



**PROGETTO DI RICERCA
SULL'ECOLOGIA DELLO SCOIATTOLO
COMUNE (*Sciurus vulgaris*)
IN TIPICI AMBIENTI ALPINI
DELLA PROVINCIA DI SONDRIO**



RELAZIONE FINALE

Aprile 2006

**PROGETTO DI RICERCA
SULL'ECOLOGIA DELLO SCOIATTOLO
COMUNE (*Sciurus vulgaris*)
IN TIPICI AMBIENTI ALPINI
DELLA PROVINCIA DI SONDRIO**

RELAZIONE FINALE

Aprile 2006

Coordinamento scientifico: G. Tosi*, A. Martinoli*

A cura di: L. Wauters, G. Airoidi*, A. Molinari****

* Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento Ambiente-Salute-Sicurezza,
Unità di Analisi e Gestione delle Risorse Ambientali - Via J. H. Dunant, 3 - 21100 Varese
Tel. 0332.421.540 - Fax 0332.421.554
E-mail: guido.tosi@uninsubria.it

** Istituto Oikos Onlus - Via Crescenzago, 1 - 20100 Milano
Tel. 02.215.975.81 - Fax 02.215.989.63
E-mail: segreteria.it@istituto-oikos.org

INDICE

RINGRAZIAMENTI

1. INTRODUZIONE.....	1
2. BIOLOGIA DELLO SCOIATTOLO COMUNE, <i>SCIURUS VULGARIS</i>	5
2.1. Sistematica.....	5
2.2. Morfologia.....	6
2.3. Distribuzione	7
2.4. Ecologia dello scoiattolo comune.....	9
3. AREE DI STUDIO.....	15
3.1. Inquadramento geografico e caratteristiche delle due aree campione.....	15
3.1.1. Area campione di Cedrasco	15
3.1.2. Area campione di Oga	17
3.2. Inquadramento geologico e geomorfologico	17
3.3. Caratterizzazione climatica	18
3.4. Lineamenti vegetazionali.....	19
3.4.1 Fascia collinare-planiziale	19
3.4.2 Fascia montana.....	19
3.4.3 Fascia culminale.....	20
3.5. Determinazione dei <i>buffer</i> per le aree campione.....	21
4. MATERIALI E METODI.....	23
4.1. Composizione della vegetazione arborea.....	23
4.1.1 Definizione di macrohabitat e microhabitat	24
4.2. Conteggio delle pigne e disponibilità energetica	25
4.3. Monitoraggio dei funghi.....	27
4.3.1 Funghi ipogei	27
4.3.2 Funghi epigei.....	28
4.4. Monitoraggio della consistenza delle popolazioni di scoiattolo con l'ausilio di <i>hair-tube</i>	29
4.5. Trappolaggio e manipolazione degli scoiattoli.....	31
4.6. Attribuzione stato riproduttivo e classi di età	35
4.6.1 Femmine	35
4.6.2 Maschi	36
4.6.3 Giovani.....	36
4.6.4 Subadulti.....	37
4.6.5 Adulti	37
4.7. Analisi dell'uso dello spazio.....	37
4.8. Uso dell' <i>habitat</i>	38
4.8.1 Analisi degli <i>home range</i>	39
4.9. Determinazione della densità attraverso gli animali radiomarcati o basata su griglie di trappole	41
4.10. Definizione dei parametri demografici e temporali.....	43
4.11. Analisi statistiche	45
4.12. Analisi genetica	47

5. RISULTATI.....	51
5.1. Inquadramento vegetazionale delle aree campione	51
5.1.1 Cedrasco.....	52
5.1.2 Oga.....	54
5.2. Analisi delle fluttuazioni annuali nella produzione di semi di conifere.....	56
5.2.1 Cedrasco.....	57
5.2.2 Oga.....	63
5.2.3 Confronto Cedrasco-Oga.....	64
5.3. Disponibilità di funghi epigei ed ipogei	65
5.3.1 Studio della diversità e ricchezza delle specie	65
5.3.2 Studio della produttività (biomassa fungina).....	71
5.4. Monitoraggio mediante <i>hair tube</i>	79
5.5. Effetto delle risorse alimentari sulla dinamica di popolazione.....	83
5.5.1 Cedrasco.....	83
5.5.1.1. Processi demografici di maschi di scoiattolo.....	86
5.5.1.2. Processi demografici di femmine di scoiattolo	88
5.5.1.3. Densità totale (M+F)	91
5.5.2 Oga.....	92
5.5.2.1. Processi demografici di maschi di scoiattolo (modelli GLM)	93
5.5.2.2. Processi demografici di femmine di scoiattolo	95
5.6. Confronto tra la densità stimata con il metodo classico (MNA) e la densità stimata con gli animali marcati.....	97
5.7. Uso dell' <i>habitat</i> a Cedrasco	101
5.7.1 Uso del microhabitat	101
5.7.2 Uso del macrohabitat	104
5.8. Analisi degli <i>home range</i> a Cedrasco	105
5.8.1 Sovrapposizioni intersessuali	114
5.8.2 Sovrapposizioni intrasessuali	116
5.8.3 Effetti delle risorse alimentari sull'uso dello spazio.....	116
5.9. Analisi degli <i>home range</i> a Oga	118
5.9.1 Sovrapposizioni intersessuali	121
5.9.2 Sovrapposizioni intrasessuali	121
5.9.3 Variazione individuale nell'uso dello spazio	122
5.10. Confronto tra Cedrasco e Oga.....	123
6. DISCUSSIONE	127
6.1. Disponibilità delle risorse alimentari	127
6.2. Andamento dei processi demografici	130
6.3. Uso dell' <i>habitat</i> e struttura sociale dello scoiattolo a Cedrasco	133
6.4. Struttura sociale dello scoiattolo a Oga.....	135
6.5. Monitoraggio con gli <i>hair tube</i>	136
7. INDICAZIONI GESTIONALI.....	137
7.1. Premessa.....	137
7.2. Proposte per un monitoraggio da parte della Provincia	138
7.2.1 Monitoraggio con gli <i>hair tube</i>	138
7.3. Proposte operative e progettazione di nuove indagini	139
7.3.1 Monitoraggio della dinamica di popolazione	139
7.3.2 Studi sugli effetti di alterazioni fisiche dell' <i>habitat</i>	140

8. BIBLIOGRAFIA.....141

RINGRAZIAMENTI

Gli autori esprimono il loro ringraziamento al Comandante della Polizia Provinciale Sig. Andrea Vanotti, al Dirigente del Settore Risorse Ambientali della Provincia di Sondrio Dr. Daniele Moroni, al responsabile del Servizio Agricoltura Caccia e Pesca della Provincia di Sondrio Geom. Cesare Mitta, al Tecnico Faunistico Dr.ssa Maria Ferloni, al Dirigente della Direzione Generale Agricoltura della Regione Lombardia Dr. Paolo Lassini, al custode del centro C.A.S.A.S. di Ponte di Valtellina Sig. Giuseppe Gergatti, al Comune di Cedrasco, nonché al Dirigente della struttura operativa dell'Azienda Regionale delle Foreste di Morbegno Dr. Biagio Piccardi, per aver supportato gli aspetti organizzativi e logistici del progetto.

Un ringraziamento è, inoltre, destinato al Parco Regionale delle Orobie Valtellinesi e in particolare alla Dr.ssa Gabriella Bianchi e alla guardia Alessandro Corgatelli, per la collaborazione durante tutte le fasi dello studio.

Infine, un ringraziamento particolare alla Dr.ssa Ilaria Trizio per le analisi genetiche svolte e a Dario Agnelli, Matteo Barcella, Annamaria Brunella, Federica Cerinotti, Erica Di Pierro, Miriam Gioia, Luca Giuliani, Mauro Labita, Chiara Pastori, Marleen Vermeulen e al Dott. Massimiliano Zaninetti, per il lavoro svolto sul campo.

1. INTRODUZIONE

Lo scoiattolo comune o scoiattolo europeo (*Sciurus vulgaris* L., 1758) è l'unico scoiattolo arboricolo autoctono in Europa. I suoi *habitat* preferiti sono le grandi foreste di conifere dell'Europa settentrionale e le foreste alpine. Nonostante di recente sia stato iniziato uno studio sull'ecologia dello scoiattolo nei tipici *habitat* alpini (Wauters e Hauffe 1999; Wauters *et al.* 2001), il ruolo dello sciuride nell'ecosistema delle foreste alpine rimane ancora poco conosciuto. Nutrendosi principalmente di semi di conifere (Figura 1.1) e immagazzinando le loro pigne, lo scoiattolo potrebbe avere un ruolo importante nella rinnovazione naturale del bosco, in particolare favorendo, grazie all'attività di dispersione zoocora, la riproduzione di specie di alberi che sfruttano l'attività di immagazzinamento di alcune specie animali per germogliare, come ad esempio il pino cembro (*Pinus cembra*).



Figura 1.1 - Scoiattolo comune in attività di alimentazione su un abete rosso.

Inoltre, il possibile adattamento comportamentale della specie alla limitata disponibilità temporale di semi di abete bianco (*Abies alba*), specie arborea che si distingue dalle altre conifere europee in quanto i semi vengono dispersi già in settembre-ottobre, non è stato ancora studiato. Dato che lo scoiattolo risulta ampiamente presente nella dieta di predatori quali l'astore (*Accipiter gentilis*), la martora (*Martes martes*) e la volpe (*Vulpes vulpes*), presenti negli ambienti forestali alpini (Gurnell, 1987; Keith e Cary, 1991;

Halliwell, 1997), si può ipotizzare che una contrazione delle consistenze di popolazione porterebbe ad un aumento della pressione predatoria dei consumatori secondari sopra citati anche su specie quali i tetraonidi forestali (gallo forcello, francolino di monte, gallo cedrone), di elevato interesse non solo ecologico e conservazionistico ma, per il gallo forcello, anche venatorio.

È inoltre da sottolineare che è stato dimostrato, anche in Italia, che la sopravvivenza a lungo termine di popolazioni di scoiattolo comune è minacciata dalla presenza dello scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) (Wauters *et al.* 1997a,b) (Figura 1.2).



Figura 1.2 - Esempio giovane di scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) a confronto con un giovane scoiattolo europeo (*Sciurus vulgaris*).

La prima introduzione in Italia della specie alloctona è avvenuta in Piemonte nel 1948, quando furono liberate a Candiolo (TO) due coppie di scoiattolo grigio provenienti da Washington (USA) (Currado *et al.* 1987). Sempre in Piemonte, a Trecate (NO), l'amministrazione comunale ha introdotto nel 1994 tre coppie di scoiattoli grigi in un parco cittadino (Bertolino e Genovesi 2003). Parte degli animali, che nel frattempo si erano riprodotti, sono stati rimossi nel 1996, ma la specie era ancora segnalata a Trecate nel 1997.

Attualmente lo scoiattolo grigio è presente anche in Liguria, dove è stato introdotto nel 1966 nel parco di Villa Gropallo a Genova Nervi (Bertolino e Genovesi 2003). In Piemonte, in tempi ancora recenti, la diffusione dello scoiattolo grigio era ristretta ad un'area di circa 350 km² a sud di Torino, comprendente aree forestali residue, parchi e piantagioni di pioppo (Wauters *et al.* 1997 a,b). Una ricerca condotta nel 1998, con l'ausilio di *hair tube*, ha rivelato tuttavia che la specie è in continua espansione verso le foreste prealpine intorno a Pinerolo (Bertolino *et al.* 1998).

Allo stato attuale la popolazione più consistente di scoiattolo grigio è presente in una vasta area del Piemonte, nelle provincie di Torino e Cuneo. L'area occupata è di circa 880 km² e si estende in provincia di Torino da Carmagnola a Villastellone, Moncalieri, Stupinigi, Piossasco, Pinerolo, Villafranca e, in provincia di Cuneo, fino a Racconigi, Villanova, Cardè. La specie è poi segnalata sulle colline prospicienti Torino, nella zona tra Moncalieri e l'Eremo (Genovesi e Bertolino 2001; Bertolino e Genovesi 2003). Recentemente è stata confermata la sua presenza anche sul territorio del Parco Regionale Lombardo del Ticino e simulazioni effettuate al computer hanno dimostrato come la popolazione di scoiattolo grigio, se non controllata, sia in grado di raggiungere i boschi della Svizzera entro circa 15 anni (Tattoni *et al.* 2004; Tattoni *et al.*, 2005).

Va sottolineato come la diffusione dello scoiattolo grigio abbia avuto come conseguenza l'estinzione dell'autoctono scoiattolo comune dalle aree di presenza della specie introdotta; ciò si è verificato nella seconda metà di questo secolo nelle Isole Britanniche e, più recentemente, anche in Piemonte (Wauters *et al.* 1997a). Se fino a pochi anni fa il rischio della scomparsa dello scoiattolo rosso era limitato solo all'isola Britannica ora, con la diffusione dello scoiattolo grigio anche in nord Italia, il problema interessa tutto il Continente Europeo (Gurnell e Pepper 1993; Gurnell e Lurz 1997).

Sulla base delle considerazioni sopra esposte, il presente progetto di ricerca, svolto nelle aree campione situate in provincia di Sondrio, in Località Campelli, nel Comune di Cedrasco (area CED), e in Località Le Motte, nei comuni di Valdidentro e Valdisotto (area OGA) si pone gli obiettivi di seguito indicati:

- Monitoraggio della produttività dei semi delle conifere e della sua variazione annuale;
- Studio dell'uso dell'habitat, in particolare dello sfruttamento di semi di abete bianco da parte dello scoiattolo;
- Studio della variazione annuale della densità e dell'andamento dei processi demografici nelle due aree campione e dei fattori ambientali che con essi interferiscono;
- Studio dell'uso dell'habitat e della struttura sociale (ampiezza degli *home range*, sovrapposizione delle *core area*, relazione tra disponibilità di cibo e caratteristiche degli *home range*);
- Analisi critiche dell'uso della metodologia di monitoraggio con gli *hair tube* in relazione alla possibilità di ottenere valori attendibili di densità;

Poiché lo scoiattolo viene considerato un buon indicatore delle comunità animali degli ambienti forestali, con la presente ricerca si intende perseguire l'obiettivo generale di fornire un contributo alla conservazione dello sciuride, individuando e standardizzando, nel contempo, metodologie di monitoraggio delle comunità animali forestali e del "benessere" del bosco anche a fini gestionali.

2. BIOLOGIA DELLO SCOIATTOLO COMUNE, *SCIURUS VULGARIS*

2.1. SISTEMATICA

Classe	<i>Mammalia</i>
Ordine	<i>Rodentia</i>
Sottordine	<i>Sciuromorpha</i>
Famiglia	<i>Sciuridae</i>
Sottofamiglia	<i>Sciurinae</i>
Genere	<i>Sciurus</i> (Linnaeus, 1758)
Specie	<i>Sciurus vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)
Sottosp. Italiane	<i>Sciurus vulgaris fuscoater</i> (Altum, 1876), sull'arco alpino <i>Sciurus vulgaris italicus</i> (Bonaparte, 1838), nell'Appennino centro sett. <i>Sciurus vulgaris meridionalis</i> (Lucifero, 1907), nelle regioni meridionali

Lo scoiattolo comune o europeo (Figura 2.1) appartiene alla classe Mammiferi, ordine Roditori e famiglia Sciuridi. All'interno dell'ordine si distinguono tre principali sottordini: Sciuromorfi al quale appartengono gli scoiattoli, Miomorfi (ratti, topi, criceti etc.) ed Istricomorfi (porcospini, cavie, nutrie etc.). Il sottordine Sciuromorfi è formato da sette famiglie (Gurnell, 1987; Holm, 1989) e lo scoiattolo comune appartiene alla famiglia Sciuridi.



Figura 2.1 - Esempio di scoiattolo comune.

2.2. MORFOLOGIA

I roditori costituiscono il più diversificato e numeroso gruppo di piccoli mammiferi europei. Tutti i rappresentanti di questo ordine hanno una caratteristica dentatura, con un singolo paio di incisivi a crescita continua sia nella parte inferiore che in quella superiore; a seguito è presente uno spazio senza denti chiamato diastema e infine una corta fila di molari masticatori.

Lo scoiattolo comune è l'unico scoiattolo arboricolo ad attività diurna che sia autoctono in Europa e presenta un aspetto facilmente riconoscibile e tipico della sua attività arboricola. Questo sciuride possiede testa e collo distinti dal tronco e un individuo adulto ha una lunghezza media testa-corpo solitamente intorno ai 190-220 mm con una coda lunga circa 170-210 mm. Quest'ultima, ricoperta da lunghi peli e spesso tenuta ripiegata sul dorso, non solo viene utilizzata dall'animale per bilanciarsi durante i suoi spostamenti, ma è anche uno strumento di comunicazione (Holm, 1989) tra individui della stessa specie. La coda è molto importante anche nella termoregolazione: infatti gli scoiattoli hanno l'abitudine di utilizzarla come riparo dal sole nelle giornate molto calde, mentre in giornate molto fredde dormono avvolti in essa per mantenersi al caldo. La coda ha lo stesso colore del dorso e in autunno tende ad infoltirsi diventando più voluminosa.

Il peso corporeo varia molto, sia tra gli individui che stagionalmente; un individuo adulto pesa in media tra i 300- 400 g (Holm, 1989).

Le zampe anteriori sono più brevi rispetto alle posteriori e vengono utilizzate come "ammortizzatori" quando l'animale impatta dopo un balzo, mentre le zampe posteriori sono più lunghe e più robuste e consentono allo scoiattolo di fare salti molto lunghi. Gli arti anteriori presentano quattro dita mentre quelli posteriori cinque, e tutte sono dotate di unghie ricurve e aguzze.

Le orecchie dello scoiattolo comune sono grandi e durante la stagione invernale presentano caratteristici ciuffi; durante l'estate questi ciuffi tendono a sparire (Holm, 1989; Gurnell, 1994). Gli occhi, piuttosto grandi e scuri permettono all'animale di avere una vista acuta; l'odorato, molto sviluppato, è particolarmente importante nel rintracciare le riserve di cibo nascoste nel terreno.

In Europa, il manto dello scoiattolo comune presenta due fasi cromatiche principali, una chiara e una scura, con una varietà di forme intermedie dal marrone, marrone scuro, o dal color sabbia al rosso (Figura 2.2). Il lato inferiore è bianco o color crema (Prigioni *et al*,

2001; Gurnell *et al.*, 2001). La pelliccia dello scoiattolo è soggetta a due mute annuali, in primavera e in autunno, influenzate soprattutto dal fotoperiodo e dalla temperatura (Prigioni *et al.*, 2001). In certe popolazioni, il manto estivo si presenta più corto e chiaro rispetto a quello più folto dell'inverno. La coda ed i ciuffi auricolari mutano invece una sola volta all'anno (Gurnell, 1994).



Figura 2.2 - Diversa colorazione del manto.

2.3. DISTRIBUZIONE

L'areale dello scoiattolo comune (Figura 2.3) si estende dall'Inghilterra al Giappone in direzione ovest-est e dal Circolo Polare Artico al Mediterraneo, compreso il Caucaso, in direzione nord-sud. Lo scoiattolo comune è l'unica specie arboricola autoctona presente in Europa e nella maggior parte del Paleartico. Nella sua forma attuale, lo scoiattolo comune è comparso in Europa solo nel Pleistocene superiore, prima dell'ultima glaciazione (Gurnell, 1987).

In Italia è diffuso sulle alpi e sugli Appennini, nel Gargano, fino alla Calabria, dove si spinge sino alla fascia collinare. In pianura è pressoché assente per l'eccessiva frammentazione del suo *habitat* ed è assente anche sulle isole (Wauters *et al.*, 2001b). (Figura 2.4).

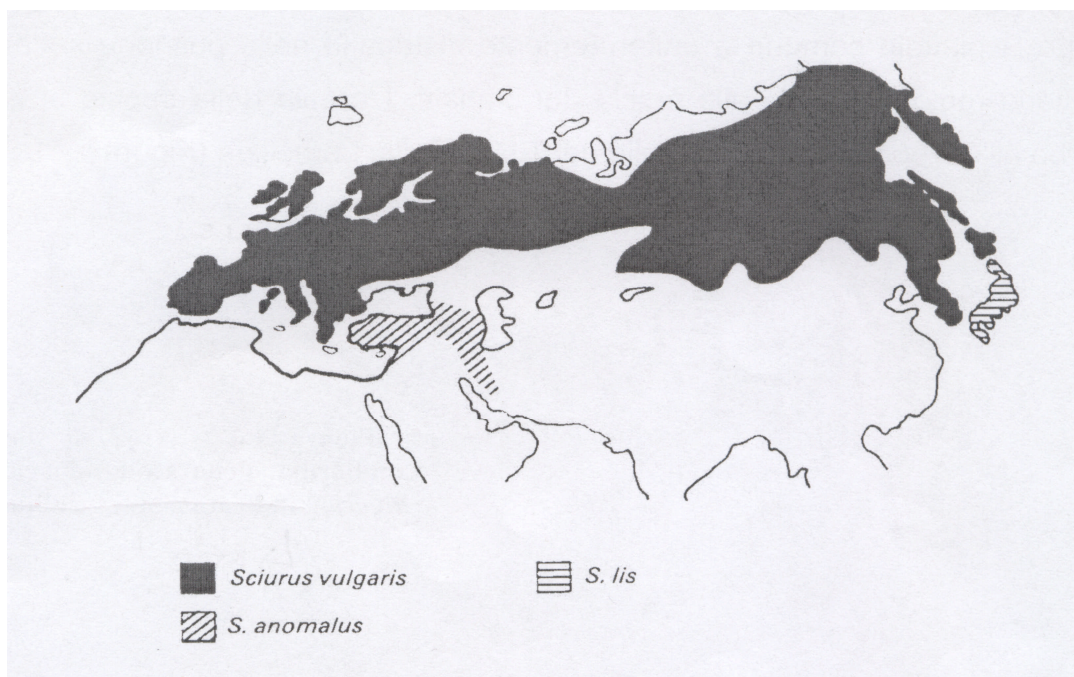


Figura 2.3 - Area di presenza dello scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*), indicata in nero (Wauters *et al.*, 2001).



Figura 2.4 - Area di presenza in Italia, dello scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*), indicata in rosso (Wauters *et al.*, 2001).

In Lombardia, lo scoiattolo comune è uniformemente distribuito nella parte settentrionale del territorio regionale, fino alla fascia degli altipiani. L'areale della specie si estende però anche all'Oltrepò pavese, alla valle del Ticino e alla Lomellina (Prigioni *et al.*, 2001). (Figura 2.5). Le segnalazioni di presenza, distribuite in maniera più o meno uniforme nel corso dell'anno, si collocano principalmente nella fascia compresa tra i 250 e i 1000 m, pur coprendo complessivamente un intervallo altimetrico assai ampio (nidificazione a 2350 m; Valle del Gavia, SO, Cantini, dati inediti in Prigioni *et al.*, 2001). Il maggior numero di ricorrenze si hanno comunque negli *habitat* forestali.

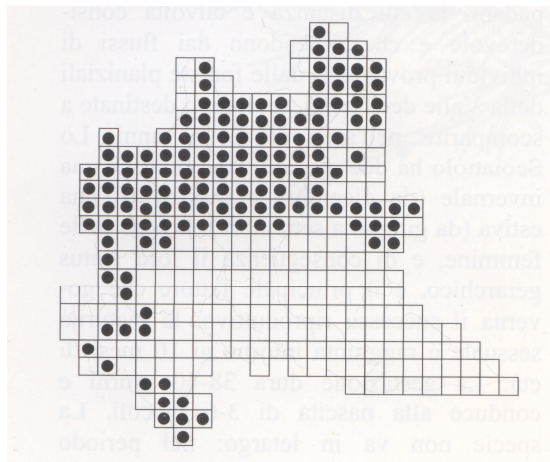


Figura 2.5 - Area di presenza in Lombardia dello scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*) (Prigioni *et al.*, 2001).

2.4. ECOLOGIA DELLO SCOIATTOLO COMUNE

Lo scoiattolo è particolarmente diffuso nei boschi maturi di conifere, preferibilmente plurispecifici e disetanei, di dimensioni superiori ai 100 ha. Lo si può trovare anche nei boschi puri di latifoglie, e nei boschi misti e nelle Alpi e nei Pirenei raggiunge i 2000 m.

Gli scoiattoli sono attivi di giorno e in particolar modo subito dopo l'alba e prima del tramonto. Generalmente passano gran parte del tempo tra gli alberi ma possono raccogliere il cibo sul terreno e portarlo su un albero per mangiarlo. Si cibano prevalentemente dei semi degli alberi, soprattutto quelli di conifere, ma anche di latifoglie (castagne, nocciole, faggeole etc.), che rappresentano una risorsa alimentare ad alto contenuto energetico (cibo primario) e costituiscono la maggior parte della dieta dello scoiattolo durante l'estate e l'autunno. In primavera, solitamente da aprile in avanti, alla

dieta di semi immagazzinati vengono aggiunti germogli, gemme, fiori, funghi e larve, cibo secondario a minor contenuto energetico (Figura 2.6).



Figura 2.6 - Pigne di pino silvestre (a sinistra) e germogli di conifera (a destra) mangiati da scoiattolo.

È durante questo periodo, inoltre, che lo scoiattolo aumenta il tempo trascorso a terra alla ricerca di semi, funghi (spesso depositati sugli alberi dallo stesso animale ad altezze comprese tra 1 e 3 m), frutti e pigne immagazzinate durante l'autunno (Moller, 1983; Wauters e Dhondt, 1987; Wauters *et al.*, 1992, 1995; Wauters e Lens, 1995). Tuttavia il restare sugli alberi per l'alimentazione rende gli scoiattoli meno vulnerabili, aumentando la probabilità di localizzare i predatori e facilitando la fuga e l'uso di rifugi come i nidi sugli alberi stessi (Gurnell, 1987).

L'utilizzo di cibi secondari permette agli scoiattoli di integrare la dieta con sostanze ricche di sodio e calcio, poco presenti nei cibi primari particolarmente ricchi di azoto, potassio e fosforo.

La composizione della dieta dello scoiattolo comune dipende dalla disponibilità di cibo e perciò varia in relazione al tipo di *habitat* e al periodo dell'anno. Durante i periodi in cui le risorse sono più abbondanti, gli scoiattoli devono accumulare energia sotto forma di grasso e assicurarsi le scorte di cibo per far fronte ai periodi più critici. Questo perché la distribuzione e la disponibilità delle risorse trofiche influenzano notevolmente la biometria dell'animale (lunghezza, peso corporeo), che va a ripercuotersi sul successo riproduttivo, i rapporti sociali e la sua sopravvivenza (Wauters e Dhondt, 1989 a, b; 1992; 1995). È stato inoltre dimostrato che individui che raccolgono e accumulano più risorse alimentari hanno maggior probabilità di sopravvivere e di riprodursi (Wauters e Casale, 1996).

Se le condizioni lo permettono le femmine si riproducono due volte in un anno (primavera ed estate), e da ogni parto nascono da due a quattro piccoli. Il totale delle femmine di una popolazione che entra in estro raggiunge un massimo, in anni favorevoli, del 70-90% e si limita al 30-40% se le risorse e il clima non sono ideali. La probabilità che una femmina entri in estro dipende dal peso corporeo e dal rango. Dopo la nascita della prole, le femmine allocano un'ulteriore quantità di energia per l'allattamento. Solo le femmine che non subiscono perdite eccessive di peso riusciranno a portare a termine lo svezzamento. Se invece la perdita di peso è troppo elevata, l'allattamento si interrompe e i piccoli non hanno possibilità di sopravvivere.

Il numero di scoiattoli subisce variazioni sia nei diversi anni sia nell'ambito delle diverse stagioni e le fluttuazioni del numero sono maggiori nelle foreste decidue rispetto alle foreste di conifere. Il numero degli individui di una popolazione aumenta tipicamente in aprile-maggio e in settembre-ottobre, come risultato della riproduzione stagionale e dell'immigrazione. Tale numero, tuttavia, diminuisce da giugno ad agosto e durante l'inverno (novembre-marzo) a causa dell'emigrazione e della mortalità (Wauters e Lens, 1995). Uno scoiattolo comune vive in media dai 3-4 anni, sino ad un massimo di sette (Wauters e Dhondt, 1995).

Studi a tempo relativamente breve, in foreste miste decidue e di conifere, in Belgio ed in Inghilterra, hanno dimostrato l'influenza positiva delle abbondanti produzioni di semi sul successo riproduttivo degli scoiattoli e sulla densità della popolazione (Wauters e Dhondt, 1989a, b; Wauters *et al.*, 1990; Lurz *et al.*, 1997; 2000; Wauters *et al.*, 2004a). Tuttavia, il tasso riproduttivo densità-dipendente ed il reclutamento primaverile/estivo, in entrambi i sessi, portano a ridurre l'ampiezza delle fluttuazioni della popolazione, con una diminuzione nella crescita della popolazione quando la densità è alta, anche se le risorse alimentari sono abbondanti (Wauters e Lens, 1995; Wauters *et al.*, 2004a).

Il fallimento riproduttivo delle femmine in estro, prima o dopo il parto, è il fattore principale che provoca la maggior parte della variazione stagionale e annuale del tasso riproduttivo. Nei boschi di conifere, il numero di femmine in estro che non hanno partorito è correlato alla densità iniziale delle femmine, quindi è un fattore densità-dipendente (Wauters e Lens, 1995).

L'abbondanza di semi di conifere è correlata invece solo con la mortalità totale della prole: quest'ultima aumenta quando la produttività dei pini è bassa. Questo fattore è comunque correlato in maniera minore con la mortalità e/o natalità dei giovani rispetto al fattore

precedente (femmine in estro non partorienti), suggerendo che per le popolazioni di scoiattolo comune ad alta densità, residenti in foreste di conifere, la perdita della prole a causa della densità ha un effetto più forte sulla variazione annuale e stagionale del tasso riproduttivo rispetto alle variazioni legate all'abbondanza e/o scarsità del cibo (Wauters e Lens, 1995).

Nei boschi decidui il solo fattore correlato alla densità iniziale delle femmine è il numero di individui femminili che non è entrato in estro (densità dipendente). La variazione di questo fattore è principalmente spiegata dalla variazione della proporzione di femmine occupanti territori poveri. Quando più femmine occupano *home range* con scarsa produzione di semi poche, tra queste, raggiungono la condizione di estro, a causa delle non ottimali condizioni fisiche (basso peso corporeo) dovute alla scarsità di cibo (Wauters e Dhondt, 1989a). Quindi, in zone con alta densità di femmine, una ridotta fecondità si verifica principalmente in individui che vivono in territori con basse riserve di cibo (Andrewartha e Birch, 1954). Inoltre, nel caso in cui nella stessa popolazione si trovi un elevato numero di femmine confinanti, con una conseguente elevata sovrapposizione degli *home range* (Wauters e Dhondt, 1992), una maggiore porzione di individui allattanti perde l'intera nidiata. Questo non si verifica quando la densità è bassa (quindi la sovrapposizione tra gli *home range* è minore). Anche il numero di femmine che non sono riuscite a partorire e che non hanno portato a termine lo svezzamento dei piccoli diminuisce con l'aumentare delle riserve di cibo (Wauters e Lens, 1995). Nei boschi decidui, quindi, la variazione nell'abbondanza di cibo è il fattore principale che causa variazioni stagionali e annuali nel tasso riproduttivo delle femmine di scoiattolo europeo. Anche in boschi di quercia e nocciolo in Gran Bretagna, il numero di piccoli per femmina adulta (tasso riproduttivo totale) di scoiattolo comune e di scoiattolo grigio aumenta l'anno seguente ad una abbondante produzione di semi, ed è correlato negativamente con la densità delle femmine adulte (Kenward e Holm, 1993; Kenward *et al.*, 1998).

Considerando che solo la densità dello stesso sesso ha un effetto densità-dipendente sui vari processi demografici, conferma il fatto che maschi e femmine rappresentano due entità sociali relativamente separate all'interno della stessa popolazione, aspetto che era già stato proposto considerando la differenza nell'uso dello spazio tra maschi e femmine e l'importanza della competizione intrasessuale, ma non di quella intersessuale nel comportamento di immigrazione (Wauters e Dhondt, 1992; 1993; Wauters *et al.*, 2004a).

Recentemente è stato riscontrato che, in femmine di scoiattolo europeo, i loro territori differiscono per la quantità del cibo che contengono ed all'interno di un determinato territorio la disponibilità di cibo cambia negli anni (Wauters e Dhondt, 1992; Wauters *et al.*, 1995). Inoltre, durante alcuni anni, tutti gli individui di sesso femminile evitano i territori caratterizzati da scarsa qualità, mentre in altri anni può accadere che una percentuale di femmine adulte anche maggiore del 60% si stabilisca in questo tipo di *habitat*. Nei boschi di conifere, il numero di femmine in estro che non hanno partorito non è correlato con la variazione nel numero di femmine che occupano i territori più poveri, ma aumenta quando nella popolazione ci sono più femmine erranti senza un *home range* stabile. Sebbene alcune volte entrino in estro, le femmine adulte erranti (*floaters*) non producono prole (Wauters e Dhondt, 1992). Quindi, un incremento nella proporzione di femmine che non riescono a partorire quando molte femmine erranti sono presenti è un effetto diretto della densità delle femmine. Le femmine adulte erranti possono sovrapporre il loro *home range* a quello delle femmine territoriali. Questo comportamento potrebbe aumentare la competizione per il cibo, provocando una perdita di energia nelle femmine riproduttive durante l'allattamento (Wauters e Dhondt, 1989a).

Nei territori caratterizzati da alte densità di individui, quindi, molte delle femmine che hanno un successo riproduttivo nullo o scarso risultano essere *floaters* oppure occupano territori con scarse risorse di cibo (Wauters *et al.*, 2001b).

Queste relazioni sono tipiche in popolazioni con alta densità, situazione che si presenta nei boschi e foreste della Pianura Padana, nelle zone collinari dell'Europa occidentale e nel sud dell'Inghilterra.

Attualmente ci sono poche informazioni sulla dinamica di popolazione in habitat con forte fluttuazione delle risorse ambientali e/o con bassa densità di risorse ambientali, una situazione che si presenta nell'area campione di Cedrasco (CED).

3. AREE DI STUDIO

3.1. INQUADRAMENTO GEOGRAFICO E CARATTERISTICHE DELLE DUE AREE CAMPIONE

Durante il primo anno di studio sono state individuate due aree campione (Wauters e Hauffe, 1999). Entrambe le aree sono situate in Valtellina (in provincia di Sondrio) in una fascia vegetazionale di foresta montana (Figura 3.1).

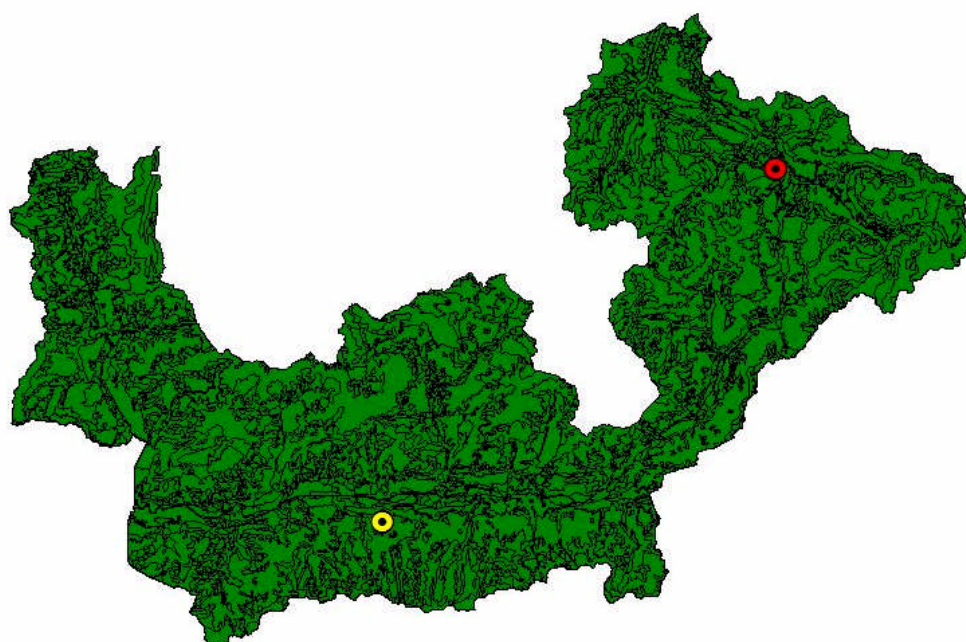


Figura 3.1 - Localizzazione delle due aree campione (Cedrasco in giallo; Oga in rosso) nella provincia di Sondrio.

3.1.1. AREA CAMPIONE DI CEDRASCO

La prima area campione, denominata con la sigla CED, è situata nel settore Sud-Alpino Lombardo, sul versante orientale della Val Cervia, rientrante nel parco Regionale delle Orobie Valtellinesi (provincia di Sondrio). Il parco, istituito nel 1989 come “Parco Naturale Regionale” e divenuto successivamente “Parco Regionale Montano e Forestale”, ha un’estensione totale di 46000 ha.

L'area di studio, situata in località Campelli, nel comune di Cedrasco (SO), si estende per circa 76 ha, lungo la strada che collega il centro abitato di Cedrasco (305 m s.l.m.) alla frazione di Arale (1600 m s.l.m.) e presenta un orientamento NO con una escursione altitudinale che va dai 950 m s.l.m. della zona denominata "Bugli" e i 1450 m s.l.m. della zona denominata "Vasca" (Figura 3.2).

La struttura della vegetazione arborea è tipica di una foresta mista matura, composta prevalentemente da abete rosso (*Picea abies*) per il 25.4% e abete bianco (*Abies alba*) per il 55.8% con la presenza di rari individui di pino silvestre (*Pinus sylvestris*) per il 4.5%, larice (*Larix decidua*) per il 3.2% e faggio (*Fagus sylvatica*) per il 6.6%. IL restante 4.5% è costituito da alberi morti, indicatori di un bosco maturo (Wauters *et al.*, 2001b).

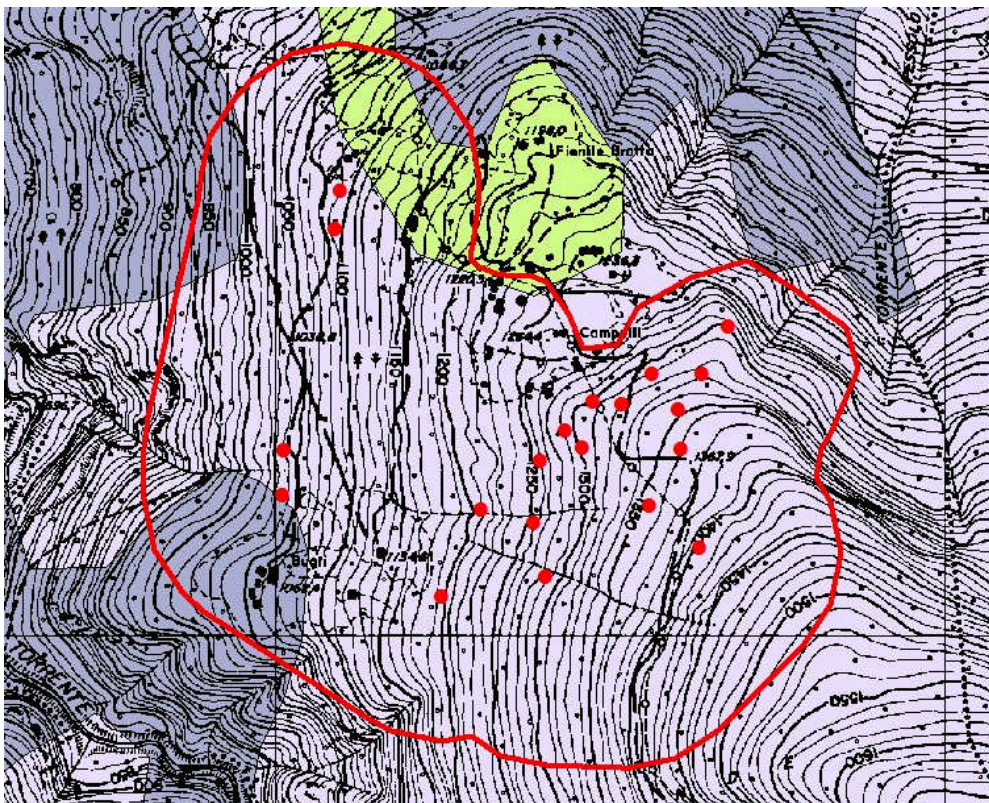


Figura 3.2 - Area campione di Cedrasco (CED). In rosso i margini dell'area di studio e i venti punti trappola.

3.1.2. AREA CAMPIONE DI OGA

La seconda area campione, denominata con la sigla OGA, è situata in località Le Motte, nei comuni di Valdidentro e Valdisotto. Il bosco ha una superficie di circa 63 ha, mentre l'area campione (vedi metodi) ha una superficie di 46,5 ha con una escursione altitudinale che varia fra i 1250 e 1450 m s.l.m. (Figura 3.3). La struttura è quella di un bosco maturo con dominanza di pino silvestre (*Pinus sylvestris*) per l'88% circa ed una presenza limitata di abete rosso (*Picea abies*) e larice (*Larix decidua*).

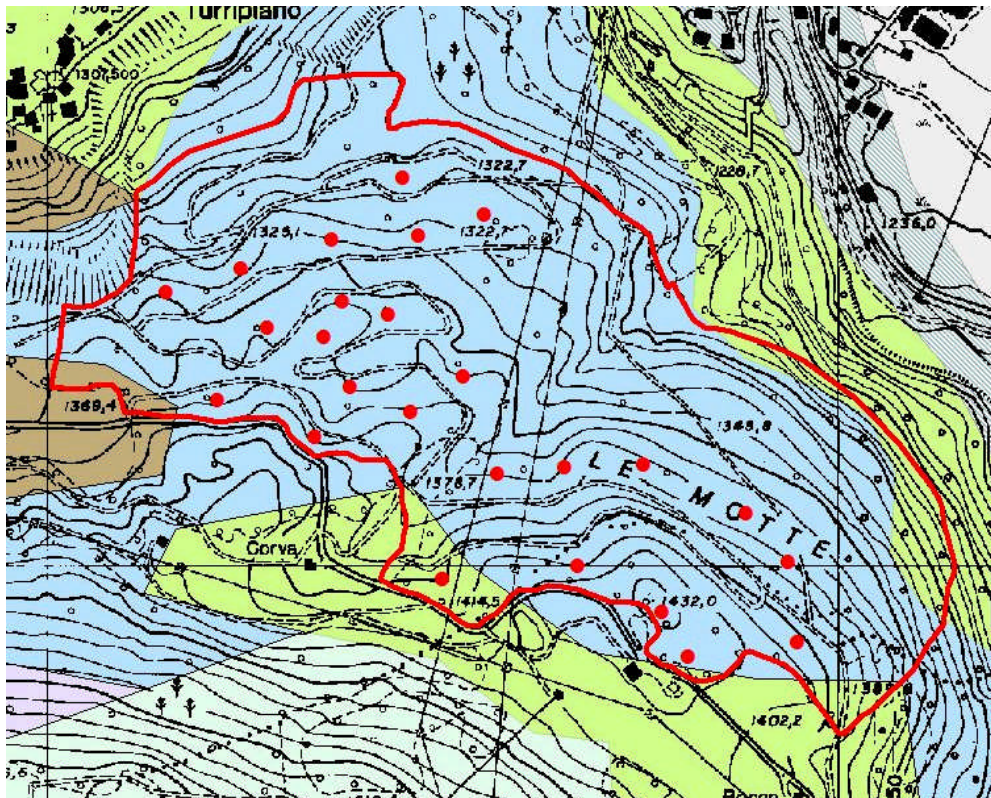


Figura 3.3 - Area campione di Oga (OGA). In rosso i margini dell'area di studio e i 25 punti trappola.

3.2. INQUADRAMENTO GEOLOGICO E GEOMORFOLOGICO

La formazione delle Alpi Orobie inizia circa 20 milioni di anni fa, durante il Miocene, periodo in cui avveniva l'Orogenesi Alpina. Il confine meridionale della Valtellina è segnato dal crinale orobico, dal Monte Legnone al Passo dell'Aprica lungo 50 km, ed allo

stesso tempo determina il limite tra il Parco delle Orobie Valtellinesi e quello delle Orobie Bergamasche. Il versante valtellinese è più ripido e l'attuale morfologia delle sue valli è il risultato dell'azione di vari eventi che hanno portato all'erosione dei versanti: i più evidenti sono l'azione dei torrenti e dei ghiacciai che, durante l'ultima glaciazione, si spingevano fino al fondovalle. Le rocce che caratterizzano le Alpi Orobie sono di origine molto antica, soprattutto Paleozoiche, solo in parte troviamo rocce che risalgono al Mesozoico. La maggior parte della catena è formata da rocce di origine metamorfica: gneiss, micascisti e filladi; solo sulla cima affiorano rocce di tipo sedimentario, soprattutto conglomerati e arenarie.

La morfologia variegata, l'elevata escursione altitudinale e la diversa composizione del substrato hanno portato, in uno spazio di tempo relativamente limitato, ad avere nelle Orobie la presenza di differenti ambienti caratterizzati da una componente vegetale e animale molto particolare.

Il territorio intorno a Oga è formato principalmente da due unità tettoniche presenti a diversi livelli e formatesi grazie ai movimenti orogenetici delle due piattaforme continentali Africa ed Europa. Troviamo le rocce metamorfiche, che hanno subito delle trasformazioni a causa delle elevate pressioni e temperature.

3.3. CARATTERIZZAZIONE CLIMATICA

Le Alpi Orobie sono poste in una condizione intermedia tra la regione climatica a regime mediterraneo a sud e quella a regime continentale a nord. In Lombardia, il clima delle Alpi Orobie è il più ricco di precipitazioni perché questa catena rappresenta la prima vera barriera che incontrano le masse d'aria calda e umida provenienti da sud-ovest. I valori di precipitazioni medie si aggirano intorno ai 1300 mm all'anno e diminuiscono da occidente ad oriente, nonostante il netto aumento della quota media delle montagne. Il regime pluviometrico presenta tre picchi nel corso dell'anno, con due massimi principali in autunno e in primavera, e uno secondario in estate. Le precipitazioni nevose variano molto di anno in anno, anche se restano maggiori rispetto al parallelo settore retico delle Alpi. Ne consegue che il limite delle nevi perenni risulta più basso rispetto al versante opposto e si attesta intorno ai 2700 m s.l.m. I valori medi della temperatura cambiano, ovviamente, in base all'altezza e all'esposizione. A parità di quota ed esposizione, la

temperatura media è maggiore nei mesi invernali rispetto alle Alpi Retiche, mentre è minore in estate, probabilmente a causa della maggior copertura nuvolosa. L'Alta Valtellina è caratterizzata da un clima fortemente continentale con scarse precipitazioni (728 mm annui a Bormio), concentrate nel periodo di massimo termico.

La permanenza del manto nevoso, al di sopra dei 1400 m, supera i 90 giorni.

Le medie del mese più freddo (gennaio) si aggirano attorno ai -10°C , mentre quelle del mese più caldo (agosto) attorno ai 16°C ; la temperatura media scende al di sotto di 0°C per un periodo massimo di 3-4 mesi, mentre alle quote più elevate i mesi in cui la temperatura media è minore di 0°C non sono mai meno di sei.

Oga e la zona ad essa connessa gode di un clima particolarmente favorevole nonostante l'altitudine e la collocazione a settentrione che in alcune zone è già transalpina. L'esposizione al sole è prolungata e all'anno sono solo 60-65 in media le giornate di cielo coperto. Anche la temperatura non registra gli sbalzi che si potrebbero presupporre dalla posizione geografica ed il regime delle piogge nella zona è di tipo continentale, caratteristico della zona interna delle Alpi. Durante inverno tuttavia le precipitazioni nevose non scarseggiano assicurando così un manto nevoso nelle zone sciistiche fino a primavera inoltrata. Primavera, estate ed autunno a Oga sono spesso caratterizzate da un vento tipico della zona che dal Lario spira intorno all'ora di pranzo.

3.4. LINEAMENTI VEGETAZIONALI

Il territorio della Valtellina può essere generalmente distinto in tre fasce altitudinali: una fascia collino-planiziale, una montana e una culminale.

3.4.1 FASCIA COLLINARE-PLANIZIALE

La fascia si estende dal fondovalle fino a circa 800 m di quota ed è quella che maggiormente ha risentito dell'intervento antropico. Tagli sistematici della vegetazione boschiva e opere di bonifica, hanno convertito la copertura originaria di bosco misto deciduo in prati. Si registra inoltre una notevole presenza di castagno.

3.4.2 FASCIA MONTANA

Il piano montano può essere ulteriormente suddiviso in tre orizzonti:

-
- *orizzonte montano*, che occupa la fascia compresa tra 800 e 1100 m circa ed è caratterizzato da una vegetazione boschiva rappresentata principalmente da latifoglie quali faggio, betulla, frassino, sorbo e castagno.
 - *orizzonte subalpino inferiore*, che comprende la porzione di versante situata tra i 1100 e i 1800 m. Esso è formato da boschi di conifere e da specie arbustive caratteristiche come il *Rhododendro-Vaccinietum*. Le specie dominanti risultano essere l'abete rosso (*Picea abies*), l'abete bianco (*Abies alba*) ed il pino silvestre (*Pinus sylvestris*); la presenza del larice (*Larix decidua*) è ovunque sporadica. Il limite altitudinale delle foreste risulta attestarsi intorno ai 1900 m.
 - *orizzonte subalpino superiore*, attestato tra i 1800 m e i 2300 m. Questa fascia è caratterizzata oltre che dagli ultimi alberi isolati, da varie associazioni arbustive, come il *Rhododendro-Vaccinietum* distrutto dal pascolamento, lo *Junipero-Arctostaphyletum* caratteristico dei versanti esposti a sud, l'*Alnetum viridis* caratteristico dei canaloni umidi o percorsi da valanghe.

3.4.3 FASCIA CULMINALE

Tre orizzonti si distinguono anche all'interno di questa fascia :

- *orizzonte alpino*, dominato dalle praterie di alta quota;
- *orizzonte alto-alpino*, che si estende oltre i 2600 m ed è caratterizzato dalla presenza di erbe pioniere e crittogame;
- *orizzonte nivale*, situato alle quote più alte, include soprattutto alcune crittogame, muschi e licheni.

Le Alpi Orobie ospitano una flora del tutto particolare formata in prevalenza da specie "ossifile", cioè capaci di vivere solo sui suoli acidi. Caratteristici sono due endemismi floristici: *Viola comollia*, piuttosto rara e rinvenibile sui ghiaioni di alta quota, tra i 2000 e i 2450 m, e *Sanguisorba dodecandra*, una Rosacea diffusa in luoghi molto umidi come i corsi d'acqua del settore orientale.

La vegetazione dell'area campione di Cedrasco è da porre nei limiti definiti dall'orizzonte montano e dalla regione inferiore dell'orizzonte subalpino. In essa infatti sono ancora diffuse le latifoglie, in particolare il faggio. Le conifere come abete bianco, abete rosso,

larice e pino silvestre, compaiono gradualmente, dapprima in mezzo alle latifoglie, poi sempre più diffuse fino a diventare esclusive.

3.5. DETERMINAZIONE DEI *BUFFER* PER LE AREE CAMPIONE

Per ciascuna area campione sono stati selezionati dei *buffer*, ovvero dei perimetri circolari dal diametro di 1 km, 5 km e 10 km, utilizzati per stimare la tipologia e calcolare la percentuale delle varie categorie vegetazionali intorno ad ogni area di saggio (Figura 3.4 e Figura 3.5).

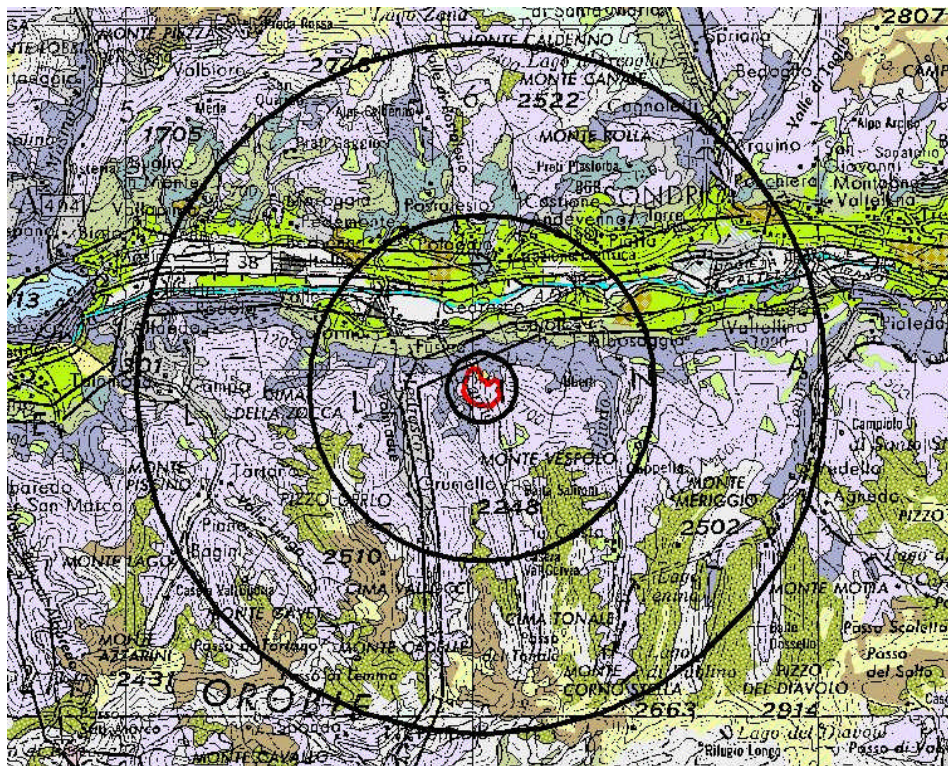


Figura 3.4 - Rappresentazione dei *buffer* di 1 km, 5 km, 10 km intorno all'area campione di Cedrasco.

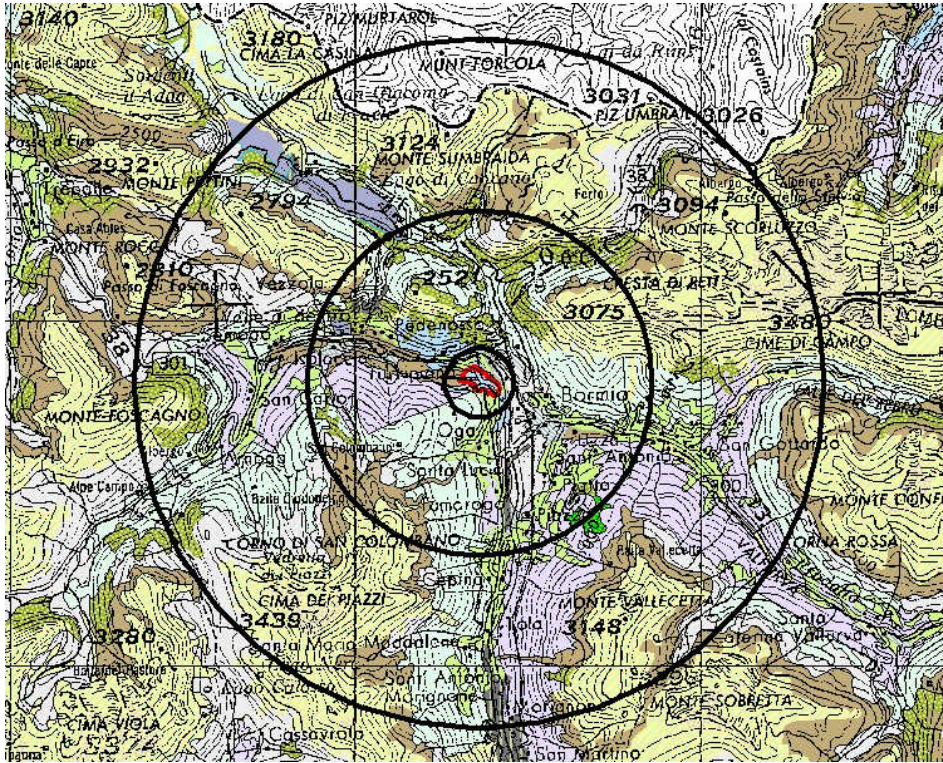


Figura 3.5 - Rappresentazione dei *buffer* di 1 km, 5 km e 10 km intorno all'area campione di Oga.

4. MATERIALI E METODI

4.1. COMPOSIZIONE DELLA VEGETAZIONE ARBOREA

Per stimare la compatibilità dell'ambiente con le esigenze biologiche dello scoiattolo sono state effettuate, nelle due aree di studio, analisi della composizione e della struttura della vegetazione arborea. Sia nell'area denominata OGA, che nell'area denominata CED, sono state individuate 20 stazioni di 20m x 20m (400 m²), in modo tale che gli *hair-tube* e le trappole si trovassero all'interno di questi quadrati; ogni stazione è denominata Stazione di Rilevamento Vegetazionale (SRV) (Wauters *et al.*, 2004 a; Wauters *et al.*, 2005).

Le coordinate di tutti gli *hair-tube* sono state determinate mediante sistema satellitare GPS (*Global Positioning Sistem*). All'interno di ogni SRV sono stati rilevati i seguenti dati:

- il numero totale di alberi presenti, per tutte le specie presenti;
- la stima della dimensione media degli alberi, effettuata mediante la misura in centimetri del diametro del tronco all'altezza del petto (DBH), per due esemplari (chiamati "alberi campione"), delle seguenti specie arboree: abete bianco (*Abies alba*), larice (*Larix decidua*), abete rosso (*Picea excelsa*), pino silvestre (*Pinus sylvestris*), scelti per grandezza ed età tipica per quella SRV;
- numero di specie del sottobosco e la proporzione relativa di nocciolo (*Corylus avellana*).

Per gli alberi campione è stata stimata la proiezione al suolo della chioma dell'albero mediante la misura della lunghezza del ramo più grande.

Infine è stato calcolato l'indice di diversità di Simpson (1-D), che tiene conto dell'abbondanza delle diverse specie arboree:

$$(1-D) = 1 - \sum n P_i^2$$

dove P_i = proporzione della specie i (numero di individui della specie i /numero individui totali)

n = numero di specie presenti.

La metodologia qui descritta ci consente di:

1. descrivere la composizione dell'*habitat* per ogni SRV.
2. descrivere la composizione dell'*habitat* in tutta l'area di studio e quindi di calcolare la disponibilità delle diverse tipologie di *habitat*.

A Cedrasco, la sovrapposizione delle **SRV** con l'*home range* di ogni scoiattolo è stata usata per calcolare il *microhabitat* (proporzione di ogni specie arborea) disponibile in ogni singolo *home range* (**HRHd**):

$$\text{HRHd} = [\sum^m (\sum_{j=1}^n P_j)] / m$$

dove:

- P_j = proporzione della specie arborea j ,
- n = numero di specie di alberi,
- m = numero di SRV nell'*home range*.

4.1.1 DEFINIZIONE DI MACROHABITAT E MICROHABITAT

Con il termine *macrohabitat* si intende l'insieme delle varie tipologie forestali presenti all'interno di tutta l'area campione (si rimanda alla descrizione dell'area di studio per maggiori dettagli). In relazione al *macrohabitat* si definisce, quindi risorsa trofica disponibile per lo scoiattolo.

Con il termine *microhabitat*, invece, si definisce l'insieme delle specie arboree preferite da ogni singolo animale e, quindi, si definisce la risorsa trofica utilizzata dallo scoiattolo.

L'indagine sull'uso dell'*habitat* (Analisi Compositiva) è stata possibile per la sola area di Cedrasco, l'area campione di OGA, infatti, è troppo omogenea per poter fare una divisione in *macrohabitat*. Inoltre in essa la dominanza di pino silvestre è tale da rendere statisticamente difficile un'analisi dell'uso dell'*habitat* al livello di *microhabitat*.

4.2. CONTEGGIO DELLE PIGNE E DISPONIBILITÀ ENERGETICA

Il censimento delle pigne fresche di abete bianco, larice, abete rosso e pino silvestre avveniva all'inizio di ogni mese di agosto, in ogni SRV, mediante osservazione da postazioni fisse, utilizzando un binocolo 10 x 50 (Figura 4.1). In molti casi le pigne erano visibili solo su parte della superficie dell'albero (50-75% della chioma), e il numero di pigne contate veniva estrapolato moltiplicando per 2 o 4/3, nel momento in cui era censito, rispettivamente, il 50% o il 75% della chioma.



Figura 4.1 - Conteggio delle pigne.

Il larice è una specie difficile da monitorare, non solo per le dimensioni piccole delle sue pigne, ma soprattutto perchè ogni pianta, in un anno di abbondante produzione può produrre da alcune centinaia ad alcune migliaia di pigne e trattenerne la maggior parte per uno o due anni successivi. Di conseguenza non è semplice distinguere, su tutta la chioma dell'albero, le pigne fresche (verdi) da quelle degli anni precedenti (marroni). Per ovviare a questo inconveniente, in un primo momento sono state censite tutte le pigne con meno di due anni (riconoscibili per la loro forma più regolare ed il colore), successivamente, le pigne verdi sono state distinte da quelle marroni in una sottosezione contenente circa 100 pigne. Il numero totale di pigne dell'anno (t) e quello delle pigne dell'anno precedente ($t-1$) sono state calcolate usando la percentuale delle pigne nuove e

di quelle di un anno censite nella sottosezione. Per esempio, per un albero con 750 pigne, con una sottosezione contenente 60 pigne nuove e 40 di un anno, la stima della produzione nell'anno t sarebbe di 450 pigne e quella relativa all'anno $t-1$ di 300.

Infine, 50 pigne fresche per ogni specie sono state raccolte, misurate e seccate in stufa a 70°C per 48 ore e, per ogni singola pigna, è stato contato numero medio di semi per stimare il numero medio di semi per pigna. Così facendo, è stato possibile stimare la produzione annuale di semi per ogni specie arborea, in tutte le SRV. Per unire i dati relativi a semi di specie differenti, il numero di semi per albero relativo ad ogni specie è stato convertito in valore energetico (kJ per albero), attraverso analisi calorimetriche (Tabella 4.1). Utilizzando le informazioni sul numero degli esemplari di ogni specie arborea per SRV e sul contenuto calorico specie-specifico per ogni albero è stato, quindi, possibile calcolare la densità di disponibilità alimentare (relativa ai semi) per ogni singola stazione (moltiplicata per 25 in modo da ottenere stime in kJ ha^{-1}).

La produttività di una SRV è stata stimata come di seguito:

1. produzione di semi in kJ/albero della specie a (in anno t):

$$f_a = (\text{n. medio di semi/pigna di specie } a) \times \text{PIGNE}_t \text{ di specie } a \times$$

(valore energetico per pigna di specie a in kJ);

2. produzione di semi della specie a nel SRV in kJ:

$$F_a = f_a \times \text{n. alberi della specie } a$$

3. produzione totale nella SRV (in kJ su 400 m^2)

$$F_{\text{SRV}} = F_a + F_b + \dots + F_n$$

dove a, b, \dots, n sono le specie di alberi di cui sono state contate le pigne.

Tabella 4.1 - Peso fresco e peso secco misurato in mg (media \pm dev.st.) delle diverse specie di conifere alpine. È stato contato il numero di semi per pigna e valutato il valore energetico (media \pm dev.st. in kJ/g) mediante analisi calorimetrica (Serino, 2002). È stato inoltre stimato il valore energetico persingola pigna (kJ/pigna).

Specie	Peso fresco	Peso secco	Semi/pigna	kJ/g secco	kJ/pigna
Pino silvestre	11,0 \pm 1,0	9,0 \pm 1,0	33 \pm 7	25,2 \pm 0,4	7,49
Abete rosso	11,0 \pm 4,0	9,0 \pm 3,0	233 \pm 59	24,1 \pm 0,2	61,69
Abete bianco	62,0 \pm 15,0	51,0 \pm 12,0	137 \pm 44	27,3	145,91
Larice	7,0 \pm 1,0	5,2 \pm 0,7	88 \pm 8	20,5	9,39

Il valore medio di tutte le 20 stazioni di campionamento è stato infine utilizzato come misura della media annuale di abbondanza di semi per l'intera area campione.

I semi prodotti nell'estate-autunno dell'anno t sono stati considerati disponibili per lo scoiattolo durante il successivo anno, per esempio da luglio dell'anno t a giugno dell'anno $t+1$ (Wauters e Lens, 1995).

4.3. MONITORAGGIO DEI FUNGHI

Dal 2002 è stato effettuato il monitoraggio delle specie di funghi, sia epigei che ipogei, presenti all'interno dell'area di saggio. Per il campionamento, svolto da aprile ad ottobre con cadenza bisettimanale, sono stati utilizzati i protocolli di seguito descritti.

4.3.1 FUNGHI IPOGEI

Si è effettuato un campionamento ogni 15 giorni, scavando in 4 punti trappola per volta, e cambiando stazione ad ogni successiva verifica, in modo da controllare almeno 2 volte ogni punto trappola nell'arco dei 7 mesi. Intorno ad ogni albero campione, scelto all'interno di ogni SRV, sono state scavate, nelle 4 direzioni cardinali, altrettante aree circolari di diametro pari a circa 1 m (corrispondenti ad un'area di circa 3.14 m² ciascuna) e profonde circa 15 cm. Durante il secondo controllo, le 4 aree circolari sono state scavate spostandosi di 45° rispetto agli scavi precedenti. Da queste buche sono stati prelevati gli eventuali corpi fruttiferi rinvenuti (Figura 4.2) che, una volta raccolti, venivano riposti in fogli di carta assorbente umidi e quindi conservati all'interno di contenitori di polistirolo espanso ad una temperatura di circa 4°C.



Figura 4.2 - Esempari di funghi ipogei.

4.3.2 FUNGHI EPIGEI

All'interno delle aree di studio sono stati individuati, in due diverse tipologie forestali, due transetti denominati α e β di 50 m di lunghezza per 4 m di larghezza (circa 200 m² a transetto). Durante le uscite i transetti venivano percorsi raccogliendo gli eventuali funghi rinvenuti (Figura 4.3). Come metodo di conservazione si è fatto riferimento a quello indicato per i funghi ipogei.

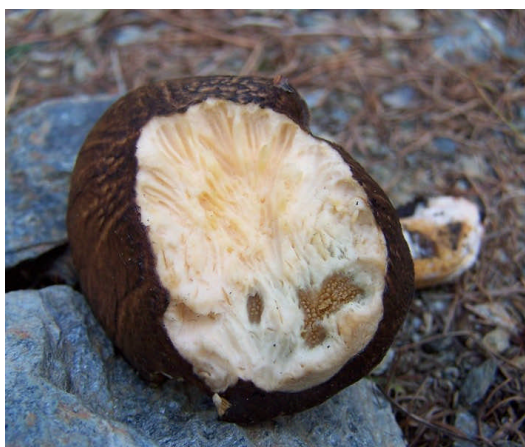


Figura 4.3 - Esempari di fungo epigeo con evidenti segni di morsicature da parte di scoiattolo.

Al termine delle sessioni di campionamento tutti i funghi raccolti venivano portati in laboratorio per valutarne il peso fresco e successivamente essere essiccati in stufa (*Firlabo air concept*) a 30°C per 24 ore (Figura 4.4). È stato quindi riportato in tabella il peso secco di ogni campione. Le analisi micologiche per la determinazione della specie sono state svolte presso il Dipartimento di Valorizzazione e Protezione delle Risorse Agroforestali dell'Università degli Studi di Torino.

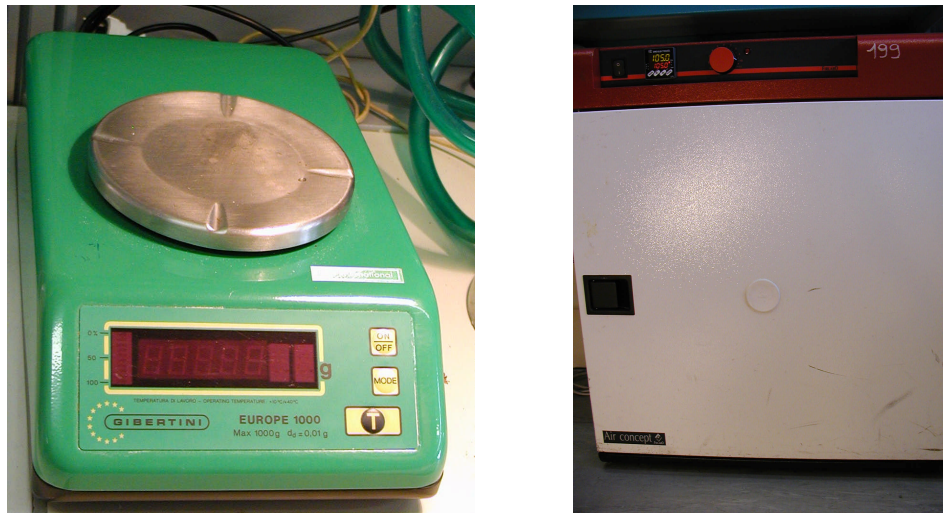


Figura 4.4 - Strumentazione utilizzata in laboratorio: bilancia tecnica e stufa per l'essiccazione.

4.4. MONITORAGGIO DELLA CONSISTENZA DELLE POPOLAZIONI DI SCOIATTOLO CON L'AUSILIO DI HAIR-TUBE

L'utilizzo di tecniche di monitoraggio che consentono di stimare la consistenza di una popolazione in maniera veloce e accurata è di grande aiuto nell'elaborazione di piani per la gestione di una specie. La tecnica degli *hair-tube* consiste nell'attrarre gli animali all'interno di tubi in PVC (di lunghezza variabile dai 25 ai 30 cm e di diametro di 6-8 cm) fissati al tronco o ai rami orizzontali degli alberi tramite un filo ad anima metallica o rivestito di plastica, ed innescati con semi di girasole o nocciole. Alle due estremità viene posizionata una placchetta di legno con del bi-adesivo (Genovesi e Bertolino, 2001) (Figura 4.5).

Quando l'animale si introduce nel tubo attratto dall'esca, entra in contatto con il nastro adesivo lasciandovi attaccati i peli (Figura 4.6), che possono essere identificati utilizzando

le procedure riportate in Teerink (1991), basate sulla morfologia delle scaglie cuticolari e sulla sezione trasversale del pelo stesso.

Gli *hair-tube* sono stati utilizzati in Gran Bretagna (Garson e Lurz, 1998; Gurnell *et al.*, 2004) e in Italia (Bertolino *et al.*, 1998; Wauters e Hauffe, 1999) per rilevare la presenza dello scoiattolo comune e dello scoiattolo grigio in diverse tipologie forestali.



Figura 4.5 - Hair- tube innescati con nocciole e provvisti di placchette con bi-adesivo.



Figura 4.6 - Placchetta con bi-adesivo con peli di scoiattolo.

Per le due aree campione, CED e OGA, sono stati allestiti rispettivamente venti e venticinque tubi posizionati ad una distanza di 100-200 m l'uno dall'altro. I tubi sono stati collocati seguendo il più possibile una posizione a griglia, ed attivati in stagioni diverse dal 1999 al 2005.

I controlli sono stati eseguiti dopo due e quattro settimane dall'attivazione e sempre antecedenti l'inizio delle sessioni di cattura. Al momento del controllo, le placche con campioni di pelo sono state rimosse e separate annotando sia il numero del tubo che la

data. Dopo questa operazione, si rifornisce nuovamente il tubo con le nocciole e si posizionano nuove placchette adesive.

I peli delle placche rimosse possono essere rimossi in laboratorio con xilene e a questa fase segue la determinazione della specie di appartenenza. Mediante osservazione al microscopio è possibile un riconoscimento specie-specifico del pelo tramite la valutazione della sua sezione trasversale (a forma di fagiolo nello scoiattolo comune e circolare nello scoiattolo grigio).

4.5. TRAPPOLAGGIO E MANIPOLAZIONE DEGLI SCOIATTOLI

Gli scoiattoli sono stati catturati allo scopo di analizzare i processi demografici (riproduzione, sopravvivenza, immigrazione ed emigrazione), di verificare l'occupazione dello spazio e l'uso dell'*habitat*, di misurare alcune variabili biometriche, di controllare lo stato riproduttivo e le condizioni di salute. Ogni anno, da maggio 2000 a ottobre 2005, sono state effettuate tre sessioni di catture (primaverile, estiva ed autunnale), di almeno dieci giorni ciascuna, utilizzando trappole incruente del modello solitamente impiegato in questo tipo di studi sugli scoiattoli (Tomahawk tipo 200 e 201; Tomahawk, *live-trap* Co., Wisconsin, USA) (Figura 4.7).

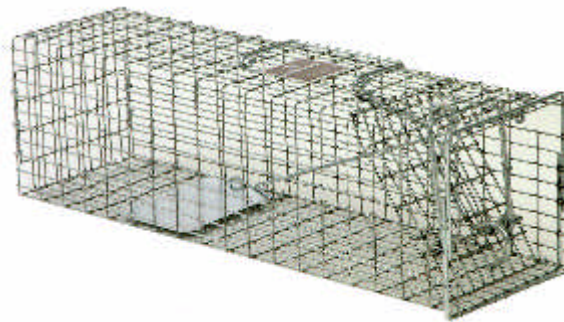


Figura 4.7 - Trappola incruenta di tipo Tomahawk per la cattura di scoiattoli.

Le trappole sono state posizionate sul terreno, solitamente ai piedi dell'albero o sull'albero stesso su cui si trova il tubo in PVC (*hair-tube*).

Per attirare gli scoiattoli sul luogo di cattura e per abituarli alla presenza delle trappole, è stata utilizzata la tecnica del *pre-baiting*. Un mese prima dell'inizio delle catture negli *hair-tube* venivano poste alcune nocciole, periodicamente riforniti durante i controlli per il

monitoraggio. All'avvio della sessione di catture, invece, le nocciole venivano lasciate nelle trappole posizionate ma non attivate.

Nei giorni di cattura, le trappole venivano attivate all'alba e controllate, al massimo, ogni quattro ore. Nelle giornate con condizioni climatiche favorevoli, l'ultimo controllo veniva effettuato poco prima del tramonto e il meccanismo veniva lasciato attivato. Ciò non comportava nessun tipo di rischio in quanto, avendo lo scoiattolo abitudini diurne, nessun animale sarebbe entrato nella trappola fino al mattino successivo. Procedendo in questo modo, è stato possibile limitare al massimo il disturbo antropico nelle prime ore del mattino, quando l'attività dello scoiattolo è più intensa (Wauters e Dhodt, 1987). In caso di condizioni meteorologiche avverse, il meccanismo delle trappole veniva bloccato dopo l'ultimo controllo.

Una volta catturato, lo scoiattolo veniva stimolato a spostarsi dalla trappola in una sacca ad imbuto, dove veniva pesato usando una bilancia *Pesola spring* con margine di errore di $\pm 5g$ (Figura 4.8). La sacca è dotata lateralmente di una cerniera, e fornita di due aperture, una posteriore più larga (posizionata intorno all'apertura della trappola) ed una anteriore più stretta. Il peso veniva ricontrollato ad ogni cattura.



Figura 4.8 - Fase di pesatura dello scoiattolo con sacca ad imbuto e bilancia.

Dalla sacca, l'animale veniva poi fatto passare in un cilindro di rete metallica (*handling cone*) per procedere alla marcatura con targhette auricolari metalliche numerate (tipo 1003 S National Band and Co., USA), alla misurazione della lunghezza del piede posteriore destro (dal tallone al polpastrello), con precisione di ± 0.5 mm (Wauters e Dhondt, 1989b;

Wauters e Gurnell, 1999) e al controllo delle condizioni riproduttive e dello stato di salute generale (Figura 4.9 e Figura 4.10).



Figura 4.9 - Passaggio dalla sacca all'handling cone.



Figura 4.10 - Misurazione del piede posteriore destro dello scoiattolo.

Infine, veniva osservato il colore del pelo e classificato come "scuro" per animali con manto completamente scuro e addome bianco; "rosso" per animali con manto completamente rosso e addome bianco e "intermedio" per animali che presentavano un manto per lo più scuro con tracce consistenti di rosso, solitamente localizzate sulle zampe ed ai lati dell'addome bianco (Wauters *et al.*, 2004b). Inoltre, la presenza di ciuffi auricolari permetteva di classificare il manto in fase *invernale*, l'assenza in fase *estiva*, le situazioni intermedie venivano classificate come fase di *muta*.

Durante ogni sessione di catture venivano poi prelevati un campione di feci per animale ed un campione di tessuto, utilizzando un *punch* per biopsie, ad ogni individuo catturato per la prima volta (Figura 4.11). I campioni di feci venivano conservati in alcol etilico denaturato, mentre i campioni di tessuto, per l'indagine genetica, in etanolo puro. Terminato il campionamento lo scoiattolo veniva immediatamente rilasciato sul posto.



Figura 4.11 - Prelievo del campione di tessuto auricolare.

Per ogni scoiattolo catturato sono stati annotati, su apposita scheda (Figura 4.12), i seguenti dati:

- area di studio;
- numero della trappola corrispondente al numero del tubo;
- sesso e stato riproduttivo;
- peso;
- numero della marca auricolare;
- colore e fase della muta del pelo;
- lunghezza del piede posteriore destro;
- eventuale campionamento di tessuto per analisi genetiche;
- eventuale campionamento di feci;
- frequenza del radiocollare se l'animale ne era munito.

NUMBER	TAG		TOE	N/R	SEX	DATE	AREA	TRAP	BM	FL	COLOUR		REP.	DNA	FECAL	COLLAR	
	Dx	Sx									fur	COND.					
					m/f	d/m/y	bor/cad/oga/val		g	mm				H/S	y/n	fit/rem	
893	166	1278			R	m	2/7/03	280	12	370	59	INT	EST	Ts4	/	Y	/
894	199	196			M	m	"	"	12	370	61	"	"	Ts3	S	Y	/
895	1272	1273			R	m	"	"	16	345	59	"	"	Ts3	/	Y	/
896	1213	1214			R	m	"	"	5	360	"	"	"	Ts4	/	Y	/
897	1264	1265			R	F	"	"	18	300	59	"	"	PREG	/	Y	/
898	159	195			R	m	"	"	9	370	"	"	"	Ts3	/	Y	REM 559
	1213	1214			R	m	2/7/03	"	6	350	"	"	"	Ts4	/	/	/
899	142	"			M	m	"	"	10	300	57	DARK	"	Ts3	S	Y	/
900	1244	1284			R	F	"	"	2	345	60	INT	EST	Ts4	/	Y	/
	166	1278			R	m	6/7/03	"	2	345	"	"	"	Ts4	/	/	/
	199	196			R	m	"	"	18	320	"	"	"	Ts3	/	/	/
	1213	1214			R	m	"	"	5	350	"	"	"	Ts4	/	/	/
901	198	"			M	F	"	"	20	355	59	"	"	LACT	S	Y	/
	165	"			M	m	"	"	12	115	"	INT	"	TA0	/	/	/
902	156	"			M	m	"	"	14	160	55	"	"	TA0	S	Y	/
	1213	1214			R	m	5/7/03	"	9	355	"	"	"	Ts4	/	/	/
	199	196			R	m	"	"	13	320	60	"	"	Ts3	/	/	/
	198	158			R	F	"	"	19	325	59	"	"	LACT	/	/	/
	142	"			R	m	"	"	10	300	57	DARK	"	Ts3	/	/	/
903	192	"			M	F	6/7/03	"	12	170	54	"	"	TA0	S	Y	/
	159	195			R	m	"	"	9	360	"	"	"	Ts3	/	/	/
	156	1785			R	m	"	"	12	170	54	"	"	TA0	/	/	/
	199	196			R	m	"	"	14	310	"	"	"	Ts3	/	/	/
	198	158			R	F	7/7/03	"	12	340	"	"	"	LACT	/	/	/
	1213	1214			R	m	"	"	19	375	"	"	"	Ts4	/	/	/

Figura 4.12 - Scheda con l'annotazione dei dati di cattura.

4.6. ATTRIBUZIONE STATO RIPRODUTTIVO E CLASSI DI ETÀ

L'attribuzione dello stato riproduttivo è stata effettuata in base ai criteri di seguito esposti (Wauters e Dhondt, 1989 a; 1995; Wauters e Lens, 1995; Wauters *et al.*, 1995).

4.6.1 FEMMINE

Anestro (NO): vulva piccola, senza apertura longitudinale.

Pre-estro (Pre O): vulva debolmente allargata e non perforata.

Estro (O): vulva molto gonfia, rosa e allargata.

Post-estro (PO): vulva parzialmente o fortemente gonfia, con apertura longitudinale progressivamente più chiusa, che lascia una fessura fortemente visibile.

Gravida (PREG): ancora in fase di post-estro con presenza di embrioni nell'addome rilevata tramite palpeggiamento.

Allattante (LACT): capezzoli grandi, rosa e fortemente rigonfi, in cui si può, in certi momenti, stimolare la secrezione del latte.

Post-allattamento (PL): capezzoli ancora grandi ma secchi, pigmentati e senza rigonfiamento.

Le femmine dello scoiattolo sono in estro per circa 24 ore per ogni ciclo riproduttivo e la gestazione dura dai 38 ai 42 giorni. Alla maggior parte delle femmine allattanti è stato applicato un radiocollare per localizzare il nido e per determinare il loro successo riproduttivo. Quest'ultimo è stato monitorato anche attraverso regolari ricatture, per un continuo controllo delle condizioni riproduttive: la perdita di una cucciolata per una femmina è stata verificata quando, precedentemente alla prima data di svezzamento, essa cambiava nido e/o quando i capezzoli non rimanevano gonfi a lungo (Wauters e Lens, 1995). Lo stato riproduttivo dei maschi si definisce in base alla posizione (addominale, semiscrotale o scrotale) e alla dimensione di testicoli, oltre che al colore dello scroto.

4.6.2 MASCHI

Testicoli addominali (ta 0): testicoli nell'addome, scroto non presente (solo nei giovani di età minore dei 6 mesi).

Testicoli addominali (ta 1): testicoli nell'addome, scroto chiaro, piccoli ma visibile.

Testicoli addominali (ta 2): testicoli nell'addome, scroto scuro e ben visibile.

Testicoli semi scrotali (tss 3): testicoli non ancora discesi completamente nella sacca scrotale.

Testicoli scrotali (ts 4): testicoli completamente discesi nella sacca scrotale, scroto grande.

Le classi di età sono state determinate in base ai seguenti criteri:

4.6.3 GIOVANI

- Età < 4 mesi.
- Peso inferiore ai 250 g.
- Maschi con scroto molto piccolo o non visibile e testicoli addominali (ta 0).
- Femmine con vulva molto piccola e capezzoli non visibili.

4.6.4 SUBADULTI

- Età da 4 a 10-12 mesi.
- Peso superiore ai 250 g.
- Maschi con testicoli addominali (ta1 o ta2) o semi-scrotali, scroto piccolo e chiaro.
- Femmine con vulva piccola non perforata e capezzoli invisibili.

4.6.5 ADULTI

- Età oltre i 10-12 mesi.
- Maschi con testicoli scrotali quando sessualmente attivi o addominali (spesso con scroto scuro) quando sessualmente inattivi.
- Femmine nullipare: genitali esterni e capezzoli simili a subadulti.
- Femmine primipare o multipare: vulva leggermente più grande, con capezzoli visibili durante o subito dopo l'allattamento (Wauters e Lens, 1995).

In certe stagioni (tarda estate e autunno per i giovani nati in primavera), il peso corporeo non costituisce più un carattere distintivo per gli adulti e i subadulti, perché fortemente influenzato dalle condizioni ambientali (Wauters e Dhondt, 1989a, b; 1993).

4.7. ANALISI DELL'USO DELLO SPAZIO

L'uso dello spazio è stato analizzato utilizzando dati ottenuti con la tecnica del *radiotracking*. Negli anni 2000, 2002 e 2004 alcuni scoiattoli sono stati dotati di radiocollare (modello BD-2/PD-2C, Holohil System Ltd., Ontario, Canada) e monitorati per un periodo complessivo di sette mesi diviso in due sessioni: una primaverile-estiva (da maggio ad agosto) ed una autunnale (da settembre a novembre). Per ogni sessione sono state effettuate 40 localizzazioni (*fix*) per animale mediante l'uso di un ricevitore TRX-2000s (Wildlife Materials, Inc.- Carbondale, ILL, USA) e di un'antenna portatile a tre elementi Yagi (Biotrack, Wareham, Dorset, UK).

I *fix* sono stati ottenuti avvicinandosi all'emettitore di segnale radio sino all'avvistamento dell'animale o, in caso lo scoiattolo non fosse contattabile visivamente, utilizzando l'intensità e la direzione del segnale per giungere all'identificazione di un'area di presenza

(Wauters & Dhondt 1992). Per ogni localizzazione veniva valutato lo stato di attività dell'animale, la specie arborea su cui lo scoiattolo si trovava, le condizioni meteo e, nei casi di contattabilità visiva, il comportamento. I dati ottenuti venivano riportati su un'apposita scheda (Figura 4.13) che veniva compilata in campo.

Squirrel: ear-tag		Radio frequency:		Study Area: <u>CFD</u>		Codes										
Id (tag)	Age	Sex	Month	Year	NestX	NestY	X	Y	Activ	Tree	Hour	Hght	Meteo	Wind	Age	Sex
284			9	04			4560323	5109403	4	1	11.02	12.21	1	1	1=juv	1=male
398			9	04			4560390	5109443	4	1	11.18	12.20	1	1	2=subad	2=female
399			9	04			4560460	5109404	4	1	12.16	12.03	1	1	3=adult	
404			9	04			4560620	5109414	4	1	12.37	12.06	1	1		
417			9	04			4560670	5109434	4	1	12.02	12.55	1	1	Activ	Tree
424			9	04			4560690	5109434	4	1	12.22	12.55	1	1	1=inactive	1=P.ab
427			9	04			4560720	5109434	4	1	12.35	12.55	1	1	2=nest	2=A. alba
432			9	04			4560750	5109434	4	1	12.36	12.55	1	1	3=??	3=Larix
434			9	04			4560770	5109434	4	1	12.36	12.55	1	1	4=nonactive	4=P.silv.
439			9	04			4560779	5109434	4	1	12.27	12.55	1	1	5=bench	
701			9	04			4560874	5109474	4	1	12.48	12.29	1	1	6=P.cembra	
447			9	04			4560827	5109464	4	1	12.03	12.23	1	1	7=into lat-con	
447			9	04			4560835	5109464	4	1	12.21	12.60	1	1	8=ground	
835			9	04			4560850	5109464	4	1	12.34	12.60	1	1	Meteo	Wind
570			9	04			4560850	5109464	4	1	12.34	12.60	1	1	1=sun	1=no
551			9	04			4560878	5109473	4	1	12.22	12.08	1	1	2=clouds	2=yes
398			9	04			4560887	5109477	4	1	12.24	12.13	1	1	3=rain	
398			9	04			4560887	5109477	4	1	12.24	12.13	1	1	4=snow	
701			9	04			4560887	5109477	4	1	12.24	12.13	1	1	missing value = -9	
467			9	04			4560632	5109432	4	1	12.09	12.58	1	1	Note	
832			9	04			4560623	5109432	4	1	12.25	12.16	1	1		
447			9	04			4560623	5109432	4	1	12.25	12.16	1	1		
292			9	04			4560413	5109314	4	1	12.28	12.34	1	1		
474			9	04			4560303	5109134	4	1	12.52	12.42	1	1		
551			9	04			4560302	5109134	4	1	12.41	12.41	1	1		
349			9	04			4560391	5109163	4	1	12.54	12.27	1	1		
701			9	04			4560384	5109384	4	1	12.09	12.52	1	1		
467			9	04			4560632	5109432	4	1	12.01	12.61	1	1		
370			9	04			4560827	5109464	4	1	12.50	12.50	1	1		
287			9	04			4560827	5109464	4	1	12.50	12.50	1	1		
270			9	04			4560804	5109453	4	1	11.00	11.25	1	1		
424			9	04			4560806	5109423	4	1	11.12	12.54	1	1		
551			9	04			4560806	5109423	4	1	11.12	12.54	1	1		
398			9	04			4560806	5109423	4	1	11.12	12.54	1	1		
447			9	04			4560522	5109436	4	1	12.31	12.56	1	1		
467			9	04			4560522	5109436	4	1	12.31	12.56	1	1		
832			9	04			4560655	5109434	4	1	12.16	12.23	1	1		
701			9	04			4560655	5109434	4	1	12.16	12.23	1	1		
349			9	04			4560622	5109434	4	1	12.02	12.93	1	1		

Figura 4.13 - Scheda per l'annotazione dei dati raccolti durante il radiotracking.

Tutti i fix venivano, infine, georeferenziati utilizzando un sistema di posizionamento satellitare GPS (*Global Positioning System*, modello GPS MAP60, Garmin, USA) e successivamente analizzati al computer utilizzando Arc View GIS 3.2 in ambiente Windows e RangesV in ambiente DOS.

4.8. USO DELL'HABITAT

Per la sola area di Cedrasco l'uso dell'*habitat* è stato analizzato sia a livello di *macrohabitat* (tipologie di bosco), sia a livello di *microhabitat* (uso delle specie arboree). In entrambi i casi è stata usata l'analisi composizionale (*compositional analysis*, Aebischer et al. 1993) per valutare le preferenze di uso dell'*habitat* degli scoiattoli (si rimanda alla descrizione dell'area di studio per maggiori dettagli). A livello di *microhabitat* sono stati utilizzati i dati delle specie arboree sulle quali è stato individuato lo scoiattolo dotato di radiocollare (Figura 4.14) durante i *fix* attivi (foraggiamento, spostamento) o di riposo: dunque quando l'animale era fuori dal nido. I dati di scelta delle specie arboree usate per la costruzione dei nidi sono stati analizzate separatamente. L'analisi composizionale considera il

rapporto logaritmico delle differenze tra le percentuali di *habitat* utilizzato e disponibile. Questo metodo è, quindi, utile per determinare le preferenze nell'uso dell'*habitat* da parte di ogni singolo scoiattolo, utilizzando le radiolocalizzazioni (Lurz *et al.* 2000; Wauters *et al.* 2000). In una prima fase è stato calcolato il parametro statistico lambda secondo Wilk: un valore statisticamente significativo di χ^2 ($P < 0.05$, con gradi di libertà = numero di tipologie di *habitat* -1) indica un utilizzo non casuale delle tipologie di *habitat* disponibili (Aebischer *et al.* 1993). Successivamente viene prodotta una matrice di coppie di tipologie di *habitat* comparate in cui valori negativi implicano selezione negativa della tipologia di *habitat* al numeratore rispetto a quella al denominatore, mentre valori positivi indicano preferenza. Le significatività statistiche di queste comparazioni sono state accertate calcolando i valori di t (Aebischer *et al.* 1993).



Figura 4.14 - Radiocollare pronto per essere applicato allo scoiattolo.

4.8.1 ANALISI DEGLI HOME RANGE

La variazione stagionale degli *home range* (HR) dello scoiattolo e l'uso dello spazio sono stati analizzati sia per la stagione estiva (giugno-agosto), sia per quella autunnale (settembre-novembre). Per ogni localizzazione sono state registrate l'attività (1=attivo; 2=nel nido; 4=non attivo) e la posizione dello scoiattolo (a terra o sull'albero, determinando la specie arborea sulla quale si trovava). Ogni *fix* è stato georeferenziato mediante l'utilizzo di un sistema di posizionamento satellitare GPS. Per l'analisi sono state utilizzate dalle 22 alle 41 radiolocalizzazioni per ogni animale, che si sono rivelate

sufficienti per una descrizione adeguata dell'*home range* dello scoiattolo (Wauters & Dhondt 1992).

Tutti i dati riguardanti le dimensioni dell'*home range*, l'utilizzo dello spazio e la sovrapposizione di HR tra i diversi animali, sono stati analizzati utilizzando il programma RANGES V in ambiente DOS (Kenward & Hodder 1996). Una *cluster analysis* preliminare sui dati, ha evidenziato le aree maggiormente frequentate (Kenward 1987; Lurz *et al.* 2000). Questa è stata utilizzata per identificare le *core area*, zone dove l'attività dello scoiattolo era maggiore. Un significativo incremento della percentuale dell'area utilizzata all'interno dell'*home range* totale è stato rilevato tra il 70-75% dei cluster e il 90% dei *cluster*, come indicato dal punto di flesso della curva di distribuzione cumulativa della frequenza di utilizzo (DCU). In media il punto di flesso veniva determinato intorno all'85% di tutti i *fix* ($n = 45$ HR, $media \pm DS = 85 \pm 4\%$) quindi l'85% dei *fix* è stato scelto per individuare le stime della *core area*. La *cluster analysis* ha, inoltre, permesso di stabilire se l'*home range* di ogni animale fosse mononucleare (con un solo punto di flesso della curva di distribuzione cumulativa della frequenza di utilizzo) oppure multinucleare (con più di un punto di flesso della curva DCU, Kenward 1987).

Per ogni scoiattolo, in ogni stagione sono stati calcolati i seguenti parametri:

- Estensione totale dell'*home range* (MCP, comprendente il 100% delle localizzazioni) e il Minimo Poligono Convesso (MCP) al 95% (comprendente il 95% dei *fix* con distribuzione più prossima alla media aritmetica ricalcolata, *recalculated arithmetic mean algorithm*, Harris *et al.* 1990; Kenward & Hodder 1996).
- Stima delle *core area* mononucleari all'85% (MCP85%).
- *Core area* all'85% utilizzando una *cluster-analysis* (CA85%).
- Stima della *core area* Individuale "ICA" usando per ogni *home range* individuale e stagionale l'esatto punto di flesso della curva (tra il 75% e il 90% dei *fix*).
- Stima della 'miglior' *core area* (BESTCA) utilizzando l'MCP85% per *home range* mononucleari e l'ICA per quelli multinucleari.
- Estensione totale dell'*home range* utilizzando il metodo Kernel (KER100%, Worton 1989; Kenward & Hodder 1996).
- Kernel all'85% (KER85%).

Molti autori considerano il kernel il miglior metodo attualmente disponibile per la stima della distribuzione delle localizzazioni all'interno dell'intera area occupata da un animale dotato di radiocollare (per esempio Kenward & Hodder 1996). Per i nostri dati, il kernel con un fattore di appianamento (*smoothing factor*) $h = 0.7$ ($DS/N-6$) dove N = numero di *fix*, ha prodotto la stima più accurata dell'estensione degli *home range* e la minor varianza (Seaman & Powell 1996).

Per la stima delle sovrapposizioni tra *core area* è stata utilizzata la stima della miglior *core area* (BESTCA). All'interno di ogni stagione e anno la sovrapposizione delle *core area* è stata espressa come percentuale di sovrapposizione tra *core area* di un individuo e di tutti gli altri (Wauters & Dhondt 1992). È stato, inoltre, determinato il numero di sovrapposizioni tra individui dello stesso sesso e per ogni animale è stata calcolata la sovrapposizione tra la stagione estiva e quella autunnale sia dell'*home range* (MCP), sia della *core area*.

4.9. DETERMINAZIONE DELLA DENSITÀ ATTRAVERSO GLI ANIMALI RADIOMARCATI O BASATA SU GRIGLIE DI TRAPPOLE

Il trappolaggio su griglia è stata una tecnica standard per stimare la densità di popolazione di piccoli mammiferi. (Otis *et al.*, 1978; White *et al.*, 1982, rivisto in Thompson *et al.*, 1998). Le griglie di trappole permettono, inizialmente, di stimare le dimensioni (N) della popolazione, cioè il numero di individui presenti nell'area. Per stimare la densità, si assume che l'area dove avviene il trappolaggio sia demograficamente e geograficamente chiusa, così che la densità risulti $D = N/A$, dove A è la superficie dell'area di trappolaggio. La questione della chiusura demografica non è difficile da incontrare perché l'intervallo di trappolaggio può essere abbastanza corto da escludere, semmai, un'alta mortalità. I giovani reclutati dalla popolazione possono essere riconosciuti e esclusi dal campione. In ogni caso, la chiusura geografica è più difficile da trattare. Gli animali ai lati della griglia, con una porzione del loro *home range* nella griglia, sono causa di incertezza quando bisogna definire l'esatta area della griglia (A). Il valore effettivo di A è maggiore dell'attuale area di griglia. "Nested grids" (Otis *et al.*, 1978; White *et al.*, 1982) sono state usate per cercare di eliminare questi concetti, ma questi tentativi non hanno avuto un totale successo (Wilson e Anderson, 1985).

Gli animali radio-marcati permettono un approccio innovativo nell'ottenere stime di densità obiettive. Un campione di $Mt+1$ animali catturati nella griglia vengono collarati.

Dopo che il trappolaggio è completato, in modo tale che le trappole con le esche non rappresentino una fonte di attrazione per lungo tempo, l'area dove si trovano gli animali viene monitorata per determinare la proporzione di tempo che loro trascorrono sull'area con le trappole. In questo modo, si può calcolare $p_i = g_i/G_i$, dove p_i è la probabilità che l'animale i si trovi all'interno della griglia, stimata come numero di radiolocalizzazioni interne alla griglia (g_i) diviso il numero di radiolocalizzazioni totali (G_i). La media (\bar{p}) e la varianza [$\text{Var}(\bar{p})$] di p_i possono essere usate per una stima corretta della popolazione (N), la sua varianza [$\text{Var}(N)$] può dare un'obiettiva stima della densità:

$$D = N \bar{p} / A$$

con la varianza calcolata come:

$$\text{Var}(D) = [N^2 \text{Var}(\bar{p}) + \bar{p}^2 \text{Var}(N)] / A^2$$

assumendo che N e \bar{p} sono indipendenti.

Un metodo alternativo potrebbe stimare \bar{p} come la proporzione degli animali collarati che passano un minimo del 50% del loro tempo sull'area delle griglie. Comunque, noi possiamo immaginare uno scenario in cui nessuno degli animali, il cui *home range* coincide con una porzione dell'area di trappolaggio, abbia più del 50% del suo *home range* nell'area di trappolaggio. In questo caso, il valore di \bar{p} sarebbe zero, risultando $D = 0$. In questo modo, la griglia ha ancora una densità costituita dalla parte di *home range* di tutti gli animali che occupano la griglia. Perciò, si crede che il miglior valore di \bar{p} sia la media delle localizzazioni sulla griglia di ciascun animale marcato. Una media di p_i valutata dal numero di localizzazioni per ogni animale può essere usata per situazioni dove è considerabile una variazione nel numero di localizzazioni ottenuta per ogni campione marcato. Sarebbe meglio non stimare p_i dalla sua varianza perché $\text{var}(p_i)$ e p_i non sono indipendenti, così risulterà un valore giusto di \bar{p} .

Questo forse è più appropriato in situazioni in cui gli animali non sono attratti alla griglia. Questa regola è importante perché è meno conveniente marcare con radiocollari animali che passano poco tempo sulla griglia che animali che passano molto tempo. La stima di \bar{p} sarebbe troppo alta, e risulterebbe D troppo alta. Per situazioni in cui gli animali sono attratti sulla griglia, sospettiamo che questa regola non sia valida perché gli animali che normalmente non usano la griglia sarebbero catturati e radio-marcati, risultando

successivamente una stima meno esatta di \bar{p} per animali catturati nella griglia. Studi su simulazioni del movimento degli animali con *home range* ben definiti dopo quelli intapresi da Wilson e Anderson (1985) potranno essere usati per stabilire queste regole (Millsbaugh e Marzluff, 2001).

L'area del Minimo Poligono Convesso (MCP100%), ovvero la più piccola area ove sono racchiuse le trappole, ha un estensione di 24.86 ha (0,99 trappole/ha) nell'area di OGA e di 24.48 ha (1,22 trappole/ha) nell'area di Cedrasco.

4.10. DEFINIZIONE DEI PARAMETRI DEMOGRAFICI E TEMPORALI

Per valutare gli effetti dell'abbondanza trofica annuale sulla dinamica di popolazione, è stato definito un "anno scoiattolo" da luglio (dell'anno t) a giugno (dell'anno t+1) (Wauters & Lens, 1995). Ne consegue che, l'abbondanza nell'anno t (quantità di semi prodotti tra luglio e agosto di quell'anno) è usata per testare gli effetti della disponibilità alimentare su:

- Riproduzione estiva-autunnale nell'anno t e quella primaverile nell'anno t+1.
- Sopravvivenza da ottobre dell'anno t ad aprile dell'anno t+1 (sopravvivenza invernale).
- Sopravvivenza da aprile ad ottobre dell'anno t+1 (sopravvivenza estiva).
- Immigrazione autunnale dell'anno t e primaverile-estiva (aprile-maggio e giugno-luglio) dell'anno t+1.
- Reclutamento degli animali catturati in settembre-ottobre dell'anno t ed in aprile-luglio dell'anno t+1.

Densità: per stimare la consistenza della popolazione durante ogni sessione di cattura, si considera il numero minimo di animali vivi (MNA) dato dai trappolamenti, dal *radiotracking* e dalle osservazioni. Con un alto successo di catture, si può considerare che le stime siano rappresentative della reale densità di scoiattolo comune. Vengono considerati come animali residenti gli adulti e subadulti già precedentemente marcati presenti in aprile (densità primaverile), in luglio (densità estiva) o in ottobre (densità autunnale) di ogni anno.

I metodi di stima sono due:

- rapporto tra MNA e la superficie del Minimo Poligono Convesso contenente le trappole;
- rapporto tra MNA e la densità degli animali marcati.

Tasso di sopravvivenza: stime della sopravvivenza stagionale (per un periodo di 6 mesi) vengono fatte da ottobre dell'anno t ad aprile dell'anno $t+1$ (sopravvivenza invernale) e da aprile dell'anno t a ottobre dello stesso anno (sopravvivenza estiva). Per avere un inquadramento sperimentale a blocchi scaglionati (*staggered entry design*) (Pollok, 1989), viene usata la stima di Kaplan-Meier:

$$SK = 1 - (d_i/r_i)$$

Dove: d_i = numero di scoiattoli adulti scomparsi nell'intervallo di tempo tra i e $i+1$

r_i = numero di scoiattoli adulti vivi al tempo i .

Tutti i parametri relativi alla dinamica di popolazione vengono analizzati stagionalmente, poiché la riproduzione e la dispersione avvengono in periodi distinti.

Tasso di riproduzione: nelle femmine è calcolato stagionalmente come rapporto tra il numero di esemplari in allattamento (come indicatore di produzione di prole) e il numero di femmine residenti (adulte e subadulte) presenti in aprile-luglio (accoppiamento primaverile) od ottobre (accoppiamento estivo). La stagionalità nella riproduzione può però non essere così evidente, e femmine di scoiattolo comune in *habitat* alpino possono partorire in tutti i mesi tra marzo e luglio.

Per i maschi il tasso di riproduzione stagionale è calcolato come rapporto tra il numero di maschi con testicoli scrotali o semi-scrotali e il numero di maschi residenti (adulti e subadulti) presenti in aprile-luglio (accoppiamento primaverile ed ottobre (accoppiamento estivo)).

Tasso di immigrazione: è il rapporto tra il numero di esemplari immigrati e il numero di residenti in aprile (immigrazione primaverile) o in settembre-ottobre (immigrazione estiva).

Tasso di reclutamento: il numero di "reclutati" è la somma del numero di giovani nati all'interno dell'area di saggio e il numero di immigrati che sono stati catturati in almeno due sessioni di cattura successive. Il tasso di reclutamento è il rapporto tra il numero di

“reclutati” e il numero di esemplari residenti in primavera (residenti presenti in aprile) e in autunno (residenti presenti in ottobre).

I tassi di immigrazione, reclutamento e sopravvivenza sono analizzati separatamente per i due sessi.

4.11. ANALISI STATISTICHE

Ogni indagine sulla popolazione (tasso di immigrazione, di reclutamento e di sopravvivenza degli adulti) è stata inserita come variabile dipendente in un modello di tipo *generalised linear model* (GLM) cioè modello lineare generalizzato.

Abbiamo indagato gli effetti del sesso (maschi o femmine) e della stagione (estate o estate-autunno), considerati come variabili categoriche. Densità dello stesso sesso (densità dei maschi per i parametri demografici di maschi di scoiattolo; densità delle femmine per i parametri demografici di femmine di scoiattolo), densità dell'altro sesso, e abbondanza di cibo (dopo trasformazione logaritmica) sono state considerate come variabili continue indipendenti e come interazioni tra variabili continue e sesso. La maggior parte delle variabili continue era distribuita in modo normale (test di Kolmogorov-Smirnov, $P > 0.05$; SAS, 1999).

Per tutti i test con variabili indipendenti multiple sono stati selezionati modelli attraverso la procedura *stepwise* di termini non significativi, in ordine inverso di significatività (PROC GLM or PROC REG, SAS 1999). Se non altrimenti indicato, i dati sono presentati come media, con il coefficiente di varianza (%CV) espresso come percentuale della media.

L'analisi dell'abbondanza di semi di conifere è espressa in $\text{kJ} \text{albero}^{-1}$ (dopo trasformazione logaritmica). L'anno, la specie arborea e le loro interazione a due vie sono state testate come effetti fissati in modelli lineari misti (*Mixed ANOVA model*, PROC MIXED, SAS 1999). Correlazioni residuali a livello annuale sono state esplicitamente modellate comparando le 5 strutture di correlazione e selezionando la più appropriata utilizzando il BIC. Questo tipo di analisi è stata effettuata per l'abbondanza totale di cibo combinando la produzione di semi di tutte le specie arboree. La distribuzione del valore residuale per ogni modello è stata indagata usando la statistica di Shapiro-Wilk. Si rimanda a Verbeke e Molenberghs (2000) per maggiori dettagli. Tutti i test di significatività sono a due code e il livello di significatività è stato fissato a 0.05. Se non altrimenti indicato, i valori sono presentati nel testo come media \pm SD.

I dati riguardanti la grandezza degli *home range* e delle *core area*, e inerenti l'abbondanza annuale di cibo, sono stati considerati normali dopo trasformazione logaritmica e sono stati analizzati mediante test parametrici. È stata fatta un'indagine di normalità e omoscedasticità (con varianze uguali) sui dati relativi alla sovrapposizione delle *core area*. I dati relativi al numero di sovrapposizioni per ogni sesso non discostavano da una distribuzione normale (Shapiro-Wilk's test, $W > 0.9$, SAS 1999) tranne che per quelli riguardanti il numero di altre femmine che si sovrapponevano ad ogni femmina di scoiattolo ($W = 0.86$).

Tutti i dati percentuali (percentuale di sovrapposizione delle *core area*) sono stati trasformati usando l'inverso dell'arcoseno della percentuale di sovrapposizione, prima dell'applicazione di test parametrici.

Dove risultavano campioni di dimensioni piccole e/o distribuzioni asimmetriche (*skewed*) in contrasto con l'ipotesi di normalità, sono stati utilizzati test non-parametrici (*Kruskal-Wallis ANOVA*, *Wilcoxon matched-pairs signed-ranks test*).

Le variazioni nelle dimensioni degli *home range* e delle *core area*, nonché le sovrapposizioni tra *core area*, sono state comparate negli anni, nelle stagioni e nei diversi sessi, utilizzando un modello ANOVA a tre vie adattato per misure ripetute di singoli animali.

In ogni analisi siamo partiti dal modello saturato (per esempio considerando tutti gli effetti fissi e le loro interazioni) e abbiamo comparato i modelli con 5 diverse strutture di correlazione (SIMPLE: senza correlazioni residuali; CS a simmetria composta; CSH: simmetria composta con varianza; AR(1): autoregressiva di primo ordine; UN: non strutturata (per maggiori dettagli si rimanda a Verbeke & Molenberghs 2000). L'adeguatezza del modello (*model fit*) è stata comparata usando lo Schwarz's Bayesian Information Criterion (BIC), dove valori più piccoli indicavano un migliore adattamento. Dopo aver selezionato la struttura di correlazione della matrice di correlazione residuale abbiamo continuato a testare gli effetti fissi e abbiamo effettuato una selezione del modello utilizzando una procedura a ritroso (*backward procedure*). I gradi di libertà e l'errore standard di F- e t-tests sono stati determinati usando il metodo di Kenward-Rogers. L'interpretazione del modello finale è stata fatta basandosi sul metodo dei minimi quadrati (*least square means*).

Per l'analisi delle associazioni di variazioni inaspettate nella variazione dell'ampiezza degli *home range* e delle *core area*, i valori residuali dei modelli selezionati saranno indagati per le loro relazioni con la massa corporea, l'abbondanza di cibo, e la sopravvivenza

locale come fattore. Questo verrà fatto utilizzando modelli lineari generali misti separati considerando i valori residuali come variabili dipendenti. Correlazioni residuali in questi modelli sono state inserite applicando le stesse strutture di correlazione selezionate nel corso delle precedenti analisi.

4.12. ANALISI GENETICA

Per procedere ad un'indagine genetica mediante lo tecnico dei microsatelliti e DNA mitocondriale (mtDNA), a partire dal 2000 ad ogni animale, nel corso della sua prima cattura, veniva prelevato un campione di peli (dalla coda) o di tessuto (dal padiglione auricolare) mediante l'utilizzo di un *punch* per biopsie (Figura 4.15).



Figura 4.15 - Fasi del prelievo di tessuto per le analisi genetiche.

Il campione veniva, quindi, conservato in etanolo puro. L'estrazione del DNA veniva effettuata con il metodo del fenolo-cloroformio per i campioni di tessuto e con il *chelex* per quelli di peli (Walsh *et al.* 1991).

Per l'analisi del DNA mitocondriale (mtDNA) il DNA è stato estratto da circa 30 bulbi piliferi da ognuno dei 14 campioni. Il DNA è stato estratto con il metodo standard del fenolo-cloroformio successivamente ad una digestione del tessuto in presenza di SDS-Proteinasi K (8 ore a 55°C). Un frammento di 378 paia di basi (bp) appartenente alla regione del d-loop del DNA mitocondriale è stato amplificato mediante PCR con i primer SQL (Lpro-SQL-ACTAATCCATCGTGATGTCTTATTTA) e SQR (SQR-CTTACTTGACCAATCCCTCACT) ottenuti a partire dalla sequenza pubblicata del genoma completo del mtDNA di *Sciurus vulgaris* (posizione dei nucleotidi da 15548 a 15926; GenBank acc. n. AJ238588; Reyes *et al.* 2000). La reazione di PCR è stata eseguita in

un volume di 20 µl contenenti 1.5U di Taq DNA polimerasi (Polymed), *buffer* 1X (Polymed), 2.5 mM MgCl₂, 100 µM dNTPs, 20 pmol di ogni primer SQL and SQR, e 2 µl of DNA. La reazione di PCR è stata effettuata in MJ Research PTC150 con un ciclo di denaturazione iniziale di 1 min. a 94°C, seguito da 40 cicli di amplificazione (94°C per 30 s, 52°C per 30 s, e 72°C per 1 min.). Il prodotto di PCR è stato purificato mediante centrifugazione utilizzando QIAquick® PCR purification Kit (QIAGEN Inc.). 2µl di prodotto di PCR purificato sono stati utilizzati nella reazione di sequenziamento effettuata mediante ABI BigDye terminator kit (Perkin-Elmer, Applied Biosystems Division) in un volume finale di 20µl. I prodotti di reazione ottenuti sono stati purificati su Centri-sep (Princeton Separations) e sequenziati con sequenziatore automatico ABI Prism 310 (Applied Biosystems).

Le sequenze sono state analizzate mediante il programma COLLAPSE v.1.1 (Posada 1999) e sono stati successivamente calcolati indici standard di diversità e frequenze aploipiche mediante il programma ARLEQUIN v.2.000 (Schneider *et al.* 2000).

Per le analisi del DNA microsatellite 28 individui sono stati genotipizzati in 10 loci (SCV4 (GT)₂₃, SCV9 (ACAG)₃(AC)₁₄, SCV12 (TG)₁₅(CACG)₂, SCV13 (GA)₁₅, SCV19 (TG)₁₁, (Hale *et al.* 2001); RSµ1 (GGAT)₁₃, RSµ3 (GA)₉(GACA)₉, RSµ4 (ATCC)₁₂, RSµ5 (GT)₁₀, RSµ6 (GTT)₁₀, (Todd 2000). Amplificazioni tramite PCR sono state effettuate in 10 µl di volume di reazione contenente 1x *buffer* (10 mM Tris-HCl, pH 8.8, 1.5 mM MgCl₂, 50 mM KCl e 0.1% Triton X-100), 200 µM dNTPs, 0.33-0.4mM di ogni primer, 2.5-3 mM MgCl₂, 0.6 U Taq polimerasi (FINNZYMES) e 100-300 ng di DNA genomico. Le amplificazioni tramite PCR sono state eseguite seguendo i protocolli di Todd (2000) e Hale *et al.* (2001). I prodotti della PCR sono stati analizzati con un ALFexpress II DNA analyser (Amersham Pharmacia Biotech) (Figura 4.16) e il *software* ALLELELINKS versione 1.02 (Amersham Pharmacia Biotech). Standard interni ed esterni sono stati utilizzati e campioni di riferimento con genotipo noto sono stati inclusi in ogni corsa per assicurare risultati attendibili di genotipi tra i vari gel.

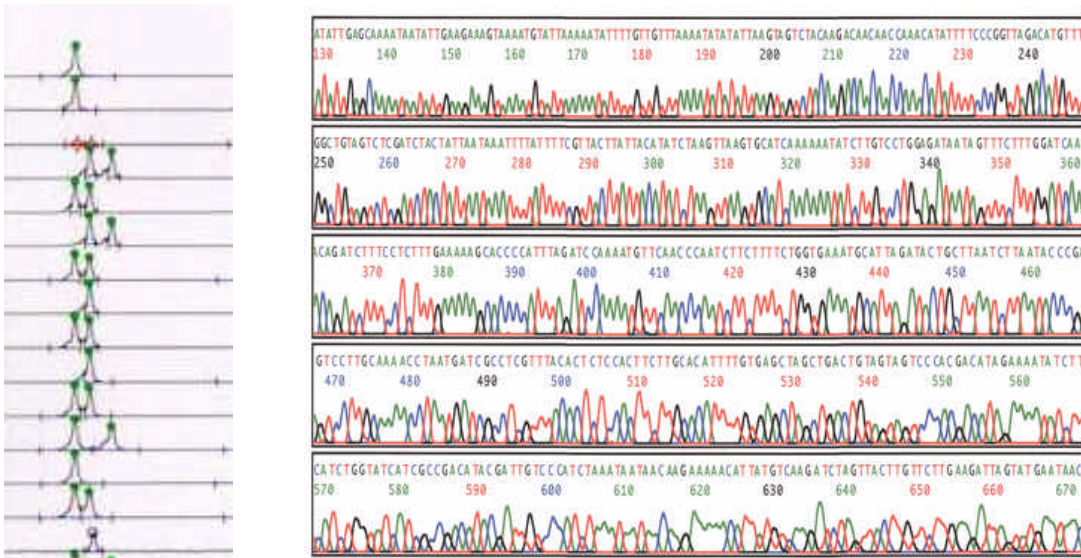


Figura 4.16 - Genotipi ad un locus microsatellite ottenuti mediante sequenziatore ALFexpress (a sinistra). Sequenze di DNA mitocondriale (a destra).

Vari indici di diversità genetica sono stati misurati, come il numero medio di alleli per *locus*, le frequenze alleliche, la ricchezza allelica e i valori di eterozigosi attesa (HO) e osservata (HE) (Nei 1978), con l'utilizzo di FSTAT v. 2.9.3 (Goudet 2001).

I dati relativi alle frequenze alleliche sono stati, inoltre, utilizzati per verificare l'esistenza di indicazioni per recenti colli di bottiglia utilizzando il programma BOTTLENECK (Cornuet & Luikart 1996).

Il medesimo protocollo di analisi è stato seguito per campionamenti svolti in CED e OGA ed in altre tre aree della Valtellina: San Antonio (SAN) sulle Alpi Orobie, Valfurva (VAL) e Bormio (BOR) nel Parco Nazionale dello Stelvio. Studi analoghi sono stati condotti anche in due aree all'interno del Parco Nazionale del Gran Paradiso. Per i risultati si rimanda a Trizio *et al.* (2005).

5. RISULTATI

5.1. INQUADRAMENTO VEGETAZIONALE DELLE AREE CAMPIONE

Utilizzando la carta vegetazionale (Corine, 2004) abbiamo inizialmente descritto la copertura forestale della provincia di Sondrio, dando un inquadramento generale della zona in cui sono inserite le nostre due aree campione (Figura 5.1).

Dai dati ottenuti è emerso che la provincia di Sondrio è inserita in un contesto vegetazionale abbastanza omogeneo, con poche categorie dominanti.

Le tipologia dominante è “Rupi, e affioramenti, falesie e rocce nude” con il 38%. La seconda categoria dominante è costituita da “Praterie continue e discontinue” con il 17%, seguita da “Ghiacciai e nevi perenni” con il 12%. La quarta categoria dominante è costituita da “Boschi di abete bianco e abete rosso” con il 10% circa corrispondenti a 72750 ha, identificando questa categoria boschiva come dominante nella vegetazione della provincia di Sondrio.

Le restanti categorie vegetazionali non sono rappresentate da percentuali significative e di rilievo (Tabella 5.1).

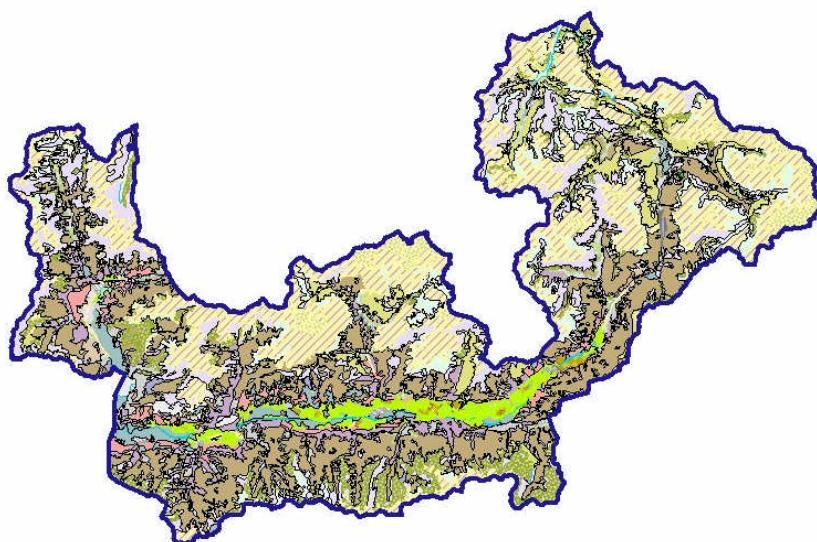


Figura 5.1 - Rappresentazione della copertura forestale della provincia di Sondrio.

Tabella 5.1 – Estensione e percentuali delle categorie.

Categorie vegetazionali	Ettari	%
Aree urbane	3486.526	0.51
Vigneti e frutteti	1835.541	0.27
Prati stabili	9487.823	1.37
Sist. Colt. Particellari compl. E colture agrarie	8452.594	1.22
Brughiere e cespuglieti	52987.802	7.68
Spiagge dune e sabbie; corsi d'acqua e bacini	3974.539	0.58
Rocce nude, falesie, rupi e affioramenti	262731.561	38.07
Ghiacci e nevi perenni	81956.221	11.88
Seminativi estensivi e intensivi	11829.686	1.71
Bosco di latif. Mesofile	23623.337	3.42
Bosco di castagno	6931.439	1.00
Bosco di faggio	345.712	0.05
Bosco di pini montani e oromedit.	1557.636	0.23
Bosco di ab. Bianco e/o ab. Rosso	72750.123	10.54
Bosco di larice e/o pino cembro	17504.469	2.54
Praterie continue e discontinue	118432.535	17.16
Boschi misti a prev. di querce caducifoglie	160.465	0.02
Boschi a prev. di latif. Mesofile	6156.881	0.89
Boschi misti a prev. Di castagno	4332.217	0.63
Boschi misti a prev. Di pini montani e/o oromedit.	37.053	0.01
Boschi misti a prev. Di ab. Bianco e/o ab. Rosso	1295.799	0.19
Boschi a prv. Di larice e/o pino cembro	189.371	0.03

Successivamente, lo stesso tipo di analisi è stata svolta per descrivere la copertura forestale di ciascuna delle due aree campione. Un ulteriore fattore di precisione è stato aggiunto determinando tre *buffer* circolari intorno alle aree campione, rispettivamente di 1 km, 5 km e 10 km di raggio (Figura 5.2 e Figura 5.3), all'interno dei quali abbiamo calcolato le percentuali delle categorie forestali e la loro estensione in ettari.

5.1.1 CEDRASCO

Per l'area campione di Cedrasco, l'analisi delle percentuali all'interno del *buffer* da 1 km evidenzia una netta prevalenza del "Bosco di abete bianco e/o abete rosso" con il 60% circa, seguito dal "Bosco di latifoglie mesofile" con il 36% circa e i "Prati stabili" con il 4%. Nel *buffer* da 5 km prevale sempre il "Bosco di abete bianco e/o abete rosso" con il 41% circa seguiti dal "Bosco di latifoglie mesofile" con il 13% circa; un'altra importante categoria forestale, i "Sistemi colturali e particellari complessi" è presente con il 12% circa. Nel *buffer* da 10 km domina sempre il "Bosco di abete rosso e/o abete bianco" con il 37% e le "Praterie continue" con il 13% (Tabella 5.2).

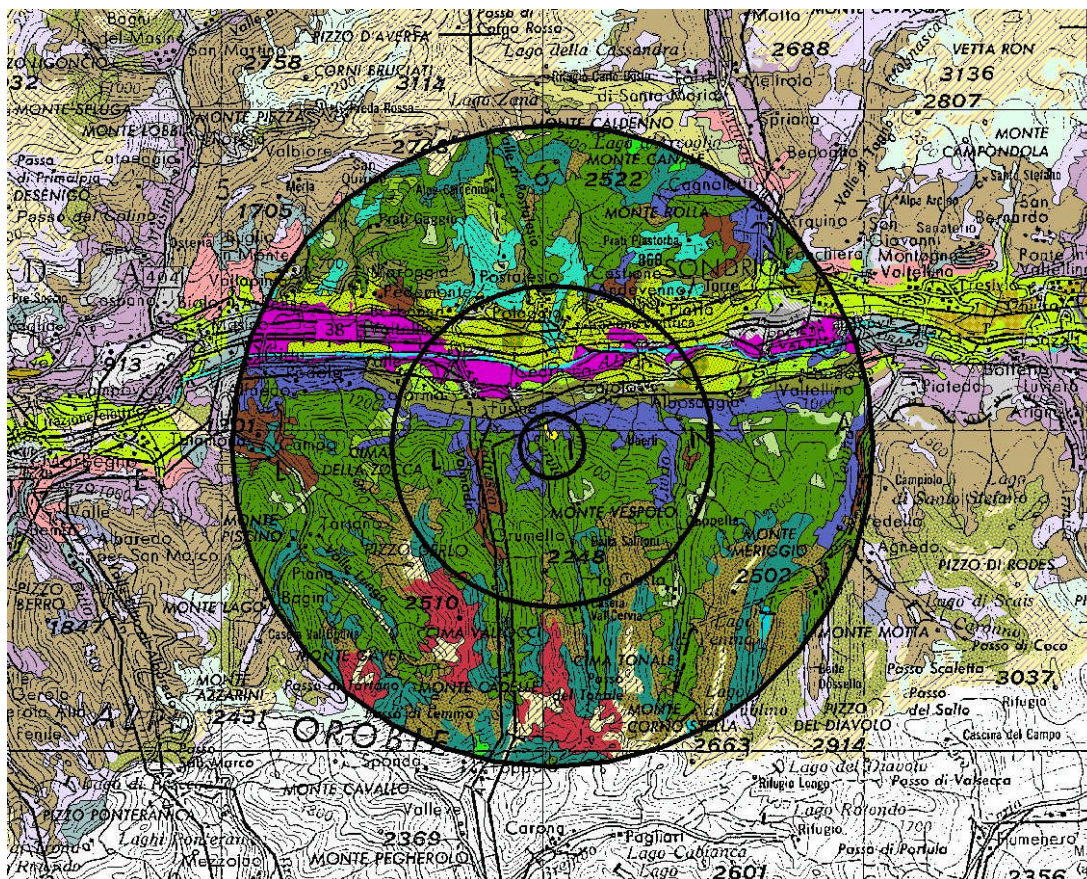


Figura 5.2 - Rappresentazione dei tre *buffer* dell'area di Cedrasco con le categorie vegetazionali.

Tabella 5.2 - Categorie forestali e loro estensione in ha e percentuali dell'area di Cedrasco nel *buffer* di 1, 5 e 10 km di raggio rispettivamente.

Categorie vegetazionali	Ettari	Ettari	Ettari	%	%	%
Aree urbane	0	133.89	470.517	0	1.72	1.51
Vigneti e frutteti	0	144.934	352.494	0	1.86	1.13
Prati stabili	12.141	140.764	527.241	3.88	1.8	1.69
Sistemi colt. e partic. Compl. e aree agricole	0	1062.839	2485.737	0.00	13.64	7.95
Spiagge, dune e sabbie e corsi d'acqua, canali e idrovie e bacini	0	0	306.038	0	0	0.98
Brughiere e cespuglieti	0	462.746	2977.925	0	5.92	9.53
Rocce nude, falesie, rupi e affioramenti	0	0	715.639	0	0	2.29
Seminativi intensivi	0	536.282	1443.562	0	6.86	4.62
Bosco di latif. mesofile	113.794	1015.207	2358.635	36.41	12.99	7.55
Bosco di castagno	0	493.616	1603.122	0	6.32	5.13
Bosco di ab. bianco e/o ab. rosso	186.632	3229.478	11484.684	59.71	41.33	36.74
Bosco di larice e/o pino cembro	0	0	73.789	0	0	0.24
Praterie continue e discontinue	0	177.966	4294.679	0	2.28	13.74
Boschi misti a prev. di latif. mesofile	0	169.711	814.184	0	2.17	2.6
Boschi misti a prev. di castagno	0	137.892	1064.587	0	1.76	3.35
Boschi misti a prev. di ab. bianco e/o ab. rosso	0	9.208	301.835	0	0.12	0.97

5.1.2 OGA

Per l'area campione di Oga, l'analisi delle percentuali ha mostrato, nel *buffer* da 1 km, una prevalenza di "Bosco di pini montani e oromediterranei" con il 33% circa e "Prati stabili" con il 25%. La terza categoria dominante è il "Bosco di larice e/o pino cembro e seminativi estensivi ed intensivi" con il 16%. Nel *buffer* da 5 km prevale invece il "Bosco di larice e/o pino cembro" con il 33% e il "Bosco di abete bianco e abete rosso" con il 12% circa e "Brughiere, cespuglieti, rocce nude e falesie" con il 10%. Nel *buffer* da 10 km la dominanza passa a "Rocce nude e falesie" con 27% circa seguito da "Bosco di larice e/o pino cembro" e "Praterie continue e discontinue" con il 20% (Tabella 5.3).

Tabella 5.3 - Categorie forestali e loro estensione in ha e percentuale dell'area di Oga nel buffer di 1, 5 e 10 km di raggio rispettivamente.

Categorie vegetazionali	Ettari	Ettari	Ettari	%	%	%
Aree urbane	19.505	283.287	454.869	6.24	3.63	1.54
Prati stabili	78.12	777.941	1736.716	24.99	9.96	5.98
Brughiere e cespuglieti	1.565	824.396	1668.709	0.50	10.55	5.66
Spiagge, dune e sabbie;bacini	0	9.099	478.16	0	0.12	1.62
Rocce nude, falesie, rupi e affioramenti	0	774.583	7910.368	0	9.91	26.84
Ghiacciai e nevi perenni	0	14.111	715.2	0	0.18	2.43
Seminativi intensivi ed estensivi	51.37	649.348	714.912	16.43	8.31	2.43
Bosco di latif. Mesofile	0	21.35	21.35	0	0.27	0.07
Bosco di pini montani e oromedit.	102.549	300.392	300.392	32.81	3.84	1.02
Bosco di ab. bianco e/o ab.rosso	6.769	920.725	3708.037	2.17	11.78	12.58
Bosco di larice e/o pino cembro	52.688	2579.138	6065.475	16.86	33.01	20.58
Praterie continue e discontinue	0	659.798	5668.28	0	8.44	19.23

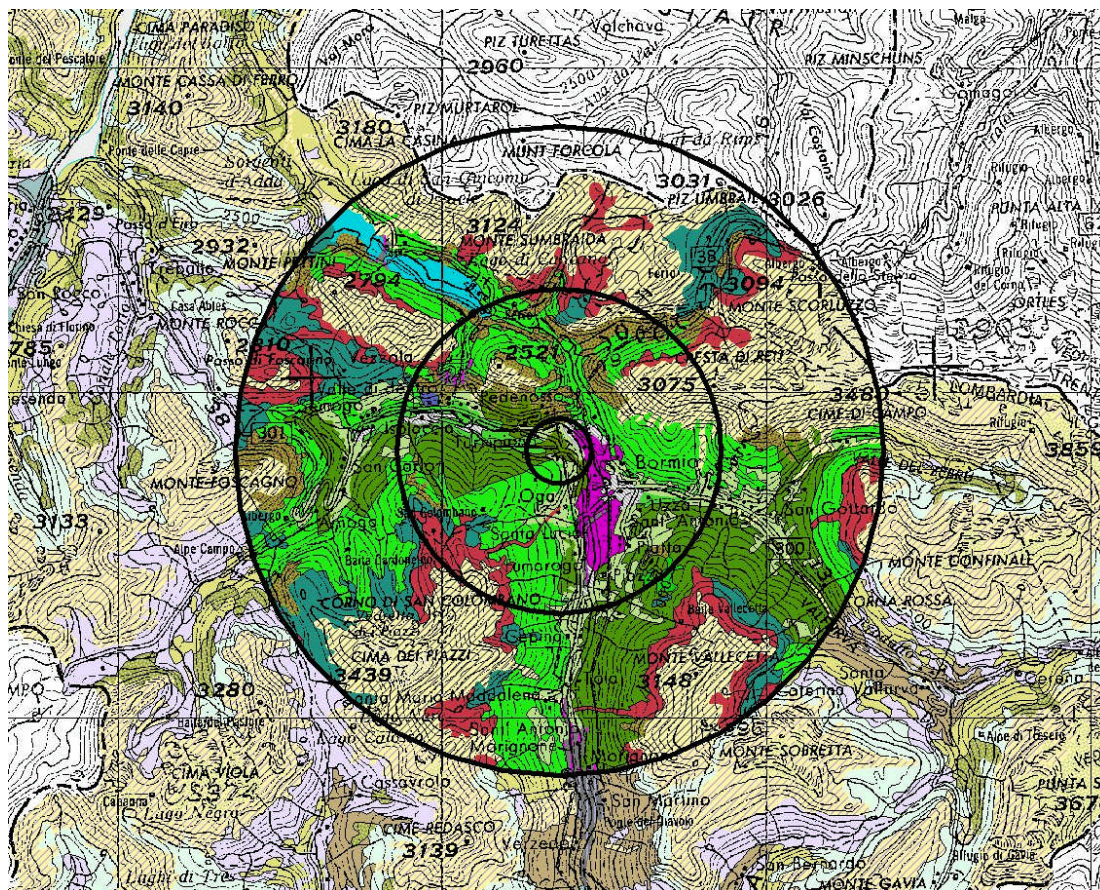


Figura 5.3 - Rappresentazione dei tre *buffer* dell'area di Oga con le categorie vegetazionali.

È stato in seguito calcolato un Indice di eterogeneità (Wheatley et al. 2005) per le due aree campione e per ognuno dei tre *buffer* delle aree. I valori di media \pm deviazione standard indicano quanto la copertura vegetazionale delle due aree sia frammentata: analizzando il *buffer* da 1 km possiamo notare come la superficie di Oga sia maggiormente frammentata rispetto a quella di Cedrasco. Una tendenza opposta la riscontriamo nel *buffer* da 10 km, dove Cedrasco risulta essere più frammentato rispetto a Oga. Nel *buffer* da 5 km non c'è una grossa differenza tra le due aree (Tabella 5.4 e Tabella 5.5).

Tabella 5.4 - Indice di eterogeneità di Cedrasco.

Area di Cedrasco	Media \pm ds
<i>Buffer</i> da 1 km	78.14 \pm 85
<i>Buffer</i> da 5 km	120.22 \pm 370
<i>Buffer</i> da 10 km	143.38 \pm 2.10

Tabella 5.5 - Indice di eterogeneità di Oga.

Area di Oga	Media \pm ds
Buffer da 1 km	26.05 \pm 26.06
Buffer da 5 km	118.40 \pm 188.59
Buffer da 10 km	\pm 400.63

5.2. ANALISI DELLE FLUTTUAZIONI ANNUALI NELLA PRODUZIONE DI SEMI DI CONIFERE

I dati di letteratura evidenziano una stretta relazione tra l'indice di abbondanza di scoiattoli comuni e la disponibilità di semi di faggio e di abete rosso, e una forte correlazione tra la densità invernale di scoiattoli e la produzione di semi di abete rosso nell'anno precedente (Andrén e Lemnell, 1992).

Il ciclo riproduttivo e le caratteristiche delle specie di conifere presenti nelle due aree campione sono di seguito riportati in Tabella 5.6.

Tabella 5.6 - Distribuzione e caratteristiche riproduttive delle quattro specie di conifere presenti nelle aree di studio.

Specie	<i>Picea abies</i>	<i>Abies alba</i>	<i>Larix decidua</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
Corotipo	Eurosiberiano	Orofita Sudeuropeo	Orofita Centroeuropeo	Orofita Eurasiatico
Fascia	Subalpina	Montana	Subalpina	Montana
Quota	900-1800 m	400-1800 m	1100-2000 m	200-1800 m
Impollinazione	Anemofila	Anemofila	Anemofila	Anemofila
Fioritura	Aprile-maggio	Maggio	Aprile-giugno	Maggio-luglio
Maturazione semi	Settembre-ottobre	15/9 - 15/10 *	Settembre-ottobre	Settembre [§]
Disseminazione	Da marzo in poi	Ottobre	Aprile-maggio	Aprile-giugno
Dispersione semi	Anemocora	Anemocora	Anemocora	Anemocora
Peso di 1000 semi	4-10 g	30-60 g	3-10 g	4-9 g
Dimensione del cono	3-4 per 8-15 cm	4 per 8-12 cm	Ca. 2 per 4 cm	Ca. 2 per 5 cm
Periodicità anni di buona produzione	Da 2 a 12 anni	3-4 anni	3-5 anni	2-3 anni

*Le pigne maturano entro l'estate e dopo la maturazione dei semi si verifica la loro disarticolazione fra il 15 settembre e il 15 ottobre.

§ Lo sviluppo delle pigne e la maturazione dei semi avviene l'anno successivo all'impollinazione, dopo una fase di stasi (riposo) autunno-invernale.

La disponibilità di semi per lo scoiattolo comune varia per le quattro specie arboree riportate in Tabella 5.6. Infatti, mentre per l'abete rosso, il larice e il pino silvestre la disseminazione avviene nel periodo primaverile-estivo (anno successivo a quello di produzione), quella dell'abete bianco avviene già in autunno (dello stesso anno). Per lo scoiattolo, dunque, la possibilità di alimentarsi dei semi di abete bianco risulta limitata nel tempo perché tra la metà di settembre e la metà di ottobre le pigne si disarticolano rilasciando i semi per la dispersione anemocora. Questa è una caratteristica peculiare degli esemplari di *Abies alba*. Le pigne delle altre tre specie in esame, infatti, restano sull'albero anche dopo il periodo di maturazione dei semi, rimanendo così maggiormente disponibili per lo scoiattolo, date le sue abitudini prettamente arboree. L'unico comportamento adottabile dallo scoiattolo per prolungare la possibilità di fruizione dei semi di abete bianco, sarebbe quello di immagazzinare le pigne intere prima che esse si disarticolino, ma dalle osservazioni effettuate durante il presente studio non sono emersi adattamenti in tal senso. Solo in alcuni casi sono stati trovati semi di abete rosso e abete bianco all'interno di buchi nel terreno, adattamento riscontrato per i semi del pino cembro (*Pinus cembra*).

5.2.1 CEDRASCO

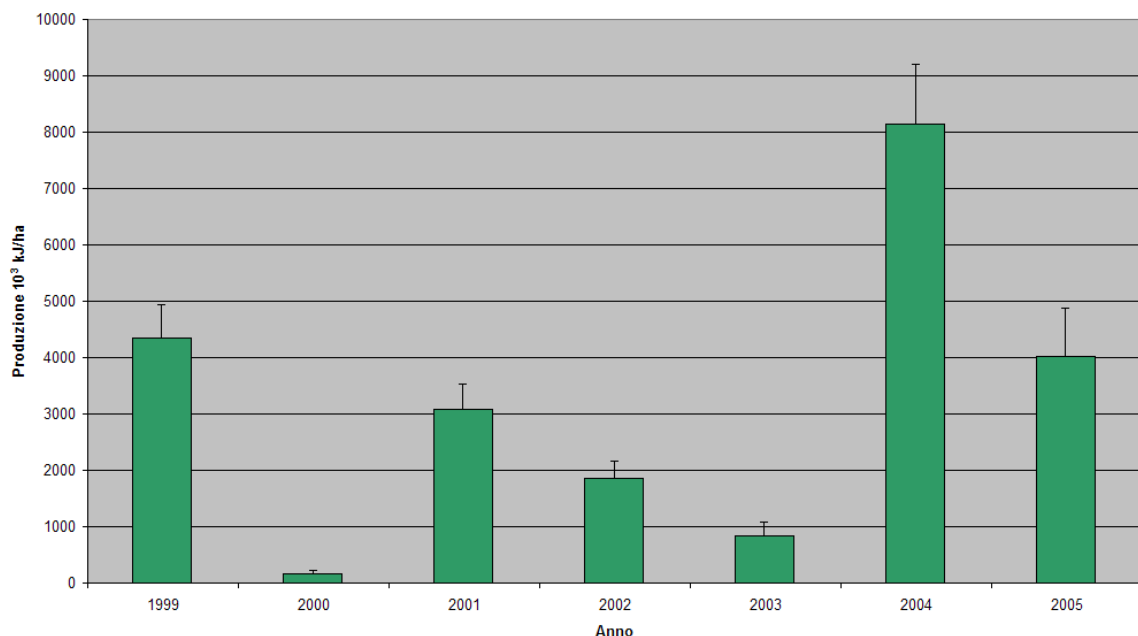


Figura 5.4 - Produzione totale di semi di conifere (10³ kJ/ha) dal 1999 al 2005.

Tabella 5.7 - Statistiche di base dei parametri di produzione di semi di conifere dell'area campione di Cedrasco.

	Media \pm SE	% CV	Range	Shapiro-Wilk's
Pigne/albero	94 \pm 9	134	0 – 814	W = 0,70
Energia pigne (kJ/albero)	8042 \pm 641	116	0 - 51300	W = 0,80
Ln (pigne + 1)	3,32 \pm 0,14	62	0 – 6,70	W = 0,85
Ln (energia pigne +1)	3,77 \pm 0,26	55	0 – 10,85	W = 0,73

Tabella 5.8 - Energia per anno (10³ kJ/ha). N= numero di SRV utilizzate per la stima

Anno	N	Media \pm ds
1999	20	4357 \pm 2550
2000	20	159 \pm 283
2001	20	3087 \pm 1968
2002	18	1867 \pm 1254
2003	20	846 \pm 1009
2004	20	8142 \pm 4598
2005	20	4022 \pm 3703

Per valutare la produzione totale di energia delle conifere (Figura 5.4; Tabella 5.8) nell'area di Cedrasco è stato usato un modello *mixed* ANOVA, con area di saggio come fattore random, trasformazione logaritmica dell'energia totale per area di saggio come variabile dipendente e anno come fattore. Dai risultati è emerso un forte effetto anno ($F_{6,112} = 21.80$; $p = <.0001$; $R^2 = 2.50$): l'energia totale data dalla produzione delle conifere è massima nel 1999, nel 2001 e nel 2004, intermedia nel 2002 e nel 2005, bassa nel 2003 e particolarmente bassa nel 2000.

Tabella 5.9 - Metodo dei minimi quadrati (*Least square means difference*) del modello mixed ANOVA con area di saggio come fattore random, ln energia totale per area di saggio come variabile dipendente e anno come fattore (gradi di libertà = 112). In grassetto i valori significativi.

	Media \pm se	Energia totale
1999_2000	4.98 \pm 0.58	t = 8.58; p = <.0001
1999_2001	0.30 \pm 0.58	t = 0.51; p = 0.60
1999_2002	0.71 \pm 0.59	t = 1.20; p = 0.23
1999_2003	2.31 \pm 0.58	t = 3.98; p = 0.0001
1999_2004	-0.81 \pm 0.58	t = -1.40; p = 0.16
1999_2005	1.46 \pm 0.58	t = 2.51; p = 0.01
2000_2001	-4.68 \pm 0.58	t = -8.07; p = <.0001
2000_2002	-4.26 \pm 0.59	t = -7.14; p = <.0001
2000_2003	-2.67 \pm 0.58	t = -4.60; p = <.0001
2000_2004	-5.80 \pm 0.58	t = -9.98; p = <.0001
2000_2005	-3.52 \pm 0.58	t = -6.07; p = <.0001
2001_2002	0.41 \pm 0.59	t = 0.70; p = 0.48
2001_2003	2.01 \pm 0.58	t = 3.47; p = 0.0008
2001_2004	-1.10 \pm 0.58	t = -1.91; p = 0.06
2001_2005	1.16 \pm 0.58	t = 2.00; p = 0.05
2002_2003	1.60 \pm 0.59	t = 2.67; p = 0.008
2002_2004	-1.52 \pm 0.59	t = -2.55; p = 0.01
2002_2005	0.74 \pm 0.59	t = 1.24; p = 0.21
2003_2004	-3.12 \pm 0.58	t = -5.38; p = <.0001
2003_2005	-0.85 \pm 0.58	t = -1.47; p = 0.14
2004_2005	2.27 \pm 0.58	t = 3.91; p = 0.0002

Tabella 5.10 - Cone-energy (kJ/albero) per le due specie di conifere. N= numero di SRV utilizzate per la stima

Specie e anno	N	Media \pm ds
Abete rosso 1999	15	7796 \pm 4130
Abete rosso 2000	15	133 \pm 199
Abete rosso 2001	15	4597 \pm 1858
Abete rosso 2002	14	7096 \pm 4009
Abete rosso 2003	15	4484 \pm 1557
Abete rosso 2004	20	18128 \pm 10799
Abete rosso 2005	20	0.00 \pm 0.00

Specie e anno	N	Media \pm ds
Abete bianco 1999	14	13118 \pm 5795
Abete bianco 2000	14	378 \pm 816
Abete bianco 2001	14	10602 \pm 2588
Abete bianco 2002	12	3178 \pm 2676
Abete bianco 2003	14	684 \pm 1026
Abete bianco 2004	15	25103 \pm 13774
Abete bianco 2005	15	15082 \pm 4201

Analizzando la produttività con un modello *mixed* ANOVA con area di saggio come fattore random, In energia delle pigne come variabile dipendente e anno e specie come fattori (Tabella 5.9), è risultato che, durante il periodo di studio, l'abete bianco è, in media, più produttivo dell'abete rosso ($F_{179} = -2.97$, $p = 0.0034$; media \pm se = -0.69 ± 0.23) (Figura 5.5).

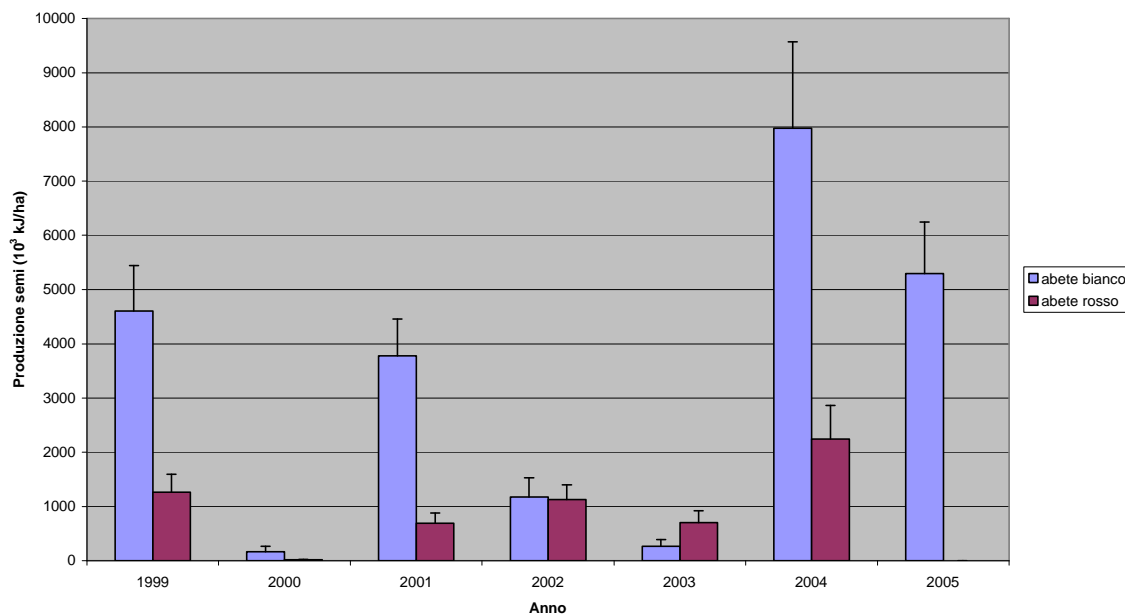


Figura 5.5 - Confronto tra la produzione di semi di abete rosso e abete bianco.

Non c'è differenza tra abete rosso e abete bianco nel 1999, 2000, 2001 e 2004. Nel 2002 e 2003 la produttività di pigne, espressa in kJ/albero è più alta nell'abete rosso che nell'abete bianco, mentre nel 2005 c'è una buona produzione di abete bianco, mentre l'abete rosso non produce pigne (Tabella 5.10).

Tabella 5.11 - Metodo dei minimi quadrati del modello *mixed* ANOVA con area di saggio come fattore *random*, In energia pigne come variabile dipendente e anno e specie come fattori nel rapporto della produttività di abete rosso su abete bianco (gradi di libertà = 179). In grassetto i valori significativi.

Variabili	Media \pm se	Produttività
Abete rosso/ Abete bianco 1999	-0.59 \pm 0.61	t = -0.97; p = 0.33
Abete rosso/ Abete bianco 2000	0.55 \pm 0.61	t = 0.90; p = 0.37
Abete rosso/ Abete bianco 2001	-0.88 \pm 0.61	t = -1.44; p = 0.15
Abete rosso/ Abete bianco 2002	1.31 \pm 0.65	t = 2.01; p = 0.046
Abete rosso/ Abete bianco 2003	4.74 \pm 0.61	t = 7.73; p = <.0001
Abete rosso/ Abete bianco 2004	-0.39 \pm 0.56	t = -0.69; p = 0.49
Abete rosso/ Abete bianco 2005	-9.58 \pm 0.56	t = -17.03; p = <.0001

Tabella 5.12 - Modello *mixed* ANOVA con area di saggio come fattore *random*, In energia pigne come variabile dipendente e anno e specie come fattori nella produzione di abete rosso (gradi di libertà = 179). In grassetto i valori significativi.

Variabili	Media \pm se	Produttività
Abete rosso 1999_2000	6.20 \pm 0.60	F = 10.32; p = <.0001
Abete rosso 1999_2001	0.37 \pm 0.60	F = 0.62; p = 0.53
Abete rosso 1999_2002	0.19 \pm 0.61	F = 0.32; p = 0.75
Abete rosso 1999_2003	0.49 \pm 0.60	F = 0.82; p = 0.41
Abete rosso 1999_2004	-0.88 \pm 0.56	F = -1.56; p = 0.12
Abete rosso 1999_2005	8.73 \pm 0.56	F = 15.53; p = <.0001
Abete rosso 2000_2001	-5.82 \pm 0.60	F = -9.70; p = <.0001
Abete rosso 2000_2002	-6.01 \pm 0.61	F = -9.83; p = <.0001
Abete rosso 2000_2003	-5.71 \pm 0.60	F = -9.50; p = <.0001
Abete rosso 2000_2004	-7.08 \pm 0.56	F = -12.58; p = <.0001
Abete rosso 2000_2005	2.54 \pm 0.56	F = 4.51; p = <.0001
Abete rosso 2001_2002	-0.18 \pm 0.61	F = -0.30; p = 0.77
Abete rosso 2001_2003	0.12 \pm 0.60	F = 0.20; p = 0.84
Abete rosso 2001_2004	-1.25 \pm 0.56	F = -2.23; p = 0.027
Abete rosso 2001_2005	8.36 \pm 0.56	F = 14.86; p = <.0001
Abete rosso 2002_2003	0.30 \pm 0.61	F = 0.49; p = 0.62
Abete rosso 2002_2004	-1.07 \pm 0.57	F = -1.87; p = 0.06
Abete rosso 2002_2005	8.54 \pm 0.57	F = 14.88; p = <.0001
Abete rosso 2003_2004	-1.37 \pm 0.56	F = -2.44; p = 0.016
Abete rosso 2003_2005	8.24 \pm 0.56	F = 14.65; p = <.0001
Abete rosso 2004_2005	9.61 \pm 0.52	F = 18.49; p = <.0001

Tabella 5.13 - Metodo dei minimi quadrati del modello *mixed* ANOVA con area di saggio come fattore *random*. In energia pigne come variabile dipendente e anno e specie come fattori nella produzione di abete bianco (gradi di libertà = 179). In grassetto i valori significativi.

Variabili	Media \pm se	Produttività
Abete bianco 1999_2000	7.35 \pm 0.62	t = 11.82; p = <.0001
Abete bianco 1999_2001	0.08 \pm 0.62	t = 0.14; p = 0.89
Abete bianco 1999_2002	2.09 \pm 0.65	t = 3.23; p = 0.0015
Abete bianco 1999_2003	5.83 \pm 0.62	t = 9.38; p = <.0001
Abete bianco 1999_2004	-0.68 \pm 0.61	t = -1.11; p = 0.27
Abete bianco 1999_2005	-0.25 \pm 0.61	t = -0.41; p = 0.68
Abete bianco 2000_2001	-7.26 \pm 0.62	t = -11.69; p = <.0001
Abete bianco 2000_2002	-5.25 \pm 0.65	t = -8.12; p = <.0001
Abete bianco 2000_2003	-1.52 \pm 0.62	t = -2.44; p = 0.016
Abete bianco 2000_2004	-8.02 \pm 0.61	t = -13.12; p = <.0001
Abete bianco 2000_2005	-7.60 \pm 0.61	t = -12.43; p = <.0001
Abete bianco 2001_2002	2.01 \pm 0.65	t = 3.10; p = 0.002
Abete bianco 2001_2003	5.75 \pm 0.62	t = 9.25; p = <.0001
Abete bianco 2001_2004	-0.76 \pm 0.61	t = -1.24; p = 0.21
Abete bianco 2001_2005	-0.34 \pm 0.61	t = -0.55; p = 0.58
Abete bianco 2002_2003	3.74 \pm 0.65	t = 5.77; p = <.0001
Abete bianco 2002_2004	-2.77 \pm 0.64	t = -4.34; p = <.0001
Abete bianco 2002_2005	-2.35 \pm 0.64	t = -3.68; p = 0.0003
Abete bianco 2003_2004	-6.51 \pm 0.61	t = -10.64; p = <.0001
Abete bianco 2003_2005	-6.08 \pm 0.61	t = -9.95; p = <.0001
Abete bianco 2004_2005	0.42 \pm 0.60	t = 0.71; p = 0.48

Analizzando la produttività dell'abete rosso (Tabella 5.12) questa risulta maggiore nel 2004 rispetto a tutti gli altri anni, intermedia nel 1999, 2002, 2001 e 2003. La produttività nel 2000 e nel 2005 è stata più bassa rispetto agli altri anni, con un apice negativo nell'ultimo anno.

La produttività dell'abete bianco (Tabella 5.13) è stata maggiore nel 2004, 2005 1999 e 2001 e ha registrato dei cali rispettivamente negli anni 2002, 2003 e 2000.

5.2.2 OGA

Tabella 5.14 - Statistiche di base dei parametri di produzione di semi di conifere dell'area campione di Oga a prevalenza di pino silvestre.

	Media \pm SE	% CV	Range	Shapiro-Wilk's
Pigne/albero	81 \pm 5	77	2 - 433	W = 0.78
Energia pigne (kJ/albero)	738 \pm 76	120	22 - 6441	W = 0.60
Ln (pigne + 1)	4.14 \pm 0.06	18	0.4 - 6	W = 0.95
Ln (energia pigne +1)	6.19 \pm 0.07	14	3 - 8.7	W = 0.98

Tabella 5.15 - Energia per anno (10^3 kJ/ha). N= numero di SRV utilizzate per la stima

Anno	N	Media \pm ds
1999	19	1732.10 \pm 1862.73
2000	19	390.83 \pm 358.18
2001	18	587.77 \pm 353.17
2002	19	735.47 \pm 668.09
2003	21	552.34 \pm 371.35
2004	20	862.87 \pm 497.07
2005	21	351.72 \pm 332.29

Per valutare la produzione totale di energia delle conifere nell'area di Oga è stato usato un modello mixed ANOVA, con area di saggio come fattore random, trasformazione logaritmica dell'energia totale per area di saggio come variabile dipendente e anno come fattore. Dai risultati è emerso un forte effetto anno ($F_{6, 110} = 11.94$; $p < .0001$; $R^2 = 10.64$). A Oga, la produzione di semi è più alta nel 1999 rispetto a tutti gli altri anni, seguito dal 2004; produzioni intermedie si sono verificate nel 2001, 2002 e 2003, che non differiscono tra loro. Gli anni più poveri sono stati il 2000 e il 2005 (Tabella 5.16).

Tabella 5.16 - Metodo dei minimi quadrati del modello *mixed* ANOVA con area di saggio come fattore *random*, ln energia totale per area di saggio come variabile dipendente e anno come fattore (gradi di libertà = 110). In grassetto i valori significativi.

	Media ± se	Energia totale
1999_2000	1.46 ± 0.22	t = 6.69; p = <.0001
1999_2001	0.81 ± 0.22	t = 3.66; p = 0.0004
1999_2002	0.67 ± 0.22	t = 3.08; p = 0.0026
1999_2003	0.90 ± 0.21	t = 4.23; p = <.0001
1999_2004	0.47 ± 0.21	t = 2.20; 0.03
1999_2005	1.47 ± 0.21	t = 6.90; p = <.0001
2000_2001	-0.65 ± 0.22	t = -2.93; p = 0.0041
2000_2002	-0.79 ± 0.21	t = -3.62; p = 0.0005
2000_2003	-0.55 ± 0.21	t = -2.61; p = 0.01
2000_2004	-0.98 ± 0.21	t = -4.55; p = <.0001
2000_2005	0.013 ± 0.21	t = 0.06; p = 0.95
2001_2002	-0.13 ± 0.22	t = -0.63; p = 0.53
2001_2003	0.09 ± 0.21	t = 0.43; p = 0.67
2001_2004	-0.33 ± 0.22	t = -1.53; p = 0.13
2001_2005	0.66 ± 0.21	t = 3.05; p = 0.003
2002_2003	0.23 ± 0.21	t = 1.09; p = 0.28
2002_2004	-0.19 ± 0.21	t = -0.91; p = 0.36
2002_2005	0.80 ± 0.21	t = 3.75; p = 0.0003
2003_2004	-0.42 ± 0.21	t = -2.03; p = 0.044
2003_2005	0.57 ± 0.21	t = 2.75; p = 0.007
2004_2005	0.99 ± 0.21	t = 4.74; p = <.0001

5.2.3 CONFRONTO CEDRASCO-OGA

Tabella 5.17 - Energia per anno (10³ kJ/ha) N= numero di SRV utilizzate per la stima.

Anno	N	Media ± ds
1999 Cedrasco	20	4357 ± 2550
2000 Cedrasco	20	159 ± 283
2001 Cedrasco	20	3087 ± 1968
2002 Cedrasco	18	1867 ± 1254
2003 Cedrasco	20	846 ± 1009

2004 Cedrasco	20	8142 ± 4598
2005 Cedrasco	20	4022 ± 3703
1999 Oga	19	1732 ± 1863
2000 Oga	19	390 ± 358
2001 Oga	18	588 ± 353
2002 Oga	19	735 ± 668
2003 Oga	21	552 ± 371
2004 Oga	20	863 ± 497
2005 Oga	21	352 ± 332

Tabella 5.18 - Metodo dei minimi quadrati del modello *mixed* ANOVA con area di saggio come fattore *random*, ln energia pigne come variabile dipendente e anno e specie come fattori nel rapporto della produttività totale nelle aree di Cedrasco e Oga (gradi di libertà = 222). In grassetto i valori significativi.

Variabili	Media ± se	Produttività
Cedrasco/Oga 1999	0.96 ± 0.47	t = 2.05; p = 0.042
Cedrasco/Oga 2000	-2.56 ± 0.47	t = -5.46; p = <.0001
Cedrasco/Oga 2001	1.47 ± 0.47	t = 3.09; p = 0.002
Cedrasco/Oga 2002	0.92 ± 0.48	t = 1.91; p = 0.06
Cedrasco/Oga 2003	-0.45 ± 0.46	t = -0.98; p = -0.98
Cedrasco/Oga 2004	2.24 ± 0.46	t = 4.84; p = <.0001
Cedrasco/Oga 2005	0.97 ± 0.46	t = 2.13; p = 0.035

La produzione totale di conifere a Cedrasco è risultata maggiore rispetto a Oga negli anni 1999, 2001, 2004 e 2005, ma minore nel 2000 quando è stata minore la produzione di abete bianco e abete rosso (Tabella 5.17). La disponibilità energetica non è stata diversa tra le due aree nel 2002 e nel 2003 (Tabella 5.18).

5.3. DISPONIBILITÀ DI FUNGHI EPIGEI ED IPOGEI

5.3.1 STUDIO DELLA DIVERSITÀ E RICCHEZZA DELLE SPECIE

Le specie di funghi epigei ed ipogeï raccolte nei tre anni di studio appartengono a diversi generi (30) tra i quali quelli più frequenti sono:

Russula

Suillus

Elaphomyces

Rhizopogon

Riferendosi invece unicamente all'anno 2004, e considerando separatamente le due aree campione le specie fungine epigee riscontrate maggiormente sono:

A Cedrasco: *Boletus* sp., *Hipholoma sublateritium*, *Russula* sp., *Amanita muscaria*, *Xerocomus ferrugineous*.

Ad Oga: *Russula xerampelina*, *Suillus viscidus*, *Sarcodon imbricatus*, *Licoperdon perlatum*, *Cortinarius* sp.

I funghi ipogei, ritrovati unicamente a Cedrasco, appartengono, invece, al solo genere *Elaphomyces*, con un *taxa* determinato a livello di specie: *Elaphomyces granulatus*.

I due grafici riportati in Figura 5.6 e in Figura 5.7 descrivono l'andamento dell'indice di Simpson relativo alle specie fungine epigee ed ipogee, per ogni area campione nei tre anni di studio.

La curva di Cedrasco tende a salire progressivamente dall'anno 2002 all'anno 2004, mentre quella di Oga presenta un punto di minimo nell'anno 2003 dovuto probabilmente alla concomitanza di diversi parametri climatici e ambientali sfavorevoli. Nel 2004 la diversità dei funghi epigeei è più alta in entrambe le aree.

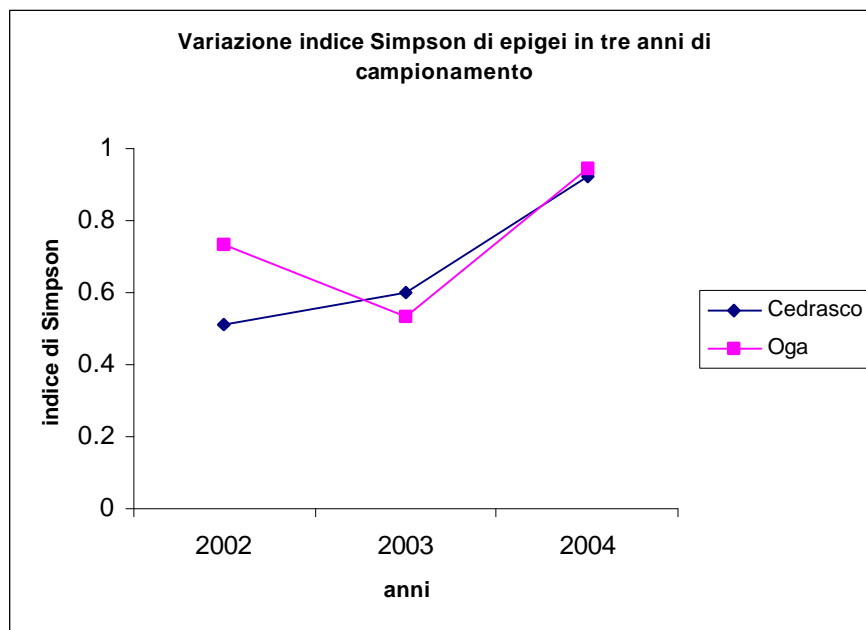


Figura 5.6 - Indici di Simpson relativi ai funghi epigei per i tre anni studio 2002, 2003, 2004 nelle due aree campione.

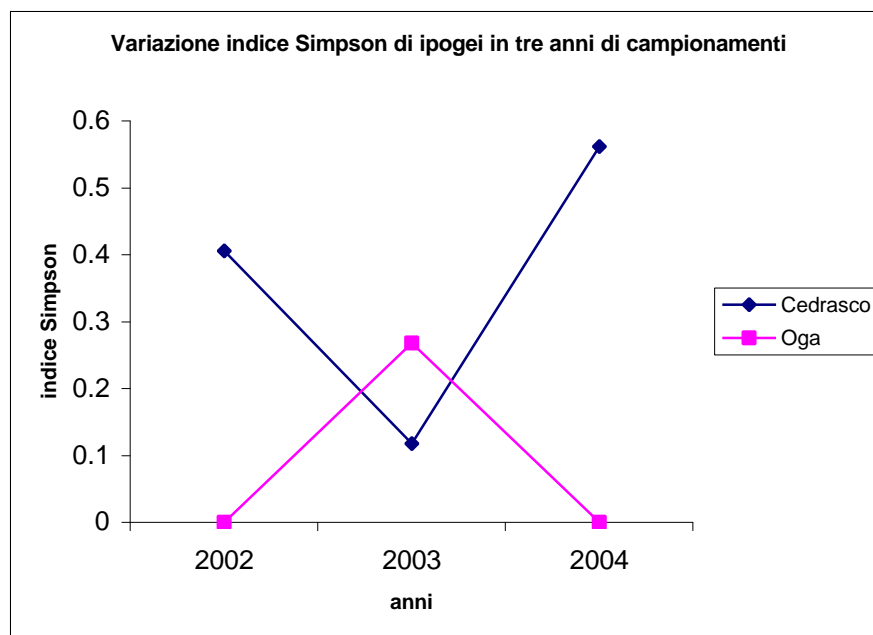


Figura 5.7 - Indici di Simpson relativi ai funghi ipogei per i tre anni studio 2002, 2003, 2004 nelle due aree campione.

La curva di Cedrasco presenta un punto di minimo nell'anno 2003, mentre quella di Oga ha invece un punto di massimo nello stesso anno. Le possibili cause per spiegare gli andamenti di tali curve possono essere riconducibili ad alcuni aspetti ecologici che proprio perché molteplici, non sono stati affrontati in questo studio. È ipotizzabile, però,

che la curva di Cedrasco sia più elevata di quella di Oga (dove addirittura per due anni non sono mai stati trovati esemplari di funghi ipogei) poiché le specie più comuni, quali *Elaphomyces granulatus* e *Rhizopogon roseolus* vivono prevalentemente in associazioni micorriziche in cui siano presenti peccio o abete bianco, mentre più rare in fitocenosi comprendenti il pino silvestre.

Nei grafici seguenti (da Figura 5.8 a Figura 5.11) sono messi a confronto gli indici di Simpson sulle specie fungine, epigee ed ipogee, per ogni area campione nei tre anni di studio, comparate ad ulteriori indici di Simpson calcolati omettendo le specie non identificate. Tutto ciò è stato fatto al fine di rendere gli indici stessi più corretti. Il confronto tra i vari indici dimostra infatti quanto possano essere inficianti le specie non determinate nell'andamento delle curve.

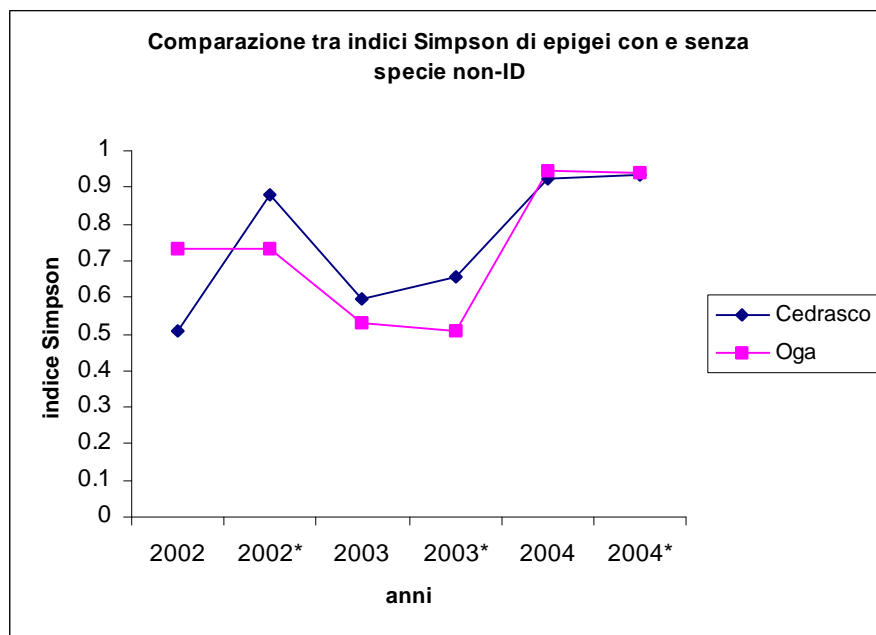


Figura 5.8 - Indici di Simpson per ciascun'area campione relativi ai funghi epigee. Per ciascun anno di studio sono stati calcolati gli indici di Simpson che includono come *taxon* anche le specie non determinate; per gli stessi anni di studio (evidenziati con l'asterisco) le specie non determinate sono state omesse.

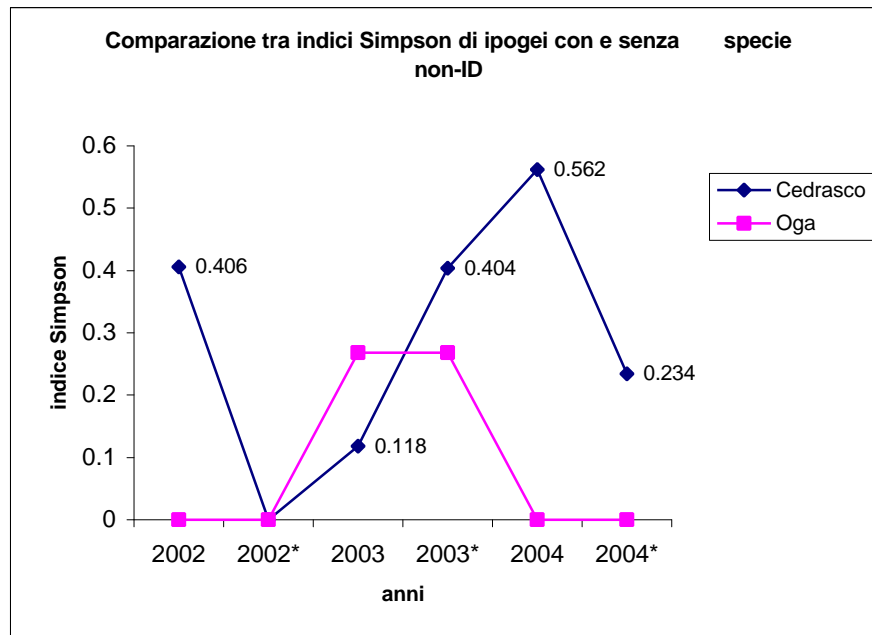


Figura 5.9 - Indici di Simpson per ciascun'area campione relativi ai funghi ipogei. Per ciascun anno di studio sono stati calcolati gli indici di Simpson che includono come *taxon* anche le specie non determinate; per gli stessi anni di studio (evidenziati con l'asterisco) le specie non determinate sono state omesse.

I due grafici descrivono realtà contrastanti, in quanto per gli epigei (Figura 5.9) la più alta diversità specifica si è raggiunta nel 2004 e il 2003 è stato l'anno più scadente; mentre per gli ipogei (Figura 5.10) proprio il 2003 è stato l'anno che ha dato i risultati più sorprendenti. Comparando i due grafici, la disomogeneità tra i segmenti (di epigei e di ipogei in uno stesso anno) denota probabilmente differenti bisogni ecologico-climatici di questi due *taxon*, anziché delle esigenze ambientali comuni.

L'ipotesi precedentemente accennata trova conferma anche nei grafici successivi, anche qui infatti indici elevati appartenenti ai funghi epigei sono contrapposti a indici bassi appartenenti ai funghi ipogei e viceversa.

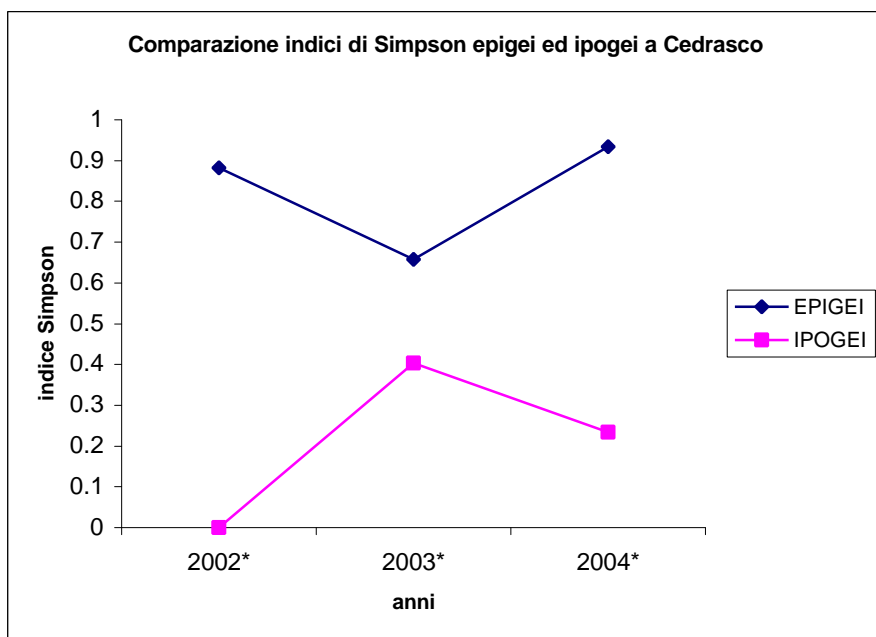


Figura 5.10 - Andamenti degli indici di Simpson (nel cui calcolo sono omesse le specie non determinate) relativi ai funghi epigei ed ipogei riscontrati nell'area di Cedrasco nei tre anni di studio.

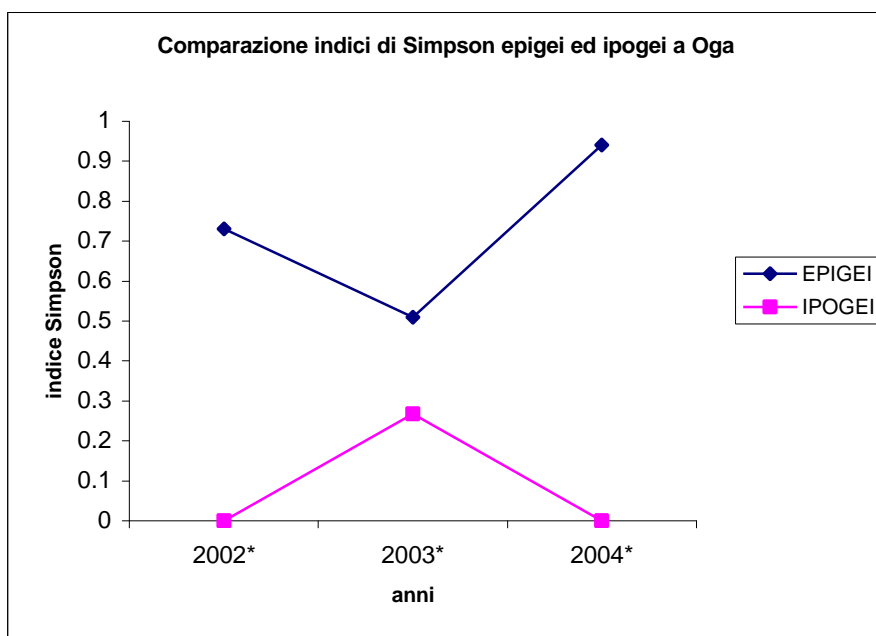


Figura 5.11 - Andamenti degli indici di Simpson (nel cui calcolo sono omesse le specie non determinate) relativi ai funghi epigei ed ipogei riscontrati nell'area di Oga nei tre anni di studio.

Oltre all'indice di diversità di Simpson, per un'analisi qualitativa più corretta e dettagliata, è stato calcolato per il 2004 l'indice di ricchezza in specie (R) che tiene conto del numero totale di specie presenti e del numero di individui relativi a ciascuna specie. A Cedrasco sono state determinate 178 esemplari di 34 specie di funghi epigei con un indice di $R = 14,7$; mentre 59 esemplari di 2 specie di funghi ipogei risultava in un $R = 0,56$. Ad Oga sono state determinate 364 esemplari di 58 specie di funghi epigei con un indice di $R = 22,3$; mentre non sono stati trovati funghi ipogei ($R = 0$).

5.3.2 STUDIO DELLA PRODUTTIVITÀ (BIOMASSA FUNGINA)

Il parametro adottato per descrivere la produttività fungina in termini quantitativi e non qualitativi è la biomassa (vengono considerati solo i pesi secchi). In particolare è stata misurata la biomassa per singola specie (in mg) e calcolata la biomassa totale per ogni anno di studio. I dati ottenuti permettono di valutare in quale percentuale ogni *taxon* è disponibile come eventuale risorsa alimentare per lo scoiattolo in ogni periodo di raccolta e nell'arco dell'intero anno.

Sommando le due aree con i relativi periodi di raccolta inerenti alle tre stagioni il numero di campioni totali risulta 70, ovvero 35 periodi per ognuna delle due aree. Questo procedimento, che è stato effettuato sia per i funghi epigei che per gli ipogei, associa ad ogni periodo un peso corrispondente alla biomassa totale del periodo stesso che, sommato agli altri, dà appunto la biomassa totale dell'anno. Questo metodo ha fornito i dati necessari per il calcolo di vari indici statistici, quali: valore medio, deviazione standard, mediana, moda e varianza.

Per i funghi epigei si ha un peso secco medio di 18.540 g (deviazione standard = 43.913) mentre per gli ipogei tale indice di posizione raggiunge solo gli 11.456g (deviazione standard = 18.535).

La comparazione tra i valori medi denota sia le differenti dimensioni dei corpi fruttiferi (con gli ipogei solitamente di dimensioni ridotte rispetto agli epigei) che il diverso numero di campioni raccolti (con gli ipogei in numero nettamente inferiore agli epigei). I dati relativi ai pesi secchi dei funghi epigei ed ipogei sono stati oggetto di diverse indagini statistiche atte a rendere l'analisi più significativa e rigorosa. Innanzitutto dai risultati del test di normalità di Shapiro-Wilk si evince che i dati non seguono una distribuzione normale, in quanto $W < 0,90$ (Epigei: $W = 0,476$ $P < 0,0001$; Ipogei: $W = 0,683$ $P < 0,0001$).

Pertanto per normalizzarli si è utilizzata la scala logaritmica; in particolare i dati sono stati trasformati aggiungendo prima al peso il valore di 0.001g, e calcolando poi il logaritmo naturale del risultato ottenuto. Nel grafico riportato in Figura 5.12, che indica la produttività fungina annuale (espressa come pesi totali in grammi per anno), si può notare come i due tipi fungini presentino anche un diverso andamento nei tre anni di studio (effetto anno non significativo: epigei $F_{2,54} = 1,12$, $p = 0,33$; ipogei $F_{2,52} = 1,32$ $p = 0,28$).

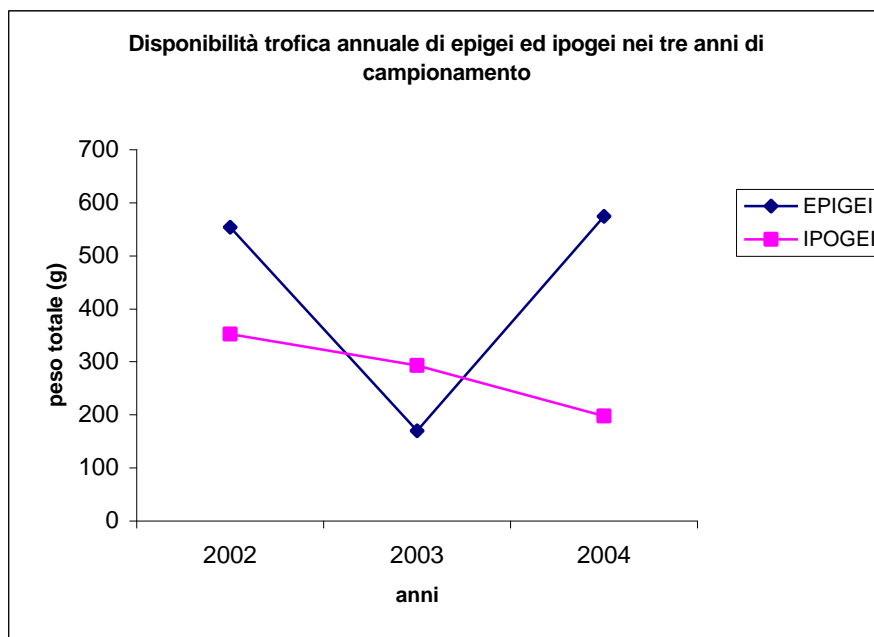


Figura 5.12 - Biomasse (esprese in grammi) relative ai funghi epigei ed ipogei per ciascun anno di studio. Tali valori sono stati ottenuti sommando le due biomasse annuali relative alle due aree di studio.

Gli ipogei hanno una curva decrescente dal 2002 al 2004 mentre gli epigei hanno valori elevati di biomassa nel 2002 e 2004 e un sorprendente punto di minimo nel 2003. Quest'ultimo andamento conferma l'ipotesi che la bassa produttività possa essere dovuta alla concomitanza nell'anno 2003 di una serie di parametri climatici sfavorevoli. In generale questi andamenti, riscontrati precedentemente con l'indice di Simpson nei grafici in Figura 5.6 e 5.7, rispecchiano le incongruenze relative al fatto che quando vi sono valori elevati di epigei si notano valori bassi di ipogei e viceversa.

Un risultato analogo, come plausibile, si può notare nei due grafici successivi (Figura 5.13 e 5.14), dove viene però rappresentata la produttività annuale epigea ed ipogea per

ciascun'area campione (effetto area significativo : epigei $F_{1,53} = 6,90$ $P = 0.011$; ipogei $F_{1,51} = 190,56$ $P < 0.0001$).

In Figura 5. 14 è evidente l'effetto area rappresentato, dalla differente biomassa ipogea tra Cedrasco e Oga, consistente nella prima e quasi nulla nella seconda. Questo effetto è dovuto principalmente al diverso tipo di fitocenosi che caratterizza le due aree.

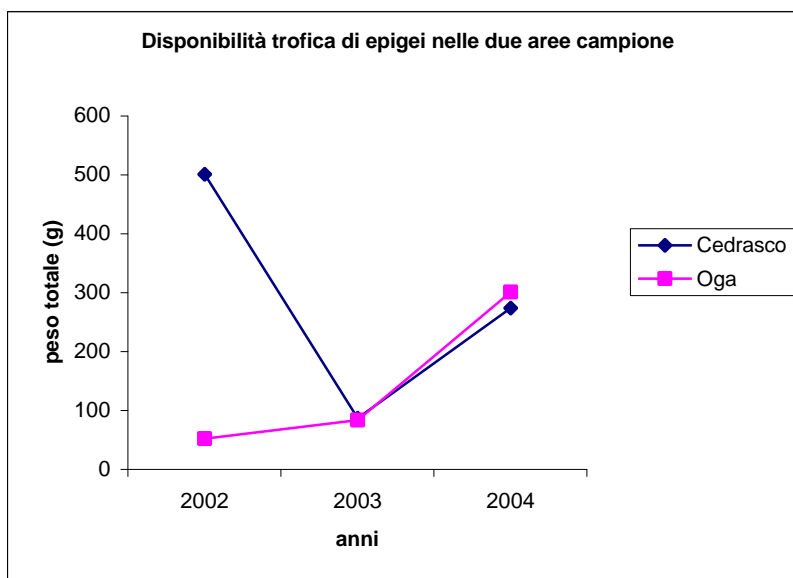


Figura 5.13 - Biomasse dei funghi epigei (esprese in g/400m²) per ciascun anno di studio nelle due aree campione.

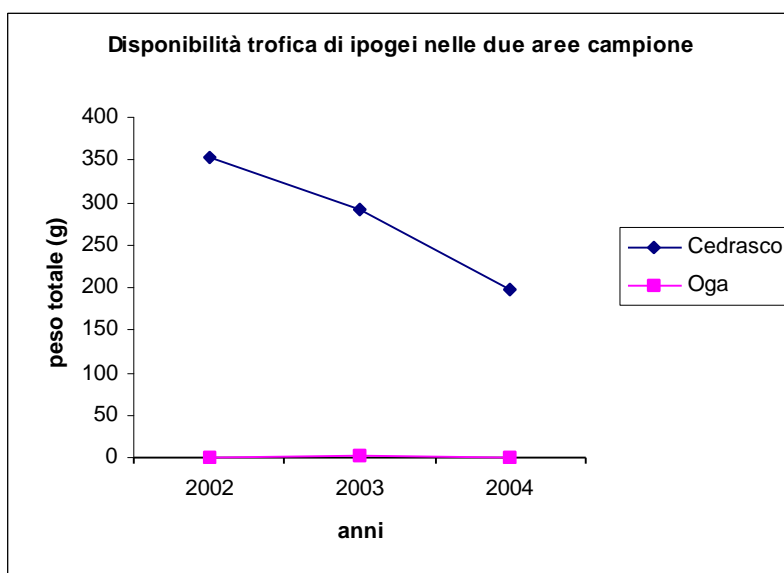


Figura 5.14 - Biomasse dei funghi ipogei (esprese in g/3,14m²) per ciascun anno di studio nelle due aree campione.

Per un'analisi più dettagliata, a questo punto è possibile concentrarsi sui dati del 2004, al fine di evidenziare eventuali variazioni temporali della biomassa, tra le due aree, nei singoli periodi di campionamento (Figura 5.15 e Figura 5.16).

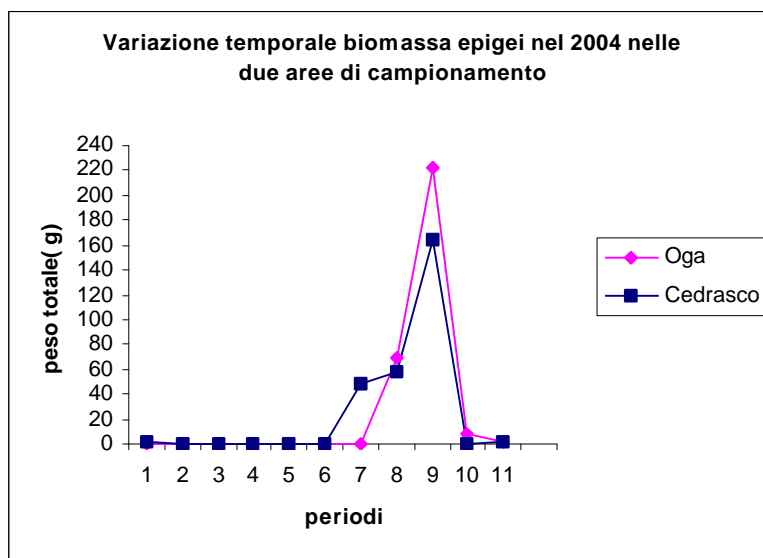


Figura 5.15 - Variazioni temporali delle biomasse epigee (espresse in g/400m²) nel 2004 per le due aree di studio. Per ogni periodo di campionamento è indicato il peso secco relativo alle specie epigee raccolte (il periodo 1 coincide con il 30 aprile 2004, il periodo 11 coincide con l'11 novembre 2004).

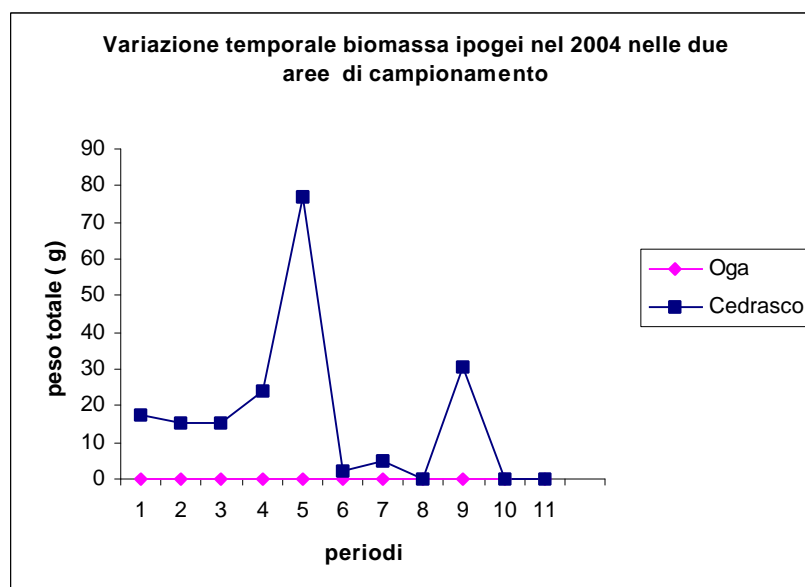


Figura 5.16 - Variazioni temporali delle biomasse ipogee (espresse in g/3,14m²) nel 2004 per le due aree di studio. Per ogni periodo di campionamento è indicato il peso secco relativo delle specie ipogee raccolte (il periodo 1 coincide con il 30 aprile 2004, il periodo 11 coincide con l'11 novembre 2004).

Osservando i picchi dei due grafici, si evince che i periodi in cui la disponibilità trofica è maggiore si equivalgono, dal periodo 8 al periodo 10 (seppur con qualche variazione). Questa coincidenza potrebbe essere attribuibile al fatto che i periodi sopra indicati riguardano i mesi che vanno da agosto a ottobre, tipici di un aumento delle precipitazioni, parametro ambientale fondamentale atto alla consueta esplosione di vita fungina tipica di quei mesi. Inoltre si nota che gli epigei hanno tendenzialmente un'enorme crescita di biomassa in pochi periodi ravvicinati (un solo punto di massimo a settembre) e quindi il fattore periodo è determinante (34%, test $\chi^2 = 11,8$ $P < 0.01$ gl: 1) mentre gli ipogei hanno due punti di massimo all'anno, (uno più pronunciato a maggio e uno più ridotto a settembre) a dimostrazione del fatto che per questi ultimi non sono solo le precipitazioni annue l'unico parametro determinante e il fattore random (periodo) non è significativo (9,3%, test $\chi^2 = 0,87$ gl:1 NS). Infatti per i funghi ipogei il periodo è una variabile trascurabile in quanto la loro biomassa pur variando stagionalmente può essere ritenuta costante nell'anno.

Comparando invece gli andamenti delle due aree nei singoli grafici appare evidente che per gli epigei le curve si sovrappongono quasi totalmente, mentre per gli ipogei non si può affermare lo stesso poiché la disponibilità fungina di Oga è quasi sempre rilevabile intorno allo zero. Omologando infine i valori in peso sull'asse delle y delle biomasse di epigei ed ipogei appartenenti ad una stessa area (Cedrasco) appaiono le curve riportate in Figura 5.17.

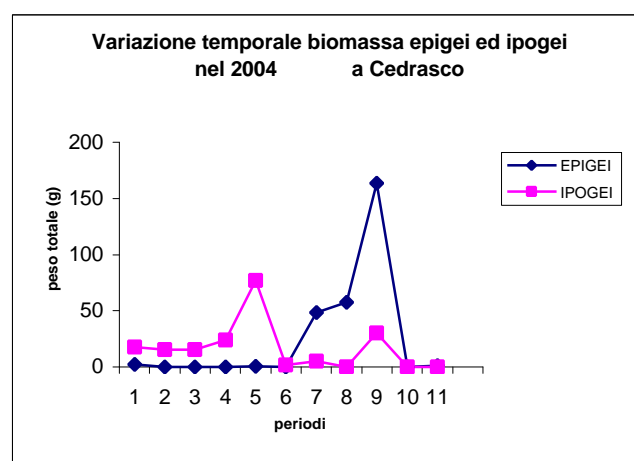


Figura 5.17 - Variazioni temporali della biomassa epigea ed ipogea nell'area studio di Cedrasco. Per ogni periodo di campionamento è indicato il peso secco in grammi relativo alle specie epigee ed ipogee raccolte (il periodo 1 coincide con il 30 aprile 2004, il periodo 11 coincide con l'11 novembre 2004).

L'utilizzo di un'unità di misura omogenea risalta il fatto che pur avendo dei punti di massimo coincidenti nel periodo 9 (corrispondente al 4 settembre 2004) legati alle sopracitate condizioni favorevoli, si nota comunque che la curva degli ipogei ha un andamento tendenzialmente più costante nell'arco dell'anno rispetto agli epigei. Questo perché a differenza di questi ultimi tale curva presenta delle oscillazioni più frequenti ma meno pronunciate tra i valori di massimo e quelli di minimo (periodi 5 e 7). Perciò la biomassa degli epigei ha un'esplosione elevata e focalizzata in pochi periodi vicini (si passa da 0 a 163.532g in appena 2 mesi) mentre quella degli ipogei pur variando nel corso dell'anno (nel periodo 5 si passa da 23.990g a 76.688g) è più costante permettendo così una continua disponibilità trofica.

Se si confrontano indici di Simpson e biomassa si può notare come una loro coincidenza non è sempre possibile in quanto non necessariamente ad un peso elevato corrisponde un indice altrettanto elevato. Infatti l'indice tende a uno (indica massima diversità specifica) più è grande il numero di specie e più loro frequenze relative sono piccole e uguali tra loro. Tale incongruenza viene accentuata se si considerano separatamente i dati dei funghi epigei ed ipogei per ogni area. Ad esempio osservando i grafici seguenti (Figura 5.18) si possono trarre alcune possibili considerazioni:

Passando dal 2003 al 2004 si è avuto un aumento sia di indice che di biomassa, viceversa nel 2002 pur essendo state trovate un buon numero di specie (25), il numero di campioni raccolti per ciascuna è stato così grande da portare ad un elevato valore di biomassa totale ma ad un indice di Simpson ridotto.

Dai dati è evidente, come già detto, che la biomassa fungina epigea ed in piccola parte quella ipogea non siano sempre costanti per tutto l'arco dell'anno ma presentino delle variazioni più o meno consistenti in entrambe le aree di studio.

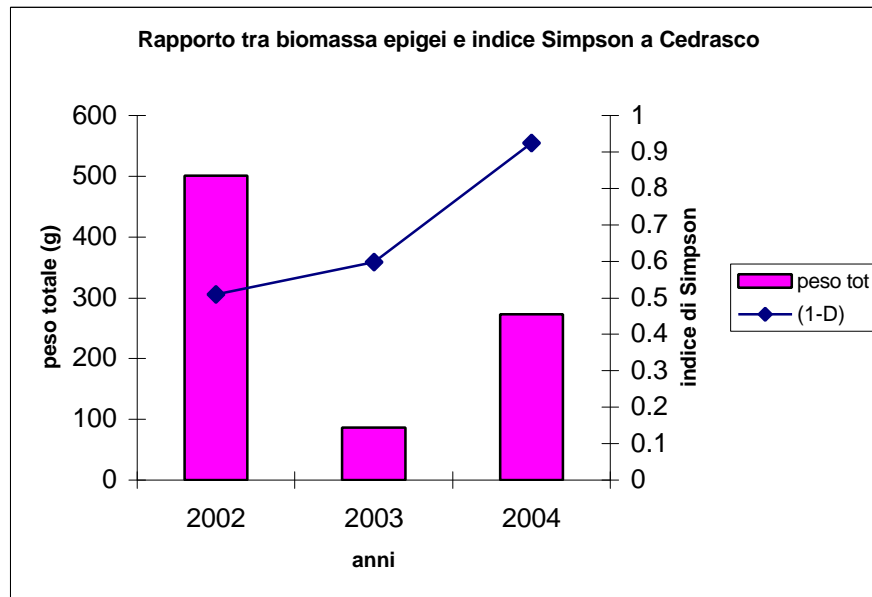


Figura 5.18 - Le barre indicano i valori della biomassa annuale dei funghi epigei, raccolti nell'area di Cedrasco, per i tre anni di studio (la biomassa è espressa in g/400m²); la linea invece indica la variazione dell'indice di Simpson dei funghi epigei negli stessi anni per la stessa area.

Due metodi di correlazione, uno parametrico (coefficiente di correlazione di Pearson) e uno non parametrico (coefficiente di correlazione di rango di Spearman), adottati per vedere se tali variazioni temporali di abbondanza fungina epigea od ipogea siano correlate nelle due aree di studio, danno valori bassi, prossimi allo zero, sia del coefficiente di Pearson che del Coefficiente di Spearman, ($p > 0,05$ no correlazione) indicando così una correlazione ridotta tra le due variabili a dimostrazione del fatto che la differente ecologia di questi due tipi fungini, probabilmente ne influenzi diversamente la loro reperibilità e l'abbondanza nell'arco dei periodi.

L'abbondanza dei funghi sia epigei che ipogei è significativamente più alta a Cedrasco rispetto ad Oga (la differenza è consistente in particolare per gli ipogei); confrontando invece le produttività annuali si giunge ai seguenti esiti: per i primi il 2002 è stato l'anno più produttivo seguito poi dal 2004 e infine dal 2003, per i secondi invece si è avuto un progressivo decremento di biomassa negli anni (come per altro riscontrato nelle altre due aree di studio). Tuttavia i valori alti di P indicano che tali variazioni annuali di biomassa epigea ed ipogea non sono significative perché sovrastimate.

Infine per ciascuna delle due aree è stata estrapolata dai dati una retta di regressione per vedere se vi fosse un'eventuale correlazione tra la produttività temporale epigea ed ipogea.

Dalla pendenza positiva della retta di Cedrasco (Figura 5.19) si può dedurre che in tale area effettivamente ad un aumento nella produttiva epigea sia associato un aumento anche se minimo di quella ipogea. Quanto detto è confermato anche dal grafico in Figura 5.17 dove nei periodi 8-9 le condizioni ambientali favorevoli permettono una diffusione massiccia di funghi epigei (e in misura minore anche di ipogei).

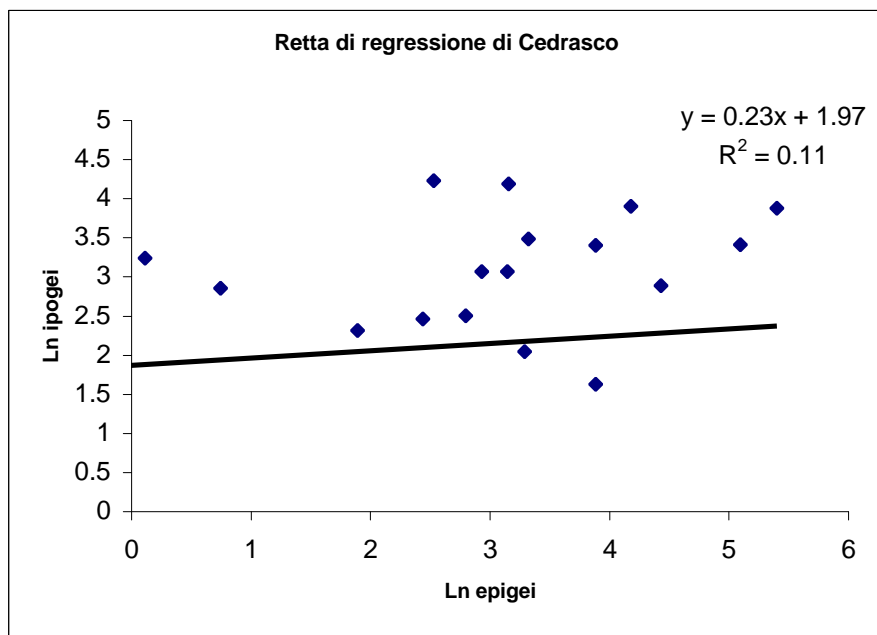


Figura 5.19 - I punti rappresentano i singoli campionamenti effettuati nei tre anni di studio nell'area di Cedrasco; in particolare il valore di ciascun punto è determinato dal peso secco di funghi epigei ed ipogei raccolti nello stesso periodo. Dai punti ottenuti è stata poi calcolata una retta di regressione per rendere più evidente l'andamento di quest'ultimi. $F_{1,33} = 4,27$; $P = 0.047$.

La pendenza negativa della retta di Oga (Figura 5.20), invece, evidenzia la non correlabilità in questo caso tra le due variabili probabilmente anche a causa del numero ridotto di campioni ipogei raccolti (intercetta negativa).

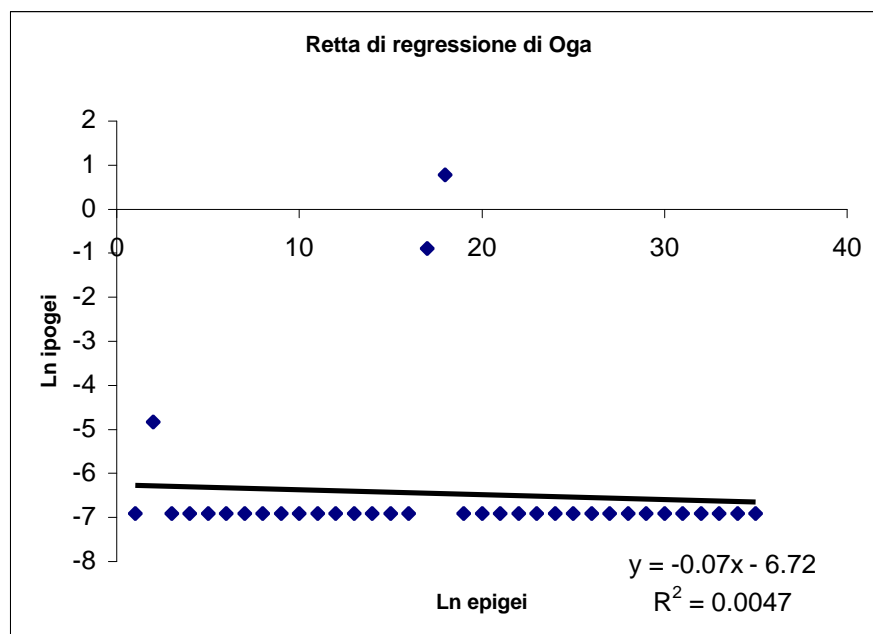


Figura 5.20 - I punti rappresentano i singoli campionamenti effettuati nei tre anni di studio nell'area di Oga; in particolare il valore di ciascun punto è determinato dal peso secco di funghi epigei ed ipogei raccolti nello stesso periodo. Dai punti ottenuti è stata poi calcolata una retta di regressione per rendere più evidente l'andamento di quest'ultimi; $F_{1,33} = 1,49$; $P = 0,23$.

5.4. MONITORAGGIO MEDIANTE HAIR TUBE

In Tabella 5.19 è mostrato l'Indice di Densità Relativa (IDR): esso indica la proporzione di *hair tube* positivi (numero di *hair tube* visitati/numero totale di *hair tube*) dopo quattro settimane dall'inizio del monitoraggio. I dati si riferiscono a tre aree di studio: Cedrasco (CED) e San Antonio (SAN) sulle Alpi Orobie, Oga (OGA) sulle Alpi centrali. Due aree (CED e OGA) sono state monitorate dal 2000 al 2004, l'altra (SAN) dal 2000 al 2001. Nella tabella l'IDR viene messo in relazione sia con la densità degli scoiattoli (numero di animali/ha), sia con l'Indice di Successo di Trappolaggio (IST), calcolato come numero di catture/sforzo di cattura (n. di giorni di cattura x n. di trappole usate per giorno).

Tabella 5.19 - Numero di *hair tube* positivi dopo quattro settimane, numero di *hair tube* utilizzati, proporzione di *hair tube* positivi (IDR), densità di scoiattoli (n. animali/ha) rilevata con cattura-marcatura-ricattura e radio-marcatura, e Indice di Successo di Trappolaggio (IST) in tre aree di studio, nei diversi periodi di monitoraggio. (%CV) = coefficiente di varianza in percentuale della media, W(p) = test di Shapiro-Wilk per verificare se i dati seguono una distribuzione normale ($p > 0.05$, la distribuzione dei dati non si scosta da una distribuzione normale).

Area	Anno	Mese	<i>hair-tube</i> positivi	<i>hair-tube</i> totali	IDR	Densità	IST
CED	2000	aprile	2	18	0.11	0.197	0.051
CED	2000	ottobre	7	20	0.35	0.105	0.087
CED	2001	aprile	6	20	0.30	0.079	0.026
CED	2001	ottobre	7	19	0.37	0.092	0.075
CED	2002	aprile	7	17	0.41	0.197	0.139
CED	2002	ottobre	10	19	0.53	0.197	0.179
CED	2003	aprile	12	18	0.67	0.263	0.113
CED	2003	ottobre	16	18	0.89	0.211	0.150
CED	2004	aprile	15	19	0.79	0.263	0.173
OGA	2000	aprile	8	18	0.44	0.301	0.224
OGA	2000	ottobre	8	18	0.44	0.344	0.200
OGA	2001	aprile	9	18	0.50	0.366	0.211
OGA	2001	ottobre	14	19	0.74	0.516	0.244
OGA	2002	aprile	19	23	0.83	0.366	0.212
OGA	2002	ottobre	19	23	0.83	0.516	0.417
OGA	2003	aprile	17	22	0.77	0.387	0.163
OGA	2003	ottobre	16	21	0.76	0.473	0.295
OGA	2004	aprile	15	23	0.65	0.430	0.230
SAN	2000	aprile	16	20	0.80	0.400	0.210
SAN	2000	ottobre	18	20	0.90	0.280	0.230
SAN	2001	aprile	10	20	0.50	0.140	0.060
SAN	2001	ottobre	8	20	0.40	0.120	0.056
Media					0.59	0.284	0.17
DS (%CV)					0.22 (37%)	0.137(48%)	0.092(54%)
W (p)					0.94 (0.17)	0.95 (0.35)	0.94 (0.25)

I valori di IST, compresi tra 0.026 e 0.42, mostrano come in nessuna sessione di cattura il numero di trappole occupate dagli scoiattoli abbia superato il 50% del totale delle trappole. Questo dato indica che il numero di trappole utilizzate per lo studio della dinamica di popolazione degli scoiattoli era sufficiente.

Le correlazioni di IDR con la densità di scoiattoli e con l'indice IST erano significative e c'era una forte correlazione tra densità e indice di successo di trappolaggio ($n=22$, IDR-densità $r = 0.62$, $p = 0.0019$; IDR-IST $r = 0.65$, $p = 0.001$; densità-IST $r = 0.87$, $p < 0.0001$). Anche utilizzando la correlazione non-parametrica di Spearman (*Spearman rank correlation*), i coefficienti di correlazione erano statisticamente significativi ($n=22$, IDR-densità $r = 0.64$, $p = 0.0013$; IDR-IST $r = 0.65$, $p = 0.001$; densità-IST $r = 0.88$, $p < 0.0001$).

Sono state, poi, confrontate le relazioni tra l'IDR e la densità di scoiattoli (Figura 5.21) e tra l'IDR e l'Indice di successo di Trappolaggio (Figura 5.22), ed è emerso come tra questi parametri vi sia una buona correlazione, in quanto maggiore è la percentuale di *hair tube*

positivi, maggiore è la densità degli scoiattoli (densità = $0.057 (\pm 0.068) + 0.38 (\pm 0.11)$ IDR; $F_{1,20} = 12.7$, $p = 0.0019$, $R^2 = 0.39$), e anche maggiore è il numero di animali catturati (IST = $0.010 (\pm 0.044) + 0.27 (\pm 0.07)$ IDR; $F_{1,20} = 15.0$, $p = 0.001$, $R^2 = 0.43$).

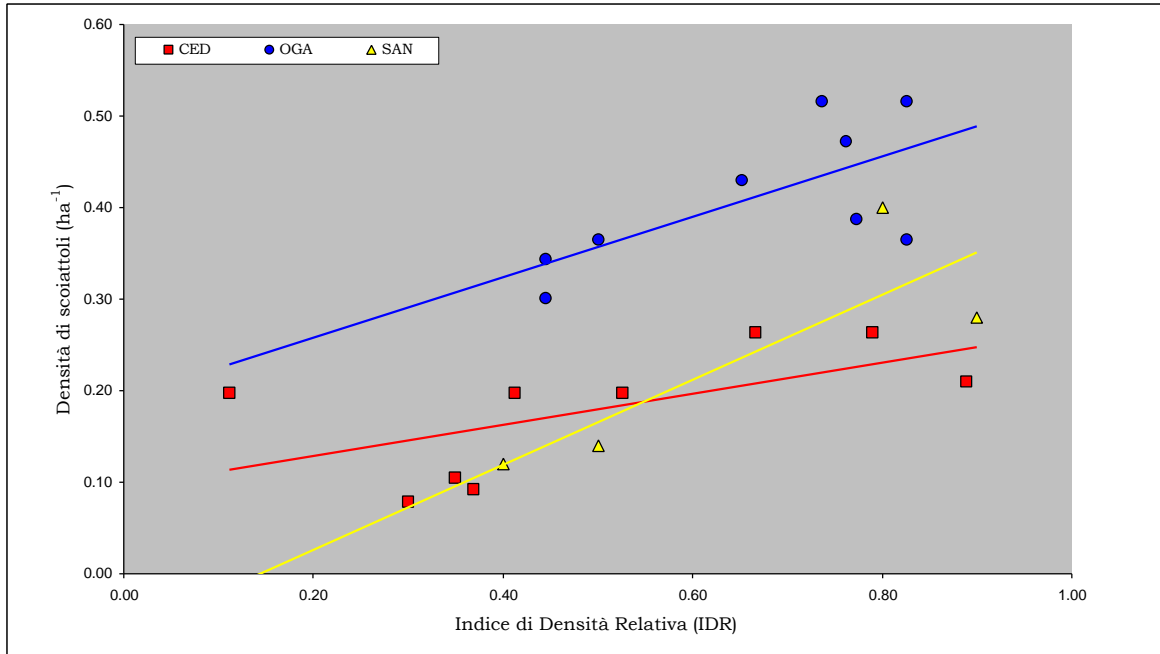


Figura 5.21 - Relazioni tra l'IDR e la densità di scoiattoli.

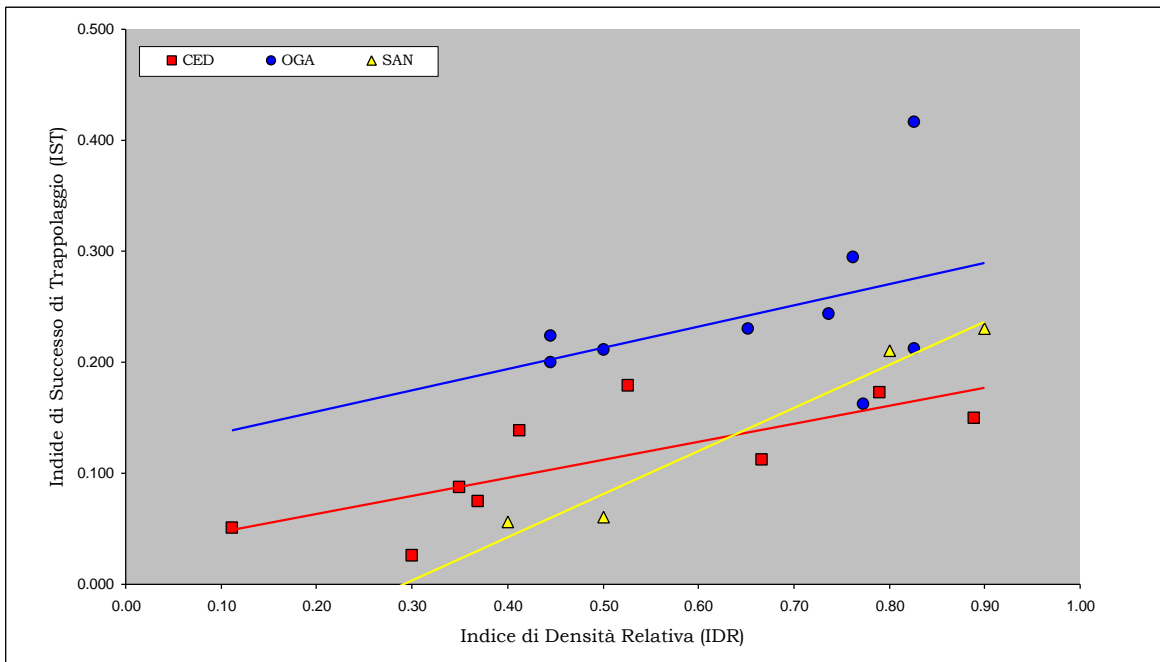


Figura 5.22 - Relazioni tra l'IDR e l'Indice di successo di Trappolaggio.

Infine, la regressione tra IDR e densità di scoiattoli (Tabella 5.20) è stata calcolata sia per l'area di studio di Cedrasco che per le due aree utilizzate per il confronto dei dati (SAN e OGA).

Tabella 5.20 - Regressione lineare tra IDR e densità di scoiattoli (n. animali/ha) per le tre aree di studio (n = numero di monitoraggi eseguiti). La regressione è di forma: densità = a + b IDR.

	Cedrasco (n=9)	Oga (n=9)	S. Antonio (n=4)
ANOVA	$F_{1,7} = 4.09, p = 0.083$	$F_{1,7} = 6.16, p = 0.042$	$F_{1,2} = 4.96, p = 0.16$
Regressione	$0.09(\pm 0.04) + 0.17(\pm 0.08)\text{IDR}$	$0.19(\pm 0.09) + 0.33(\pm 0.13)\text{IDR}$	$-0.07(\pm 0.14) + 0.46(\pm 0.21)\text{IDR}$
R²	0.37	0.47	0.71

Per valutare se l'area di studio avesse un effetto sulla relazione tra IDR e densità e tra IDR e IST, è stato utilizzato un *generalised linear mixed model* con la densità di scoiattoli (o, nell'altro caso, l'IST) come variabile dipendente, IDR come variabile continua indipendente e l'area di studio come classe. È stato calcolato anche l'effetto dell'interazione tra area di studio e IDR, mentre stagione, anno e l'interazione stagione*anno sono considerate fattori *random*.

La varianza causata da fattori stocastici non è statisticamente significativa, né nel modello con densità (varianza *random factor* = $1.51 \cdot 10^{-20}$, varianza residuale = 0.00405, $\chi^2_1 = 0.00, p = 1.0$), né nel modello con IST come variabile dipendente (varianza *random factor* 0.00064, varianza residuale = 0.00170, $\chi^2_2 = 1.99, p = 0.37$).

I risultati indicano che l'IDR è un indice di densità molto utile e che la sua variazione segue la variazione tra stagioni e anni della densità di scoiattoli. Inoltre la relazione tra IDR e densità non è diversa tra le aree di studio (effetto area di studio*IDR non significativo, vedasi Tabella 5.21), anche se c'è un effetto significativo di area di studio su densità, spiegato dalle densità di scoiattoli più elevate a Oga che a Cedrasco durante tutto il periodo di monitoraggio. Se viene utilizzato l'Indice di Successo di Trappolaggio (IST) come variabile dipendente invece della densità, i risultati dei modelli sono simili (Tabella 5.21).

Tabella 5.21 - Modelli GLM con (a) densità di scoiattoli; (b) IST come variabile dipendente, IDR come variabile continua indipendente, l'area di studio come classe e l'interazione tra area di studio e IDR; una selezione *stepwise backward* è stata utilizzata per eliminare gli effetti fissi non-significativi.

Effetti fissi	(a) Densità	(b) IST
Area*IDR	$F_{2,8} = 1.51, p = 0.28$	$F_{2,8} = 1.04, p = 0.40$
Area	$F_{2,10} = 19.2, p = 0.0004$	$F_{2,10} = 13.9, p = 0.0013$
IDR	$F_{1,10} = 14.3, p = 0.0036$	$F_{1,10} = 14.2, p = 0.0036$
Struttura di correlazione	<i>Compound symmetry</i>	<i>Simple</i>
BIC	-37.8	-41.6

5.5. EFFETTO DELLE RISORSE ALIMENTARI SULLA DINAMICA DI POPOLAZIONE

5.5.1 CEDRASCO

La densità di maschi e la densità di femmine sono correlati ($r = 0.64, n = 12, p = 0.025$). Il tasso di reclutamento di maschi è alto quando si presenta un alto tasso di immigrazione ($r = 0.90, n = 11, p = 0.0001$) (Tabella 5.22).

Tabella 5.22 - Statistiche di base dei parametri di dinamica di popolazione dello scoiattolo comune in foreste di conifere miste del Parco delle Orobie Valtellinesi. W = valore del test di Shapiro-Wilk; W trasformato = valore del test di Shapiro-Wilk utilizzando la trasformazione arcseno $\hat{\sigma}$ s parametro.

Parametro	N	Media \pm DS	Range	W	W trasformato
Densità	24	0.09 \pm 0.04	0.013-0.197	0.97	
Densità di m e f	24	0.19 \pm 0.07	0.07-0.31	0.92	
Tasso di immigrazione	24	0.62 \pm 0.60	0-2.0	0.87	0.93
Tasso di riproduzione	24	0.43 \pm 0.33	0-1.0	0.89	0.88
Tasso di reclutamento	22	0.56 \pm 0.59	0-1.66	0.84	0.90

Per quanto riguarda le correlazioni tra la produzione di semi e i parametri della dinamica di popolazione, a Cedrasco è stata riscontrata una forte incidenza della produzione di semi dell'abete rosso, nello stesso anno, sulla densità ($r = 0.61, n = 12, p = 0.033$) rispetto all'abete bianco ($r = 0.43, n = 12, p = 0.16$). Ciò contrasta con l'incidenza dei due tipi di conifere sulla produzione di cibo totale nello stesso anno: infatti l'abete bianco incide di

più ($r = 0.98$, $n = 12$, $p = <0.0001$) rispetto all'abete rosso ($r = 0.80$, $n = 12$, $p = 0.0014$). La produzione di abete rosso sia dello stesso anno ($r = 0.68$, $n = 12$, $p = 0.015$) che dell'anno precedente ($r = 0.79$, $n = 12$, $p = 0.0018$) è risultata fortemente correlata alla produzione dell'abete bianco.

Tra anni e stagioni la fluttuazione di tutti i processi demografici è notevolmente marcata: il tasso di riproduzione (proporzione di maschi con testicoli scrotali) varia da 0 a 1.00, il tasso di immigrazione da 0 a 2.00 e il tasso di reclutamento da 0 a 1.66. La densità minima è 0.06 maschi/ha, quella massima 0.19 (media \pm ds = 0.11 ± 0.07).

Per le femmine di scoiattolo comune a Cedrasco, sono state riscontrate correlazioni significative tra la densità e il tasso riproduttivo ($r = 0.58$, $n = 12$, $p = 0.04$). Il tasso di reclutamento è correlato col tasso di immigrazione ($r = 0.75$, $n = 11$, $p = 0.008$).

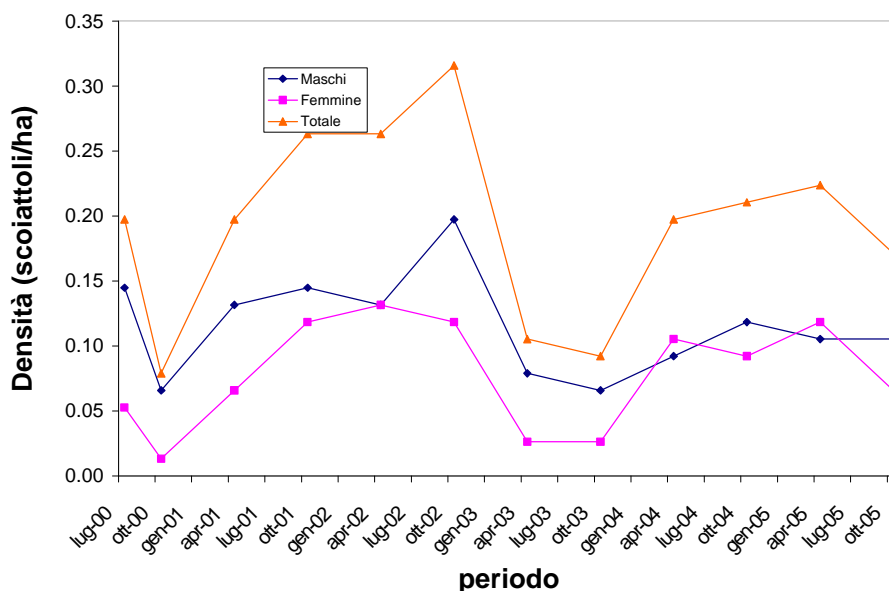


Figura 5.23 - Densità espressa in scoiattolo/ha relativa al periodo 2000-2005.

La produzione di semi di conifere ha dato diversi risultati significativi: innanzi tutto la produzione di semi di abete rosso dello stesso anno ha molta influenza sulla densità di popolazione delle femmine ($r = 0.65$, $n = 12$, $p = 0.02$) e sul tasso riproduttivo ($r = 0.70$, $n = 12$, $p = 0.011$)(Figura 5.24 e 5.25). La produzione di semi di conifere dell'anno precedente è invece correlata negativamente con il tasso riproduttivo ($r = -0.72$, $n = 12$, $p = 0.008$). Questo potrebbe significare che il tasso riproduttivo e quindi la densità della popolazione siano influenzate solo dalla produzione di cibo dello stesso anno, probabilmente perché la produzione è stata molto più alta.

L'analisi con un "modello lineare generalizzato" (GLM) è stata utilizzata in seguito per valutare gli effetti della produttività di abete rosso e abete bianco sulla densità di popolazione di maschi e femmine (Tabella 5.23).

Tabella 5.23 - Modello GLM testando gli effetti di produzione di semi di abete bianco nello stesso anno (AB t) e nell'anno precedente (AB t-1), di abete rosso nello stesso anno (AR t) e nell'anno precedente (AR t-1), sesso, interazione tra sesso e produzione di semi di abete bianco e abete rosso nello stesso anno e nell'anno precedente; una procedura *stepwise backward* ha tolto le interazioni, il fattore e le variabili indipendenti non significative ($p > 0.05$). Fattori o variabili indipendenti significative in grassetto.

Variabili e fattori	Gradi di libertà	F value	Pr > F
AB t-1*sesso	F1, 14	0.05	0.82
AR t-1*sesso	F1, 15	0.06	0.81
AR t*sesso	F1, 16	0.71	0.41
AB t*sesso	F1, 17	0.26	0.62
AB t-1	F1, 18	0.50	0.49
AB t	F1, 19	1.47	0.24
AR t-1	F1, 20	1.36	0.26
Sesso	F1, 21	8.38	0.0087
AR t	F1, 21	14.06	0.0012

Dai risultati è emerso esserci un effetto sesso, con una densità dei maschi più elevata rispetto a quella delle femmine ($F_{1, 21} = 8.38$, $p = 0.0087$) (Figura 5.23) ed è presente un forte effetto della produttività di semi di abete rosso nello stesso anno ($F_{1, 21} = 14.06$, $p = 0.0012$). La densità dei maschi è incrementata con la produzione di semi di abete rosso.

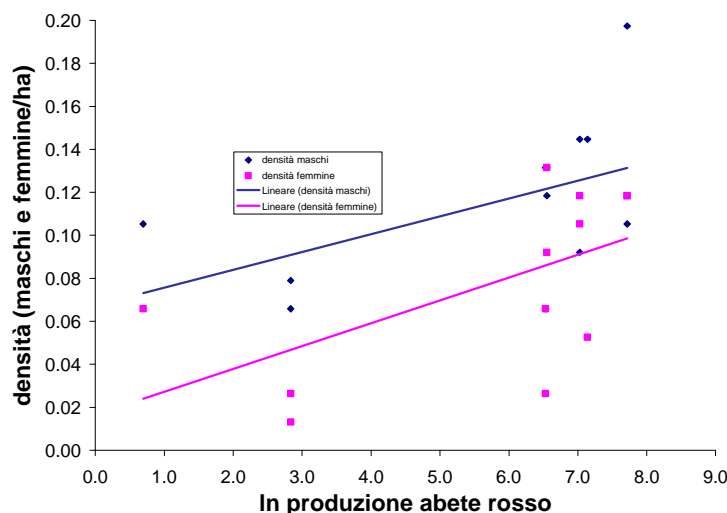


Figura 5.24 - Variazione della densità in base alla produzione di semi di abete rosso.

Se viene calcolata una regressione lineare per sesso risulta esserci effetto della produttività di abete rosso sulla densità, minore nei maschi ($F_{1, 10} = 6.08$, $p = 0.033$; $R^2 = 0.38$; densità maschi = $0.08 (\pm 0.01) + 0.000031 (\pm 0.000012)$ produzione di abete rosso), maggiore nelle femmine ($F_{1, 10} = 7.36$, $p = 0.022$; $R^2 = 0.42$; densità femmine = $0.045 (\pm 0.01) + 0.000035 (\pm 0.000013)$ produzione abete rosso).

La produttività di semi dello stesso anno è risultata essere molto maggiore rispetto a quella dell'anno precedente (Tabella 5.23), sono stati, quindi, analizzati gli effetti della produttività di abete rosso e abete bianco nello stesso anno sui processi demografici separatamente per maschi e femmine, solo sullo stesso anno.

5.5.1.1. PROCESSI DEMOGRAFICI DI MASCHI DI SCOIATTOLO

Nei maschi non è presente nessuna relazione significativa tra densità, produttività ed effetto stagione con il tasso di immigrazione; quest'ultimo è leggermente più alto in primavera-estate ($n = 6$, media $\pm ds = 0.75 \pm 0.44$) che in autunno ($n = 6$, media $\pm ds = 0.44 \pm 0.35$). La proporzione di maschi in condizioni riproduttive è più alta in primavera ($n = 6$, media $\pm ds = 0.84 \pm 0.16$) che in autunno ($n = 6$, media $\pm ds = 0.13 \pm 0.23$), diminuisce con la densità di maschi (densità-dipendente) (Figura 5.25) e c'è una tendenza non significativa ad aumentare con l'incremento di femmine (Tabella 5.24) (Tasso di riproduzione = $0.83 (\pm 0.24) - 10.47 (\pm 3.21)$ densità maschi + $1.4 (\pm 0.18)$ stagione primavera;

$R^2 = 0.89$). Anche per quanto riguarda il tasso di reclutamento non ci sono interazioni con stagione, densità e produttività.

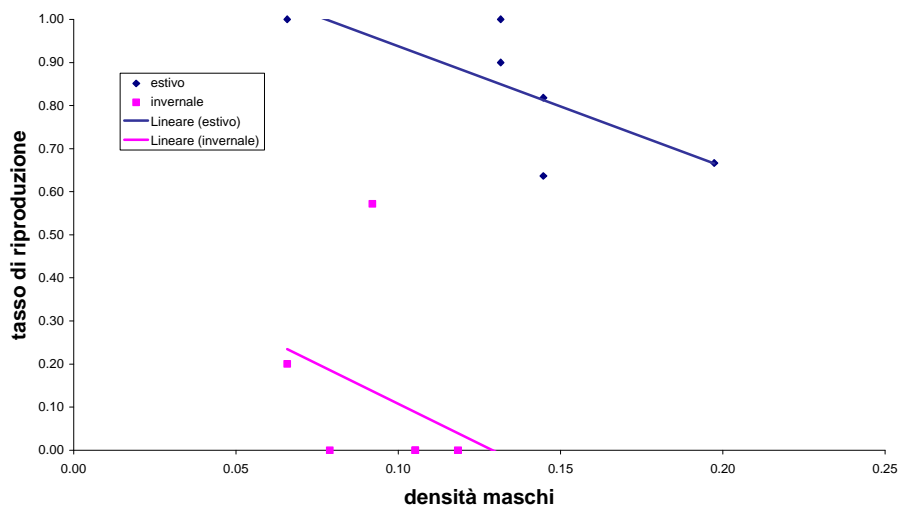


Figura 5.25 - Relazione tra la densità di maschi (n/ha) e il tasso di riproduzione.

Tabella 5.24 - Modelli GLM su effetti di stagione, densità maschi, d. femmine, produzione semi abete rosso e bianco, interazione tra stagione e densità maschi e densità femmine sulle seguenti variabili dipendenti: 1-Tasso di immigrazione; 2-Tasso di riproduzione; 3-Tasso di reclutamento. Per ogni modello una procedura *stepwise backward* ha tolto le interazioni, il fattore e le variabili indipendenti non significative.

Variabili e fattori	Tasso di immigrazione	Tasso di riproduzione	Tasso di reclutamento
Stagione*Densità maschi	F1, 4 = 0.01 (0.92)	F1, 5 = 1.11 (0.34)	F1, 3 = 0.34 (0.60)
Stagione*Densità femmine	F1, 5 = 1.10 (0.34)	F1, 4 = 4.38 (0.10)	F1, 4 = 1.47 (0.29)
Produzione abete rosso	F1, 6 = 0.04 (0.85)	F1, 6 = 0.08 (0.79)	F1, 5 = 0.04 (0.85)
Produzione abete bianco	F1, 7 = 0.27 (0.62)	F1, 7 = 0.15 (0.71)	F1, 7 = 0.17 (0.68)
Densità femmine	F1, 8 = 0.22 (0.64)	F1, 8 = 4.61 (0.06)	F1, 6 = 0.24 (0.64)
Densità maschi	F1, 9 = 0.00 (0.95)	F1, 8 = 10.60 (0.011)	F1, 8 = 0.21 (0.66)
Stagione	F1, 10 = 1.79 (0.21)	F1, 8 = 58.79 (<.0001)	F1, 9 = 0.66 (0.43)

Sopravvivenza

Il tasso medio di sopravvivenza stagionale (periodi di sei mesi, estivo da aprile a settembre, invernale da ottobre a marzo) è di 0.66 (dev. St 0.20, n = 22, minimo = 0.40, massimo = 1.00). Anche se il tasso di sopravvivenza dei maschi è risultato leggermente più alto durante l'inverno (n = 5, media \pm ds = 0.71 \pm 0.24) che durante l'estate (n = 6, media \pm ds = 0.57 \pm 0.13), l'effetto stagione non è stato significativo. Inoltre, non ci sono effetti significativi di densità di scoiattoli maschi o femmine e nemmeno della produttività delle specie di conifere sulla sopravvivenza dei maschi (Tabella 5.25).

Tabella 5.25 - Modelli GLM testando gli effetti di stagione produttività densità stesso sesso e altro sesso, l'interazione tra stagione e densità stesso sesso e l'interazione stagione e densità altro sesso sulle seguenti variabili: 1-Sopravvivenza maschi; 2-Sopravvivenza femmine. Per ogni modello una procedura *stepwise backward* ha tolto le interazioni, il fattore e le variabili indipendenti non significative.

Variabili e fattori	Sopravvivenza maschi	Sopravvivenza femmine
Stagione*densità	F _{1,3} = 0.90; p = 0.41	F _{1,3} = 0.23; p = 0.66
Stagione*densità alt. sex	F _{1,4} = 1.32; p = 0.32	F _{1,4} = 3.13; p = 0.15
Densità altro sex	F _{1,5} = 0.05; p = 0.84	F _{1,5} = 0.06; p = 0.82
Produttività abete rosso	F _{1,6} = 0.00; p = 0.97	F _{1,7} = 5.51; p = 0.051
Densità	F _{1,7} = 0.14; p = 0.72	F _{1,7} = 4.01; p = 0.085
Produttività abete bianco	F _{1,8} = 0.72; p = 0.42	F _{1,7} = 6.06; p = 0.043
Stagione	F _{1,9} = 1.95; p = 0.20	F _{1,6} = 0.01; p = 0.93

5.5.1.2. PROCESSI DEMOGRAFICI DI FEMMINE DI SCOIATTOLO

Dall'analisi dei dati è emerso come il tasso di immigrazione delle femmine sia debolmente correlato con la densità delle femmine stesse (Tabella 5.26) (Figura 5.26).

Tabella 5.26 - Modelli GLM testando gli effetti di stagione, densità maschi, densità femmine, produzione di semi di abete rosso e bianco nella stessa stagione, interazione tra stagione e densità maschi e interazione tra stagione e densità femmine sulle seguenti variabili dipendenti: 1-Tasso di immigrazione; 2-Tasso di riproduzione; 3-Tasso di reclutamento. Per ogni modello una procedura *stepwise backward* ha tolto le interazioni, il fattore e le variabili indipendenti non significative.

Variabili e fattori	Tasso di immigrazione	Tasso di riproduzione	Tasso di reclutamento
Stagione*densità femmine	F _{1,4} = 0.06 (0.82)	F _{1,4} = 0.47 (0.53)	F _{1,3} = 0.99 (0.39)
Stagione*densità maschi	F _{1,7} = 4.01 (0.08)	F _{1,5} = 0.27 (0.62)	F _{1,6} = 5.11 (0.06)
Produzione abete rosso	F _{1,6} = 0.81 (0.40)	F _{1,9} = 3.29 (0.10)	F _{1,5} = 0.27 (0.62)

Produzione abete bianco	F1, 5 = 0.91 (0.38)	F1, 6 = 0.76 (0.41)	F1, 4 = 0.82 (0.41)
Densità femmine	F1, 10 = 4.38 (0.06)	F1, 9 = 0.55 (0.47)	F1, 8 = 0.50 (0.49)
Densità maschi	F1, 8 = 0.07 (0.80)	F1, 7 = 0.20 (0.67)	F1, 7 = 0.10 (0.76)
Stagione	F1, 9 = 0.83 (0.38)	F1, 8 = 0.04 (0.84)	F1, 9 = 4.07 (0.07)

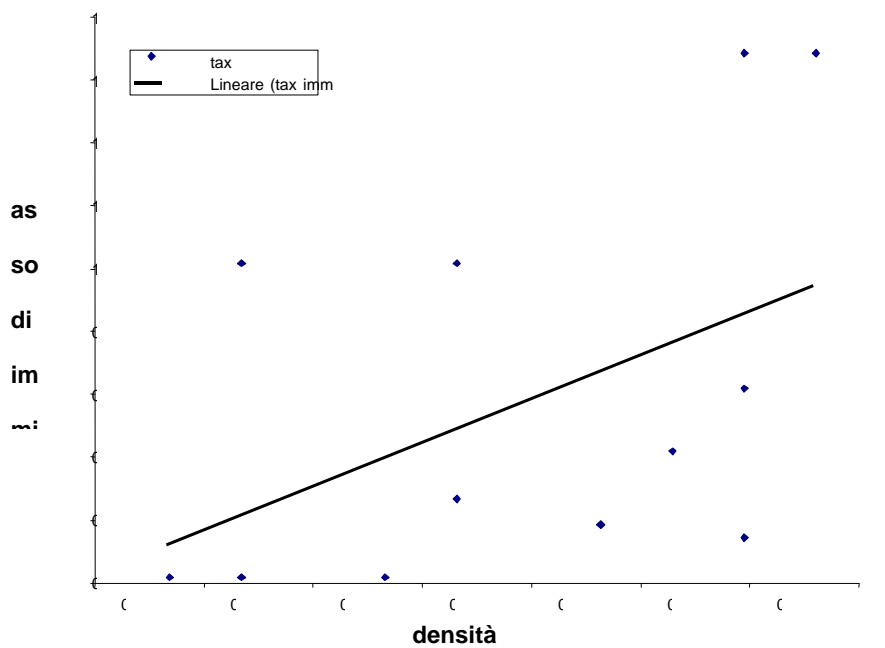


Figura 5.26 - Relazione tra densità di femmine (n/ha) e il tasso di immigrazione.

La proporzione di femmine riproduttive è risultata più alta in anni con una grande produzione di cibo ed una bassa densità di femmine (regressione lineare tasso di riproduzione = $0.20 (\pm 0.17) - 1.99 (\pm 2.67)$ densità femmine + $0.00026 (\pm 0.00014)$ produzione abete rosso; $R^2 = 0.52$), anche se un modello con entrambe le variabili non è statisticamente significativo. Invece, una regressione lineare usando solo la densità sul tasso di riproduzione avrà un effetto densità-dipendente [$F_{1, 10} = 5.25$; $p = 0.04$; densità femmine = $0.19 (\pm 0.19) - 5.15 (\pm 2.25)$ densità femmine; $R^2 = 0.34$]. Inoltre, la regressione lineare usando solo produzione di abete rosso su tasso di riproduzione ha una rilevanza statistica più elevata [$F_{1, 10} = 9.59$; $p = 0.011$; densità femmine = $0.29 (\pm 0.12) + 0.00033 (\pm 0.0001)$ produttività abete rosso; $R^2 = 0.50$] (Figura 5.27). Quindi più femmine si riproducono in anni con forte produzione di semi.

Per il tasso di reclutamento non sono emerse correlazioni con densità o con produttività, ma è risultato esserci una tendenza ad un maggior reclutamento in primavera rispetto all'autunno ; differenza primavera-autunno 0.96 ± 0.21 ; $p = 0.07$).

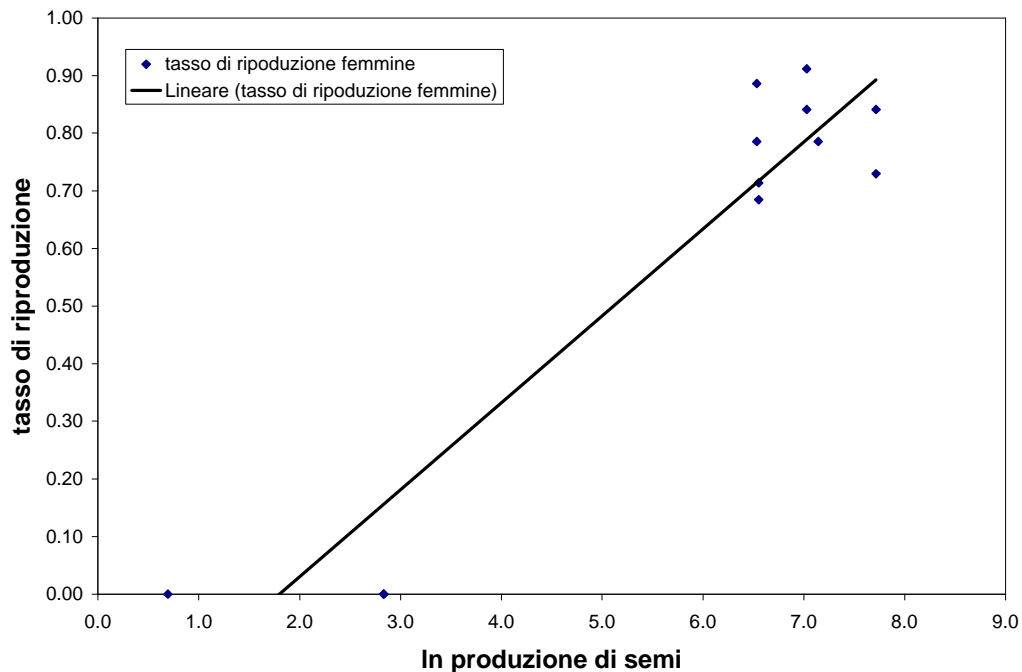


Figura 5.27 - Rapporto tra ln della produzione di semi (10^3 kJ/ha) e tasso di riproduzione.

Sopravvivenza

La sopravvivenza delle femmine tende ad aumentare con la densità di femmine e con la produttività dell'abete bianco; mentre diminuisce quando la produttività di abete rosso aumenta. (Regressione lineare: Sopravvivenza = $0.80 (\pm 0.20) + 9.01 (\pm 4.50)$ densità + $0.00023 (\pm 0.00009)$ produttività abete bianco - $0.0012 (\pm 0.0005)$ produttività abete rosso, $R^2 = 0.46$). Tuttavia, queste relazioni risultano deboli e se la densità viene tolta dal modello ($p > 0.05$), le relazioni di produttività di abete rosso e abete bianco con la sopravvivenza femminile non sono più significative (tutte le $p > 0.15$). Per le femmine non c'è differenza tra il tasso di sopravvivenza estivo ($n = 6$, media \pm ds = 0.74 ± 0.20) ed invernale ($n = 5$, media \pm ds = 0.62 ± 0.22) (Tabella 1.25).

5.5.1.3. DENSITÀ TOTALE (M+F)

Tabella 5.27 - Modello GLM testando gli effetti di stagione, produzione di semi di abete rosso e bianco nella stessa stagione, produzione di semi di abete rosso e bianco nell'anno precedente sulla variabile dipendente densità totale. Per ogni modello una procedura *stepwise backward* ha tolto le interazioni, il fattore e le variabili indipendenti non significative.

Variabili e fattori	Densità totale (M+F)
Produzione abete bianco anno precedente	F1, 6 = 0.42, p = 0.54
Produzione abete bianco stesso anno	F1, 7 = 0.67; p = 0.44
Produzione abete rosso anno precedente	F1, 8 = 1.29; p = 0.28
Produzione abete rosso stesso anno	F1, 10 = 9.77; p = 0.01
Stagione	F1, 9 = 1.65; p = 0.23

Dall'analisi della densità totale è emerso che non c'è effetto della produzione di abete bianco sulla popolazione di scoiattolo comune nell'area campione di Cedrasco ($F_{1,6} = 0.41$; $p = 0.54$); è importante, invece, l'effetto della produzione di abete rosso (Figura 5.28) sulla densità totale (regressione lineare densità totale = $0.13 (\pm 0.024) + 0.00006 (\pm 0.00002)$ produzione abete rosso stesso anno; $R^2 = 0.50$).

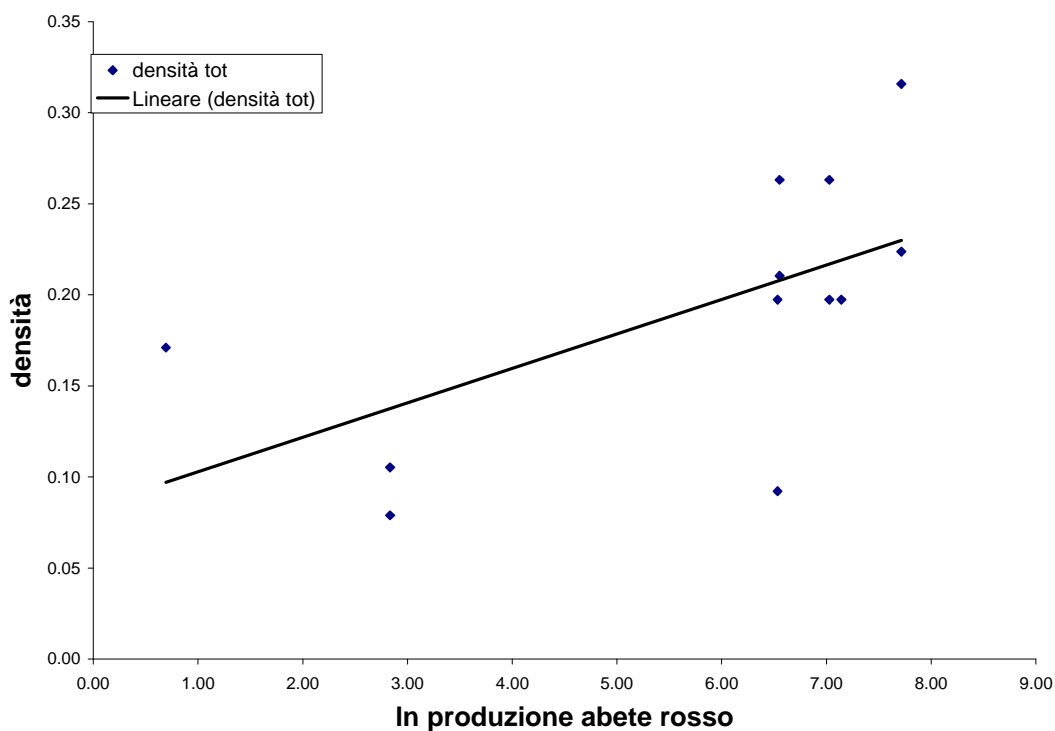


Figura 5.28 - Rapporto tra ln della produzione di semi (10^3 kJ/ha) e densità (scoiattoli/ha).

5.5.2 OGA

Per i maschi il tasso di immigrazione ($r = 0.59$, $n = 12$, $p = 0.042$) e il tasso di reclutamento ($r = 0.60$, $n = 11$, $p = 0.051$) sono correlati con la densità. Più maschi vengono reclutati nella popolazione quando il tasso di immigrazione è alto ($r = 0.73$, $n = 11$, $p = 0.011$). Le fluttuazioni nella densità di maschi e di femmine nella popolazione sono fortemente correlate ($r = 0.80$, $n = 12$, $p = 0.0017$) (Tabella 5.28). Le correlazioni tra produzione di semi di conifere e i parametri della dinamica di popolazione non sono significative (tutti i $p > 0.25$).

C'è una forte variazione in tutti i processi demografici tra anni e stagioni: il tasso di riproduzione (proporzione di maschi con testicoli scrotali) varia da 0 a 0.92, il tasso di immigrazione da 0 a 0.80 e il tasso di reclutamento da 0 a 0.50. La densità minima è 0.22 maschi/ha mentre quella massima 0.46/ha (media \pm ds = 0.29 ± 0.07).

Tabella 5.28 - Statistiche di base dei parametri di dinamica di popolazione dello scoiattolo comune in foreste di conifere miste dell'area di Oga. W = valore del test di Shapiro-Wilk; W trasformato = valore del test di Shapiro-Wilk utilizzando la trasformazione arcseno $\sqrt{\sin}$ per i tassi di reclutamento, riproduzione e immigrazione e ln per la produzione di conifere.

Parametro	N	Media \pm Dev.st.	Range	W	W trasformato
Densità	24	0.25 \pm 0.07	0.15-0.46	0.92	
Densità di maschi e femmine	24	0.5 \pm 0.12	0.37-0.80	0.83	
Tasso di immigrazione	24	0.48 \pm 0.49	0-2	0.80	0.87
Tasso di riproduzione	24	0.39 \pm 0.31	0-0.9	0.90	0.89
Tasso di reclutamento	22	0.37 \pm 0.43	0-1.66	0.79	0.92
Produttività conifere	24	695.2 \pm 361.3	352-1732	0.74	0.90

Per le femmine di scoiattolo nell'area di Oga, l'unica correlazione significativa è tra il tasso di immigrazione e il tasso di reclutamento ($r = 0.98$, $n = 11$, $p < 0.0001$). Le correlazioni tra produzione di semi di conifere e i parametri della dinamica di popolazione non sono significative (tutti i $p > 0.30$).

Si è evidenziata una forte variazione in tutti i processi demografici tra anni e stagioni: il tasso di riproduzione (proporzione femmine gravide o in allattamento) varia da 0.08 a 0.78, il tasso di immigrazione da 0 a 2.00 e il tasso di reclutamento da 0 a 1.67. La densità minima è 0.15 individui/ha, quella massima 0.35 individui/ha (media \pm ds = 0.21 \pm 0.06).

La densità totale (maschi + femmine) fluttua tra 0.37/ha e 0.80/ha con una media di 0.50 (\pm 0.12).

Un “modello lineare generalizzato” (GLM) è stato utilizzato per testare gli effetti di sesso (maschi verso femmine), la stagione (primavera verso autunno), la produttività di semi di conifere (ln trasformato) e l'interazione tra sesso e produttività, sulla densità di maschi e femmine di scoiattolo comune ad Oga (variabile dipendente, n = 24). L'interazione non è significativa ($F_{1, 19} = 0.00$, p = 0.99) e non c'è effetto di stagione ($F_{1, 20} = 0.18$, p = 0.68) e di produttività di conifere ($F_{1, 21} = 0.02$, p = 0.90). C'è un effetto di sesso: la densità dei maschi è più elevata di quella delle femmine ($F_{1, 21} = 9.07$, p = 0.0067).

Se viene calcolata una regressione lineare per sesso, non c'è effetto della produttività delle conifere sulla densità (maschi p = 0.94; femmine p = 0.92).

Visto l'effetto di sesso sulla densità (Wauters *et al.*, 2004a), i processi demografici sono stati analizzati separatamente per i maschi e le femmine di scoiattolo comune.

5.5.2.1. PROCESSI DEMOGRAFICI DI MASCHI DI SCOIATTOLO (MODELLI GLM)

Non c'è una relazione tra la densità o la produttività e il tasso di immigrazione di maschi, e il tasso di immigrazione è simile in primavera-estate e in autunno (Tabella 5.29). La proporzione di maschi in condizioni riproduttive, invece, è più alta in primavera che in autunno, diminuisce con la densità di maschi (densità-dipendente) e aumenta con la densità delle femmine (Tasso di riproduzione = 0.13 (\pm 0.06) - 1.33 (\pm 0.33) densità maschi + 1.35 (\pm 0.37) densità femmine + 0.64 (\pm 0.03) stagione primavera).

Anche per il tasso di reclutamento, non c'è una relazione con densità o con produttività e il tasso di reclutamento di maschi non differisce tra le stagioni (Tabella 5.29).

Tabella 5.29 - Modelli GLM testando gli effetti di produzione di semi di abete bianco nello stesso anno e nell'anno precedente, di abete rosso nello stesso anno e nell'anno precedente, sesso, interazione tra sesso e produzione di semi di abete bianco nello stesso anno e nell'anno precedente. Per ogni modello, una procedura *stepwise backward* ha tolto le interazioni, il fattore e le variabili indipendenti non significative.

Variabili e fattori	Tasso di immigrazione	Tasso di riproduzione	Tasso di reclutamento
Stagione * densità femmine	$F_{1,8} = 4.05 (0.08)$	$F_{1,6} = 0.47 (0.52)$	$F_{1,5} = 1.67; p = 0.25$
Stagione * densità maschi	$F_{1,5} = 0.28 (0.62)$	$F_{1,5} = 0.02 (0.89)$	$F_{1,4} = 0.00; p = 0.99$
Densità femmine	$F_{1,10} = 1.83 (0.21)$	$F_{1,8} = 13.5 (0.006)$	$F_{1,6} = 0.04; p = 0.85$
Densità maschi	$F_{1,7} = 0.73 (0.42)$	$F_{1,8} = 16.5 (0.004)$	$F_{1,7} = 2.07; p = 0.19$
Ln produttività	$F_{1,6} = 0.69 (0.44)$	$F_{1,7} = 0.21 (0.66)$	$F_{1,7} = 0.89; p = 0.38$
Stagione	$F_{1,9} = 0.05 (0.83)$	$F_{1,8} = 611.5 (<0.0001)$	$F_{1,7} = 0.32; p = 0.59$

Sopravvivenza

Il tasso medio di sopravvivenza stagionale (periodo di sei mesi, estivo aprile-settembre, invernale ottobre-marzo) è risultato di 0.70 (dev.St 0.17, n = 22, min = 0.36, max = 1.00) (Tabella 5.30).

Tabella 5.30 - Modelli GLM testando gli effetti di stagione, sesso, densità dello stesso sesso, densità dell'altro sesso produttività conifere, l'interazione di stagione con densità dell'altro sesso e interazione stagione con densità sulle seguenti variabili dipendenti: (1) Sopravvivenza di maschi di scoiattolo; (2) Sopravvivenza femmine di scoiattolo (utilizzando la trasformazione arcseno come variabile dipendente). In grassetto i valori significativi.

Variabili e fattori	Sopravvivenza maschi	Sopravvivenza femmine
Stagione*densità altro sesso	$F_{1,4} = 0.73 \ p = 0.44$	$F_{1,4} = 0.03 \ p = 0.86$
Stagione*densità	$F_{1,7} = 1.00 \ p = 0.35$	$F_{1,5} = 0.32 \ p = 0.59$
Produttività conifere	$F_{1,5} = 0.95 \ p = 0.37$	$F_{1,7} = 6.89 \ p = 0.034$
Densità altro sesso	$F_{1,6} = 2.78 \ p = 0.15$	$F_{1,6} = 1.38 \ p = 0.29$
Densità (stesso sesso)	$F_{1,9} = 5.01 \ p = 0.052$	$F_{1,7} = 6.28 \ p = 0.041$
Stagione	$F_{1,8} = 0.76 \ p = 0.41$	$F_{1,7} = 11.4 \ p = 0.012$

Ad Oga, il tasso di sopravvivenza dei maschi era simile durante l'inverno (n = 5, media \pm ds = 0.70 \pm 0.13). La sopravvivenza è densità-dipendente (Figura 5.29), ed aumenta quando la densità di maschi è ridotta (regressione lineare: sopravvivenza = 1.04 (\pm 0.14) - 1.10 (\pm 0.49) densità maschi, $R^2 = 0.36$).

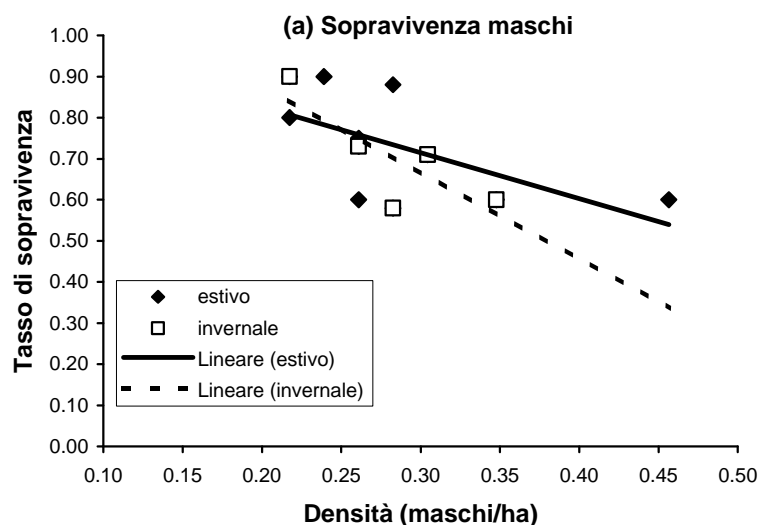


Figura 5.29 - Variazione del tasso di sopravvivenza in rapporto alla densità.

5.5.2.2. PROCESSI DEMOGRAFICI DI FEMMINE DI SCOIATTOLO

Non c'è una relazione tra densità o produttività e il tasso di immigrazione delle femmine; il tasso di immigrazione non è significativamente più alto in primavera-estate che in autunno (0.31 ± 0.24). (Tabella 5.31)

Tabella 5.31 - Modelli GLM testando gli effetti di produzione di semi di abete bianco nello stesso anno e nell'anno precedente, di abete rosso nello stesso anno e nell'anno precedente, sesso, interazione tra sesso e produzione di semi di abete bianco nello stesso anno e nell'anno precedente. Per ogni modello, una procedura *stepwise backward* ha tolto le interazioni, il fattore e le variabili indipendenti non significative.

Variabili e fattori	Tasso di immigrazione	Tasso di riproduzione	Tasso di reclutamento
Stagione * densità femmine	$F_{1,7} = 2.35$ (0.17)	$F_{1,6} = 0.00$ (0.97)	$F_{1,5} = 5.68$; $p = 0.063$
Stagione * densità maschi	$F_{1,5} = 1.50$ (0.27)	$F_{1,5} = 0.02$ (0.89)	$F_{1,4} = 0.19$; $p = 0.68$
Densità femmine	$F_{1,10} = 1.63$ (0.23)	$F_{1,9} = 4.41$ (0.065)	$F_{1,7} = 3.21$; $p = 0.12$
Densità maschi	$F_{1,6} = 2.66$ (0.15)	$F_{1,9} = 2.52$ (0.15)	$F_{1,6} = 1.29$; $p = 0.30$
Ln produttività	$F_{1,8} = 2.43$ (0.16)	$F_{1,8} = 2.24$ (0.17)	$F_{1,8} = 3.46$; $p = 0.10$
Stagione	$F_{1,9} = 1.72$ (0.22)	$F_{1,7} = 0.03$ (0.88)	$F_{1,8} = 3.41$; $p = 0.10$

La proporzione di femmine che producono prole mostra una tendenza ad aumentare con bassa densità di femmine (densità-dipendente) (Figura 5.30) e una relazione positiva, ma

non significativa con la densità di maschi di scoiattolo (Tabella 5.31, regressione lineare tasso di riproduzione = $0.47 (\pm 0.17) - 2.29 (\pm 1.09)$ densità femmine + $1.55 (\pm 0.98)$ densità maschi, $R^2 = 0.33$).

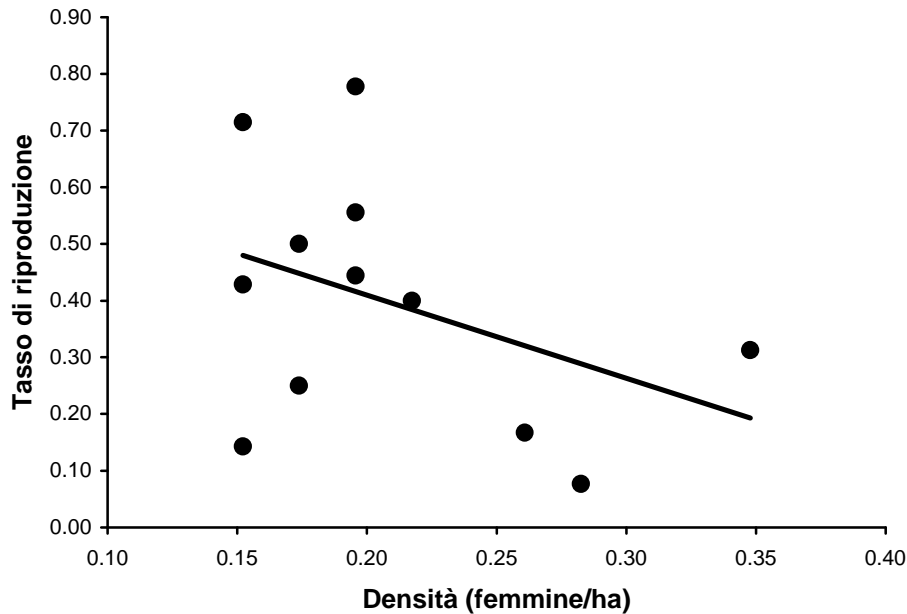


Figura 5.30 - Variazione del tasso di riproduzione in rapporto alla densità.

Anche per il tasso di reclutamento, non c'è una relazione con densità o con produttività e la differenza nel tasso di reclutamento di femmine tra le stagioni non è significativa (differenza primavera-autunno = 0.38 ± 0.21).

Sopravvivenza

La sopravvivenza delle femmine è più alta in estate che in inverno (effetto stagione, estate $n = 6, 0.77 \pm 0.18$); inverno $n = 5, 0.56 \pm 0.20$).

Inoltre, il tasso di sopravvivenza è densità dipendente e, contrariamente alle predizioni, risulta ridotto nell'anno di maggior produttività di semi di conifere (GLM: sopravvivenza = $3.31 (\pm 0.76) - 2.07 (\pm 0.83)$ densità femmine - $0.32 (\pm 0.12)$ ln produttività conifere + $0.32 (\pm 0.09)$ stagione estiva, $R^2 = 0.78$).

Analizzando la sopravvivenza per singola stagione, il 94% della variazione nel tasso di sopravvivenza estiva è spiegato dalla variazione di densità delle femmine ($p = 0.032$) e in produttività delle conifere ($p = 0.014$; regressione lineare $F_{2,3} = 25.0, p = 0.014, R^2 = 0.94$; sopravvivenza = $2.65 (\pm 0.31) - 1.21 (\pm 0.32)$ densità femmine - $0.25 (\pm 0.05)$ ln produttività

conifere). La sopravvivenza invernale mostra solo una debole e non significativa relazione con la densità di femmine ($F_{1,3} = 7.57, p = 0.071$; sopravvivenza = $1.46 (\pm 0.33) - 4.44 (\pm 1.61)$ densità femmine) (Figura 5.31).

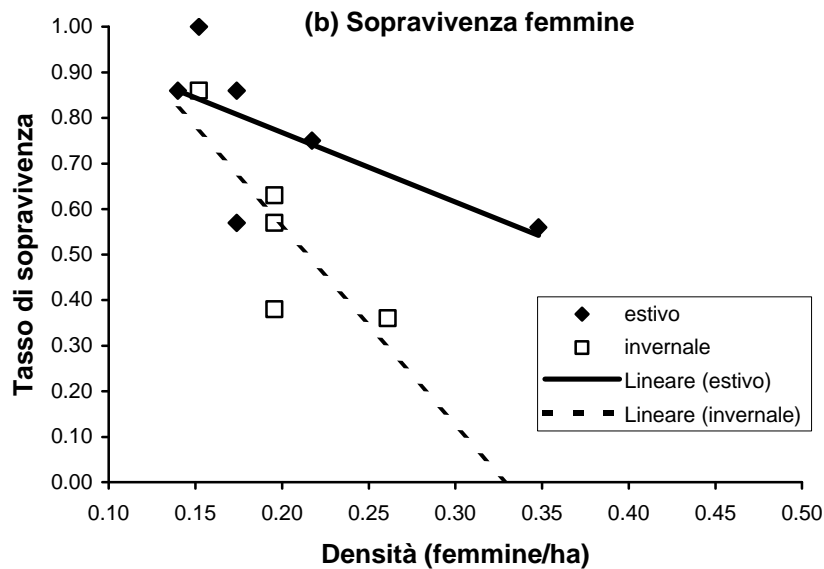


Figura 5.31 - Variazione del tasso di sopravvivenza in rapporto alla densità.

5.6. CONFRONTO TRA LA DENSITÀ STIMATA CON IL METODO CLASSICO (MNA) E LA DENSITÀ STIMATA CON GLI ANIMALI MARCATI

In questo studio la stima della densità è stata valutata seguendo il metodo classico (MNA) utilizzando, cioè, il rapporto numero di animali nell'area su superficie dell'area stessa.

In questo caso i *buffer* delle aree sono stati delimitati tenendo conto dei confini naturali imposti dal paesaggio e dall'area di influenza della trappola, ovvero l'intorno del punto trappola, stimato di 200 m, calcolato in base al diametro medio di un *home-range* di femmina di scoiattolo.

Nel caso dell'area di Oga il *buffer* è di 46,5 ha, delimitato a nord dalla presenza di un fiume, a sud da un'area stradale, a est e ad ovest da prati. A Cedrasco il *buffer* ha una estensione di 76 ha delimitato a nord dalla presenza di un dirupo e nelle altre direzioni dal limite naturale del bosco di conifere.

La superficie dell'MCP dell'area di trappolaggio (MCP100% di tutti i punti trappola) ha dimensioni minori rispetto alla superficie del *buffer*, ed ha un'estensione rispettivamente di 24.86 ha per Oga e 28.48 ha per Cedrasco.

Utilizzando gli scoiattoli marcati con radiocollare per stimare la densità di animali nelle aree di studio, le superfici utilizzate nel calcolo delle densità non corrispondono più a quelle utilizzate per la stima classica, ma subiscono delle modificazioni: questo perché, per il calcolo dell'area, viene utilizzato il parametro nuovo π , ovvero la probabilità che l'animale si trovi all'interno della griglia di trappola.

Tabella 5.32 - Valori della densità degli scoiattoli a Cedrasco calcolati con il metodo degli animali collarati (Dens*) e con il metodo classico.

N	Dens*	Varianza D	D - Varianza D	D + Varianza D	Densità metodo classico
15	0.31	0.041	0.27	0.35	0.20
8	1.17	0.017	0.15	0.18	0.11
6	0.12	0.012	0.11	0.14	0.08
7	0.14	0.014	0.13	0.16	0.09
13	0.27	0.032	0.24	0.30	0.17
12	0.25	0.029	0.22	0.28	0.16
15	0.31	0.041	0.27	0.35	0.20
18	0.37	0.055	0.32	0.43	0.24
16	0.33	0.045	0.29	0.38	0.21
18	0.37	0.055	0.32	0.43	0.24
19	0.39	0.061	0.33	0.45	0.25
17	0.35	0.050	0.30	0.40	0.22
18	0.37	0.055	0.32	0.43	0.24
16	0.33	0.045	0.29	0.38	0.21
13	0.27	0.032	0.24	0.30	0.17

Tabella 5.33 - Valori della densità degli scoiattoli a Oga calcolati con il metodo degli animali collarati (Dens*) e con il metodo classico .

N	Dens*	Varianza D	D - Varianza D	D + Varianza D	Densità metodo classico
---	-------	------------	----------------	----------------	-------------------------

18	0.51	0.054	0.45	0.56	0.39
17	0.48	0.050	0.43	0.53	0.37
19	0.53	0.058	0.48	0.59	0.41
16	0.45	0.046	0.40	0.50	0.35
24	0.68	0.081	0.59	0.76	0.52
13	0.37	0.037	0.33	0.40	0.28
20	0.56	0.062	0.50	0.63	0.43
25	0.70	0.087	0.62	0.79	0.54
17	0.48	0.050	0.43	0.53	0.37
17	0.48	0.050	0.43	0.53	0.37
22	0.62	0.071	0.55	0.69	0.48
19	0.53	0.058	0.48	0.59	0.41
17	0.48	0.050	0.43	0.53	0.37
23	0.65	0.076	0.57	0.72	0.50
25	0.70	0.087	0.62	0.79	0.54
31	0.87	0.124	0.75	1.00	0.67
29	0.82	0.111	0.71	0.93	0.63

Per la stima della densità con il metodo classico utilizziamo il valore N che si riferisce alle dimensioni della popolazione, che equivale al numero di animali presenti nell'area. In questo modo la densità risulta:

$$D = N/A$$

Dove A è la superficie dell'area di studio delimitata dal *buffer* (Figura 1.32 e 1.33)

Utilizzando il metodo degli animali muniti di radiocollari la densità assume valori differenti dal metodo classico (Tabella 5.32 e Tabella 5.33), a causa del valore π . Questo valore è dato dal rapporto tra il numero di radiolocalizzazioni interne all'MCP (Figura 5.32 e Figura 5.33) delle trappole sul numero di radiolocalizzazioni totali (Millspaugh & Marzluff, 2001).

La formula così ottenuta è:

$$D = (N \cdot \pi) / A$$

con la varianza calcolata come:

$$\text{Var}(D) = [N^2 \text{Var}(\bar{p}) + \bar{p}^2 \text{Var}(N)] / A^2$$

Dove A non equivale più alla superficie utilizzata per la regola classica (76 ha per Cedrasco e 46.5 per Oga) ma assume valori più piccoli, 48.30 ha per Cedrasco e 35.52 ha per Oga.

In questo modo i valori delle densità degli scoiattoli assumono valori maggiori perché diminuisce la superficie considerata (Tabella 5.32 e Tabella 5.33).

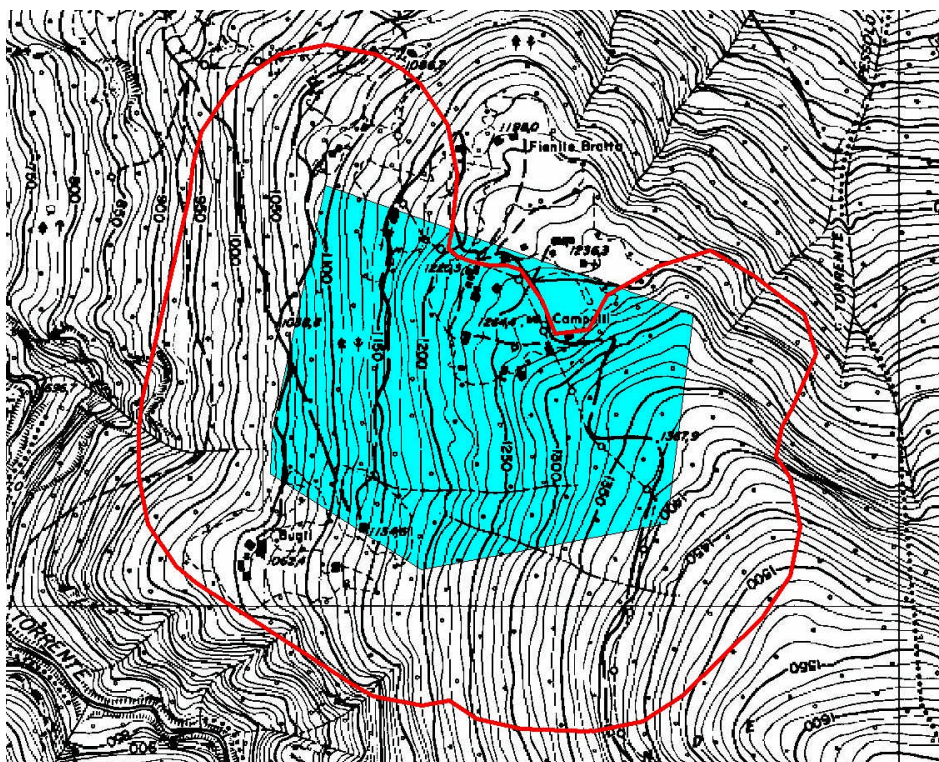


Figura 5.32 - Rappresentazione dell'MCP delle trappole dell'area di Cedrasco (in azzurro) e dell' area di studio determinata dal *buffer* (in rosso).

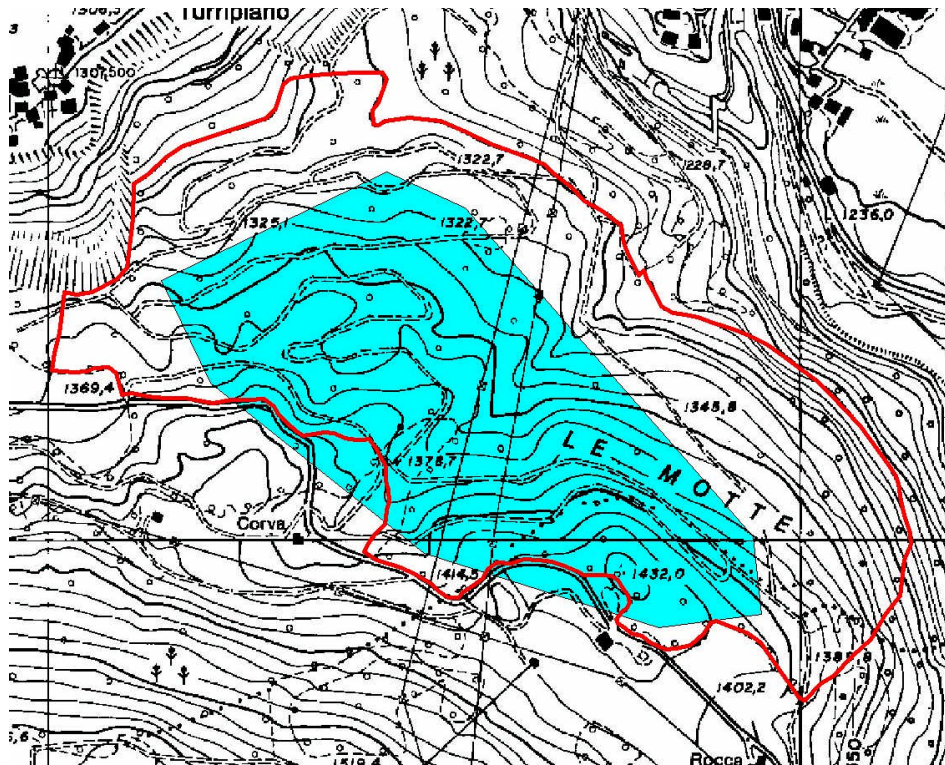


Figura 5.33 - Rappresentazione dell'MCP delle trappole dell'area di Oga (in azzurro) e dell' area di studio determinata dal *buffer* (in rosso).

5.7. USO DELL'HABITAT A CEDRASCO

5.7.1 USO DEL MICROHABITAT

Le preferenze dell'uso delle specie arboree (*microhabitat*) sono state analizzate per 8 scoiattoli (5 maschi, 3 femmine) nell'estate del 2000, 7 (5 maschi, 2 femmine) nella primavera-estate del 2002, 6 (4 maschi, 2 femmine) nell'autunno del 2002, 11 (6 maschi, 5 femmine) nella primavera-estate del 2004 e 8 (4 maschi, 4 femmine) nell'autunno del 2004.

Nell'estate del 2000 e in estate e autunno del 2002, l'uso dell'*habitat* non è risultato casuale (Wilk's lambda: estate 2000 Lambda = 0.029; $\chi^2_4 = 28.42$; $p < 0.0001$; estate 2002 Lambda = 0.223; $\chi^2_4 = 10.50$; $p = 0.032$; autunno 2002 Lambda = 0.047; $\chi^2_4 = 18.33$; $p = 0.0012$). Nel 2000 gli scoiattoli hanno selezionato fortemente il larice, cibandosi di pigne dell'anno con semi non ancora maturi, e in minor modo il pino silvestre, cibandosi anche delle pigne immature (Tabella 1.34 dati relativi al 2002). Inoltre, le mense sotto l'abete rosso indicavano che si nutrivano ancora con i semi rimasti nelle vecchie pigne (produzione del 1999), un comportamento che è diventato progressivamente meno frequente nel corso

dell'estate. Le latifoglie e l'abete bianco sono state evitate: nel 2000 la produzione di semi di abete bianco, abete rosso e di faggio è risultata molto scarsa (Tabella 1.34), spiegando la mancanza di osservazioni di scoiattoli in boschi con prevalenza di queste specie arboree.

Nel 2002, in entrambe le stagioni, gli scoiattoli hanno foraggiato preferenzialmente sull'abete rosso e hanno selezionato negativamente l'abete bianco. Anche il pino silvestre è stato utilizzato dagli scoiattoli più dell'abete bianco, del larice e del faggio, ma le differenze nell'uso non sono risultate statisticamente significative, tranne per pino silvestre*abete bianco in primavera-estate (Tabella 1.34, dati relativi al 2002). Gli scoiattoli tendono ad usare regolarmente il larice in estate, ma la specie è stata evitata in autunno (Tabella 1.34, dati relativi al 2002). I ritrovamenti di mense e di ramoscelli (*cut-off*) indicano che, durante la primavera e l'estate 2002, gli scoiattoli si sono cibati principalmente di semi di abete rosso dell'anno precedente, con le gemme della medesima specie e, durante luglio e agosto, con i semi delle pigne verdi (semi immaturi delle pigne del 2002) di pino silvestre e larice. In autunno, invece, la selezione per i semi delle pigne fresche del 2002 di abete rosso è stata molto evidente. Queste osservazioni avvalorano i risultati riguardanti la selezione delle specie arboree evidenziati con l'analisi composizionale.

Anche nella primavera-estate del 2004 l'uso dell'*habitat* non è risultato casuale, mentre nell'autunno il test di Wilk non è significativo (Wilk's lambda: estate 2004 Lambda = 0.246; $\chi^2_4 = 15.41$; $p < 0.05$; autunno 2004 Lambda = 0.338; $\chi^2_4 = 8.67$; $p = 0.07$).

Tabella 5.34 - Rapporto logaritmico delle differenze (media \pm 1 ES, sopra la diagonale) tra le composizioni di *habitat* utilizzato e disponibile per gli anni 2000 (solo estate), 2002 (estate e autunno) e 2004 (estate e autunno). Valori negativi implicano selezione negativa della tipologia di *microhabitat* al numeratore rispetto a quella al denominatore, mentre valori positivi indicano preferenza. Le tipologie di *microhabitat* sono state classificate in ordine di preferenza (Rango 1 = meno gradita; Rango 2 = gradimento intermedio; Rango 3 = più gradita) e le differenze significative (t-test con valori di P tra parentesi) sono riportate sotto la diagonale.

Tipologie di <i>habitat</i> (numeratore)	Tipologie di <i>habitat</i> (denominatore)					Rango
	Abete rosso	Abete bianco	Larice	Pino silvestre	Latifoglie	
Estate 2000 (n=11)						
Abete rosso	----	1.84 \pm 0.44	-0.44 \pm 0.22	-0.21 \pm 0.28	1.80 \pm 1.07	2
Abete bianco	4.15 (0.0043)	----	-2.28 \pm 0.52	-2.05 \pm 0.62	-0.04 \pm 1.46	1
Larice	-2.05 (0.08)	-4.41 (0.0031)	----	0.23 \pm 0.27	2.24 \pm 1.03	3
Pino silvestre	-0.74 (0.48)	-3.30 (0.013)	0.85 (0.42)	----	2.01 \pm 0.87	2

Tipologie di <i>habitat</i> (numeratore)	Tipologie di <i>habitat</i> (denominatore)					Rango
	Abete rosso	Abete bianco	Larice	Pino silvestre	Latifoglie	
Latifoglie	1.68 (0.14)	-0.03 (0.98)	2.18 (0.065)	2.32 (0.054)	-----	1
Estate 2002 (n=8)						
Abete rosso	-----	1.89±0.46	0.87±1.01	0.15±1.12	1.12±1.30	3
Abete bianco	4.15 (0.006)	-----	-1.02±0.88	-1.74±0.42	-0.76±1.19	1
Larice	0.86 (0.42)	-1.16 (0.29)	-----	-0.71±0.93	0.26±1.64	2
Pino silvestre	0.68 (0.52)	-4.17 (0.006)	-0.77 (0.47)	-----	0.97±1.30	2
Latifoglie	0.87 (0.42)	-0.64 (0.55)	0.16 (0.88)	0.75 (0.48)	-----	2
Autunno 2002 (n=6)						
Abete rosso	-----	0.98±0.30	3.12±1.25	0.18±0.50	1.15±1.29	3
Abete bianco	3.31 (0.021)	-----	2.14±1.40	-0.80±0.72	0.17±1.53	1
Larice	2.49 (0.055)	1.53 (0.19)	-----	-2.94±1.42	-1.97±0.91	1
Pino silvestre	0.36 (0.73)	-1.11 (0.32)	-2.08 (0.09)	-----	0.97±1.30	2
Latifoglie	0.89 (0.41)	-0.11 (0.91)	-2.16 (0.08)	0.75 (0.49)	-----	2

Estate 2004 (n=11)						
Abete rosso	-----	0.84±0.35	1.54±0.83	1.18±0.78	2.30±0.94	3
Abete bianco	2.38 (0.038)	-----	0.71±0.91	0.35±0.69	1.47±1.06	2
Larice	1.86 (0.093)	0.78 (0.45)	-----	-0.36±0.99	0.76±1.48	2
Pino silvestre	1.52 (0.16)	0.50 (0.62)	-0.36 (0.72)	-----	1.12±1.14	2
Latifoglie	2.46 (0.034)	1.38 (0.20)	0.51 (0.62)	0.98 (0.35)	-----	1
Autunno 2004 (n=8)						
Abete rosso	-----	1.90±0.54	1.11±0.70	1.30±0.80	1.61±1.19	2
Abete bianco	3.54 (0.01)	-----	-0.79±0.77	-0.60±0.81	-0.29±1.14	1
Larice	1.59 (0.16)	-1.02 (0.34)	-----	0.19±0.29	0.50±0.90	1
Pino silvestre	1.62 (0.15)	-0.74 (0.48)	0.65 (0.54)	-----	0.31±0.91	1
Latifoglie	1.35 (0.22)	-0.25 (0.81)	0.55 (0.60)	0.34 (0.74)	-----	1

In primavera-estate l'abete rosso è stato utilizzato più frequentemente rispetto a tutte le altre specie (Tabella 5.34, dati relativi al 2004). C'era la tendenza ad evitare le latifoglie, mentre le altre specie sono state usate in base alla loro disponibilità. Nell'autunno 2004, le differenze nell'utilizzo delle specie arboree non sono statisticamente significative, tranne per abete rosso*abete bianco (Tabella 5.34, dati relativi al 2004). C'era una tendenza a

selezionare l'abete rosso, nutrendosi intensivamente dei semi delle pigne prodotte nel 2004, anno di abbondante produzione, ma gli scoiattoli hanno utilizzato anche larici, pini e faggi in base alle loro disponibilità (Tabella 5.34, dati relativi al 2004).

5.7.2 USO DEL MACROHABITAT

La selezione del *macrohabitat* all'interno delle *core area* (MCP85%) degli scoiattoli è significativamente diversa in quattro dei cinque periodi di monitoraggio nell'area di studio (Wilk's lambda: 2000 lambda = 0.136, $\chi^2_4 = 15.97$, $p < 0.05$; estate 2002 lambda = 0.025, $\chi^2_4 = 25.93$, $p < 0.0001$; autunno 2002 lambda = 0.041, $\chi^2_4 = 28.75$, $p < 0.0001$; estate 2004 lambda = 0.349, $\chi^2_3 = 12.63$, $p < 0.05$; autunno 2004 lambda = 0.485, $\chi^2_3 = 7.25$, $p = 0.064$). Gli scoiattoli mostrano una preferenza netta per le conifere miste, dominate da abete rosso e abete bianco, per identificare le loro *core area*, in tutte le stagioni e gli anni (Tabella 5.35, dati relativi al 2002 e al 2004). Prati con vegetazione di origine antropica di sostituzione (prati) e bosco misto di latifoglie e conifere (MLC) erano i *macrohabitat* utilizzati in proporzione alla loro disponibilità, mentre la vegetazione effimera e la boscaglia igrofila dominata da ontano verde sono stati selezionati in modo negativo in tutti gli anni, sia in primavera-estate che in autunno (Tabella 5.35, dati relativi al 2002 e al 2004). È evidente una tendenza a preferire i prati rispetto al bosco MLC all'interno delle *core area* in estate 2000 e autunno 2002, mentre una tendenza opposta è stata osservata in autunno 2004.

Tabella 5.35 - Rapporto logaritmico delle differenze (media \pm 1 ES, sopra la diagonale) tra le composizioni di *habitat* utilizzato e disponibile per gli anni 2000 (solo estate), 2002 (estate e autunno) e 2004 (estate ed autunno). Valori negativi implicano selezione negativa della tipologia di *macrohabitat* al numeratore rispetto a quella al denominatore, mentre valori positivi indicano preferenza. Le tipologie di *macrohabitat* sono state classificate in ordine di preferenza (Rango 1 = meno gradita; Rango 3 = più gradita) e le differenze significative (t-test con valori di p tra parentesi) sono riportate sotto la diagonale.

<i>Macrohabitat</i> (numeratore)	<i>Macrohabitat</i> (denominatore)					Rango
	Veg. effimera	Ontano	Conifere miste	Misto lat./conif.	Prati	
Estate 2000 (n=8)						
Vegetazione effimera	----	1.18 \pm 1.20	-6.47 \pm 1.07	-1.12 \pm 1.79	-4.89 \pm 1.38	1
Ontano	0.98 (0.36)	----	-7.64 \pm 1.61	-2.29 \pm 1.27	-6.06 \pm 1.56	1
Conifere miste	-6.05 (0.0005)	-4.75 (0.002)	----	5.35 \pm 2.11	1.58 \pm 1.45	3

Misto lat./conif.	-0.62 (0.55)	-1.81 (0.11)	2.54 (0.04)	----	-3.77±1.85	2
Prati	-3.54 (0.01)	-3.89 (0.006)	1.09 (0.31)	-2.03 (0.082)	----	2
Estate 2002 (n=8)						
Vegetazione effimera	----	-0.07±1.52	-5.40±1.54	-6.04±1.17	-6.54±1.50	1
Ontano	-0.05 (0.96)	----	-5.33±1.97	-5.96±1.40	-6.47±1.78	1
Conifere miste	-3.50 (0.01)	-2.70 (0.036)	----	-0.63±2.26	-1.14±2.49	2
Misto lat./conif.	-5.17 (0.002)	-4.26 (0.005)	-0.28 (0.79)	----	-0.50±0.49	2
Prati	-4.37 (0.005)	-3.63 (0.01)	-0.46 (0.66)	-1.01 (0.35)	----	2
Autunno 2002 (n=6)						
Vegetazione effimera	----	1.17±1.02	-6.95±0.62	-1.13±1.69	-4.73±1.42	1
Ontano	1.15 (0.28)	----	-8.12±1.43	-2.31±1.13	-5.90±1.58	1
Conifere miste	-11.2 (0.0001)	-5.68 (0.0005)	----	5.82±2.08	2.22±1.61	3
Misto lat./conif.	-0.67 (0.52)	-2.04 (0.076)	2.79 (0.023)	----	-3.59±1.67	2
Prati	-3.34 (0.01)	-3.72 (0.006)	1.38 (0.21)	-2.15 (0.063)	----	3
	<i>Macrohabitat</i> (numeratore)		<i>Macrohabitat</i> (denominatore)			Rango
		Ontano	Conifere miste	Misto lat./conif.	Prati	
Estate 2004 (n=12)						
Ontano		----	-7.32±2.03	-3.19±1.32	-4.52±1.82	1
Conifere miste		-3.61 (0.004)	----	4.13±2.27	2.81±1.37	3
Misto lat./conif.		-2.42 (0.034)	1.82 (0.096)	----	-1.33±1.64	2
Prati		-2.48 (0.031)	2.04 (0.066)	-0.81 (0.43)	----	2
Autunno 2004 (n=10)						
Ontano		----	-5.12±2.42	-3.90±1.52	-1.71±2.14	1
Conifere miste		-2.11 (0.064)	----	1.22±2.48	3.41±1.72	2
Misto lat./conif.		-2.56 (0.031)	0.49 (0.64)	----	2.19±2.41	2
Prati		-0.80 (0.44)	1.98 (0.079)	0.91 (0.39)	----	1

Le preferenze stagionali per il *macrohabitat* "prati" è spiegabile nella presenza di molti noccioli lungo l'ecotono prato-bosco; gli scoiattoli sono stati osservati regolarmente mentre si nutrivano di nocciole nella tarda estate, inizio autunno. In autunno 2004, diversi animali marcati con radiocollare si trovavano spesso nel bosco misto di latifoglie e conifere (MLC) dove si nutrivano con i semi del faggio.

5.8. ANALISI DEGLI HOME RANGE A CEDRASCO

La percentuale di animali residenti marcati in ogni anno, è presentata in Tabella 5.36.

Tabella 5.36 - Percentuale di animali marcati sul totale degli scoiattoli catturati.

Anno	Maschi	Femmine	Totale
2000	5/6 (83%)	3/3 (100%)	8/9 (88%)
2002	7/8 (88%)	3/4 (75%)	10/12 (83%)
2004	6/8 (75%)	6/8 (75%)	12/16 (75%)

Il numero di localizzazioni usate per la stima dell'*home range* varia tra 9 e 41 ($n = 45$, media = 30, 93% degli animali > 21 *fix*). Eccetto per le stime fatte con il metodo Kernel, il numero di localizzazioni non è significativamente correlato con nessuno degli altri metodi di stima degli *home range* descritti in materiali e metodi (correlazione minore 85% CA *core area* $r = 0.01$, $p = 0.95$; correlazione maggiore 95% MCP $r = -0.27$, $p = 0.078$). Comunque il numero di localizzazioni risulta correlato negativamente con entrambe le stime del metodo Kernel (100% Kernel $r = -0.34$, $p = 0.024$; 85% Kernel $r = -0.35$, $p = 0.017$) e pertanto contrario a un possibile incremento dell'estensione degli *home range* analizzati utilizzando un maggior numero di *fix*.

La variazione nel numero di localizzazioni utilizzate non ha, perciò, avuto effetto sulla precisione nelle stime degli *home range*. Le statistiche di base per i diversi metodi di stima sono presentati in Tabella 5.37.

Tabella 5.37 - Statistica di base per la stima di *home range* di scoiattolo europeo a Cedrasco (n=45). W = Statistica di Shapiro-Wilk per distribuzioni normali (p-value); W_{ln} = Statistica di Shapiro-Wilk dopo trasformazione logaritmica; MCP = metodo dei minimi poligoni convessi; CA = cluster analysis (vedasi materiali e metodi per maggiori dettagli).

	Media \pm DS (ha)	Range (ha)	W (p-value)	W_{ln} (p-value)
100% MCP	10.10 \pm 10.04	0.96 - 50.02	0.68 (<0.0001)	0.97 (0.41)
95% MCP	7.67 \pm 9.25	0.75 - 45.52	0.60 (<0.0001)	0.97 (0.45)
85% MCP <i>core area</i>	5.09 \pm 5.75	0.58 - 32.96	0.66 (<0.0001)	0.98 (0.62)
85% CA <i>core area</i>	2.02 \pm 1.39	0.20 - 5.93	0.92 (0.003)	0.96 (0.11)
Indiv. CA <i>core area</i>	1.94 \pm 1.40	0.16 - 6.36	0.90 (0.0009)	0.96 (0.10)
Best <i>core area</i>	3.64 \pm 3.51	0.58 - 17.18	0.69 (<0.0001)	0.98 (0.47)
100% Kernel	9.98 \pm 10.15	0.95 - 48.27	0.74 (<0.0001)	0.98 (0.71)
85% Kernel <i>core area</i>	6.10 \pm 6.98	0.42 - 36.14	0.64 (<0.0001)	0.98 (0.70)

Sono state analizzate le estensioni sia di *home range* che *core area* per 28 scoiattoli diversi, la maggior parte dei quali è stata monitorata per almeno due stagioni (primavera-estate e autunno dello stesso anno). Sono stati seguiti 8 animali nel 2000 (5 maschi e 3 femmine; Figura 5.34); 10 animali nel 2002 (7 maschi e 3 femmine; Figura 5.35, Figura 5.36 e Figura 5.37) e 12 animali nel 2004 (6 maschi e 6 femmine; Figura 5.38, Figura 5.39 e Figura 5.40). Due scoiattoli (1 femmina e 1 maschio) sono stati marcati sia nel 2002 che nel 2004 (Figura 5.41 e Figura 5.42). I vari metodi di stima degli *home range* e delle *core area* erano strettamente correlati (Tabella 5.38).

Tabella 5.38 - Coefficienti di correlazione di Pearson (n = 45) per diversi metodi di stima di *home range* e *core area*. Tutti p < 0.001.

	95%MCP	85%MCP	85%CA	Ind. CA	BESTCA	100%Kernel	85%Kernel
100%MCP	0.95	0.88	0.53	0.54	0.68	0.91	0.94
95%MCP		0.92	0.56	0.59	0.67	0.94	0.98
85%MCP			0.50	0.55	0.56	0.92	0.93
85%CA <i>core area</i>				0.85	0.49	0.48	0.50
Ind. CA <i>core area</i>					0.60	0.53	0.56
BESTCA						0.62	0.66
100%Kernel							0.96

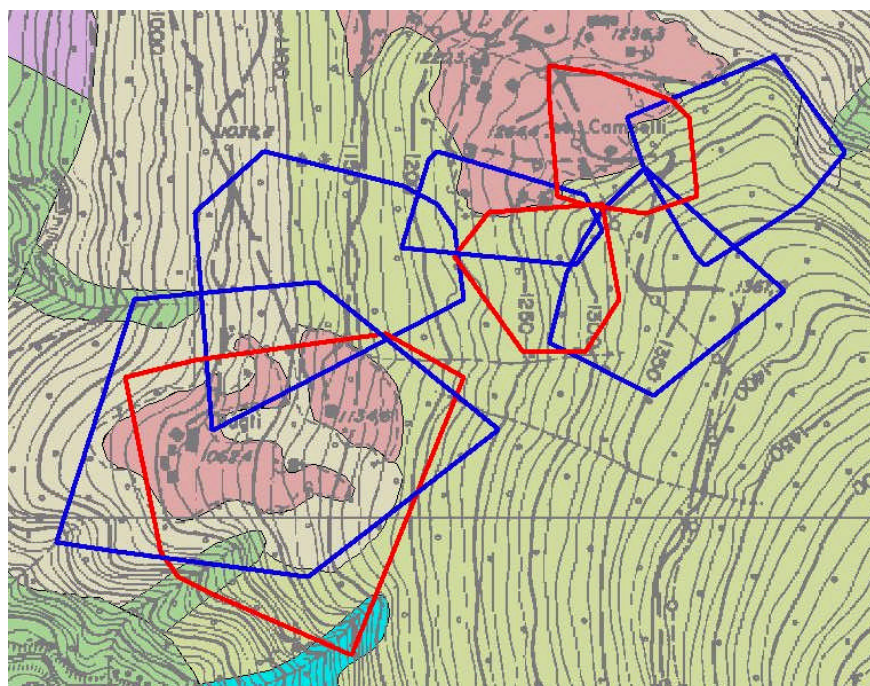


Figura 5.34 - Core area (MCP85%) di 5 maschi (in blu) e 3 femmine (in rosso). Dati relativi alla sessione estiva del 2000.

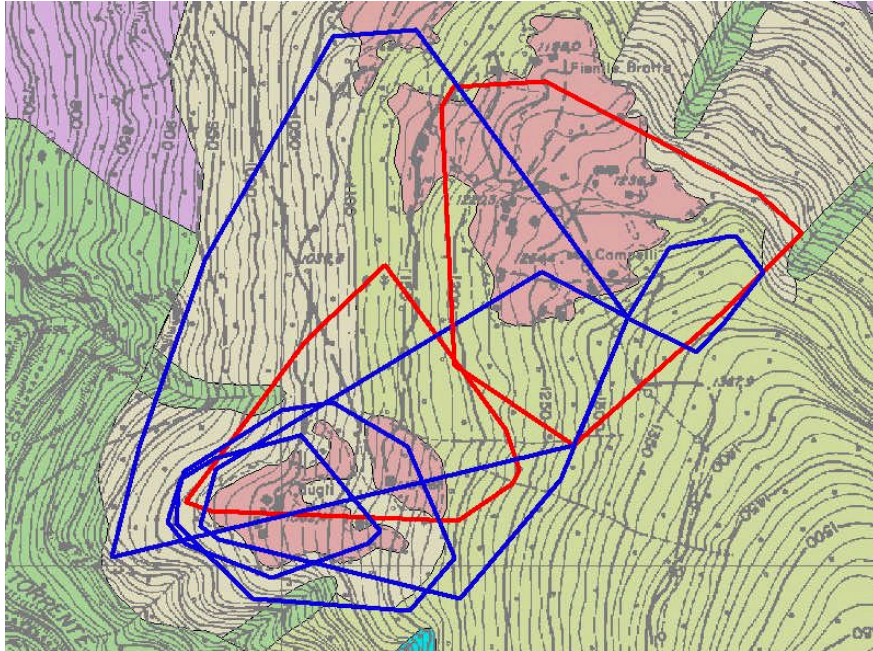


Figura 5.35- Core area (MCP85%) di 5 maschi (in blu) e 2 femmine (in rosso). Dati relativi alla sessione estiva del 2002.

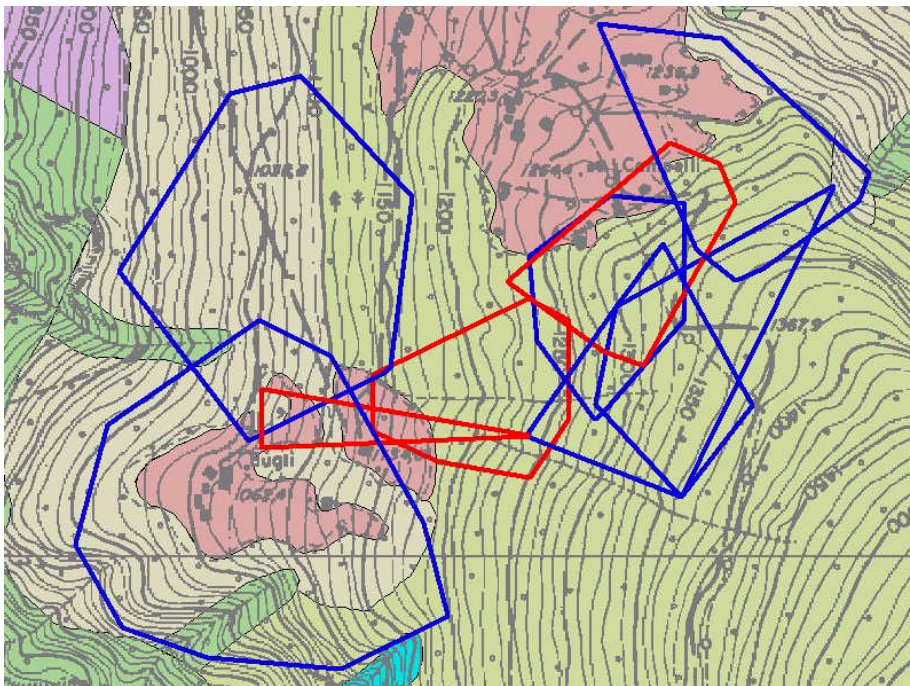


Figura 5.36 - Core area (MCP85%) di 6 maschi (in blu) e 3 femmine (in rosso). Dati relativi alla sessione autunnale del 2002.

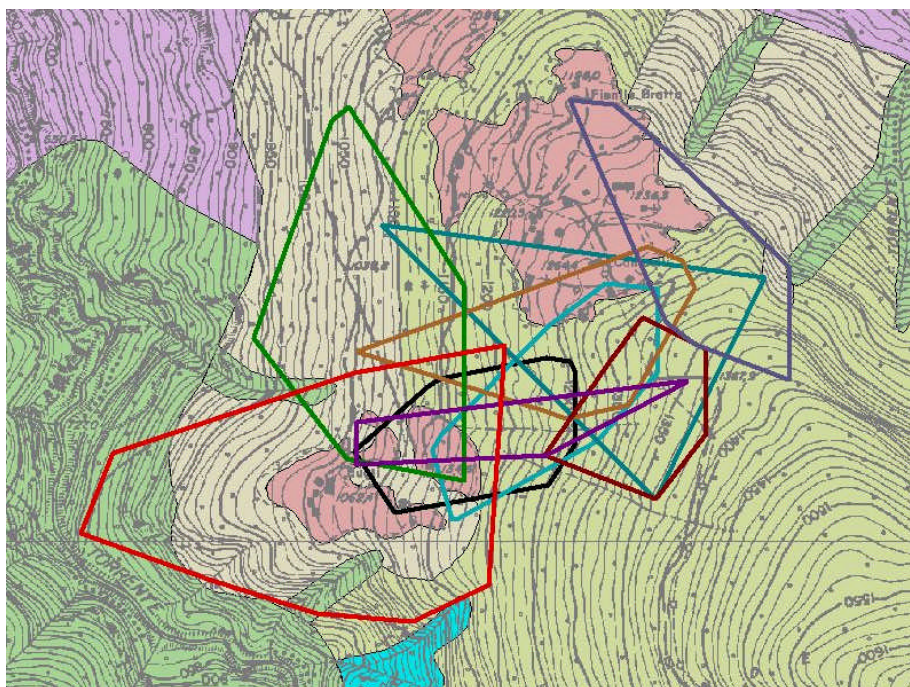


Figura 5.37 - *Home range* (MCP100%) di ognuno degli animali marcati nella sessione autunnale del 2002.

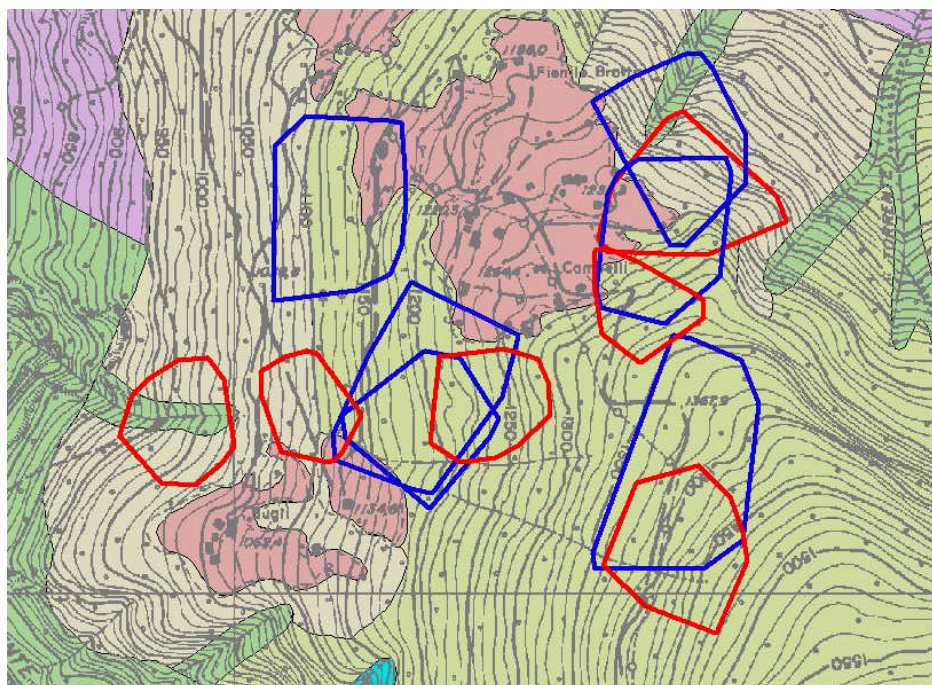


Figura 5.38 - *Core area* (MCP85%) di 6 maschi (in blu) e 6 femmine (in rosso). Dati relativi alla sessione estiva del 2004.

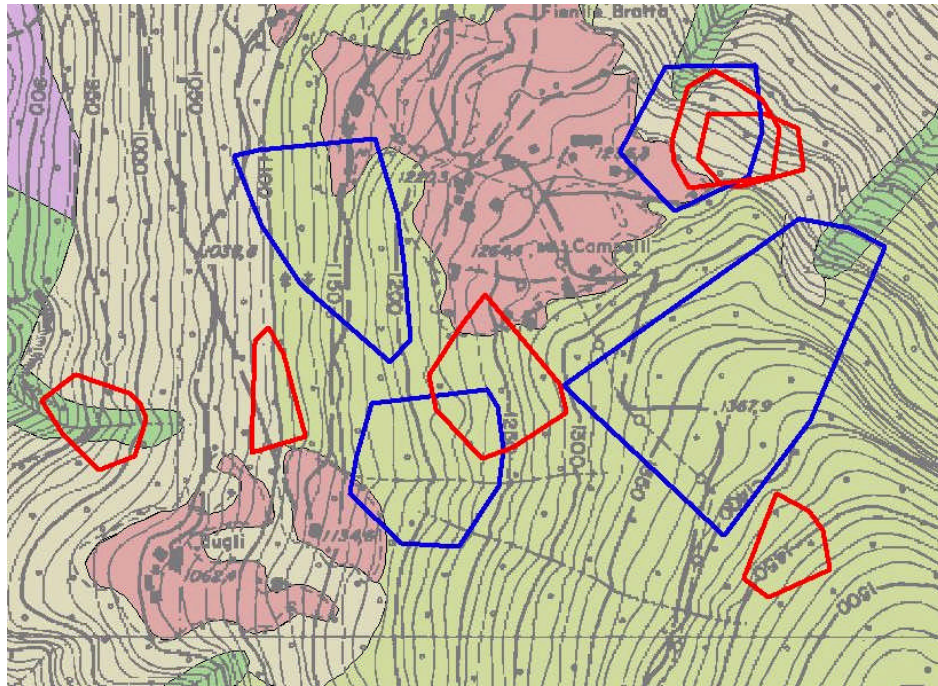


Figura 5.39 - Core area (MCP85%) di 4 maschi (in blu) e 6 femmine (in rosso). Dati relativi alla sessione autunnale del 2004.

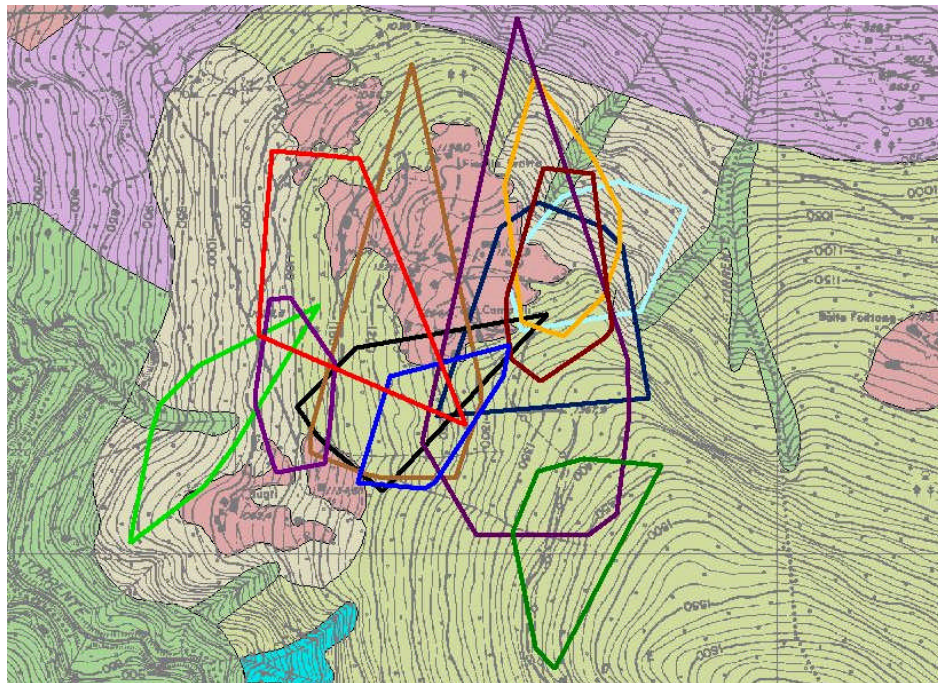


Figura 5.40 - Home range (MCP100%) di ognuno degli animali marcati nella sessione estiva del 2004.

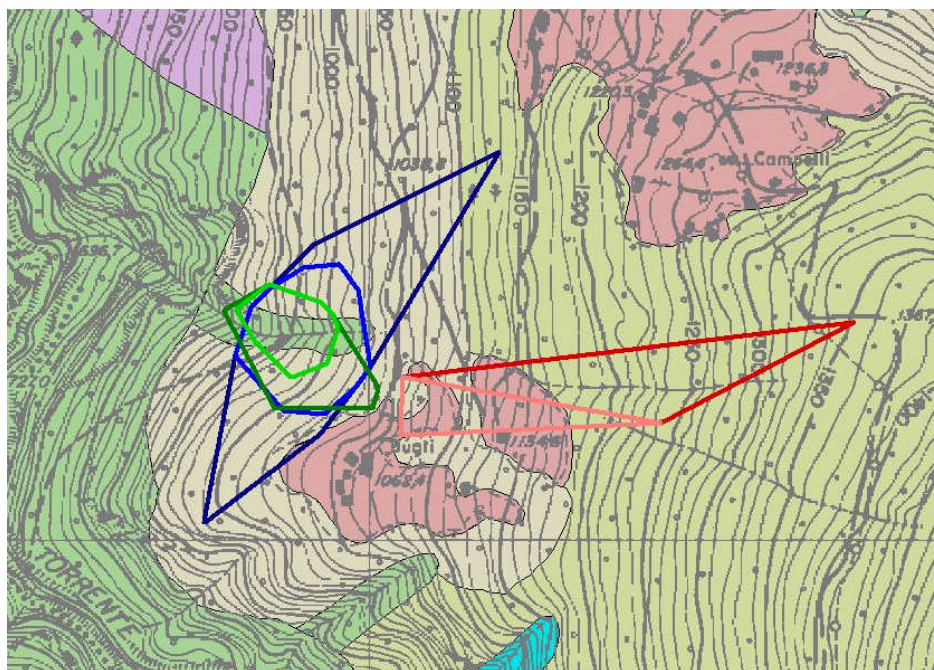


Figura 5.41 - *Home range* (tonalità scura) e *core area* (tonalità chiara) di un esemplare di femmina di scoiattolo monitorato nella sessione autunnale del 2002 (in rosso), nella sessione estiva del 2004 (in blu) e nella sessione autunnale del 2004 (in verde).

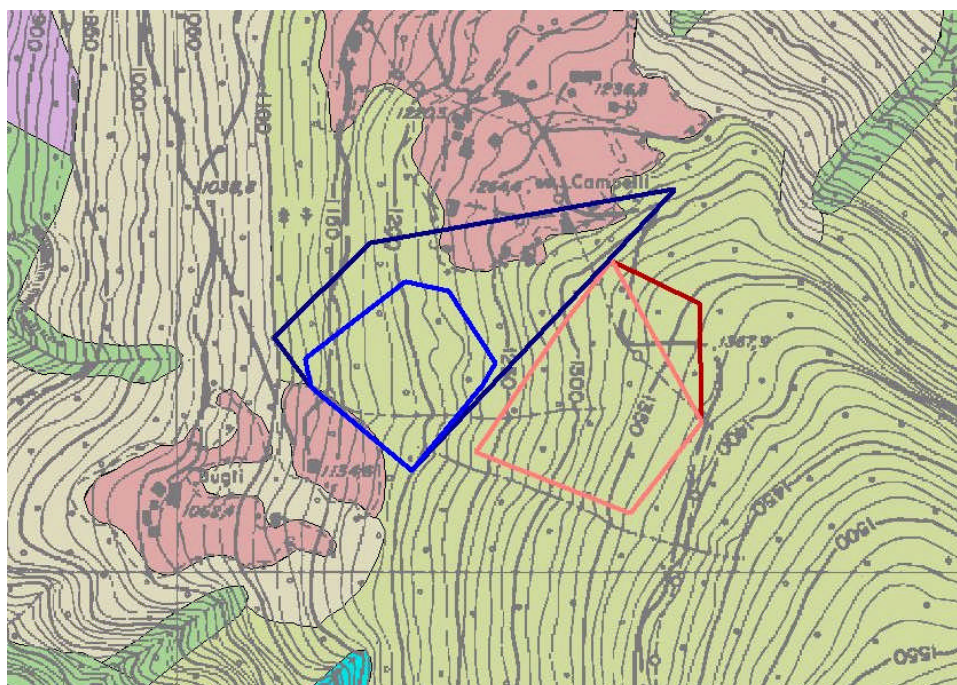


Figura 5.42 - *Home range* (tonalità scura) e *core area* (tonalità chiara) di un esemplare di maschio di scoiattolo monitorato nella sessione autunnale del 2002 (in rosso) e nella sessione estiva del 2004 (in blu).

È stato quindi deciso di utilizzare solo 4 metodi per le successive analisi. Per la stima dell'estensione totale dell'*home range* è stato utilizzato l'MCP100% (usato nella maggior parte degli studi e quindi utile per il confronto con i dati in letteratura) e il kernel100%, mentre per le *core area* abbiamo utilizzato l'MCP85% (dato che l'82% degli *home range* individuali presentava *core area* di tipo mononucleare) e la stima della "miglior" *core area* (BESTCA) (Tabella 5.39). Molti degli *home range* sono di tipo mononucleare e non sono state riscontrate differenze nella percentuale di *home range* mononucleari nei vari anni [6 su 8 (75%) nel 2000, 12 su 15, (80%) nel 2002, e 19 su 22, (86%) nel 2004; test Fisher-Freeman-Holton $p = 0.67$].

Utilizzando il metodo dei minimi poligoni convessi gli *home range* sono risultati più estesi nel 2002 che nel 2004 e nel 2000 (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: stima 2002-2004 = 0.87 ± 0.18 , $t_{37} = 4.79$, $p < 0.0001$; stima 2002-2000 = 0.99 ± 0.26 , $t_{37} = 3.83$, $p = 0.0005$) e l'estensione degli *home range* è diminuita tra estate e autunno. I maschi hanno *home range* più estesi rispetto alle femmine, ma le differenze tra sessi variavano a seconda sia della stagione che dell'anno (Tabella 5.39).

Tabella 5.39 - Estensione media (\pm DS) degli *home range* (ha) e delle *core area* (ha) di scoiattolo europeo (sessi uniti e maschi e femmine considerati separatamente) per stagione e per anno. Modelli lineari misti che testano gli effetti di anno, stagione e sesso e le interazioni tra estensione media degli HR e delle *core area* per ognuno dei quattro metodi di stima.

Periodo/sesso (n)	100%MCP	85%MCP	Best core area	100% Kernel
Estate 2000 (8)	7.95 \pm 3.85	5.21 \pm 3.63	2.96 \pm 1.67	11.06 \pm 6.75
Maschi (5)	8.69 \pm 3.66	5.49 \pm 3.75	3.56 \pm 1.86	12.12 \pm 6.66
Femmine (3)	6.72 \pm 4.62	4.75 \pm 4.19	1.96 \pm 0.64	9.28 \pm 7.93
Estate 2002 (7)	24.06 \pm 17.78	12.93 \pm 10.43	7.56 \pm 6.48	24.63 \pm 15.80
Maschi (5)	21.29 \pm 16.10	12.63 \pm 12.51	6.85 \pm 5.47	21.19 \pm 15.86
Femmine (2)	30.98 \pm 26.93	13.66 \pm 4.98	9.33 \pm 11.10	33.22 \pm 16.91
Autunno 2002 (8)	9.33 \pm 5.61	4.99 \pm 3.57	4.64 \pm 3.23	10.89 \pm 7.33
Maschi (5)	11.42 \pm 6.17	6.42 \pm 3.82	5.87 \pm 3.52	11.43 \pm 9.20
Femmine (3)	5.84 \pm 2.18	2.60 \pm 1.34	2.60 \pm 1.34	9.98 \pm 4.12
Estate 2004 (12)	8.32 \pm 5.19	3.07 \pm 1.16	2.72 \pm 1.36	5.23 \pm 2.12
Maschi (6)	11.62 \pm 5.67	3.91 \pm 0.84	3.58 \pm 1.29	6.56 \pm 1.83
Femmine (6)	5.02 \pm 0.98	2.23 \pm 0.77	1.87 \pm 0.78	3.91 \pm 1.53
Autunno 2004 (10)	4.80 \pm 4.65	2.01 \pm 1.81	1.73 \pm 1.12	3.83 \pm 3.66

Maschi (4)	9.06 ± 4.71	3.53 ± 2.07	2.85 ± 0.80	7.13 ± 3.85
Femmine(6)	1.97 ± 1.20	0.99 ± 0.43	0.99 ± 0.43	1.62 ± 0.80
Modelli lineari misti	100%MCP	85%MCP	Best <i>core area</i>	100% Kernel
Anno*stag* sesso	F _{1,35} =0.06, p=0.81	F _{1,35} =0.74, p=0.39	F _{1,35} =0.15, p=0.70	F _{1,35} =0.15, p=0.70
Anno*stagione	F _{1,36} =0.85, p=0.36	F _{1,36} =1.32, p=0.26	F _{1,36} =0.01, p=0.93	F _{1,36} =1.42, p=0.24
Anno*sesso	F _{2,37} =3.40, p=0.044	F _{2,37} =1.15, p=0.33	F _{2,37} =0.63, p=0.54	F _{2,38} =4.24, p=0.022
Stagione*sesso	F _{1,37} =4.32, p=0.045	F _{1,39} =4.36, p=0.043	F _{1,39} =2.24, p=0.14	F _{1,37} =2.74, p=0.11
Anno	F _{2,37} =13.1, p<0.0001	F _{2,39} =10.1, p=0.0003	F _{2,40} =7.59, p=0.0016	F _{2,38} =22.9, p<0.0001
Stagione	F _{1,37} =21.6, p<0.0001	F _{1,39} =11.7, p=0.0015	F _{1,40} =3.92, p=0.054	F _{1,38} =11.5, p=0.0016
Sesso	F _{1,37} =12.8, p=0.001	F _{1,39} =11.7, p=0.0015	F _{1,40} =15.3, p=0.0003	F _{1,38} =3.24, p=0.08
Struttura di correlazione	Simple	Simple	Simple	Simple

Per i maschi l'effetto anno è significativo solo tra il 2002 e il 2000 (con le seguenti differenze tra minimi quadrati dopo trasformazione logaritmica dei dati: stima = -0.73 ± 0.31 , $t_{37} = -2.35$, $p = 0.024$), ma non tra il 2002 e il 2004 o tra il 2000 e il 2004 (tutti $p > 0.10$). Gli *home range* delle femmine hanno estensioni simili nel 2000 e nel 2004 ($p = 0.77$), ma significativamente maggiori nel 2002 (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: stima 2000-2002 = -1.24 ± 0.41 , $t_{37} = -3.03$, $p = 0.0045$; stima 2002-2004 = 1.35 ± 0.28 , $t_{37} = 4.83$, $p < 0.0001$). Gli *home range* dei maschi sono più estesi di quelli delle femmine solo nel 2004 (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: stima = 1.12 ± 0.23 , $t_{37} = 4.98$, $p < 0.0001$), mentre negli altri anni le differenze tra sessi non sono significative (tutti $p > 0.10$). Sia maschi che femmine tendono ad avere *home range* più estesi in estate che in autunno (maschi $p = 0.066$, femmine $p < 0.0001$), ma solo nella stagione autunnale gli *home range* dei maschi sono significativamente più estesi di quelli delle femmine (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: stima estiva = 0.30 ± 0.21 , $t_{37} = 1.42$, $p = 0.16$; stima autunnale = 1.02 ± 0.29 , $t_{37} = 3.52$, $p = 0.0012$). La riduzione dell'estensione degli *home range* tra primavera-estate e autunno è, quindi, più marcata nelle femmine che nei maschi.

Anche con l'utilizzo del kernel 100% per la stima degli HR, tutti i principali effetti sono significativi: gli *home range* sono più estesi nel 2002 rispetto al 2000 e più piccoli nel 2004 (l'effetto anno è mostrato in Tabella 1.39 e le differenze tra minimi quadrati, a coppie $p < 0.05$). In primavera-estate gli *home range* sono più estesi che in autunno e i maschi tendono ad avere *home range* più estesi delle femmine, ma c'è una significativa interazione anno*sesso (Tabella 5.39).

Le femmine hanno *home range* con estensione maggiore nel 2002 e minore nel 2004 (2002 > 2000 > 2004) (a coppie $p < 0.05$), i maschi con estensione maggiore nel 2002 rispetto al 2000 ($p = 0.17$), e minore nel 2004 (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: 2002-2004 0.78 ± 0.26 , $t_{38} = 3.00$, $p = 0.005$; 2000-2004 0.31 ± 0.32 , $t_{38} = 0.97$, $p = 0.34$).

Differenze nell'estensione degli *home range* tra i due sessi sono significative solo nel 2004 (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: 0.91 ± 0.25 , $t_{38} = 3.67$, $p = 0.0007$), ma non negli altri anni (2000: 0.40 ± 0.42 , $t_{38} = 0.94$, $p = 0.35$; 2002: -0.26 ± 0.32 , $t_{38} = -0.81$, $p = 0.42$).

Anche le *core area* (MCP85%) di entrambi i sessi sono significativamente più estese nel 2002 che negli altri anni con le seguenti differenze tra minimi quadrati: (2002-2000 0.70 ± 0.30 , $t_{37} = 2.33$, $p = 0.025$; 2002-2004 0.99 ± 0.21 , $t_{37} = 4.67$, $p < 0.0001$), ma non differiscono tra il 2000 e il 2004 (2000-2004: 0.29 ± 0.27 , $t_{37} = 1.07$, $p = 0.29$). I maschi tendono ad avere *core area* più estesa rispetto alle femmine e, complessivamente, le *core area* sono più estese in estate che in autunno (Tabella 5.39). C'è, comunque, una significativa interazione sesso*stagione: i maschi utilizzano *core area* più estese di quelle delle femmine (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: 1.00 ± 0.34 , $t_{37} = 2.99$, $p = 0.005$) e le femmine hanno *core area* più estese in estate che in autunno (con le seguenti differenze tra minimi quadrati 1.10 ± 0.29 , $t_{37} = 3.72$, $p = 0.0007$). Durante il periodo estivo le *core area* di entrambi i sessi non hanno estensioni significativamente diverse (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: 0.19 ± 0.24 , $t_{37} = 0.77$, $p = 0.45$) e i maschi non riducono l'estensione delle proprie *core area* della primavera-estate all'autunno (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: 0.28 ± 0.27 , $t_{37} = 1.03$, $p = 0.31$).

Quando BESTCA viene utilizzata come variabile dipendente non risultano interazioni significative per le estensioni delle *core area* (Tabella 5.39). Gli scoiattoli di entrambi i sessi tendono ad avere *core area* più estese in estate che in autunno ed esse sono più estese per i maschi che per le femmine. Le *core area* sono significativamente più estese nel 2002 che negli altri anni (con le seguenti differenze tra minimi quadrati di dati trasformati logaritmicamente: stima 2002-2000 = 0.69 ± 0.27 , $t_{40} = 2.59$, $p = 0.014$; stima 2002-2004 = 0.73 ± 0.19 , $t_{40} = 3.77$, $p = 0.0005$; stima 2000-2004 = 0.04 ± 0.25 , $t_{40} = 0.15$, $p = 0.88$).

5.8.1 SOVRAPPOSIZIONI INTERSESSUALI

Tra i maschi di scoiattolo, le sovrapposizioni intersessuali di *core area* non differiscono molto tra le stagioni, pur essendo più ampie nel 2002 che nel 2000 e 2004 (Tabella 5.40, con

le seguenti differenze tra minimi quadrati: 2000-2002 -0.63 ± 0.19 , $t_{21} = -3.26$, $p = 0.004$; 2000-2004 -0.16 ± 0.19 , $t_{21} = -0.86$, $p = 0.40$; 2002-2004 0.47 ± 0.15 , $t_{21} = 3.19$, $p = 0.0044$).

Non sono stati riscontrati effetti di anno o stagione sul totale delle sovrapposizioni intersessuali di *core area* per maschi di scoiattolo (Tabella 5.40).

Tabella 5.40 - Media (\pm DS) della percentuale di sovrapposizione tra *core area* (BESTCA) e media e ampiezza del numero di sovrapposizioni tra scoiattoli per tutte le combinazioni tra sessi. Modelli lineari misti per testare gli effetti di anno, stagione e interazione tra stagione e anno sul totale della media di sovrapposizione (*overlap*) tra *core area*.

Anno	Stag.	Maschi per maschi			Maschi per femmine			Femmine per maschi			Femmine per femmine		
		N	Media (\pm DS)	Media (range)	N	Media (\pm DS)	Media (range)	N	Media (\pm DS)	Media (range)	N	Media (\pm DS)	Media (range)
2000	Est	5	6 (\pm 6)	1.2 (0-2)	5	19 (\pm 23)	1.4 (1-2)	3	20 (\pm 23)	2.0 (1-3)	3	0 (\pm 0)	0
2002	Est	5	79 (\pm 70)	2.0 (0-3)	5	28 (\pm 37)	1.2 (1-2)	2	74 (\pm 53)	3.0 (3-3)	2	2.6 (\pm 3.7)	0.5 (0-1)
	Aut	5	58 (\pm 40)	1.8 (1-3)	5	26 (\pm 33)	1.6 (1-2)	3	75 (\pm 59)	2.7 (2-4)	3	15 (\pm 17)	1.0 (1-1)
2004	Est	6	26 (\pm 38)	0.7 (0-1)	6	31 (\pm 30)	1.3 (0-2)	6	50 (\pm 37)	1.5 (0-2)	6	0 (\pm 0)	0
	Aut	4	0 (\pm 0)	0	4	24 (\pm 37)	1.0 (0-2)	6	28 (\pm 36)	0.7 (0-1)	6	21 (\pm 34)	0.3 (0-1)

Modelli lineari misti su % di <i>overlap</i>	Maschi per maschi	Maschi per femmine	Femmine per maschi	Femmine per femmine
Effetto anno	$F_{2, 21} = 7.36$, $P=0.0038$	$F_{2, 19} = 0.19$, $P=0.82$	$F_{2, 16} = 2.36$, $P= 0.13$	$F_{2, 16} = 0.02$, $P=0.98$
Effetto stagione	$F_{1, 21} = 1.54$, $P=0.23$	$F_{1, 8} = 0.01$, $P=0.92$	$F_{1, 16} = 0.80$, $P=0.38$	$F_{1, 16} = 3.73$, $P=0.072$
Anno per stagione	$F_{1, 20} = 0.15$, $P=0.70$	$F_{1, 7} = 0.91$, $P=0.37$	$F_{1, 15} = 0.27$, $P=0.61$	$F_{1, 15} = 0.14$, $P=0.71$
Struttura di correlazione	Simple	CS	Simple	Simple
Statistica di Shapiro Wilks	0.78 ($p<0.0001$)	0.81 ($p=0.0003$)	0.91 ($p=0.058$)	0.51 ($p<0.0001$)

Tra le femmine è stato riscontrato un effetto anno quasi significativo, per le sovrapposizioni con i maschi (Tabella 5.39), che tende ad essere più marcato nel 2002 (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: 2000-2002 -0.55 ± 0.27 , $t_{16} = -2.05$, $p = 0.057$; 2000-2004 -0.25 ± 0.24 , $t_{16} = -1.05$, $p = 0.31$; 2002-2004 0.30 ± 0.18 , $t_{16} = 1.66$, $p = 0.12$). Le sovrapposizioni intersessuali di *core area* per femmine di scoiattolo sono sempre risultate molto limitate e non differiscono tra anni e tra stagioni (Tabella 5.40).

5.8.2 SOVRAPPOSIZIONI INTRASESSUALI

Per le *core area* di 25 maschi, la sovrapposizione intrasessuale non differisce in modo significativo da quella intersessuale (differenza tra le medie \pm ES 0.09 ± 0.12 , *paired t-test* $t = 0.764$, $p = 0.45$, test per la normalità $W = 0.93$, $p = 0.074$). Per le *core area* di 20 femmine, la sovrapposizione intersessuale, cioè con le *core area* dei maschi, è significativamente più alta di quella intrasessuale, lasciando pensare ad una territorialità intrasessuale (differenza tra le medie \pm SE 0.36 ± 0.09 , *paired t-test* $t = 3.94$, $p = 0.0009$, test per la normalità $W = 0.91$, $p = 0.063$). Per i maschi non è stato riscontrato alcun effetto anno per stagione (modello lineare misto $F_{1, 15} = 0.66$, $p = 0.43$), ma è stato evidenziato un quasi significativo effetto stagionale ($F_{1, 16} = 3.81$, $p = 0.069$) e annuale ($F_{2, 16} = 3.09$, $p = 0.073$). La differenza nelle sovrapposizioni con i maschi, piuttosto che con le altre femmine, tende a decrescere dalla primavera-estate all'autunno. Le differenze tra sovrapposizioni intersessuali e intrasessuali sono più marcate nel 2002 che negli altri anni (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: 2002-2000 0.66 ± 0.29 , $t_{16} = 2.28$, $p = 0.037$; 2002-2004 0.39 ± 0.19 , $t_{16} = 2.01$, $p = 0.061$). Una simile situazione si riscontra tra i maschi (modello lineare misto: anno*stagione $F_{1, 20} = 0.00$, $p = 0.99$; effetto stagione $F_{1, 21} = 0.57$, $p = 0.46$; effetto anno $F_{1, 21} = 3.05$, $p = 0.069$) dove, ancora una volta, le differenze tra sovrapposizioni intersessuali e intrasessuali sono massime nel 2002 (con le seguenti differenze tra minimi quadrati: 2002-2000 0.64 ± 0.33 , $t_{21} = 1.92$, $p = 0.068$; 2002-2004 0.55 ± 0.25 , $t_{21} = 2.21$, $p = 0.039$).

5.8.3 EFFETTI DELLE RISORSE ALIMENTARI SULL'USO DELLO SPAZIO

Con l'utilizzo di modelli lineari misti (con stime dell'abbondanza di cibo ripetute per ogni sesso, e una struttura di correlazione semplice basata sullo *Schwarz's Bayesian Information Criterion*), sono state indagate la variazione annuale e stagionale dell'estensione degli *home range* (Shapiro-Wilk $W = 0.84$, $p = 0.043$) e delle *core area* (Shapiro-Wilk $W = 0.89$, $p = 0.19$) rilevando se fosse causata da fluttuazioni dell'abbondanza di cibo e/o della densità dei maschi e delle femmine di scoiattolo. Sono stati allestiti due gruppi di modelli che consideravano come variabile dipendente rispettivamente l'estensione degli *home range* e l'estensione delle *core area*. L'abbondanza di cibo, la densità dei maschi e quella delle femmine sono state considerate come variabili indipendenti, mentre il sesso è stato aggiunto come classe.

Per poter valutare se ci sia un periodo di un anno nella risposta spaziale degli scoiattoli nei confronti della disponibilità di semi prodotti, sono state utilizzate tre diverse misure (Tabella 5.41) per la stima dell'abbondanza di cibo:

- *Total seed-crop* = stima del totale dei semi prodotti nello stesso anno (la produzione dell'anno t riguarda gli *home range* dell'autunno dell'anno t e della primavera-estate dell'anno t+1).
- *Spruce-crop* = stima del totale dei semi prodotti nello stesso anno dall'abete rosso, dal larice e dal pino silvestre, ma non dall'abete bianco.
- *PY seed-crop* = stima del totale dei semi prodotti nell'anno precedente (la produzione dell'anno t riguardava gli HR dell'autunno dell'anno t+1 e della primavera-estate dell'anno t+2).

Una procedura a ritroso (*stepwise backward procedure*) è stata utilizzata per selezionare modelli con solo varianti significative. La densità dei maschi e delle femmine non ha effetti significativi sulla media sia degli *home range* che delle *core area* in nessuno dei modelli (Tabella 5.41). Il miglior adattamento è stato ottenuto con la stima del totale dei semi prodotti nell'anno precedente la cui variazione spiega il 56% della variazione nell'estensione media degli *home range* (regressione lineare $\text{home range} = 48.6 (\pm 11.8) - 5.22 (\pm 1.64) \text{ cibo}$) e il 42% della variazione nell'estensione media delle *core area* (regressione lineare $\text{CA} = 13.6 (\pm 4.1) - 1.36 (\pm 0.57) \text{ cibo}$).

Tabella 5.41 - Confronto tra diverse misure per la stima dell'abbondanza di cibo.

	<i>Total seed-crop</i>	<i>Spruce-crop</i>	<i>PY seed-crop</i>
Estensione dell' <i>home range</i>			
Densità dell'altro sesso	$F_{1,5} = 0.39, p = 0.56$	$F_{1,5} = 0.67, p = 0.45$	$F_{1,5} = 0.12, p = 0.74$
Densità dello stesso sesso	$F_{1,7} = 0.92, p = 0.37$	$F_{1,7} = 1.23, p = 0.30$	$F_{1,7} = 1.09, p = 0.33$
Sesso	$F_{1,8} = 1.67, p = 0.23$	$F_{1,6} = 1.32, p = 0.29$	$F_{1,6} = 1.62, p = 0.25$
Cibo	$F_{1,6} = 0.01, p = 0.95$	$F_{1,8} = 3.58, p = 0.095$	$F_{1,8} = 10.02, p = 0.013$
Estensione della CA			
Densità dell'altro sesso	$F_{1,5} = 1.24, p = 0.32$	$F_{1,5} = 1.78, p = 0.24$	$F_{1,5} = 0.52, p = 0.50$
Densità dello stesso sesso	$F_{1,7} = 0.60, p = 0.46$	$F_{1,6} = 2.79, p = 0.15$	$F_{1,6} = 2.09, p = 0.20$
Sesso	$F_{1,8} = 0.71, p = 0.42$	$F_{1,7} = 0.63, p = 0.45$	$F_{1,7} = 0.77, p = 0.41$
Cibo	$F_{1,6} = 0.03, p = 0.86$	$F_{1,8} = 3.43, p = 0.10$	$F_{1,8} = 5.70, p = 0.044$

Quando è stata utilizzata la *spruce-crop* dello stesso anno, gli effetti sulla disponibilità alimentare sono altamente significativi e nella stessa direzione: gli *home range* e le *core area* degli scoiattoli di entrambi i sessi sono meno estesi nei periodi di abbondanza alimentare, mentre la loro estensione è massima nei periodi di scarsa produzione di semi (regressione lineare *home range* = 70.5 (\pm 31.4) - 8.38 (\pm 4.43) cibo, $R^2 = 0.31$; CA = 21.5 (\pm 9.5) - 2.49 (\pm 1.34) cibo, $R^2 = 0.30$).

5.9. ANALISI DEGLI HOME RANGE A OGA

La percentuale di animali residenti marcati in ogni anno nell'area di studio di Oga, è presentata in Tabella 5.42.

Tabella 5.42 - Percentuale di animali marcati sul totale degli scoiattoli catturati.

Anno	Maschi	Femmine	Totale
2000	6/8 (75%)	5/7 (71%)	11/15 (73%)
2003	6/9 (67%)	6/8 (75%)	12/17 (71%)

Ad OGA, sono stati marcati 23 animali (12 maschi, 11 femmine) con radio-collari. Il numero di localizzazioni usate per la stima dell'*home range* varia tra 10 e 42 ($n = 29$, media \pm ds = 33,1 \pm 9,4, 89 % degli animali > 21 *fix*). Il numero di localizzazioni non è significativamente correlato con nessuno degli altri metodi di stima degli *home range* descritti in materiali e metodi (correlazione minore MCP $r = -0.02$, $p = 0.97$; correlazione maggiore *best core area* $r = 0.26$, $p = 0.17$). La variazione nel numero di localizzazioni utilizzate non ha, perciò, avuto effetto sulla precisione nelle stime degli *home range*. Le statistiche di base per i diversi metodi di stima sono presentati in Tabella 5.43.

Tabella 5.43 - Statistica di base per la stima di *home range* di scoiattolo europeo a Oga ($n=29$). W = Statistica di Shapiro-Wilk per distribuzioni normali (p-value); W_{ln} = Statistica di Shapiro-Wilk dopo trasformazione logaritmica; MCP = metodo dei minimi poligoni convessi; CA = *cluster analysis* (vedasi materiali e metodi per maggiori dettagli).

	Media \pm DS (ha)	Range (ha)	W (p-value)	W_{ln} (p-value)
100% MCP	7.15 \pm 5.09	2.19 - 23.76	0.81 (<0.05)	0.96 (0.53)
95% MCP	6.04 \pm 4.51	1.41 - 22.61	0.81 (<0.05)	0.98 (0.89)
85% MCP <i>core area</i>	4.23 \pm 3.35	0.56 - 18.27	0.73 (<0.05)	0.96 (0.34)

85% CA core area	1.87 ± 1.20	0.12 - 4.74	0.92 (0.04)	0.93 (0.056)
Best core area	4.26 ± 2.13	1.41 - 9.52	0.94 (0.10)	0.97 (0.63)
100% Kernel	8.27 ± 6.42	1.16 - 28.83	0.82 (<0.05)	0.98 (0.92)
85% Kernel core area	4.75 ± 3.63	0.79 - 17.68	0.74 (<0.05)	0.94 (0.10)

Sono state analizzate le estensioni sia di *home range* che *core area* per 23 scoiattoli diversi, di cui sei sono stati monitorati per due stagioni (primavera-estate e autunno del 2003). I vari metodi di stima degli *home range* e delle *core area* erano strettamente correlati, tranne per la BESTCA con i seguenti stimatori: 85% MCP, 100% Kernel e 85% Kernel (Tabella 5.44).

Tabella 5.44 - Coefficienti di correlazione di Pearson (n = 29) per diversi metodi di stima di *home range* e *core area*. Per $r = 0.37$, $p = 0.05$. Valori non significativi ($p > 0.05$) in corsivo.

	95%MCP	85%MCP	85%CA	BESTCA	100%Kernel	85%Kernel
100%MCP	0.95	0.88	0.64	0.37	0.75	0.82
95%MCP		0.94	0.62	0.44	0.79	0.86
85%MCP			0.55	0.33	0.78	0.85
85%CA core area				0.40	0.48	0.59
BESTCA					0.13	0.11
100%Kernel						0.95

È stato quindi deciso di utilizzare solo 4 metodi per le successive analisi. Per la stima dell'estensione totale dell'*home range* è stato utilizzato l'MCP100% (usato nella maggior parte degli studi e quindi utile per il confronto con i dati in letteratura) e il kernel 100%, mentre per le *core area* abbiamo utilizzato l'MCP85% (dato che l'84% degli *home range* individuali presentava *core area* di tipo mononucleare) e la stima della "miglior" *core area* (BESTCA) (Tabella 5.45). Molti degli *home range* sono di tipo mononucleare ed è stata riscontrata una tendenza di un maggior percentuale di *home range* mononucleari nel 2003 (7 su 11 (64%) nel 2000 e 17 su 18 (94%) nel 2003, test di Fisher $p = 0.054$).

Considerando che solo nel 2003 gli animali sono stati monitorati in due stagioni, è stato eseguito un t-test preliminare sui dati del 2003 confrontando le stime di *home range* e *core area* per il periodo primavera-estate con l'autunno. Non c'era un effetto stagionale sulle estensioni di *home range* e *core area* di scoiattolo comuni ad Oga (t-test: MCP $t_{16} = 1.27$, $p = 0.22$; 85%MCP $t_{16} = 0.57$, $p = 0.57$; BESTCA $t_{16} = 0.28$, $p = 0.78$; 100% Kernel $t_{16} = 0.85$, $p = 0.41$). Perciò, nelle analisi successive l'effetto stagione non è stato considerato. Gli effetti di anno e di sesso, e la loro interazione, sulle dimensioni degli *home range* e *core area* sono stati testati utilizzando un ANOVA a due vie. Con il metodo dei minimi poligoni convessi gli *home range* sono risultati più estesi nel 2000 che nel 2003 per entrambi i sessi e i maschi hanno *home range* più estesi rispetto alle femmine (Tabella 5.45).

Tabella 5.45 - Estensione media (\pm DS) degli *home range* (ha) e delle *core area* (ha) di scoiattolo europeo (sessi uniti e maschi e femmine considerati separatamente) per stagione e per anno. Modelli ANOVA a due vie che testano gli effetti di anno e sesso e l'interazione sull'estensione media degli HR e delle *core area* per ognuno dei quattro metodi di stima.

Periodo/sesso (n)	100%MCP	85%MCP	Best core area	100% Kernel
Estate 2000 (11)	10.34 \pm 6.87	6.02 \pm 4.56	4.19 \pm 2.14	12.40 \pm 8.28
Maschi (6)	13.68 \pm 7.48	7.66 \pm 5.54	4.26 \pm 2.14	15.09 \pm 9.99
Femmine (5)	6.32 \pm 3.35	4.05 \pm 2.17	4.11 \pm 2.38	9.18 \pm 4.76
Estate 2002 (10)	5.76 \pm 2.28	3.59 \pm 2.19	4.50 \pm 2.40	5.24 \pm 2.81
Maschi (6)	6.87 \pm 2.29	4.18 \pm 2.69	5.48 \pm 2.74	4.74 \pm 3.63
Femmine (4)	4.09 \pm 0.82	2.72 \pm 0.83	3.04 \pm 0.27	6.00 \pm 0.63
Autunno 2002 (8)	4.49 \pm 1.63	2.55 \pm 0.45	4.04 \pm 2.03	6.39 \pm 3.60
Maschi (3)	6.22 \pm 0.99	2.91 \pm 0.52	5.91 \pm 2.36	9.00 \pm 4.71
Femmine (5)	3.45 \pm 0.76	2.34 \pm 0.24	2.92 \pm 0.52	4.81 \pm 1.82
Modelli ANOVA	100%MCP	85%MCP	Best core area	100% Kernel
Anno*sesso	$F_{1,25}=0.11$, $p=0.75$	$F_{1,25}=0.57$, $p=0.46$	$F_{1,25}=1.52$, $p=0.23$	$F_{1,25}=0.72$, $p=0.40$
Anno	$F_{1,25}=6.57$, $p=0.017$	$F_{1,25}=5.25$, $p=0.03$	$F_{1,25}=0.10$, $p=0.76$	$F_{1,25}=7.31$, $p=0.012$
Sesso	$F_{1,25}=10.5$, $p=0.003$	$F_{1,25}=2.89$, $p=0.10$	$F_{1,25}=2.31$, $p=0.14$	$F_{1,25}=0.31$, $p=0.58$

Anche con l'utilizzo del kernel 100% per la stima degli HR e del 85%MCP per la stima delle *core area*, l'effetto anno è significativo: gli *home range* e *core area* sono più estesi nel 2000 rispetto al 2003. Con questi stimatori non c'è una differenza significativa nelle dimensioni di *home range* o *core area* tra maschi e femmine (Tabella 5.45). Infine, utilizzando il BESTCA, l'estensione di *home range* e *core area* non sono diversi per scoiattoli maschi e femmine, nè tra il 2000 e il 2003.

5.9.1 SOVRAPPOSIZIONI INTERSESSUALI

Tra i maschi di scoiattolo, le sovrapposizioni intersessuali (con femmine) di *core area* non differiscono tra le due anni (Tabella 5.46, *t*-test $t_{10} = 0.79$, $p = 0.45$). Per le femmine di scoiattolo invece, c'è una tendenza a maggiori sovrapposizioni intersessuali (con maschi) di *core area* nel 2000 rispetto al 2003 (Tabella 5.46, $t_9 = 2.11$, $p = 0.065$).

Tabella 5.46 - Media (\pm DS) della percentuale di sovrapposizione tra *core area* (BESTCA) e media e ampiezza del numero di sovrapposizioni tra scoiattoli per tutte le combinazioni tra sessi.

Anno	Maschi per maschi			Maschi per femmine			Femmine per maschi			Femmine per femmine		
	N	Media (\pm DS)	Media (range)	N	Media (\pm DS)	Media (range)	N	Media (\pm DS)	Media (range)	N	Media (\pm DS)	Media (range)
2000	6	42 (\pm 25)	2.0 (1-3)	6	46 (\pm 27)	2.2 (1-3)	5	87 (\pm 52)	2.6 (1-4)	5	3.9 (\pm 4.5)	0.8 (0-2)
2003	6	5.8 (\pm 8.6)	0.7 (0-1)	6	33 (\pm 29)	1.7 (0-4)	6	37 (\pm 24)	1.7 (1-3)	6	9.6 (\pm 12.9)	1.7 (0-3)

5.9.2 SOVRAPPOSIZIONI INTRASESSUALI

Nel 2000, per le *core area* di 6 maschi, la sovrapposizione intrasessuale non differisce in modo significativo da quella intersessuale (Tabella 5.46, *paired t*-test $t = 0.29$, $p = 0.78$), mentre nel 2003, le *core area* di 6 maschi hanno una sovrapposizione più alta con femmine che con altri maschi (Tabella 5.46, *paired t*-test $t = 2.38$, $p = 0.063$). Per le *core area* di 11 femmine, 5 nel 2000 e 6 nel 2003, la sovrapposizione intersessuale, cioè con le *core area* dei maschi, è significativamente più alta di quella intrasessuale, lasciando pensare ad una territorialità intrasessuale (Tabella 5.46, 2000 *paired t*-test $t = 3.65$, $p = 0.022$, 2003 *paired t*-test $t = 2.48$, $p = 0.056$).

Per i maschi è stato riscontrato un effetto anno sulla sovrapposizione intrasessuale (con altri maschi) di *core area* (t-test $t_{10} = 3.30$, $p = 0.008$) con una maggiore sovrapposizione nel 2000 che nel 2003 (Tabella 5.46). Per le femmine di scoiattolo comune invece, che hanno una sovrapposizione intrasessuale molto bassa, non è stato riscontrato un effetto anno sulla sovrapposizione con altre femmine (Tabella 5.46, t-test $t_9 = 0.93$, $p = 0.38$).

5.9.3 VARIAZIONE INDIVIDUALE NELL'USO DELLO SPAZIO

Con l'utilizzo di modelli lineari generali sono state indagate la variazione individuale dell'estensione degli *home range* e delle *core area*, rilevando se fosse causata da fluttuazioni annuali dell'abbondanza di cibo (effetto anno), del tipo di *core area* (mono- o multinucleare), del peso corporeo (misurato durante il periodo di *radiotracking*) o dell'interazione di peso con anno. I maschi ($n = 15$) e le femmine ($n = 14$) di scoiattolo comune sono stati analizzati separatamente, visto il forte effetto di sesso sulle dimensioni degli *home range* e delle *core area*. Per le femmine è stato indagato anche l'effetto dello stato riproduttivo come variabile indipendente (1 = femmina non in estro, 2 = femmina gravida o in allattamento). Sono stati allestiti due gruppi di modelli che consideravano come variabile dipendente rispettivamente l'estensione degli *home range* (MCP) e l'estensione delle *core area* (85%MCP).

Una procedura a ritroso (*stepwise backward procedure*) è stata utilizzata per selezionare modelli con solo varianti significative.

I maschi di scoiattolo comune utilizzavano *home range* di dimensioni maggiori nel 2000 rispetto al 2003, e l'estensione degli *home range* aumentava con il peso corporeo (Tabella 5.47). La variazione in anno e peso spiega il 52% della variazione nell'estensione media degli *home range* (regressione lineare $home\ range = -28 (\pm 18) + 0.106 (\pm 0.054) \text{ peso corporeo} + 10.2 (\pm 2.8) * \text{ anno } 2003$). Per quanto riguarda l'estensione delle *core area*, la variazione nell'anno, il tipo di *core area* e il peso corporeo spiegano il 71% della variazione nell'estensione individuale delle *core area* (Tabella 5.47). Maschi di peso maggiore utilizzano *core area* più grandi e *core area* multinucleari tendono ad essere più grandi di quelle mononucleari.

Le femmine di scoiattolo comune utilizzano *home range* di dimensioni maggiori quando l'*home range* contiene più nuclei di attività (*core area* multinucleare). Inoltre l'estensione degli *home range* aumenta con il peso corporeo, mentre femmine con prole (in allattamento) tendono a ridurre le dimensioni dell' *home range* rispetto alle femmine

nullipare Tabella 5.47). La variazione del tipo di *core area*, peso e stato riproduttivo spiega il 59% della variazione nell'estensione media degli *home range*. Per quanto riguarda l'estensione delle *core area*, variazione nell'anno e tipo di *core area* spiegano il 55% della variazione nell'estensione individuale delle *core area*, mentre né in peso corporeo, né lo stato riproduttivo hanno un effetto significativo sulla variazione individuale delle *core area* delle femmine di scoiattolo comune (Tabella 5.47).

Tabella 5.47 - Confronto tra diverse misure per la stima dell'abbondanza di cibo.

	Maschi	Femmine
Estensione dell'<i>home range</i>		
Anno * peso corporeo	$F_{1,10} = 1.11, p = 0.32$	$F_{1,8} = 1.14, p = 0.32$
Tipo di <i>core area</i>	$F_{1,11} = 1.97, p = 0.19$	$F_{1,10} = 5.13, p = 0.06$
Anno	$F_{1,12} = 12.9, p = 0.0037$	$F_{1,9} = 1.07, p = 0.33$
Peso corporeo	$F_{1,12} = 3.82, p = 0.074$	$F_{1,10} = 4.47, p = 0.047$
Stato riproduttivo		$F_{1,10} = 3.79, p = 0.08$
Estensione <i>core area</i>		
Anno * peso corporeo	$F_{1,10} = 0.39, p = 0.55$	$F_{1,8} = 1.22, p = 0.30$
Peso corporeo	$F_{1,11} = 5.64, p = 0.037$	$F_{1,9} = 1.45, p = 0.26$
Tipo di <i>core area</i>	$F_{1,11} = 9.17, p = 0.012$	$F_{1,11} = 6.83, p = 0.024$
Anno	$F_{1,11} = 4.19, p = 0.065$	$F_{1,11} = 6.83, p = 0.024$
Stato riproduttivo		$F_{1,10} = 1.09, p = 0.32$

5.10. CONFRONTO TRA CEDRASCO E OGA

I risultati delle analisi precedenti mostrano che esiste un forte effetto dell'habitat, in relazione alle variazioni annuali e/o stagionali della produttività delle conifere, sull'estensione degli *home range* e sulla loro struttura interna: numero di nuclei e grandezza delle *core area*. In particolare, a Cedrasco si è verificato un forte aumento degli *home range* e delle *core area* nella primavera del 2002 in seguito ad una scarsissima produzione di semi di abete rosso nel 2000. Ad Oga, invece, c'è stata poca variazione annuale nella produttività della specie arborea dominante, il pino silvestre. Ciò nonostante, le dimensioni degli *home range*, sia utilizzando il MCP che il 100% Kernel come stimatore, e delle *core area* (85% MCP) erano maggiori nel 2000 rispetto al 2003, dunque maggiore quando la produzione di pino silvestre e abete rosso era ridotta.

Per poter fare comunque un confronto tra i due *habitat*, la foresta mista di conifere con abete bianco ed abete rosso di Cedrasco ed il bosco dominato da pino silvestre di Oga, è stato deciso di usare solo i dati degli anni 2000, 2003 e 2004 eliminando, dunque i dati degli *home range* molto estesi del 2002 a Cedrasco.

Non c'è differenza tra le aree di studio per quanto riguarda il numero di *fix* (CED 30.9 ± 8.0 , OGA 33.1 ± 9.4 t-test, $t_{73} = 1.11$; $p = 0.27$), il numero di nuclei di attività nella *core area* (CED 2.65 ± 1.10 , range 1-5, OGA 2.76 ± 1.02 , range 1-5, t-test, $t_{73} = 0.42$; $p = 0.68$), e le percentuali di localizzazione che determinano la *core area* (CED 85.9 ± 4.6 , OGA 87.6 ± 3.9 t-test, $t_{73} = 1.66$; $p = 0.10$).

Nelle analisi successive gli effetti di anno e stagione non sono stati considerati. Gli effetti di area (*habitat*) e di sesso, e la loro interazione, sulle dimensioni degli *home range* e *core area* sono stati testati utilizzando un ANOVA a due vie. Lo stimatore utilizzato per valutare l'estensione degli *home range* (variabile dipendente) è il MCP; Gli stimatori utilizzati per le *core area* sono il 85%MCP e il BESTCA. Con il metodo dei minimi poligoni convessi i maschi hanno *home range* più estesi rispetto alle femmine. Non c'è una differenza nelle dimensioni di *home range*, per entrambi i sessi, tra Cedrasco ed Oga (Tabella 5.48)

Tabella 5.48 - Estensione media (\pm DS) degli *home range* (ha) e delle *core area* (ha) di scoiattolo europeo (sessi uniti e maschi e femmine considerati separatamente) per area di studio. Modelli ANOVA a due vie che testano gli effetti di area di studio (*habitat*) e sesso e l'interazione sull'estensione media degli HR e delle *core area* per ognuno dei tre metodi di stima.

Habitat/sesso (n)	100%MCP	85%MCP	Best core area
Cedrasco (30)	7.05 ± 4.81	3.92 ± 2.51	2.90 ± 2.13
Maschi (15)	9.96 ± 4.69	4.33 ± 2.43	4.02 ± 2.45
Femmine (15)	4.14 ± 2.77	2.24 ± 2.19	1.78 ± 0.86
Oga (29)	7.15 ± 5.09	4.23 ± 3.35	4.26 ± 2.13
Maschi (15)	9.46 ± 5.89	5.32 ± 4.21	5.08 ± 2.37
Femmine (14)	4.66 ± 2.35	3.06 ± 1.50	3.38 ± 1.47
Modelli ANOVA	100%MCP	85%MCP	Best core area
Habitat*sesso	$F_{1,55}=1.38, p=0.24$	$F_{1,55}=1.85, p=0.18$	$F_{1,55}=3.04, p=0.09$
Habitat	$F_{1,55}=0.16, p=0.69$	$F_{1,55}=2.79, p=0.10$	$F_{1,55}=11.8, p=0.001$
Sesso	$F_{1,55}=28.6, p<0.0001$	$F_{1,55}=13.4, p=0.006$	$F_{1,55}=18.9, p<0.0001$

Anche con l'utilizzo del 85%MCP e del BESTCA per la stima delle *core area*, l'effetto sesso è significativo: le *core area* dei maschi sono più estese di quelle delle femmine (Tabella 5.48). Con il 85%MCP c'è una tendenza ad avere *core area* più estese a Oga rispetto a Cedrsaco, ma la differenza non è significativa (Tabella 5.48). Solo con lo stimatore BESTCA, le *core area* sono significativamente più grandi ad Oga che a Cedrasco (Tabella 5.48), probabilmente in relazione ad una più bassa produttività di semi di conifere ma anche una distribuzione spaziale delle risorse alimentare più omogenea.

6. DISCUSSIONE

6.1. DISPONIBILITÀ DELLE RISORSE ALIMENTARI

La struttura del bosco, così come la produzione dei semi, varia ampiamente sia tra le due aree di studio che tra gli anni. Analizzando i dati ottenuti negli anni di monitoraggio dell'abete rosso e dell'abete bianco nell'area campione di Cedrasco, è emerso che c'è stata una produzione di semi eccezionale nel corso del 2004 e una produzione molto scarsa (*seed-crop failure*) durante il 2000 per entrambe le specie e nel 2005 per l'abete rosso (Figura 6.1). In media l'abete bianco è più produttivo dell'abete rosso. Il 1999 è stato un anno di buona produzione per entrambe le specie, e la produttività è stata medio-buona nel 2000 e 2001. Il 2004 è stato un ottimo anno per l'abete rosso. Nel 2002 e nel 2003 la produttività di pigne, intesa come kJ/albero è più elevata nell'abete rosso che nell'abete bianco. Nel 2005 si è verificata un'inversione di tendenza: infatti, l'abete rosso ha avuto una produzione nulla, contrariamente all'abete bianco.



Figura 6.1 - Pigne di abete rosso rosicchiate da uno scoiattolo.

Nell'area campione di Oga, invece, si sono registrate forti produzioni di semi da parte del pino silvestre negli anni 1999 e 2004, con produzioni intermedie nel 2001, 2002 e 2003 molto simili tra loro. Gli anni più poveri sono stati il 2000 e il 2005. Ad Oga, la variazione

di produttività tra gli anni è meno accentuata rispetto a Cedrasco perché il pino silvestre non tende ad avere anni di massicce produzioni di semi (anni di pasciona) alternati ad anni poveri, ma ha una produzione di pigne, quindi di semi, più regolare e stabile negli anni.

Questa tendenza molto simile nelle due aree ad avere una produzione scarsa negli stessi anni (2000 e 2005) può essere dovuta all'effetto della produzione di abete rosso sulla produzione totale ad Oga e al fatto che le specie di conifere del genere *Picea* e *Abies* alternano anni di pasciona ad anni di scarsa produzione (Smith, 1970; Andrén e Lemmell, 1992; Mencuccini *et al.*, 1995; Wauters *et al.*, 2005). Inoltre il genere *Pinus* e i generi *Picea* e *Abies* si distinguono per un ulteriore fattore: il genere *Pinus* ha un ciclo riproduttivo ripartito su due anni mentre i generi *Picea* e *Abies* hanno un ciclo riproduttivo di un solo anno, più sensibile alle variazioni di produttività.

L'area di Cedrasco ha prevalenza di abete bianco che tendenzialmente viene usato di meno da parte dello scoiattolo comune rispetto all'abete rosso. Questo è dovuto al fatto che la disponibilità dei semi dell'abete bianco è limitata nel tempo a causa della sua anticipata dispersione dei semi in autunno. L'abete rosso, invece, inizia la dispersione di semi in marzo-aprile dell'anno successivo alla loro maturazione e le pigne di abete rosso non disperdono tutti i loro semi in un breve periodo, ma trattengono ancora un 10-20% dei semi fino a settembre-novembre dell'anno successivo, quando le pigne cominciano a staccarsi per cadere a terra (e.g. Lurz, 1995). Anche queste pigne disponibili sul terreno vengono ancora utilizzate dallo scoiattolo come fonte alimentare (Moller, 1983; Wauters e Dhondt, 1987; Wauters *et al.*, 1992; Wauters e Lens, 1995; Wauters *et al.*, 1995).

Altre specie arboree come il pino silvestre (Figura 6.2) e il larice sono state utilizzate in base alla loro disponibilità negli *home range* degli individui dotati di radiocollare. Specialmente a fine estate (luglio-agosto) gli scoiattoli si nutrono regolarmente di semi di entrambe le specie, a causa della loro maturazione precoce rispetto all'abete rosso. Analoghe osservazioni possono essere fatte anche per il faggio, specie utilizzata da esemplari con aree di bosco misto di latifoglie e conifere all'interno dei loro *home range*, e limitatamente al periodo autunnale di tutti gli anni tranne il 2000 (anno di scarsa produzione di faggiole).



Figura 6.2 - Pigne di pino silvestre rosicchiate da uno scoiattolo.

In un confronto tra le due aree è emerso che negli anni 1999, 2001, 2004 e 2005 Cedrasco ha avuto una produzione tendenzialmente maggiore rispetto a Oga. Un'inversione di tendenza c'è stata nel 2000 quando è stata minore la produzione di abete bianco e abete rosso e la disponibilità energetica non è stata molto diversa nel 2002 e nel 2003.

Adattamenti particolari per prolungare l'uso dei semi di abete bianco (per esempio immagazzinare i semi o le pigne nel periodo settembre-ottobre, Wauters e Casale, 1996) non sono stati riscontrati e non si è registrato nemmeno un uso intensivo della specie in autunno per sfruttare al massimo la breve disponibilità di semi maturi nelle pigne (settembre-metà ottobre).

Per quanto riguarda la disponibilità trofica di funghi è risultato evidente che la presenza/assenza delle specie più frequenti di funghi ipogei esaminati sia connessa ad un particolare tipo di fitocenosi nelle aree di studio. A Cedrasco il genere *Elaphomyces* è presente in tutti e tre gli anni di campionamento e in molti periodi nell'arco della stagione; Probabilmente tale presenza è determinata dall'associazione micorrizica legata a *Picea abies*, pianta comune alle due aree. L'assenza di funghi ipogei ad Oga è giustificata proprio dalla scarsa presenza di abete rosso.

Inoltre, sempre per ciò che concerne i funghi ipogei lo scoiattolo comune è solito preferirli agli epigei (Bertolino *et al.*, 2004), pur se in presenti in minor quantità in tutte e due le aree. Probabilmente questa preferenza, che non tiene conto certo dell'abbondanza, è assoggettabile al tipo di ecologia tipica dei funghi ipogei. Infatti, è presumibile che il gusto e l'olfatto del piccolo mammifero siano attratti maggiormente dal gradevole sapore e forte

odore emanato da tali funghi (disseminazione zoocora). La preferenza dello scoiattolo nei confronti dei funghi ipogei è dimostrata anche dalle analisi coprologiche dalle quali è risultato che: in primavera una buona percentuale di feci contiene spore fungine ipogee e addirittura in estate ed autunno quest'ultime sono presenti nella quasi totalità dei campioni raccolti; Inoltre da tali analisi è risultato che solamente due generi di epigei sono stati ritrovati nelle feci (Bertolino *et al.*, 2004). In conclusione la scarsa disponibilità trofica ipogea è preferita dallo sciuride alla relativa abbondanza trofica epigea. A Cedrasco la disponibilità trofica ipogea è maggiore che a Oga, per quanto concerne invece gli epigei non si può stabilire con certezza quali aree siano meglio di altre poichè non conosciamo il valore qualitativo delle specie nella dieta dello scoiattolo.

Sia le interpretazioni dei grafici, che gli studi sulle analisi statistiche evidenziano le differenti modalità di presenza/assenza/abbondanza di funghi epigei ed ipogei. I primi sono di facile reperibilità in pochi periodi all'anno, i secondi hanno, a Cedrasco, un'abbondanza minore ma meglio distribuita. È ipotizzabile che ciò possa incentivare ulteriormente la preferenza dello sciuride su quest'ultime risorse. Inoltre osservando i tre anni di studio, si può notare come i funghi epigei ed ipogei, pur avendo in comune dei brevi periodi stagionali favorevoli, associabili a condizioni ambientali ottimali per entrambi (agosto-settembre), hanno solitamente anni più produttivi non coincidenti.

Oltre alle fitocenosi anche l'altitudine e l'esposizione dei versanti e altri fattori ambientali quali disponibilità d'acqua (precipitazioni/neve), continentalità, gelo, insolazione ecc, operano sinergicamente determinando differenti disponibilità trofiche nelle varie aree. Questi fattori impediscono così una semplice lettura tra fitocenosi e presenza fungina rendendo in ogni area tipici e complessi i rapporti ecologico-climatici che a loro volta influenzano la quantità e qualità di funghi. Per quanto concerne gli epigei, ad Oga, essendo un'area situata ad altitudine maggiore rispetto a Cedrasco, è stato rinvenuto quasi sempre un minor numero di funghi.

6.2. ANDAMENTO DEI PROCESSI DEMOGRAFICI

La produttività dell'abete bianco e le variazioni annuali non hanno influenzato in modo significativo i processi demografici. Tendenzialmente i parametri sono più influenzati dalla produttività dell'abete rosso e del pino silvestre, in particolar modo per le femmine.

A Cedrasco, la produzione di semi di abete rosso ha avuto una forte incidenza sulla densità totale, ma una relazione simile non si è verificata per l'abete bianco. Il motivo di questo comportamento è dato dal fatto che l'abete bianco dissemina già ad ottobre dello stesso anno, e non l'anno successivo come nel caso dell'abete rosso; quindi la sua disponibilità, in relazione all'attività stagionale dello scoiattolo comune, è limitata nel tempo. Per questo motivo lo scoiattolo non utilizza l'abete bianco come principale fonte alimentare.

Dai risultati è emerso esserci un forte effetto sesso, con le densità dei maschi più alte di quelle delle femmine. Il tasso riproduttivo dei maschi è densità-dipendente con la densità dello stesso sesso mentre non si è registrata una forte tendenza ad incrementare con l'aumento della densità delle femmine. Nel caso delle femmine, il tasso di riproduzione è densità-dipendente con la densità dello stesso sesso e tende ad aumentare con l'aumento di produttività dell'abete rosso, come è emerso da studi effettuati in foreste miste decidue e di conifere in Belgio e in Inghilterra (Wauters e Dhondt, 1989a, b; Wauters *et al.*, 1990; Lurz *et al.*, 1997; 2000; Wauters *et al.*, 2004a). La foresta mista con abete rosso e abete bianco di Cedrasco è dunque caratterizzata da un aumento nella proporzione di femmine di scoiattolo comune che producono prole in seguito ad una buona produzione di semi di abete rosso; questo incremento del tasso di riproduzione risulta poi in un aumento della densità di popolazione. A densità più alte, un maggior numero di femmine sono subadulti o adulti giovani (animali di 1 anno) che non si riproducono, neanche quando le risorse alimentari sono abbondanti (vedi anche Wauters e Lens 1995; Wauters *et al.*, 2004a). Le fluttuazioni di densità a Cedrasco erano maggiori in confronto a quelle documentate in popolazioni ad alta densità in Belgio e in Inghilterra (Gurnell, 1987; Wauters e Dhondt, 1990; Kenward e Holm, 1998; Wauters *et al.*, 2004a).

Nell'area campione di Oga si è registrata una densità di maschi leggermente maggiore rispetto alle femmine. L'effetto della produzione delle conifere non è significativo sull'andamento dei processi demografici, situazione in forte contrasto con i boschi dominati da pino silvestre e pino nero in Belgio (Wauters e Lens 1995; Wauters *et al.*, 2004a). La proporzione di maschi riproduttivi è più alta in primavera ed è densità-dipendente con lo stesso sesso; in più aumenta con la densità di femmine. Ciò è dovuto, probabilmente, al fatto che con molte femmine presenti sul territorio, i maschi rimangono più a lungo nel loro stato riproduttivo; ciò avviene probabilmente tramite stimoli olfattori di femmine in pre-estro ed in estro. Nelle femmine, come a Cedrasco, c'è un effetto

densità-dipendente sulla percentuale di femmine riproduttive, che diminuisce con la densità dello stesso sesso. Invece, in contrasto con l'altra area di studio, non c'è un effetto delle variazioni nella produttività delle conifere sul tasso di riproduzione delle femmine. Nelle femmine a Oga il tasso di sopravvivenza è densità-dipendente e risulta essere ridotto nell'anno con maggior produttività di conifere. Ciò suggerisce che per la popolazione di scoiattolo comune di Oga, che ha una densità alta per foreste alpine di conifere, il tasso riproduttivo sia maggiormente influenzato dalla densità stessa che non dalle variazioni legate all'abbondanza e/o scarsità del cibo (Wauters e Lens, 1995).

In questo studio è emerso che la variazione nella produzione di risorse alimentari dello stesso anno, da parte delle specie di conifere, ha maggior influenza sulla dinamica di popolazione dello scoiattolo comune rispetto alla produzione dell'anno precedente, in accordo con studi fatti precedentemente (Wauters e Lens, 1995; Wauters *et al.*, 2004).

Generalmente, la densità di scoiattoli è più bassa rispetto a quella riscontrata in popolazioni insediate in boschi, sia continui che frammentati, situati in zone di pianura o di basse colline dell'Europa occidentale, delle isole britanniche e del nord Italia (Gurnell, 1987; Kenward e Holm, 1993; Wauters *et al.*, 1994, 2001, 2004a; Wauters e Lens, 1995; Kenward *et al.*, 1998).

La densità a Cedrasco risulta essere inferiore anche a popolazioni insediate in foreste alpine senza abete bianco e/o con maggior presenza di pino silvestre (Bertolino *et al.*, 2003). Inoltre, la densità a Cedrasco risulta essere molto minore che a Oga.

La bassa densità riscontrata nel corso di questo studio a Cedrasco è, però, paragonabile a quelle riscontrate in piantagioni di conifere esotiche nel nord dell'Inghilterra (Lurz, 1995; Lurz *et al.*, 1995, 2000) e alle foreste miste nella taiga Svedese da abete rosso e pino silvestre (Andrén e Lemmell, 1992). Sia nel nostro caso che in quello delle piantagioni di conifere britanniche, questo si spiega con la presenza di una specie arborea dominante poco sfruttabile (con semi disponibili in un breve periodo) da parte dello scoiattolo comune: a Cedrasco l'abete bianco, nelle piantagioni inglesi l'abete di sitka (*Picea sitchensis*), ugualmente caratterizzato da un precoce dispersione dei semi. Nel caso di Oga, questa analogia non è presente, in quanto non c'è abete bianco, e la densità è più elevata che a Cedrasco. Anche ad Oga la densità resta comunque circa un terzo o la metà di quella riscontrata in boschi in Belgio dominati da pino silvestre e pino nero ma con anche presenza di faggio e quercia (Wauters *et al.*, 1994; 2004a).

L'andamento dei processi demografici ad Oga potrebbero essere spiegati facendo riferimento alle risorse alimentari, non molto abbondanti in foreste montane, o come densità-dipendenti, in quanto una tipologia forestale come quella in questione può sostenere un numero esiguo di scoiattoli. Potrebbero anche intervenire altri fattori non indagati come l'effetto della predazione sulla popolazione, la mancanza di risorse alimentari secondarie nella primavera-inizio estate (bassa produzione di funghi ipogei ed epigei), oppure una misurazione di risorse alimentari non adeguata a stimare la disponibilità trofica in periodi critici dell'anno.

Per il solo territorio del parco delle Orobie Valtellinesi, è stato, infine, possibile stimare l'intera popolazione di scoiattolo europeo presente utilizzando la carta della vegetazione fornita dal parco stesso ed evidenziando 4 tipologie forestali alle quali abbiamo attribuito una densità minima e massima di scoiattoli (n. di animali/ha). In base alla nostra indagine e alle stime disponibili in letteratura (Wauters *et al* 2001, Tattoni *et al* 2004), sono state utilizzate le densità riportate in Tabella 6.1.

Tabella 6.1 - Valori di densità (n. di scoiattoli/ha) utilizzate per la stima della consistenza della popolazione di *Sciurus vulgaris* nel Parco Regionale delle Orobie Valtellinesi.

Tipologia Forestale	Den. min.	Den. max.
Boschi submontani di latifoglie con dominanza di castagno	0.25	0.45
Boschi submontani misti di latifoglie con dominanza di faggio	0.10	0.30
Foreste montane di conifere con dominanza di abete rosso	0.10	0.22
Foreste montane e subalpine con dominanza di larice	0.02	0.05

Estrapolando questi dati possiamo ipotizzare che l'attuale popolazione di *Sciurus vulgaris* all'interno del Parco Regionale delle Orobie Valtellinesi, valutata considerando gli ettari di diverse tipologie forestali, utili all'insediamento di scoiattolo europeo, sia formata da un minimo di 3000 ad un massimo di 7000 esemplari.

6.3. USO DELL'HABITAT E STRUTTURA SOCIALE DELLO SCOIATTOLO A CEDRASCO

Lo studio sull'utilizzo dell'*habitat* da parte dello scoiattolo europeo ha evidenziato una stretta relazione tra abbondanza di risorse trofiche e diminuzione degli *home range* e delle

core area. Le estensioni massime si sono, infatti, raggiunte nella sessione primaverile-estiva del 2002 quando l'influenza della pessima produzione di semi del 2000 era ancora presente, mentre nel 2000 e nel 2004 si è riscontrata la tendenza inversa dovuta rispettivamente all'utilizzo di semi prodotti nel 1999 e allo sfruttamento delle risorse alimentari relative al biennio 2003-2004, dunque al facile reperimento di grandi quantità di cibo in aree ristrette.

Tra individui di sesso femminile si è riscontrata una forte tendenza alla territorialità intrasessuale, cioè a non sovrapporre le proprie *core area*. Una propensione alla territorialità intrasessuale è stata evidenziata anche nei maschi con piccole sovrapposizioni di *core area* nel 2000 e nell'estate del 2004, e con *core area* esclusive nell'autunno del 2004. Tuttavia, è da sottolineare che la percentuale di maschi residenti marcati presenti nell'autunno del 2004 è più bassa rispetto alle altre stagioni, ed è dunque possibile che fenomeni di sovrapposizione si siano verificati con animali non muniti di radiocollare. I maschi hanno sempre dimostrato di utilizzare *home range* e *core area* più estesi rispetto alle femmine.

Si è sempre riscontrata sovrapposizione tra *core area* di maschi e femmine (sovrapposizione intersessuale), sebbene questa fosse di estensioni piuttosto ridotte a causa della bassa densità di popolazione. Generalmente, la struttura sociale è paragonabile a quella descritta per popolazioni in altre tipologie forestali, sia in Italia che in altri paesi europei (Wauters & Dhondt 1989b, 1992; Münch 1998; Lurz *et al.* 2000; Wauters *et al.* 2001).

Il confronto tra le localizzazioni e le estensioni di *home range* e *core area* dei due scoiattoli adulti (un maschio e una femmina) marcati sia nel 2002 che nel 2004 suggerisce una forte tendenza a rimanere "fedeli" all'area nella quale hanno stabilito il loro *home range* (*site-fidelity*, vedi anche Wauters e Dhondt 1992), almeno in periodi nei quali non ci sono state importanti carenze nella produzione di semi di conifere.

L'utilizzo della tecnica del *radiotracking* ha, infine, permesso di individuare alcune carcasse di scoiattoli marcati con evidenti segni di predazione da parte della volpe (*Vulpes vulpes*), della martora (*Martes martes*), della faina (*Martes foina*) e di rapaci diurni, probabilmente l'astore (*Accipiter gentilis*) e la poiana (*Buteo buteo*).

6.4. STRUTTURA SOCIALE DELLO SCOIATTOLO A OGA

A Oga c'è una forte variazione nelle estensioni di *home range* e *core area* tra individui: il MCP100% varia tra 2.19 e 23.76 ha, la *best core area* tra 1.41 e 9.52 ha. La media degli *home range* è di circa 7.2 ha, della *core area* di 4.2 ha; estensioni maggiori a quelle riscontrate in boschi dominati da pino silvestre e pino nero in Belgio (Wauters e Dhondt, 1992, 1998).

Molti degli *home range* sono di tipo mononucleare ed è stata riscontrata una tendenza di un maggior percentuale di *home range* mononucleari nel 2003, quando la disponibilità delle risorse alimentari era maggiore, che nel 2000. Una tendenza di aumentare i numeri di nuclei di attività della *core area*, dunque di passare da *home range* mononucleare a *home range* multinucleare, è stata documentata anche nelle foreste di conifere miste con specie esotiche nel Nord dell'Inghilterra (Lurz *et al.*, 2000).

Il metodo di stima dell'estensione di *home range* e di *core area* influenza la variazione tra anni e tra i sessi: con il metodo del MCP, i maschi hanno *home range* più grande delle femmine e entrambi i sessi diminuiscono l'estensione del loro *home range* quando la produttività delle conifere è alta, aumentandola, invece, in anni di scarsa abbondanza di semi. Queste differenze non si manifestano nelle dimensioni delle *core area*, suggerendo che la *core area* ha un'estensione adatta ad una disponibilità di risorse alimentari media-bassa per questa tipologia di foresta. Questi risultati confermano le relazioni tra densità di semi di conifere e variazioni annuali ed individuali di *home range* di scoiattoli comuni in altri *habitat* di buona qualità (Wauters e Dhondt, 1992, 1998; Kenward *et al.*, 1998; Wauters *et al.*, 2001).

Le sovrapposizioni intersessuali ed intrasessuali confermano la tipica struttura sociale della specie. Per le *core area* di maschi la sovrapposizione intrasessuale non differisce in modo significativo da quella intersessuale, mentre per le *core area* di femmine la sovrapposizione intersessuale è significativamente più alta di quella intrasessuale, indicando una territorialità intrasessuale (Wauters e Dhondt, 1992; Lurz *et al.*, 2000; Wauters *et al.*, 2001, 2005).

Anche l'aumento delle dimensioni e del numero di nuclei di *home range* (*home range* multinucleare sono di dimensioni maggiori) in relazione al peso corporeo dello scoiattolo, sia per maschi che per femmine, conferma l'effetto importante della distribuzione delle risorse alimentari primari e dello rango sociale (peso è fortemente correlato con il rango di

dominanza dell'individuo, Wauters e Dhondt, 1989a, 1992) sull'uso dello spazio e l'organizzazione sociale (Wauters e Dhondt, 1992; Lurz *et al.*, 2000).

6.5. MONITORAGGIO CON GLI *HAIR TUBE*

Il monitoraggio eseguito con l'ausilio degli *hair tube* ha evidenziato una buona relazione tra IDR (Indice di Densità Relativa) e densità effettiva. Questo metodo risulta, pertanto, molto indicato per un monitoraggio a lungo termine e su vasta scala. Rimane, però, da sottolineare che anche la tipologia di bosco dell'area di saggio ha un effetto significativo. Ciò indica che per un utilizzo statisticamente robusto degli *hair tube*, il monitoraggio deve essere esteso a diverse tipologie forestali con la ripetizione dei controlli su più transetti in ogni tipologia. Per ulteriori osservazioni in merito si rimanda a "Proposte gestionali".

7. INDICAZIONI GESTIONALI

7.1. PREMESSA

La Regione Lombardia ha approvato, con decreto della Giunta Regionale (D.G.R. n. 7/4345 del 20.04.2001), un programma per gli interventi di conservazione e gestione della fauna selvatica (Bollettino Ufficiale della Regione Lombardia 1 supplemento straordinario al n. 23 del 23.06.2001) nel quale lo scoiattolo europeo risulta inserito tra le specie ad elevato valore di priorità di conservazione. Secondo le liste rosse internazionali (IUCN) lo scoiattolo è altresì individuato come specie per la quale sono noti elementi che inducono a ritenere il *taxon* non immune da rischi (vedi Mitchell-Jones *et al.* 1999). In particolare, nel caso dello scoiattolo europeo, il rischio di estinzione locale è elevato nelle aree di insediamento dello scoiattolo grigio (Wauters *et al.* 1997a,b; Genovesi & Bertolino 2001).

Le linee guida per la conservazione della fauna, proposte dalla Regione Lombardia, sottolineano l'importanza di interventi diretti sulle zoocenosi. In particolare, il controllo o l'eradicazione delle popolazioni di specie alloctone che, con la loro presenza, limitino in qualche modo le specie autoctone, per le quali, peraltro, non si può prescindere da una serie di attività di analisi e monitoraggio delle popolazioni.

Durante questo studio sono state effettuate le seguenti indagini:

- Monitoraggio dello *status* della popolazione nelle aree di studio.
- Analisi della capacità portante delle foreste miste di conifere con dominanza di pino silvestre, abete rosso ed abete bianco.
- Verifica della disponibilità di adeguate risorse trofiche per lo scoiattolo.

Per il futuro si prevede di continuare o di iniziare le seguenti attività di indagine:

- Monitoraggio dello *status* delle popolazioni di scoiattolo europeo in altre tipologie forestali tramite l'uso degli *hair tube*.
- Monitoraggio delle variazioni annuali della disponibilità di risorse trofiche a lungo termine.
- Monitoraggio a lungo termine della dinamica di popolazione dello scoiattolo europeo nell'aree di studio di Cedrasco e Oga, tramite cattura-marcatura-ricattura.

-
- Valutazione degli effetti di alterazioni fisiche dell'*habitat* (tagli consistenti di alberi) sulla distribuzione degli *home range* e l'uso dell'*habitat* di scoiattoli direttamente interessati dall'intervento, tramite la metodologia del *radiotracking*.

7.2. PROPOSTE PER UN MONITORAGGIO DA PARTE DELLA PROVINCIA

Il controllo degli *hair tube* e il censimento della produzione di semi di conifere sono metodologie economiche e di facile applicazione. Si suggerisce, quindi all'Amministrazione provinciale di avvalersi delle Guardie Ecologiche Volontarie, nonché del proprio personale, per effettuare un monitoraggio la cui durata sia di almeno cinque anni con le modalità di seguito esposte.

7.2.1 MONITORAGGIO CON GLI HAIR TUBE

La tecnica di monitoraggio tramite *hair tube* si è rivelata, come precedentemente sottolineato, un ottimo metodo di stima di densità per le popolazioni di scoiattolo europeo nelle diverse tipologie forestali alpine. Sulla base di tali considerazioni si suggerisce di effettuare un monitoraggio delle popolazioni di scoiattolo nelle zone chiave della Provincia, usando tale tecnica.

In particolare si suggerisce l'attuazione del seguente piano di monitoraggio, da eseguire una volta all'anno (nella tarda primavera da aprile a giugno):

- Monitoraggio delle seguenti tipologie forestali:
 - boschi submontani di latifoglie con dominanza di castagno;
 - boschi submontani misti di latifoglie con dominanza di faggio;
 - foreste montane miste di latifoglie e conifere;
 - foreste montane di conifere;
 - foreste montane e subalpine con dominanza di larice.
- Individuazione, in ogni tipologia forestale, di tre aree dell'estensione di circa 50 ettari ciascuna, dove effettuare il controllo.
- Posizionamento, in ogni area di controllo, di 20 *hair tube*.
- Foraggiamento (*pre-baiting*) degli *hair tube* con nocciole, mais e semi di girasole e posizionamento delle placche con nastro biadesivo (innesco degli *hair tube*).

- Controllo degli *hair tube*, a distanza di due e quattro settimane dall'inizio del monitoraggio.
- Registrazione, durante i controlli, degli *hair tube* "positivi", per i quali risulti evidente l'avvenuta frequentazione da parte di un animale, ed eventuale posizionamento di nuove placche ed ulteriore cibo nei tubi visitati.
- Esame, presso un laboratorio con la adeguata strumentazione e competenza, delle placche positive per l'identificazione del pelo.

7.3. PROPOSTE OPERATIVE E PROGETTAZIONE DI NUOVE INDAGINI

In relazione a quanto già ribadito nel corso del presente rapporto, gli ambienti alpini costituiti da diverse tipologie forestali di conifere costituiscono un ambiente prioritario poiché essi potrebbero rappresentare l'unico *habitat* di sopravvivenza dello scoiattolo europeo di fronte all'invasione della specie alloctona, lo scoiattolo grigio, in un futuro probabilmente non troppo lontano.

Prima di poter sviluppare un piano di azione per la conservazione dello scoiattolo europeo nelle zone alpine della Lombardia, come previsto nelle linee guida per il controllo dello scoiattolo grigio in Italia (Genovesi & Bertolino, 2001), e come indicato nel decreto della Giunta Regionale della Regione Lombardia, è dunque necessario proseguire, per almeno altri cinque anni, gli studi sulla distribuzione e sulla dinamica delle popolazioni di scoiattolo europeo nelle diverse tipologie di foreste di conifere ed approfondire le conoscenze degli effetti di alterazione dell'*habitat* sulla specie. Questo tipo di ricerca, a lungo termine, è indispensabile per capire meglio le relazioni tra variazioni temporali nella disponibilità delle risorse alimentari e processi demografici nella popolazione di scoiattolo. Inoltre, questo approccio consentirebbe di individuare le zone di maggior interesse per la conservazione della specie dove, nel caso di una ipotizzabile espansione della popolazione di scoiattolo grigio anche in ambienti alpini, si possano pianificare interventi per il controllo della specie alloctona.

7.3.1 MONITORAGGIO DELLA DINAMICA DI POPOLAZIONE

In rapporto ai risultati ottenuti durante l'intero corso della ricerca risulterebbe di indubbio interesse proseguire nell'indagine a lungo termine sulla dinamica di popolazione per un utile approfondimento dei processi demografici relativi allo scoiattolo europeo, al fine di

raccogliere sia maggiori informazioni di base sulla biologia della specie in ambienti alpini, sia dati utili per l'elaborazione di una strategia di protezione e conservazione della stessa.

7.3.2 STUDI SUGLI EFFETTI DI ALTERAZIONI FISICHE DELL'HABITAT

Per valutare gli effetti delle alterazioni dell'*habitat*, a seguito di interventi di taglio in zone boschive, sull'uso dello spazio da parte dello scoiattolo europeo si suggerisce l'attuazione del seguente piano di monitoraggio, suddiviso in due fasi:

- **Fase 1 - Monitoraggio pre-taglio.**

Studio, mediante la tecnica del *radiotracking*, dell'uso dello spazio da parte di scoiattoli residenti nell'area individuata per il taglio delle specie arboree.

- **Fase 2 - Monitoraggio post-taglio.**

Questa seconda fase prevede due stadi di controllo:

- **Fase 2a** - Un monitoraggio immediato che permetta di valutare la reazione in tempi brevi degli scoiattoli direttamente interessati dagli interventi di taglio.
- **Fase 2b** - Un monitoraggio durante l'anno successivo per valutare l'eventuale variazione delle estensioni di *home range* e *core area* degli animali marcati.

Lo scoiattolo europeo è considerato, una "specie modello" per le comunità di mammiferi che hanno come *habitat* di maggior qualità (o *habitat* preferito) le foreste continue disetanee, con maggioranza di alberi maturi. Lo studio degli effetti di tagli di un numero consistente di alberi maturi sulla specie potrebbe, pertanto, essere utile nella formulazione di piani di gestione faunistica anche per altre specie forestali quali la martora, il quercino, molte specie d'uccelli (per es. picidi e silvidi) e certe specie di rapaci sia diurni (per es. l'astore) che notturni (per es. la civetta capogrosso). Per queste specie, si può ipotizzare che interventi che prevedano la creazione di radure e/o tagli selettivi per aprire il bosco (diminuzione della copertura dello strato arboreo, apertura delle chiome) possano avere un effetto negativo, quantificabile nei cambiamenti dell'uso dell'*habitat* e nella diminuzione della densità relativa.

8. BIBLIOGRAFIA

- Aebischer N. J., Robertson P. A., Kenward R. E., 1993.** Compositional analysis of habitat use from radio-tracking data. *Ecology* 74: 1313-1325.
- Andrén H, Lemnell, P. A., 1992.** Population fluctuations and habitat selection in the Eurasian red squirrel *Sciurus vulgaris*. *Ecography* 15: 303-307.
- Andrewartha H. G., Birch L. C. 1954.** The distribution and abundance of animals. University Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Bertolino S., Currado I., Mazzoglio P. J., Pallavicino L., 1998.** L'uso degli hair tube nel monitoraggio di roditori arboricoli. II Congresso Italiano di Teriologia, Varese, Abstract: 172.
- Bertolino S., Genovesi P., 2003.** Spread and attempted eradication of the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Italy, and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Eurasia. *Biological Conservation* 109: 351-358.
- Bertolino S., Vizzini A., Wauters L.A., Tosi G., 2004.** Consumption of hypogeous and epigeous fungi by the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in subalpine conifer forests. *Forest Ecology and Management* 202: 227-233.
- Bertolino S., Wauters L. A., De Bruyn L., Canestri-Trotti G., 2003.** Prevalence of coccidia parasites (*Protozoa*) in red squirrels (*Sciurus vulgaris*): effects of host phenotype and environmental factors. *Oecologia* 137: 286-295.
- Boyce C. C. K., Boyce J. L., 1988.** Population biology of *Mycrotus larvalis* I. Lifetime reproductive success of solitary and grouped breeding females. *J. Anim. Ecol.*, 57: 711-722.
- Bujalska G., 1973.** The role and spacing behaviour among females in the regulation of reproduction in the bank vole. *J. Reprod. Fert.*, 19: 465-474.
- Clutton-Brock T. H., Major M., Albon S. D., Guinness F. E., 1987.** Early development and population dynamics in reed deer. Density-dependent effects on juvenile survival. *J. Anim. Ecol.*, 56: 53-67.
- Cornuet J. M., Luikart G., 1996.** Description and evaluation of two tests for detecting recent bottlenecks. *Genetics* 144: 2001-2014.
- Currado I., Scaramozzino P. L., Brussino G., 1987.** Note sulla presenza dello scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis* Gmelin) in Piemonte. *Annali della Facoltà di Scienze Agrarie dell'Università di Torino* 14: 307-331.
- Di Piero E., 2005.** Lo scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*) in foreste miste di conifere: influenza di parametri ambientali e caratteri morfometrici sull'uso dello spazio. Tesi di laurea, Università degli Studi di Milano.
- Don B. A. C., 1983.** Home range characteristics and correlates in tree squirrels. *Mammal Rev.*, 13: 123-132.
- Farentinos R. C., 1979.** Seasonal changes in home range size of tassel-eared squirrels. *SWest. Nat.*, 24: 49-62.
- Garson P. J., Lurz P. W. W., 1998.** Red squirrel monitoring: the potential of hair tubes for estimating squirrel abundance in conifer plantations dominated by Sitka spruce. Rapporto inedito.
- Genovesi P., Bertolino S., 2001.** Linee guida per il controllo dello Scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) in Italia. Quaderni di Conservazione della Natura 4. Ministero dell'Ambiente - Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica: pp. 52.

-
- Giuliani L., 2004.** Analisi della produttività stagionale di funghi epigei e ipogei in ambiente forestale alpino in relazione all'ecologia trofica dello scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*). Tesi di laurea, Università degli Studi dell'Insubria.
- Goudet J., 2001.** FSTAT a program to Estimate and Test Gene Diversity and Fixation Indices (version 2.9.3). Available at: <http://www.unil.ch/izea/software/fstat.html>.
- Gurnell J., 1983.** Squirrel numbers and the abundance of tree seeds. *Mammal Rev.*, 13: 133-148.
- Gurnell J., 1984.** Home range, territoriality, catching behaviour and food supply of red squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus fremanti*) in a subalpine lodgepole pine forest. *Anim. Behav.* 32: 1119-1131.
- Gurnell J., 1994.** *The red squirrel*. The Mammal Society
- Gurnell J., 1987.** The natural history of squirrels. Christopher Helm, London: pp. 201.
- Gurnell J., 1996.** The effects of food availability and winter weather on the dynamics of a grey squirrel population in southern England. *J. Appl. Ecol.*, 33: 325-338.
- Gurnell J., Lurz P. W. W., 1997.** Red squirrel conservation in Britain and Europe – the future. In: *The Conservation of Red Squirrels, Sciurus vulgaris L.* (Gurnell J. & Lurz P. W. W. eds). PTES, London: 161-162.
- Gurnell J., Pepper H., 1993.** A critical look at conserving the British Red Squirrel *Sciurus vulgaris*. *Mammal Review* 23: 127-137.
- Hale M. L., Bevan R., Wolff K., 2001.** New polymorphic microsatellite markers for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) and their applicability to the grey squirrel (*S. carolinensis*). *Molecular Ecology Notes* 1: 47-49.
- Halliwell E. C., 1997.** Red squirrel predation by pine martens in Scotland. In: *The Conservation of Red Squirrels, Sciurus vulgaris L.* (Gurnell J. & Lurz P. W. W. eds). PTES, London: 39-47.
- Harris S., Cresswell W. J., Forde P. G., Trehwella W. J., Woollard T., Wray S., 1990.** Home range analysis using radio-tracking data- a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* 20: 97-123.
- Holm J. 1989** *The red squirrel*. Shire Publications Ltd., Aylesbury
- Keith L. B., Cary J. R., 1991.** Mustelid, squirrel, and porcupine population trends during a snowshoe hare cycle. *Journal of Mammalogy* 72: 373-378.
- Kenward R. E., Hodder K. H., 1996.** *Ranges V: An analysis system for biological location data*. Institute of Terrestrial Ecology, Wareham, Dorset, UK.
- Kenward R. E., Hodder K. H., Rose R. J., Walls C. A., Parish T., Holm J. L., Morris P. A., Walls S. S., Doyle F. I., 1998.** Comparative demography of red squirrels (*Sciurus vulgaris*) and grey squirrels (*Sciurus carolinensis*) in deciduous and conifer woodland. *Journal of Zoology*, London 244: 7-21.
- Kenward, R. E., 1987.** *Wildlife radio tagging: equipment, field techniques and data analysis*. Academic Press, London, UK.
- Kenward, R. E., Holm, J. L., 1993.** On the replacement of the red squirrel in Britain: a phytotoxic explanation. *Proceedings of the Royal Society, London, series B* 251: 187-194.
- Larsen K. W., Buotin S., 1994.** Movement, survival, settlement of red squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus*) offspring. *Ecology*, 75: 214-223.
- Lomnicki A., 1980.** Regulation of population density due to individual differences and patchy environment. *Oikos*, 35: 185-193.

- Lurz P. W. W., South, A. B., 1998.** Cached fungi in non-native conifer forests and their importance for red squirrels (*Sciurus vulgaris* L.). *The zoological society of London in Communication from the Mammal society*, 77.
- Lurz P. W. W., 1995.** The ecology and conservation of the red squirrel (*Sciurus vulgaris* L.) in upland conifer plantations. Ph.D. thesis, University of Newcastle, UK.
- Lurz P. W. W., Garson P. J., 1997.** Forest management for red squirrels in conifer woodlands: a northern perspective. In: Gurnell J. e Lurz P. W. W. eds. *The Conservation of Red Squirrels, Sciurus vulgaris*. People's Trust for Endangered Species, London: 145-152.
- Lurz P. W. W., Garson P. J., Rushton S. P., 1995.** The ecology of squirrels in spruce dominated plantations: implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 79: 79-90.
- Lurz P. W. W., Garson P. J., Wauters L. A., 2000.** Effects of temporal and spatial variations in food supply on the space and habitat use of red squirrels, *Sciurus vulgaris* L. *Journal of Zoology*, London 251: 167-178.
- Lurz P. W. W., Garson P. J., Wauters L.A., 1997.** Effects of temporal and spatial variation in habitat quality on red squirrel dispersal behaviour. *Anim. Behav.*, 54: 427-435.
- Mencuccini M., Piussi P., Zanzi Sulli A., 1995.** Thirty years of seed production in a subalpine Norway spruce forest : patterns of temporal and spatial variation. *For. Ecol. Manage.*, 76: 109-125
- Millsbaugh J. J., Marzluff J. M., 2001.** Radio tracking and animal populations. Academic Press, San Diego, California 92101/4495, Usa. Pag. 346-347
- Mitchell-Jones A. J., Amori G., Bogdanowicz G., Krystufek B., Reijnders P. J. H., Spitenberger F., Stubbe M., Thissen J. B. M., Vohralik V., Zima J., 1999.** The Atlas of European Mammals. T&A Poyser Natural History, London: pp. 484.
- Moller, H., 1983.** Foods and foraging behaviour of red (*Sciurus vulgaris*) and grey (*S. carolinensis*) squirrels. *Mammal Rev.* 13: 81-98.
- Münch, S., 1998.** Populationsökologie, Aktivität, Raum- und Habitatnutzung beim Europäischen Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris* L.) im Bergmischwald des Nationalparks Bayerischer Wald. Ph.D. thesis, Friedrich-Schiller-Universität, Jena, Germany.
- Nei M., 1978.** Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics* 155: 583-590.
- Otis D. L., Burnham K. P., White G. C., Anderson D. R., 1978.** Statistical inference from capture data on closed animal population. *Wildlife Monograph* 62: 1-135.
- Pastori C., 2004.** Analisi quali-quantitativa dei funghi ipogei ed epigei nella dieta dello Scoiattolo europeo (*Sciurus vulgaris*). Tesi di laurea, Università degli Studi dell'Insubria.
- Posada D., 1999.** COLLAPSE Ver.1.1. Available http://zoology.byu.edu/crandall_lab/programs.htm.
- Prigioni C., Cantini M., Zilio A., 2001.** Atlante dei Mammiferi della Lombardia. Regione Lombardia e Università degli Studi di Pavia. 324 pp.
- SAS, 1999.** SAS STAT users guide, version v.8.0. Cary, North Carolina: SAS Institute Inc.
- Schneider S., Roessli D., Excoffier L., 2000.** Arlequin ver. 2.000: A software for population genetics data analysis. Genetics and Biometry Laboratory, University of Geneva, Switzerland.
- Seaman D. E., Powell R. A., 1996.** An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77: 2075-2085.
- Serino G., 2002.** Allocazione riproduttiva e valenza trofica di specie legnose rappresentative delle tipologie forestali lombarde. Tesi di laurea, Università degli Studi dell'Insubria.
- Smith C. C., 1968.** The adaptive nature of social organization in the genus of tree squirrels *Tamiasciurus*. *Ecol. Monogr.*, 38: 30-63.

-
- Smith C. C., 1970.** The coevolution of pine squirrels (*Tamiasciurus*) and conifers. Ecological monographs 40 (3): 349-371
- Swofford D., 2001.** PAUP* 4.0. Sinauer Associates.
- Tattoni C., Wauters L., Preatoni D., Bertolino S., 2004.** Pianificazione del controllo della popolazione di scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) nel Parco Lombardo della Valle del Ticino. Istituto Oikos Onlus, Milano: pp. 53.
- Tattoni C., Preatoni D.G., Bertolino S., Martinoli A., Tosi G., Wauters L. A., 2005.** Modelling the expansion of *Sciurus carolinensis* (Grey Squirrels) in Lombardy, northern Italy: implications for squirrel control. In: Nentwig, W. et al., (Eds): Biological Invasions - From Ecology to Control. NEOBIOTA 6 (2005): 149-164.
- Teerink B. J., 1991.** Hair of West-European Mammals. Cambridge University Press, Cambridge.
- Thompson W.L., White G.C., Gowan C., 1998.** Monitoring vertebrate populations. Academic Press, New York, New York, USA.
- Todd R., 2000.** Microsatellite loci in the Eurasian red squirrel, *Sciurus vulgaris* L. Molecular Ecology 9: 2165.
- Trizio I, Crestanello B., Galbusera P., Wauters L. A., Tosi G., Matthysen E. Hauffe H. C., 2005.** Geographical distance and physical barriers shape the genetic structure of Eurasian red squirrels (*Sciurus vulgaris*) in the Italian Alps. Molecular Ecology (in press).
- Verbeke G., Molenberghs G., 2000.** Linear Mixed Models for Longitudinal Data. Springer Series in Statistics. New York: Springer-Verlag.
- Walsh P. S., Metzger D.A., Higuchi R., 1991.** Chelex 100 as a medium for simple extraction of DNA for PCR-based typing from forensic material. Biotechniques 10: 506-513.
- Wauters L. A., Casale, P., 1996.** Long-term scatterhoarding in the red squirrel (*Sciurus vulgaris*). Journal of Zoology, London 238: 195-207.
- Wauters L. A., Currado I., Mazzoglio P. J., Gurnell J., 1997a.** Replacement of red squirrels by introduced grey squirrels in Italy: evidence from a distribution survey. In: The Conservation of Red Squirrels, *Sciurus vulgaris* L. (Gurnell J. & Lurz P. W. W., eds.). PTES, London: 79-88.
- Wauters L. A., Dhondt A. A., 1987.** Activity budget and foraging behaviour of the red squirrel (*Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758) in a coniferous habitat. Zeitschrift fur Säugetierkunde 52: 341-353.
- Wauters L. A., Dhondt A. A., 1989a.** Body weight, longevity and reproductive success in red squirrels (*Sciurus vulgaris*). Journal of Animal Ecology 58: 637-651.
- Wauters L. A., Dhondt A. A., 1989b.** Variation in length and body weight of the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in two different habitats. Journal of Zoology, London 217: 93-106.
- Wauters L. A., Dhondt A. A., 1992.** Spacing behaviour of red squirrels, *Sciurus vulgaris*: variation between habitats and the sexes. Animal Behaviour 43: 297-311.
- Wauters L. A., Dhondt A. A., 1993.** Immigration patterns and success in red squirrels. Behavioral Ecology & Sociobiology 33: 159-167.
- Wauters L. A., Dhondt A. A., 1995.** Lifetime reproductive success and its correlates in female Eurasian red squirrels. Oikos 72: 402-410.
- Wauters L. A., Dhondt A. A., De Vos R., 1990.** Factors affecting male mating success in red squirrels (*Sciurus vulgaris*). Ethol. Ecol. Evol., 2: 195-204.
- Wauters L. A., Gurnell J., 1999.** The mechanism of replacement of red squirrels by grey squirrels: a test of the interference competition hypothesis. Ethology 105: 1053-1071.
- Wauters L. A., Gurnell J., Currado I., Mazzoglio P. J., 1997b.** Grey squirrel management in Italy - squirrel distribution in a highly fragmented landscape. Wildlife Biology 3: 117-124.

- Wauters L. A., Gurnell J., Preatoni D., Tosi G., 2001.** Effects of spatial variation in food availability on spacing behaviour and demography of Eurasian red squirrels. *Ecography* 24: 525-538.
- Wauters L. A., Hauffe H. C., Tosi G., 2001.** Studio sull'ecologia dello scoiattolo rosso (*Sciurus vulgaris*) in ambiente alpino. Amministrazione Provinciale di Sondrio & Istituto Oikos: pp. 1-85.
- Wauters L. A., Hauffe H., 1999.** Studio sull'ecologia dello scoiattolo rosso (*Sciurus vulgaris*) in ambiente alpino. Amministrazione Provinciale di Sondrio & Istituto Oikos: pp. 27.
- Wauters L. A. e Dhondt A. A. 1990.** Red squirrel population dynamics in different habitats. *Z. Säugetk.*, 55: 161-175.
- Wauters L. A., Hutchinson Y., Parkin D. T., Dhondt A. A., 1994.** The effects of habitat fragmentation on demography and on the loss of genetic variation in the red squirrel. *Proceedings of the Royal Society, London, Series B* 255: 107-111.
- Wauters L. A., Lens L., 1995.** Effects of food availability and density on red squirrel (*Sciurus vulgaris*) reproduction. *Ecology* 76: 2460-2469.
- Wauters L. A., Lens L., Dhondt A. A., 1995.** Variation in territory fidelity and territory shifts among red squirrel, *Sciurus vulgaris*, females. *Animal Behaviour* 49: 187-193.
- Wauters L. A., Lurz P. W. W., Gurnell J., 2000.** The effects of interspecific competition by grey squirrels (*Sciurus carolinensis*) on the space use and population dynamics of red squirrels (*S. vulgaris*) in conifer plantations. *Ecological Research* 15: 271-284.
- Wauters L. A., Matthysen E., Adriaensen F., Tosi G., 2004a.** Within-sex density dependence and population dynamics of red squirrels *Sciurus vulgaris*. *Journal of Animal Ecology* 73: 11-25.
- Wauters L. A., Zaninetti M., Tosi G., Bertolino S., 2004b.** Is coat-clour polymorphism in Eurasian red squirrels (*Sciurus vulgaris* L.) adaptive? *Mammalia* 68: 37-48.
- Wheatley M, Fisher J.T., Larsen K., Litke J., Boutin S., 2005.** Using GIS to relate small mammal abundance and landscape structure at multiple spatial extents: the northern flying squirrel in Alberta, Canada. *Journal of Applied Ecology* 42: 577-586.
- White, G. C., Anderson D.R., Burnham K. P., Otis D.L., 1982.** Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. LA-8787-NEPR. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, New Mexico, USA.
- Wilson, K. R., Anderson D.R., 1985.** Evaluation of a nested grid approach for estimating density. *Journal of Wildlife Management* 49: 675-678.