle ore subito dopo il tramonto e immediatamente prima dell'alba, quando l'attività del succiacapre è massima (CADBURY 1981; MEOZZI & COGLIATI 1986, 1991; COGLIATI & MEOZZI 1991; CONSANI & TELLINI FLORENZANO 2001; GILBERT *ET AL.* 2011; SPADONI 2013).

Le emissioni sono avvenute da punti selezionati in quattro macroaree, tutte sul versante occidentale del Pratomagno (Massanera, Poggio alla Regina, Cocollo e Casacce), sia in zone interessate dagli interventi dal progetto Granatha (punti campione, nelle macroaree Cocollo e Casacce), sia in aree testimone (punti confronto, in tutte e quattro le macroaree). I punti campione sono disposti in modo da coprire efficientemente la maggiore estensione possibile delle aree d'intervento; i punti confronto sono disposti in maniera da coprire aree simili per caratteristiche ambientali a quelle campione e massimizzare l'efficienza del rilievo. La distanza media dei punti (dove questi sono raggruppati) è circa 400 m; la loro posizione effettiva è stata però scelta tenendo conto dell'orografia e della morfologia del terreno, facendo in modo, sulla base di prove effettuate sul campo, che le aree “esplorate acusticamente” da ciascun punto non si sovrapponevano se non in misura trascurabile. In questo modo alcuni punti risultano molto vicini, ad esempio anche solo 50 m se esplorano due versanti diversi, o molto lontani, oltre 600 m in una stessa vallata, distanza alla quale, in condizioni di acustica ottimali, il canto del succiacapre si può sentire distintamente (CRAMP & SIMMONS 1985).

In totale sono stati effettuati rilievi in 35 punti, 19 campione e 16 confronto, nel 2017, in 38 punti, 19 campione e 19 confronto, negli anni successivi. La localizzazione dei punti è riportata nelle figure 24, 25, 26 e 27.

In ogni punto i rilievi sono stati fatti in una sola uscita secondo lo schema 3' di ascolto seguiti da una sequenza composta da 1' di emissione - 3' di ascolto ripetuta tre volte. Lo schema è sempre stato eseguito per intero, indipendentemente dalle eventuali risposte. Per ogni punto è stata presa nota dell'orario e, nel caso si siano registrate osservazioni ne è stato annotato il tipo (canto territoriale, richiamo, osservazione, eventuali altre manifestazioni territoriali), il tipo di risposta (spontaneo, risposta alla I, II o III emissione) e la posizione esatta del primo contatto riportata su una mappa.



Ericeti del Monte Acuto, nella macroarea di Poggio della Regina (foto Tommaso Campedelli)

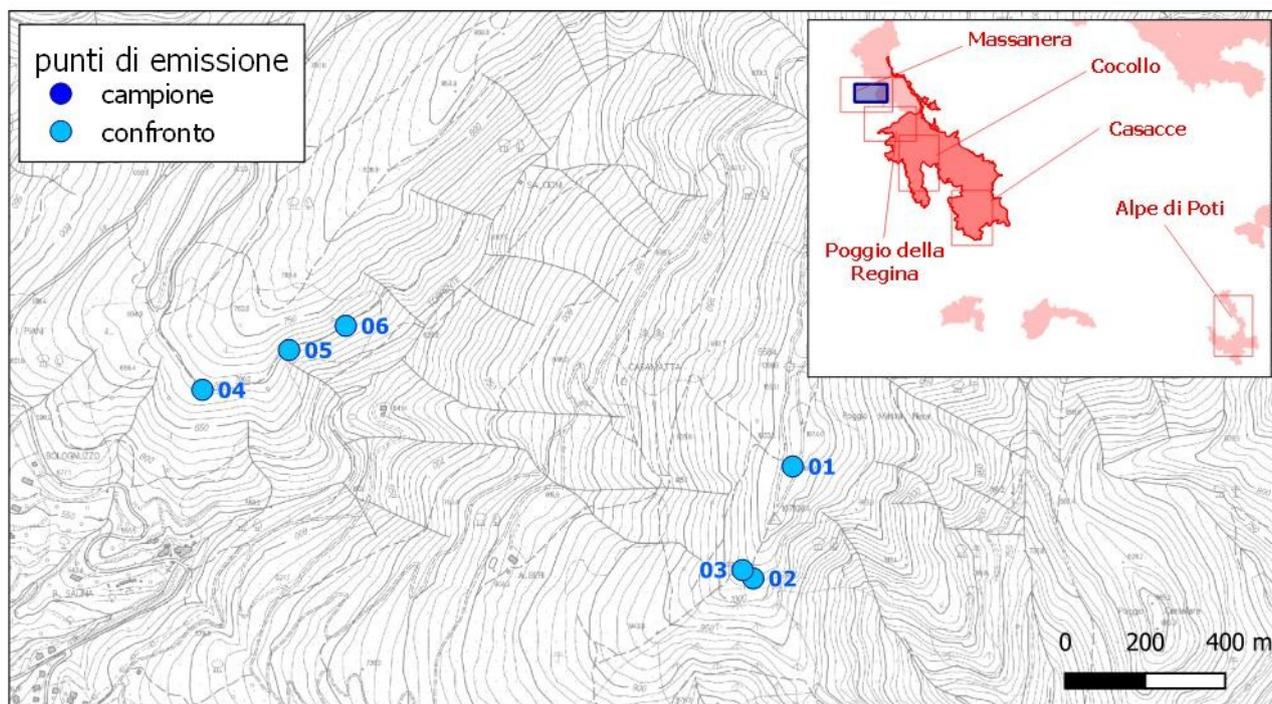


Figura 24. Punti di emissione per il playback del succiacapre, macroarea Massanera.

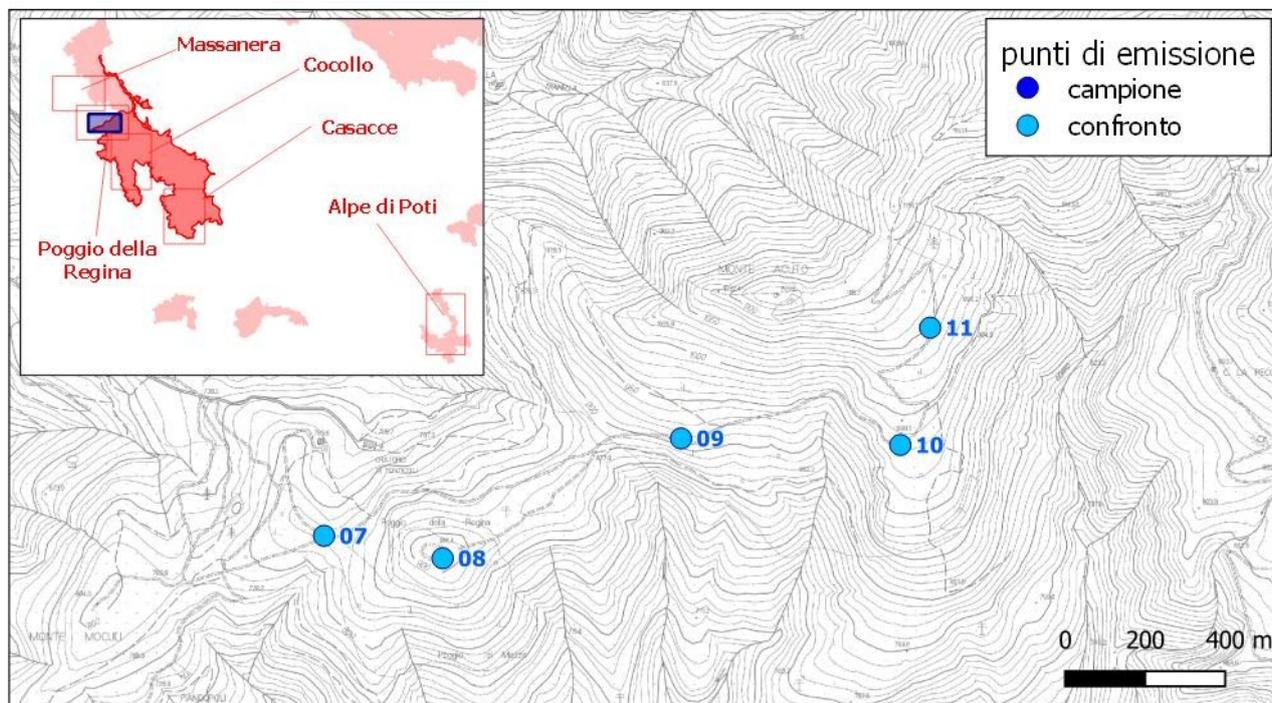


Figura 25. Punti di emissione per il playback del succiacapre, macroarea Poggio della Regina.

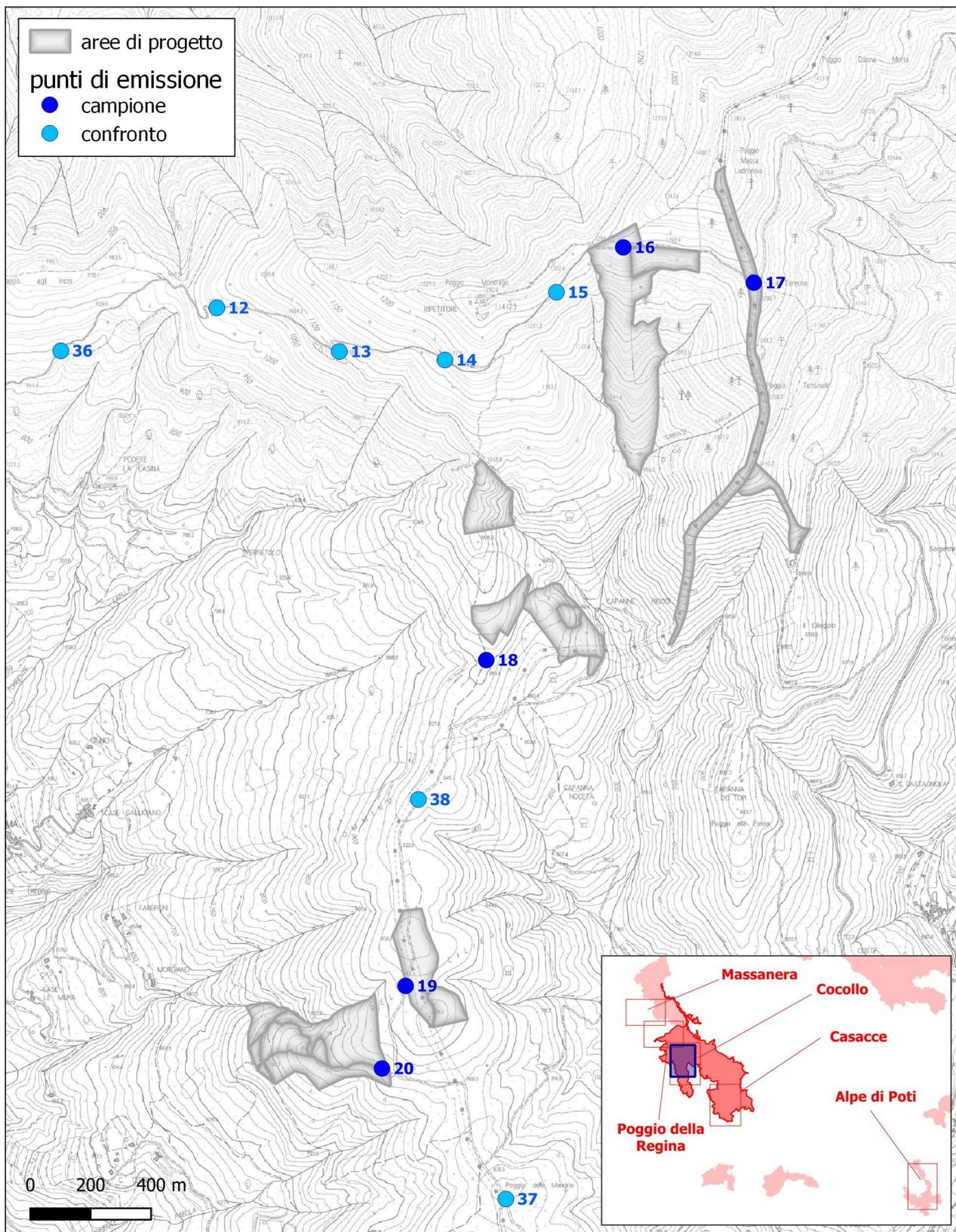


Figura 26. Punti di emissione per il playback del succiacapre, macroarea Coccollo.

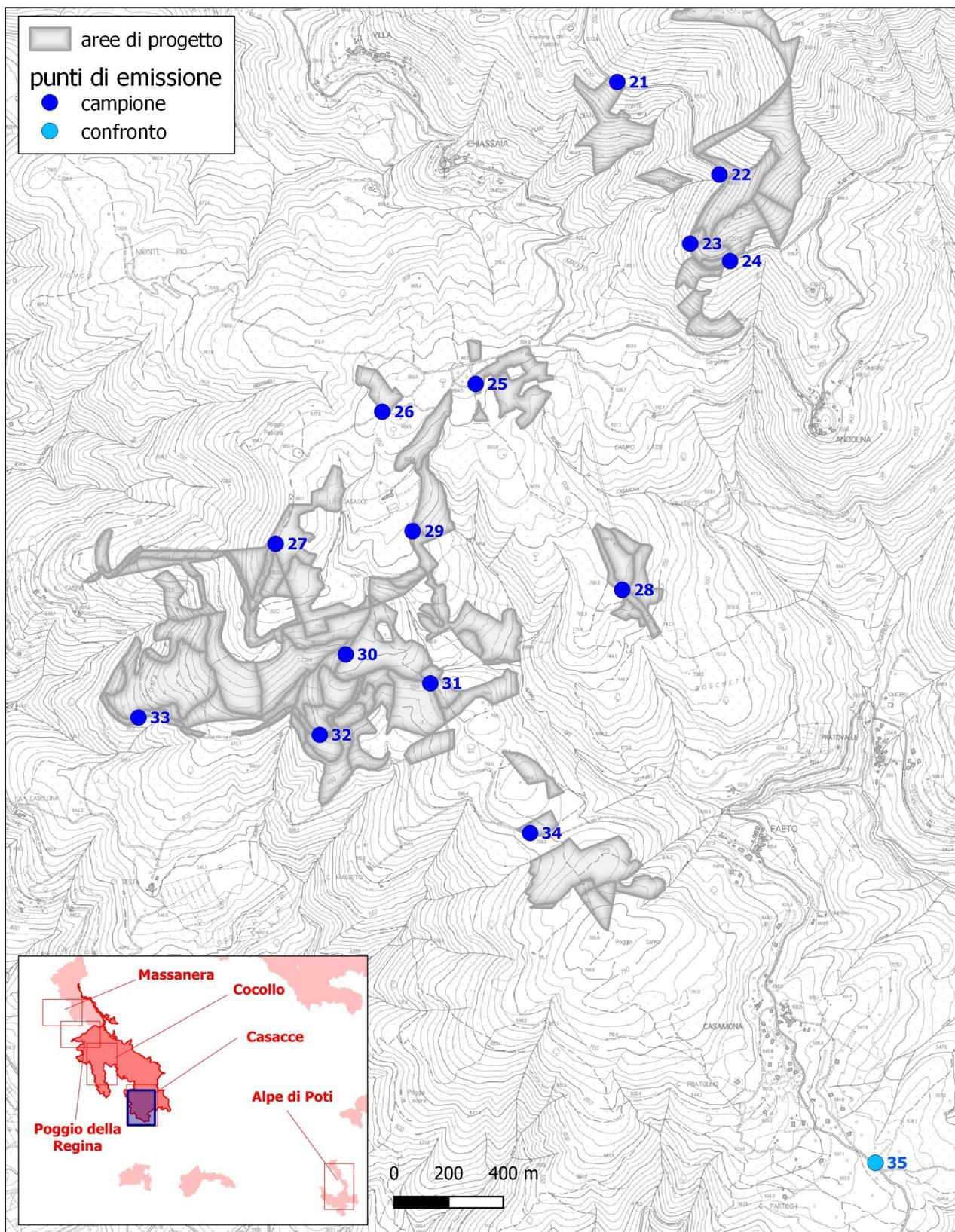


Figura 27. Punti di emissione per il playback del succiacapre, macroarea Casacce.

ANALISI STATISTICHE

L'obiettivo principale delle analisi è quello di verificare l'andamento del succiacapre nelle aree campione e nelle aree confronto, mettendo in evidenza e testando eventuali differenze tra le due situazioni e quindi eventuali effetti degli interventi del progetto.

Come per i passeriformi, abbiamo scelto per le analisi un approccio di tipo bayesiano (CONGDON 2006; BOLSTAD 2007; ROBERT 2007). Anche in questo caso le motivazioni risiedono nel fatto che la scarsa numerosità del campione è infatti uno dei tipici casi in cui viene generalmente riconosciuta la maggiore efficacia dell'approccio bayesiano (BAYARRI & BERGER 2004; DORAZIO 2016), che consente di stimare alcuni parametri laddove ciò risulta impossibile, o comunque molto complicato, con gli equivalenti modelli frequentisti. A ciò va aggiunto il fatto che l'approccio bayesiano restituisce stime e, soprattutto, intervalli di confidenza più facilmente interpretabili in termini di probabilità che un parametro cada in un certo intervallo di valori. Nel testo, dunque, nel riportare i risultati delle analisi si farà perlopiù riferimento a valori di probabilità (i.e. per l'incremento di una determinata specie nel corso degli anni si fornirà la probabilità che il parametro 'anno' sia maggiore di zero, cioè che ci sia un effettivo incremento). Allo stesso modo si userà una terminologia "frequentista" utilizzando il termine "significativo" qualora l'intervallo di confidenza di un parametro cada interamente al di sopra (effetto positivo del parametro) o al di sotto (effetto negativo) dello zero.

Le analisi sono state effettuate utilizzando i GLMM (Generalized Linear Mixed Models, (ZURR *ET AL.* 2017) nei quali la variabile random è la stazione di monitoraggio (punti di riproduzione del playback) mentre i fattori fissi sono la tipologia di area (campione vs confronto) e l'anno o il periodo (*ante-operam* il 2017 vs *post-operam* gli anni 2019, 2020 e 2021) in cui è stato effettuato il monitoraggio. Sono stati fatti modelli utilizzando come variabile dipendente sia il numero totale di individui contattati sia il numero di individui territoriali.

I pattern di variazione dell'abbondanza del succiacapre sono stati analizzati con lo stesso approccio anche separatamente in aree di intervento e controllo.

Le analisi sono state condotte con il pacchetto brms (BÜRKNER 2017, 2018, 2021) del software R (R CORE TEAM 2022).

Risultati

SFORZO DI CAMPIONAMENTO

Con la sola eccezione del 2017, quando i rilievi sono stati effettuati in 35 punti, negli altri tre anni il numero di punti visitati è stato di 38. La maggior parte dei punti è localizzato nelle macroaree interessate dagli interventi, rispettivamente 15 alle Casacce e 12 sul Cocollo (nove nel 2017); nelle due macroaree di confronto, Massanera e Poggio della Regina, il numero di punti risulta pari rispettivamente a sei e cinque. Il periodo di censimento è sempre stato compreso tra il 17 e il 24 luglio, le giornate di rilievi effettivi sono state cinque in ogni anno, tranne il 2019 quando sono state utilizzate sei giornate.

RISULTATI GENERALI

Nel complesso il succiacapre è stato rilevato nel 46% dei punti nel 2017, nel 58% dei punti nel 2019, nel 53% nel 2020 e nel 61% nel 2021. I punti in cui la specie si è manifestata in maniera spontanea sono stati 4 nel 2017, pari all'11% dei punti totali, e 10 in ciascuno degli anni successivi, pari al 26% del totale. Nei restanti punti la specie si è manifestata solo in risposta allo stimolo: mediamente nel 29.5% dei casi dopo la prima emissione, nel 12% dopo la seconda emissione, nel 10.8% dopo la terza.

Gli individui osservati sono stati in totale 23 nel 2017 (mediamente 0.66 a punto), 35 nel 2019 (0.92 a punto); 28 nel 2020 (0.74 a punto) e 37 nel 2021 (0.97 a punto). La percentuale di individui per i quali è stata rilevata attività di canto ("churring") e/o display territoriale ("wing flapping"), o comunque sono stati rilevati comportamenti che hanno fatto ritenere probabile la presenza di un nido, sono stati 17 nel 2017 (pari allo 0.49% del totale), 30 nel 2019 (0.79%), 23 nel 2020 (0.61%) e 29 nel 2021 (0.76%).

Complessivamente, considerando quindi tutte le macroaree insieme, i punti effettuati nelle aree campione in cui è stata accertata la presenza della specie sono stati il 42% nel 2017, il 63% nel 2019, il 53% nel 2020 e il 68% nel 2021. Nelle aree di confronto invece, i punti in cui è stata rilevata la presenza della specie sono stati il 50% nel 2017, il 53% in ciascuno dei tre anni successivi.

Tabella 12. Sintesi dei risultati dei rilievi standard per il succiacapre. I punti nelle aree campione sono indicati come “camp”, quelli effettuati nelle aree di confronto come “conf”.

	2017			2019			2020			2021		
	camp	conf	tot									
punti censiti (tot.)	19	16	35	19	19	38	19	19	38	19	19	38
punti di presenza (tot.)	8	8	16	12	10	22	10	10	20	13	10	23
punti di presenza (%)	42%	50%	46%	63%	53%	58%	53%	53%	53%	68%	53%	61%
punti con emiss. spontanea (tot.)	3	1	4	6	4	10	4	6	10	3	7	10
punti con emiss. spontanea (%)	16%	6%	11%	32%	21%	26%	21%	32%	26%	16%	37%	26%
punti con risposta alla I emiss. (tot.)	6	2	8	8	5	13	5	6	11	9	3	12
punti con risposta alla I emiss. (%)	32%	13%	23%	42%	26%	34%	26%	32%	29%	47%	16%	32%
punti con risposta alla II emiss. (tot.)		2	2	2	3	5	1	2	3	7	1	8
punti con risposta alla II emiss. (%)		13%	6%	11%	16%	13%	5%	11%	8%	37%	5%	21%
punti con risposta alla III emiss. (tot.)	1	4	5		2	2	4		4	3	2	5
punti con risposta alla III emiss. (%)	5%	25%	14%		11%	5%	21%		11%	16%	11%	13%
individui (tot.)	11	12	23	21	14	35	14	14	28	22	15	37
individui (media/punto)	0.58	0.75	0.66	1.11	0.74	0.92	0.74	0.74	0.74	1.16	0.79	0.97
individui territoriali (tot.)	8	9	17	17	13	30	11	12	23	14	15	29
individui territoriali (media/punto)	0.42	0.56	0.49	0.89	0.68	0.79	0.58	0.63	0.61	0.74	0.79	0.76

RISULTATI PER MACROAREA

In tabella 13 sono riportati in dettaglio i risultati dei rilievi nelle diverse macroaree.

Le macroaree di Massanera, Poggio della Regina e in particolare le Casacce, dove si registrano i valori in assoluto più alti, segnano livelli di presenza abbastanza elevati; in tutti i casi, con variazioni annuali anche importanti, il numero di indd./punto non è quasi mai inferiore a 0.5; nella macroarea del Cocollo invece i valori registrati sono decisamente più bassi e tranne qualche rara eccezione, non raggiungono quasi mai la soglia di 0.5 indd./punto.

La frequenza con cui la specie è stata rilevata nelle diverse macroaree (considerando cumulativamente punti campione e punti confronto) ha mostrato delle fluttuazioni annuali, in particolare a Massanera, dove dal 33% dei punti con presenza del succiacapre si è passati all'83% nel 2019 attestasi attorno al 50% nel biennio 2020-21, e alle Casacce, dove nel 2017 i punti di presenza erano il 47% del totale, divenuti poi l'80% nel 2019, il 67% nel 2020 e infine il 73% nel 2021. Oscillazioni più contenute, seppur presenti, si sono registrate nelle altre due macroaree.

Tali variazioni si riscontrano anche considerando il numero di individui, sebbene in questo caso la Macroarea che mostra le variazioni interannuali maggiori è quella delle Casacce, anche in virtù del maggior numero di punti presenti. In questa zona si è passati dai 10 individui rilevati nel 2017 ai 21 del 2019, scesi a 13 nel 2020 e poi risaliti a 21 nel 2021.

Tabella 13. Risultati dei rilievi per il succiacapre nelle quattro macroaree. I punti nelle aree campione sono indicati come "camp", quelli effettuati nelle aree di confronto come "conf".

	2017			2019			2020			2021			
	Massanera												
	camp	conf	tot	camp	conf	tot	camp	conf	tot	camp	conf	tot	
punti		6	6		6	6		6	6		6	6	
punti di presenza		2	2		5	5		3	3		3	3	
punti di presenza (%)		33%	33%		83%	83%		50%	50%		50%	50%	
innd.		3	3		6	6		4	4		6	6	
innd.(media/punto)		0.50	0.50		1.00	1.00		0.67	0.67		1.00	1.00	
innd. spontanei		2	2		3	3		2	2		5	5	
innd. spontanei (media/punto)		0.33	0.33		0.50	0.50		0.33	0.33		0.83	0.83	
innd. territoriali (tot.)		3	3		5	5		3	3		6	6	
innd. territoriali (media/punto)		0.50	0.50		0.83	0.83		0.50	0.50		1.00	1.00	
Poggio della Regina													
	camp	conf	tot	camp	conf	tot	camp	conf	tot	camp	conf	tot	
punti		5	5		5	5		5	5		5	5	
punti di presenza		3	3		2	2		2	2		4	4	
punti di presenza (%)		60%	60%		40%	40%		40%	40%		80%	80%	
innd.		4	4		4	4		4	4		5	5	
innd.(media/punto)		0.80	0.80		0.80	0.80		0.80	0.80		1.00	1.00	
innd. spontanei		0	0		0	0		1	1		2	2	
innd. spontanei (media/punto)		0.00	0.00		0.00	0.00		0.20	0.20		0.40	0.40	
innd. territoriali (tot.)		3	3		4	4		4	4		5	5	
innd. territoriali (media/punto)		0.60	0.60		0.80	0.80		0.80	0.80		1.00	1.00	
Cocollo													
	camp	conf	tot	camp	conf	tot	camp	conf	tot	camp	conf	tot	
punti		5	4	9	5	7	12	5	7	12	5	7	12
punti di presenza		2	2	4	1	2	3	1	4	5	3	2	5
punti di presenza (%)		40%	50%	44%	20%	29%	25%	20%	57%	42%	60%	29%	42%
innd.		3	3	6	2	2	4	2	5	7	3	2	5
innd.(media/punto)		0.60	0.75	0.67	0.40	0.29	0.33	0.40	0.71	0.58	0.60	0.29	0.42
innd. spontanei		1		1				3	3		1	1	
innd. spontanei (media/punto)		0.20		0.11				0.43	0.25		0.14	0.08	
innd. territoriali (tot.)		2	2	4	2	2	4	1	5	6	2	2	4
innd. territoriali (media/punto)		0.40	0.50	0.44	0.40	0.29	0.33	0.20	0.71	0.50	0.40	0.29	0.33
Casacce													
	camp	conf	tot	camp	conf	tot	camp	conf	tot	camp	conf	tot	
punti		14	1	15	14	1	15	14	1	15	14	1	15
punti di presenza		6	1	7	11	1	12	9	1	10	10	1	11
punti di presenza (%)		43%	100%	47%	79%	100%	80%	64%	100%	67%	71%	100%	73%
innd.		8	2	10	19	2	21	12	1	13	19	2	21
innd.(media/punto)		0.57	2.00	0.67	1.36	2.00	1.40	0.86	1.00	0.87	1.36	2.00	1.40
innd. spontanei		2		2	8	1	9	4		4	3	1	4
innd. spontanei (media/punto)		0.14		0.13	0.57	1.00	0.60	0.29		0.27	0.21	1.00	0.27
innd. territoriali (tot.)		6	1	7	15	2	17	10		10	12	2	14
innd. territoriali (media/punto)		0.43	1.00	0.47	1.07	2.00	1.13	0.71		0.67	0.86	2.00	0.93

ANALISI STATISTICHE

I risultati sono relativi ai modelli con il numero totale di individui come variabile dipendente, che sono quelli che hanno fornito i risultati migliori.

Il modello misto utilizzato per indagare eventuali differenze nell'andamento delle osservazioni di succiacapre tra aree di intervento e controllo mostra un leggero incremento delle osservazioni proprio nelle aree di intervento a fronte di una sostanziale stabilità in quelle di controllo.

Nello stesso modello, la differenza nell'andamento tra le due aree, pur essendo qualitativamente piuttosto evidente, non raggiunge però la significatività dal punto di vista statistico. Lo stesso risultato si ottiene sia utilizzando come variabile predittiva l'anno di monitoraggio, sia considerando le fasi di progetto (*ante-operam* e *post-operam*).

Realizzando due modelli separati per aree di intervento e aree di controllo tuttavia, l'andamento differenziale del numero di osservazioni di succiacapre è ancora più evidente sia considerando l'anno del monitoraggio (figura 28), sia considerando le fasi del progetto (figura 29). Nelle aree di intervento le osservazioni aumentano negli anni risultando quindi mediamente più elevate nel periodo *post-operam* e questi incrementi si verificano con una probabilità molto elevata (probabilità del trend annuale 92.8%; probabilità dell'incremento nel periodo *post-operam* 97.0%). Nelle aree di controllo al contrario la variazione del numero di osservazioni ha una probabilità molto bassa (probabilità del trend annuale 62.9%; probabilità dell'incremento nel periodo *post-operam* 56.0%) delineando qui una situazione di sostanziale stabilità.



Succiacapre *Caprimulgus europaeus* (foto Davide Ambu)

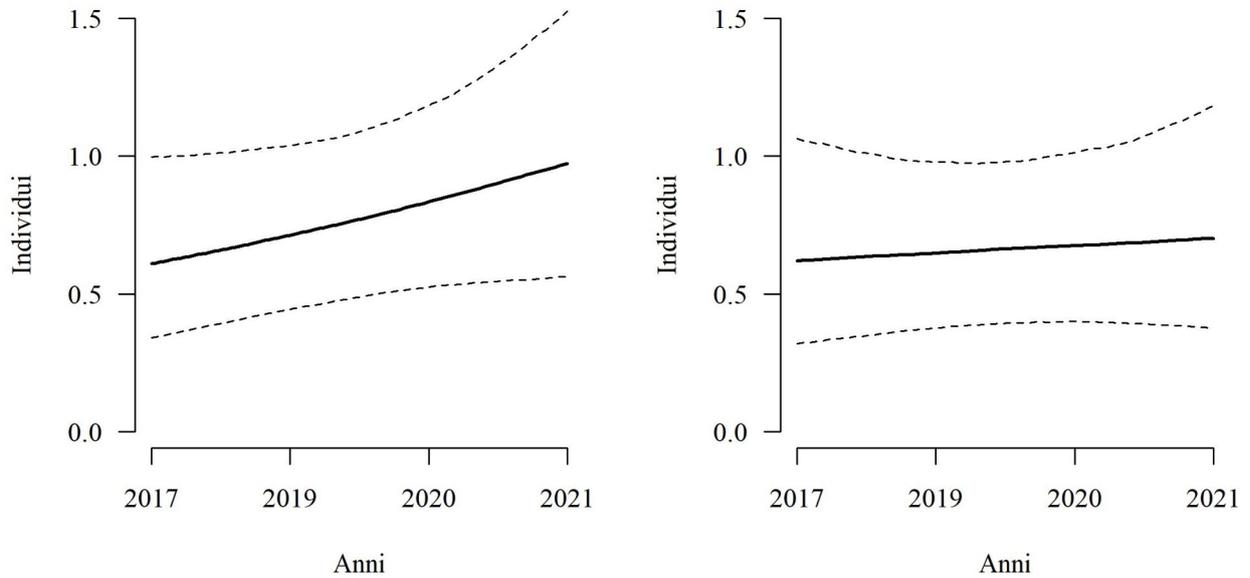


Figura 28. Previsioni dei modelli che valutano separatamente l'andamento negli anni delle osservazioni di succiacapre in aree di intervento (a sinistra) e di controllo (a destra).

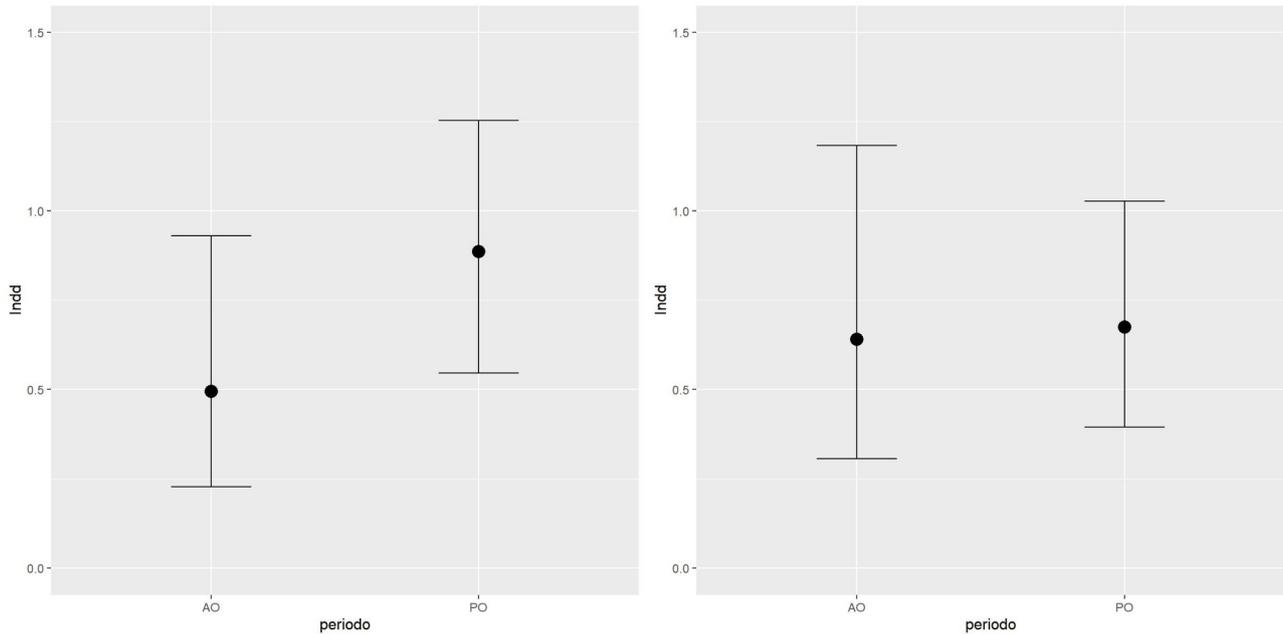


Figura 29. Previsioni dei modelli misti volti a valutare separatamente l'andamento delle osservazioni di succiacapre nei periodi ante (AO=2017) e post-operam (PO=2019-2021) in aree di intervento (a sinistra) e di controllo (a destra).

Discussione

LA POPOLAZIONE DI SUCCIACAPRE NELL'AREA DI STUDIO

I primi risultati hanno confermato come il palyback sia uno strumento utile per questo tipo di monitoraggio, permettendo di acquisire, a parità di sforzo di campionamento, un numero molto maggiore di dati rispetto all'ascolto passivo (HOLYOAK 2001; REINO *ET AL.* 2015): la percentuale di individui che si sono manifestati in maniera spontanea è risultato in tutti gli anni basso (l'11% nel 2017, il 26% negli altri anni) e la percentuale di manifestazioni spontanee è molto bassa in particolare nelle aree con minore densità.

La specie è risultata in generale piuttosto diffusa in tutte le aree indagate; il succiacapre è del resto discretamente ben distribuito in Toscana e nell'Italia centro settentrionale (TELLINI FLORENZANO *ET AL.* 1997; PELLEGRINO & VANNI 2022); le densità in Italia sono molto variabili e difficilmente confrontabili (BRICHETTI & FRACASSO 2006, 2020; GUSTIN *ET AL.* 2009; ALUIGI *ET AL.* 2014) ma la specie è relativamente comune dove sono presenti gli ambienti adatti, sia in ambito mediterraneo (CONSANI & TELLINI FLORENZANO 2001) sia in ambito montano (SPADONI 2013; LONDI 2019). Per l'area oggetto di studio non erano disponibili, prima di questo monitoraggio, dati recenti; la specie risultava comunque discretamente diffusa negli ultimi decenni del XX secolo (TELLINI & LAPINI 1991) sebbene secondo altri autori fosse, almeno in alcuni ambiti, considerata piuttosto localizzata (DELFINO & OLIVA 2010).

Si può quindi confermare la preferenza della specie per ambienti di brughiera, per la quale si avevano alcune indicazioni, sia pure non sistematiche, per l'area di studio (TELLINI & LAPINI 1991) ma che è comunque ampiamente attestata in Europa (LILEY & CLARKE 2003; BRIGHT *ET AL.* 2007; PEPLÓWSKA-MARCZAK *ET AL.* 2017) e del resto la frequentazione per le brughiere è registrata anche in altre zone d'Italia (ALBERTI *ET AL.* 2003; BONAZZI *ET AL.* 2003; CASALE & BRAMBILLA 2010; BORGO 2011; SIDDI 2019).

EFFETTI DEGLI INTERVENTI

Rispetto al 2017 il succiacapre è risultato presente in un maggior numero di stazioni nel 2019, 2020 e 2021 sia nei punti campione (in maggior misura) sia nei punti confronto; se si considera l'abbondanza complessiva la differenza tra campione e confronto è molto più evidente, con valori sempre decisamente maggiori rispetto al 2017 nei punti campione e confrontabili o solo leggermente superiori nei punti confronto. Le stesse evidenti differenze in positivo rispetto al 2017 si evidenziano nei punti campione considerando il numero di individui territoriali (che aumenta anche nelle aree confronto ma in misura minore).

Le analisi statistiche confermano quanto emerso dall'analisi descrittiva dei dati: nelle aree d'intervento si registra un sostanziale incremento numerico che non trova riscontro nelle aree di confronto. Se ne può quindi dedurre un effetto positivo degli interventi del progetto sulla specie.

L'effetto è peraltro quantitativamente consistente (nelle aree campione sia gli individui totali sia gli individui riproduttivi negli anni 2019-2021 sono risultati mediamente il 75% in più rispetto al 2017).

Il succiacapre sembra infatti in grado di utilizzare le aree già immediatamente dopo gli interventi registrando quindi fin da subito effetti positivi: molte delle localizzazioni di succiacapre del 2019, 2020 e 2021 interessano aree dove l'intervento era stato realizzato nei mesi immediatamente precedenti. Il succiacapre è in generale molto "reattivo" rispetto ai tagli della vegetazione: interventi realizzati proprio allo scopo di favorire la specie, sia pure in contesti diversi rispetto all'area di studio, hanno portato, in pochi anni, a un aumento di popolazione (BURGESS *ET AL.* 1990). Più in dettaglio è generalmente favorito dalle ceduzioni (CAMPRODON & BROTONS 2006), utilizza i cedui e vi nidifica soprattutto nei primi tre anni dopo il taglio (FULLER *ET AL.* 1993) e il taglio della vegetazione, almeno su piccole superfici, non sembra avere alcun effetto deterrente neanche nell'immediato (SHEWRING *ET AL.* 2017).

Il succiacapre inoltre è comparso in seguito all'intervento in cinque stazioni in cui non era stato osservato in precedenza, con un incremento, considerando il totale di 19 stazioni nell'area campione, del 25% dell'area utilizzata, un incremento molto elevato considerando le densità già relativamente alte con cui la specie era presente nell'area.

Se nel complesso il pattern di un generale aumento nelle aree campione è certamente l'elemento più evidente, i dati consentono anche alcune considerazioni "accessorie", a scala più di dettaglio. Nel 2019 in particolare si registrano differenze tra macroaree, ma anche all'interno delle stesse, che possono essere, almeno in prima approssimazione, messe in relazione con la quota: le Casacce, dove frequenza e abbondanza sono maggiori, sono situate alle quote più basse; a Massanera alcuni punti sono situati a quote relativamente basse e proprio in questi il succiacapre è risultato molto abbondante nel 2019; sul Cocollo in tutti i punti alle quote più alte la specie nel 2019 non è stata rilevata. In generale il 2019 nell'area di studio è stato molto positivo per il succiacapre solo alle quote inferiori. Una possibile spiegazione può essere ricercata nelle cattive condizioni del mese di maggio, proprio il periodo in cui la specie si insedia nei territori riproduttivi (COGLIATI & MEOZZI 1989; MEOZZI & COGLIATI 1991), che è stato nel 2019, molto piovoso. Le condizioni climatiche della primavera possono avere effetti sulla stagione riproduttiva del succiacapre (MORRIS *ET AL.* 1994) e le piogge intense possono risultare particolarmente dannose (KEELING 2013). Nell'area di studio le cattive condizioni, certamente peggiori alle quote più alte, possono aver avuto un impatto nella redistribuzione dei territori della specie. L'ipotesi trova conforto nei risultati del 2020 e 2021 quando, in assenza di condizioni climatiche sfavorevoli, la distribuzione dei territori è tornata proporzionalmente simile, rispetto alle quote, a quella registrata nel 2017.

Conclusioni

Si possono evidenziare in conclusione i seguenti punti:

- il metodo di censimento è risultato efficace nel rilevare la specie ed efficiente in termini di sforzo di campionamento; l'uso del playback si è dimostrato utile per ottenere un numero elevato di dati con una sola uscita a stagione per ogni punto di ascolto;
- i risultati complessivamente confermano la buona diffusione della specie in tutta l'area monitorata e l'utilizzo preferenziale delle brughiere;
- il succiacapre è risultato presente in molte delle aree in cui sono stati effettuati interventi, sin dall'anno immediatamente seguente l'intervento stesso, confermandosi specie molto reattiva, rispetto soprattutto ai tagli della vegetazione;
- l'aumento della specie nelle aree campione è risultato evidente in termini assoluti e significativamente diverso rispetto ad una sostanziale stabilità nelle aree confronto. La densità negli anni del progetto è risultata sempre maggiore (del 30% nel 2020 mentre è praticamente raddoppiata nel 2019 e 2021) rispetto al 2017 così come è sempre risultato maggiore il numero di individui territoriali, quindi di coppie (raddoppiato nel 2019, superiore del 40% e 75% rispettivamente nel 2020 e 2021); in media negli anni 2019-2021 il numero di individui e il numero di individui territoriali è più alto del 75% rispetto al 2017;
- le analisi statistiche hanno confermato un trend positivo per la specie nelle aree campione contro una sostanziale stabilità nelle aree di confronto;
- si può stimare che il numero di coppie nelle aree del progetto sia passato da 8-10 nel 2017, a 14-18, in media, negli anni successivi (17-20 nel 2019, 11-14 nel 2021, 14-18 nel 2022);
- su 11 delle 19 stazioni nelle aree campione in cui il succiacapre non era stato rilevato nel 2017, la specie è comparsa almeno in uno degli anni successivi agli interventi, con un incremento dell'area utilizzata del 25%.

Conclusioni generali

I risultati dei monitoraggi confermano l'importanza che le brughiere montane rivestono per tutte le specie target, probabilmente con la sola eccezione del falco pecchiaiolo; i dati raccolti hanno inoltre permesso di approfondire la distribuzione di numerose specie di interesse e di accertarne per la prima volta la nidificazione nel comprensorio del Pratomagno (astore, aquila reale, falco pellegrino).

Gli interventi realizzati dal progetto hanno avuto effetti positivi su sette delle otto specie target: biancone, albanella minore, succiacapre, magnanina comune, tottavilla, calandro e averla piccola. Quattro specie (biancone, albanella minore, calandro e averla piccola) hanno colonizzato almeno una delle due macroaree di intervento (dove quindi non erano presenti prima degli interventi).

Per quanto riguarda i passeriformi effetti decisamente positivi degli interventi si sono avuti sulla tottavilla, evidenziati anche i termini statistici. Positivo l'effetto anche su calandro e averla piccola, con incrementi effettivi del numero di coppie (anche se con numeri assoluti non elevati essendo le specie molto localizzate in quest'ambito geografico, ma consistenti in termini relativi rispetto alla popolazione locale). Per quanto riguarda la magnanina comune si è registrato complessivamente un andamento leggermente migliore nelle aree campione rispetto a quelle confronto, con una differenza che statisticamente non è però rilevante. Tuttavia è stato possibile evidenziare come la specie colonizzi le aree d'intervento solo a partire dal terzo anno dopo gli interventi, raggiungendo, dopo quattro anni, valori di densità più elevati (+ 33% del numero di coppie) rispetto alla situazione *ante-operam*. Anche a causa di ritardi accumulatisi con il COVID19, di fatto gran parte degli interventi del progetto sono stati realizzati a partire dal 2020 per cui su buona parte delle superfici gli effetti positivi sono sfuggiti al monitoraggio e si concretizzeranno a partire dal 2023, quando, al netto di variabili indipendenti dal progetto stesso (es. clima), si registrerà un incremento della popolazione di magnanina comune.

Per quanto riguarda i rapaci, gli interventi hanno avuto un effetto positivo su due delle tre specie target: biancone e albanella minore. Per quanto riguarda il biancone, è stato registrato l'insediamento di una nuova coppia nell'area del Cocollo, mentre l'aumento delle osservazioni di albanella minore alle Casacce indica la possibile presenza di una nuova coppia, portando, rispettivamente il totale delle coppie presenti nella ZPS da 1 a 2 (incremento del 100%) e da 2 a 3, con un incremento del 50%. Gli interventi non sembrano invece aver avuto alcun effetto sul falco pecchiaiolo, che peraltro ha mostrato una tendenza negativa in tutte le aree monitorate, comprese quelle di confronto.

Effetti positivi degli interventi si registrano anche per il succiacapre, confermati in questo caso anche dalle analisi statistiche che evidenziano una crescita del numero di individui territoriali, quindi di coppie, nelle aree interessate dagli interventi, a fronte di una sostanziale stabilità nelle aree di confronto. Tale incremento può essere quantificato, a livello di coppie, in una crescita del 78%, passando dalle 8-10 presenti nel 2017 alle 14-18, in media, rilevate negli anni successivi. Da un punto di vista dell'areale, su 11 delle 19 stazioni nelle aree campione in cui il succiacapre non era

stato rilevato nel 2017, la specie è comparsa almeno in uno degli anni successivi agli interventi, con un incremento dell'area utilizzata del 25%.

Considerando l'intera comunità ornitica si può inoltre osservare che:

- le specie maggiormente legate agli arbusteti, ad esempio diverse specie di passeriformi, mostrano una risposta agli interventi con un effetto “lag”, con un andamento negativo nei primi anni dopo gli interventi e tempi di ricolonizzazione variabili;
- al contrario, le specie maggiormente legate agli ambienti aperti (es. calandro, tottavilla e averla piccola ma anche saltimapalo) mostrano una risposta immediata agli interventi, con incrementi, anche significativi, già a partire dal primo anno successivo.

Bibliografia

- AGOSTINI N., BAGHINO L., COLEIRO C., CORBI F. & PREMUDA G. 2002. Circuitous autumn Migration in the Short-toed Eagle (*Circaetus gallicus*). *J. Raptor Res.* 2 36 (2): 111–114.
- ALBERTI P., CARABELLA M., COLAONE S., DANINI G., SAPORETTI F. & SCANDOLARA C. 2003. L'avifauna nidificante nelle brughiere della Lombardia occidentale. *Riv. ital. Orn.* 72: 269–271.
- ALUIGI A., FASANO S.G. & TOFFOLI R. 2014. Densità riproduttiva del succiacapre *Caprimulgus europaeus* in aree della Rete Natura2000 in Liguria. In: Atti del XVI Convegno Italiano di Ornitologia. Cervia, 21-25 settembre 2011. Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino. Tinarelli, Roberto Andreotti, Alessandro Baccetti, Nicola Melega, Luca Roscelli, Franco Serra, Lorenzo Zenatello, Marco, pp. 129–130.
- ARCAMONE E. & PUGLISI L. 2006. Cronaca Ornitologica Toscana. Osservazioni relative agli anni 1992-2004. *Alula* 124: 3–124.
- BAGHINO L., CAMPORA M. & CATTANEO G. 2009. Il Biancone. Biologia e migrazione nell'Appennino ligure. Edizioni il Piviere.
- BAGHINO L. & PREMUDA G. 2007. Nuovi dati sulla migrazione primaverile 'a circuito' del biancone *Circaetus gallicus* in Italia. *Avocetta* 31 (1–2): 70–72.
- BAKALLOUDIS D.E. 2009. Implications for conservation of foraging sites selected by Short-toed Eagles (*Circaetus gallicus*) in Greece. *Ornis Fennica* 86 (3): 89–96.
- BAKALLOUDIS D.E., VLACHOS C., PAPAGEORGIOU N. & HOLLOWAY G. 2001. Nest-site habitat selected by Short-toed Eagles *Circaetus gallicus* in Dadia Forest (northeastern Greece). *Ibis* 143 (4): 391–401. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2001.tb04940.x>
- BAKALLOUDIS D.E., VLACHOS C.G. & HOLLOWAY G.J. 1998. Habitat Use by Short-Toed Eagles *Circaetus gallicus* and Their Reptilian Prey During the Breeding Season in Dadia Forest (North-Eastern Greece). *Journal of Applied Ecology* 35 (6): 821–828.
- BAND W., MADDERS W. & WHITFIELD D.P. 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In: *Birds and Wind Farms*. Quercus, Madrid, pp. 259–275.
- BARRIENTOS R. & ARROYO B. 2014. Nesting habitat selection of Mediterranean raptors in managed pinewoods: Searching for common patterns to derive conservation recommendations. *Bird Conservation International* 24 (2): 138–151. <https://doi.org/10.1017/S0959270913000270>
- BAYARRI M.J. & BERGER J.O. 2004. The Interplay of Bayesian and Frequentist Analysis. *Statistical Science* 19 (1). <https://doi.org/10.1214/088342304000000116>
- BELLAVITA M. & SORACE A. 2019. Distribuzione del succiacapre e di rapaci notturni nella Riserva naturale di Monte Rufeno. In: BALESTRIERI R. & BAZZI G. (EDS.) XX Convegno Italiano di Ornitologia. Napoli 26-29 settembre 2019. Libro degli abstract. pp. 73.
- BENSUSAN K. 2008. The impact of a cold spell on populations of Sardinian Warblers *Sylvia melanocephala* and Zitting Cisticolas *Cisticola juncidis* at Windmill Hill Flats, Gibraltar. In: GARCIA E. (ED.) Gibraltar Bird Report 2007. Gibraltar Ornithological & Natural History Society, pp. 47–50.
- VAN DEN BERG L.J.L., BULLOCK J.M., CLARKE R.T., LANGSTON R.H.W. & ROSE R.J. 2001. Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: The role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. *Biological Conservation* 101 (2): 217–228. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00069-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00069-6)
- BEST L.B. 1975. Interpretational errors in the 'Mapping Method' as census technique. *The Auk* 92 (July): 452–460.
- BIBBY C.J., BURGESS N.D., HILL D.A. & MUSTOE S.H. 2000. Bird census techniques. Second edition. second. Academic Press, London.
- BIBBY C.J. & TUBBS C.R. 1975. Status, habitats and conservation of the Dartford Warbler in England. *British Birds* 68 (5): 177–195.
- BOLSTAD W.M. 2007. Introduction to Bayesian Statistics. Second Edition. Second Edition. Wiley-Interscience. John Wiley & Sons.
- BONAZZI P., FARINA F. & FAVARON M. 2003. Popolamento di Succiacapre, *Caprimulgus europaeus*, nella riserva Naturale Sasso Malascarpa. *Riv. ital. Orn.* 72: 227–232.
- BONORA M., CECCARELLI P.P. & CASADEI M. 2007. L'astore *Accipiter gentilis* nelle Foreste Casentinesi. *Picus* 33: 41–50.

- BORGIO A. 2011. Proposta di metodo per la valutazione predittiva dell'habitat di specie in Rete Natura 2000. Esempi applicativi su Civetta capogrosso e Succiacapre. *Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia* 62 (suppl.): 226–232.
- BOST C.A. 1995. Fauvette pitchou, *Sylvia undata*. In: YEATMAN-BERTHELOT D. & JARRY G. (EDS.) *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France (1985-1989)*. Editions de la Société Ornithologique de France, pp. 562–563.
- BRAMBILLA M. 2022. Averla piccola *Lanius collurio*. In: LARDELLI R., BOGLIANI G., BRICHETTI P., CAPRIO E., CELADA C., CONCA G., FRATICELLI F., GUSTIN M., JANNI O., PEDRINI P., PUGLISI L., RUBOLINI D., RUGGERI L., SPINA F., TINARELLI R., CALVI G. & BRAMBILLA M. (EDS.) *Atlante degli Uccelli nidificanti in Italia*. Edizioni Belvedere, Latina, pp. 346–347.
- BRAMBILLA M., CASALE F. & SICCARDI P. 2007. Linee guida e indicazioni gestionali per la conservazione dell'averla piccola (*Lanius collurio*), specie di interesse comunitario (Allegato I, Direttiva 79/409/CEE), in Lombardia. Relazione tecnica finale.
- BRICHETTI P., DE FRANCESCHI P. & BACCETTI N. (EDS.) 1992. Fauna d'Italia. Aves I. Gaviidae-Phasianidae. Calderini. Edagricole, Bologna, pp. 964.
- BRICHETTI P. & FRACASSO G. 2006. Ornitologia italiana. Vol. 3. Stercorariidae-Caprimulgidae. Alberto Perdisa editore, Bologna.
- BRICHETTI P. & FRACASSO G. 2013. Ornitologia Italiana Vol. 1 Parte III: Pandionidae-Falconidae. Edizione elettronica riveduta e aggiornata. Oasi Alberto Perdisa.
- BRICHETTI P. & FRACASSO G. 2018. The Birds of Italy. 1. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina.
- BRICHETTI P. & FRACASSO G. 2020. The Birds of Italy. 2. Pteroclididae-Locustellidae. Edizioni Belvedere, Latina, pp. 415.
- BRIGHT J.A., LANGSTON R.H.W. & BIERMAN S. 2007. Habitat associations of nightjar *Caprimulgus europaeus* breeding on heathland in England.
- BRUNELLI M. & GUSTIN M. 2021. Il Falco pellegrino (*Falco peregrinus*) in Italia. In: BRUNELLI M. & GUSTIN M. (EDS.) *Il Falco pellegrino in Italia. Status, biologia e conservazione di una specie di successo*. Edizioni Belvedere, Latina, pp. 43–50.
- BURGESS W.D., EVANS C.E. & SORENSEN J. 1990. The management of lowland heath for nightjars at Minsmere, Suffolk, Great Britain. *Journal of Environmental Management* 31 (4): 351–359. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(05\)80063-5](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(05)80063-5)
- BÜRKNER P.-C. 2017. brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models Using Stan. *Journal of Statistical Software* 80: 1–28. <https://doi.org/10.18637/jss.v080.i01>
- BÜRKNER P.-C. 2018. Advanced Bayesian Multilevel Modeling with the R Package brms. *The R Journal* 10 (1): 395–411.
- BÜRKNER P.-C. 2021. Bayesian Item Response Modeling in R with brms and Stan. *Journal of Statistical Software* 100: 1–54. <https://doi.org/10.18637/jss.v100.i05>
- CADBURY C.J. 1981. Nightjar census methods. *Bird Study* 28 (1): 1–4. <https://doi.org/10.1080/00063658109476692>
- 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 L. & TELLINI FLORENZANO G. 2012. Andamenti di popolazione delle specie comuni nidificanti in Italia: 2000-2011. *Avocetta* 36 (2): 121–143.
- CAMPEDELLI T., LONDI G., CUTINI S. & TELLINI FLORENZANO G. 2013. Dati sul popolamento di rapaci nell'Appennino centro-settentrionale. In: MEZZAVILLA F. & SCARTON F. (EDS.) *Atti Secondo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturmi*. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, pp. 197–202.
- CAMPEDELLI T., LONDI G., MINIATI G., CUTINI S. & TELLINI FLORENZANO G. 2016. Recovering mountain Mediterranean grasslands for breeding birds: ecology and population status shape species responses to management. *Biodiversity and Conservation* 25 (9): 1695–1710. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1150-6>
- CAMPEDELLI T., MANGANELLI M., LONDI G., RIDENTE D., CUTINI S., PETRIZZELLI L. & TELLINI FLORENZANO G. 2020. Nidificazione di Aquila reale *Aquila chrysaetos* sul massiccio del Pratomagno (Toscana orientale). *Rivista Italiana di Ornitologia* 90 (1). <https://doi.org/10.4081/rio.2020.445>
- CAMPEDELLI T., TELLINI FLORENZANO G., LONDI G. & MINI L. 2007. Nuovi pascoli per latottavilla. *Sherwood* 130: 17–20.
- CAMPRODON J. & BROTONS L. 2006. Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm oak forests. *Forest Ecology and Management* 221 (1): 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.044>
- CANTOS F.J. & ISENMANN P. 1997. *Sylvia undata* Dartford Warbler. In: HAGEMAJER W.J.M. & BLAIR M.J. (EDS.) *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance*. T & A D Poyser, London, pp. 585.

- CASALE F. & BRAMBILLA M. 2009. Averla piccola. Ecologia e conservazione. Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Milano, pp. 254.
- CASALE F. & BRAMBILLA M. 2010. L'avifauna nidificante negli ambienti aperti del Parco Nazionale della Val Grande. Parco Nazionale della Val Grande. FLA.
- CATCHPOLE C.K. & PHILLIPS J.F. 1992. Territory quality and reproductive success in the Dartford warbler *Sylvia undata* in Dorset, England. *Biological Conservation* 61 (3): 209–215. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91118-C](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91118-C)
- CAULI F. & GENERO F. (EDS.) 2017. Rapaci d'Italia. Edizioni Belvedere, Latina.
- CECCARELLI P.P. 2019. Astore *Accipiter gentilis*. In: CECCARELLI P.P., GELLINI S., LONDI G. & AGOSTINI N. (EDS.) Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco delle Foreste Casentinesi Monte Falterona e Campigna (2012-2017). Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna. ST.E.R.N.A., pp. 52–53.
- 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. & GELLINI S. (EDS.) 2011. Atlante degli Uccelli nidificanti nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna (2004-2007). ST.E.R.N.A., Forlì, pp. 367.
- CECERE J.G., PANUCCIO M., GHIURGHÌ A., URBANO F., IMPERIO S., CELADA C. & LÓPEZ-LÓPEZ P. 2018. Snake species richness predicts breeding distribution of short-toed snake eagle in central Italy. *Ethology Ecology & Evolution* 30 (2): 178–186. <https://doi.org/10.1080/03949370.2017.1323800>
- CHIATANTE G. 2014. Habitat selection of Dartford Warbler *Sylvia undata* on Elba Island (Tuscan Archipelago, Italy). *Bird Study* 61 (3): 438–443. <https://doi.org/10.1080/00063657.2014.936354>
- CHOY S.L., O'LEARY R. & MENGENSEN K. 2009. Elicitation by design in ecology: using expert opinion to inform priors for Bayesian statistical models. *Ecology* 90 (1): 265–277. <https://doi.org/10.1890/07-1886.1>
- CLARK J.M. & EYRE J. 2012. Dartford Warblers on the Thames basin and Wealden Heaths. *British Birds* 105 (6): 308–317.
- CLARKE R. 1996. Montagu's Harrier. Arlequin Press, Chelmsford, Essex.
- COGLIATI M. & MEOZZI D. 1989. Considerazioni sul canto territoriale del succiacapre. *Supplemento alle Ricerche Biologia della Selvaggina XVI*.
- COGLIATI M. & MEOZZI D. 1991. I posatoi del succiacapre (*Caprimulgus europaeus*). *Supplemento alle Ricerche Biologia della Selvaggina XVII* (unico): 27–30.
- CONGDON P. 2006. Bayesian statistical modelling. Wiley.
- CONSANI P. & TELLINI FLORENZANO G. 2001. Censimento di una popolazione di Succiacapre *Caprimulgus europaeus* in Toscana Centrale. *Avocetta* 25: 193.
- CONWAY G., WOTTON S., HENDERSON I., LANGSTON R., DREWITT A. & CURRIE F. 2007. Status and distribution of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in the UK in 2004. *Bird Study* 54: 98–111. <https://doi.org/10.1080/00063650709461461>
- CORBACHO C. & SÁNCHEZ J.M. 2000. Clutch size and egg size in the breeding strategy of Montagu's harrier *Circus pygargus* in a mediterranean area. *Bird Study* 47 (2): 245–248. <https://doi.org/10.1080/00063650009461182>
- CORBACHO C., SÁNCHEZ J.M. & SÁNCHEZ A. 1997. Breeding biology of Montagu's Harrier *Circus pygargus* L. in agricultural environments of southwest Spain; comparison with other populations in the western Palearctic. *Bird Study* 44 (2): 166–175. <https://doi.org/10.1080/00063659709461052>
- CORMIER J.P., FUSTEC J., PITHON J. & CHOISY P. 2008. Selection of nesting habitat by Montagu's Harriers *Circus pygargus* and Hen Harriers *Circus cyaneus* in managed heaths. *Bird Study* 55 (1): 86–93. <https://doi.org/10.1080/00063650809461508>
- CRAMP S. & SIMMONS K.E.L. (EDS.) 1985. The Birds of the Western Palearctic. Volume IV. Terns to Woodpeckers. Oxford University Press, Oxford, UK.
- DELFINO G. & OLIVA G. (EDS.) 2010. La fauna di Reggello. Le specie da proteggere. Università di Firenze, Dipartimento Biologia Evoluzionistica 'Leo Pardi'. Comune di Reggello, Assessorato all'ambiente.
- DHONDT A.A. 1983. Variations in the number of overwintering stonechats possibly caused by natural selection. *Ringing and Migration* 4 (3): 155–158. <https://doi.org/10.1080/03078698.1983.9673800>
- DOBINSON B.H.M. & RICHARDS A.J. 1964. The effects of the severe winter of 1962/63 on birds in Britain. *British Birds* 57 (10): 373–434.
- DORAZIO R.M. 2016. Bayesian data analysis in population ecology: motivations, methods, and benefits. *Population Ecology* 58 (1): 31–44. <https://doi.org/10.1007/s10144-015-0503-4>
- DOWSON D.G. 1981. The usefulness of absolute ('census') and relative ('sampling' or 'index') measures of abundance. In: RALPH C.J. & SCOTT J.M. (EDS.) Estimating Numbers of Terrestrial Birds. The Cooper Ornithological Society, pp. 554–558.

- DUNN E.H., HUSSEL D.J.T. & INZUNZA E.R. 2008. Recommended methods for population monitoring at raptor-migration watch sites. *In: BILDSTEIN K.L., SMITH J.P., RUELAS E.I. & VEIT R.R. (EDS.) State of North America's birds of prey*. pp. 447–460.
- ELLISON A.M. 2004. Bayesian inference in ecology. *Ecology Letters* 7 (6): 509–520. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00603.x>
- ENEMAR A., BENGT S. & SVENSSON S. 1978. The Effect of Observer Variability on Bird Census Results Obtained by a Territory Mapping Technique. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)* 9 (1): 31–39.
- FARALLI U. 1994. Breeding Biology, Habitat Selection and Conservation of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in the Northern Apennines, Italy. *In: MEYBURG B.-U. & CHANCELLOR R.D. (EDS.) Raptor Conservation Today*. WWGPPB/The Pica Press, pp. 97–101.
- FARALLI U. 1995. Effetti della riforestazione sulle comunità ornitiche di una brughiera dell'Appennino Settentrionale, Toscana. *In: PANDOLFI M. & FOSCHI U.F. (EDS.) Atti del VII Convegno Nazionale di Ornitologia*. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina. pp. 299–306.
- FASCE P. & FASCE L. 2017. A comment about the meeting's results. *In: FASCE P., FASCE L. & GUSTIN M. (EDS.) Proceedings of First conference on the Golden Eagle Aquila chrysaetos population in Italy*. Population, Trends and Conservation. Avocetta. pp. 93–95.
- FLITTI A. 2015. Fauvette pitchou *Sylvia undata*. *In: ISSA N. & MULLER Y. (EDS.) Atlas des oiseaux de France métropolitaine*. Nidification et présence hivernale. Volume 2. Des Ptéroclidés aux Embéridés. Delachaux et Niestlé, Paris, pp. 1058–1061.
- FULLER R.J., WARREN M.S., BRITAIN J.N.C.C. (GREAT & ORNITHOLOGY B.T. FOR 1993. Coppiced Woodlands: Their Management for Wildlife. Joint Nature Conservation Committee.
- GATES N. 2014. New Forest Dartford warbler 2014 Survey Report.
- GILBERT G., GIBBONS D.W. & EVANS J. 2011. Bird Monitoring Methods. Pelagic Publishing Limited.
- GIRAUDO L. 2007. La migrazione dei rapaci in Italia. *In: Atti del Convegno: Le autostrade del cielo - Rotte di migrazione dell'avifauna attraverso le Alpi*. Regione Piemonte, Osservatorio Regionale Fauna Selvatica, pp. 1–10.
- GOTTSCHALK T.K. & HUETTMANN F. 2011. Comparison of distance sampling and territory mapping methods in four different habitats. *Journal of Ornithology* 152 (2): 421–429.
- GREGORY R.D., GIBBONS D.W. & DONALD P.F. 2004. Bird census and survey techniques. *In: SUTHERLAND W.J., NEWTON I. & GREEN R.E. (EDS.) Bird Ecology and Conservation; a Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 17–56.
- GREGORY R.D. & GREENWOOD J.J.D. 2008. Counting common birds. *In: VOŘÍŠEK P., KLVAŇOVÁ A., WOTTON S. & GREGORY R.D. (EDS.) A best practice guide for wild bird monitoring schemes*. CSO/RSPB, pp. 21–54.
- GUSTIN M., BRAMBILLA M. & CELADA C. 2009. Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Specie in allegato I della direttiva Uccelli.
- HARDEY J., CRICK H., WERNHAM C., RILEY H., ETHERIDGE B. & DES T. 2013. Raptors. A Field Guide to Survey and Monitoring. The Stationery Office (TSO).
- HERRANDO S., DEL AMO R., BROTONS L. & LLACUNA S. 2001. Factors influencing post-fire dynamics of Sardinian and Dartford Warblers in Mediterranean shrublands. *Ornis Fennica* 78 (4): 168–174.
- HOLYOAK D.T. 2001. Nightjars and their Allies. Oxford University Press, Oxford. New York.
- JABLONSKI K.E., MCNULTY S.A. & SCHLESINGER M.D. 2010. A Digital Spot-mapping Method for Avian Field Studies. *The Wilson Journal of Ornithology* 122 (4): 772–776. <https://doi.org/10.1676/10-001.1>
- JERZY G., IRENEUSZ M., OSIEJUK T.S. & TRYJANOWSKI P. 2008. Densities and Habitats of the Tawny Pipit *Anthus campestris* in the Wielkopolska Region (W Poland). *Acta Ornithologica* 43 (2): 221–225. <https://doi.org/10.3161/000164508X395342>
- JIGUET F., BROTONS L. & DEVICTOR V. 2011. Community responses to extreme climatic conditions. *Current Zoology* 57 (3): 406–413. <https://doi.org/10.1093/czoolo/57.3.406>
- JIGUET F., DEVICTOR V., OTTVALL R., VAN TURNHOUT C., VAN DER JEUGD H. & LINDSTRÖM Å. 2010. Bird population trends are linearly affected by climate change along species thermal ranges. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*.
- JIGUET F. & WILLIAMSON T. 2013. Habitat-dependent population recovery in the Dartford Warbler *Sylvia undata* following a severe winter episode. *Bird Study* 60 (3): 391–398. <https://doi.org/10.1080/00063657.2013.811463>
- KEELING A. 2013. The success rate of *C. europaeus* nests upon Cannock Chase in Staffordshire. University of Central Lancashire.
- KENNEDY R.J. 1970. Direct effects of rain on birds: a review. *British Birds* 63 (10): 401–414.

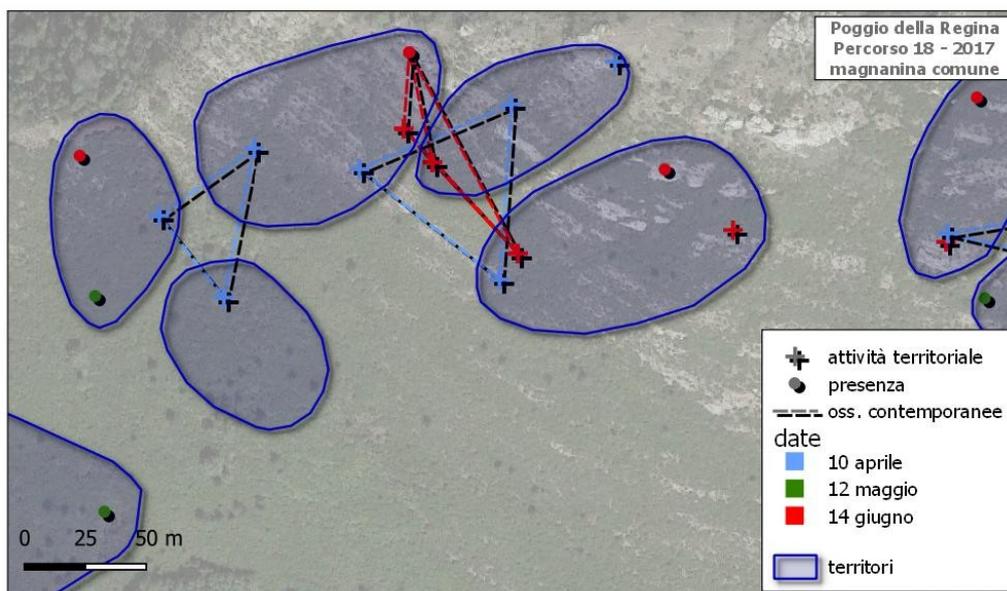
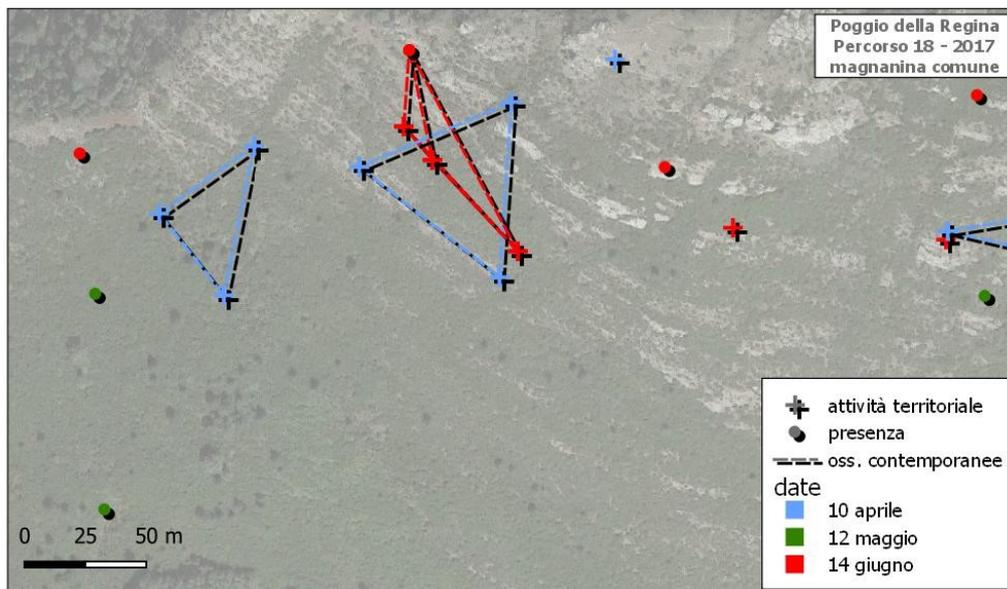
- KRUPIŃSKI D., LEWTAK J. & SZULAK K. 2010. Semicolonial nesting and conservation of the Montagu's harrier *Circus pygargus* in rapeseed fields in Southern Podlasie (eastern Poland). *Slovak Raptor Journal* 4 (1): 37–40. <https://doi.org/10.2478/v10262-012-0042-2>
- LILEY D. & CLARKE R.T. 2003. The impact of urban development and human disturbance on the numbers of nightjar *Caprimulgus europaeus* on heathlands in Dorset, England. *Biological Conservation* 114: 219–230. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00042-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00042-9)
- LIMIÑANA R., SOUTULLO Á., URIOS V. & SURROCA M. 2006. Vegetation height selection in Montagu's Harriers *Circus pygargus* breeding in a natural habitat. *Ardea* 94 (2): 280–284.
- LONDI G. 2019. Succiacapre *Caprimulgus europaeus*. In: CECCARELLI P.P., GELLINI S., LONDI G. & AGOSTINI N. (EDS.) Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco delle Foreste Casentinesi Monte Falterona e Campigna (2012-2017). Foreste Casentinesi Monte Falterona e Campigna. ST.E.R.N.A, pp. 78–79.
- LONDI G., MINI L., TELLINI FLORENZANO G., SORACE A. & CAMPEDELLI T. 2009. Explicit nation-wide habitat models for Italian larks (Alaudidae). *Avocetta* 33: 99–106.
- LÓPEZ-IBORRA G.M., LIMIÑANA R., PAVÓN D. & MARTÍNEZ-PÉREZ J.E. 2011. Modelling the distribution of short-toed eagle (*Circaetus gallicus*) in semi-arid Mediterranean landscapes: identifying important explanatory variables and their implications for its conservation. *European Journal of Wildlife Research* 57 (1): 83–93. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0402-0>
- MARCHANT J. 1983. BTO Common Birds Census instructions. BTO, Tring.
- MARTELLI D. & SANDRI V. 1991. Status ed ecologia riproduttiva dell'albanella minore (*Circus pygargus*) in Emilia-Romagna. Analisi conclusiva.
- MASON C.F. 1976. Breeding biology of the sylvia warblers. *Bird Study* 23 (3): 213–232. <https://doi.org/10.1080/00063657609476506>
- MEOZZI D. & COGLIATI M. 1986. Metodi di censimento dei succiacapre *Caprimulgus europaeus* in ambiente Mediterraneo. In: FASOLA M. (ED.) Atti III Convegno Italiano di Ornitologia. pp. 285–286.
- MEOZZI D. & COGLIATI M. 1991. Alcune osservazioni sulla biologia del succiacapre (*Caprimulgus europaeus*). *Supplemento alle Ricerche Biologia della Selvaggina XVII* (unico): 31–34.
- MORELLI F., PRUSCINI F., MORGANTI N., URBINATI C., ASPREA S., CASALI S., FOSCA A., MAGALOTTI P., MENCARELLI M. & MORICI F. 2012. Montagu's harrier *Circus pygargus* in the northern Marche region of central Italy: first evidence of a possible population increase. *Avocetta* 36 (1): 59–64.
- MORENO-RUEDA G. & PIZARRO M. 2007. Snake species richness and shrubland correlate with the short-toed eagle (*Circaetus gallicus*) distribution in southeastern Spain. *Annales Zoologici Fennici* 44 (4): 314–320.
- MORRIS A., BURGESS D., EVANS A.D., SMITH K.W. & FULLER R.J. 1994. The status and distribution of nightjars *Caprimulgus europaeus* in Britain in 1992. A report to the British Trust for Ornithology. *Bird Study* 41 (3): 181–191. <https://doi.org/10.1080/00063659409477218>
- NARDELLI R. 2017. Trend and status of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* breeding population in the northern Apennines: Results from 20-years of monitoring.
- NARDELLI R., ANDREOTTI A., BRAMBILLA M., BRECCIAROLI B., CELADA C., DUPRÉ E., GUSTIN M., LONGONI V., PIRRELLO S., SPINA F., VOLPONI S. & SERRA L. 2015. Rapporto sull'applicazione della Direttiva 147/2009/CE in Italia: dimensione, distribuzione e trend delle popolazioni di uccelli (2008-2012). ISPRA. MATTM.
- NORTH P.M. 1977. A novel clustering method for estimating numbers of bird territories. *Applied Statistics* 26: 149–155.
- OELKE H. 1981. Limitation of the mapping method. In: RALPH C.J. & SCOTT J.M. (EDS.) Estimating Numbers of Terrestrial Birds. The Cooper Ornithological Society, pp. 114–118.
- PEDRINI P. 2005. Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* (Linnaeus, 1758). In: PEDRINI P., CALDONAZZI M. & ZANGHELLINI S. (EDS.) Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento, pp. 129–130.
- PELLEGRINO I. & VANNI L. 2022. Succiacapre *Caprimulgus europaeus*. In: LARDELLI R., BOGLIANI G., BRICHETTI P., CAPRIO E., CELADA C., CONCA G., FRATICELLI F., GUSTIN M., JANNI O., PEDRINI P., PUGLISI L., RUBOLINI D., RUGGERI L., SPINA F., TINARELLI R., CALVI G. & BRAMBILLA M. (EDS.) Atlante degli Uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere, Latina, pp. 126–127.
- PEPŁOWSKA-MARCZAK D., IVKOVICH D. & ZANIEWSKI P. 2017. Habitat selectivity and distribution of European Nightjar (*Caprimulgus europaeus*) on two heathlands in Poland and Belarus.
- PETRETTI F. 2008. L'aquila dei serpenti. Pandion Edizioni, Roma.
- PIAZZINI S. & FAVILLI L. 2016. La magnanina comune, *Sylvia undata* (Boddaert, 1783). In: SAVERI C. (ED.) La Riserva Naturale Biogenetica di Tocchi. Corpo Forestale dello Stato, UTB Siena. Edizioni il Leccio, Monteriggioni (Siena), pp. 217–218.

- PONS P. 1998. Bird site tenacity after prescribed burning in a Mediterranean shrubland. *In*: TRABAUD L. (ED.) Fire Management and landscape Ecology. International Association of Wildland Fire, Fairfield, Washington, pp. 261–270.
- PONS P. 2004. Tallareta cuallarga *Sylvia undata*. *In*: ESTRADA J., PEDROCCHI V., BROTONS L. & HERRANDO S. (EDS.) Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002. Institut Català d'Ornitologia (ICO). Lynx Edicions, Barcelona, pp. 430–431.
- PONS P., BAS J.M., PRODON R., ROURA-PASCUAL N. & CLAVERO M. 2008. Territory characteristics and coexistence with heterospecifics in the Dartford warbler *Sylvia undata* across a habitat gradient. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 62 (8): 1217–1228. <https://doi.org/10.1007/s00265-008-0550-3>
- PONS P. & CLAVERO M. 2010a. Bird responses to fire severity and time since fire in managed mountain rangelands. *Animal Conservation* 13 (3): 294–305. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00337.x>
- PONS P. & CLAVERO M. 2010b. Bird responses to fire severity and time since fire in managed mountain rangelands. *Animal Conservation* 13 (3): 294–305. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00337.x>
- PONS P., CLAVERO M., BAS J.M. & PRODON R. 2012. Time-window of occurrence and vegetation cover preferences of Dartford and Sardinian Warblers after fire. *Journal of Ornithology* 153 (3): 921–930. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0822-6>
- PONS P. & PRODON R. 1996. Short term temporal patterns in a Mediterranean shrubland bird community after wildfire. *Acta Oecologica* 17 (1): 29–41.
- POTENA G., PANELLA M., SAMMARONE L., ALTEA T., SPINETTI M., OPRAMOLLA G. & POSILICO M. 2009. Il grifone *Gyps fulvus* nell'Appennino centrale : status report 1994-2009. *Alula* XVI (1–2): 47–52.
- PREMUDA G. 2010. Il biancone e gli altri rapaci diurni migratori. *In*: PREMUDA G., RICCI U. & VIVIANI F. (EDS.) Rapaci delle Alpi Apuane. Pacini Editore, Pisa, pp. 51–76.
- PREMUDA G. & BELOSI A. 2015. Short-toed Eagle *Circaetus gallicus* population increase in Italy: hypothesis of root causes. *Avocetta* 39 (2): 13–17.
- PREMUDA G., BELOSI A., VIVIANI F. & FRANCHINI M. 2015a. Short-toed Eagle *Circaetus gallicus* population monitoring at the Apuane Alps migration watch-site (Tuscany). *Avocetta* 39: 5–12.
- PREMUDA G., BONORA M., LEONI G. & ROSCELLI F. 2006. Note sulla migrazione dei rapaci attraverso l'Appennino settentrionale. *Picus* 32: 109–112.
- PREMUDA G., VIVIANI F. & FRANCHINI M. 2015b. Reverse and cross migration of Western Honey Buzzard *Pernis apivorus* at the Apuane Alps watch-site (Tuscany). *Avocetta* 39 (2): 67–72.
- PUGLISI L., GRILLI G., PAESANI G. & VANNI L. 2021. Il Falco pellegrino (*Falco peregrinus*) in Toscana. *In*: BRUNELLI M. & GUSTIN M. (EDS.) Il Falco pellegrino in Italia. Status, biologia e conservazione di una specie di successo. Edizioni Belvedere, Latina, pp. 163–167.
- R CORE TEAM 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- RAMAN T.R.S. 2003. Assessment of census techniques for interspecific comparisons of tropical rainforest bird densities: A field evaluation in the Western Ghats, India. *Ibis* 145 (1): 9–21. <https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2003.00105.x>
- RAMOS ENCALADO J.J. & PUMARIÑO X.V. 2003. Curruca Rabilarga <i>Sylvia undata</i>. *In*: MARTÌ R. & DEL MORAL J.C. (EDS.) Atlas de las aves reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente – SEO /BirdLife, pp. 470–471.
- REINO L., PORTO M., SANTANA J. & OSIEJUK T.S. 2015. Influence of moonlight on nightjars' vocal activity: a guideline for nightjar surveys in Europe. *Biologia* 70 (7): 968–973. <https://doi.org/10.1515/biolog-2015-0099>
- RETE RURALE NAZIONALE & LIPU 2011. Uccelli comuni in Italia. Gli andamenti di popolazione degli uccelli comuni in Italia 2000-2010. pp. 35.
- RETE RURALE NAZIONALE & LIPU 2018. Toscana. Farmland Bird Index e Andamenti di popolazione delle specie 2000-2017. MIPAAF.
- RETE RURALE NAZIONALE & LIPU 2021a. Farmland Bird Index nazionale e andamenti di popolazione delle specie in Italia nel periodo 2000-2020. MIPAAF.
- RETE RURALE NAZIONALE & LIPU 2021b. Toscana – Farmland Bird Index e andamenti di popolazione delle specie 2000-2020. MIPAAF.
- ROBERT C.P. 2007. The Bayesian choice: from decision-theoretic foundations to computational implementation. Second. Springer Verlag.
- RUGGERI L. 2022. Biancone *Circaetus gallicus*. *In*: LARDELLI R., BOGLIANI G., BRICHETTI P., CAPRIO E., CELADA C., CONCA G., FRATICELLI F., GUSTIN M., JANNI O., PEDRINI P., PUGLISI L., RUBOLINI D., RUGGERI L., SPINA F.,

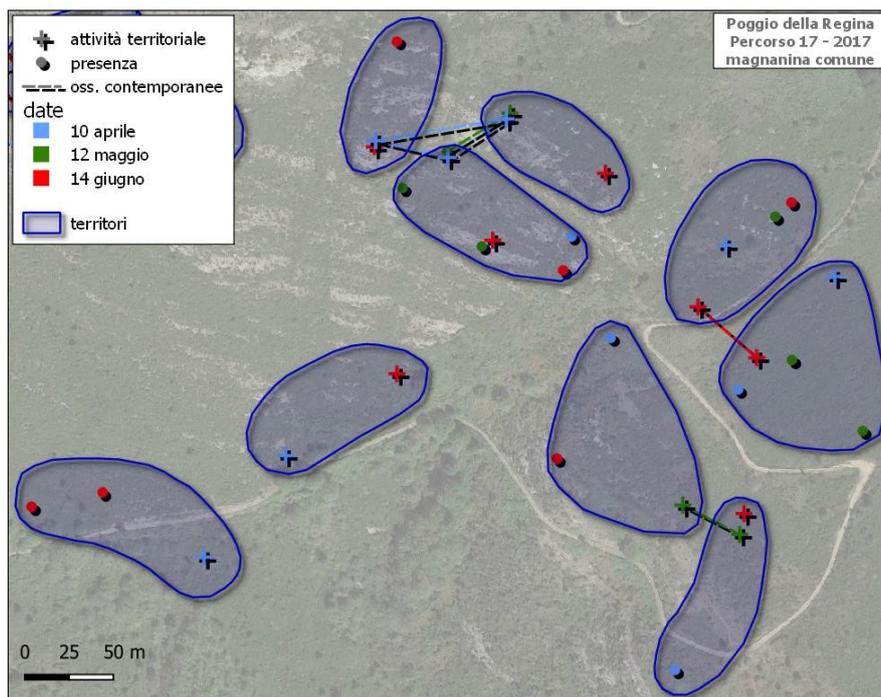
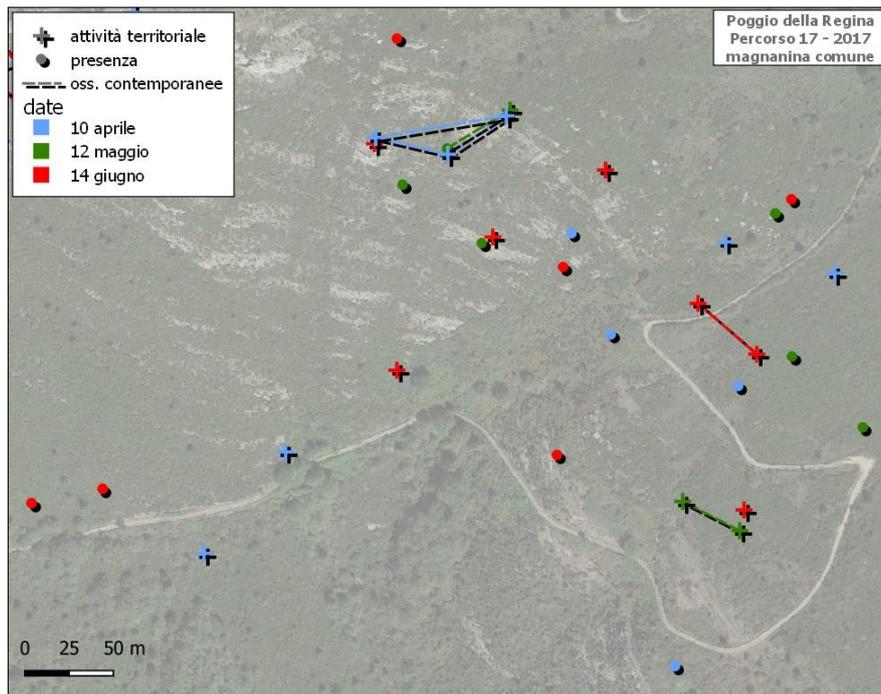
- TINARELLI R., CALVI G. & BRAMBILLA M. (EDS.) Atlante degli Uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere, Latina, pp. 274–275.
- SÁNCHEZ-ZAPATA J.A. & CALVO J.F. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology* 36 (2): 254–262. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00396.x>
- SCHAEFER T. & BARKOW A. 2004. Habitat and nest site preferences of *Sylvia atricapilla* and *S. Melanocephala* in Majorca. *Ardeola* 51 (2): 445–450.
- SCHEFFER M. 1987. An automated method for estimating the number of bird territories from an observation map. *Ardea* 75 (2): 231–236.
- SCHIASSI S., BATTAGLIA A., BONORA M., CAMPORA M., COTTALASSO R., DEL CHIARO L., MENDI M., PASTORINO A., SESTI L., PEDRELLI M., RICCI U., SESTI L. & NARDELLI R. 2013. Monitoring of Golden Eagle *Aquila cheysaetos* breeding pairs in the Northern Apennines (1997-2012). In: MEZZAVILLA F. & SCARTON F. (EDS.) Atti Secondo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Nottturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, pp. 179–187.
- SCHMID H. 2008. How to count birds in the field? In: VOŘÍŠEK P., KLVAŇOVÁ A., WOTTON S. & GREGORY R.D. (EDS.) A best practice guide for wild bird monitoring schemes. CSO/RSPB, pp. 60–63.
- SCHMID H., BURKHARDT M., KELLER V., KNAUS P., VOLET B. & ZBINDEN N. 2001. Die Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz. Swiss Ornithological Institute, Sempach, Switzerland.
- SCHMID H. & SPIESS M. 2008. Brutvogelaufnahmen bei BDM-Z7 und MHB: Anleitung zur Entscheidfi Anleitung zur Entscheidfi ndung bei Grenzfällen und zur Revierausscheidung. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- SERRONI P., DEL BOVE E. & ROTONDARO F. (EDS.) 2010. Il Grifone in Italia. Status, problematiche, prospettive. Castrovillari, 10 dicembre 2010. Parco Nazionale del Pollino.
- SHEWRING M., VAFIDIS J., SHEWRING M. & VAFIDIS J. 2017. The effectiveness of deterrent measures to minimize disturbance impacts to breeding European nightjar at an upland wind farm site in South Wales, UK. *Conservation Evidence* 14 (November): 58–60.
- SHIRIHAI H., GARGALLO G., HELBIG A., KIRWAN G. & SVENSSON L. 2001. *Sylvia* Warblers: identification, taxonomy and phylogeny of the genus *Sylvia*. Christopher Helm.
- SIDDI L. 2019. Note su una popolazione di Succiacapre *Caprimulgus europaeus* nell’ecosistema Baraggivo biellese (BI,Italia). *Picus* 45 (1): 27–28.
- SIRAMI C., BROTONS L. & MARTIN J.L. 2011. Woodlarks *Lullula arborea* and landscape heterogeneity created by land abandonment. *Bird Study* 58 (1): 99–106.
- SITTERS H.P., FULLER R.J., HOBLYN R.A., WRIGHT M.T., COWIE N. & BOWDEN C.G.R. 1996. The Woodlark *Lullula arborea* in Britain: population trends, distribution and habitat occupancy. *Bird Study* 43: 172–187. <https://doi.org/10.1080/00063659609461010>
- SMOKOROWSKI K.E. & RANDALL R.G. 2017. Cautions on using the Before-After- Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *Facets* 2: 212–232. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0058>
- SPADONI P. 2013. Censimenti di Succiacapre *Caprimulgus europaus* sulla ZPS ‘Monte Carpegna e Sasso Simone e Simoncello’. *Picus* 76: 105–109.
- SPOSIMO P. 1988. Comunità ornitiche nidificanti sui Monti della Calvana (Firenze). *Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno* 9: 105–129.
- SPOSIMO P., PUGLISI L., LEBBORONI M., PEZZO F., VANNI L., PUGLISI L. & VANNI L. 2013. Sensibilità dell’avifauna agli impianti eolici in Toscana. Relazione finale. Rapporto tecnico non pubblicato. Regione Toscana. Centro Ornitologico Toscano.
- SPOSIMO P. & TELLINI G. 1988. Separazione spaziale tra allodola *Alauda arvensis* e tottavilla *Lullula arborea* nell’Appennino settentrionale. *Naturalista sicil., S. IV XII ((suppl.))*: 299–303.
- STEINER H. 2000. Forest fragmentation, competition and climatic dependence in the Honey Buzzard (*Pernis apivorus*). *Journal of Ornithology* 141: 68–76. <https://doi.org/10.1007/BF01651773>
- SVENSSON S.E. 1979a. Census Efficiency and Number of Visits to a Study Plot when Estimating Bird Densities by the Territory Mapping Method. *Ecology, Journal of Applied* 16 (1): 61–68.
- SVENSSON S.E. 1979b. Interpersonal variation in species map evaluation in bird census work. *Acta Ornithologica* 14: 322–338.
- SVENSSON S.E. 1981. Do transect counts monitor abundance trends in the same way as territory mapping in study plots? In: RALPH C.J. & SCOTT J.M. (EDS.) Estimating Numbers of Terrestrial Birds. The Cooper Ornithological Society, pp. 209–214.

- TAPIA L., DOMÍNGUEZ J. & RODRÍGUEZ L. 2008. Modelling habitat preferences by raptors in two areas of Northwestern Spain using different scales and survey techniques. *Vie Milieu - Life and Environment* 58 (3–4): 257–262.
- TELLINI FLORENZANO G. 1999. Gli uccelli delle Foreste Casentinesi. Monitoraggio degli uccelli nidificanti (1992–1997). Studio della migrazione autunnale (1994–1997). Comunità Montana del Casentino. Edizioni Regione Toscana, pp. 84.
- TELLINI FLORENZANO G., ARCAMONE E., BACCETTI N., MESCHINI E. & SPOSIMO P. 1997. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana (1982–1992). Centro Ornitologico Toscano.
- TELLINI FLORENZANO G., CURSANO B. & VALTRIANI M. 2001. Variazioni recenti nella distribuzione di alcune specie nidificanti rare e minacciate nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. *Avocetta* 25 (1): 70.
- TELLINI FLORENZANO G., DESSÌ FULGHERI F., CAMPEDELLI T., LONDI G. & MINI L. 2010a. La fauna. In: ZANGERI L. (ED.) Il Parco Culturale Pratomagno-Setteponti. Pacini Editore, Ospedaletto (PI), pp. 111–131.
- TELLINI FLORENZANO G., DESSÌ FULGHERI F., CAMPEDELLI T., LONDI G. & MINI L. 2010b. La fauna. In: ZANGERI L. (ED.) Il Parco Culturale Pratomagno-Setteponti. Pacini Editore, Ospedaletto (PI), pp. 111–131.
- TELLINI FLORENZANO G. & LAPINI L. 1999. Distribution and habitat of the Dartford Warbler *Sylvia undata* in the Eastern Tuscany. *Avocetta* 23 (2): 32–36.
- TELLINI FLORENZANO G., LONDI G., CAMPEDELLI T. & CUTINI S. 2010c. 19 years of landscape changes in a Mediterranean National Park (Foreste Casentinesi, Italy) shown by a 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, pp. 78–78.
- TELLINI FLORENZANO G., LONDI G., CUTINI S. & CAMPEDELLI T. 2014. Gli Uccelli nidificanti nelle Foreste Casentinesi. Venti anni di Parco Nazionale. In: TINARELLI R., ANDREOTTI A., BACCETTI N., MELEGA L., ROSCELLI F., SERRA L. & ZENATELLO M. (EDS.) Atti del XVI Convegno Italiano di Ornitologia. Cervia, 21-25 settembre 2011. Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino. pp. 109–116.
- TELLINI FLORENZANO G., LONDI G., MINI L. & CAMPEDELLI T. 2005. Avifauna delle praterie del Pratomagno: effetti a breve termine degli interventi del progetto life. In: BORCHI S. (ED.) Conservazione delle praterie montane dell’Appennino toscano. Atti del Convegno finale del progetto LIFE Natura NAT/IT/7239. Poppi, 27 ottobre 2005. Comunità Montana del Casentino. Arti Grafiche Cianferoni, Stia (AR), pp. 154–171.
- TELLINI FLORENZANO G., VALTRIANI M., CECCARELLI P.P. & GELLINI S. 2002. Uccelli delle praterie appenniniche. Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna.
- TELLINI G. & LAPINI L. 1991. Distribuzione, status e habitat degli uccelli. Dream Italia. Provincia di Arezzo.
- TRIERWEILER C. & KOKS B.J. 2009. Montagu’s Harrier *Circus pygargus*. In: ZWARTS L., BIJLSMA R.G., VAN DER KAMP J. & WYMENGA E. (EDS.) Living on the edge: Wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands, pp. 178–202.
- TUBBS C.R. 1967. Numbers of Dartford warblers in England during 1962–66. *Brit. Birds* 60: 87–89.
- VERSTRAETEN G., BAETEN L. & VERHEYEN K. 2011. Habitat preferences of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in forests on sandy soils. *Bird Study* 58 (2): 120–129. <https://doi.org/10.1080/00063657.2010.547562>
- VOS W. & STORTELDER A. 1992. Vanishing Tuscan landscapes. Landscape ecology of a Submediterranean-Montane area (Solano Basin, Tuscany, Italy). Pudoc Scientific Publishers, Wageningen, the Netherlands, pp. 404.
- WECHSLER S. 2018. Automating the analysis of territory mapping data in bird monitoring. UNOGIS - Paris Lodron-Universität Salzburg.
- WITHAM J.W. & KIMBALL A.J. 1996. Use of a Geographic Information System to Facilitate Analysis of Spot-Mapping Data. *Journal of Field Ornithology* 67 (3): 367–375.
- WOTTON S., CONWAY G., EATON M., HENDERSON I. & GRICE P. 2009. The status of the dartford warbler in the UK and the channel Islands in 2006. *British Birds* 102 (5): 230–246.
- ZIESEMER F. & MEYBURG B.-U. 2015. Home range, habitat use and diet of Honey-buzzards during the breeding season. *British Birds* 108: 467–481.
- ZURR A.F., IENO E.N. & SAVELIEV A.A. 2017. Beginner’s Guide to Spatial, Temporal and Spatial-Temporal Ecological Data Analysis with R-INLA, Volume 1 Using GLM and GLMM.
- ZURR A.F., IENO E.N., WALKER N.J., SAVELIEV A.A. & SMITH G.M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Statistics for Biology and Health. Springer.

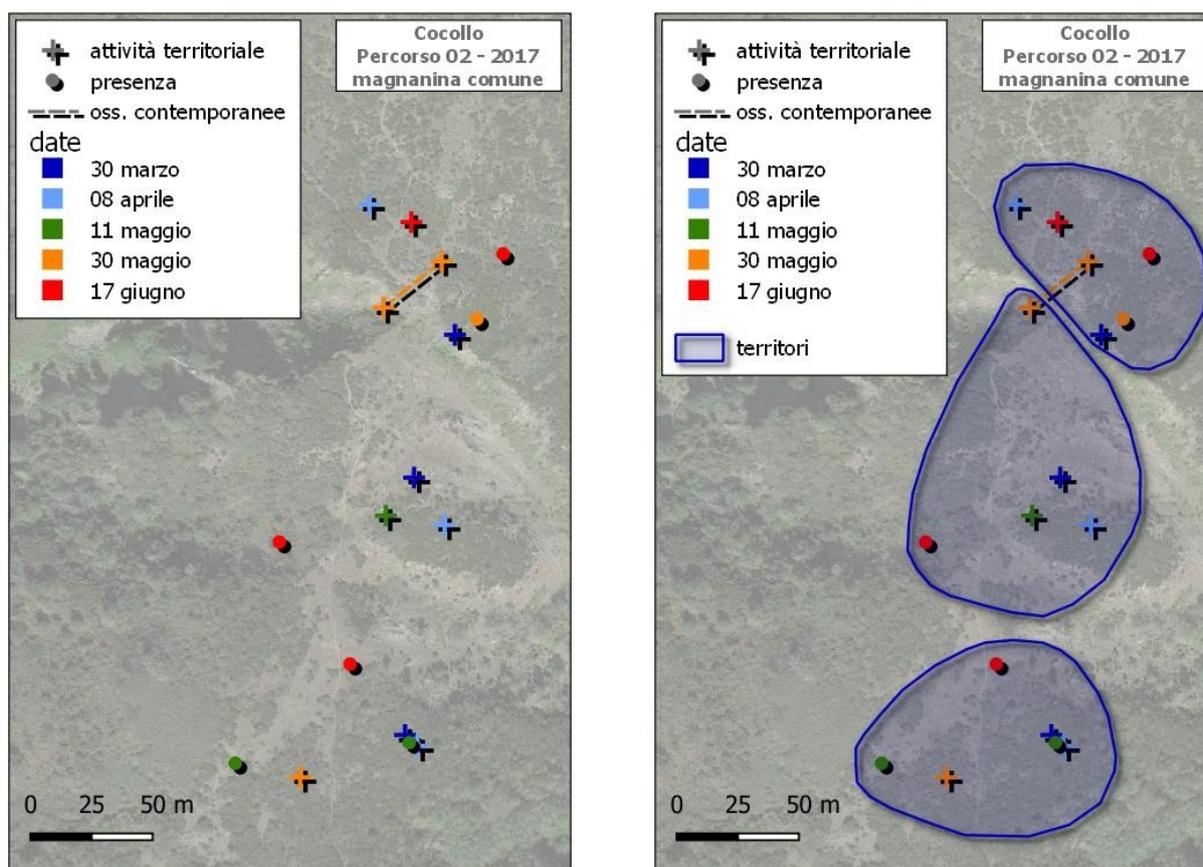
Appendice 1 – Esempi di definizione dei territori per i Passeriformi



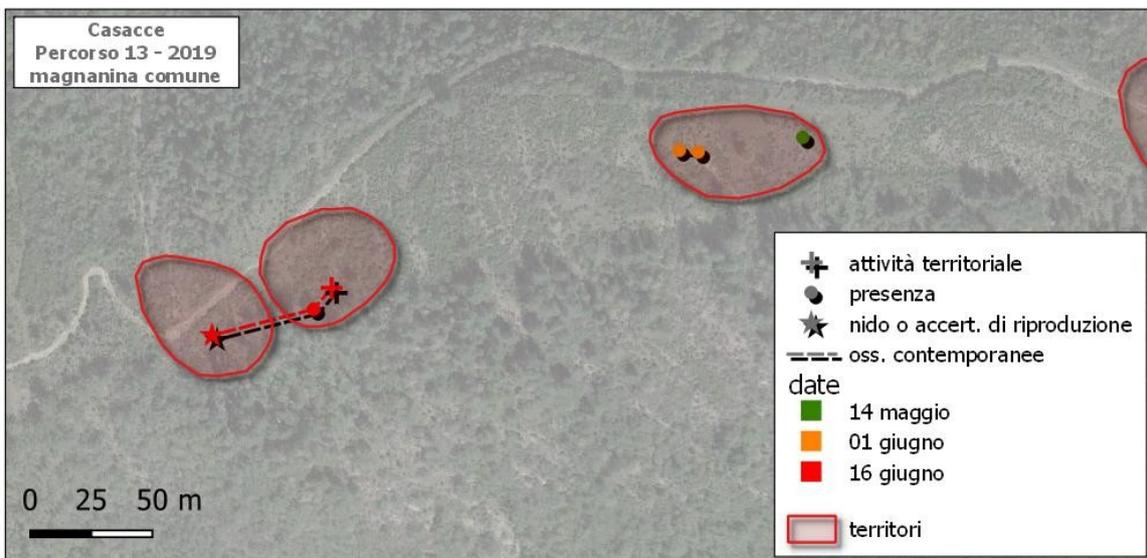
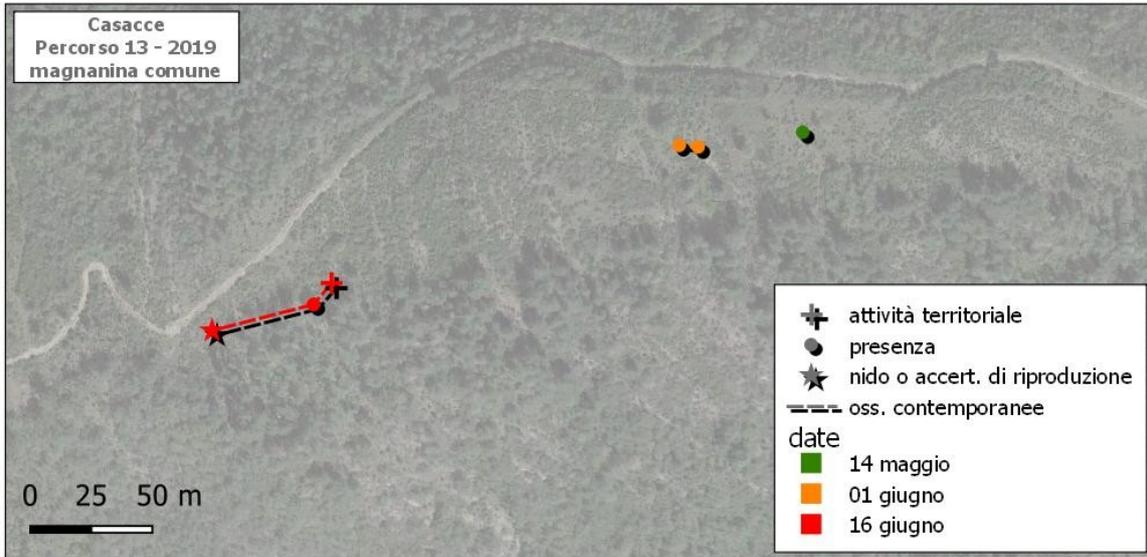
Cinque territori (contemporaneità del 10 aprile); non essendo in contemporanea nei territori centrale e a destra in alto sono inclusi due canti (attività territoriali) del 10 aprile; allo stesso modo sono inclusi nello stesso territorio centrale in alto due localizzazioni del 14 giugno (contemporanee ma non riferibili con certezza a coppie diverse) tre nel territorio in basso a destra (non contemporanee). Il territorio in basso a destra è definito solo dall'osservazione del 10 aprile, troppo distante (oltre 100 m) da quella più a destra per essere inclusa nello stesso territorio.



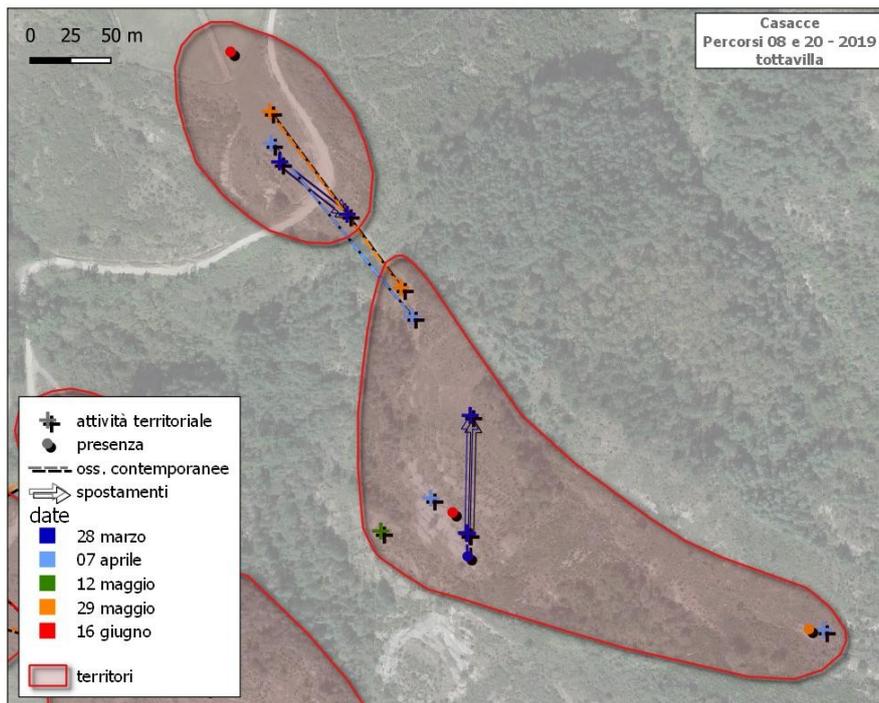
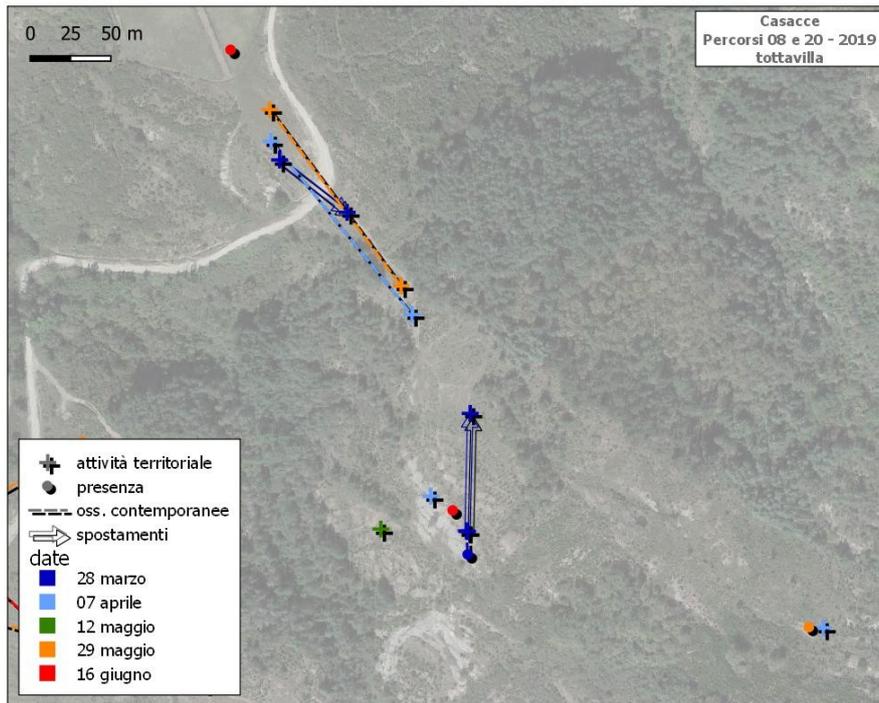
I tre territori in alto definiti dalle contemporaneità del 10 aprile (e per due di questi anche del 12 maggio) e vi sono incluse attività territoriali in almeno un'altra data; le attribuzioni di queste ultime potrebbero essere diverse ma in ogni caso i territori sono tre. Contemporaneità del 12 maggio e del 14 giugno definiscono due territori a destra e due in basso, ciascuno con attività territoriali almeno in un'altra data e/o osservazioni in tutte le date; i territori a destra sono distinti da quelli in basso per la distanza dei dati e perché altrimenti includerebbero troppe osservazioni. I due territori a sinistra sono distinti per la distanza delle osservazioni.



Il territorio in alto e quello centrale definiti dalla contemporaneità del 30 maggio. Tutti e tre i territori in ogni caso sono ben evidenti essendovi sempre attività territoriale distinta in almeno tre date diverse (anche se una sola contemporaneità), e almeno una osservazione in tutte e cinque le date.



Il territorio a sinistra definito da una evidenza di riproduzione (imbeccata); essendo tre contatti contemporanei di adulti, i territori sono almeno due (in contatto centrale può essere indifferentemente attribuito all'uno o all'altro territorio). Il territorio a destra è definito da contatti in due date differenti, sebbene senza evidenze di territorialità; i contatti sono troppo lontani per essere inclusi nel territorio più prossimo a destra.



Due territori definiti da contemporaneità il 7 aprile e il 29 maggio; entrambi i territori sono in parte delineati anche da spostamenti osservati il 28 marzo; le osservazioni all'estrema destra potrebbero anche afferire ad un diverso territorio tuttavia considerando l'elevata mobilità della specie, le dimensioni relativamente ampie dei territori e la difficoltà di osservare tutti gli spostamenti, si è prudenzialmente considerato un solo territorio.