

**MONITORAGGIO DEI MESOMAMMIFERI NEL TERRITORIO DEL PARCO NAZIONALE
DELL'ALTA MURZIA**

Codice CIG Z671BE60F6 – CUP F82F170000400001

Report finale



A cura di
Servizio tecnico Ente Parco
e
Studio Naturalistico Hyla snc e Ce.S.Bi.N srl

Dicembre 2018

INDICE

1. Introduzione	3
2. Area di studio	4
3. Materiali e metodi	5
4. Risultati e discussione	8
4.1 Ricognizione bibliografica	8
4.2 Attività di fototrappolaggio	10
4.3 Site Occupancy Models	15
4.3.1 Risultati	18
Volpe (<i>Vulpes vulpes</i>)	19
Gatto (<i>Felis silvestris silvestris/catus</i>)	22
Tasso (<i>Meles meles</i>)	28
Faina (<i>Martes foina</i>)	32
4.3.2 Discussione	36
4.4 I Mesomammiferi del Parco Nazionale dell'Alta Murgia	38
4.4.1 Volpe <i>Vulpes vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	38
4.4.2 Tasso <i>Meles meles</i> (Linnaeus, 1758)	40
4.4.3 Donnola <i>Mustela nivalis</i> (Linnaeus, 1766)	42
4.4.4 Puzzola <i>Mustela putorius</i> (Linnaeus, 1758)	44
4.4.5 Lontra <i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758)	46
4.4.6 Faina <i>Martes foina</i> (Erxleben, 1777)	48
4.4.7 Gatto selvatico europeo <i>Felis silvestris silvestris</i> (Schreber 1777)	50
5. Bibliografia	53



1. Introduzione

Il presente *report* illustra i risultati finali dell'indagine faunistica svolta all'interno del Parco Nazionale dell'Alta Murgia, nel periodo di riferimento 02/12/2017-13/11/2018, così come previsto da contratto.

L'attività svolta, strutturata secondo le modalità operative previste nel piano di lavoro, ha lo scopo di determinare la presenza/assenza, distribuzione e indici relativi di abbondanza, e la conseguente determinazione di site occupancy models delle seguenti specie target: puzzola (*Mustela putorius*), lontra (*Lutra lutra*), faina (*Martes foina*), donnola (*Mustela nivalis*), tasso (*Meles meles*), volpe (*Vulpes vulpes*) e gatto selvatico europeo (*Felis silvestris silvestris*).

L'obiettivo primario dello studio è quello di incrementare le conoscenze faunistiche relative alle specie target all'interno del territorio del Parco, al fine di individuare le aree a maggior ricchezza specifica (hot spot), i fattori ambientali che le caratterizzano e i corridoi ecologici che le mantengono strutturalmente e funzionalmente collegate.

I referenti scientifici del gruppo di lavoro sono:

- Dott. Cristiano Spilinga (coordinatore del monitoraggio e responsabile della privacy);
- Dott.ssa Francesca Montioni;
- Dott.ssa Silvia Carletti;
- Agr. dott. Fabrizio Oneto;
- Agr. dott. Dario Ottonello;
- Agr. dott. Daniele Duradoni;
- Dott. Andrea Marsan;
- Dott. Naturalista Egidio Fulco;

Un ringraziamento particolare al Dott. Cristiano Liuzzi e Dott. Fabio Mastropasqua per aver fornito i propri dati inediti.

2. Area di studio

Le attività si sono incentrate nell'area di competenza amministrativa dell'Ente Parco Nazionale dell'Alta Murgia, in particolare nei territori di maggiore interesse/vocazione del Parco, come emerso durante la riunione di coordinamento con la responsabile per l'Ente Parco Dott.ssa Anna Grazia Frassanito.

In particolare sono emerse le seguenti località:

- Foresta Acquatetta (Spinazzola-Minervino Murge)
- Lamaferatella (Ruvo di Puglia)
- Bosco Scoparella, Bosco di Ruvo, Bosco Fenicia, Cornacchiello (Ruvo di Puglia-Corato)
- La Resega e Quarto (Quasano, Torritto)
- Foresta Pulicchie (Altamura – Gravina in Puglia)



Figura 1 - Acquatetta Masseria dei Cavoni

3. Materiali e metodi

Il piano di lavoro include: la ricerca bibliografica e museologica; la ricognizione delle banche dati note per le specie in oggetto; rilievi di campo mediante fototrappolaggio (dicembre 2017-ottobre 2018); determinazione di Site Occupancy Models delle specie target.

Come fase preliminare, è stata analizzata un'importante banca dati fotografica derivante dall'attività di fototrappolaggio sul lupo condotta nell'area del Parco a partire dal 2010.

Sono state inoltre recuperate tutte le segnalazioni inedite derivanti da osservazioni dirette e indirette delle specie oggetto di studio. Tutto il materiale raccolto è stato assemblato in un unico database composto complessivamente di 3720 record.

Nel mese di dicembre 2017 è stata avviata l'attività di campo mediante il posizionamento dieci dispositivi automatici.

Come previsto nel piano di lavoro ogni sessione di fototrappolaggio ha avuto la durata di due mesi ed è stata ripetuta nel corso delle quattro stagioni meteorologiche:

- INVERNO (Dicembre 2017-Gennaio 2018);
- PRIMAVERA (Marzo-Aprile 2018);
- ESTATE (Giugno-Luglio 2018);
- AUTUNNO (Settembre-Ottobre 2018);

Ogni sessione di fototrappolaggio ha previsto dei controlli a cadenza quindicinale per la verifica dei dispositivi e per l'acquisizione dei dati raccolti.

Gli apparecchi sono stati posizionati presso siti di passaggio di animali, su supporti preesistenti (fusti di alberi e arbusti, tronchi) a circa 80-100 cm dal piano di calpestio.

Le foto ottenute sono state scaricate su pc al fine di procedere con l'identificazione delle specie. Ciascuna trappola fotografica è stata georeferenziata tramite terminale GPS (*Global Positioning System*).

Per il gatto selvatico europeo è stata utilizzata la valeriana come attrattivo.

Nelle tabelle seguente sono riportati i dati puntuali per ogni dispositivo installato nelle varie stagioni, strutturate secondo i seguenti campi:

- ID Codice alfanumerico specifico di ogni fototrappola;
- Settore (località/toponimo dell'area scelta)
- Coordinate UTM X e UTM Y secondo il sistema di riferimento UTM 32 WGS84;
- Data installazione;
- Data smontaggio;
- Note.

Sessione Invernale						
ID	Settore	UTM X	UTM Y	Data installazione	Data smontaggio	Note
1134	Diga Jazzo di Cristo	608852	4532982	02/12/2017	03/02/2018	
1131	Acquatetta Masseria dei Cavoni	597592	4539505	02/12/2017	03/02/2018	
1140	Acquatetta Canalone	595816	4541186	02/12/2017	03/01/2018	Rimossa per malfunzionamento
1129	Acquatetta Canalone	595816	4541186	10/01/2018	03/02/2018	In sostituzione della 1140
1132	Bosco Pulicchio Jazzo della Lama	620515	4527657	02/12/2017	03/02/2018	
1135	Il Pulicchio – Maricello	618703	4529242	02/12/2017	03/02/2018	
1133	Il Quarto – Masseria Corte Cicero	632447	4531870	02/12/2017	03/02/2018	
1137	Il Quarto - Masseria Corte Cicero	633975	4532732	02/12/2017	03/02/2018	
1138	La Resega	634974	4534415	02/12/2017	03/02/2018	
1136	Bosco La Scoparella - Murgia Ferrata	622783	4540896	02/12/2017	03/02/2018	
1139	Bosco La Scoparella - Jazzo Cortogigli	620964	4542183	02/12/2017	03/02/2018	

Sessione primaverile						
ID FT	Settore	UTM X	UTM Y	Data installazione	Data smontaggio	Note
1134	Diga Jazzo di Cristo	608852	4532982	06/03/2018	28/05/2018	
1131	Acquatetta Masseria dei Cavoni	597592	4539505	06/03/2018	28/05/2018	
1129	Acquatetta Canalone	596415	4540859	06/03/2018	28/05/2018	
1132	Jazzo di Gennaro	612570	4534456	06/03/2018	28/05/2018	
1135	Il Pulicchio – Maricello	618813	4529378	06/03/2018	28/05/2018	
1133	Il Quarto - Masseria Corte Cicero	632403	4531810	06/03/2018	28/05/2018	
1137	Il Quarto - Masseria Corte Cicero	633733	4533169	06/03/2018	28/05/2018	
1138	La Resega	635405	4534687	06/03/2018	28/05/2018	
1136	Bosco La Scoparella - Murgia Ferrata	622783	4540896	06/03/2018	28/05/2018	
1139	Bosco La Scoparella - Jazzo Cortogigli	620954	4542236	06/03/2018	28/05/2018	

Sessione Estiva						
ID	Settore	UTM X	UTM Y	Data installazione	Data smontaggio	Note
1134	Diga Jazzo di Cristo	608890	4532824	12/06/2018	10/08/2018	
1131	Acquatetta Masseria dei Cavoni	597438	4539410	12/06/2018	10/08/2018	
1129	Acquatetta Canalone	596724	4540674	12/06/2018	10/08/2018	
1132	Il Pulicchio di Gravina – Lama Giulia	612740	4534645	12/06/2018	10/08/2018	
1135	Il Pulicchio di Gravina	618817	4529385	12/06/2018	10/08/2018	
1133	Il Quarto - Masseria Corte Cicero	632448	4531871	12/06/2018	10/08/2018	



Sessione Estiva						
ID	Settore	UTM X	UTM Y	Data installazione	Data smontaggio	Note
1137	Il Quarto	634314	4534082	12/06/2018	10/08/2018	
1138	Il Quarto – La Resega	635496	4534584	12/06/2018	10/08/2018	
1136	Bosco La Scoparella - Murgia Ferrata	622751	4540752	12/06/2018	10/08/2018	
1139	Bosco La Scoparella - Jazzo Cortogigli	620998	4542473	12/06/2018	10/08/2018	

Sessione Autunnale						
ID	Settore	UTM X	UTM Y	Data installazione	Data smontaggio	Note
1134	Diga Jazzo di Cristo	608878	4532819	14/09/2018	13/11/2018	
1131	Acquatetta Masseria dei Cavoni	597582	4539525	14/09/2018	13/11/2018	
1129	Acquatetta Canalone	596725	4540653	14/09/2018	13/11/2018	
1132	Il Pulicchio di Gravina – Lama Giulia	613132	4534665	14/09/2018	13/11/2018	
1135	Il Pulicchio di Gravina	618782	4529383	14/09/2018	13/11/2018	
1133	Il Quarto - Masseria Corte Cicero	632470	4531853	14/09/2018	13/11/2018	
1137	Il Quarto	634230	4534043	14/09/2018	/	Rubata
1138	Il Quarto – La Resega	635485	4534554	14/09/2018	13/11/2018	
1136	Bosco La Scoparella - Murgia Ferrata	622741	4540823	14/09/2018	13/11/2018	
1139	Bosco La Scoparella - Jazzo Cortogigli	620994	4542471	14/09/2018	/	Rubata

4. Risultati e discussione

4.1 Ricognizione bibliografica

Dalla verifica della banca dati fotografica derivante dall'attività di fototrappolaggio sul lupo condotta nell'area del Parco a partire dal 2010 e dal recupero di tutte le segnalazioni inedite derivanti da osservazioni dirette e indirette delle specie oggetto di studio, è stato possibile ottenere un database composto complessivamente di 3720 record.

Nella tabella seguente vengono indicati i dati pregressi relativi alle specie oggetto di studio.

Tabella 1 - Attività di fototrappolaggio e osservazioni dirette e indirette (dati pregressi)

Mesomammiferi del Parco dell'Alta Murgia											
Banca dati fototrappolaggio	Settore del Parco	V. <i>vulpes</i>	M. <i>meles</i>	M. <i>nivalis</i>	M. <i>putorius</i>	L. <i>lutra</i>	M. <i>foina</i>	F. s. <i>silvestris</i>	TOT	%	
	Monte Cucco/Foresta di Mercandante	72	3							75	2,1
	Monte Chiancaro/Jazzo L'università/Il Pulo	278	1				15		294	8,1	
	Murgia del Ceraso/Ceraso	103	1				3		107	2,9	
	Ferratella	343					7		350	9,6	
	Scoparella/Lama d'Api	661	7				24		692	19,0	
	Serra Cecibizzo	245	3						248	6,8	
	Mass. Nuove Cimaduomo/ Torre di Nebbia e Coppa	238							238	6,5	
	Bosco Finizio/Parco Campanale/ Lama Caminata	546	1				1		548	15,0	
	Monte Lisciaconi	193	7						200	5,5	
	Acquatetta	733	11				36		780	21,4	
	Senarico/La rocca del Garagnone	43							43	1,2	
	Lama Giulia/Monteverde	21							21	0,6	
	Jazzo Scannapecora/Murgia Parisi Vecchio	49	2				2		53	1,5	
	TOTALE	3525	36	0	0	0	88	0	3649	100	
Osservazioni dirette e indirette	26	0	0	1	2	2	1	71			
TOTALE	3551	36	0	1	2	90	1	3681			
%	96,47	0,98	0,00	0,03	0,05	2,44	0,03	100			

La **volpe** (*Vulpes vulpes*) con 3551 record è la specie con il numero maggiore di segnalazioni e maggiormente distribuita nel territorio del Parco. Di questi 3525 derivano dall'attività di fototrappolaggio compiuta dal



Parco nel corso degli ultimi sei anni, mentre 26 record sono riferibili ad osservazioni dirette, rinvenimento di cadaveri o rilevamento di indici di presenza indiretti (ad es. depositi fecali, orme, etc.).

Sul **tasso** (*Meles meles*) sono invece emersi 36 record, in prevalenza raccolti nei rimboschimenti di conifere di Acquatetta.

Per la **faina** (*Martes foina*) emergono 90 record totali di cui due relativi ad individui investiti lungo la viabilità "secondaria" e i restanti dati derivanti dall'attività di fototrappolaggio.

Dei due individui investiti uno è stato osservato a maggio del 2017, a sud di Altamura lungo la Strada Statale di Mareta N° 99, all'altezza della Masseria S. Agostino. Mentre il secondo record è relativo al rinvenimento di un cadavere lungo la Strada Provinciale 235 nei pressi di Santeramo in Colle, nel settore sud orientale del Parco, risalente al mese di agosto del 2017.

La presenza della **lontra** (*Lutra lutra*) è emersa grazie al rilevamento di due depositi fecali registrati in data 23 settembre 2017 a sud dell'abitato di Poggiornini, in Loc. Capo Posto lungo il Canale Roviniero, a circa 9 km dal confine dell'area protetta. Mentre di **puzzola** (*Mustela putorius*) si ha evidenza grazie al rinvenimento di un cadavere, in data 06 ottobre 2017, osservato a circa due km dal confine del Parco lungo la Strada Statale delle Murge N° 97 all'altezza della Masseria Lo Russo tra Poggiorsini e Spinazzola.

Dall'indagine sui dati pregressi per il **gatto selvatico europeo** (*Felis silvestris silvestris*), risulta nota per il parco un'unica cattura fotografica risalente al 2013, attribuita tuttavia ad un ibrido di prima generazione (RAGNI B., in verbis).

4.2 Attività di fototrappolaggio

Dalla verifica della banca dati fotografica raccolta durante l'attività di fototrappolaggio condotta nell'area del Parco a partire da dicembre 2017 e terminata a novembre 2018, oltre che dal recupero di tutte le segnalazioni inedite derivanti da osservazioni dirette e indirette delle specie oggetto di studio, è stato possibile ottenere un database composto complessivamente di **589** record.

Nella tabella seguente vengono indicati i dati raccolti nella recente campagna di monitoraggio relativi alle specie oggetto di studio.

Tabella 2 – Attività di fototrappolaggio e osservazioni dirette e indirette (dati attuali)

Mesomammiferi del Parco dell'Alta Murgia											
Attività fototrappolaggio 2017-2018	ID	Settore	V. vulpes	M. meles	M. nivalis	M. putorius	L. lutra	M. foina	F. s. silvestris/catus	TOT	%
	1134	Diga Jazzo di Cristo	27					2	1	30	5,28
	1131	Acquatetta Masseria dei Cavoni	28	1					11	40	7,04
	1140-1129	Acquatetta Canalone	4					1		5	0,88
	1132	Il Pulicchio di Gravina – Lama Giulia	31					2		33	5,81
	1135	Il Pulicchio di Gravina	66	9				7	15	97	17,08
	1133	Il Quarto-Masseria Corte Cicero	51	1				3	3	58	10,21
	1137	Il Quarto	18					1		19	3,35
	1138	Il Quarto – La Resega	14						2	16	2,82
	1136	Bosco La Scoparella-Murgia Ferrata	109					1		110	19,37
	1139	Bosco La Scoparella-Jazzo Cortogigli	115	20				23	2	160	28,17
	TOTALE			463	31	0	0	0	40	34	568
Osservazioni dirette e indirette			16		2	2		1		21	
TOTALE			479	31	2	2	0	41	34	589	
%			81,32	5,26	0,34	0,34	0,00	6,96	5,77	100	

La **volpe** (*Vulpes vulpes*) con 479 record è la specie con il numero maggiore di segnalazioni e maggiormente distribuita nel territorio del Parco, risulta infatti presente in tutti i settori indagati. Di questi 463 derivano dall'attività di fototrappolaggio, mentre 16 record sono riferibili ad osservazioni dirette, rinvenimento di cadaveri o rilevamento di indici di presenza indiretti (ad es. depositi fecali, orme, etc.).

Per il **tasso** (*Meles meles*) sono emersi 31 episodi di cattura fotografica, ottenuti prevalentemente nel Bosco della Scoparella zona Jazzo Cortogigli.

Per la **faina** (*Martes foina*), la seconda specie maggiormente fototrappolata nel Parco, si registrano in totale 40 record, a cui si aggiunge il rinvenimento di un individuo investito.

Di **puzzola** (*Mustela putorius*) e **donnola** (*Mustela putorius*) si ha evidenza grazie al rinvenimento esclusivamente di cadaveri investiti.



Figura 2 – Cadavere di puzzola investito all'interno dell'area del Parco nel mese di agosto

I dati di puzzola derivano da due esemplari osservati nel comune di Gravina in Puglia entrambi in periodo estivo rispettivamente ad agosto e settembre 2018.

Mentre di donnola i dati si riferiscono a due individui cadaveri, uno rinvenuto nel comune di Toritto nel mese di agosto 2018 e uno nel comune di Altamura ad ottobre dello stesso anno.

Per il **gatto selvatico europeo** (*Felis silvestris silvestris*) tutte le immagini raccolte sono state inviate al Dott. Andrea Sforzi, esperto della specie, per un consulto sulla determinazione specifica degli individui fototrappolati. Al termine della valutazione sarà possibile fornire maggiori indicazioni puntuali sulla specie.

Al momento tutti i dati raccolti sono stati trattati unitamente e attribuiti, in attesa della determinazione specifica, a *Felis silvestris silvestris/catus*.

Durante l'attività di fototrappolaggio sono emersi nel complesso 31 fotogrammi riferibili a *Felis silvestris silvestris/catus*, il numero maggiore di record sono stati registrati presso la località "Il Pulicchio di Gravina" e nell'area di Acquatetta - Masseria dei Cavoni.

Osservando nel complesso i dati raccolti emerge chiaramente che in numero maggiore di scatti fotografici sono stati raccolti presso il Bosco La Scoparella, sia nell'area di Jazzo Cortogigli che presso l'area della Murgia Ferrata, nella porzione nord orientale del Parco.

Sempre nel settore orientale del parco emerge inoltre località "Il Quarto" in particolare nell'area della Masseria Corte Cicero con circa il 10% delle foto raccolte.

Spostandoci nel settore occidentale del parco, risulta di estremo interesse il "Pulicchio di Gravina" dove ricadono circa il 22% degli scatti fotografici raccolti (accorpando i dati delle due fototrappole impiegate nell'area 1132 e 1135).

Spostandoci verso nord emergono infine i dati raccolti presso i rimboschimenti di conifere dell'area di Acquatetta- Masseria dei Cavoni nelle pendici occidentali del Parco.

Tali settori risultano importanti anche in termini di ricchezza di specie. Nel Bosco La Scoparella, nell'area di Il Quarto e nel Pulicchio di Gravina è infatti emersa la presenza di quattro delle sette specie oggetto di monitoraggio: volpe, tasso, faina e *F. s. silvestris/catus*.

Nella tabella seguente sono stati inoltre restituiti i dati di presenza/assenza nei vari settori indagati nelle diverse stagioni meteorologiche e per ogni stagione sono stati riportati i dati complessivi raccolti.

Tabella 3 – Presenza/assenza dei taxa indagati nelle varie stagione meteorologiche

Taxa	Stagioni	1134	1131	1140-1129	1132	1135	1133	1137	1138	1136	1139	Fotogrammi	
		Diga Jazzo di Cristo	Acquatetta Masseria dei Cavoni	Acquatetta Canalone	Il Pulicchio di Gravina – Lama Giulia	Il Pulicchio di Gravina	Il Quarto-Masseria Corte Cicero	Il Quarto	Il Quarto – La Resega	Bosco La Scoparella-Murgia Ferrata	Bosco La Scoparella-Jazzo Cortogigli	TOT scatti	%
<i>Vulpes vulpes</i>	Inv.	x	x	x	x	x	x	X	x	x	x	111	23,87
	Prim.	x	x		x	x	x	X	x	x	x	112	24,09
	Est.	x	x		x	x	x	X	x	x	x	157	33,76
	Aut.	x	x		x	x	x			x	x	85	18,28
<i>Meles meles</i>	Inv.										x	1	3,23
	Prim.					x						5	16,13
	Est.		x			x	x				x	13	41,94
	Aut.										x	12	38,71
<i>Martes foina</i>	Inv.			x			x			x		3	7,50
	Prim.					x						3	7,50
	Est.				x	x	x				x	19	47,50
	Aut.	x				x		X			x	15	37,50
<i>Felis s. silvestris/catus</i>	Inv.	x	x									8	25,81
	Prim.					x					x	3	9,68
	Est.		x			x	x				x	15	48,39
	Aut.		x						x			5	16,13

Dall'analisi delle tabella nr. 3 emerge chiaramente per tutte le specie rilevate mediante l'attività di fototrappolaggio, che la stagione metereologica con il numero maggiore di catture fotografiche è quella estiva. Per la **volpe** viene confermata la maggiore contattabilità anche nelle varie stagioni, in quasi tutti i settori indagati la presenza della specie è emersa in tutte le stagioni.

Per il **tasso**, rilevato quasi esclusivamente in periodo estivo, è risultato presente in periodo autunnale solo presso La Scoparella. Per la **faina**, al contrario, oltre il periodo estivo, un numero importate di catture fotografiche sono state raccolte anche nei mesi autunnali, ancora una volta riferibili in prevalenza ai dati



di La Scoparella. Anche per *Felis s. silvestris/catus* il numero maggiore di catture fotografiche si riferiscono alla stagione estiva, a cui però seguono, come numero di record, i dati raccolti nell'area di Acquatetta in periodo invernale.

4.3 Site Occupancy Models

Come indicato nel capitolo 2 all'interno dell'area protetta sono stati individuati 10 siti di campionamento distribuiti in modo da interessare le principali unità forestali dell'area protetta (vedi Cap.2). I siti sono stati dunque selezionati tra unità di campionamento naturalmente separate (diverse aree boscate) in virtù delle esigenze ecologiche delle specie target e dal particolare assetto vegetazionale dell'area protetta dominata da ambienti aperti in cui risulta difficile collocare le fototrappole senza esporle ad un elevato rischio di furto. Inoltre l'assenza di dati pregressi ha indirizzato lo studio verso la necessità di effettuare il monitoraggio in tutti i principali ambienti forestali dell'area protetta, al fine di poter ottenere una stima del loro utilizzo nell'arco dell'anno. Questo approccio, pur condizionato da quanto esposto, può permettere di estrapolare dalle considerazioni generali sull'*occupancy* delle aree boscate dell'area protetta. In ogni sito è stata collocata una fototrappola (vedi cap. 3 per maggiori dettagli) in prossimità di camminamenti o di aree potenzialmente utilizzate dalle specie target a discrezione dell'esperto per massimizzare le probabilità di contatto (O'Connell et al., 2011). In ogni stagione le fototrappole sono state installate ad una distanza superiore ai 2 km lineari l'una dall'altra al fine di evitare effetti di autocorrelazione spaziale, in base alla biologia nota delle specie target (Pandolfi et al., 1997; Brandt e Lambin, 2007; Anile et al., 2012). In alcuni casi si è reso necessario lo spostamento di una fototrappola all'interno del sito di campionamento. Spostamenti della fototrappola inferiori ai 2 km sono stati ricondotti al medesimo sito mentre spostamenti superiori sono stati esclusi dall'analisi.

Lo studio ha avuto una durata temporale di un anno e le fototrappole sono state installate in modo da coprire le quattro stagioni meteorologiche secondo l'ordine temporale riportato in tabella 4, per un totale potenziale di 240 giorni/fototrappola.

Tabella 4 - Stagioni di monitoraggio tramite *occupancy*

	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
Inizio	3 dicembre 2017	6 marzo 2018	12 giugno 2018	14 settembre 2018
Fine	31 gennaio 2018	4 maggio 2018	10 agosto 2018	13 novembre 2018
Numero Giorni	60	60	60	60

Visto l' arco temporale considerato e il possibile diverso utilizzo degli ambienti da parte delle specie target durante le differenti stagioni si è optato di condurre l'analisi mediante l'utilizzo del modello "*single-species, multi-season occupancy*", che presuppone per ogni specie un cambio dell'*occupancy* tra le diverse stagioni, disponibile nel pacchetto "*unmarked - Models for Data from Unmarked Animals*" (Fiske e Chandler, 2017) del software R (R Development Core Team, 2018) grazie alla funzione "*colext*".

Questo tipo di modello permette sia di stimare il tasso di variazione dell'*occupancy* rispetto al valore assoluto dell'*occupancy* per un determinato momento temporale sia di conoscere o interpretare i cambiamenti nell'uso dei differenti habitat nel tempo da parte di una specie o di una popolazione. Nel particolare contesto territoriale del Parco Nazionale d'Alta Murgia le aree boscate possono essere infatti considerate a tutti gli

effetti delle isole non solo per le specie maggiormente legate agli ambienti forestali ma anche per quelle specie che possono utilizzarle come aree rifugio o aree trofiche sia durante le differenti fasi dell'attività giornaliera sia durante le diverse stagioni.

L'arco di tempo che caratterizza lo studio può essere considerato su due scale temporali differenti. Nella prima, a larga scala, lo studio è condotto su stagioni multiple – nel nostro caso: T=4 (Inverno, Primavera, Estate, Autunno) – ed ogni stagione è comune a tutti i siti e lo stato di *occupancy* può cambiare tra una stagione e la successiva, ma non all'interno della stessa stagione.

All'interno di ogni stagione per ogni campionamento di un sito la specie target può essere osservata (1) o non osservata (0) e non è mai falsamente osservata quando è assente. La sequenza di osservazioni e non osservazioni che ne risulta per il sito i , condotte durante la stagione t , è la storia delle osservazioni $h_{t,i}$. La storia completa delle osservazioni del sito i è T_{hi} , ovvero la sequenza cumulata delle osservazioni per singola stagione. Pertanto tenendo in considerazione quanto riportato da MacKenzie et al. (2003) ovvero ridurre la quantità di dati, utilizzando soltanto quelli in cui la contattabilità della specie è ininterrotta, e da MacKenzie e Royle (2005) che suggeriscono di effettuare almeno tre osservazioni per sito si è optato di suddividere ciascun campionamento stagionale (T) in 4 sessioni di osservazione di 15 giorni ciascuna (t). In questo caso l'estinzione e la colonizzazione sono da intendersi come differenti utilizzi del territorio durante le singole stagioni nel corso dell'anno di studio indagato.

Anche questo modello, come quello *single-season*, è in grado di analizzare i dati anche quando si verificano mancate osservazioni; sia nel caso in cui ciò accada per alcuni siti durante una stagione, sia nel caso in cui tutti i siti non vengano osservati per un'intera stagione. In quest'ultima condizione vengono comunque stimate le probabilità di estinzione e colonizzazione locale, ma bisogna tenere conto del fatto che il modello assume che tali probabilità siano le stesse per tutti i siti che non sono stati osservati durante la stagione.

L'assunto implicito fatto dal modello è che tutti i parametri siano costanti tra i siti, ma non sempre ciò è verificato, a causa dell'eterogeneità. E' possibile includere informazioni sull'eterogeneità attraverso l'utilizzo di variabili, le covariate, che hanno un effetto sul valore di uno o più parametri.

In questo studio sono state utilizzate variabili descrittive del tipo di ambiente, relative alla tipologia forestale dominante, alla copertura boschiva (calcolata come percentuale all'interno di un raggio di 500 metri dalla fototrappola) e alla diversità ambientale, mediante l'utilizzo dell'Indice di Shannon che è stato calcolato tenendo in considerazione le superfici occupate dalle unità ecosistemiche all'interno di un raggio di 500 dalla fototrappola e ricondotto a tre variabili categoriche (1 = alta, 2 = media, 3 = bassa eterogeneità ambientale) (Tab. X). Tali valori sono quindi rimasti costanti durante tutta l'intero studio.

Per il calcolo delle superfici occupate dalle diverse tipologie ambientali è stato utilizzato il software QGIS 3.4 (GIS Development Team, 2018) e come base cartografica la carta delle unità ecosistemiche del Parco Nazionale dell'Alta Murgia (1:50.000 – Anno 2010).

Tabella 5 - Covariate ambientali per ciascun sito (Eterogeneità ambientale: 1= Bassa, 2=Media, 3=Alta).

Sito	Tipologia dominante	forestale % Bosco	Eterogeneità ambientale
1129/1140*	Conifere	92	1
1131	Conifere	94	1
1132	Conifere	63	3
1133	Latifoglie	59	3
1134	Conifere	26	3
1135	Conifere	36	3
1136	Latifoglie	85	2
1137	Latifoglie	66	2
1138	Latifoglie	71	2
1139	Latifoglie	87	1

* La fototrappola 1129 è stata sostituita dalla fototrappola 1140 a causa di un malfunzionamento

L'*occupancy*, la probabilità di colonizzazione e di estinzione locale possono essere funzione di variabili che hanno un valore costante per tutta la durata della stagione (covariate stagione-specifiche) e sono quelle che caratterizzano i siti, oppure da variabili che subiscono dei cambiamenti tra le stagioni. La probabilità di osservazione può essere funzione di covariate stagione-specifiche, ma anche di variabili che cambiano ad ogni campionamento. Per determinare la fitness delle ipotesi si devono comparare modelli con differenti valori delle covariate e selezionare il migliore.

Per la scelta del modello è stato utilizzato il criterio d'informazione Akaike's Information Criterion, indicato come AIC. Si tratta di un metodo per la valutazione e il confronto tra modelli statistici sviluppato dal matematico giapponese Hirotugu Akaike nel 1971 e presentato alla comunità matematica nel 1974. Fornisce una misura della qualità della stima di un modello statistico tenendo conto sia della capacità di adattamento che della complessità del modello. È basato sul concetto sull'entropia dell'informazione ed offre una misura relativa di informazioni perse quando un dato modello è usato per descrivere la realtà.

$$AIC = 2k - 2\ln(L)$$

dove:

k = Numero di parametri nel modello statistico.

L = Valore massimizzato della funzione più simile rispetto al modello stimato.

La regola è quella di preferire i modelli con l'AIC più basso. E' infatti basato sulla verosimiglianza ed un altro concetto chiave è il principio di parsimonia, infatti sono favoriti i modelli con il minor numero di parametri necessari.

Per la selezione dei modelli è stato utilizzato quanto proposto da Burnham e Anderson (2002) secondo cui modelli con un $\Delta AIC < 2$ sono sostanzialmente supportati, mentre valori tra 3 e 7 indicano modelli con minor evidenza e modelli con $\Delta AIC > 10$ sono invece rigettati. Bisogna però sottolineare che l'AIC stima

la qualità di ogni modello in relazione agli altri ma non testa però l'ipotesi nulla, per questo motivo non fornisce informazioni sulla qualità del modello in senso assoluto.

Per valutare quanto il modello descriva correttamente i dati osservati (*goodness of fit*, GOF) è stato pertanto utilizzata la funzione “*mb.gof.test*” del pacchetto “AICcmodavg” che esegue il *good-of-fit test* basatosul Pearson's chi-square test con 1000 interazioni come proposto da MacKenzie and Bailey (2004) per i modelli “single season occupancy” ed esteso ai modelli dinamici di *occupancy* (multiple season). Tipicamente esprime la discrepanza tra valori osservati e valori attesi secondo il modello in questione. L'uso del *goodness of fit test* è importante anche nella selezione dei modelli per stimare la sovradisersione, ovvero la presenza, nei dati, di una maggiore variabilità rispetto a quello che ci si aspetterebbe dai modelli statistici, considerando che valori di $\hat{c} > 1$ indicano overdispersione, ma valori più alti (es. > 4) probabilmente indicano mancanza di fit. La stima dei siti occupati per ogni singola stagione è stata effettuata mediante le stime Empirical Bayes della funzione “*ranef*”.

Per il gatto, per cui è possibile il riconoscimento individuale, è stata stimata l'abbondanza nei siti di monitoraggio grazie alla funzione “*pCountOpen*” che utilizza il modello di Dail e Madsen (2011), una forma generalizzata del modello N-mixture (Royle, 2004) per popolazioni aperte. Anche per questa simulazione è stata utilizzata la stessa matrice dell'*occupancy model*, suddivisa in quattro stagioni che sono state a loro volta divise in quattro sessioni di monitoraggio, ma con dati abbondanza (n° di individui diversi osservati per ciascuna sessione di monitoraggio della durata di 15 giorni). Per il principio di precauzione due fotogrammi sono stati attribuiti a due individui diversi solo quando erano ben evidenti i caratteri fenotipici peculiari in entrambe le immagini.

4.3.1 Risultati

Per quanto riguarda l'elenco delle specie contattate si rimanda al Par. 4.2. Tra le specie *target* dello studio sono state raccolte osservazioni utilizzabili per i modelli di *occupancy* relative a volpe, tasso, faina e gatto, mentre non sono state raccolte osservazioni di lontra, puzzola e donnola. In assenza di analisi genetiche, in grado di discriminare con certezza tra selvatici/ibridi/domestici, in via precauzionale si è deciso di includere nell'analisi tutti i fotogrammi in cui sono stati ripresi individui di gatto.

In totale sono stati analizzati i fotogrammi relativi a 4 stagioni per tutte le fototrappole, fatta eccezione per la fototrappola 1132 che è stata spostata dopo la stagione invernale. Per quest'ultima nell'analisi sono state considerate solo le stagioni: Primavera, Estate ed Autunno. A causa del furto delle fototrappole per il sito 1139 non sono disponibili le informazioni su presenza/assenza di gatto, faina e tasso nell'ultima sessione autunnale e per il sito 1137 non sono disponibili le informazioni su presenza/assenza di volpe, gatto e tasso per le ultime tre sessioni autunnali e di faina per le ultime due sessioni autunnali.



Volpe (*Vulpes vulpes*)

Per quanto riguarda la volpe si riportano i seguenti risultati:

Numero massimo di osservazioni per sito	16
Numero medio di osservazioni per sito	15,3
Numero di periodi primari	4
Numero di periodi secondari	4
Siti con almeno un osservazione di presenza	10
Naïve occupancy	1
Osservazioni di presunta assenza (0)	49
Osservazioni di presenza (1)	104
Osservazioni non disponibili (NA)	7

Le sessioni con osservazioni di presenza della specie sono state maggiori rispetto alle sessioni senza alcun contatto, rappresentando il 68% delle osservazioni complessive di presenza/assenza della specie.

Tra i modelli analizzati quello con la maggiore fitness - con valore AIC più basso - è risultato essere quello che presuppone che l'*occupancy* (ψ) e la *detection probability* (p) siano costanti ovvero non varino tra le stagioni e non siano funzione di alcuna covariata.

Modello	nPars	AIC	deltaAIC	AICwt	cumltvWt
psi(.)gam(.)eps(.)p(.)	4	178,68	0,00	0,2796	0,28
psi(.)gam(.)eps(.)p(Y)	7	179,80	1,12	0,1596	0,44
psi(H)gam(.)eps(.)p(.)	5	180,67	2,00	0,1030	0,54
psi(BoscoTip)gam(.)eps(.)p(.)	5	180,68	2,00	0,1029	0,65
psi(Bosco)gam(.)eps(.)p(.)	5	180,68	2,00	0,1028	0,75
psi(H)gam(.)eps(.)p(Y)	8	181,79	3,12	0,0588	0,81
psi(BoscoTip)gam(.)eps(.)p(Y)	8	181,80	3,12	0,0587	0,87
psi(Bosco)gam(.)eps(.)p(Y)	8	181,89	3,22	0,0560	0,92
psi(.)gam(Y)eps(Y)p(.)	6	182,68	4,00	0,0378	0,96
psi(.)gam(Y)eps(Y)p(Y)	11	185,90	7,23	0,0075	1,00

Altrettanto supportato secondo il criterio proposto da Burnham e Anderson (2002) ovvero $\text{deltaAIC} < 2$, è il modello in cui la *detection probability* varia in funzione della stagione, che insieme al precedente spiegano il 44% della variabilità totale.



Analizzando il *goodness-of-fit* (GOF) si evidenzia una minima sovradisersione (Total chi-square= 71,3048; P-value = 0,067; c-hat = 1,36). Essendo il valore di c-hat prossimo all'unità le analisi possono essere condotte senza alcuna correzione (Fig 3).

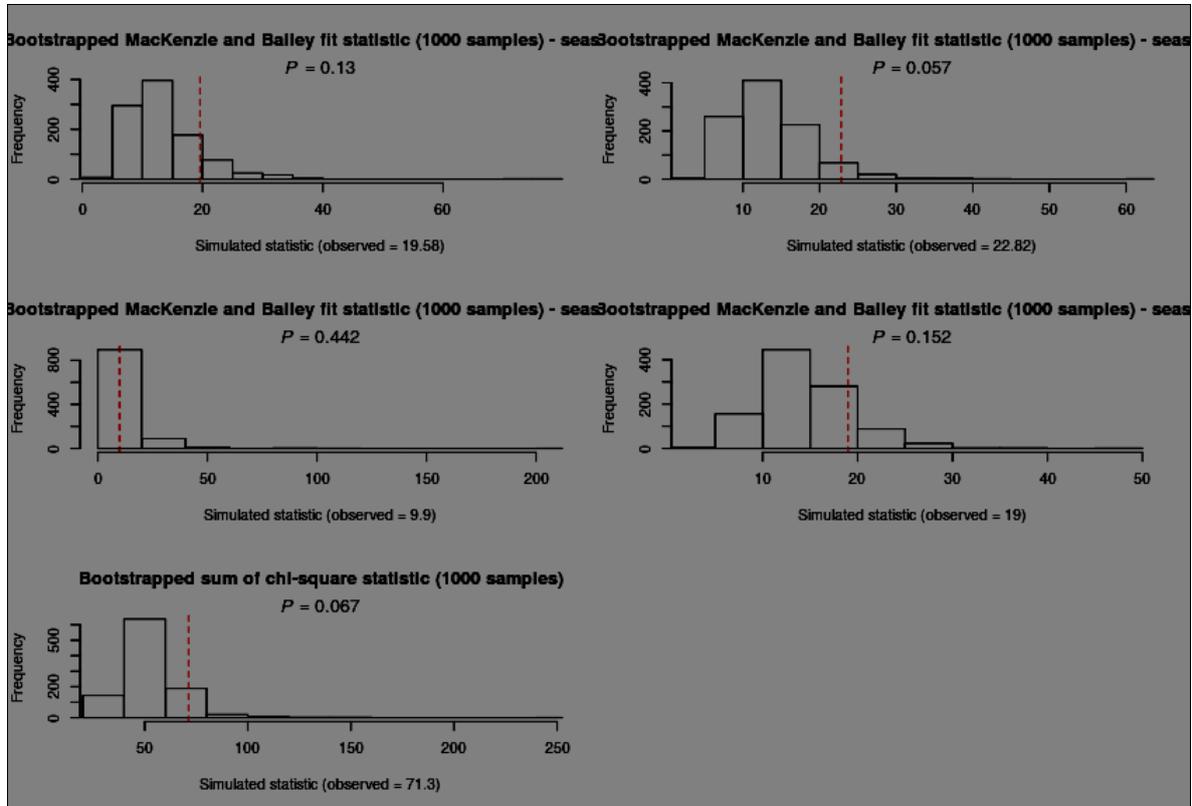


Figura 3 - *Goodness-of-fit* (GOF) per inverno, primavera, estate, autunno e complessivo

Sia il modello con *detection probability* costante sia quello con *detection probability* variabile in funzione della stagione mettono in luce un valore massimo di *occupancy* e valori comunque elevati di *detection probability*, che variano per il secondo modello da un massimo in estate (0,86) ad un minimo in autunno (0,64) e con valori intermedi in primavera e inverno (0,72), mentre la stima del numero di siti occupati in ciascuna stagione ha valori pressoché simili con il 100% di siti occupati in inverno.

Modello	Occupancy (psi)			Detection probability (p)		
	Estimate Original scale	Estimate Logit scale	Std. error	Estimate Original scale	Estimate Logit scale	Std. error
psi(.)gam(.)eps(.)p(.)	1	8,79	2,53	0,739	1,04	0,192
psi(.)gam(.)eps(.)p(Y) inverno	1	8,79	2,54	0,722	0,955	0,372
psi(.)gam(.)eps(.)p(Y) primavera	1	8,79	2,54	0,722	0,953	0,373
psi(.)gam(.)eps(.)p(Y) estate	1	8,79	2,54	0,861	1,825	0,482
psi(.)gam(.)eps(.)p(Y) autunno	1	8,79	2,54	0,638	0,568	0,364

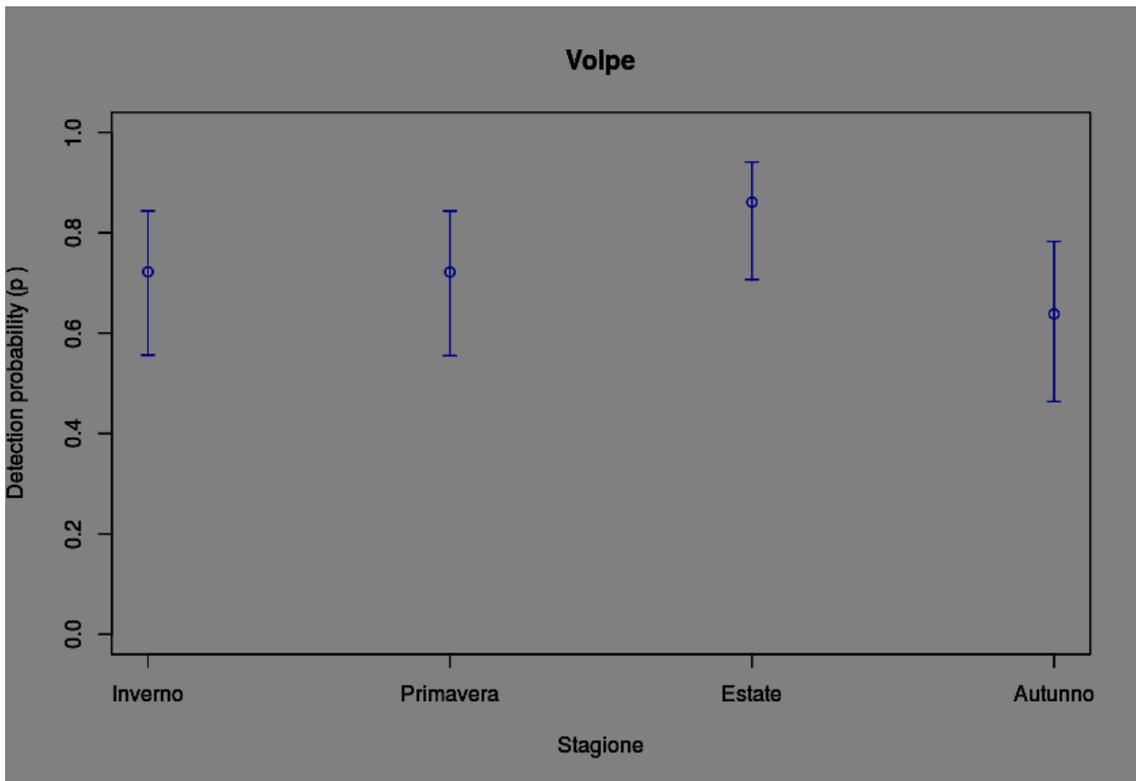


Figura 4 - Variazioni della *Detection probability* (p) in funzione della stagione considerata - da modello $\text{psi}(\cdot)\text{gam}(\cdot)\text{eps}(\cdot)\text{p}(\text{Y})$

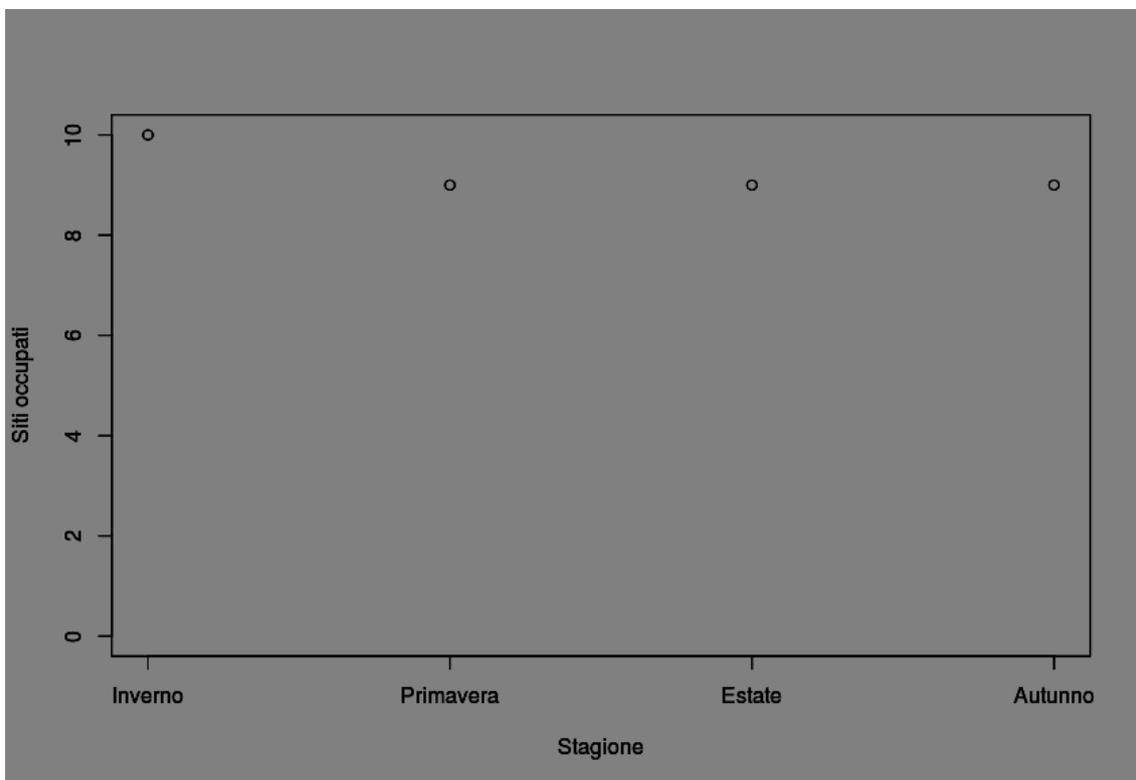


Figura 5 - Stima del numero di siti occupati per stagione con la funzione "ranef" - *Empirical Bayes estimates of the number of sites occupied*

Gatto (*Felis silvestris silvestris/catus*)

Per quanto riguarda il gatto si riportano i seguenti risultati:

Numero massimo di osservazioni per sito	16
Numero medio di osservazioni per sito	15,2
Numero di periodi primari	4
Numero di periodi secondari	4
Siti con almeno un osservazione di presenza	6
Naïve occupancy	0,6
Osservazioni di presunta assenza (0)	134
Osservazioni di presenza (1)	18
Osservazioni non disponibili (NA)	8

Le sessioni con osservazione della specie sono state decisamente minori rispetto alle sessioni senza alcun contatto, rappresentando il 12% delle osservazioni complessive di presenza/assenza della specie.

Tra i modelli analizzati quello con la maggiore fitness - con valore AIC più basso - è risultato essere quello che presuppone che l'*occupancy* (*psi*) iniziale sia influenzata dalla tipologia di bosco e la *detection probability* (*p*) sia costante ovvero non vari tra le stagioni, sebbene in modello più parsimonioso in cui *psi* e *p* sono costanti sia altrettanto supportato secondo il criterio proposto da Burnham e Anderson (2002) ovvero $\Delta AIC < 2$.

Modello	nPars	AIC	deltaAIC	AICwt	cumltvWt
psi(BoscoTip)gam(.)eps(.)p(.)	5	104,93	0,00	0,402	0,40
psi(.)gam(.)eps(.)p(.)	4	106,79	1,87	0,158	0,56
psi(BoscoTip)gam(.)eps(.)p(Y)	8	106,89	1,96	0,151	0,71
psi(Bosco)gam(.)eps(.)p(.)	5	108,36	3,44	0,072	0,78
psi(.)gam(.)eps(.)p(Y)	7	108,57	3,65	0,065	0,85
psi(H)gam(.)eps(.)p(.)	5	108,78	3,86	0,058	0,91
psi(.)gam(Y)eps(Y)p(.)	8	110,11	5,18	0,030	0,94
psi(Bosco)gam(.)eps(.)p(Y)	8	110,19	5,26	0,029	0,97
psi(H)gam(.)eps(.)p(Y)	8	110,56	5,63	0,024	0,99
psi(.)gam(Y)eps(Y)p(Y)	11	112,26	7,34	0,010	1,00

Altrettanto supportato, sebbene aumenti il numero parametri, è il modello con *occupancy (psi)* iniziale influenzata dalla tipologia di bosco e la *detection probability (p)* influenzata dalla stagione (Fig. 6), che insieme spiegano il 71% della variabilità totale.

Analizzando il *goodness-of-fit (GOF)* si evidenzia una minima sovradisersione (Total chi-square= 75,034; P-value = 0,188; c-hat = 1,21). Essendo il valore di c-hat prossimo all'unità le analisi possono essere condotte senza alcuna correzione.

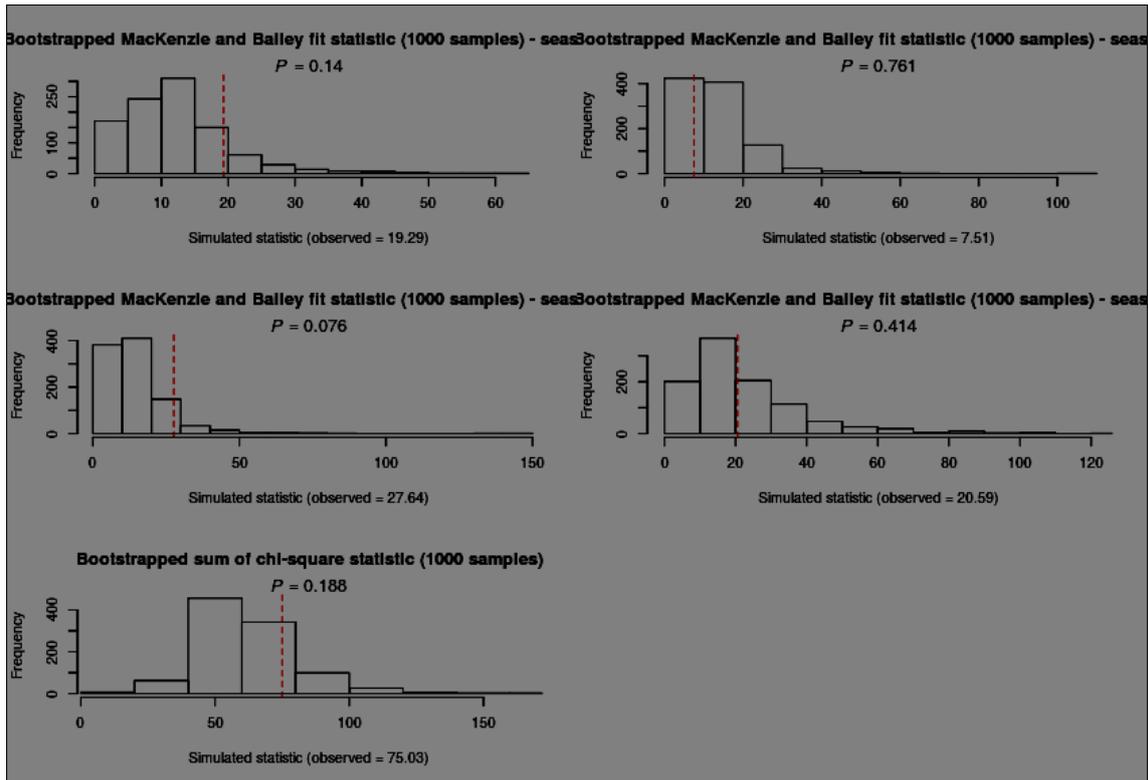


Figura 6 - *Goodness-of-fit (GOF)* per inverno, primavera, estate, autunno e complessivo

Il modello con *psi* e *p* costanti mettono in evidenza una *occupancy* di 0,27 e una *detection probability* di 0,33.

Modello	Occupancy (psi)			Detection probability (p)		
	Estimate Original scale	Estimate Logit scale	Std. error	Estimate Original scale	Estimate Logit scale	Std. error
psi(.)gam(.)eps(.)p(.)	0,272	-0,905	0,886	0,328	-0,718	0,412

Il modello con *psi* dipendente dalla tipologia di bosco e *p* dalla stagione mostra valori massimi di *detection probability* in estate (0,46) e inverno (0,44) e minimi in primavera (0,20) e autunno (0,16), sebbene la figura X mostri una ampia variabilità dei dati, mentre la stima del numero di siti occupati in ciascuna stagione mostra valori pressoché simili con un 100% di siti occupati in inverno.

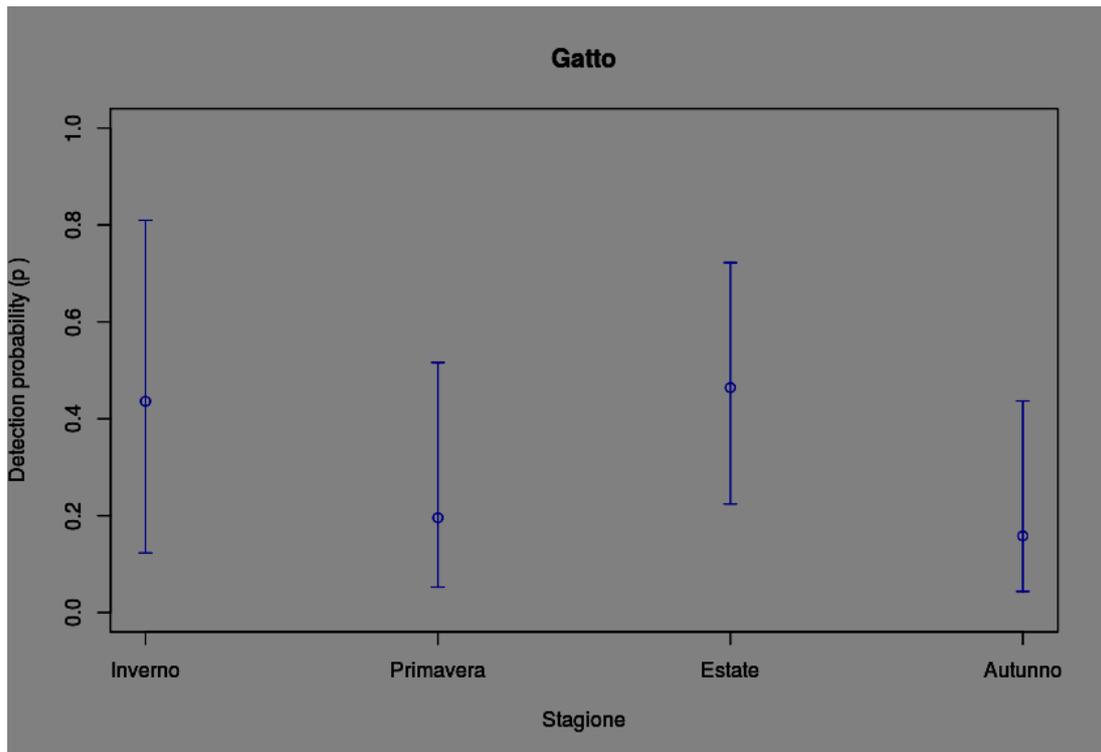


Figura 7 - Variazioni della *Detection probability* (p) in funzione della stagione considerata - da modello $\text{psi}(\text{BoscoTip})\text{gam}(\cdot)\text{eps}(\cdot)\text{p}(Y)$

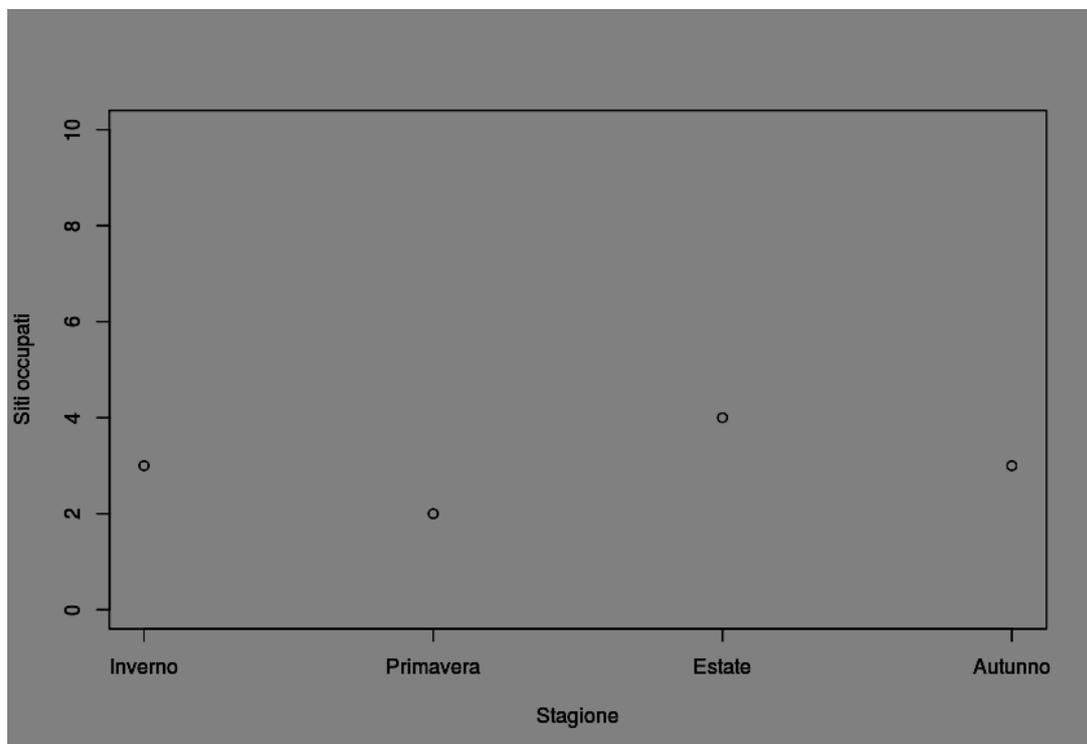


Figura 8 -Stima del numero di siti occupati per stagione con la funzione “*raneF*” - *Empirical Bayes estimates of the number of sites occupied*

Il *model averaging* tra i modelli maggiormente supportati permette di evidenziare la differenza del valore di *occupancy* dovuto alle due tipologie forestali analizzate, risultando maggiore per le conifere rispetto alle latifoglie (Fig. X).

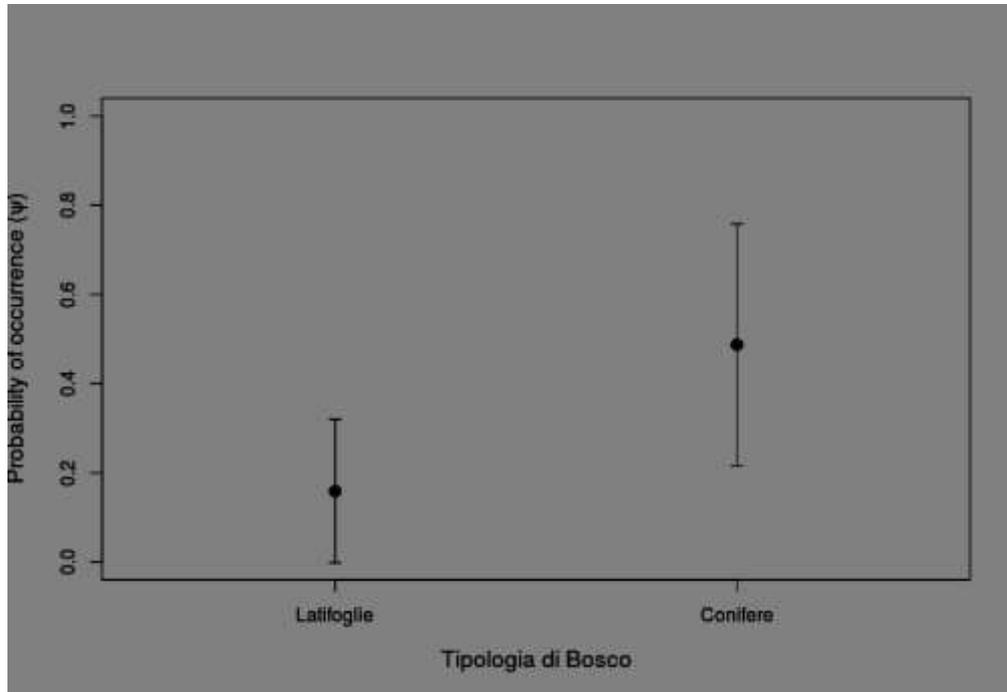


Figura 9 - Stima di ψ per le diverse tipologie di bosco considerate nello studio

Il modello evidenzia con un'alta incertezza come l'*occupancy* stimata possa variare a seconda del sito di fototrappolaggio considerato, con un'elevata influenza della tipologia boschiva considerata.

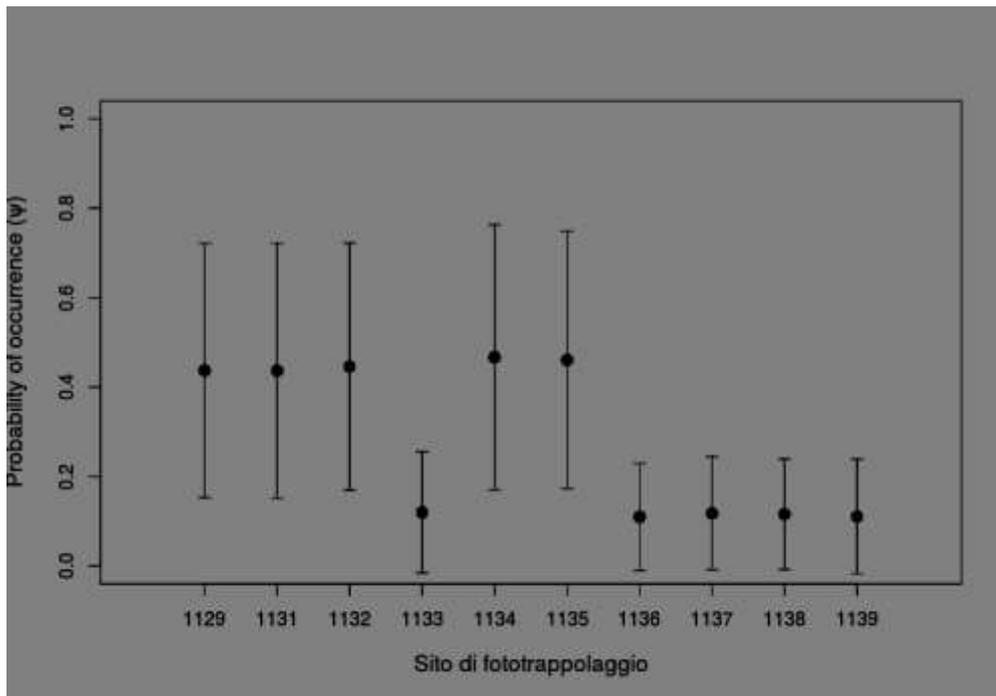


Figura 10 - Stima di *psi* per ciascun sito di monitoraggio

Per la stima dell'abbondanza è stato utilizzato il modello più parsimonioso tra quelli supportati, (psi(.).gam(.).eps(.).p(.). Al fine di migliorare l'attendibilità della stima con la tipologia di funzione utilizzata sono stati rimossi dall'analisi il sito 1132 e il sito 1137, che presentano dei dati mancanti.

	Inverno				Primavera				Estate				Autunno			
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
n° gatti conteggiati	1	1	1	1	0	2	1	0	1	6	3	1	0	0	1	1
n° gatti stimati	3,53				4,15				9,38				4,13			

Il numero di gatti stimato si assesta attorno ai 4 individui fatta eccezione per l'estate in cui sono stati stimati 9 individui, in virtù della presenza di giovani individui nati nell'anno.

La figura X mostra le probabilità di abbondanza stimate per stagione nei singoli siti di monitoraggio.

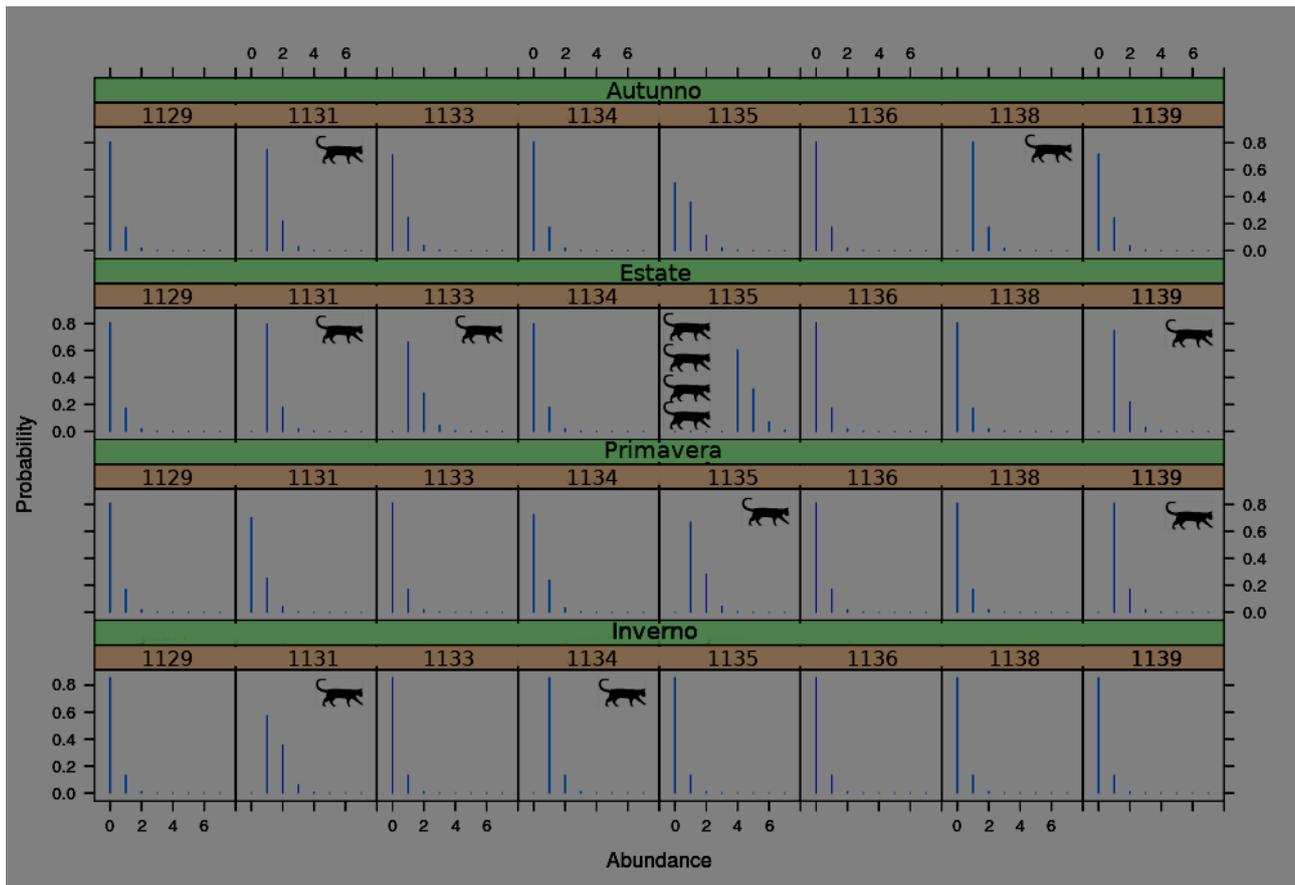


Figura 11 - Probabilità  di abbondanza per ciascun sito suddiviso per stagione
= classe di abbondanza con probabilità più elevata

Tasso (*Meles meles*)

Per quanto riguarda il tasso si riportano i modelli che prevedono la suddivisione delle quattro stagioni di campionamento in quattro sessioni non hanno sufficiente supporto statistico e presentano sovradisersione dei dati ($\hat{c} > 3$) e pertanto non possono essere utilizzati per fare delle inferenze. Pertanto, in considerazione quanto riportato da MacKenzie et al. (2003) ovvero di ridurre la quantità di dati per migliorare la fitness del modello, sono stati sviluppati dei modelli con quattro stagioni composte da due sessioni di campionamento di 30 giorni ciascuna, mantenendo inalterato il numero dei siti.

I risultati ottenuti sono i seguenti:

Numero massimo di osservazioni per sito	8
Numero medio di osservazioni per sito	7,6
Numero di periodi primari	4
Numero di periodi secondari	2
Siti con almeno un osservazione di presenza	4
Naïve occupancy	0,5
Osservazioni di presunta assenza (0)	65
Osservazioni di presenza (1)	11
Osservazioni non disponibili (NA)	4

Le sessioni con contatti della specie sono state decisamente minori rispetto alle sessioni senza contatto, rappresentando il 14,5% delle osservazioni complessive di presenza/assenza della specie.

Tra i modelli analizzati quello con la maggiore fitness - con valore AIC più basso - è risultato essere quello che presuppone che l'*occupancy* (ψ_i) iniziale sia influenzata dalla diversità ambientale e la *detection probability* (p) sia costante tra le stagioni, sebbene il modello più parsimonioso sia quello in cui l'*occupancy* (ψ_i) è costante e la *detection probability* (p) è costante tra le stagioni sia altrettanto supportato secondo il criterio proposto da Burnham e Anderson (2002) ovvero $\Delta AIC < 2$.

Modello	nPars	AIC	deltaAIC	AICwt	cumltvWt
psi(H)gam(.)eps(.)p(.)	5	56,42	0,00	0,271	0,27
psi(.)gam(.)eps(.)p(.)	4	56,89	0,47	0,215	0,49
psi(BoscoTip)gam(.)eps(.)p(.)	5	57,60	1,18	0,150	0,64
psi(Bosco)gam(.)eps(.)p(.)	5	57,84	1,43	0,133	0,77
psi(.)gam(Y)eps(Y)p(.)	8	58,50	2,09	0,096	0,86
psi(.)gam(.)eps(.)p(Y)	7	60,35	3,94	0,038	0,90
psi(H)gam(.)eps(.)p(Y)	8	60,53	4,11	0,035	0,94

Modello	nPars	AIC	deltaAIC	AICwt	cumltvWt
psi(.)gam(Y)eps(Y)p(Y)	11	60,63	4,21	0,033	0,97
psi(BoscoTip)gam(.)eps(.)p(Y)	8	62,17	5,75	0,015	0,99
psi(Bosco)gam(.)eps(.)p(Y)	8	62,34	5,92	0,014	1,00

Analizzando il *goodness-of-fit* (GOF) si evidenzia una minima sovradisersione (Total chi-square= 12,4889; P-value = 0,11; c-hat = 1,58). Essendo il valore di c-hat prossimo all'unità le analisi possono essere condotte senza alcuna correzione.

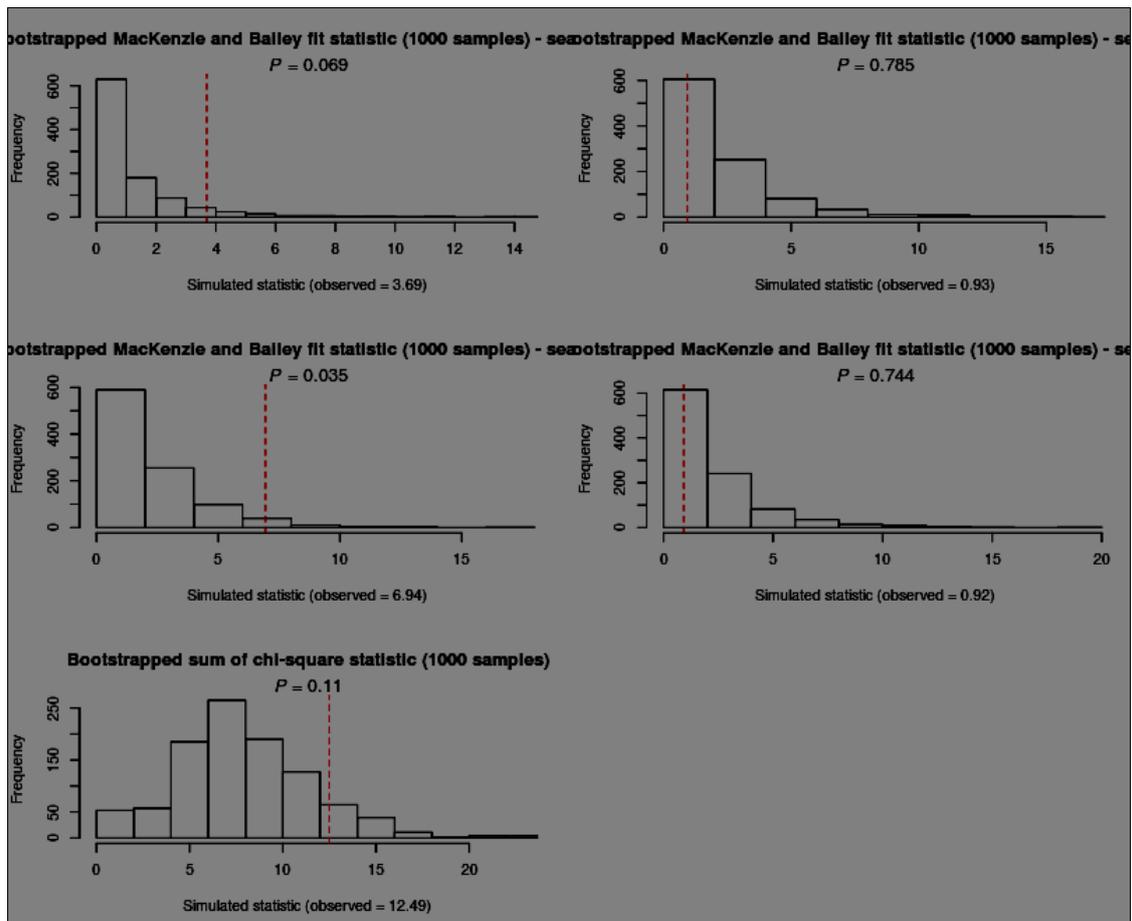


Figura 12 - *Goodness-of-fit* (GOF) per inverno, primavera, estate, autunno e complessivo

Il modello con *psi* e *p* costanti mettono in evidenza una *occupancy* di 0,12 e una *detection probability* di 0,72, mentre la stima del numero di siti occupati in ciascuna stagione mostra un massimo in estate.

Modello	Occupancy (<i>psi</i>)			Detection probability (<i>p</i>)		
	Estimate Original scale	Estimate Logit scale	Std. error	Estimate Original scale	Estimate Logit scale	Std. error
psi(.)gam(.)eps(.)p(.)	0,117	-2,02	1,07	0,722	0,953	0,781

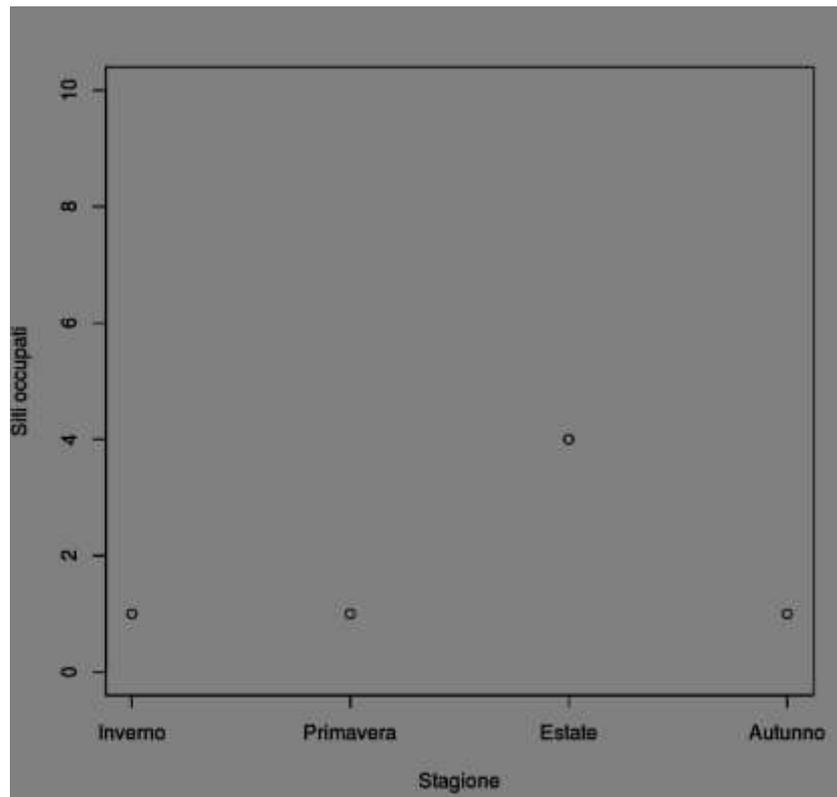


Figura 13 - Stima del numero di siti occupati per stagione con la funzione “ranef” - *Empirical Bayes estimates of the number of sites occupied*

Il *model averaging* tra i modelli maggiormente supportati mette in evidenza una probabilità di occorrenza lievemente maggiore per le aree con maggiore copertura di boschi di latifoglie (Fig. X).

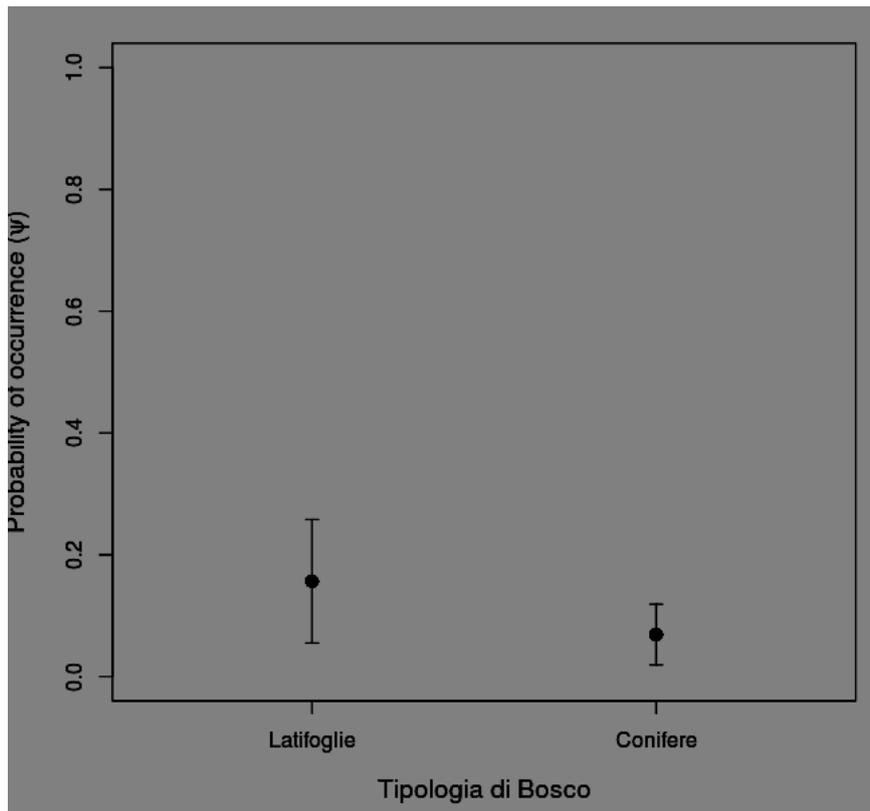


Figura 14 - Stima di ψ per le diverse tipologie di bosco considerate nello studio

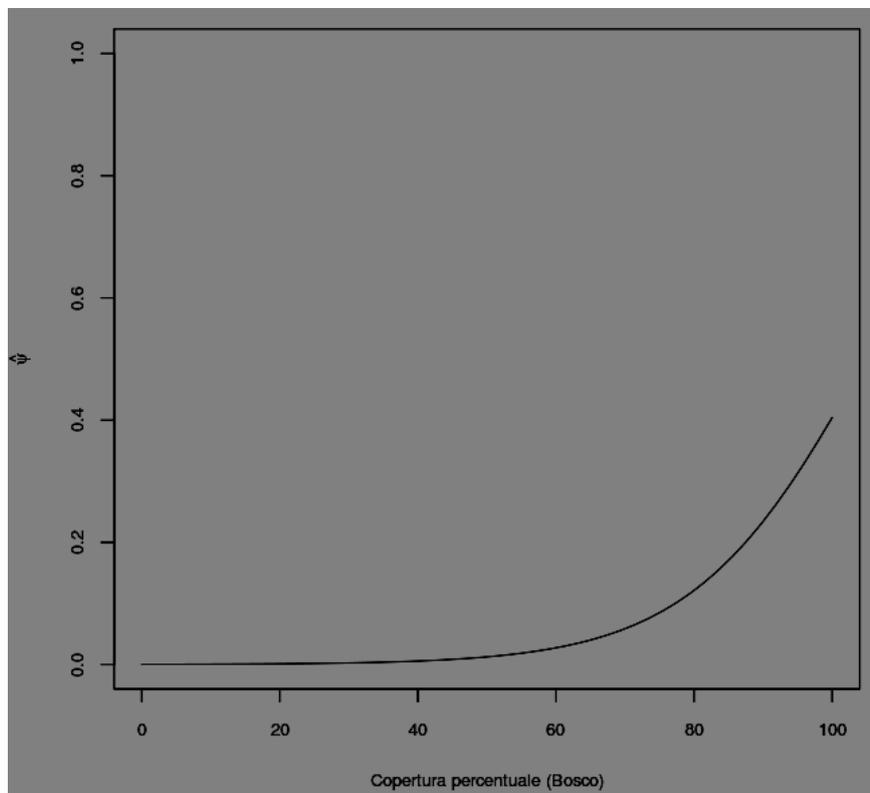


Figura 15 - Stima di ψ al variare della superficie boschiva nel raggio di 500 metri dalla fototrappola



Faina (Martes foina)

Per quanto riguarda la faina si riportano i seguenti risultati:

Numero massimo di osservazioni per sito	16
Numero medio di osservazioni per sito	15,3
Numero di periodi primari	4
Numero di periodi secondari	4
Siti con almeno un osservazione di presenza	8
Naïve occupancy	0,8
Osservazioni di presunta assenza (0)	133
Osservazioni di presenza (1)	20
Osservazioni non disponibili (NA)	7

Le sessioni con contatti della specie sono state decisamente minori rispetto alle sessioni senza contatto, rappresentando il 13% delle osservazioni complessive di presenza/assenza della specie.

Tra i modelli analizzati quello con la maggiore fitness - con valore AIC più basso - è risultato essere quello che presuppone che l'*occupancy* (*psi*) sia costante mentre la *detection probability* (*p*) sia variabile tra le stagioni, sebbene il modello più parsimonioso ovvero quello in cui l'*occupancy* (*psi*) e la *detection probability* (*p*) sono costanti sia altrettanto supportato secondo il criterio proposto da Burnham e Anderson (2002) ovvero $\Delta AIC < 2$. Ugualmente supportati sono i modelli in cui l'*occupancy* sia condizionata dall'estensione della superficie boscata e la *detection probability* sia costante o variabile tra le stagioni. Questi modelli spiegano insieme il 62% della variabilità totale.

Modello	nPars	AIC	deltaAIC	AICwt	cumltvWt
psi(.)gam(.)eps(.)p(Y)	7	114,39	0,00	0,201	0,20
psi(.)gam(.)eps(.)p(.)	4	114,68	0,29	0,174	0,37
psi(Bosco)gam(.)eps(.)p(Y)	8	115,06	0,67	0,143	0,52
psi(Bosco)gam(.)eps(.)p(.)	5	115,72	1,33	0,103	0,62
psi(BoscoTip)gam(.)eps(.)p(Y)	8	116,39	2,00	0,074	0,70
psi(H)gam(.)eps(.)p(Y)	8	116,39	2,00	0,074	0,77
psi(BoscoTip)gam(.)eps(.)p(.)	5	116,45	2,06	0,072	0,84
psi(H)gam(.)eps(.)p(.)	5	116,68	2,29	0,064	0,90
psi(.)gam(Y)eps(Y)p(.)	8	116,87	2,48	0,058	0,96
psi(.)gam(Y)eps(Y)p(Y)	11	117,76	3,37	0,037	1,00

Analizzando il *goodness-of-fit* (GOF) si evidenzia una minima sovradisersione (Total chi-square= 77,2949; P-value = 0,064; c-hat = 1,49). Essendo il valore di c-hat prossimo all'unità le analisi possono essere condotte senza alcuna correzione.

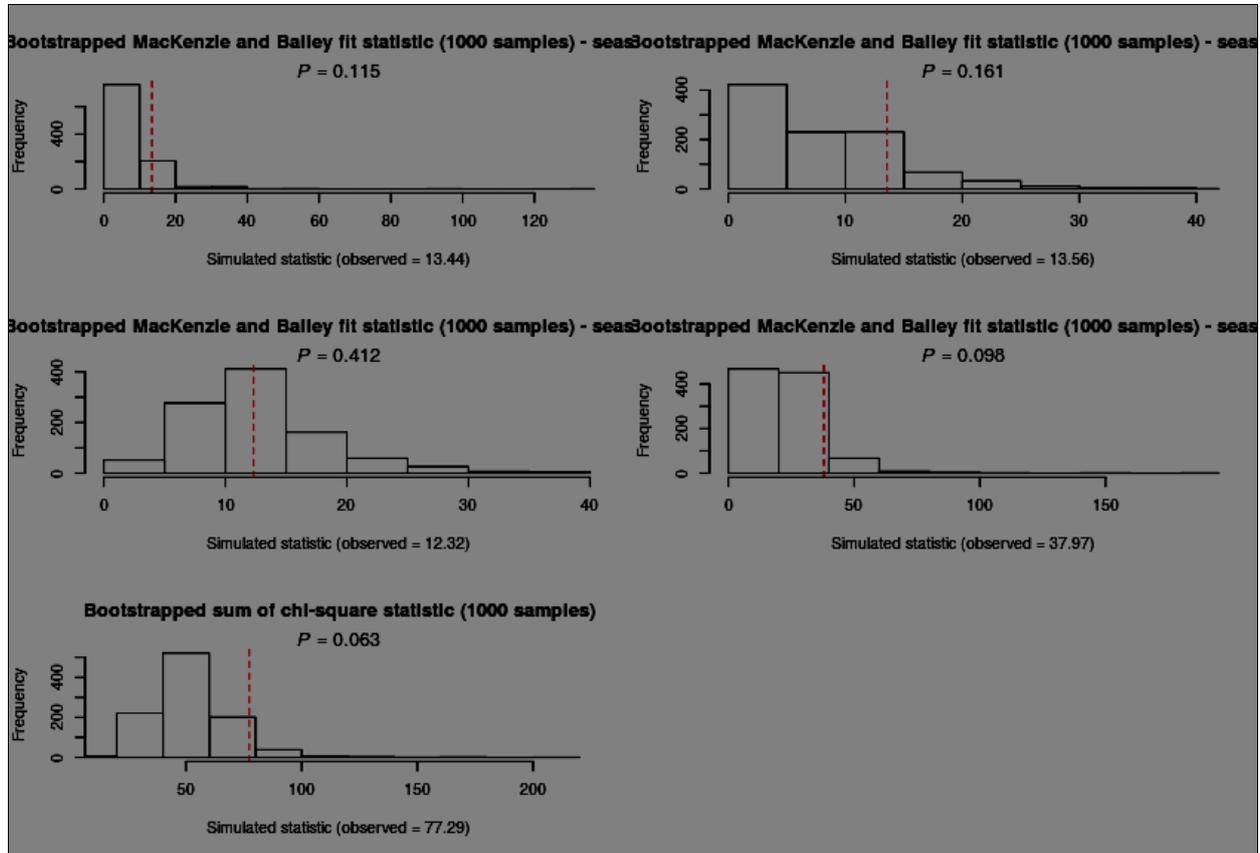


Figura 16 - *Goodness-of-fit* (GOF) per inverno, primavera, estate, autunno e complessivo

Il modello con ψ e p costanti mettono in evidenza una *occupancy* di 0,39 e una *detection probability* di 0,37.

Modello	Occupancy (ψ)			Detection probability (p)		
	Estimate original scale	Std. error	Estimate Logit scale	Estimate original scale	Std. Error	Estimate Logit scale
psi(.)gam(.)eps(.)p(.)	0.387	0.188	-0.459	0.371	0.090	-0.527

Il modello con ψ costante e p dalla stagione mostra un forte fenomeno legato alla stagionalità con valori massimi di *detection probability* in estate (0,46) e autunno (0,44) e minimi in primavera (0,20) e inverno (0,16), sebbene la figura X mostri una ampia variabilità dei dati, mentre la stima del numero di siti occupati in ciascuna stagione mostra un massimo in inverno e un minimo in primavera.

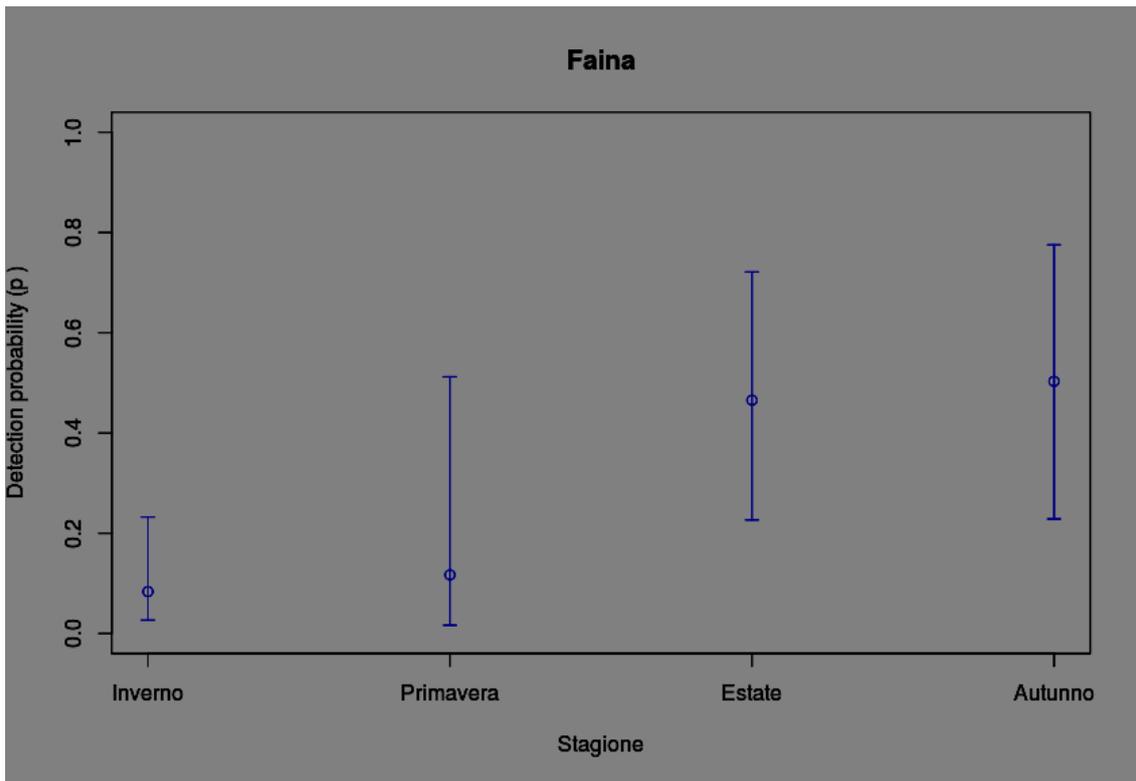


Figura 17 - Variazioni della *Detection probability* (p) in funzione della stagione considerata - da modello $\text{psi}(\cdot)\text{gam}(\cdot)\text{eps}(\cdot)\text{p}(Y)$

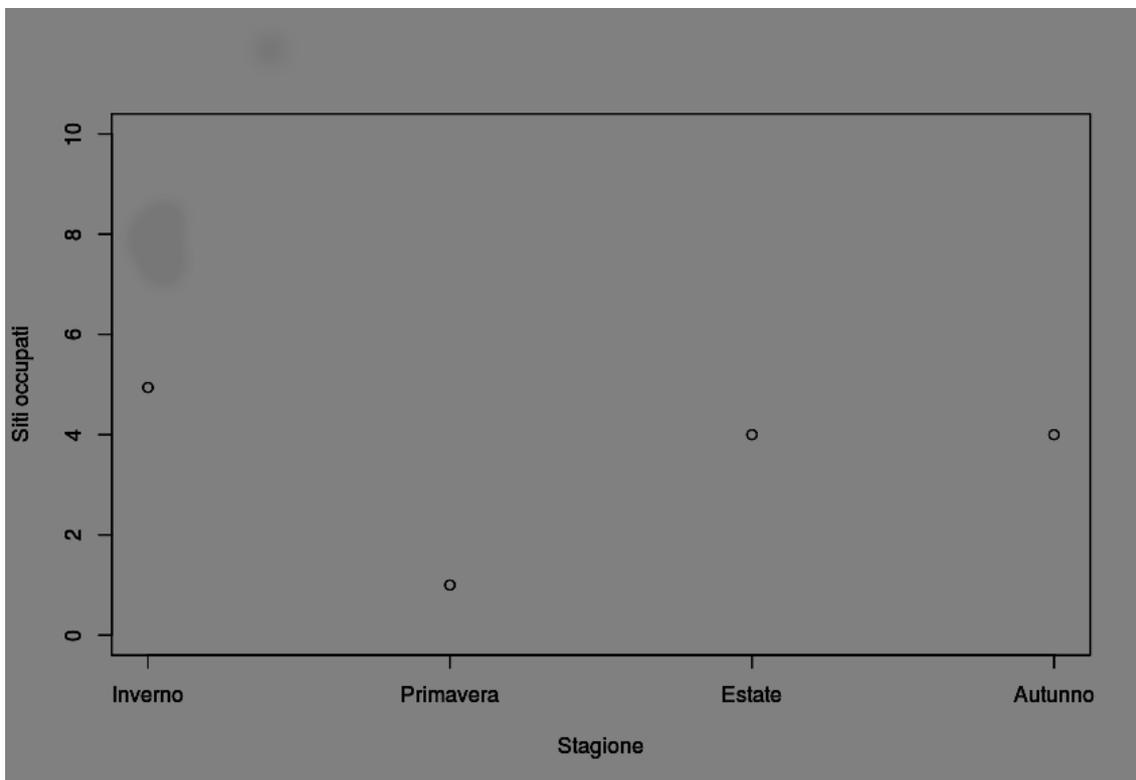


Figura 18 - Stima del numero di siti occupati per stagione con la funzione "ranef" - *Empirical Bayes estimates of the number of sites occupied*



Lo stesso modello evidenzia con alta variabilità come l'*occupancy* stimata possa variare a seconda del sito di fototrappolaggio considerato, con un'elevata influenza dell'estensione della superficie boscata nell'area considerata.

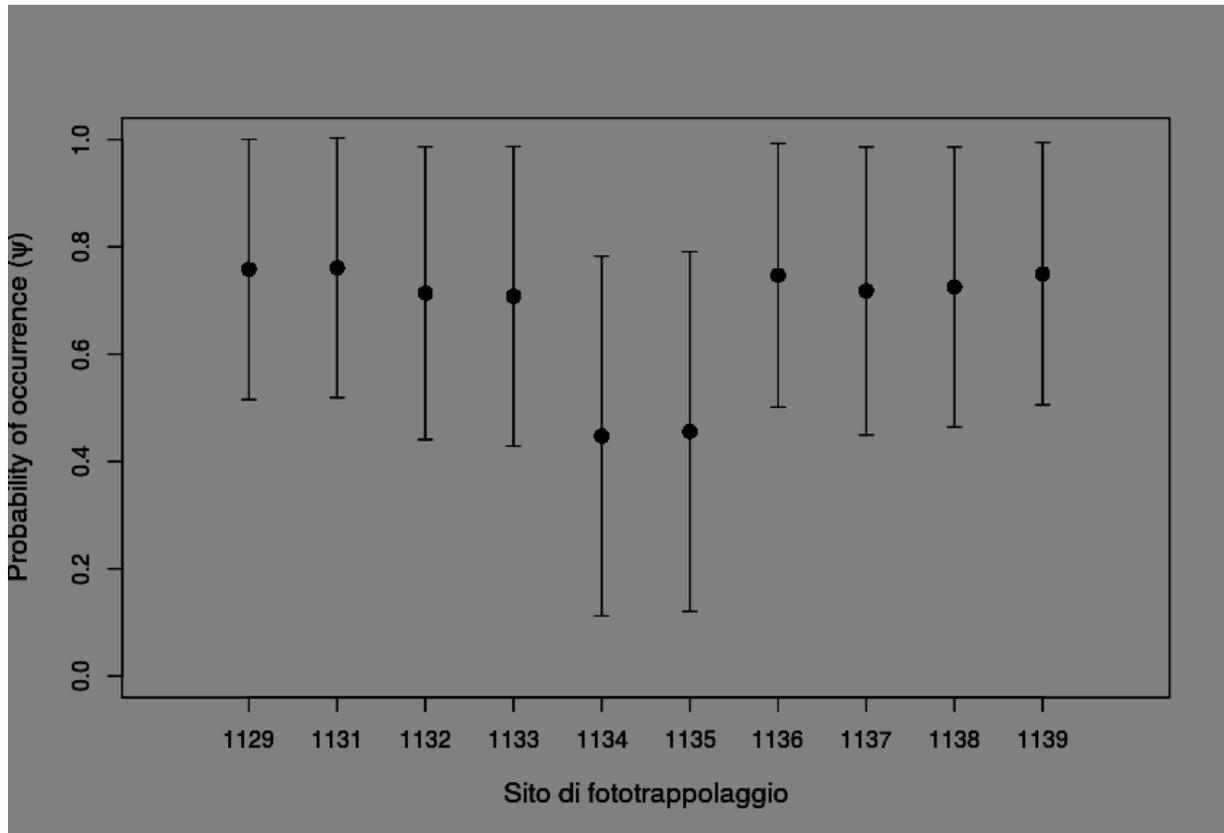


Figura 19 - Stima di ψ per ciascun sito di monitoraggio

4.3.2 Discussione

Lo studio ha interessato tutte le principali aree forestali del Parco Nazionale dell'Alta Murgia. Questo approccio, che ha volutamente evitato di concentrare lo sforzo di campionamento su un'unica area del Parco, è stato utilizzato al fine di cercare di minimizzare gli errori di attribuzione del risultato ottenuto a contesti più generali e per ottenere un quadro conoscitivo che includesse nel suo complesso il patrimonio boschivo dell'area protetta. Questo ha permesso di ottenere delle informazioni per ciascuna specie che possono essere di notevole importanza per la pianificazione di future azioni di monitoraggio. Per conoscere al meglio il funzionamento di una popolazione è infatti necessario osservarne le variazioni durante un lungo periodo di tempo; in questo modo è possibile ottenere delle conclusioni attendibili confrontando il comportamento del sistema con le previsioni a priori ottenute con manipolazioni sperimentali.

Specie	Occupancy (psi)*	Detection probability (p)*	n° totale siti con osservazioni di presenza	max stima stagionale dei siti occupati
Volpe	1	0,739	10	10 (inverno)
Gatto	0,272	0,328	6	4 (estate)
Tasso	0,117	0,722	4	4 (estate)
Faina	0,387	0,371	8	5 (inverno)

*valori desunti dai modelli $\text{psi}(\cdot)\text{gam}(\cdot)\text{eps}(\cdot)\text{p}(\cdot)$

I modelli, pur dimostrando un buon adattamento ai dati, mostrano infatti per le specie a bassa frequenza di contatto (gatto, faina e tasso) medio-alti valori di incertezza. Per questo motivo è consigliabile per i prossimi monitoraggi aumentare il numero di siti indagati in modo da ridurre l'eterogeneità. Field et al. (2005) sostengono infatti che per le specie rare sia meglio effettuare campionamenti in un maggior numero di siti, ma meno intensamente; mentre per le specie comuni è preferibile selezionare un numero ridotto di siti ed effettuare osservazioni in maniera più intensa. Per alcune specie target (donnaia, puzzola) a causa dell'estrema rarità si ritiene che al momento l'applicazione dei modelli di *occupancy* non sia possibile con l'utilizzo delle sole fototrappole, ma dovranno essere sostituiti o implementati con dei metodi di osservazione differenti, ad esempio mediante l'utilizzo di nest boxes (Smaal e van Manen, 2017).

Al contrario, per la volpe il disegno di campionamento utilizzato si è dimostrato soddisfacente. Questa specie è risultata essere ampiamente diffusa e con un comportamento generalista all'interno del territorio indagato. La probabilità di osservazione che, seppur mantenendosi su valori sempre elevati, mostra una lieve differenza a seconda della stagione considerata. Per future azioni di monitoraggio che prevedano l'utilizzo di modelli di *occupancy* è pertanto consigliabile il mantenimento dello stesso disegno di campionamento o, in un'ottica di costi/benefici, l'utilizzo di modelli *single-season* in un arco temporale più ridotto (es. 3 mesi consecutivi).

Il gatto è risultato essere la specie più criptica con una distribuzione all'interno dell'area di studio che sembra essere in parte condizionata dalla tipologia di bosco, con una maggiore probabilità di *occupancy* per le aree boscate con presenza di conifere rispetto alle latifoglie. La *detection probability* varia a seconda della

stagione è risulta essere maggiore in estate e inverno, sebbene il modello metta in evidenza un'alta variabilità dovuta probabilmente ad un numero non sufficiente di siti indagati. L'abbondanza stimata per la totalità dei siti indagati varia da un minimo di 4 individui (inverno, primavera e autunno) ad un massimo di 9 individui (estate). Questi risultati confermano l'elusività della specie già nota in bibliografia (Anile et al., 2012) e permettono di poter ottimizzare, sempre in un'ottica di costi/benefici, i futuri approfondimenti che potranno essere incentrati in aree particolari (es. boschi di conifere) e in periodi più ristretti (es. giugno-settembre) in cui è più probabile contattare la specie, ma con un sforzo di campionamento maggiore in termine di siti monitorati con fototrappole. Tali approfondimenti permetteranno di poter ottenere delle stime con minore incertezza e se effettuate in territori contigui, ad esempio con il criterio delle maglie chilometriche aventi un'estensione adeguata a quanto noto in letteratura per la specie, potranno restituire informazioni sulla densità delle specie, ovviamente relative alle sole aree indagate e non all'intero contesto territoriale dell'area protetta.

Le medesime considerazioni valgono per la faina, che rispetto alle altre due specie mostra una spiccata stagionalità nella probabilità di osservazione con valori più elevati in estate e autunno e un incremento della probabilità di *occupancy* all'aumentare della superficie occupata da bosco nel raggio di 500 m dalla fototrappola indipendentemente dalla tipologia forestale. Anche per questa specie è consigliabile un approccio maggiormente specie-specifico che preveda un aumento dei siti di fototrappolaggio in un arco temporale compreso tra giugno e novembre.

Il tasso è stata la specie con il minor numero di contatti, a causa non tanto di una bassa probabilità di osservazione ma ad una bassa *occupancy* all'interno dei siti indagati. Il primo aspetto ha influito sulla scelta di un modello di analisi dei dati differente rispetto a quello utilizzato per le altre tre specie, che ha messo in evidenza un effetto di tutte le tre variabili ambientali considerate sull'*occupancy* della specie e una *detection probability* costante tra le diverse stagioni. Sicuramente per questa specie nei monitoraggi futuri dovrà essere previsto un aumento dello sforzo di fototrappolaggio.

4.4 I Mesomammiferi del Parco Nazionale dell'Alta Murgia

4.4.1 Volpe *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758)



TASSONOMIA E DESCRIZIONE

La volpe è un canide di medie dimensioni, ha il muso lungo e affusolato, le orecchie dritte, appuntite e nere nella parte posteriore e le zampe corte. Risulta di dimensioni medio-piccole, il corpo è snello e relativamente basso; la lunghezza testa-coda risulta compresa tra 580 e 900 mm, la coda invece, piuttosto spessa e rivestita da pelo lungo e denso, è superiore alla metà della lunghezza testa-tronco. Il peso si attesta tra i 6 e i 10 kg.

DISTRIBUZIONE E HABITAT

Distribuita in tutto il Palearctico Occidentale con areale continuo ed omogeneo; in Europa la specie risulta presente in tutti i paesi, mostra discontinuità nell'areale sui Balcani, nella penisola iberica e lungo le coste scandinave. In Italia è presente su tutta la Penisola, in Sicilia e in Sardegna (Ragni, 2002).

La specie risulta presente in una grande varietà d'habitat: praterie alpine, foreste di conifere, boschi misti e caducifogli, macchia mediterranea, pianure e colline coltivate, valli fluviali e, occasionalmente, ambiente urbano (Spagnesi e De Marinis, 2002).



ECOLOGIA E COMPORTAMENTO

Regime alimentare estremamente vario e condizionato dalle disponibilità della stagione e dell'habitat frequentato; preda attivamente micromammiferi, lepri, piccoli ungulati, uccelli, ma anche rane, lucertole, cavallette e coleotteri.

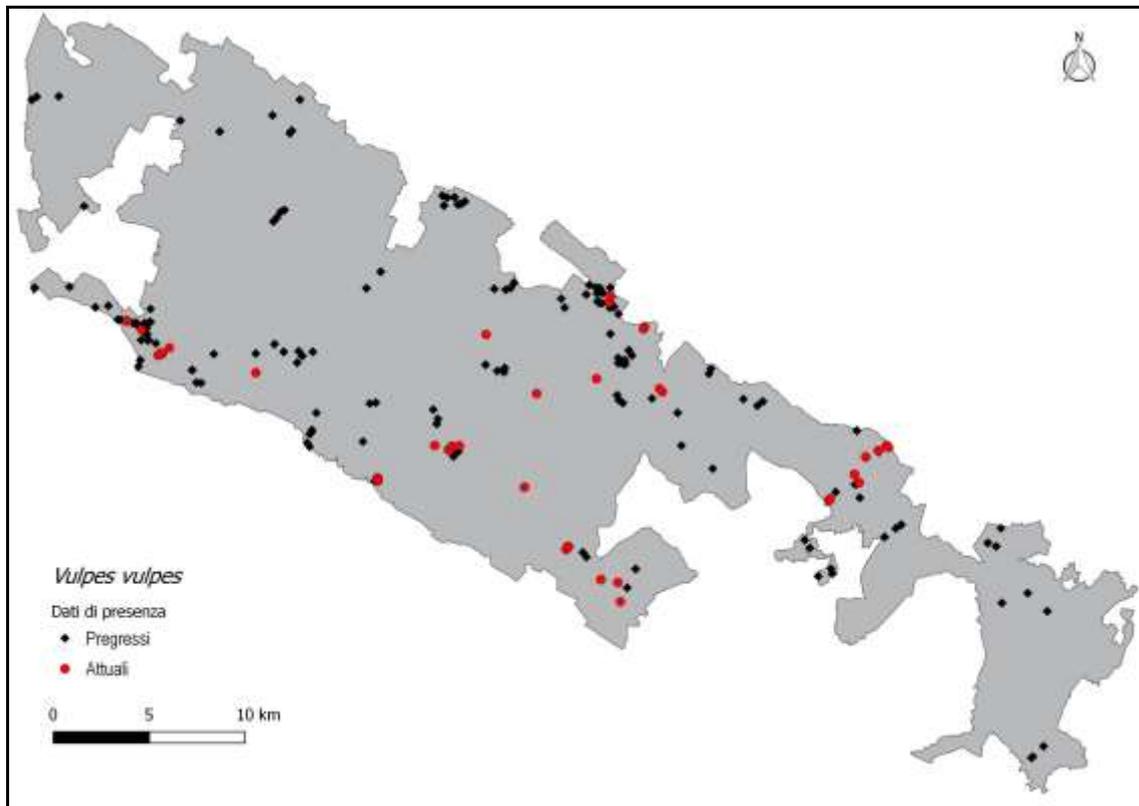
Marca e difende attivamente un territorio; presenta abitudini notturne e risulta più facile avvistarla all'alba e al tramonto, ma in zone indisturbate è attiva anche in pieno giorno.

STATO DI CONSERVAZIONE E MINACCE

La specie sembra essere generalmente abbondante sul territorio nazionale e non presenta particolari problemi di conservazione (Spagnesi, De Marinis 2002).

Nessuna convenzione internazionale o direttiva comunitaria europea di conservazione cita suddetta specie.

PRESENZA E STATO DELLE CONOSCENZE NEL PNAM



La volpe risulta essere tra i mesomammiferi la specie maggiormente diffusa nel territorio del Parco, mostrando un comportamento generalista e risultando presente in molte delle categorie ambientali del Parco, dai seminativi agli ambienti forestali.

4.4.2 Tasso *Meles meles* (Linnaeus, 1758)



TASSONOMIA E DESCRIZIONE

Mustelide di grosse dimensioni (lunghezza testa-corpo 60-87 cm) il cui peso può presentare variabilità temporale e spaziale (8-16 kg).

Presenta corpo tozzo e zampe corte dotate di unghioni che permettono una grande capacità di scavo.

Mantello di colore grigio sul dorso e nero sul ventre, testa bianca con bande nere che collegano le narici e la base del collo. (Boitani et al., 2003).

DISTRIBUZIONE E HABITAT

Presente in tutta Europa e Asia Settentrionale, l'areale in Italia si estende su tutta la penisola con esclusione di Sardegna e Sicilia.

Predilige boschi ma può adattarsi anche a vivere in aree agricole dove siano presenti estensioni di vegetazione naturale che possano offrirgli protezione. Scava tane o utilizza quelle scavate da altri animali (Spagnesi e De Marinis, 2002).



ECOLOGIA E COMPORTAMENTO

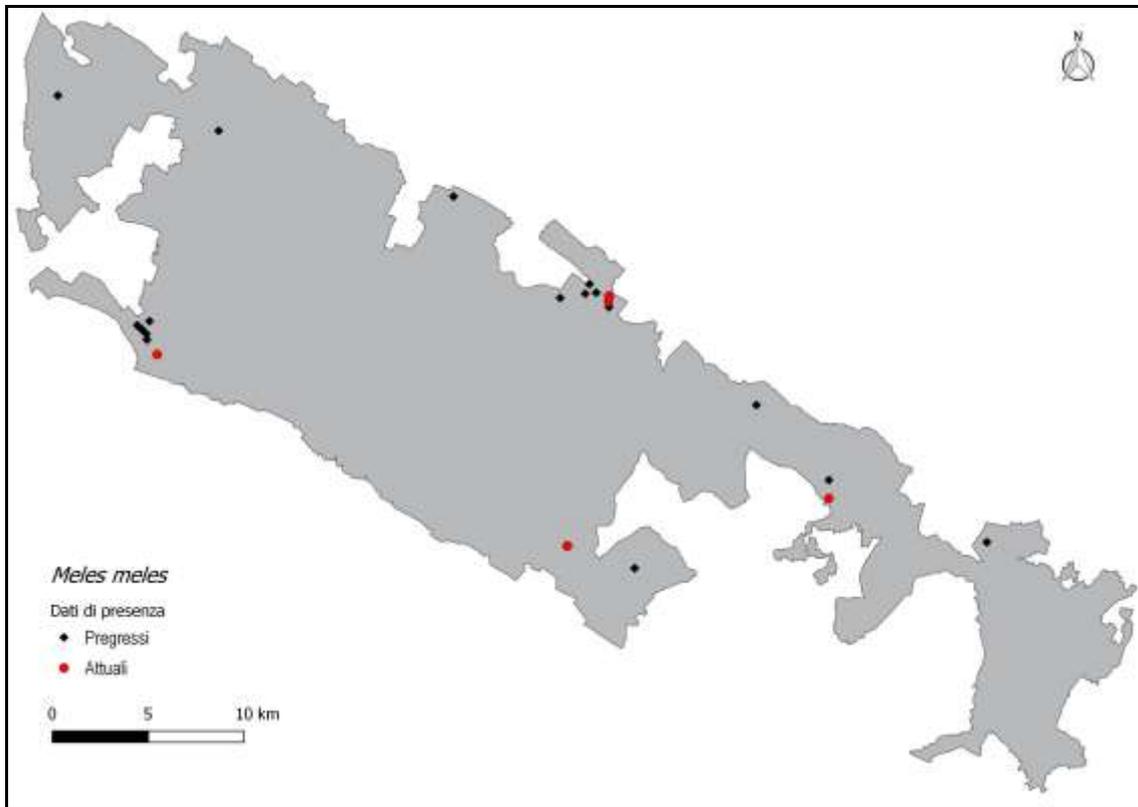
Animale notturno si attiva dopo il tramonto, in inverno riduce l'attività superficiale senza andare in letargo. Specie onnivora è in grado di utilizzare una grande spettro di risorse di natura animale e vegetale: la dieta varia con la latitudine e la stagione.

Depone le feci in latrine apposite localizzate a ridosso del sistema di tana e a confine del territorio.

STATO DI CONSERVAZIONE E MINACCE

In passato perseguitato perché ritenuto nocivo oggi è protetto in Italia inserito in appendice III della Convenzione di Berna. Gli incidenti stradali rappresentano una delle cause principali di mortalità. Non soffre di particolari minacce (Boitani et al., 2003).

PRESENZA E STATO DELLE CONOSCENZE NEL PNAM



Il tasso, seppur con un numero contenuto di segnalazioni, risulta presente in diversi settori del Parco, prevalentemente nella porzione orientale dell'area protetta.

Dalla ricognizione bibliografica la specie risultava già segnalata nel territorio del Parco presso l'area di Acquatetta, nei boschi di La Scoparella, presso Monte il Cucco e nell'area di Monte Lisciaconi nella porzione più settentrionale del Parco. Durante le recenti indagini è stata rilevata inoltre presso le formazioni forestali di Il Pulicchio.

4.4.3 *Donnola Mustela nivalis* (Linnaeus, 1766)

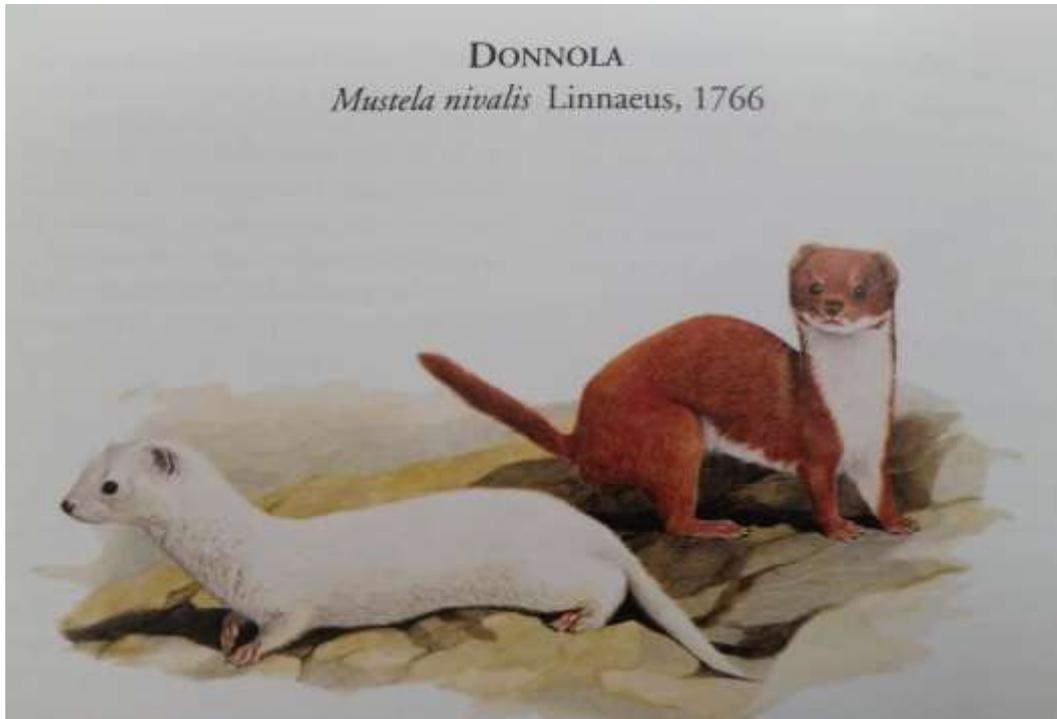


Figura 20 – Estratto dall'Iconografia dei Mammiferi d'Italia Spagnesi M. , A. M., De Marinis, 2002

TASSONOMIA E DESCRIZIONE

Mustelide di taglia molto piccola, la Donnola presenta un corpo allungato e cilindrico, basso sul terreno per via delle zampe corte.

La lunghezza testa corpo può raggiungere 15-31 cm e la coda è pari a poco più di un quarto della lunghezza testa corpo.

La pelliccia presenta colore bruno sul dorso mentre è bianca nelle parti ventrali del corpo.

DISTRIBUZIONE E HABITAT

Presente in tutta Europa (Islanda e Irlanda escluse), Asia, Africa Settentrionale e America Settentrionale, in Italia l'areale è pressoché continuo in tutta la penisola e si estende anche nelle isole maggiori.

Può vivere in ambienti molto diversi: preferisce aree coltivate ma è presente anche nei boschi, o vicino alle abitazioni rurali o abbandonate.

ECOLOGIA E COMPORTAMENTO

Predatore attivo sia di giorno che di notte, si nutre prevalentemente di piccoli roditori.

La densità è legata alla densità delle sue prede.

I sessi vivono separatamente con esclusione del periodo di massima recettività.



Il nido è spesso allestito in tane di piccoli roditori.

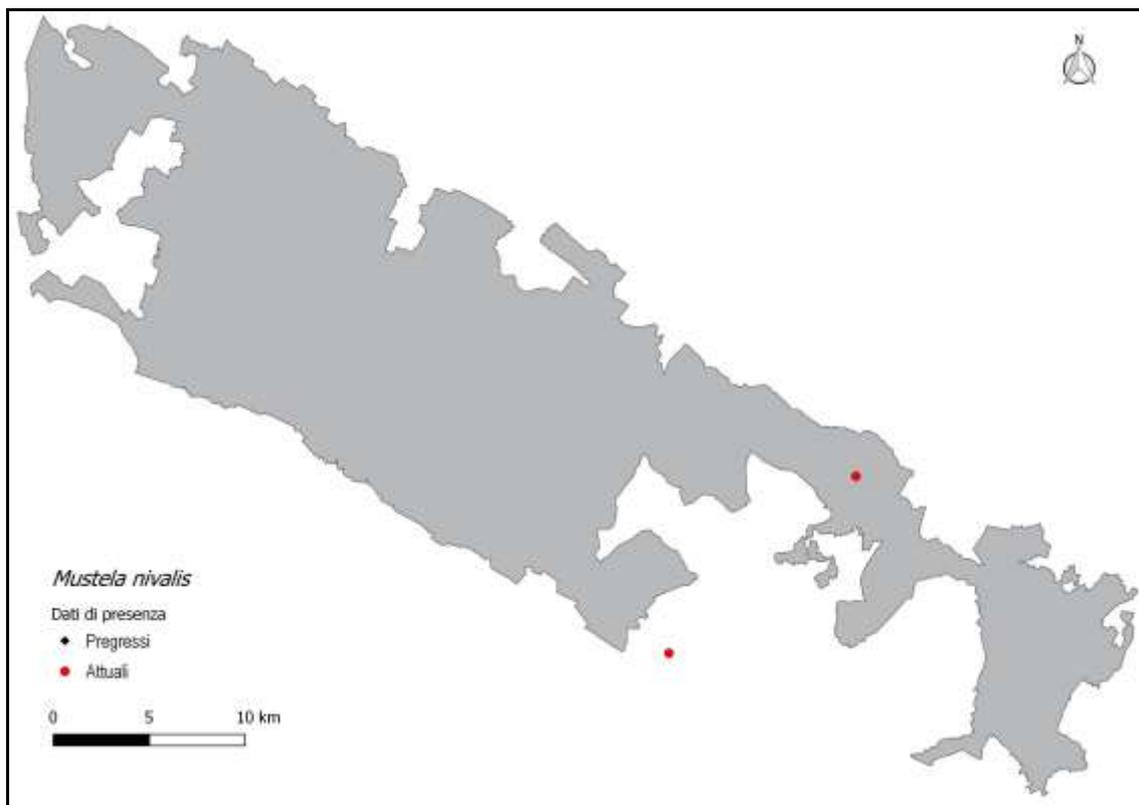
STATO DI CONSERVAZIONE E MINACCE

Specie protetta, elencata in appendice III della Convenzione di Berna.

Talvolta uccisa illegalmente poiché ritenuta distruttrice di nidi e covate di uccelli.

Non esistono indicazioni di un declino di popolazione e specifiche minacce. (Boitani et al., 2003)

PRESENZA E STATO DELLE CONOSCENZE NEL PNAM



La donnola non era mai emersa per l'area del Parco Nazionale. Nel corso del 2018 è stato possibile ottenere due importanti dati di presenza della specie, purtroppo riferiti entrambe a degli individui investiti lungo la viabilità provinciale.

Uno, interno all'area Parco, è stato rinvenuto nel mese di agosto lungo la SP 159 nell'area di Il Quarto all'altezza della Masseria I Caselli di Cristo. Un secondo esemplare è stato invece rinvenuto subito fuori dal confine occidentale dell'area protetta, nel comune di Altamura all'altezza dell'incrocio tra la strada provinciale SP 202 e SP 159 in zona Mass. Guarino.

4.4.4 *Puzzola Mustela putorius* (Linnaeus, 1758)

PUZZOLA
Mustela putorius Linnaeus, 1758



TASSONOMIA E DESCRIZIONE

Mustelide slanciato, con corpo cilindrico e testa piccola e appiattita, di lunghezza compresa fra 40 e 50 cm, e coda circa 20 cm. Caratterizzata da una maschera facciale bianca, su un manto generalmente bruno rossastro, con una banda chiara in Inverno assente in Estate, periodo in cui il mantello risulta più scuro. Dimorfismo sessuale accentuato, con maschi più grandi e pesanti delle femmine.

DISTRIBUZIONE E HABITAT

Presente in quasi tutta Europa, in Italia è presente in modo discontinuo in tutta la penisola, mentre è assente nelle isole minori e in Sicilia e Sardegna.

Si tratta di una specie che può vivere in diversi ambienti, anche in relazione alle stagioni ed alla dieta: zone umide, foreste montane ed aree agricole. Predilige in ogni caso ambienti umidi come rive di fiumi e specchi d'acqua (Boitani et al., 2003; Rondinini et al. 2006).

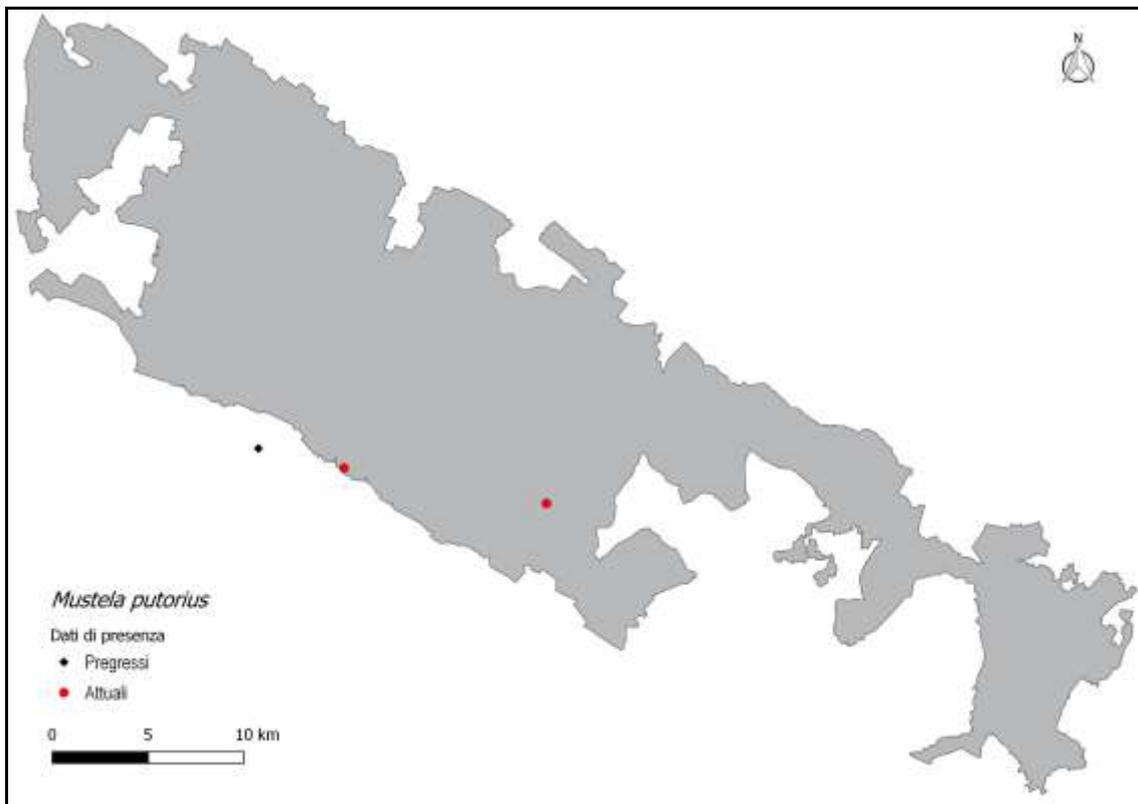
ECOLOGIA E COMPORTAMENTO

La Puzzola è attiva prevalentemente di notte, solitaria, con un picco di attività in Estate e Autunno periodi nei quali è possibile osservarli in spostamento anche diurno. I rifugi utilizzati sono cavità nella roccia e nel suolo, cataste di legna ecc generalmente vicini alle aree di caccia. L'accoppiamento ha luogo generalmente in marzo-aprile, con parto dopo circa 40 giorni in media di 4-8 piccoli.

STATO DI CONSERVAZIONE E MINACCE

Elencata nell'allegato II della Convenzione di Berna (1979) e nell'Allegato V della Direttiva 92/43/CEE. In Italia è specie particolarmente protetta nella legge 157/92 sulla caccia. Traffico stradale, bracconaggio, intossicazioni da pesticidi sono alcune delle minacce che colpiscono la specie (Boitani et al. 2003).

PRESENZA E STATO DELLE CONOSCENZE NEL PNAM



Dalla ricognizione dei dati pregressi la presenza della puzzola emerge grazie al rinvenimento di un cadavere, in data 06 ottobre 2017, osservato a circa due km dal confine del Parco lungo la Strada Statale delle Murge N° 97 all'altezza della Masseria Lo Russo tra Poggiorsini e Spinazzola. Nel corso del 2018 grazie alle indagini condotte è stato possibile confermare la presenza della specie all'interno del territorio del Parco. I dati sono purtroppo entrambe riferiti a due individui investiti lungo la viabilità esistente nel settore occidentale dell'area protetta. Un individuo è stato rinvenuto nel mese di agosto nella zona della Lama di Poggiorsini, mentre un secondo esemplare è stato osservato lungo la SP 238 in zona Franchini.

4.4.5 Lontra *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758)



TASSONOMIA E DESCRIZIONE

Mustelide morfologicamente adattato all'ambiente acquatico: con forma del corpo slanciata ed affusolata, zampe corte e palmatura interdigitale ben sviluppata. Di lunghezza testa-tronco tra i 75 e 95 cm, è caratterizzata da dimorfismo sessuale: il peso dei maschi può arrivare fino a oltre 15 kg, mentre le femmine adulte raramente oltrepassano gli 8 kg (Panzacchi M., Genovesi P., Loy A., 2009).

DISTRIBUZIONE E HABITAT

Areale euroasiatico che si estende sull'Europa, l'Asia e l'Africa, dall'Artico fino alle isole della Grecia ed al nord-Africa (Algeria, Marocco, Tunisia), e dal Portogallo fino al Giappone ed all'Indonesia (Foster-Turley et al. 1990). La popolazione italiana appartiene alla sottospecie *Lutra lutra lutra*, che è l'unica riconosciuta per il paleartico occidentale.

Specie strettamente associata agli ecosistemi acquatici e ripariali caratterizzati da una fascia ripariale ben strutturata. Predilige ambienti con sufficiente disponibilità d'acqua, abbondanza di risorse trofiche e bassi livelli di inquinamento durante tutto il corso dell'anno.

ECOLOGIA E COMPORTAMENTO

Si nutre essenzialmente di specie acquatiche e semi-acquatiche, con un'alimentazione quasi esclusivamente piscivora. Attiva nelle ore crepuscolari e notturne, passa circa il 70% del giorno inattiva nelle tane.

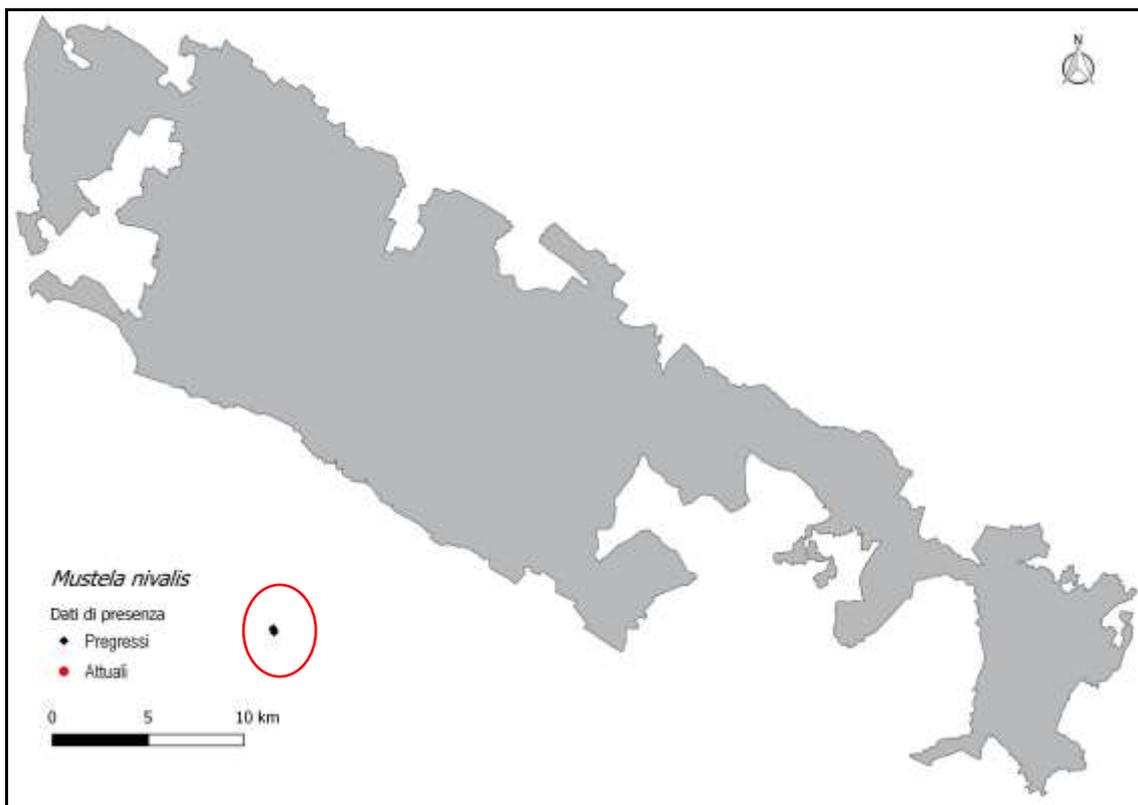
E' una specie essenzialmente solitaria, ma con un'organizzazione sociale complessa. I maschi difendono un territorio che si sovrappone tipicamente all'area di attività di una o più femmine riproduttive.

STATO DI CONSERVAZIONE E MINACCE

Elencata nell'appendice II della Convenzione di Berna (1979) e in appendice II, IV della direttiva Habitat (92/43/CEE). Inclusa nell'appendice I della CITES e inclusa nella categoria *Quasi Minacciata* della Lista Rossa delle specie minacciate in Italia (Rondinini et al., 2013).

In Italia il declino è stato causato da una serie di concause tra le quali la distruzione dell'habitat (rimozione della vegetazione ripariale, rimozione della ghiaia dal letto dei fiumi, cementificazione delle sponde), l'inquinamento e la persecuzione (Panzacchi M., Genovesi P., Loy A., 2009).

PRESENZA E STATO DELLE CONOSCENZE NEL PNAM



Come si evince dalla figura precedente la presenza della lontra nel territorio del Parco non è mai stata rilevata. I dati di presenza risultano attualmente rari e circoscritti esclusivamente alle aree di fondovalle che si sviluppano lungo la Fossa Bradanica tra gli abitati di Spinazzola e Poggiorsini (settore sud - occidentale del Parco), a circa 9 km dal confine dell'area protetta.

4.4.6 Faina *Martes foina* (Erxleben, 1777)



TASSONOMIA E DESCRIZIONE

Mustelide simile alla martora, di circa 50 cm di lunghezza del corpo. Caratteristica la macchia golare bianca, mai gialla come nella martora, da cui differisce inoltre per l'estensione: limitata alla gola nella martora, estesa sulla gola e spesso all'intersezione delle zampe anteriori nella faina.

DISTRIBUZIONE E HABITAT

Presente in tutta Europa, eccetto Scandinavia e Russia settentrionale (Boitani *et al.*, 2003). In Italia presenta un areale continuo lungo la penisola, mentre risulta assente in Sicilia e Sardegna.

Si tratta di una specie molto adattabile presente dalla pianura a oltre i 2.000 m s.l.m. Presente soprattutto in ambienti forestali ed arbusteti, ma frequenta anche ambiti antropizzati.

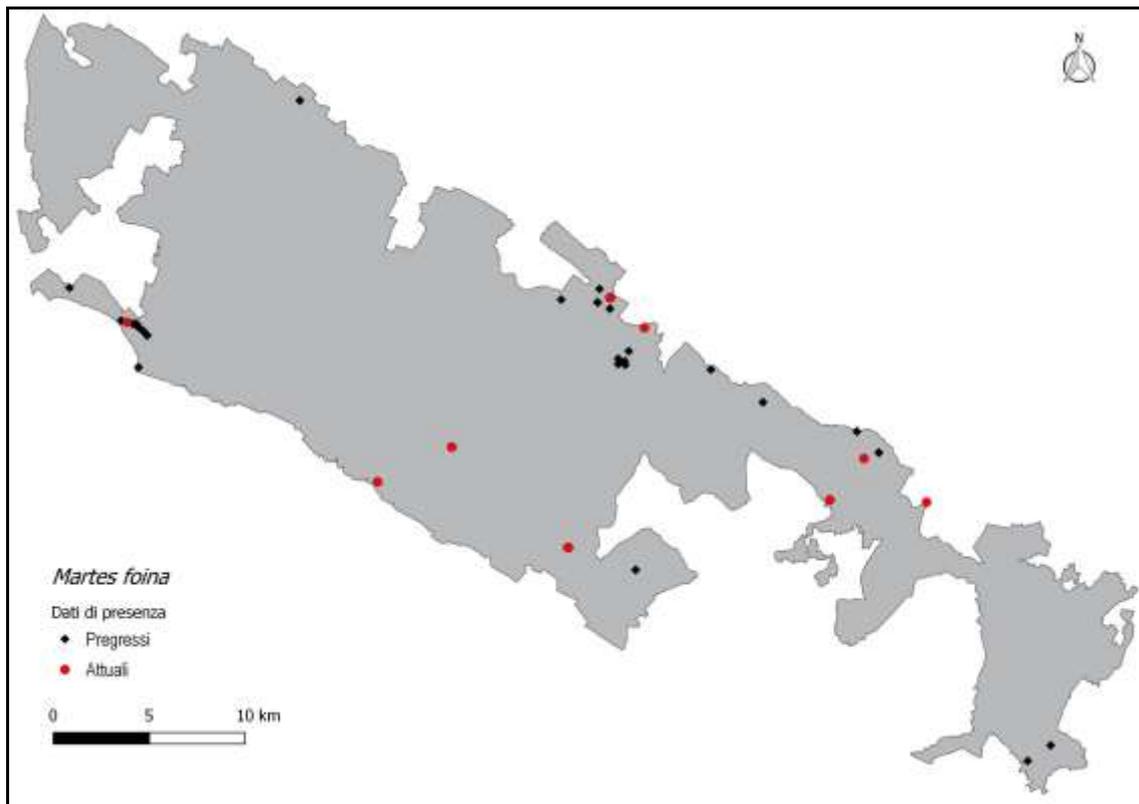
ECOLOGIA E COMPORTAMENTO

La faina è attiva prevalentemente di notte, le tane sono realizzate in cavità di pareti rocciose, ma spesso frequenta anche parti di edifici e strutture antropiche in ambito rurale (solai, rovine etc.). La faina ha una dieta sostanzialmente onnivora, che varia anche in funzione delle stagioni prediligendo piccoli roditori e arvicole e frutta in autunno/inverno.

STATO DI CONSERVAZIONE E MINACCE

La faina non è cacciabile in Italia (Legge 157/92) ed è inserita tra le specie protette dalla Convenzione di Berna (Allegato II). È una specie comune e diffusa, oltre che estremamente adattabile a molti ambienti. Possibile minaccia è rappresentata dalla persecuzione diretta in quanto considerata specie nociva, causando danni a pollai ed allevamenti.

PRESENZA E STATO DELLE CONOSCENZE NEL PNAM



Dalla ricognizione dei dati pregressi la presenza della faina nel Parco era emersa prevalentemente nel settore orientale del Parco. Le attuali indagini, oltre a confermare l'area di Acquatetta, della Scoparella e di Il Quarto, hanno permesso di evidenziare la presenza della specie anche nel settore sud occidentale con rinvenimenti nell'area dei boschi del Pulicchio, nella zona della Diga di Jazzo di Cristo e nella zona della Masseria Franchini.

4.4.7 Gatto selvatico europeo *Felis silvestris silvestris* (Schreber 1777)



Figura 21 – Immagine ottenuta nell'area di Acquatetta in fase di determinazione diagnostica

TASSONOMIA E DESCRIZIONE

Felide di taglia medio-piccola, risulta caratterizzato da un corpo snello e robusto, la lunghezza testa-tronco si attesta tra i 450 e i 630 mm, mentre quella della coda tra i 250 e i 350 mm, il peso può variare da 1900 a 6300 g (Ragni, 2002). Caratterizzato da ampia variabilità fenotipica presenta in linea generale una colorazione grigio-fulvo, e disegni del mantello che mostrano segni discriminanti nell'area occipitale-cervicale, in quella scapolare e dorsale, nei fianchi ed infine sulla coda (Ragni e Possenti, 1996).

DISTRIBUZIONE E HABITAT

Caratterizzato da una distribuzione particolarmente ampia sia in Eurasia che in Africa, il suo areale si estende dall'Europa occidentale all'India, alla Cina occidentale ed alla Mongolia, e copre quasi l'intero continente africano (Spagnesi e De Marinis, 2002).

In Italia la sottospecie *F. s. silvestris* (gatto selvatico europeo) è presente in gran parte della porzione centro-meridionale della penisola italiana e in Sicilia, in Italia settentrionale è segnalata in Friuli e nel Veneto orientale; mentre la sottospecie *F. s. libyca* è circoscritta alla Sardegna.

Felide legato agli habitat forestali, in particolare di latifoglie, soprattutto per la protezione offerta dalla vegetazione. In ambiente mediterraneo è presente anche in aree caratterizzate da macchia e lembi di foreste (Ragni, 2002).

ECOLOGIA E COMPORTAMENTO

Specie attiva prevalentemente di notte, trascorre le ore diurne di inattività in rifugi che possono essere vere e proprie tane o semplicemente siti protetti da fasce di vegetazione densa. I territori di attività sono in genere molto vasti, superando in alcuni casi i 10 km², e in buona parte esclusivi (Spagnesi, De Marinis 2002).

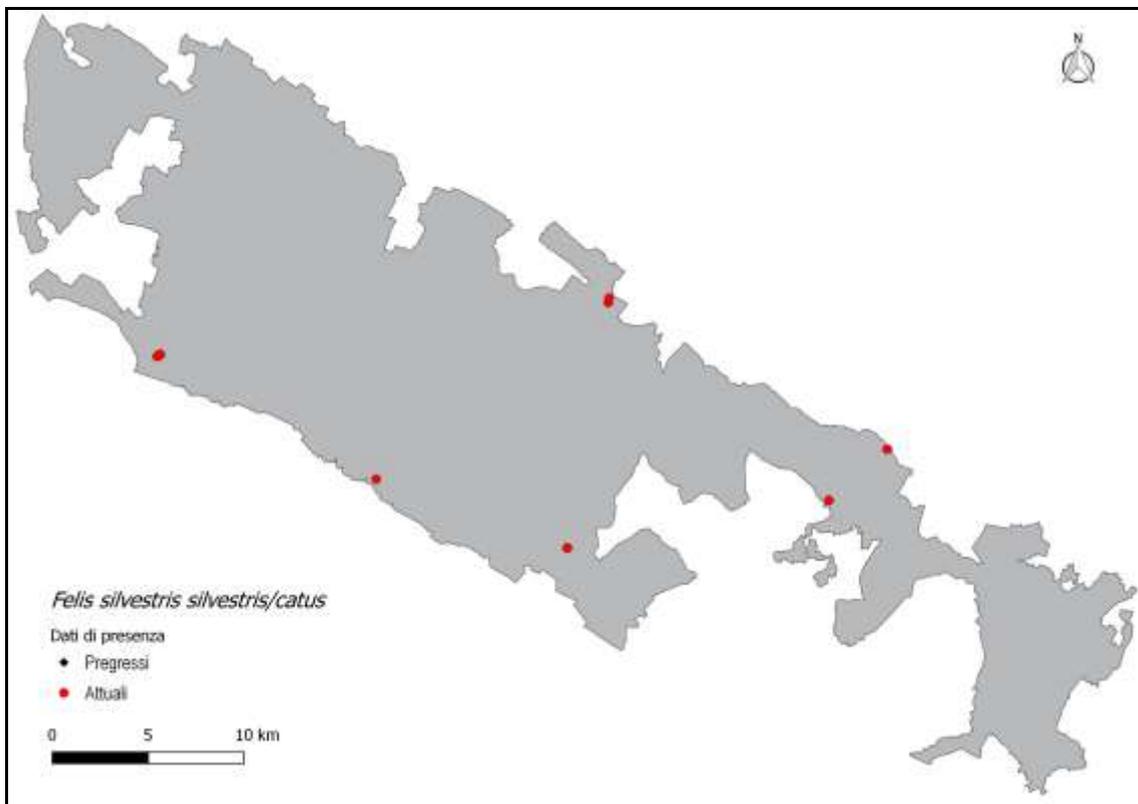
STATO DI CONSERVAZIONE E MINACCE

L'areale complessivo nel nostro Paese non è segnalato in calo, ma la specie risulta rara in tutte le aree di presenza (Spagnesi, De Marinis 2002).

Il gatto selvatico risulta incluso nell'appendice II della CITES, nell'appendice IV della direttiva Habitat e nell'appendice II della Convenzione di Berna. In Italia è protetto dalla legge 157/92 sulla caccia ed è inserito tra le specie di interesse comunitario che richiedono protezione rigorosa dal D.P.R. 357/97.

I principali fattori di minaccia sono la frammentazione degli habitat forestali, la competizione e l'ibridazione con il gatto domestico, le malattie trasmesse dal gatto domestico, la persecuzione diretta da parte dell'uomo.

PRESENZA E STATO DELLE CONOSCENZE NEL PNAM



Come precisato nel capitolo 3 tutte le immagini raccolte riferibili a *Felis silvestris silvestris/catus* sono attualmente in fase di determinazione specifica. La figura precedente illustra per completezza di informazione tutti i siti di indagine in cui è emersa la presenza del felide. Al termine della diagnosi sarà possibile fornire maggiori indicazioni puntuali sulla presenza effettiva della specie nel Parco.



Figura 22 – Cattura fotografica di *Felis s. silvestris/catus*

Risulta infine interessante evidenziare l'ottenimento nel mese di giugno di alcune catture fotografiche riferibili ad una femmina con tre cuccioli presso l'area del Pulicchio. La conferma dell'attribuzione dei soggetti fototrappolati a "*Felis s. silvestris*" rappresenterebbe un'informazione di estremo interesse per la gestione/conservazione di alcuni settori boscati del Parco.

Tuoro sul Trasimeno, 03/12/2018

Per lo Studio Naturalistico Hyla

PhD Cristiano Spilinga



5. Bibliografia

Anile S., Amico C., Ragni B. (2012). Population Density Estimation of the European Wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Sicily Using Camera Trapping. *Wildlife Biology in Practice* 8:1–12.

Boitani, L., Lovari, S. & Vigna Taglianti, a. 2003. *Fauna d'Italia, Mammalia III: Carnivora – Artiodactyla* Calderini, Bologna

Brandt M.J., Lambin X. (2007). Movement patterns of a specialist predator, the weasel *Mustela nivalis* exploiting asynchronous cyclic field vole *Microtus agrestis* populations. *Acta Theriologica* 52: 13–25.

Burnham K.P., Anderson D.R. (2002). *Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. 2nd Edition, Springer-Verlag, New York.

Dail D., Madsen L. (2011). Models for estimating abundance from repeated counts of an open metapopulation. *Biometrics* 67:577-587.

Field S.A., Tyre A.J., Thorn K.H., O'Connor P.J., Possingham H.P. (2005). Improving the efficiency of wildlife monitoring by estimating detectability: a case study of foxes (*Vulpes vulpes*) on the Eyre Peninsula, South Australia. *Wildl Res* 32:253–258.

Fiske I., Chandler R.B. (2011). unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43: 1-23.

GIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

O'Connell A.F., Nichols J.D., Karanth K.U. (2011). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. New York City, New York: Springer.

MacKenzie D.I., Bailey L.L. (2004). Assessing the Fit of Site-Occupancy Models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9: 300-318.

MacKenzie D.I., Nichols J.D., Hines J.E, Knutson M.G, Franklin A.B (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200-2207.

MacKenzie D.I, Royle A. (2005). Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 1105–1114.



Messenger J.E., Birks J.D.S., Braithwaite T. (2006). An artificial natal den box for pine martens (*Martes martes*). Pages 89-98 in: M. Santos-Reis, J.D.S. Birks, E.C. O'Doherty & G. Proulx (eds.) *Martes in Carnivore Communities: Proceedings of the Fourth International Martes Symposium*. Alpha Wildlife Publications, Canada.

Pandolfi M., Forconi P., Montecchiari L. (1997). Spatial behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a rural area of central Italy, *Italian Journal of Zoology*, 64:351-358.

Panzacchi M., Genovesi P., Loy A., 2009 - Piano d'Azione Nazionale per la Conservazione della Lontra (*Lutra lutra*). (Bozza). Min. Ambiente - ISPRA.

Ragni B. e Possenti M. (1996). Variability of coat-colour and markings system in *Felis silvestris*, *Italian Journal of Zoology*, 63:3, 285-292,

Ragni B., 2002 – Atlante dei Mammiferi dell'Umbria, Regione dell'Umbria, PETRUZZI EDITORE

R Development Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rondinini, C., Ercoli, V. & Boitani, L. (2006). Habitat use and preference by polecats (*Mustela putorius* L.) in a Mediterranean agricultural landscape *Journal of Zoology* pp. 213-219

Rondinini, C., Battistoni, A., Peronace, V., Teofili, C. (compilatori). 2013. Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma

Royle, J.A. (2004). N-Mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60:108-105.

Smaal M., van Manen W. (2017). Monitoring weasels (*Mustela nivalis*) with nest boxes. *Lutra* 60: 19-26.

Spagnesi M., De Marinis A. M. (a cura di) 2002. Mammiferi d'Italia. Quad Cons Natura, 14, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica

Stoch F., Genovesi P. (ed.), (2016). Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 141/2016.