



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA

FACOLTA' DI AGRARIA

CORSO DI LAUREA SPECIALISTICA IN SCIENZE FORESTALI E AMBIENTALI

TESI DI LAUREA

**"Stima della consistenza delle popolazioni di Cervo
del Parco Nazionale dello Stelvio mediante la tecnica del
distance sampling"**

RELATORE: PROF. MAURIZIO RAMANZIN

CORRELATORE: DOTT. LUCA PEDROTTI

LAUREANDO: MANUEL PENASA

MATRICOLA N. 528487

ANNO ACCADEMICO 2005-2006



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA

FACOLTA' DI AGRARIA

CORSO DI LAUREA SPECIALISTICA IN SCIENZE FORESTALI E AMBIENTALI

TESI DI LAUREA

**"Stima della consistenza delle popolazioni di Cervo
del Parco Nazionale dello Stelvio mediante la tecnica del
distance sampling"**

RELATORE: PROF. MAURIZIO RAMANZIN

CORRELATORE: DOTT. LUCA PEDROTTI

LAUREANDO: MANUEL PENASA

MATRICOLA N. 528487

ANNO ACCADEMICO 2005-2006



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA

Facoltà di agraria

Laurea specialistica in:

SCIENZE FORESTALI ED AMBIENTALI

**“Stima della consistenza delle popolazioni di Cervo
del Parco Nazionale dello Stelvio mediante la
tecnica del *distance sampling*”**

Relatore : Prof. Maurizio RAMANZIN
Correlatore: Dott. Luca PEDROTTI

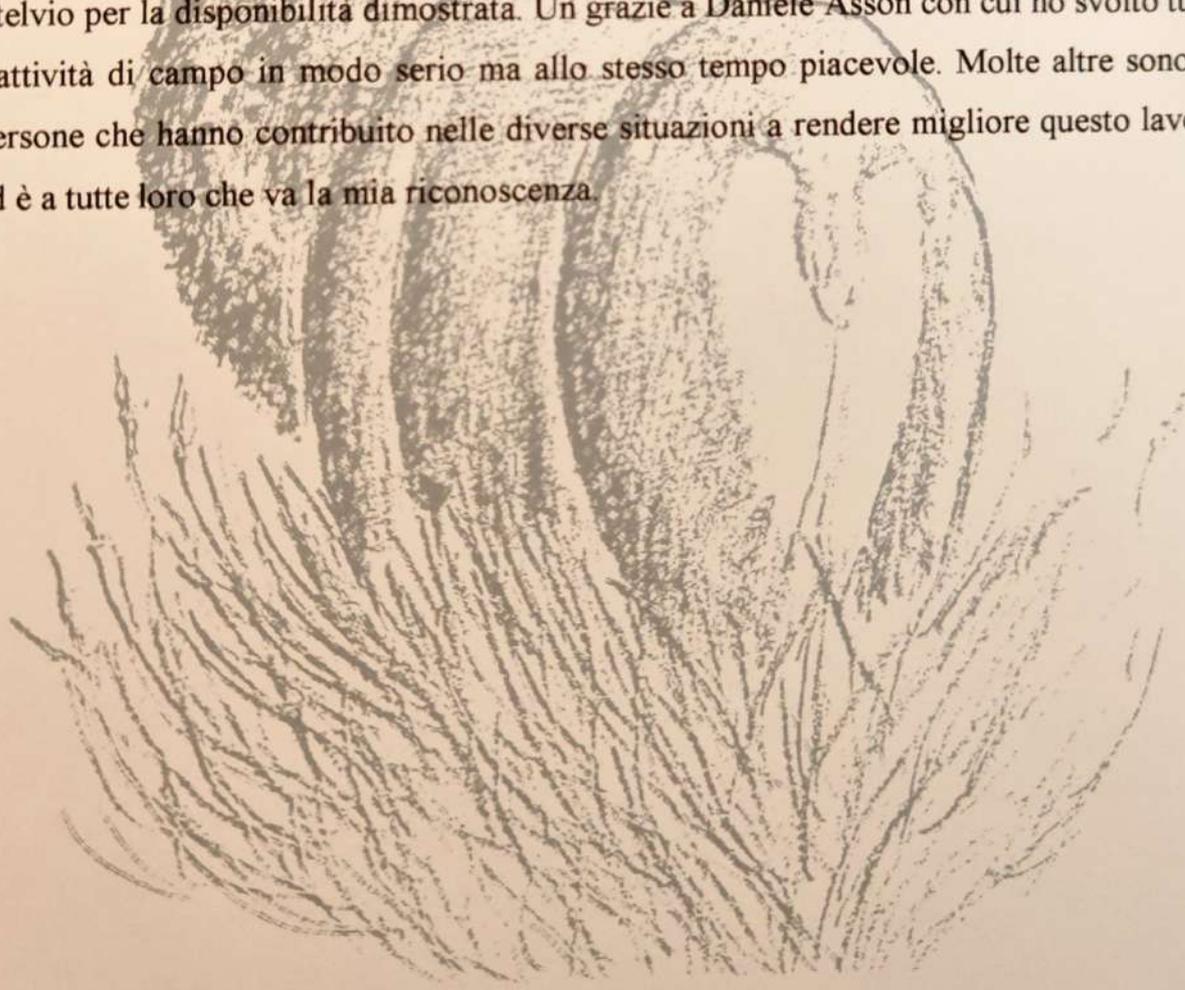
Tesi di laurea di:
Manuel Penasa
Matricola 528487

Anno accademico 2005/2006

RINGRAZIAMENTI

A mio padre per avermi trasmesso la passione per la montagna e per avermi insegnato a osservare il territorio, la fauna e in generale tutti gli aspetti che, in qualche modo, si inseriscono nel contesto montano e che, solo coloro che condividono la passione per la montagna, nel senso più ampio del termine, possono comprenderne l'importanza. E' altrettanto importante ringraziarlo per la disponibilità dimostrata durante la raccolta dati quando è stato difficile riuscire a conciliare i diversi impegni. E' facile immaginare come un lavoro di tesi comporti l'impegno di più persone nelle diverse fasi del progetto, le stesse persone che ne permettono la realizzazione e che ringrazio per il tempo che mi hanno dedicato. Doveroso è un particolare ringraziamento a Pedrotti Luca coordinatore scientifico del Parco Nazionale dello Stelvio per avermi seguito con professionalità nelle fasi del progetto soprattutto nell'elaborazione dei dati e nella lettura dei risultati.

Un particolare ringraziamento a Franca Penasa, Presidente del Parco Nazionale dello Stelvio per la disponibilità dimostrata. Un grazie a Daniele Asson con cui ho svolto tutta l'attività di campo in modo serio ma allo stesso tempo piacevole. Molte altre sono le persone che hanno contribuito nelle diverse situazioni a rendere migliore questo lavoro ed è a tutte loro che va la mia riconoscenza.



ABSTRACT

Counts and census comprehend methods for estimating abundance of wildlife populations. Because of their ecology and biology, estimating deer abundance is often difficult and affected by low precision and accuracy. One of the most abundant Italian red deer (*Cervus elaphus*) population is widespread in Stelvio National Park (Trentino Sector) and bordering Val di Sole, Trentino, Italy. At the end of the '90, Stelvio National Park promoted a deep survey about *status* and abundance of this red deer population, according to intense social pressures for damage to forestry and agriculture. The present work is part of the whole project and aims to test distance sampling method, applied to pellets group count (PGC DS) in the Stelvio area to estimate red deer population abundance. Object of the work is a critical evaluation of efficiency, accuracy and precision of the census method based on distance sampling, compared to other methods applied during the same year of survey. Aim of the work is not the evaluation of the population abundance itself, but the use of a statistically powerful method that allows a sound assessment of the estimates quality and provides confidence intervals of the estimates.

Results were compared to abundance estimates obtained with mark-resight (MR) and infra-red distance sampling (IR-DS) methods. The comparison of the different abundance estimates gave different results, partially due to seasonal red deer migration between winter and summer ranges (Stelvio NP includes mainly summer ranges and the first two survey methods were performed during spring and the third during summer) and to the population recruitment of newborn calves between spring and summer.

However, the outlined differences in abundance estimates depend on a slight overestimate of the PGS DS method, according to the evaluation of pellets decay rates. PGC DS showed a quite acceptable precision and a good robustness in the estimates according to the different models and environmental variables implemented in the method. A good and accurate estimate of the pellets decay rate is however a key factor for obtaining accurate and consistent abundance estimates. The PGC DS method proved to be extremely light and effective, compared with classical pellets group count techniques (*clearance count e faecal standing crop*) and could be advised as a valid alternative in case of wider areas to survey and few people available for field work.

INDICE

INTRODUZIONE	1
1.1 Il Progetto Cervo	1
1.2 Il triennio 1998-2000: l'acquisizione delle conoscenze	3
1.3 Il quadriennio 2001-2005: l'applicazione del piano e lo studio delle consistenze e degli spostamenti.....	7
2. AREA DI STUDIO	15
2.1 Inquadramento storico.....	15
2.2 Inquadramento geografico.....	17
2.3 Inquadramento ambientale	17
3. IL CERVO.....	21
3.1 Inquadramento della specie.....	21
3.2 La gestione del Cervo in provincia di Trento e in Val di Sole	24
4. MATERIALE E METODI.....	29
4.1 Le valutazioni quantitative della consistenza	29
4.1.1 Il <i>survey design</i>	38
4.2 I metodi campionari di stima delle popolazioni.....	39
4.3 Il <i>pellets group count</i>	42
4.4 I limiti del <i>pellets group count</i>	47
4.5 Il <i>Distance Sampling</i>	48
4.5.1 L'utilizzo per le stime della massima verosimiglianza (<i>maximum likelihood</i>).....	48
4.6 Lo schema di campionamento	56
4.7 Metodi di lavoro di campo	60
4.8 Il tasso di decadimento.....	73
4.9 Il tasso di defecazione	77
4.10 Selezione ambientale.....	78
5. RISULTATI.....	79
5.1. Valutazione dell'efficienza nel lavoro di campo.....	79
5.2 Distribuzione geografica stagionale del Cervo.....	81
5.3 Stima del <i>Decay rate</i> (DecR)	87
5.4 Stima delle consistenze mediante <i>distance sampling</i>	94
6. DISCUSSIONE	109
6.1. Valutazione della consistenza della popolazione.....	109
6.2. Valutazione della precisione e accuratezza del metodo.....	111
6.3. Valutazione dell'efficienza del metodo.....	113
BIBLIOGRAFIA	119
ALLEGATI	123

INTRODUZIONE

1.1 Il Progetto Cervo

Nel periodo precedente la Prima Guerra Mondiale, nel territorio attualmente occupato dal Parco Nazionale dello Stelvio e nelle zone limitrofe, gli ultimi avvistamenti e abbattimenti di Cervo risalgono alla metà del '800. In Alta Val Venosta l'ultimo capo di cui si ha notizia fu abbattuto a Glorenza nel 1860; nella contea di Bormio il Cervo era assente già all'inizio dell'800, mentre in Trentino gli ultimi capi furono abbattuti tra il 1819 e il 1824 e per la Val di Sole l'ultimo abbattimento storico noto risale al 1847.

Sull'arco alpino, a partire dal 1870 in seguito ad immigrazioni spontanee dal Liechtenstein e dalle Alpi bavaresi (Haller, 2000), il Cervo ricompare in Svizzera, nella zona del Canton Grigioni.

Nei primi decenni del secolo scorso si registrano in Val di Sole le prime segnalazioni di singoli individui, in probabile dispersione dalla Val Venosta e dal Canton Grigioni: a partire dalla metà degli anni '60 il Cervo può essere considerato una presenza stabile e affermata all'interno della valle, anche se con consistenze ancora limitate. Ciò nonostante, alla fine degli anni '60, la presenza del Cervo, nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio, era ancora relativamente sporadica e occasionale, al contrario dell'asse principale della Val di Sole, in cui si erano già formate le prime aree riproduttive stabili.

Nel 1973 viene dato il via all'attività venatoria nelle Riserve della Val di Sole. I dati di prelievo testimoniano il trend evolutivo della popolazione: tra il 1973 e il 1980 i prelievi passano da 5 a 60 individui, fino ad arrivare nel 1990 a 160, e nel 2000 a 700 (Pedrotti e Luchesa, 2005).

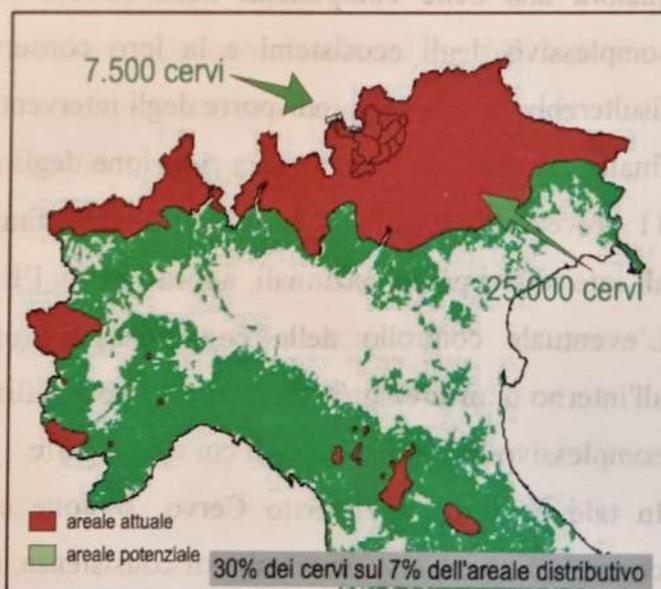


Figura 1.1: Distribuzione attuale e potenziale del Cervo sull'arco alpino italiano. Nel PNS e nelle aree limitrofe è presente circa il 30% delle consistenze complessive.

Attualmente sull'arco alpino italiano è stimata la presenza di circa 25.000 cervi, distribuiti in modo pressoché continuo solo nella porzione centro-orientale, su di un'area di circa 33.000 km². L'importanza dell'area interessata dal presente studio per

la conservazione del Cervo è tuttora testimoniata dal fatto che nella sola area del Parco Nazionale dello Stelvio (PNS) e nelle zone limitrofe, pari al 7% dell'areale distributivo, è stimata una presenza di circa 7.500 cervi, che da sola rappresenta, il 30% delle popolazioni alpine italiane.

Verso la fine degli anni '90 il PNS promuove il "Progetto Cervo" in base all'esigenza di far fronte, da parte degli amministratori, alle continue e più o meno intense pressioni in ambito locale riguardanti gli ipotizzati danni che le consistenti popolazioni di Cervo arrecano alla rinnovazione del bosco ed alle attività umane di interesse economico.

Tra le ulteriori motivazioni alla base dei conflitti, possono essere ad esempio citate le opinioni negative sulle elevate densità e concentrazioni di Cervo, considerate come una minaccia per l'elevato rischio di collisioni lungo la rete stradale e come una possibile causa della presenza di malattie nella popolazione, che provoca la morte di parecchi individui. Secondo l'opinione di alcune categorie di portatori di interessi, le elevate mortalità naturali vengono considerate "inutili" poiché, attraverso l'attivazione del prelievo venatorio potrebbe essere ridotto e controllato il numero degli individui senza il verificarsi di apparenti sprechi.

A livello legislativo la legge quadro sulle aree protette (L.N. 394/91) sostiene che, qualora una delle componenti della zoocenosi dovesse compromettere l'equilibrio complessivo degli ecosistemi e la loro conservazione nel medio e lungo periodo, risulterebbe opportuno predisporre degli interventi di controllo della specie in questione, finalizzati in primo luogo a una riduzione degli squilibri verificati. In particolare l'art. 11 prevede la possibilità di attuare prelievi faunistici ed abbattimenti selettivi anche all'interno dei parchi nazionali, nei casi in cui l'Ente parco lo ritenga necessario.

L'eventuale controllo della consistenza di una popolazione di animali selvatici all'interno di un'area protetta risulta quindi finalizzato alla conservazione dell'equilibrio complessivo dell'ecosistema di cui essa è parte.

In tale contesto il Progetto Cervo, si pone come finalità l'approfondimento delle conoscenze sul Cervo in termini di consistenza, tendenze demografiche, stato sanitario, impatto sulla vegetazione e potenziali interazioni con altre specie nell'area del PNS e nelle zone limitrofe. Lo scopo è quello di proporre opportuni interventi gestionali sia sulle popolazioni che sull'ambiente, favorendo l'equilibrio tra la presenza della specie e le attività antropiche presenti nell'area.

1.2 Il triennio 1998-2000: l'acquisizione delle conoscenze

Nell'ambito del Progetto Cervo nel 1997 viene nominata un'apposita Commissione, i cui membri rappresentano alcuni degli Enti deputati alle attività di indirizzo e controllo delle attività di gestione e conservazione del patrimonio faunistico. La Commissione, incaricata di analizzare il problema e di proporre possibili soluzioni alternative, arriva alla conclusione che è necessario acquisire maggiori conoscenze, allora carenti, sullo *status* delle popolazioni e sugli impatti da esse arrecati, prima di proporre qualsiasi intervento e suggerisce di nominare un gruppo di esperti che curi la realizzazione del progetto nel suo complesso. Tra il 1998 e il 2000, il gruppo di esperti lavora, anche con il supporto di consulenti esterni e con il contributo degli agenti forestali del PNS, alla raccolta delle informazioni e alla stesura di un primo piano di gestione.

I primi tre anni del programma di indagine e sperimentazione servono ad acquisire le conoscenze di base necessarie (*status* delle popolazioni di Cervo ed entità degli impatti sulle altre componenti dell'ecosistema) e a dare avvio ad un piano di gestione delle popolazioni di Cervo che individui livelli soglia di consistenza tali da ridurre gli impatti da esse causati. Il piano definisce quindi le modalità operative con cui ridurre le densità delle popolazioni laddove se ne ravveda la necessità.

La fase di acquisizione delle conoscenze sulla specie approfondisce i seguenti aspetti:

- ✓ valutazione della distribuzione e delle consistenze delle popolazioni;
- ✓ valutazione dell'evoluzione numerica negli anni;
- ✓ valutazione dello stato sanitario della popolazione;
- ✓ valutazione della condizione, costituzione e fertilità delle popolazioni;
- ✓ valutazione dell'ammontare dei danni alle attività agricole;
- ✓ valutazione dell'impatto degli ungulati sulla rinnovazione forestale;
- ✓ valutazione dell'interazione con i grandi predatori e ipotesi sulla fattibilità ed opportunità di una loro reintroduzione;
- ✓ sperimentazione di tecniche di controllo numerico mediante catture e abbattimenti.

La fase di raccolta dei dati sfocia nella produzione di un rapporto conclusivo denominato "Progetto Cervo - programma triennale di indagine e sperimentazione per una gestione del Cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio". In esso sono ampiamente trattati i risultati conseguiti nella raccolta delle informazioni relative allo *status* delle popolazioni di Cervo e di altri Ungulati, agli impatti arrecati dalla specie sulla

rinnovazione forestale e sulle attività agricole, agli esiti delle azioni sperimentali di prelievo effettuate mediante catture e abbattimenti. Nella seconda parte del rapporto è contenuta la parte propositiva di pianificazione e vengono affrontate le differenti proposte gestionali per la riduzione degli impatti arrecati dal Cervo agli ecosistemi e alle attività umane (Piano di Gestione).

Il rapporto, dopo aver analizzato lo *status* del Cervo nel Parco e nei territori ad esso limitrofi, individua 8 unità di popolazione, definite anche Unità di Gestione (UG), in cui agire in modo specifico e differenziato.



Figura 1.2: Unità di Gestione per le popolazioni di Cervo del PNS. Spesso i confini di tali unità territoriale superano abbondantemente i confini del Parco (in nero nella figura) per comprendere intere unità di popolazione.

Dalle analisi preliminari emerge come non sia possibile effettuare distinzione nette tra aree esterne ed interne al Parco per quanto riguarda le popolazioni di Cervo, ma come esse debbano essere considerate in modo unitario per poter prendere in considerazione intere popolazioni di cervi. Per questo le indagini non si sono limitate all'area del PNS ma si sono estese ad un congruo intorno individuando, in termini di ipotesi di lavoro, otto differenti unità di gestione.

Un'UG è l'ambito territoriale all'interno del quale, per motivi diversi, in genere di carattere biologico ma anche sociale, si ritiene altamente opportuno gestire una popolazione animale in modo unitario, secondo ben precise finalità e tecniche. Ciascuna UG comprende quindi una popolazione di Cervo "demograficamente isolata" da quelle limitrofe. Per questo motivo i confini principali che suddividono le UG all'interno del Parco corrono lungo i principali crinali spartiacque posti al di sopra dei 3.000 m.

I confini delle UG proposti hanno tenuto in considerazione i limiti amministrativi provinciali e legati alla gestione dell'attività venatoria, in modo da poter disporre di informazioni omogenee legate alle differenti modalità gestionali adottate dalle diverse Province. Questo anche al fine di proporre soluzioni specifiche e differenziate per le singole unità e quindi per le diverse situazioni presenti all'interno dell'area.

In particolare, per l'UG della Val di Sole (che comprende il Parco e due Distretti faunistici della Val di Sole ovest ed est), la popolazione di Cervo è distribuita su tutto il territorio ad essa idoneo, sia nell'area protetta che nelle riserve di caccia e il prelievo totale annuale ammontava nel 1999 a quasi 600 capi su circa 3.000 stimati in periodo primaverile. Di questi si stimava che circa la metà trascorresse il periodo estivo nel Parco, mentre i quartieri di svernamento fossero prevalentemente e quasi esclusivamente distribuiti all'esterno di esso. Inoltre, all'interno dell'area protetta, il Cervo era facilmente osservabile e rappresentava ormai un importante elemento di attrazione. Tuttavia, l'impatto del brucamento sulla rinnovazione era da alcuni anni elevato, i danni alle colture si limitavano a prati e orti e, in generale, non venivano indennizzati.

Secondo il piano di gestione proposto, la densità riferita all'intero territorio dell'UG nel 2000, stimata in circa 10,8 capi/100 ha, superava il valore soglia definito in 7-8 capi/100 ha (Perco *et al.*, 2001). Si è quindi resa necessaria la definizione di una strategia gestionale dell'intera UG, condivisa da tutte le altre istituzioni coinvolte nella gestione della specie (Servizio Faunistico della Provincia Autonoma di Trento, Associazione Cacciatori Trentini). Questa attività, di raccordo con le Istituzioni confinanti, è peraltro contemplata nell'articolo 32 della Legge 394/91.

La strategia prescelta, in un periodo in cui non vi è ancora certezza sulla consistenza reale della popolazione, prevede la progressiva realizzazione di piani di prelievo via via più elevati fino al raggiungimento della stabilizzazione della popolazione stessa in relazione all'impatto sulla rinnovazione forestale che si è fatto importante e generalizzato in tutta la Val di Sole. La predisposizione quantitativa e qualitativa dei piani parte dall'assunto che in Val di Sole sia presente un'unica popolazione di Cervo e, quindi, che anche i cervi conteggiati nel Parco rientrino nelle quote utilizzate per la predisposizione dei prelievi. Ciò si basa sul fatto che la maggior parte degli abbattimenti viene effettuata in tardo autunno e in inverno e sull'assunzione che in tale periodo la maggior parte dei cervi ha già effettuato una migrazione stagionale verso i quartieri di svernamento posti all'esterno del Parco.

Questa circostanza, unita al poco tempo a disposizione, ha reso difficile l'esaurimento del piano di abbattimento e, di certo, anche di piani molto più intensi, come quello ipotizzato per ridurre la densità di popolazione. D'altra parte, al momento degli abbattimenti, nel periodo degli amori, i cervi sembravano "rifugiarsi" entro il Parco.

Per ovviare a queste circostanze il piano ha ritenuto utili le seguenti strategie:

- l'incentivazione degli abbattimenti estivi sugli individui di classe I (individui di 1 anno compiuto);
- l'allungamento, qualora necessario, del periodo di caccia sino alla fine del mese di dicembre;
- la creazione di zone di sospensione del prelievo corrispondenti ad alcune aree di bramito, interne alle Riserve, in modo tale da poter gestire al meglio l'effetto rifugio;
- la sperimentazione di forme di abbattimento poco dotate di turbativa;
- la semplificazione delle procedure di prelievo mediante, per esempio, l'abolizione dell'accompagnatore;
- il controllo numerico in senso stretto (sempre fuori Parco) cioè in periodi diversi da quelli adibiti alla caccia.

Tale logica di intervento è stata rivolta alla riduzione delle consistenze attraverso il prelievo limitato all'esterno del PNS.

1.3 Il quadriennio 2001-2005: l'applicazione del piano e lo studio delle consistenze e degli spostamenti.

Nel periodo di applicazione del primo piano di gestione, in cui la limitazione numerica della popolazione è stata limitata al solo territorio e al solo periodo venatorio (con una estensione sino al 31 dicembre), all'interno del Progetto si è concretizzata l'opportunità di dare avvio ad uno studio approfondito volto ad ampliare le conoscenze relative alla consistenza, al comportamento spaziale e ai movimenti stagionali della popolazione di Cervo della Val di Sole.

L'approfondimento di alcuni aspetti relativi l'ecologia del Cervo e in particolare l'entità degli spostamenti stagionali della popolazione tra il Parco e i territori delle Riserve comunali della Val di Sole, è utile per la comprensione dei meccanismi di evoluzione e dispersione delle popolazioni al fine di definire una strategia di conservazione e di gestione venatoria che tenda a rendere più omogenea la distribuzione della specie su tutto il territorio.

L'applicazione delle nuove metodologie di indagine, si pone come obiettivo una risposta alle seguenti domande:

- ✓ Che rapporti esistono tra i cervi del Parco e quelli della Val di Sole? Possono essere considerati un'unica popolazione o devono essere trattati in modo distinto al momento della pianificazione dei prelievi?
- ✓ Come funzionano i meccanismi di dispersione?
- ✓ Qual è la miglior unità di popolazione per la gestione del Cervo in Val di Sole?
- ✓ Qual è la consistenza e l'evoluzione demografica della popolazione?
- ✓ Che effetto ha avuto l'attività venatoria sulla demografia e sulla distribuzione spaziale della popolazione?
- ✓ Quali fattori sono risultati fondamentali nella regolazione della demografia della popolazione?

Per rispondere a tali domande sono state definite le azioni e le metodologie necessarie ad indagare sulla demografia e dinamica della popolazione e sul suo comportamento spaziale.

La valutazione relativa alla demografia e dinamica della popolazione si è sviluppata mediante l'applicazione delle tecniche volte alla valutazione numerica della popolazione sotto riportate. La stima annuale delle consistenze e dei principali parametri demografici rappresenta l'elemento di base per valutare l'evoluzione temporale e lo *status* delle

popolazioni di Cervo e la loro influenza sull'evoluzione di altre specie animali e vegetali. A tale scopo sono stati messi a punto protocolli standardizzati per l'annuale realizzazione di censimenti esaustivi delle popolazioni di Cervo per osservazione diretta.

1. Conteggi notturni con sorgente di luce. Il metodo ha lo scopo di effettuare un conteggio esaustivo su tutto il territorio di interesse nel periodo di massima contattabilità e concentrazione della specie. L'informazione ottenuta viene interpretata come numero minimo certo di individui presenti. Vengono predisposti percorsi opportunamente individuati sulla cartografia che sono percorsi in primavera di notte, illuminando con uno o più fari le zone aperte circostanti e individuando e contando gli animali presenti. Le superfici da sottoporre a censimento devono essere caratterizzate da ampie aree aperte.

In virtù degli spostamenti consistenti tra l'area protetta e le zone limitrofe, si è reso necessario coordinare le attività di conteggio fuori e dentro Parco, quindi tra le Stazioni Forestali di Peio e Rabbi e l'Ufficio Distrettuale di Malè. Il territorio interessato dai censimenti è stato suddiviso in "parcelle di censimento", individuate in base alla morfologia del territorio stesso, in modo da razionalizzare i conteggi e ridurre al minimo la possibilità di doppi conteggi. Sono stati inoltre definiti l'equipaggio standard di ogni automezzo e i percorsi da effettuare in ogni parcella.

I censimenti si svolgono durante il periodo primaverile (tra la prima metà di aprile e l'inizio di maggio, in relazione all'andamento del periodo vegetativo), in tre repliche. Ogni anno viene preso in considerazione il conteggio complessivo che ha fornito i risultati più elevati. Ad ogni parcella viene assegnato il numero di animali avvistati in ogni sessione di censimento. La suddivisione delle riserve in parcelle di censimento risulta utile per analizzare nel dettaglio i gradienti di densità e consistenza numerica della specie.

2. Raccolta delle informazioni sui rinvenuti morti. A partire dal gennaio 1993 la Provincia Autonoma di Trento, tramite il personale del Servizio Foreste e Fauna, ha raccolto e registrato tutti i ritrovamenti di individui morti e investiti da parte di autovetture. Le schede di segnalazione sono compilate dagli agenti di sorveglianza e successivamente consegnate alla stazione forestale di competenza territoriale che ha il compito di tenere un apposito registro sul quale sono annotati, distinti per riserva, tutti i ritrovamenti ed investimenti. Le informazioni registrate comprendono il sesso e l'età del

soggetto, la data e il luogo di rinvenimento e le misure biometriche comunemente utilizzate.

3. Organizzazione dei prelievi e monitoraggi dei capi abbattuti. L'Associazione Cacciatori Trentini conserva, su supporto cartaceo, i dati relativi a tutti gli animali abbattuti, rinvenuti morti o vittime di investimenti stradali in Provincia di Trento a partire dal 1973 e il Servizio Foreste e Fauna dispone di queste informazioni su supporto informatico a partire dal 1996. Le schede di abbattimento e rinvenimento riportano varie informazioni quali il nome della riserva, l'anno, il numero progressivo dell'animale morto entro riserva, la data di abbattimento (o ritrovamento o investimento), il nome del cacciatore, il nome dell'accompagnatore, il peso vuoto (kg), e il sesso.

4. Valutazione della sottostima dei censimenti mediante *mark-resight* (MR). Il metodo si fonda sul presupposto che, in una generica popolazione, la probabilità di contare un individuo marcato sia la stessa degli individui non marcati e che i primi siano distribuiti in modo casuale tra i secondi. Il rapporto tra il numero di individui marcati osservati e il numero di individui marcati disponibili fornisce un valore di stima della probabilità di contatto (G) per la popolazione studiata. Dividendo il numero di individui non marcati osservati per G si ottiene una stima della popolazione complessiva.

Questo metodo è stato applicato nel territorio del Parco durante il periodo dei censimenti primaverili realizzati nel 2004 e nel 2005. Ogni anno sono state effettuate 6 sessioni di conteggio durante le quali si è posta particolare attenzione alla ricerca e all'individuazione mediante avvistamento diretto dei soggetti muniti di radiocollare, avvalendosi delle radioriceventi per verificarne la presenza.

La finalità di tale lavoro è stata l'applicazione sperimentale del metodo di MR per calcolare la percentuale di sottostima cui i conteggi sono soggetti durante il censimento primaverile. La sottostima è stata calcolata come rapporto tra il numero minimo di popolazione rilevato e la stima ottenuta.

L'utilizzo del MR per la stima della consistenza di una popolazione fornisce risultati statisticamente significativi e robusti nel caso in cui si possa disporre di una elevata percentuale di soggetti marcati (almeno il 30% della popolazione complessiva). Nel nostro caso tale condizione non è soddisfatta, in quanto i 28 animali marcati, rispetto ad un totale minimo di circa 1100 presenti, rappresenta una percentuale non superiore al 3%; per questo si è reso necessario realizzare annualmente 6 repliche al fine di diminuire la varianza delle stime (Nave, 2004). Si è ritenuto comunque utile applicare il

MR ai dati raccolti in modo da ottenere una valutazione della sottostima legata ai conteggi. Così facendo si è potuto applicare ai conteggi di censimento la correzione relativa alle sottostime e, tenendo annualmente conto dei soggetti abbattuti in caccia e dei rinvenuti morti, ricostruire l'evoluzione numerica della popolazione all'interno dell'UG dal 1996 ad oggi.

In base ai conteggi primaverili si è arrivati a calcolare una stima del numero di animali presenti, aggiungendo ai conteggi la percentuale di sottostima calcolata con il metodo MR. Alla consistenza primaverile è stato aggiunto il numero dei nuovi nati, calcolato in base al rapporto piccoli/femmine stimato durante i censimenti estivi. In tal modo si è indicativamente arrivati ad ottenere la consistenza estiva della popolazione, alla quale sono stati sottratti gli animali rinvenuti morti (da maggio all'aprile dell'anno successivo) e i soggetti abbattuti durante la stagione venatoria. In questo modo, per ogni anno, si ottiene una stima della popolazione primaverile che dovremmo aspettarci essere presente nell'anno successivo. Tale dato può essere confrontato con i reali valori del censimento dell'anno successivo, avendo un'indicazione della congruità delle stime effettuate.

5. Censimenti mediante Scanner termici e *Distance sampling*. Tale metodo, di recente introduzione, si pone l'obiettivo di valutare il numero di animali che non vengono osservati quando si effettuano transetti lineari di lunghezza nota. Il modello applicato è analogo a quello applicato nella presente tesi, con la differenza che in questo caso l'oggetto delle osservazioni sono gli animali stessi, mentre nel caso del presente lavoro vengono conteggiati i segni di presenza lasciati sul terreno dalla popolazione. A tal fine viene misurata la distanza perpendicolare tra il transetto e l'animale osservato. La distribuzione delle distanze perpendicolari può essere quindi usata per valutare la densità sulla striscia di territorio esplorata. Il metodo può essere utilizzato sia nelle ore diurne, sia in quelle notturne (Gill *et al.*, 1997); in quest'ultimo caso vengono impiegati visori termici che registrano le emissioni di calore nella regione dell'infrarosso e che permettono di lavorare di notte al buio, periodo in cui gli animali sono maggiormente contattabili e vengono disturbati in modo minore. L'analisi dei dati viene effettuata con l'ausilio del *software Distance*. Tale metodologia è stata sperimentata nel PNS nella primavera 2004 e 2005, fornendo risultati in linea con quelli ottenuti con gli altri metodi.

6. Ricostruzione retrospettiva dell'evoluzione numerica (*Cohort analysis*). E' la stima della consistenza della popolazione attraverso la ricostruzione della popolazione

stessa partendo dai dati relativi agli individui morti. L'assunto è che, conoscendo l'anno di morte di ogni animale (ritrovamenti e abbattimenti) e stimandone l'età, è possibile determinarne l'anno di nascita di ogni singolo individuo. Ripetendo questa operazione per tutto il set di dati a disposizione, è possibile risalire al numero di animali nati in un certo anno, cioè gli animali appartenenti alla stessa coorte. L'accuratezza della *Cohort Analysis* è legata al numero di animali morti che non vengono ritrovati e al numero di soggetti abbattuti in modo illegale e, quindi, non documentati. Questo metodo ha, tra gli altri, il vantaggio di essere utilizzabile per controllare retrospettivamente l'accuratezza degli altri metodi impiegati e di fornire indicazioni dettagliate sulla struttura per sessi ed età della popolazione.

Per quanto riguarda il territorio della Val di Sole, tale metodologia è stata applicata ricostruendo l'andamento della popolazione per l'intera unità di gestione a partire dal 1973, anno in cui ha preso avvio l'attività venatoria. E' stato possibile al momento ottenere stime significative sino alla metà degli anni '90, in relazione all'elevata età media della specie. Tra gli anni '70 e la metà degli anni '90 la popolazione ha mostrato un caratteristico accrescimento di tipo logistico che l'ha progressivamente portata da consistenze di circa 130 capi nel 1977 a circa 2.290 nel 1995.

7. Censimenti mediante *Distance Sampling* applicato al *pellet group count*. Il metodo si basa sull'applicazione della tecnica statistica del *Distance Sampling* (utilizzata per stimare la proporzione di oggetti che non riesco a osservare sul totale di oggetti presenti nell'area che sottopongo a campionamento) non direttamente alle osservazioni degli individui della specie oggetto di studio, ma al conteggio dei suoi indici di presenza; in questo caso i gruppi di escrementi regolarmente depositi sul terreno (*pellets group*).

Gli escrementi dei ruminanti selvatici sono generalmente formati da un elevato numero di elementi di forma grossomodo cilindrica (*pellet*) che, una volta depositi sul terreno, tendono progressivamente a degradarsi con velocità estremamente variabile e dipendente dalle condizioni atmosferiche e dalle caratteristiche degli habitat. Durante il lavoro di conteggio viene definito gruppo di escrementi un insieme di almeno sei elementi prodotti nel corso della stessa defecazione (Bell 1973; Bowden *et al.*, 1969).

Quanto riportato costituisce l'insieme delle metodologie sinora applicate alla popolazione di Cervo della Val di Sole e del PNS per lo studio della sua demografia e dinamica di popolazione.

Ai fini del complessivo programma di conservazione e gestione della specie è risultato altrettanto importante avviare uno studio di maggiore dettaglio sul comportamento

spaziale della popolazione, che, in termini riassuntivi, ha cercato di rispondere alle seguenti domande:

- ✓ Quali sono le capacità di spostamento degli individui per le migrazioni stagionali e che percentuale della popolazione le compie?
- ✓ Qual è la dimensione media degli *home ranges* stagionali e annuali?
- ✓ In che periodo avvengono le migrazioni stagionali?

A partire dal 1993, al fine di munire di radiocollare un campione di circa 40 animali (opportunamente suddivisi per sesso e classi d'età), sono state attivate numerose campagne di cattura, che hanno permesso di seguire e localizzare gli individui (con cadenza di tre localizzazioni ogni settimana) mediante la tecnica del *radio-tracking*. Si è potuto verificare che i cervi radiomarcati, catturati prevalentemente all'interno del Parco e costituenti un piccolo campione di 41 individui su una popolazione di oltre 3000 individui, hanno coperto nei loro spostamenti una superficie di 660 km². Questo dimostra come l'UG della Val di Sole abbia una superficie equilibrata rispetto a quella usata dagli individui radiomarcati in quanto la superficie della stessa è di 715 km² (Pedrotti e Luchesa, 2005).

E' stato inoltre possibile mettere in luce nelle femmine diverse strategie di occupazione dello spazio, identificabili in tre differenti categorie:

- a) Femmine stanziali: individui che stazionano tutto l'anno nello stesso luogo con modesti spostamenti altitudinali o longitudinali. Oltre alle zone di fondovalle, i loro *home ranges*, includono solo le porzioni inferiori dei versanti vallivi. Le aree invernali e quelle estive si sovrappongono abbondantemente.
- b) Femmine migratrici: individui che tra inverno ed estate mostrano *home ranges* disgiunti e nettamente separati nello spazio. Durante l'estate, dopo aver effettuato uno spostamento veloce e repentino, vanno spesso ad occupare aree alpine ai limiti della vegetazione arborea, caratterizzate da una buona disponibilità e qualità dell'alimento.
- c) Femmine migratrici intermedie: individui che ritardano e rallentano la fase di migrazione verso le zone di estivazione utilizzando, durante la fase primaverile e di inizio estate, aree di estensione maggiore prima di ridurre i loro spostamenti giornalieri nella seconda fase dell'estate al vero e proprio *home range* estivo. In tal modo le aree estive e quelle invernali risultano parzialmente sovrapposte anche se è possibile individuarle come differenti

in modo inequivocabile. Le aree "intermedie" possono essere utilizzate anche durante l'autunno. La fase estiva può altresì essere preceduta da una attiva fase esplorativa primaverile (maggio-giugno) che porta l'animale ad occupare uno spazio molto esteso. Tale fase è caratterizzata da spostamenti più ampi e irregolari ed è registrata soprattutto nelle femmine più giovani. Ai fini dello studio dell'entità delle migrazioni, tali individui possono comunque rientrare nella categoria dei soggetti stanziali.

Dagli studi parziali sinora realizzati è possibile evidenziare le seguenti considerazioni (Pedrotti e Luchesa, 2005):

- Il 42% delle femmine ha mostrato un comportamento migratorio ed il restante 58% è risultato stanziale. La percentuale di individui migratori e l'estensione delle migrazioni è sinora risultata mediamente bassa rispetto a quanto verificato in altre situazioni alpine.
- La totalità degli individui di sesso femminile inizia gli spostamenti migratori primaverili in un periodo estremamente preciso e limitato nel tempo.
- La fase di migrazione tra quartieri estivi ed invernali risulta altamente sincronizzata e repentina per tutte le femmine monitorate.
- Nei tre anni di monitoraggio tutte le femmine hanno iniziato la migrazione primaverile tra gli ultimi giorni di aprile e la prima settimana di maggio.
- Il rientro nelle zone di svernamento appare più variabile e dipendente dagli andamenti meteo-climatici; nel 2003 la data media di migrazione è collocata attorno al 18 ottobre, nel 2004 attorno all'11 novembre.
- La quasi totalità delle femmine monitorate ha utilizzato in modo tradizionale negli anni le stesse aree di estivazione e di svernamento.
- Le dimensioni medie degli *home ranges* invernali variano tra i 250 e i 320 ha, mentre gli *home ranges* estivi, comprensivi dei territori di prima migrazione e di quelli autunnali, occupano dimensioni da due a tre volte maggiori e mostrano valori medi tra i 550 e i 780 ha.

2. AREA DI STUDIO

2.1 Inquadramento storico

Il PNS si estende su una superficie di circa 134.000 ettari ed è prevalentemente costituito da territori montani ed alpini.

Da un punto di vista amministrativo è suddiviso in tre settori che corrispondono ai territori sottoposti alla gestione delle amministrazioni periferiche, rispettivamente lombarda, trentina e sudtirolese. Nella figura 2.1 vengono inoltre individuate le suddivisioni dei territori di competenza delle diverse Stazioni forestali, deputate alla sorveglianza ed ai monitoraggi dell'area protetta.



Figura 2.1: suddivisione del territorio del Parco in settori e stazioni di sorveglianza (da Carmignola, 2001).

Il PNS è stato istituito nel 1935 con la legge N° 740 del 24 Aprile. L'articolo 1 di tale legge stabilisce gli obiettivi e, di conseguenza, le attività svolte dal Parco:

- ✓ *la tutela e il miglioramento della fauna;*
- ✓ *l'incremento della fauna;*
- ✓ *la conservazione delle formazioni geologiche e delle bellezze del paesaggio;*
- ✓ *lo sviluppo del turismo nella zona.*

La gestione tecnica e amministrativa fu affidata all'azienda di stato per le foreste demaniali ed al servizio di sorveglianza alla Milizia Forestale, i cui compiti, dopo la sua soppressione, sono stati svolti dal Corpo Forestale dello Stato. Solo nel 1951 fu approvato con D.P.R. 30/06/1951 N°1178 il regolamento per l'applicazione della legge costitutiva. Questo regolamento alleggerì alcuni divieti posti dalla legge del '35 demandando all'Azienda di Stato per le foreste demaniali la possibilità di rilasciare autorizzazioni per molte attività.

Nel 1977 il territorio del Parco è stato ampliato alle zone di Cancano e di Livigno (Provincia di Sondrio) nonché ai monti Sobretta, Gavia e Serottini (Provincia di Brescia), creando così un collegamento con il Parco Nazionale Svizzero.

L'istituzione del Parco ha avuto luogo senza un diretto coinvolgimento delle comunità locali: in tale periodo era del resto difficile pensare che un provvedimento come la costituzione di un'area protetta potesse essere deciso attraverso un processo partecipato che coinvolgesse le comunità locali.

La presenza del Parco non è stata accettata senza problemi dalle popolazioni locali, soprattutto nel settore sudtirolese, dove pesava anche la presenza di tensioni di carattere etnico tra la popolazione locale di madrelingua tedesca e il governo statale.

Nell'ambito dell'approvazione delle norme dello Statuto di Autonomia per la Regione Trentino Alto-Adige, con il D.P.R. 279 del 22/03/1974 fu affermato per la prima volta il principio che la gestione del Parco non dovesse essere esercitata esclusivamente dallo Stato ma anche dalle province Autonome di Trento e Bolzano mediante la costituzione di un apposito consorzio; tale norma non trovò applicazione per lungo tempo.

Solo a partire dal 1995 il PNS assunse la forma consortile che permise all'area protetta di venire gestita in accordo e con il contributo dello Stato, delle province Autonome di Trento e Bolzano e della Regione Lombardia.

L'area di studio comprende il settore Trentino del PNS, rappresentato dalle valli di Peio e di Rabbi.

2.2 Inquadramento geografico

L'area di studio è situata nell'Italia nord-orientale, precisamente nella Provincia Autonoma di Trento, nella porzione più ad ovest della Regione, confinante con la Provincia di Brescia ad ovest, la Provincia di Sondrio a nord ovest e quella di Bolzano a nord.

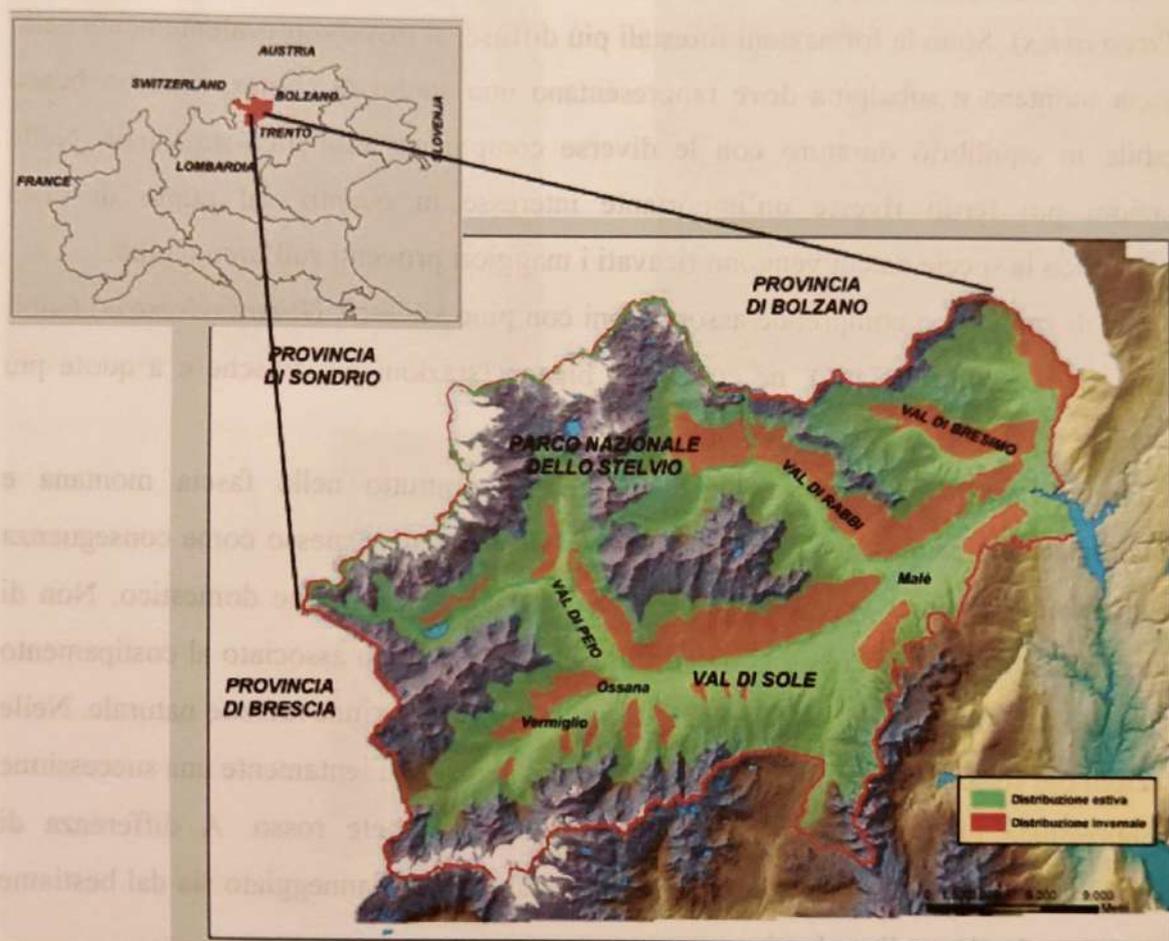


Figura 2.2: inquadramento geografico dell'area di studio. Nella cartina sopra riportata è rappresentata la distribuzione estiva (in verde) ed invernale (in rosso) del Cervo nel settore trentino del PNS (confini in verde) e nei Distretti faunistici della Val di Sole (confini in rosso).

2.3 Inquadramento ambientale

L'area di indagine presenta un clima prevalentemente continentale. La media annua delle precipitazioni è di circa 900 mm e raggiunge il livello massimo in estate.

Nel corso dell'anno l'escursione termica è notevole, l'insolazione elevata e la formazione di banchi di nebbia è un evento limitato.

Le categorie di copertura del suolo sono rappresentate da:

- Ghiacciai e terreni improduttivi: comprendono tutte quelle zone al di sopra della vegetazione e frutto di dissesto del terreno, come rocce, ghiaioni e macereti.

- Praterie alpine e pascoli d'alta quota: sono posti oltre il limite della vegetazione arborea a circa 2200 metri di quota e sono rappresentati dai pascoli di alta montagna.

I suoli dell'area di studio sono prevalentemente silicei, perciò le formazioni più frequenti sono i prati a *Caricetum curvulae*, *Festucaetum helleri* e *Festucaetum varie*.

- Boschi di conifere: rappresentati prevalentemente boschi d'alto fusto di abeti rossi (*Picea abies*). Sono le formazioni forestali più diffuse; si trovano prevalentemente nella fascia montana e subalpina dove rappresentano uno stadio di climax, cioè un bosco stabile in equilibrio duraturo con le diverse componenti climatico-stazionali. Nelle stazioni più fertili riveste un'importante interesse in quanto dal punto di vista economico la specie da cui vengono ricavati i maggiori proventi sull'arco alpino.

L'area di studio non comprende associazioni con pino silvestre (*Pinus sylvestris*) (suoli xerici su versanti assolati), né con abete bianco (stazioni più fresche e a quote più basse).

Il larice (*Larix decidua*) assume importanza soprattutto nella fascia montana e subalpina: nella prima sono perlopiù formazioni secondarie, spesso come conseguenza di interventi antropici volti all'esercizio del pascolo del bestiame domestico. Non di rado, nelle zone più secche, il cotico erboso infeltrito, spesso associato al costipamento del suolo da calpestio, crea difficoltà di affermazione della rinnovazione naturale. Nelle stazioni più fresche, con il diminuire del pascolo, si instaura lentamente una successione vegetazionale che vede favorita la rinnovazione di abete rosso. A differenza di quest'ultima specie il larice è più appetito e quindi spesso danneggiato sia dal bestiame domestico che da quello selvatico.

Le formazioni più in quota sono associate a rododendro (*Rhododendron ferrugineum*) nelle stazioni più fresche e a ginepro (*Juniperus communis*) in quelle più asciutte.

Alle quote superiori della Valle di Peio è diffuso il pino cembro (*Pinus cembra*) in associazione con il larice: queste formazioni hanno assunto nel tempo un rilevante ruolo economico in virtù della alta qualità del legname prodotto.

- Latifoglie e boscaglie: importanti sono le formazioni di ontano verde (*Alnus viridis*) caratterizzate da popolamenti molto diffusi nel piano sub-alpino, in stazioni fresche, umide, in ombra e a lungo innevate.

Nel fondovalle, sono presenti i popolamenti di ontano bianco (*Alnus incana*) e ontano nero (*Alnus glutinosa*); sulle pendici boscate poste a bassa quota si trovano anche la betulla (*Betula pendula*) e il pioppo tremulo (*Populus tremula*).

Per boscaglie si intendono i prati abbandonati colonizzati da formazioni arbustive, come il rododendro, habitat particolarmente favorevole per ungulati selvatici per l'ampia offerta alimentare e di rifugio.



Figure 2.3: alcuni degli ambienti tipici del PNS.

Una tale variabilità ambientale, permette a numerosi animali di occupare il settore Trentino del PNS.

Considerabile risulta la presenza di Ungulati che sono presenti con 3 specie: Camoscio (*Rupicapra rupicapra*), Cervo (*Cervus elaphus*) e Capriolo (*Capreolus capreolus*).

Tra i Mustelidi la Donnola (*Mustela nivalis*), l'Ermellino (*Mustela erminea*), la Martora (*Martes martes*), la Faina (*Martes foina*) e il Tasso (*Meles meles*).

Altri mammiferi presenti nell'area la Volpe (*Vulpes vulpes*) che risulta diffusa in tutto il territorio, la Lepre variabile (*Lepus timidus*), la Marmotta (*Marmota marmota*), e diverse specie di micromammiferi, tra cui l'Arvicola delle nevi (*Chionomys nivalis*) e il Toporagno alpino (*Sorex alpinus*).

Per l'erpetofauna sono da segnalare le specie più tipiche dell'ambiente alpino, le quali mostrano particolari adattamenti alle condizioni ambientali d'alta montagna: tra gli Anfibi: la Salamandra nera (*Salamandra atra*) e la Rana di montagna (*Rana temporaria*); tra i Rettili: la Lucertola vivipara (*Lacerta vivipara*) e il Marasso (*Vipera berus*).

Per quanto concerne l'avifauna, tra i Rapaci diurni è possibile ricordare il Gipeto (*Gypaetus barbatus*), che è tornato ad occupare il territorio del PNS, grazie ad un progetto di reintroduzione promosso a livello internazionale sull'arco alpino. Inoltre l'Aquila reale (*Aquila chrysaetos*), la Poiana (*Buteo buteo*), l'Astore (*Accipiter gentilis*), lo Sparviere (*Accipiter nisus*), il Gheppio (*Falco tinnunculus*) e il Falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*).

I Rapaci notturni annoverano il Gufo reale (*Bubo bubo*), l'Allocco (*Strix aluco*), la Civetta nana (*Glaucidium passerinum*) e la Civetta capogrosso (*Aegolius funereus*).

Tra i Galliformi tutte e cinque le specie alpine: il Gallo cedrone (*Tetrao urogallus*), il Gallo forcello (*Tetrao tetrix*), la Pernice bianca (*Lagopus mutus*), il Francolino di monte (*Bonasa bonasia*) e la Coturnice (*Alectoris graeca*).

Altri volatili osservabili sono il Picchio nero (*Dryocopus martius*), il Picchio rosso maggiore (*Picoides major*), il Corvo imperiale (*Corvus corax*), il Gracchio alpino (*Pyrrhocorax graculus*), la Nocciolaia (*Nucifraga caryocatactes*) e numerose altre specie di Passeriformi, tra cui la Cincia bigia alpestre (*Parus montanus*), il Picchio muraiolo (*Thicodroma muraria*), il Fringuello alpino (*Montifrigilla nivalis*) e il Crociere (*Loxia curvirostra*).

3. IL CERVO

3.1 Inquadramento della specie.

CLASSE:	Mammiferi
SUPERORDINE:	Ungulati
ORDINE:	Artiodattili
SOTTORDINE:	Ruminanti
FAMIGLIA:	Cervidi
SOTTOFAMIGLIA:	Cervini
GENERE:	<i>Cervus</i>
SPECIE:	<i>Cervus elaphus</i>
SOTTOSPECIE:	<i>Cervus elaphus hippelaphus</i>

Il Cervo rosso deve il suo nome alla caratteristica colorazione bruno-rossastra del mantello estivo che, con l'arrivo dell'inverno, assume tonalità più scure e grigio brunastre.

Grazie alla sua robustezza ed adattabilità, che gli permettono di colonizzare rapidamente nuovi habitat, il Cervo occupava, in Europa, quasi tutti i territori disponibili, ad eccezione della Scandinavia settentrionale, dalla pianura fin oltre il limite superiore del bosco, sia in zone boscate, sia in ambienti privi di foreste.

Attualmente la sua distribuzione è frammentata in circa 300 popolazioni aventi massime densità in Scozia ed in alcuni territori di Germania ed Austria.

In Italia la consistenza della specie sull'intero territorio italiano è stimabile in circa 32.000 capi così ripartiti: Alpi occidentali 3.500, Alpi centrali ed orientali 22.500, Appennino settentrionale 2.900, Appennino centrale 1.500, Sardegna 1.500 (Mustoni *et al.*, 2002).

Dal punto di vista alimentare il Cervo preferisce le piante erbacee ma è in grado di modificare la dieta in base alle disponibilità alimentari. In ambienti simili a quelli originari, come foreste poco fitte con radure e prati, circa i due terzi del cibo sono rappresentati da graminacee ed altre erbe. In boschi fitti, in boscaglie ed arbusteti è capace di diventare un convinto brucatore, nutrendosi prevalentemente di foglie, gemme, rametti e frutti di alberi e cespugli.

Ogni giorno, per il solo fabbisogno di mantenimento un maschio e una femmina si nutrono rispettivamente di 14,5 e 9 kg di vegetali freschi.

Il Cervo è tendenzialmente gregario: l'unità sociale principale è il gruppo familiare, costituito principalmente dalla madre, dal cerbiatto e dalla figlia nata l'anno precedente. Più femmine imparentate tra loro possono unirsi a formare un branco matrilineare guidato da un'anziana dotata di maggiore esperienza. I maschi invece tendono a formare piccole bande unisessuali.

L'istinto gregario non è lo stesso durante tutto l'anno: in genere è maggiore a fine inverno/inizio primavera e minore in estate. La tendenza alla gregarietà dipende anche dal tipo di ambiente: più accentuata in ambienti forestali ricchi di aree aperte e meno accentuata in ambienti forestali chiusi.

Il Cervo è attivo sia di giorno che di notte, con un massimo intorno all'alba e al tramonto. Il disturbo antropico può indurre un aumento dell'attività notturna.

Durante l'intera giornata 10-12 ore sono dedicate all'alimentazione, 5-6 alla ruminazione e 2-4 al riposo; il pascolo è frequentato in genere 6-8 volte al giorno (Carmignola, 2001).

Il periodo riproduttivo si pone in genere tra la metà di settembre e la prima decade di ottobre a seconda della latitudine e dell'andamento climatico.

In ambiente alpino il primo parto ha generalmente luogo intorno ai 3 anni, talvolta anche più tardi, in relazione alle densità di popolazione e alle condizioni ambientali.

In maggio-giugno la femmina si apparta per dare alla luce un piccolo, raramente due.

Tipicamente il tasso di natalità di una popolazione di Cervo, in condizioni di densità medie, si aggira sui 65-75 piccoli ogni 100 femmine. La classe dei cerbiatti è quella maggiormente soggetta a mortalità naturale. Il numero dei piccoli che supera il primo inverno di vita, si aggira intorno ai 50-60 ogni 100 femmine.

Il Cervo è attualmente l'ungulato di maggiori dimensioni presente sull'arco alpino e le sue esigenze in termini di occupazione dello spazio e fabbisogni alimentari sono proporzionali alla sua taglia. Gli habitat più idonei alla specie sono costituiti da boschi aperti e disetanei, con un buon sviluppo dei margini di contatto con le zone aperte e la presenza di prati e radure interne. Elementi fondamentali sono la presenza di pascoli e sottobosco adeguati al fabbisogno alimentare e vasti complessi forestali con zone rifugio sufficientemente tranquille al loro interno.

Gli studi sinora condotti sull'arco alpino mostrano come le femmine occupino aree vitali (*home ranges*) di minori dimensioni (in media 1.000 ha) rispetto ai maschi (dai

1.000 ai 5.000 ha), che effettuano spostamenti di maggiore entità (Pedrotti e Luchesa, 2005). L'occupazione dello spazio non è costante durante l'anno e tra l'estate e l'inverno gli individui tendono a utilizzare aree differenti in relazione alle differenti condizioni climatiche, le quali determinano una variazione nell'offerta alimentare e nella disponibilità di zone rifugio. Le aree occupate durante le due stagioni principali possono distare tra loro da poche centinaia di metri sino a 3 km nel caso delle femmine e da un chilometro sino a 4-5, nel caso dei maschi. Inoltre è stato più volte verificato come, in situazioni climatico-ambientali particolarmente dure, dal 20 al 40% della popolazione possa effettuare delle vere e proprie migrazioni tra aree stagionali che distano tra loro 15-20 e sino a 35 km (Pedrotti e Luchesa, 2005). Le principali barriere ecologiche ai movimenti stagionali, migratori e di dispersione delle popolazioni sono rappresentati dai fondovalle fortemente antropizzati e ricchi di barriere e infrastrutture viarie e dalle porzioni più elevate dei versanti montuosi, in cui sono presenti soprattutto rocce e ghiacciai.



Figura 3.1: I distretti amministrativi del Trentino

Il sistema viario trentino è basato su due strutture stagionali fondamentali: una a scala di valle e una a scala di regione. La struttura a scala di valle è basata su una rete di strade che collegano i nuclei abitati all'interno delle valli. La struttura a scala di regione è basata su una rete di strade che collegano le valli tra loro. La struttura a scala di valle è basata su una rete di strade che collegano i nuclei abitati all'interno delle valli. La struttura a scala di regione è basata su una rete di strade che collegano le valli tra loro.

3.2 La gestione del Cervo in provincia di Trento e in Val di Sole

Attualmente si stima che i cervi presenti nei due distretti faunistici della Val di Sole est e Val di sole ovest rappresentino il 42 % della popolazione provinciale (circa 8300 capi), pur occupando il 14% del complessivo areale del Trentino. Negli stessi distretti viene prelevato annualmente circa il 50% del complessivo piano provinciale (Pedrotti e Luchesa, 2005).



Figura 3.1: i distretti faunistici del Trentino

Il sistema venatorio trentino è basato su due strumenti gestionali fondamentali:

- la suddivisione del territorio in Riserve di caccia;
- il prelievo programmato di selezione.

L'istituzione delle 209 Riserve di caccia, di piccole dimensioni (sup. media 2.640 ha) e generalmente coincidenti con le proprietà dei singoli comuni (o raggruppamenti di pochi comuni), ha permesso il mantenimento di un saldo legame fra il cacciatore ed il territorio in cui lo stesso esercita la propria attività. L'esercizio venatorio in ogni riserva è infatti consentito solo ai cacciatori in possesso di specifici requisiti, in primo luogo la residenza.

A livello provinciale, la caccia è vietata all'interno del PNS, nelle proprietà demaniali forestali e nei biotopi ed è soggetta a limitazioni particolari stabilite dai relativi piani

faunistici nelle aree coincidenti con i due parchi naturali provinciali, il Parco Naturale Adamello-Brenta ed il Parco di Paneveggio-Pale di S. Martino.

I piani di prelievo di tutti gli Ungulati, riferiti ad ambiti territoriali omogenei (distretti faunistici ed aree faunistiche) vengono redatti ogni anno sulla base di appositi censimenti effettuati nel periodo primaverile-estivo, finalizzati a valutare la consistenza e la struttura delle popolazioni animali soggette a prelievo. La gestione del Cervo viene programmata all'interno dei Distretti Faunistici (cioè raggruppamenti di Riserve realizzati a fini gestionali). La figura sotto riportata rappresenta i due distretti della Val di Sole.

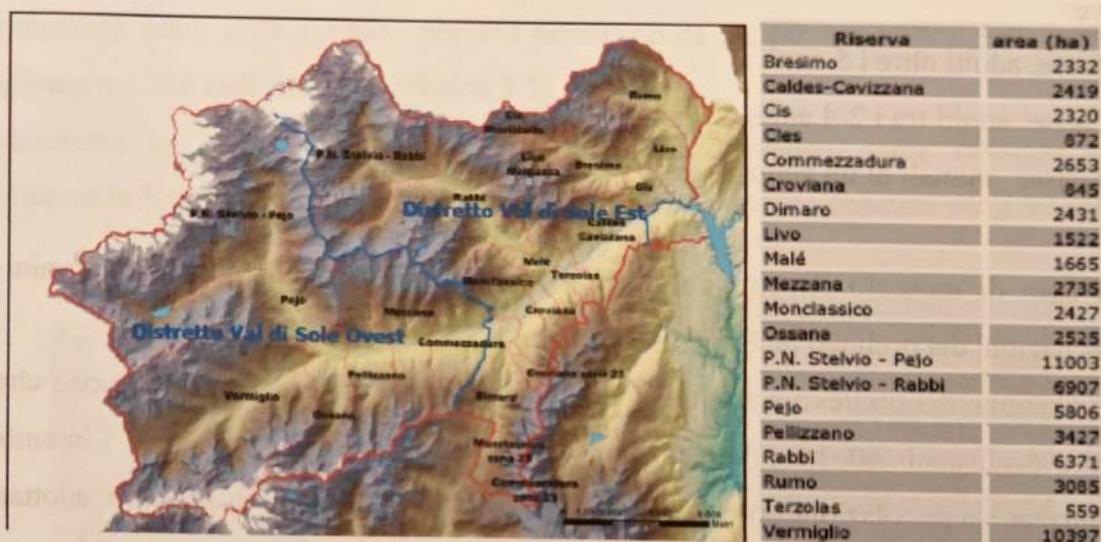


Figura 3.2: i Distretti Val di Sole est e ovest sono separati dalla linea blu. A lato le riserve appartenenti ai due distretti e la loro superficie. La linea rossa rappresenta il confine dell'unità di gestione.

Sulla base dei risultati ottenuti dai censimenti e in riferimento agli obiettivi prefissati, per ciascuna riserva di caccia vengono fissate le quote di prelievo da attuarsi da parte dei cacciatori della riserva medesima. I piani sono articolati per specie, sesso e classe di età, la verifica della corretta applicazione delle indicazioni in essi contenute viene effettuata durante le mostre dei trofei (organizzate per Distretto Faunistico dall'Associazione Cacciatori Trentini), durante le quali una commissione provinciale di tecnici determina l'età degli animali abbattuti in base dall'usura dentaria e alla lunghezza delle mandibole dei capi adulti. Durante queste mostre, vengono valutati tutti i capi abbattuti, poiché ogni cacciatore ha l'obbligo di consegnare il trofeo dei capi abbattuti e/o la mandibola.

Le norme ed i criteri per la disposizione dei piani di prelievo venatorio nei singoli Distretti faunistici fissano quale limite massimo di assegnazione il 35% della consistenza (Piano Faunistico della Provincia Autonoma di Trento, 2003), con

l'eccezione del Parco Naturale Paneveggio Pale di San Martino, con il 30-15%, così distribuito tra le tre classi di età:

Tabella 3.1: Distribuzione del prelievo del Cervo in Provincia di Trento.

	III classe	II classe	I classe	TOT %
PICCOLI				30
FEMMINE				35
MASCHI	14	10,5	10,5	35
				100

Dove:

I Classe: adulti oltre i 5 anni;

II Classe: adulti tra i 2-4 anni;

III Classe: animali di un anno, fusoni.

Nel caso di mancato rispetto del piano, sono previste delle penalità, in termini di assegnazioni del prelievo dell'anno successivo.

L'evoluzione del prelievo è strettamente legata all'evoluzione della popolazione che, a partire dagli anni '60, ha subito un incremento esponenziale. Perciò, con l'intento di stabilizzare la popolazione sono stati, nel tempo, aumentati i piani di prelievo, adottando generalmente la metodologia della caccia di selezione.

La pressione venatoria è stata variabile nel corso degli anni ed ha, di conseguenza, condizionato la consistenza della popolazione in misura mutevole.

Si riporta di seguito una breve cronistoria degli avvenimenti che hanno segnato il ritorno di questo ungulato:

- ✓ l'ultimo Cervo fu abbattuto in Val di Rabbi nel 1847: la specie cominciò a far ritorno nella zona a partire dal 1916, quando individui in dispersione furono avvistati o rinvenuti morti in Val di Sole e in Val di Non;
- ✓ 1916: una femmina di Cervo viene trovata morta nei pressi di Mezzana, in Val di Sole;
- ✓ 1922: una vecchia cerva compare nei dintorni di Cles;
- ✓ 1929: un grosso maschio viene avvistato, nel comune di Mezzana (frazione di Menas). Nel maggio dell'anno successivo furono trovati i palchi gettati, ed è quindi probabile che l'animale avesse trascorso l'inverno in questa zona;
- ✓ 1935: vengono avvistati 3 capi, uno dei quali, un giovane maschio, viene abbattuto a Cagnò;

- ✓ 1937: vengono avvistati 2 maschi presso Cles (la presenza di uno di questi animali fu osservata nello stesso luogo fino al 1939);
- ✓ 1951: cinque cervi (tre maschi e due femmine), debilitati a causa delle intense nevicate, vengono recuperati, ricoverati per alcuni giorni ed infine rilasciati nella zona di Vermiglio.

Alla fine degli anni '60 la presenza del Cervo in Val di Sole era ormai stabile e consolidata e nel 1973 venne deciso l'avvio dell'attività venatoria, estesa anche alle femmine dal 1976.

Successivamente i soli dati di prelievo testimoniano il trend evolutivo della popolazione: tra il 1973 e 1980 i prelievi passarono da 5 a 60, nel 1990 a 160, per poi raggiungere i 700 capi nel 2000 (Figura 3.3).

Attualmente in Val di Sole vengono annualmente prelevati circa 800-830 capi (compresa la Val di Bresimo) e il piano d'abbattimento viene completato per il 79-90%.

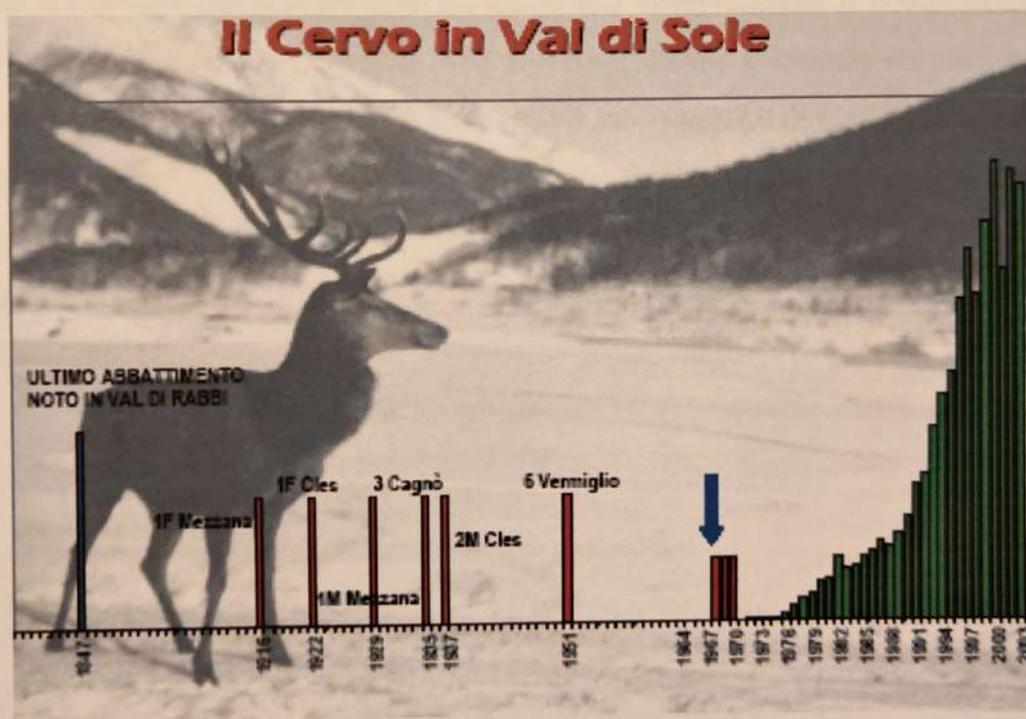


Figura 3.3: Storia della progressiva ricomparsa del Cervo in Val di Sole. Le barre rosse indicano le segnalazioni sporadiche relative alla parte iniziale e centrale del secolo scorso; le barre verdi indicano il progressivo aumento esponenziale dei prelievi venatori negli ultimi trent'anni. La freccia blu indica l'inizio della presenza di una popolazione stabile in Val di Sole (Pedrotti e Luchesa, 2005).

rigione annualmente prelevati circa 800-830 capi
 ando d'abbonamento viene completato per il 70-90%

o in Val di Soie



comparsa del Crivo in Val di Soie. La parte verde indica la
 la parte laiale e centrale del secolo scorso; le parti verdi
 spaziale del primo ventennio negli ultimi trent'anni. La
 senza di una popolazione stabile in Val di Soie (Yrdon
 Luchini, 2004).

4. MATERIALE E METODI

4.1 Le valutazioni quantitative della consistenza

Con il termine valutazione quantitativa (o numerica) si comprendono tutti i metodi volti alla valutazione della consistenza numerica di una popolazione animale. Per effettuare valutazioni corrette e sensate da un punto di vista biologico, in fase di pianificazione è fondamentale una corretta definizione dell'area di studio e di riferimento dell'indagine stessa. Le specie animali, in funzione delle loro caratteristiche biologiche ed ecologiche, si distribuiscono spesso in modo non uniforme nello spazio e possono mostrare un più o meno marcato comportamento migratorio che porta all'occupazione di aree (parzialmente o totalmente) differenti durante la stagione estiva e quella invernale. Tenere conto di tali conoscenze diventa quindi fondamentale per evitare stime parziali, sovrastime o disporre di valori riferibili solo a specifiche stagioni fenologiche. In genere diventa importante individuare aree di studio che comprendano il complessivo *range* distributivo di intere popolazioni animali. Per popolazione si intende un'unità biologica a un livello tale di integrazione ecologica che ha senso parlare di tassi di natalità, tassi di mortalità, rapporto sessi, e struttura d'età per descriverne le proprietà (Cole, 1957). Nel caso in cui ci si limiti ad indagare aree distributive stagionali della popolazione o aree distributive parziali della stessa, diventa importante essere consci dei limiti e del significato che deve essere dato alle informazioni così raccolte (Figura 4.1).

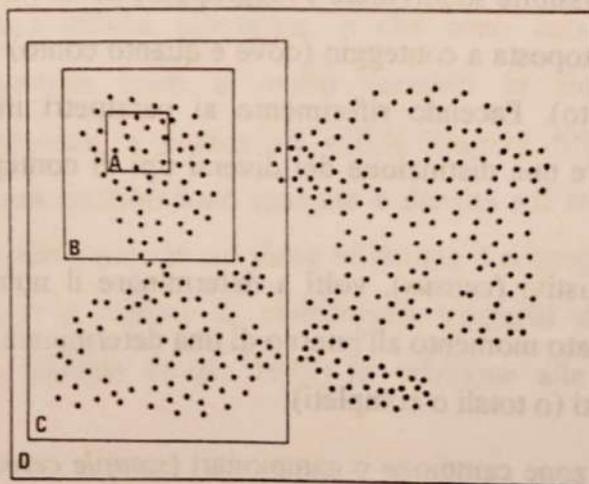


Figura 4.1: il riquadro D rappresenta un'area di studio che individua l'intero *range* distributivo della popolazione. Le aree A, B e C identificano aree di studio che comprendono settori distributivi stagionali della popolazione o aree parziali di essa.

In termini generali, con il termine valutazione numerica si può intendere il conteggio in senso lato volto a definire i seguenti parametri strutturali di una popolazione:

- dimensione (consistenza), rispetto all'areale occupato durante l'intero ciclo annuale o riferito ad una precisa stagione, e, conseguentemente, densità (abbondanza assoluta), oppure in alternativa;
- abbondanza relativa (stimata attraverso indici);
- composizione: rapporto tra i sessi, struttura per età o classi d'età;
- dimensione, composizione (e variazione temporale) dei gruppi (unità sociali) presenti in una determinata area.

Il termine censimento viene di norma utilizzato quando il conteggio viene eseguito in modo esaustivo su tutta l'area di studio (in inglese *census*, o *total count* come caso particolare di *count* inteso nell'accezione più ampia). Censire una popolazione significa determinare con precisione il numero dei suoi individui e la loro ripartizione per sessi e classi d'età. Nel caso di una popolazione di Cervidi il **censimento** totale (esaustivo) risulta raramente possibile; la determinazione a vista dei sessi e soprattutto delle età richiede la presenza di osservatori esperti e conoscitori della popolazione studiata. Normalmente la popolazione censita viene sottostimata, ma in alcuni casi si può anche verificare una sovrastima degli effettivi (solitamente in caso di battute).

I metodi di valutazione quantitativa si sono sviluppati a partire dalla prima metà del secolo scorso e quelli descritti e disponibili in letteratura sono numerosi e più o meno specifici a seconda del *taxon* animale oggetto di studio.

In termini generali è possibile suddividere e raggruppare in vari modi i differenti metodi a seconda dell'area sottoposta a conteggio (dove e quanto conto) e dell'entità che viene conteggiata (cosa conto). Facendo riferimento ai parametri indicati in precedenza, risulta possibile operare una distinzione dei diversi tipi di conteggi in (Scott-Overton, 1971):

- censimenti esaustivi (*census*), volti a determinare il numero totale di animali presenti in un dato momento all'interno di una determinata area (densità), ovvero conteggi assoluti (o totali o completi);
- censimenti per zone campione o campionari (*sample census*), volti a valutare la densità in una o più parcelle campione di una determinata area in esame, in genere per estrapolarla all'intera area;
- conteggi relativi o per indici (*count*), volti alla definizione di un indice di abbondanza relativa, funzione della consistenza assoluta della popolazione.

Oltre a questa classificazione dei diversi metodi di censimento, basata sul bilanciamento metodo-risultato, ne può essere individuata un'altra, basata sulle differenze metodologiche impiegate (Briedermann, 1983):

- conteggi diretti (si basano sull'osservazione diretta dei soggetti appartenenti alla specie censita);
- conteggi indiretti, basati sul rinvenimento e la conta di segni e indici di presenza riconducibili alla specie censita (tracce, fatte, emissioni sonore);
- conteggi analitico-matematici, basati sull'utilizzo di dati numerici relativi ad una parte della popolazione (proporzione di individui marcati nella popolazione, proporzione di determinate classi o unità sociali rispetto al totale della popolazione, dati relativi agli abbattimenti venatori, dati relativi ai soggetti rinvenuti morti).

Entrambe le classificazioni posseggono alcuni vantaggi e una reciproca integrazione è comunque necessaria.

La validità e l'efficienza di ciascun metodo dipendono in primo luogo dal rispetto degli assunti di base del metodo stesso e da numerosi altri fattori correlati quali il livello di preparazione e motivazione del personale impiegabile, i fondi e i tempi a disposizione per l'indagine, l'estensione dell'area da censire, le caratteristiche ambientali dell'area e le caratteristiche della specie da censire (caratteristiche comportamentali, densità, distribuzione spaziale).

Ciò è particolarmente valido nel caso dei Cervidi, che occupano una notevole varietà di ambienti, dalla pianura all'alta montagna, e che sono caratterizzati da indici di contattabilità relativamente bassi e molto variabili in funzione della stagione considerata. Di conseguenza la tecnica più valida risulterà differente a seconda delle specie censite, della sua distribuzione spaziale e densità sul territorio, degli ambienti occupati e del periodo temporale in cui viene effettuato il conteggio e ciò è ampiamente sottolineato dai numerosi metodi di censimento suggeriti dalla *Deer e Forestry Commission* scozzese (Mayle *et al.*, 1999) in relazione alle diverse condizioni di partenza.

Tabella 4.1: elenco dei principali metodi attualmente impiegati per il conteggio dei Cervidi.

METODI DI CENSIMENTO DEI CERVIDI		
1	Avvistamenti diretti effettuati in modo estensivo (<i>open hill block census</i>)	Cerca su settori di osservazione Cerca e aspetto combinati Indici chilometrici di abbondanza relativi e assoluti
2	Battute su aree campione (<i>drive census</i>)	<i>Poussé</i> su settori campione
3	Avvistamenti da punti fissi (<i>static census</i>)	Mappaggio dei maschi territoriali Mappaggio e sintesi osservazioni stagionali
4	Avvistamenti da punti vantaggiosi (<i>vantage points counts</i>)	
5	Censimenti aerei (<i>aerial counts</i>)	
6	Censimenti al faro (<i>spotlight counts</i>)	
7	Conteggi all'infrarosso (<i>thermal imaging counts</i>)	
8	Distance sampling all'infrarosso (TI <i>distance sampling</i>)	
9	Cattura marcaggio ricattura (MR - <i>mark resighting</i>)	
10	<i>Change - in ratio</i>	
11	Valutazione degli indici di bruciamento (<i>impact levels</i>)	
12	Conta delle tracce (<i>track counts</i>)	Conta impronte su neve Censimento al bramito
13	Indici dei pellets (<i>faecal pellets index</i>)	
14	<i>Pellets group count</i> su plot con pulizia (<i>FP clearance counts - FAR</i>)	
15	<i>Pellet group count</i> su plot (<i>Fecal pellets standing crop - FSC</i>)	
16	<i>Pellet group count</i> su striscia (<i>FP strip transect</i>)	
17	<i>Pellet group count</i> su transetto (<i>PGC distance sampling</i>)	
18	<i>Balance sheet</i>	
19	Tavole di vita (<i>Life tables</i>)	
20	Analisi delle coorti (<i>Cohort analysis</i>)	
21	Modelli di popolazione (<i>Population modelling</i>)	

I conteggi per aree campione permettono di effettuare una valutazione quantitativa quando i mezzi a disposizione, la vastità dell'area indagata, la scarsa contattabilità della specie censita non rendono possibile sottoporre a indagine (conteggio) esaustiva tutta l'area di studio.

Negli ultimi due decenni è stata data particolare importanza ai fondamenti di ecologia, matematica e statistica che stanno alla base delle valutazioni quantitative e numerosi sono i modelli e le basi teoriche disponibili che ci permettono di affrontare il problema in modo maggiormente scientifico, evitando di limitare il censimento al mero conteggio degli animali avvistati in campo.

In tale senso, sono soprattutto i **censimenti campionari** che hanno goduto della maggiore attenzione e del maggiore sviluppo teorico che sta alla loro base e le proprietà dei modelli proposti e applicati posseggono solide basi statistiche che ci permettono una migliore valutazione della qualità dei risultati raggiunti. È ciò del tutto comprensibile se si pensa che la maggior parte delle specie animali (e anche vegetali) presentano condizioni difficilmente sormontabili nel momento in cui vogliamo sottoporre le popolazioni a censimenti esaustivi o totali.

Nei vari modelli teorici che si sono via via affermati in letteratura, l'incontro tra ecologia e teoria matematico-statistica ha inoltre creato un importante valore aggiunto ai risultati delle valutazioni quantitative. Alla stima numerica ottenuta mediante campionamento e applicazione del modello teorico è possibile associare una stima del suo errore in termini statistici e, quindi, calcolare il correlato intervallo di confidenza della stima effettuata. È chiaro che, maggiore potrà essere lo sforzo di campionamento, maggiore risulterà la precisione della stima (e minore l'intervallo di confidenza). Altrettanto chiaro è che l'obiettivo di una valutazione numerica dovrà ottimizzare, in termini di rapporto costi-benefici, la precisione desiderata nella risposta con le difficoltà presenti per raggiungere la precisione desiderata stessa.

Il concetto di base del censimento campionario è quello di effettuare un conteggio di tutti gli individui solo in una percentuale prefissata dell'area totale di studio e di estrapolare successivamente il conteggio a tutta l'area supponendo una copertura omogenea dell'area campionata. L'estrapolazione si basa sullo stimatore intuitivo di Horvitz-Thompson e può essere espresso nel seguente modo:

$$\hat{N} = \frac{n}{\pi_c} = \frac{27}{0.1} = 270$$

Dove

n = numero di animali conteggiati - 27

π_c = area campionata (percentuale sull'area totale) - 10%

Il procedimento di stima prevede due fasi concettualmente separate. Inizialmente viene definito lo **schema di campionamento (survey design)**. Viene cioè definito il numero, l'estensione e la disposizione delle aree da campionare rispetto all'area totale. Successivamente all'interno di tali aree viene effettuato il **campionamento (conteggio)**. Questo procedimento permette di ottenere una stima dell'abbondanza della popolazione (\hat{N}), cui può essere associata una stima dell'intervallo di confidenza (l'abbondanza della popolazione è compresa tra \hat{N}_- e \hat{N}_+) (Figura 4.2).

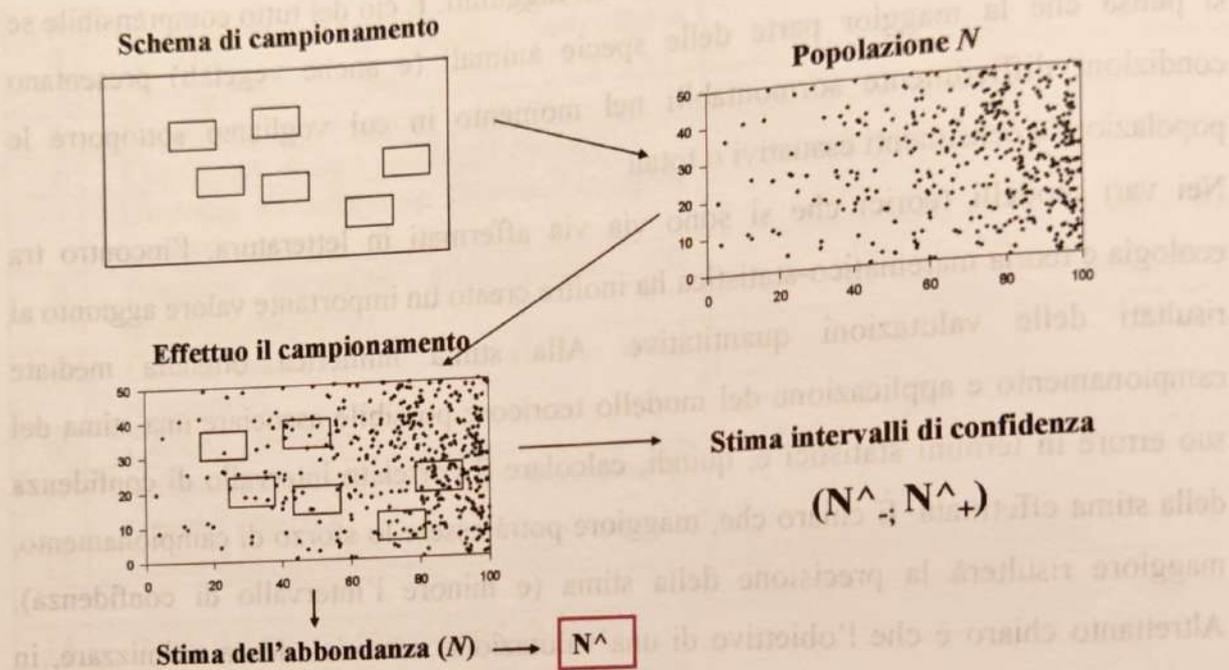


Figura 4.2: il primo riquadro riporta lo schema di campionamento (*survey design*) e cioè l'individuazione dell'estensione e della disposizione delle aree da campionare. Nel secondo riquadro è riportata la rappresentazione della distribuzione spaziale di una generica popolazione sulla quale viene effettuato il campionamento. Attraverso questo procedimento si ottiene la stima dell'abbondanza della popolazione (N^{\wedge}) cui può essere associata la stima dell'intervallo di confidenza.

Lo stimatore \hat{N} della consistenza della popolazione è considerato una variabile aleatoria X e l'insieme dei campionamenti di X (il conteggio può essere ripetuto n volte) è definito quale spazio campionario. \hat{N} , in quanto variabile aleatoria, può essere descritta da una funzione di distribuzione di probabilità ed è caratterizzata da una media $E(\hat{N})$, una varianza $Var(\hat{N})$, un errore $E(\hat{N}) - N$, una precisione $1/Var(\hat{N})$ e un

coefficiente di variazione $cv = \frac{\sqrt{Var(\hat{N})}}{E(\hat{N})}$ (Figura 4.3).

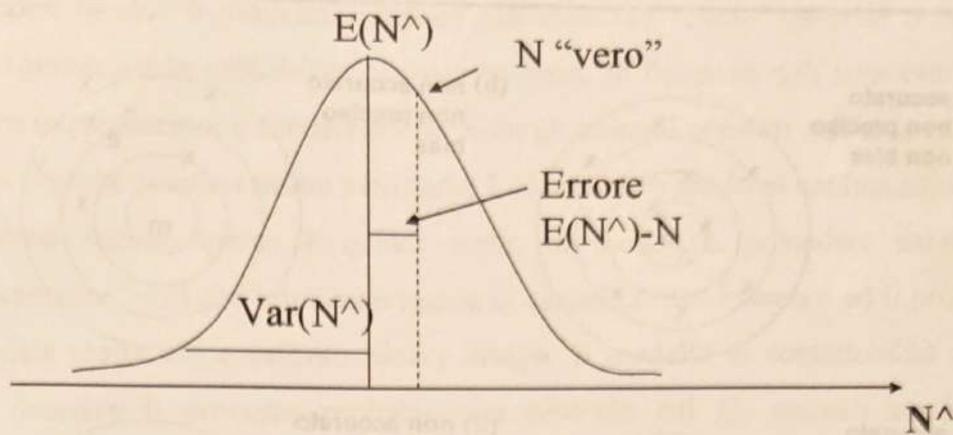


Figura 4.3: funzione di distribuzione di probabilità dei campionamenti.

L'analisi dettagliata delle proprietà dei modelli di conteggio proposti e dei loro stimatori ha permesso di definire in modo esplicito ed oggettivo diversi indici che danno una misura dell'efficienza delle stime quali l'accuratezza, la precisione, la sensibilità e la robustezza.

L'**accuratezza** si riferisce a quanto il mio conteggio (la mia stima) si avvicina al valore reale di consistenza (Figura 4.4). Il grado di accuratezza richiesta dipende dagli obiettivi della stima. Se la popolazione è poco conosciuta, stime entro il 20-30% potrebbero essere sufficienti; d'altra parte questo livello di accuratezza potrebbe non essere sufficiente per stilare adeguate quote di abbattimento.

La **precisione** si riferisce alla variabilità (o dispersione) di una serie di stime ripetute (Figura 4.4); maggiore sarà la precisione, minore il numero di repliche necessario ad ottenere stime sufficientemente attendibili.

La **sensibilità** si riferisce alla capacità di una serie di stime di rivelare eventuali cambiamenti nella popolazione; questo fattore risulta particolarmente importante se la popolazione seguita non ha ancora raggiunto una fase di relativa stabilità.

La **robustezza** infine si riferisce al grado di tolleranza alla variazione (violazione) delle assunzioni che stanno alla base dei vari metodi, modelli e stimatori utilizzati.

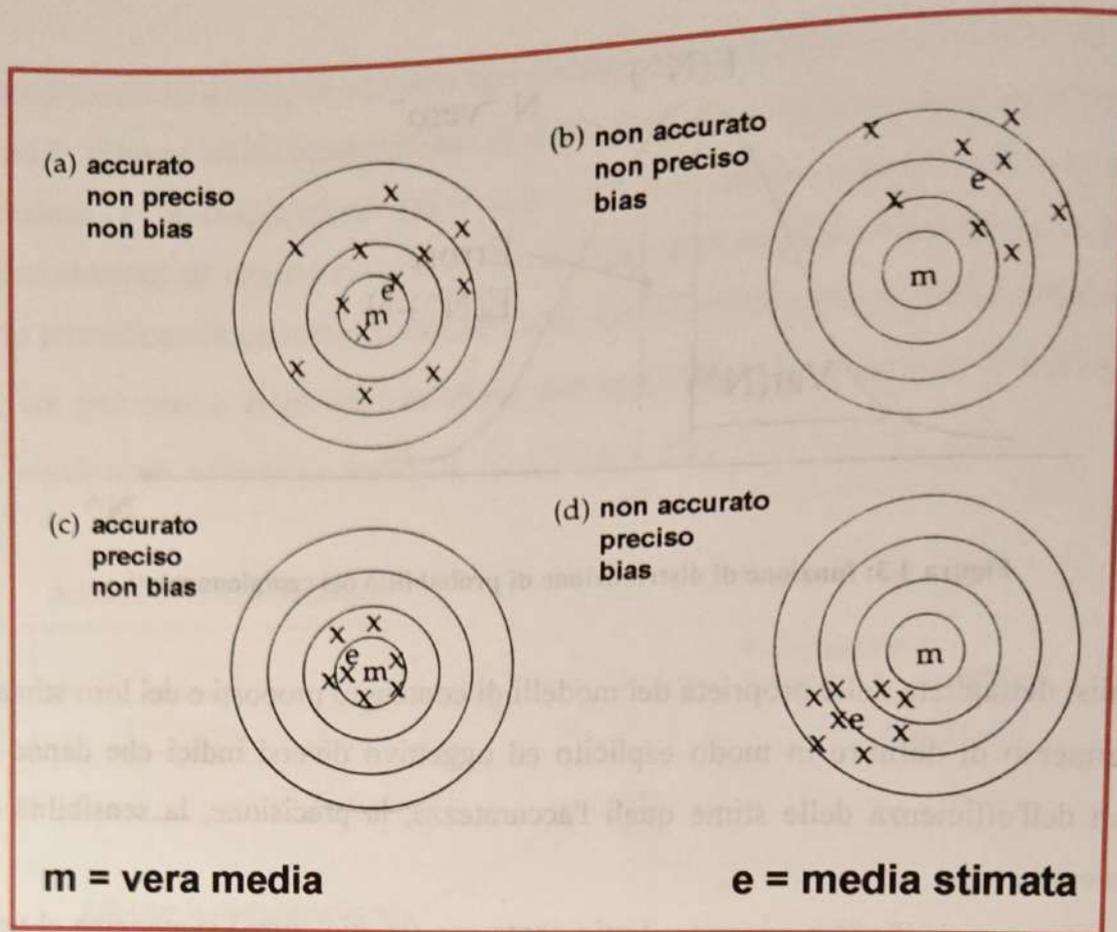


Figura 4.4: rappresentazione grafica del significato degli indici relativi alla precisione ed all'accuratezza della stima.

Il problema della stima della consistenza di popolazioni animali tramite censimenti campionari può essere formulato in termini di “*state model*” e “*observation model*”. Ciò fornisce uno schema comune che permette di ricondurre molti metodi di stima differenti a semplici varianti di un unico schema di base.

Le funzioni di (massima) verosimiglianza sono gli stimatori statistici utilizzati e forniscono il legame tra ciò che osserviamo e ciò che vogliamo stimare. Alla base di tali funzioni per la stima della consistenza ci sono *state* e *observation models* che servono a descrivere in modo formalizzato come i dati osservati vengano generati (Borchers *et al.*, 2002).

State model: il modello statistico che descrive lo stato della popolazione; le loro caratteristiche e la distribuzione ecologica degli animali. La rappresentazione statistica dei processi biologici e demografici importanti che governano la distribuzione degli animali rispetto alla zona, alle dimensioni, al sesso. La distribuzione può essere uniforme nell'area di studio, ma raramente si presenta tale occasione e di norma ci sono gradienti di densità più o meno regolari.

Observation model: il modello statistico che descrive “come” osservo o catturo gli animali (quantifica le probabilità di osservazione), in funzione dell’area campionata e delle loro localizzazioni e caratteristiche. Solo gli animali presenti nell’area campionata (*covered region*) possono essere avvistati e l’*observation model* si applica solo a questa. La *covered region* spesso è quindi scelta in modo da possedere caratteristiche “statisticamente” utili che implicano regole di casualità (*randomness*) ed il processo che implica tale scelta viene definito *survey design*. Il modello di contattabilità (*detection model*) descrive il processo probabilistico secondo cui gli animali sono avvistati nell’area campionata.

L’*observation model* più semplice è quello in cui tutti gli animali presenti nella *covered region* vengono avvistati con certezza (la probabilità $p = 1$). Se, ad esempio, nella *covered region* sono presenti N_c animali, ne verranno contati $n = N_c$. L’incertezza nella stima è legata solo al fatto che non tutta l’area di studio viene campionata e nel caso in cui ne venga campionata il 30%, la stima è:

$$\hat{N} = \frac{n}{0.3} = \frac{N_c}{0.3}$$

Lo *state model* specifica la distribuzione degli animali (in questo caso supposta uniforme) ed è fonte di tutta l’incertezza legata alla stima della consistenza.

L’*observation model* più semplice con osservabilità non certa è quello in cui tutti gli animali sono avvistati in modo indipendente con uguale probabilità $p < 1$. Se, ad esempio, nella *covered region* sono presenti N_c animali, la probabilità che ne vengano avvistati n è data dalla funzione (di distribuzione di probabilità) binomiale:

$$p(n) = \binom{N_c}{n} p^n (1-p)^{N_c-n}$$

Il numero di animali avvistato nell’area campione è incerto ed è stimato come:

$$\hat{N}_c = \frac{n}{p}$$

Se venisse coperta l’intera area di studio (il conteggio campionario si trasformerebbe in esaustivo), tutta l’incertezza deriverebbe dall’*observation model*. Se la *covered region* è minore dell’area di studio (conteggio campionario), l’incertezza della stima è legata sia all’*observation model* (n è *random*) che allo *state model* (la frazione della popolazione effettivamente distribuita nell’area campionata è *random*). Nel caso in cui venga campionata una frazione π_c dell’area di studio, la stima della consistenza è data da:

$$\hat{N} = \frac{\hat{N}_c}{\pi_c} = \frac{n}{p \times \pi_c}$$

4.1.1 Il *survey design*

In questo contesto il *survey design* è la regola probabilistica sottesa dal modello scelto per campionare un set di unità spaziali predefinite ricomprese nell'area di studio. Ci sono vari tipi di *design*; il più semplice e utilizzato è il "*simple random sampling*". Se, ad esempio, divido l'area di studio in un set composto da 50 blocchi quadrati e decido di campionarne 5, il *simple random sampling* seleziona 5 quadrati su 50 con uguale probabilità e senza rimpiazzo (ogni quadrato ha uguale probabilità di essere estratto e può essere selezionato una sola volta).

Il *survey design* introduce quindi una nuova fonte di variabilità (*randomness*) che si aggiunge alla 1) *randomness* nella localizzazione, dimensione, sesso degli animali (*state model*) e alla 2) *randomness* nella osservazione o meno di un particolare animale (*observation model*). Per questa fonte di *randomness* non c'è bisogno di alcun modello perché si conoscono esattamente le sue caratteristiche. Le inferenze basate sulla *randomness* introdotta dal *survey design* sono chiamate *design-based inference*. È raro che, nel caso di studi sull'abbondanza della fauna selvatica, non siano richieste assunzioni sull'*observation model* (di solito la probabilità p di avvistamento non è nota), mentre invece è possibile sostituire lo *state model* con le inferenze fatte in base al *survey design*; questo ci permette di applicare modelli che suppongono la distribuzione casuale (*random*) degli animali nell'area di studio anche se questa non è verificata, facendo in modo che le aree o i transetti campionari vengano individuati nell'area di studio stessa in modo casuale in base al *survey design*.

4.2 I metodi campionari di stima delle popolazioni

I metodi campionari di stima delle popolazioni possono essere raggruppati in quattro categorie generali:

- *Plot sampling*;
- *Removal method*;
- *Mark – recapture*;
- *Distance sampling*.

Plot sampling

Gli animali vengono conteggiati solo in una porzione dell'area di studio (*covered region*). I conteggi vengono effettuati lungo strisce (transetti) o in *plots* quadrati o circolari. Idea chiave: la stima viene effettuata estrapolando in modo proporzionale quanto trovato nell'area campionata rispetto all'area totale.

Un singolo conteggio è sufficiente.

State model: si assume che gli animali siano distribuiti uniformemente e indipendentemente nell'area di campionamento per applicare la funzione di *likelihood* (massima verosimiglianza) nella stima.

Observation model: tutti gli animali nell'area di campionamento vengono avvistati.

Nel caso in cui l'intera area di studio venga coperta dal *survey* e tutti gli animali vengano contattati, si ricade nella categoria del censimento (esaustivo) o conteggio completo.

Se la *covered region* è inferiore all'area di studio, un *subset* di *plots* o strisce viene scelto in accordo ad un preciso *survey design* e il numero totale di animali presenti nell'area di studio viene stimato in base al numero di animali che vengono contattati nell'area campionata.

Come visto prima riguardo il *survey design*, ciò può essere fatto secondo due differenti approcci:

Model-based method: utilizza un modello statistico della distribuzione spaziale degli animali nell'area di studio come base.

Design-based method: utilizza come base la *randomness* introdotta nella selezione casuale di *plots* e transetti. In questo modo la distribuzione degli animali può a sua volta essere supposta uniforme-casuale.

Removal method

Vengono effettuate più sessioni di cattura e rimozione degli animali. Idea chiave: molte catture dopo le prime rimozioni implicano una popolazione molto più grande del numero di individui già rimosso e viceversa.

Sono necessari almeno due conteggi.

State model: nessuno, si campiona sull'intera area di studio.

Observation model: la probabilità di cattura (avvistamento) è uguale per tutti gli animali in tutte le sessioni o dipende solo dai metodi di cattura. Gli eventi di cattura sono indipendenti.

Mark-recapture

Vengono effettuate più sessioni di cattura e marcatura degli animali. In ogni sessione vengono registrati gli animali ri-catturati o ri-avvistati già marcati. Idea chiave: stimare la probabilità di ri-avvistamento "p" dalla proporzione di animali marcati e ri-avvistati (o ri-catturati).

Sono necessari almeno due conteggi.

State model: nessuno, si campiona nell'intera area di studio.

Observation model: la probabilità di cattura è la stessa per tutti gli animali in tutte le sessioni. Altri modelli suppongono che la probabilità di cattura sia variabile con la sessione e con il metodo di cattura. Le catture sono indipendenti.

Distance sampling

Gli animali vengono conteggiati solo in una porzione dell'area di studio (*covered region*). I conteggi vengono effettuati lungo transetti o da punti fissi e per ogni animale o gruppo avvistato viene misurata la sua distanza perpendicolare dal transetto percorso. Idea chiave: stimare la probabilità "p" di avvistare un animale creando un modello che quantifichi la diminuzione della probabilità di avvistamento al crescere della distanza dell'animale dal transetto.

Un singolo conteggio è sufficiente

State model: gli animali sono distribuiti in modo indipendente rispetto alla distribuzione dei punti di avvistamento o dei transetti percorsi.

Observation model: la probabilità di avvistamento decresce con la distanza (dal transetto); tutti gli animali che stanno sul transetto sono sicuramente avvistati; gli avvistamenti sono eventi indipendenti.

Il plot sampling

In termini di formalizzazione generale le formule relative all'applicazione del *plot sampling* possono essere riassunte come segue, sulla base di un esempio applicato di censimento su striscia (*strip transect*) in cui il *plot* è rappresentato da un'area di dimensioni fisse posta ai due lati dei transetti che vengono percorsi durante il campionamento.

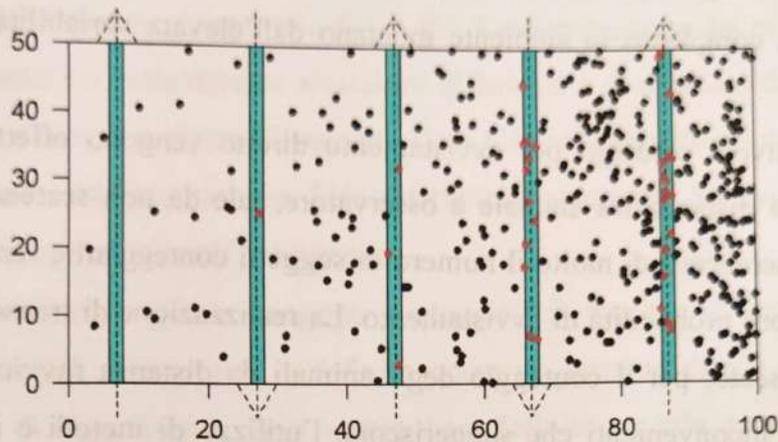


Figura 4.5: censimento applicato su striscia (*plot sampling*). Le linee tratteggiate rappresentano i transetti, le strisce azzurre i *plot* e in rosso i campioni che ricadono al suo interno.

Poniamo che in un'area di studio A di $50 \text{ m} \times 100 \text{ m}$ (5.000 m^2) vengano effettuati i conteggi lungo 5 strisce (transetti; $k = 5$) tra loro parallele di 50 m di lunghezza (Figura 4.5). La lunghezza totale (L) percorsa è quindi uguale a $L = 50 \times 5 = 250 \text{ m}$. Se poniamo la metà della larghezza della striscia $w = 1 \text{ m}$, allora $a = \text{area di campionamento} = 2wL = 2 \times 1 \times 250 = 500 \text{ m}^2$. Se lungo le strisce vengono contati 36 animali (n), l'abbondanza nell'area di studio viene calcolata come segue mediante lo stimatore intuitivo di Horowitz - Thompson:

$$\hat{N} = \frac{n}{a/A} = \frac{nA}{a} = \frac{nA}{2wL} = \frac{36 \times 5000}{500} = 360$$

4.3 Il pellets group count

L'osservazione di una specie come il Cervo, soprattutto se effettuata lungo transetti che portano l'osservatore a distanza ravvicinate, comporta una serie di problemi legati al comportamento della specie. I Cervidi occupano, soprattutto durante il giorno, ambienti boscati e chiusi dove trovano sufficiente tranquillità e rispondono prontamente con comportamenti di fuga e occultamento all'avvicinarsi dell'osservatore. Tale problema è reso ancora più complesso in ambiente montano dall'elevata variabilità ambientale e morfologica.

Per questo motivo i conteggi per avvistamento diretto vengono effettuati di norma mantenendo una distanza tra animale e osservatore, tale da non scatenare reazioni di fuga che abbasserebbero di molto il numero di soggetti conteggiati e renderebbero non più casuale la loro probabilità di avvistamento. La realizzazione di transetti, soprattutto in ambiente boscato, per il conteggio degli animali da distanza ravvicinata, presenta quindi notevoli inconvenienti che suggeriscono l'utilizzo di metodi e il conteggio di oggetti alternativi. I segni di presenza lasciati sul terreno dalla popolazione hanno il notevole vantaggio di non muoversi e, quindi, di poter essere avvistati senza il rischio di doppi conteggi o sottostime non quantificabili legate al loro comportamento in risposta all'osservatore. Nel caso dei Cervidi, tra i possibili segni di presenza che possono essere attribuiti con un buon margine di certezza alla specie oggetto di indagine vi sono i gruppi di fatte deposti sul terreno.

I gruppi di fatte (*pellet groups*, PG) sono uno dei segni indiretti di presenza più comuni lasciati dai Cervidi in un'area e possono essere usati come indice relativo di presenza della popolazione o per stimare la densità della popolazione stessa. Il conteggio dei PG (*Pellet groups count* PGC) viene generalmente effettuato in primavera e in autunno per la stima delle consistenze invernali ed estive. L'idea chiave del metodo è che i PG vengano deposti dagli animali in modo regolare nel tempo e quindi, conoscendo i tassi di deposizione (*DF defecation rate*) è possibile passare dalla densità di PG per unità di superficie alla densità di cervi. Il principio si basa sulla conta dei gruppi di fatte (*pellet group*), deposte in un certo lasso di tempo, all'interno di aree campione, dalle quali possono essere state preventivamente rimosse le fatte vecchie prima di effettuare il conteggio. La stima di densità si basa sull'assunzione che, maggiore è il numero di cervi presenti, maggiore risulta il numero di fatte rinvenute sul terreno e che questa relazione sia di tipo lineare.

Le operazioni di conteggio vengono di norma effettuate, seguendo numerose varianti, secondo il seguente schema:

- vengono individuate "**n**" zone campione (*plots*) di superficie nota e costante "**a**", scelte in modo da coprire adeguatamente l'area di interesse. La forma dei *plots* può essere rettangolare o circolare con dimensioni che variano dai 30 agli 80 mq (efficiente unità di campionamento), oppure a forma di **striscia** lineare di lunghezza e ampiezza nota. Il numero di *plots* necessari dipende dalla superficie indagata dovendone ricoprire lo 0.1-0.4%. La distribuzione dei *plots* deve essere rappresentativa delle diverse situazioni di habitat e di struttura dei popolamenti forestali presenti nell'area. Si assume che i Cervidi depositino i gruppi di *pellets* nell'area in maniera casuale. Una distribuzione *random* dei *plots* nell'area di studio rispetta gli assunti del metodo;
- in ogni zona campione vengono conteggiati il numero di gruppi di *pellets* rinvenuti (**Y_i**). Un gruppo è definito come un insieme di più di 6 *pellets*. Il periodo di deposizione deve essere ben definito; a tale scopo tutti i *plots* vengono ripuliti dai vecchi *pellets* in un periodo precedente all'inizio dei conteggi, oppure vengono effettuate delle stime relative al tasso di decadimento delle fatte con il quale è possibile stimare a che periodo risalgono i *pellets* più vecchi rinvenuti;
- si assume che i rilevatori siano in grado di localizzare tutti i *pellets* deposti in quel periodo. Le difficoltà di localizzazione variano in funzione di pendenza, tipo di bosco e densità della specie;
- si assume noto e costante il **tasso di defecazione** per la specie (**d** = N° di *pellets* deposti al giorno per individuo). Nel caso del Cervo esso può variare da 19 a 33 PG/gg e, di norma, si assume un tasso di deposizione medio pari a 25 PG/gg (Mayle *et al.*, 1999; Mitchell e McCowan, 1984; Mitchell *et al.*, 1983);
- viene calcolato il numero di giorni (**P**) intercorsi tra la ripulitura e la successiva ispezione dei *plots*; in alternativa si stima il numero di giorni in cui si suppongono presenti nell'area gli animali o l'età media dei *pellets* più vecchi ancora riconoscibili;
- la stima della densità viene infine ricavata con la seguente formula:

$$D = \frac{\sum_{i=1}^n Y_i}{na} \cdot \frac{1}{dP}$$

D = N° di individui per unità di superficie

Y_i = N° di gruppi di *pellets* rinvenuti nella zona
campione i

n = N° di *plots*

a = dimensione del *plot*

d = N° medio di gruppi di *pellets* depositi al gg da un
individuo

P = N° di giorni che gli individui hanno trascorso
nell'area

La preventiva pulizia dei *plot* permanenti elimina il problema della stima dei tempi di decadimento ma funziona solo in caso di densità molto elevate. La visibilità dei *pellets* varia notevolmente in funzione della composizione quali-quantitativa del sottobosco e della lettiera.

I metodi di PGC per stimare consistenza e densità di cervi possono essere raggruppati in due categorie principali:

- ✓ FAR – *faecal accumulation rate* o *clearence count* (tasso di accumulo fecale o conteggi previa pulizia);
- ✓ FSC – *faecal standing crop* (conteggi dei gruppi permanenti).

La scelta del metodo può dipendere dal livello di accuratezza richiesto, dal tempo a disposizione e dalla densità di cervi nell'area. Entrambi i metodi si basano su conteggi campionari su una percentuale dell'area di studio. Di norma i conteggi vengono effettuati lungo transetti o entro *plots* quadrati o circolari con lato o diametro di 5-10 metri. *Plots* e transetti campionari devono essere scelti in modo *random* o stratificato in modo che siano rappresentativi delle composizione morfologica e di habitat dell'area stessa. Il numero di *plots* campionati dipende dalla precisione richiesta. Per una precisione di $\pm 10\%$ dovrebbero essere conteggiati almeno 400 *pellets*.

Il FAR è più indicato in caso di alte densità e necessita di due visite successive ai *plots*. Nella prima tutti i PG già depositi devono essere cercati e rimossi in modo da partire da una situazione di totale pulizia. Durante la seconda visita vengono conteggiati tutti i nuovi PG depositi tra una visita e l'altra.

La densità di cervi stratificata per ciascun tipo di habitat viene quindi calcolata con la seguente formula:

$$\text{Numero_cervi / ha} = \frac{\text{Numero_PG / ha}}{\text{TD * gg}}$$

TD = tasso di defecazione (N° PG deposti / gg)

gg = giorni trascorsi tra la prima e la seconda visita

vantaggi

- applicabile anche in habitat molto chiusi e con qualsiasi condizione meteorologica (eccetto la neve);
- l'accuratezza e l'affidabilità delle stime è alta;
- lavoro non eccessivo per 2 persone;
- materiali a basso costo;
- facilmente ripetibile.

svantaggi

- l'identificazione delle specie può essere problematica se sono presenti più Ungulati;
- nessuna indicazione di classi di sesso ed età;
- le stime si ottengono con mesi di ritardo;
- sono necessarie due visite.

Il FSC è più indicato in caso di densità medie ed è più speditivo necessitando di una sola visita a ciascun *plot*. Durante la visita vengono conteggiati tutti i PG presenti nel *plot*. La densità di cervi, stratificata per ciascun tipo di habitat, viene quindi calcolata con la seguente formula:

$$\text{Numero_cerv / ha} = \frac{\text{Numero_PG / ha}}{\text{TD * TS}}$$

TD = tasso di defecazione (N° PG deposti / gg)

TS = tasso di decadimento (tempo medio in gg di scomparsa di un PG)

vantaggi

- applicabile in aree grandi;
- applicabile anche in habitat molto chiusi e con qualsiasi condizione meteorologica (eccetto la neve);
- si possono ottenere intervalli di confidenza per le stime;
- lavoro non eccessivo per 2 persone;
- materiali a basso costo;
- necessaria una sola visita;
- facilmente ripetibile.

svantaggi

- l'identificazione delle specie può essere problematica se sono presenti più Ungulati;
- nessuna indicazione di classi di sesso ed età;
- per stimare la densità è necessario prima monitorare i tassi di decadimento dei PG habitat e specie-specifici;
- l'accuratezza della stima è influenzata dall'accuratezza delle stime di decadimento e defecazione;
- le stime si ottengono con mesi di ritardo.

4.4 I limiti del pellets group count

L'utilizzo del *pellets group count* mediante FSC in un'area di notevoli dimensioni può richiedere un tempo di realizzazione non indifferente. L'assunto di base è infatti quello di conteggiare senza errore tutti i gruppi di fatte presenti nei *plots*. Maggiore è il numero di gruppi presenti che non viene rilevato, maggiore risulterà la sottostima nel calcolo dell'abbondanza e densità. Il lavoro e il tempo necessari per raggiungere un sufficiente margine di sicurezza nell'aver conteggiato tutti i gruppi presenti può essere di conseguenza decisamente elevato e non rendere possibile l'applicazione del metodo nel caso si disponga di poco tempo in relazione al personale disponibile alla realizzazione del lavoro di campo. Come già accennato nei paragrafi precedenti è però possibile applicare metodi che ci permettono di stimare la probabilità che abbiamo di osservare gli animali (o i loro segni di presenza) lungo i transetti i *plots* che effettuiamo. In base alla stima della probabilità di osservazione (*detection*), possiamo risalire dal numero di animali (o gruppi di fatte) osservati nelle aree campione (*covered region*) al numero effettivamente presente e da questo numero risalire al numero complessivo di animali presenti nell'area di studio. Tale metodo, applicato per la stima delle consistenze stagionali del Cervo nel PNS, combina l'approccio del *Distance sampling* (per stimare la probabilità di avvistamento nelle aree campione) a quello del *Pellets group count* (che si concentra sui segni di presenza evitando le problematiche delle reazioni di fuga legate all'osservazione diretta degli animali) ed è l'argomento della presente tesi.

4.5 Il Distance Sampling

Il *Distance Sampling* è un gruppo di metodi tra loro strettamente correlati, ampiamente utilizzato per stimare l'abbondanza e la densità di popolazioni biologiche. I metodi più comunemente utilizzati sono il *line transects* e il *point transects*. Nel caso dei *line transects*, l'osservatore effettua un campionamento standardizzato lungo una serie di transetti cercando di avvistare gli oggetti di interesse (animali o segni di presenza). Per ciascun oggetto avvistato, l'osservatore registra la sua distanza perpendicolare dalla linea del transetto. Non tutti gli oggetti vengono avvistati, ma gli assunti fondamentali del metodo sono che tutti gli oggetti che si trovano sulla linea del transetto vengono avvistati con probabilità $p = 1$ e che la probabilità di avvistamento decresce man mano che ci si allontana dal transetto. L'idea chiave dell'analisi del *Distance Sampling* è quella di stimare una funzione di contattabilità (*detection function*) degli oggetti in funzione della distribuzione delle distanze degli oggetti contattati durante il campionamento e di utilizzare tale funzione per stimare la proporzione di oggetti che sono stati persi (non sono stati avvistati) lungo i transetti durante il campionamento. Con tale metodo è possibile ottenere stime puntuali e intervalli di confidenza per valori di consistenza e densità, avendo stimato empiricamente la probabilità di avvistamento dei soggetti.

4.5.1 L'utilizzo per le stime della massima verosimiglianza (*maximum likelihood*)

Come già accennato, la stima delle dimensioni (N) della popolazione (N) viene effettuata in base al numero di oggetti (n) conteggiati nelle aree campione e alla stima della probabilità di contattarli durante il campionamento (p). L'idea alla base della scelta dello stimatore (stimatore di massima verosimiglianza) è semplicemente quella di ottenere il valore più probabile (di p , in questo caso), date le osservazioni effettuate.

Se noi, ad esempio, contassimo 162 animali e sapessimo di averne visti la metà ($p = 0.5$), la stima della popolazione sarebbe $162/0.5 = 324$. Nella maggior parte delle situazioni reali non conosciamo la probabilità di avvistamento p e dobbiamo quindi stimarla. La proporzione di animali che contattiamo effettuando più repliche dei transetti viene definita probabilità di contatto p (*detection probability*) e lo stimatore intuitivo della consistenza della popolazione può essere scritto come segue:

$$\hat{N} = \frac{n}{p}$$

Nel caso in cui la stima di p sia 0.5, $\hat{N} = 324$, ma a tale stima è associato un grado di incertezza perché p è una stima e deriva da un campionamento. L'incertezza è espressa come varianza dello stimatore \hat{N} e più alta è la varianza, più alta è l'incertezza.

Il valore della *detection probability* p dipende da:

- quanto è facile avvistare gli animali (dimensioni, colore, comportamento);
- quanto intensamente osserviamo e per quanto tempo;
- quali sono le condizioni ambientali (habitat, luce...).

Per stimare \hat{N} è necessario stimare p che in genere non è nota e per fare ciò si usa lo stimatore di massima verosimiglianza (*maximum likelihood estimator* **MLE**) che ci restituisce il valore più verosimile di N in base a ciò che abbiamo osservato.

Uno degli assunti di base per l'applicazione del metodo è che le osservazioni siano indipendenti. Se, per esempio, un animale scappando causa la fuga di altri conspecifici, l'assunto non è rispettato. L'utilizzo di segni di presenza "immobili" permette di ovviare a tale problema.

Definito che ogni osservazione è indipendente dalle altre e che nell'area di studio sono presenti N animali, è possibile calcolare l'esatta probabilità p di avvistarne una quantità $n < N$. La probabilità è data dalla distribuzione binomiale. Se, per esempio, $N = 305$ e $p = 0.5$, la probabilità di osservare $n = 162$ animali è del 2.5%. La probabilità si alza al 4.5% quando $N = 324$ e si riabbassa al 2.5% per $N = 343$. La Figura 4.6 illustra graficamente la variazione della probabilità in funzione di N , per $n = 162$ e $p = 0.5$.

Nel caso in cui siano valide le assunzioni di base, il massimo della funzione di verosimiglianza (MLE) coincide con lo stimatore intuitivo $\hat{N} = \frac{n}{p} = \frac{162}{0.5} = 324$ (trattato quando si è precedentemente parlato del *plot sampling*).

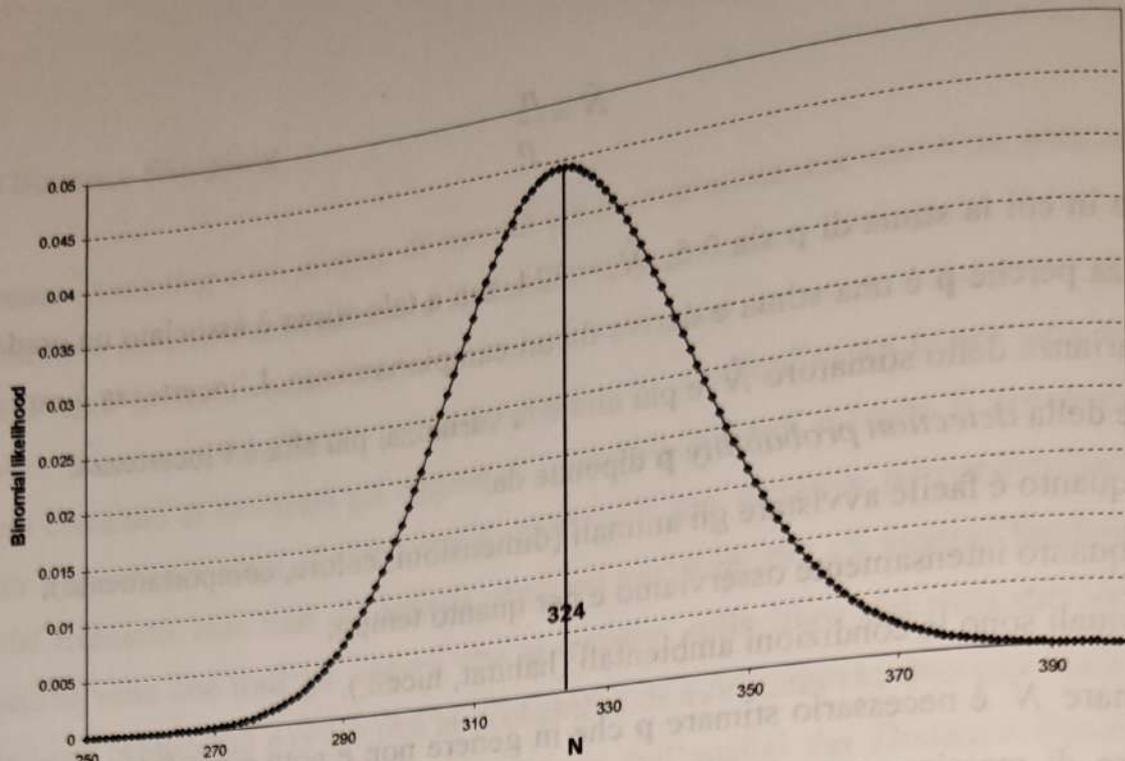


Figura 4.6: la probabilità binomiale (binomial likelihood) per N , con $n = 162$ e $p = 0.5$. La linea verticale più spessa indica il MLE, $N = 324$.

In base alla distribuzione binomiale, la probabilità di osservare n animali nell'area di studio in cui ci sono N animali e la *detection probability* è p è data da:

$$f(n; N, p) = \binom{N}{n} p^n (1-p)^{N-n}$$

Dove $\binom{N}{n}$ è il numero di permutazioni degli n diversi animali che possono essere avvistati tra gli N presenti. Con queste assunzioni possiamo intendere il campionamento come l'insieme di N prove indipendenti dove ciascun animale è una prova. Ciascuna prova è un "successo" se l'animale viene avvistato e un "fallimento" quando non è contattato. Una volta effettuato il campionamento, n è noto e assumendo $p = 0.5$, l'unica quantità non nota è N . La funzione di verosimiglianza per N può quindi essere scritta nel modo seguente:

$$L(N | n, p) = \binom{N}{n} p^n (1-p)^{N-n}$$

Massimizzando l'equazione è possibile trovare il valore di N per cui è più alta la probabilità che è pari a $\hat{N} = \frac{n}{p}$

Poiché p in questo caso è una costante nota, è possibile ricavare la varianza e l'errore standard dello stimatore dalle seguenti formule:

$$VAR(\hat{N}) = Np(1-p)/p^2$$

$$SE(\hat{N}) = \sqrt{Np(1-p)}/p$$

In base a quanto visto sinora, il *distance sampling* è quindi un'estensione del *plot sampling* in cui non tutti gli individui (*pellets group* nel nostro caso) presenti nell'area di campionamento vengono contati (i punti rossi di Figura 4.7).

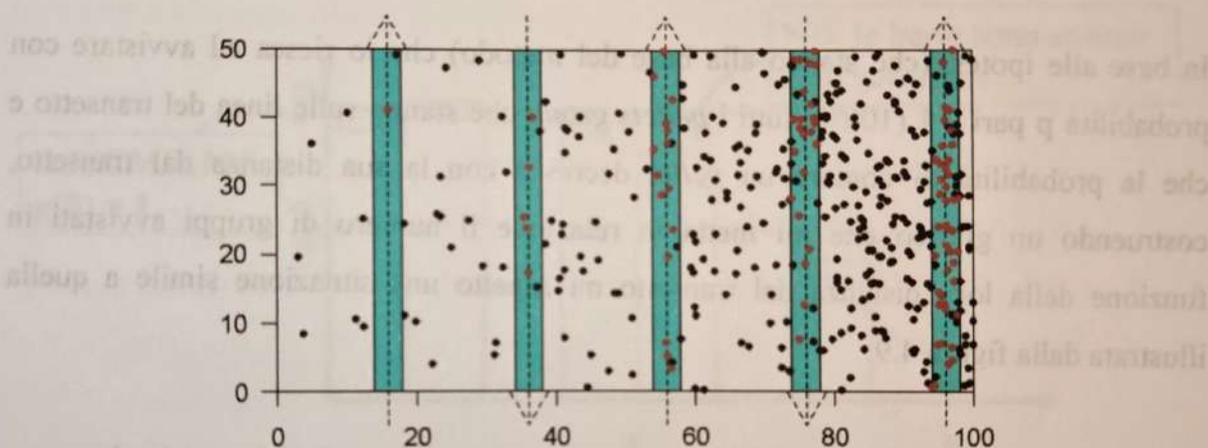


Figura 4.7: applicazione del *distance sampling*. Le linee tratteggiate rappresentano i transekti, le strisce azzurre i *plot* e in rosso i campioni che vengono contati.

Se, ad esempio, in un'area di 50 X 100 m (5.000 m²) conto 68 individui in 1.000 m² e (per il momento) suppongo che la proporzione degli animali osservati nell'area di campionamento totale sia $P_a = 0.7$, stimo che nell'area campionata il numero vero di animali sia $68/0.7 = 97.1$ e che nell'area di studio totale ci siano 485.7 animali:

$$N = \frac{\frac{n}{\hat{P}_a}}{\frac{a}{A}} = \frac{nA}{a\hat{P}_a} = \frac{68 \times 5000}{500 \times 0.7} = 485.7$$

Il punto chiave è che in realtà noi non conosciamo a priori la probabilità-proporzione degli animali osservati nell'area di campionamento \hat{P}_a . Tale valore viene stimato in

base alle osservazioni raccolte durante il campionamento effettuato con il *distance sampling*. Per stimare \hat{P}_a , oltre a contare i gruppi di *pellet* che osservo, registro anche la loro distanza perpendicolare dalla linea centrale del transetto (Figura 4.8).

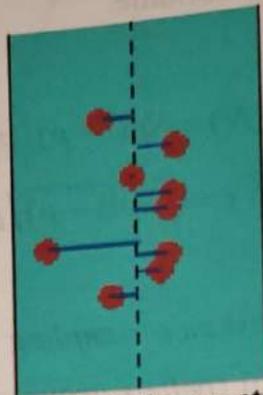


Figura 4.8: la linea tratteggiata rappresenta la linea centrale del transetto. In azzurro l'area di campionamento e in rosso i gruppi di *pellet*. Le linee blu rappresentano la distanza dalla linea centrale del transetto.

In base alle ipotesi (che stanno alla base del metodo) che io riesca ad avvistare con probabilità p pari a 1 (100%) tutti i *pellets group* che stanno sulle linee del transetto e che la probabilità di contare un *pellet* decresca con la sua distanza dal transetto, costruendo un grafico che mi metta in relazione il numero di gruppi avvistati in funzione della loro distanza dal transetto mi aspetto una situazione simile a quella illustrata dalla figura 4.9.

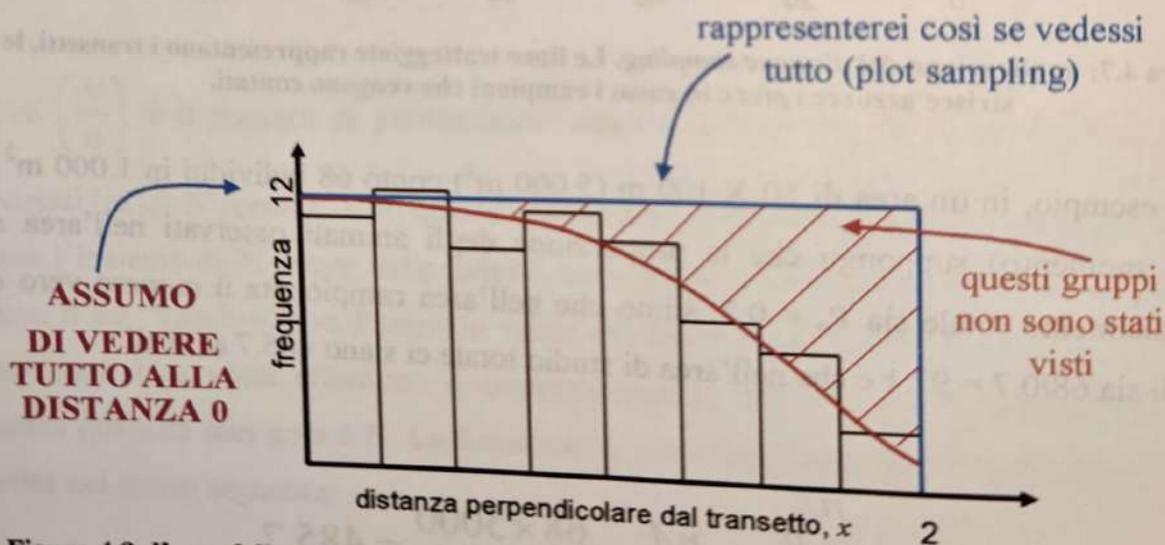


Figura 4.9: l'asse delle y rappresenta la frequenza dei *pellet* contattati, assunta pari a 1 sulla linea del transetto. Sull'asse delle x è riportata la distanza dal transetto. La linea rossa rappresenta la *detection function*: l'area sottesa alla curva rappresenta i campioni contattati mentre l'area tratteggiata rappresenta quelli non visti ma stimati presenti.

In base a quanto ho osservato lungo i transetti e alle misure di distanza rilevate posso quindi ricavare la differenza tra quanto ho realmente visto (area sottesa sotto la curva

rossa) e quanto era realmente presente (area sottesa sotto la linea blu) e di conseguenza stimare la proporzione degli animali osservati nell'area di campionamento \hat{P}_a :

$$\hat{P}_a = \frac{\text{area sotto la curva}}{\text{area sotto il rettangolo}}$$

Per calcolare la \hat{P}_a vengono utilizzate le distanze perpendicolari raccolte in campo e con esse, attraverso l'utilizzo di modelli matematici si stima la funzione di contattabilità (*detection function*, $g(x)$) che definisce la probabilità di osservare un gruppo di fatte (o un animale), data la distanza di osservazione (Figura 4.10).

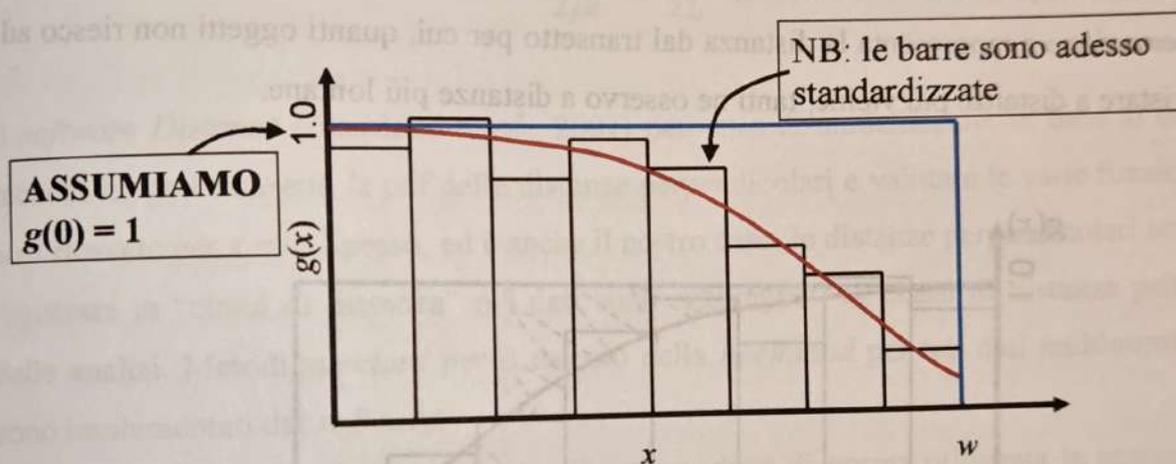


Figura 4.10: stima della *detection function* (in rosso) che esprime la probabilità di osservare un gruppo di fatte data la distanza di osservazione.

In base agli assunti del modello la *detection function* restituisce una probabilità di osservazione pari a 1 lungo il transetto (distanza uguale a zero) che decresce all'aumentare della distanza. Il parametro w rappresenta la distanza massima alla quale sono stati osservati gruppi di fatte. La *detection probability* è data dall'integrale della curva sottesa dalla *detection function* tra 0 e w :

$$\hat{P}_a = \frac{\int_0^w \hat{g}(x)}{w}$$

La stima e l'utilizzo della *detection function* così calcolata ci permette di considerare il *line transect* in cui abbiamo avvistato i *pellets group* sino alla distanza w con

probabilità \hat{P}_a , come uno *strip transect* in cui ho avvistato il 100% dei *pellets group* fino alla distanza μ (Figura 4.11).

Line transect fino a w
$$\hat{N} = \frac{nA}{2wL\hat{P}_a}$$

con $2wL$ = area di campionamento

Strip transect fino a μ
$$\hat{N} = \frac{nA}{2\hat{\mu}L}$$

con $2\hat{\mu}L$ = area effettivamente campionata

Il parametro μ è definito come la (mezza)ampiezza effettiva della striscia sottoposta a osservazione e rappresenta la distanza dal transetto per cui, quanti oggetti non riesco ad avvistare a distanze più vicine, tanti ne osservo a distanze più lontane.

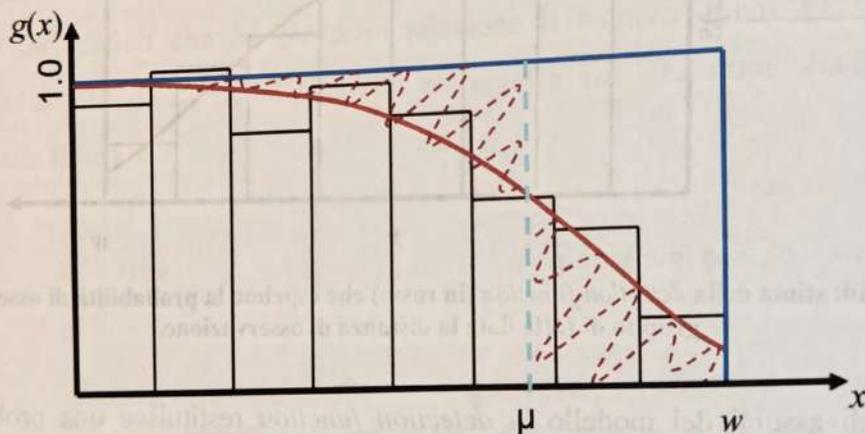


Figura 4.11: la linea tratteggiata azzurra esprime il parametro μ che rappresenta la distanza dal transetto per cui, quanti oggetti non riesco a contare a distanze più vicine (linea tratteggiata in rosso a sinistra di μ), tanti ne osservo a distanze più lontane (linea tratteggiata in rosso a destra di μ).

Se supponiamo di effettuare k transetti di lunghezza complessiva L e di osservare *pellets group* fino alla distanza perpendicolare w , la superficie dell'area campionata è pari ad $a = 2wL$ e in essa sono stati osservati n gruppi di *pellets*. Se supponiamo la probabilità di osservazione casuale di un gruppo di fatte pari a \hat{P}_a , la consistenza stimata dei gruppi di *pellets* presenti nell'area campionata è pari a:

$$\hat{D} = \frac{n}{2wL\hat{P}_a} = \frac{n}{2wL\hat{\mu}/w} = \frac{n}{2\hat{\mu}L}$$

Come già presentato, per stimare \hat{P}_a definiamo la *deteccion function* $g(x)$ come la probabilità di osservare un gruppo di *pellets* a distanza x dal transetto e assumiamo che $g(0)=1$. Per stimare $\hat{\mu}$ si calcola la funzione di densità di probabilità (pdf) delle distanze perpendicolari dei *pellets group* avvistati, definita $f(x)$, che non è altro che $g(x)$ riscalata in modo che l'integrale sotteso dalla curva (l'area) sia pari a 1: $f(x) = g(x)/\mu$. In particolare poiché assumiamo $g(0)=1$, ne segue che $f(0)=1/\mu$ e quindi:

$$\hat{D} = \frac{n}{2\hat{\mu}L} = \frac{n\hat{f}(0)}{2L}$$

Il *software Distance* (Buckland *et al.*, 2001) permette di modellizzare, in base ai dati raccolti lungo i transetti, la pdf delle distanze perpendicolari e valutare le varie funzioni così ricavate per $x = 0$. Spesso, ed è anche il nostro caso, le distanze perpendicolari sono registrate in "classi di distanza" o i dati sono raggruppati in classi di distanza prima delle analisi. Metodi *standard* per il calcolo della *likelihood* per tali dati multinomiali sono implementati dal *software*.

Per il calcolo della varianza associata alle stime viene di norma utilizzata la seguente formula approssimata:

$$\text{var}(\hat{D}) = \hat{D}^2 \left[\frac{\text{var}(n)}{n^2} + \frac{\text{var}[\hat{f}(0)]}{[\hat{f}(0)]^2} \right]$$

Se si assume che \hat{D} sia distribuita in modo lognormale, i limiti approssimati, inferiore e superiore di confidenza al 95% sono dati da \hat{D}/C e da $\hat{D}C$ dove:

$$C = \exp \left\{ 1.96 [\text{var}(\ln \hat{D})]^{0.5} \right\}$$

con

$$\text{var}(\ln \hat{D}) = \ln \left[1 + \frac{\text{var}(\hat{D})}{\hat{D}^2} \right]$$

Il software *Distance* fornisce anche l'opzione per ottenere le stime di varianza e intervalli di confidenza con ricampionamento mediante *bootstrap*.
L'applicazione della tecnica del *Distance Sampling*, congiunta con il *pellet group count* è il metodo che è stato applicato in questo lavoro per stimare la consistenza e la densità estiva della popolazione di Cervo nel settore trentino del PNS.

4.6 Lo schema di campionamento

Survey design e metodi di campo

I metodi di analisi impiegati dipendono da appropriati metodi di campo, da un valido disegno sperimentale e da un campione adeguato (numero di campionamento). Per la definizione del disegno sperimentale e dello schema di campionamento da applicare in campo è stato effettuato un preventivo studio pilota.

Lo studio pilota è raccomandabile per verificare come rispettare al meglio gli assunti del modello e per ottenere una prima stima di massima del tasso di incontro dei *pellets* (*encounter rate* n/L) e delle componenti della varianza in modo da definire a priori il numero di campioni da osservare e la lunghezza totale dei transetti da percorrere per ottenere il livello prefissato di significatività delle stime.

La definizione del *survey design* (schema di campionamento) dovrebbe fare in modo che i tre assunti chiave del metodo siano rispettati:

- la contattabilità (dei *pellets group* in questo caso) lungo il transetto è pari al 100% ($g(0) = 1$);
- i soggetti da contattare non si spostano prima di essere osservati in risposta ai movimenti dell'osservatore;
- le misure delle distanze perpendicolari sono accurate.

Secondo (Buckland *et al.*, 1993), il campione minimo (*sample size*, n) che dovrebbe essere raccolto per ottenere informazioni significative dovrebbe raggiungere i 60-80 *pellets group*

A parità di altri vincoli o problematiche, il *line transect* è preferibile al *point transect*. Mentre si impiega più tempo nel percorrere i transetti lineari, se ne impiega ancora di più localizzando e spostandosi da un punto all'altro. Inoltre, se l'area di studio è vasta,

la grandezza dello sforzo necessario viene più efficientemente utilizzato percorrendo transetti lineari.

Survey design

Il *survey design* comprende il posizionamento dei transetti da campionare nell'area. Di norma i transetti devono essere linee multiple tra loro separate (è meglio avere molti transetti corti che pochi lunghi). Preventivamente la popolazione da studiare deve essere chiaramente definita e delimitata nei suoi confini distributivi.

DA
VEDERSI

In fase di pianificazione è necessario tenere conto dell'esistenza di possibili gradienti nella densità (nel caso del Cervo, ad esempio, in funzione dell'altitudine e dell'habitat). In questo caso è meglio posizionare le linee in modo parallelo alla supposta direzione del gradiente. Nel caso del Cervo le linee sono state quindi tracciate parallelamente alla direzione di massima pendenza dei versanti principali delle tre valli interessate al rilevamento (Peio - Val del Monte, Peio - Val de la Mare, Val di Rabbi). Alternativamente è opportuno effettuare una stratificazione spaziale dell'area di studio. Nel caso si presentino, ad esempio, due aree spazialmente separate o differenti tipi di habitat, è possibile in tal modo stimare valori di densità separati per ciascuna tipologia. Nel caso del Cervo è stata effettuata una pre-stratificazione per zona, in modo da avere valori di densità separati tra Peio e Rabbi, e verrà successivamente effettuata una pre e post stratificazione per habitat.

Disposizione dei transetti

Esistono numerose opzioni per la disposizione delle linee dei transetti. La disposizione più pratica è quella di usare uno schema sistematico con transetti tra loro paralleli, in cui i punti di inizio di ciascun transetto (tra loro disposti in modo sistematico) sono posizionati sul terreno in modo *random* (Figura 4.12). Di norma i transetti devono essere spazati in modo tale che un oggetto non possa essere contato due volte e non devono seguire linee prestabilite e riconoscibili come strade, corridoi o ecotoni. La teoria dice che la stima più valida della varianza campionaria si ottiene con un disegno completamente *random*, tuttavia la precisione di un campionamento sistematico è spesso superiore a quello *random* e la griglia sistematica di linee viene comunque posizionata in modo *random* sul terreno.

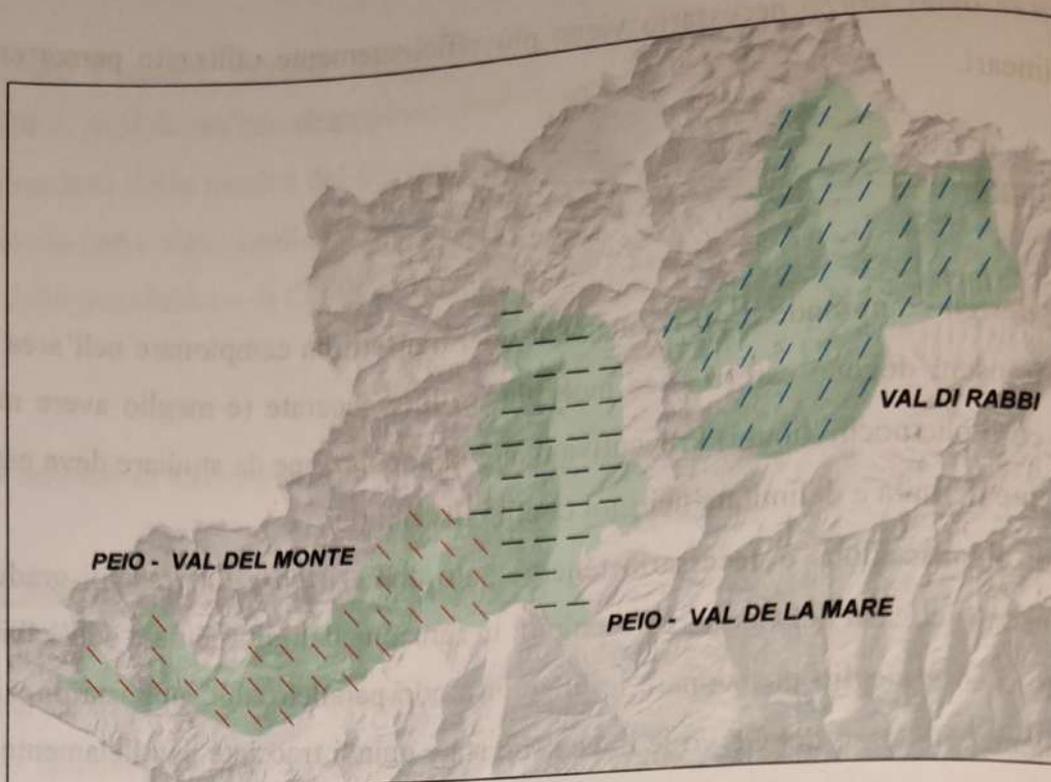


Figura 4.12: disposizione dei transetti a distribuzione omogenea, posizionati in modo *random* sul terreno. In azzurro l'orientamento dei transetti in Val di Rabbi spostato di 30° rispetto al nord, in nero sono rappresentati i transetti in Val de la Mare orientati a 90° e in rosso i transetti in Val del Monte orientati a 320° . Tutti i transetti sono disposti lungo la linea di massima pendenza del versante principale.

Dimensione del campione

Una delle proprietà di base della teoria del campionamento nel *line transect* è che l'importante, anche nel caso si campionino grandi popolazioni, è la dimensione assoluta del campione e non la frazione della popolazione campionata. La dimensione n del campione è quindi un parametro importante del *survey design*. Come regola pratica di base, n dovrebbe essere almeno 60-80 e superiore se gli oggetti contati sono raggruppati. Tenendo conto di tale regola, è stato preventivamente effettuato uno studio pilota lungo alcuni transetti campione in modo da stimare la lunghezza L di transetti che era necessario percorrere in funzione della precisione della stima desiderata. Il conteggio dei *pellets* lungo i transetti pilota ha permesso di stimare il tasso di incontro (*encounter rate* n_0/L_0).

Tabella 4.2: transetti campione tracciati durante lo studio pilota.

Transetto Pilota N.	Lunghezza (L_0)	Pellets group (n_0)	Encounter rate (n_0/L_0)
1	22 m	5	
2	20 m	1	
3	22 m	6	
4	22 m	8	
5	20 m	1	
Totale	106 m	21	0.198

Come stimatore della precisione della stima è stato usato il coefficiente di variazione della densità stimata:

$$cv(\hat{D}) = se(\hat{D}) / \hat{D}$$

Ci si è posti l'obiettivo di pianificare i rilievi in modo che la densità stimata di *pellets group* avesse un CV del 5% (0.05). La stima di massima della lunghezza totale dei transetti necessaria ad avere un CV del 5%, in base all'*encounter rate* rilevato nello studio pilota è stato ricavato dalla seguente formula (Buckland *et al.*, 1993):

$$L = \left(\frac{b}{(0.05)^2} \right) \left(\frac{L_0}{n_0} \right)$$

b è un parametro che tiene conto della varianza di n e della sua diminuzione di contattabilità con la distanza e può variare tra 1.5 e 3 nel peggiore dei casi (Burnham *et al.*, 1980). Ponendo $b = 3$, la lunghezza minima di transetti da percorrere risulta pari a:

$$L = \left(\frac{3}{(0.05)^2} \right) \left(\frac{106}{21} \right) = 6.057m$$

Risolvendo per n , ne deriva che su circa 6 chilometri di transetti dovrebbero essere contati circa 1188 *pellets group* per ottenere una stima della densità con un CV del 5%. Per essere ulteriormente sicuri della precisione delle stime, si è deciso di raddoppiare la lunghezza dei transetti così calcolata e di percorrere circa 12 chilometri di transetti. Con molte piccole unità di 100 metri di lunghezza.

4.7 Metodi di lavoro di campo

La raccolta dati in campo incontra spesso situazioni particolari ed eccezioni che diventa difficile affrontare se non pianificate a priori in modo standardizzato. Per questo è di estrema importanza definire in modo meticoloso tutte le possibili situazioni per delineare delle regole di comportamento che rispondano in modo uniforme alle esigenze imposte dal metodo stesso.

Le aree di studio per le sessioni di campionamento invernale ed estiva rappresentano rispettivamente l'area di distribuzione invernale ed estiva del Cervo all'interno del PNS (Figura 4.13).

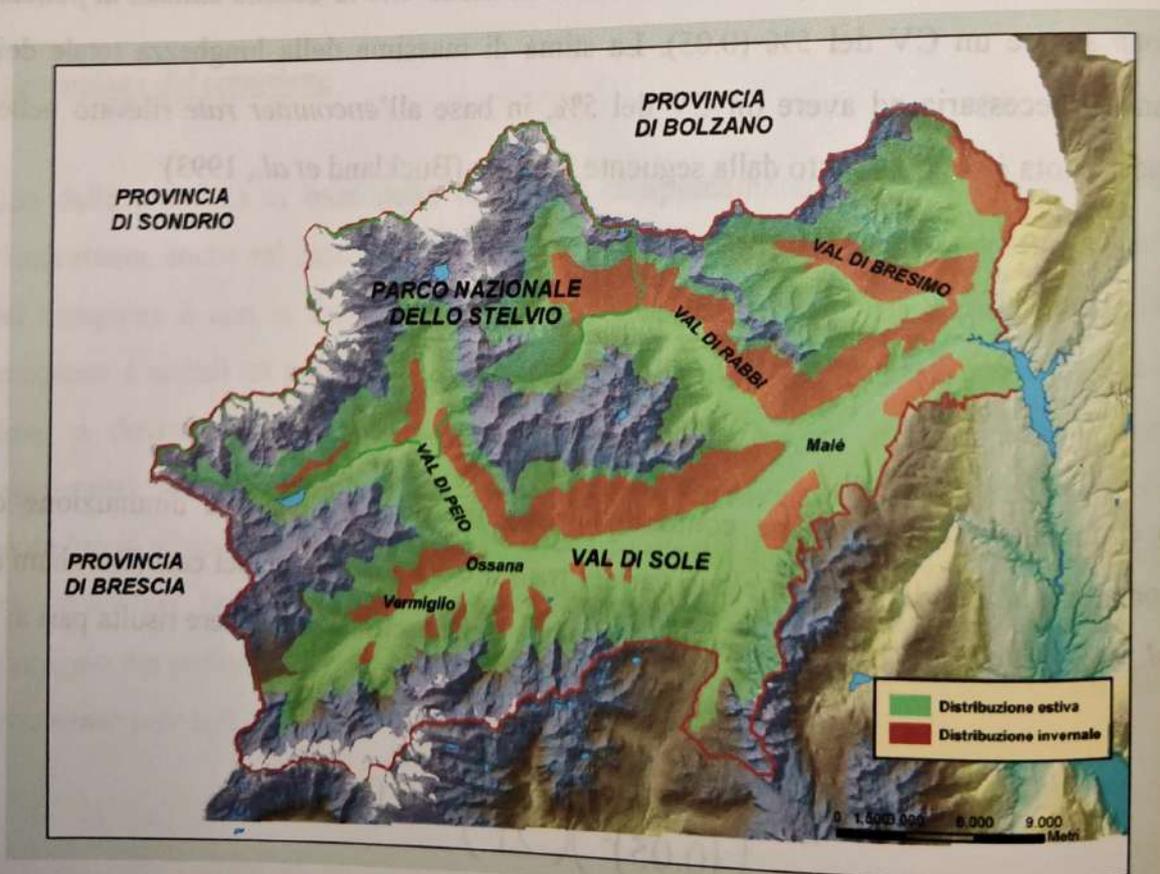


Figura 4.13: distribuzione estiva (in verde) ed invernale (in rosso) del Cervo nel settore trentino del PNS e nei Distretti faunistici della Val di Sole.

All' interno dell' area del Parco la stima delle densità della popolazione di Cervo è stata realizzata in due periodi temporalmente differenti per ottenere due diverse "fotografie" relative alle situazioni invernale ed estiva. Ciò perché, in base alle conoscenze attuali relative alle migrazioni stagionali, l' area del Parco viene utilizzata in modo differenziale a seconda delle stagioni. Durante la stagione invernale, le condizioni ambientali estreme spingono infatti parte della popolazione a spostarsi per trovare idonee aree di svernamento all' esterno dell' area protetta. Le aree rappresentate nella cartografia sono state tracciate grazie all' individuazione delle aree di estivazione e svernamento del Cervo all' interno del territorio del Parco, sulla base di una sintesi delle osservazioni effettuate nel corso degli anni e dei dati ricavati dagli studi sugli spostamenti effettuati mediante radiotracking. Sono state eliminate tutte le zone che non hanno caratteristiche idonee alla presenza della specie come ad esempio salti di roccia, crinali rocciosi ed aree di ghiacciaio.

- Stima della consistenza invernale: il campionamento è stato effettuato nei primi mesi successivi a quelli invernali (maggio-giugno). I transetti sono stati distribuiti all' interno dell' area di svernamento del Cervo nel Parco, tenendo conto di una porzione limitrofa ed esterna al Parco stesso (Figura 4.14). Il Parco dello Stelvio comprende le testate delle Valli di Peio e Rabbi. Per questo l' area di studio è composta da due zone tra loro separate e relative alle due valli. In Val di Peio l' area di studio invernale ha un' estensione di 2.370 ettari; In Val di Rabbi l' area di studio invernale ha un' estensione di 1.830 ettari;



Figura 4.14: in blu i confini delle aree di studio di Peio (a sinistra) e Rabbi (a destra) utilizzate per la stima della consistenza invernale della popolazione di Cervo del settore trentino del PNS.

- Stima della consistenza estiva: il campionamento è stato effettuato nei primi mesi successivi a quelli estivi (settembre-novembre). I transetti sono stati distribuiti all'interno dell'area di estivazione del Cervo nel Parco (Figura 4.15). L'area di studio in questo caso risulta più estesa la popolazione risulta più dispersa durante la fase estiva. In Val di Peio l'area di studio estiva ha un'estensione di 3.870 ettari; In Val di Rabbi l'area di studio estiva ha un'estensione di 3.150 ettari. Il lavoro di raccolta e analisi della presente tesi riguarda questa fase. L'individuazione delle specifiche consistenze e densità all'interno del Parco ci permette, stabilite le consistenze complessive della popolazione, di risalire alla quota di animali che durante l'estate si trovano all'esterno dell'area protetta.



Figura 4.15 – In rosso i confini delle aree di studio di Peio (a sinistra) e Rabbi (a destra) utilizzate per la stima della consistenza estiva della popolazione di Cervo del settore trentino del PNS.

Per entrambi i campionamenti è stato necessario effettuare una stima del *decay rate* (tasso di decadimento) dei gruppi di *pellets* in quanto le diverse condizioni ambientali e meteo-climatiche comportano un diverso tasso di degradazione (si veda il paragrafo 5.3).

Lo schema di campionamento ricavato con *Distance* ha individuato 112 punti dai quali partire per l'effettuazione dei transetti. Per minimizzare gli effetti di eventuali gradienti di densità in relazione all'altitudine, i transetti sono stati posizionati sempre secondo la linea generale di orientamento della massima pendenza dei versanti vallivi

Nel presente lavoro la conta dei gruppi di *pellets* è stata effettuata lungo 112 transetti di 100 m ciascuno per un totale di 11.200 m. In base al *survey design* realizzato mediante il *software Distance* (Buckland *et al.*, 2001), i transetti sono stati distribuiti in modo tra loro uniforme all'interno dell'area di studio (equidistanti, Figura 4.12), ma posizionati, rispetto all'area di studio stessa in modo casuale per rispettare gli assunti del modello (*design based model* sullo schema di campionamento).

Per la conta dei *pellets group* ci si è avvalsi dell'ausilio di diversi strumenti:

- GPS, altimetro, carta tecnica provinciale e ortofoto, per localizzare con la massima precisione possibile il punto di inizio del transetto;
- Bussola, per determinare la direzione di percorrenza del transetto;
- Picchetti e corda da 50 metri, per definire con precisione la linea centrale del transetto e rendere più agevoli le misurazioni delle distanze dal centro del transetto dei *pellets group* osservati;
- Asta della lunghezza di 160 cm (*Distance sampler*) colorata in modo alternato in classi di 20 cm che identificano le classi di distanza dalla linea del transetto. Serve per standardizzare e velocizzare la raccolta dei dati;
- Schede di rilevamento;
- Tabelle *random*.

Gli escrementi dei ruminanti selvatici sono generalmente formati da un elevato numero di elementi di forma grossomodo cilindrica (*pellet*) che, una volta deposti sul terreno, tendono progressivamente a degradarsi con velocità estremamente variabile e dipendente dalle condizioni atmosferiche e dalle caratteristiche degli habitat. I *pellets* dei Cervidi sono corti, cilindrici o quasi sferici e spesso hanno una piccola punta ad una delle due estremità. Hanno una superficie liscia e, appena deposti, appaiono neri o molto scuri e sono ricoperti da una sottile patina di muco. In primavera/estate, quando il cibo è più ricco, possono apparire più soffici e fondersi tra loro. Il numero di *pellets* presenti in un PG appena deposto è variabile in funzione del sesso, dell'età e della dieta e generalmente compreso tra 40 e 60. Nell'area di studio sono presenti tre diverse specie di Ungulati. Esiste quindi il rischio di confusione nella determinazione anche se in termini percentuali la percentuale di PG "dubbe" è risultata estremamente bassa. Nel caso del Cervo i *pellets* sono lunghi fino a 30 mm con un diametro di 13-18 mm (Staines, 1991). I *pellets* del capriolo sono allungati e cilindrici, con dimensioni di 14 x 6 mm sino a 18 x 9 mm.

Le fasi di raccolta dei dati di campo possono essere così riassunte:

- La scelta del punto di partenza di ciascun transetto viene fatta sulla base di una griglia sistematica sovrimposta all'area di studio in modo *random*, selezionata preventivamente dal software *Distance*. L'area di studio è suddivisa in tre sottocampioni, ciascuno caratterizzato da una diversa direzione di massima pendenza dei versanti:
 - Rabbi
 - Val de la Mare
 - Val del Monte
- L'individuazione del punto avviene grazie all'utilizzo della carta tecnica provinciale in scala 1:10.000, di ortofoto in scala 1:7.500, del gps e dell'altimetro;
- Per garantire la completa casualità del punto di inizio del transetto, dal punto così individuato, ci si sposta nella direzione indicata e per un numero di passi ugualmente indicato da una tabella di numeri *random* appositamente predisposta;
- Sul punto di arrivo viene piantato il picchetto;
- La corda va sempre tesa nella stessa direzione per le tre sottoaree individuate, mediante l'ausilio della bussola:
 - a. 30° per Rabbi;
 - b. 90° per Pejo Val de la Mare;
 - c. 320° per Pejo Val del Monte;
- Stesa tutta la corda lungo una linea retta si pianta il picchetto di fine transetto e si inizia il conteggio per i primi 50 m; il conteggio prosegue successivamente per altri 50 m lungo la stessa direzione;
- I *pellets group* avvistati vengono riportati su apposite schede di campo;
- Finito il conteggio il percorso effettuato lungo il transetto deve essere segnato sulle carte allegate.

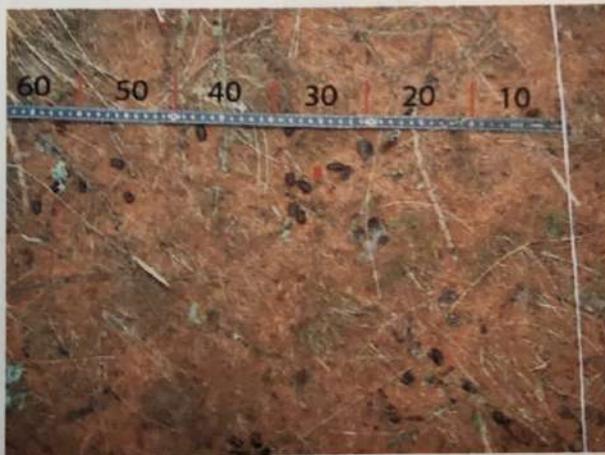
Il conteggio è stato effettuato tenendo conto delle seguenti considerazioni:



Il lavoro viene sempre effettuato da due persone. La prima individua il punto di partenza e stende la corda guida del transetto. La seconda percorre il transetto senza spostarsi dalla linea centrale e individua tutti i *pellets*. La prima lo segue effettuando le misurazioni di distanza dei *pellets* dal centro del transetto. La seconda, lungo il transetto, compila la scheda di rilevamento.



Per ogni gruppo di *pellets* individuato è necessario misurare la sua distanza perpendicolare dal transetto.



Per velocizzare il lavoro vengono individuate classi di distanza ogni 20 cm che verranno individuate mediante l'utilizzo di un'asta graduata.



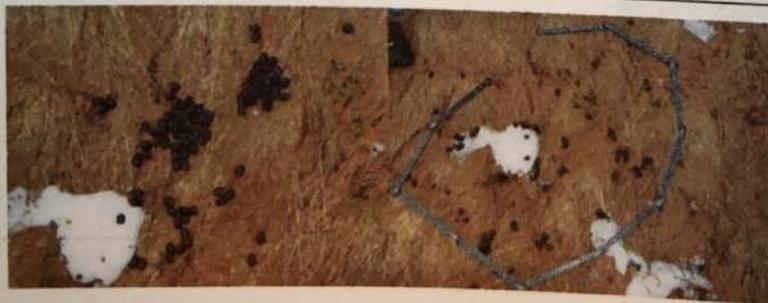
Vengono distinti i *pellets group* delle specie potenzialmente presenti sul territorio (Cervo, capriolo, camoscio). Non si distinguono pellets di Cervo maschio da *pellets* di Cervo femmina.



Si considera come "fatta", o gruppo di *pellets*, un minimo di 5 pellets che tra loro non sono più distanti dell'ampiezza di una mano.



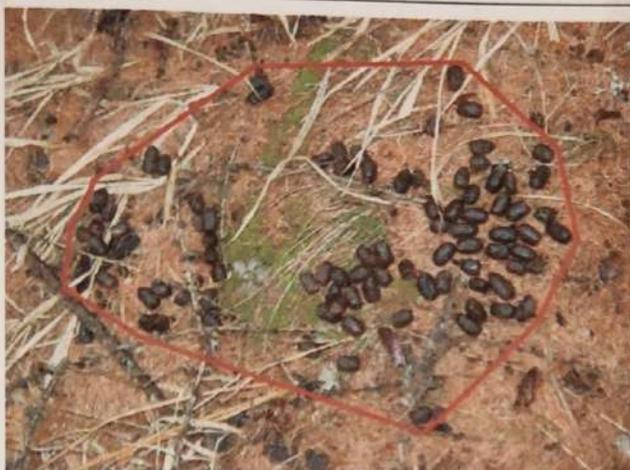
Normalmente un gruppo di *pellets* freschi è composto da almeno 50-70 *pellets* singoli.



Con il tempo la distribuzione relativa dei *pellets* può farsi sempre più sparsa rendendoli meno apprezzabili.



Il centro di una fatta deve essere stimato considerando la distribuzione relativa dei singoli *pellets*.



Nel caso di distribuzione sparsa lungo isoipsa, valgono le considerazioni del punto precedente.



Nel caso di distribuzione sparsa lungo la linea di massima pendenza, il centro deve essere posto nel gruppo di *pellets* posto più in alto (nell'ipotesi di scivolamento).



È utile considerare forma, dimensione e stato di conservazione dei *pellets* per evidenziare fatte sovrapposte e deposte in tempi differenti.

Durante il lavoro di campo è possibile trovarsi davanti a barriere (case, strade, fiumi) o sul confine dell'area di studio. In tali situazioni non è possibile "stendere" il transetto in modo convenzionale. Per questo sono state definite regole standard che permettano di ovviare a tali inconvenienti in modo uniforme e replicabile:

- Barriere non attraversabili puntiformi, ne è un esempio tipico un albero; in questo caso il transetto viene interrotto prima dell'albero e ricominciato subito dopo, recuperando in lunghezza la parte del transetto non effettuato.
- Barriere non attraversabili di estensione limitata come ad esempio rocce o boscaglie impenetrabili. In questa situazione ci si sposta perpendicolarmente fino al termine della barriera (in maniera casuale a destra o a sinistra) e a partire dalla fine della barriera, sempre perpendicolarmente, si conta un numero casuale di passi (opportunamente individuati in base ad un'apposita tabella *random*), e si ricomincia il conteggio nella stessa direzione del transetto già percorso per il tratto mancante.
- Aree non disponibili alla specie, costituite da barriere attraversabili (fiumi, strade asfaltate, paesi); sono equivalenti a buchi nell'area. Il transetto viene effettuato fino ai margini della barriera e ripreso normalmente dalla fine della barriera stessa. In questo modo si recupera la lunghezza del transetto occupata dalla barriera.
- Aree non disponibili, costituite da barriere non attraversabili come ad esempio salti di roccia. In questa fattispecie ricadono anche i transetti che oltrepasserebbero i confini dell'area di studio. In questo caso ci si sposta perpendicolarmente di un numero casuale di passi (ricavati da un'apposita tabella di numeri *random*). A questo punto si completa il transetto tornando indietro rispetto alla direzione

DISTANCE SAMPLING PELLETS GROUP COUNT

TRANSETTO NUM.	NOME		
SETTORE			
PASSI		ANGOLO	
OPERATORE			DATA

	DISTANZA	CERVO				CAPRIOLO				TOTALE CERVO	TOTALE CAPRIOLO
1	0 - 20 cm										
2	20 - 40 cm										
3	40 - 60 cm										
4	60 - 80 cm										
5	80 - 100 cm										
6	100 - 120 cm										
7	120 - 140 cm										
8	140 - 160 cm										
9	160 - 180 cm										
10	180 - 200 cm										
11	200 - 220 cm										
12	220 - 240 cm										
13	240 - 260 cm										
14	260 - 280 cm										
15	280 - 300 cm										
16	320 - 340 cm										
17	340 - 360 cm										
18	360 - 380 cm										
19	380 - 400 cm										

HABITAT	%
Pecceta	
Lariceto	
Cembreta	
Prato - pascolo	
Prateria	

ESPOSIZIONE	

PENDENZA	

SOTTOBOSCO	%
nudo	
graminacee	
mirtillo / ginepro	
rododendro	
arbusti / ontani	

Nelle schede viene anche riportata una caratterizzazione ambientale dell'area in cui si effettua lo specifico transetto. Vengono specificate le caratteristiche di habitat (in semplici classi, secondo quanto riportato nella scheda), esposizione, pendenza e percentuale di tipologia di sottobosco presente (anche in questo caso si vedano le classi riportate nella scheda di campo).

Ogni volta che lungo il transetto cambiano in modo significativo le variabili ambientali, i dati vengono registrati su una nuova scheda. Un transetto può quindi essere composto da più schede (ogni scheda corrisponde ad un "segmento" del transetto) che in totale assommano ad una lunghezza di 100 m.

Questo è necessario in quanto il *decay rate* dei *pellets group* può risultare estremamente variabile a seconda di fattori quali l'habitat, la pendenza e l'esposizione del versante in cui i *pellets* sono stati depositi. Conoscere in maggiore dettaglio la situazione ambientale in cui sono stati rinvenuti i vari gruppi di *pellets* permette di applicare con maggiore precisione i fattori di conversione che ci permettono di passare da una stima di densità di *pellets* ad una stima di densità di animali.

È altrettanto importante stabilire la soglia di spazio lineare minima da rilevare per inserire nuovi segmenti lungo un transetto. Nel nostro caso si è scelto di iniziare un

segmento differente nel caso in cui una nuova situazione ambientale avesse un'estensione minima di 15 metri.

Nel corso dei rilievi sono state anche registrate le percentuali medie di copertura delle diverse classi di sottobosco presenti (solo nel caso di transetti che ricadevano all'interno dell'area boscata). I dati della sessione estiva sono stati raccolti nel periodo tra la metà di settembre e la metà ottobre, considerato rappresentativo della fase estiva e subito precedente alle date medie in cui i soggetti migratori si sono spostati verso le aree di svernamento.

SOTTOBOSCO	
area	
percentuale	
numero	
coltura	
specie animali	

4.8 Il tasso di decadimento

La presenza e il numero di *pellets group* fecali presenti nell'ambiente è influenzata sia dal numero di cervi e dal loro tasso di defecazione, sia dal tempo in cui i PG rimangono sul terreno prima di degradarsi completamente (tempo di decadimento – *decay time*). I PG sono soggetti all'influenza di numerosi fattori che contribuiscono alla loro degradazione tra cui l'azione microbica e degli invertebrati, le forze meccaniche di pioggia, vento o disturbi fisici (il passaggio di altri animali) e la copertura sotto lettiera in relazione alla caduta delle foglie. Il tempo di degradazione è inoltre influenzato dalla dieta, che determina la composizione dei PG e dalla temperatura e umidità del suolo. Il tempo di decadimento è perciò specifico a seconda della specie, degli habitat presenti e del luogo di deposizione e necessita di stime specifiche per ciascun habitat nella specifica area di studio in cui si intende applicare il metodo (Mayle *et al.*, 1999). Mitchell e McCowan (1984) hanno mostrato come il tasso di decadimento (*Decay rate* – **DecR**) possa variare tra 95 e 450 giorni a seconda del sito e della stagione. In genere il DecR tende ad essere più breve in ambienti aperti e climi molto piovosi e in climi caldi e umidi. Essi sono relativamente lunghi con climi freddi e suoli acidi, mentre denotano un'estrema variabilità man mano che ci si abbassa di quota. Il DecR viene definito come *il numero di giorni impiegato dal pellets group per raggiungere un numero di pellets inferiore a 6*.

La stima di questo parametro è di fondamentale importanza poiché è uno dei fattori presenti nella formula di calcolo che ci permette di passare dalla stima di densità di PG alla stima di densità di cervi. Essendo al denominatore modifica in modo inversamente proporzionale la stima della densità stessa:

$$N^{\circ} \text{ cervi} / \text{kmq} = \frac{N^{\circ} \text{ PG} / \text{kmq}}{\text{DecR} \times \text{DefR}}$$

Con DecR = numero medio di giorni in cui un PG scompare

DefR = numero medio di PG deposti dal Cervo al giorno

Nell'area di studio la stima del DecR è stata effettuata per il periodo invernale e per quello estivo. Sulla base di quanto noto in letteratura è infatti lecito aspettarsi che i tassi siano diversi a seconda della stagione in funzione dell'andamento meteo-climatico.

Nel presente lavoro, che mira alla stima delle densità di Cervo nel periodo estivo, è stata quindi impostata una sperimentazione di campo per la valutazione dei tassi di decadimento estivi in funzione dei parametri ambientali e di habitat presenti nell'area di studio. A tal fine sono stati posizionati sul terreno gruppi di *pellets* appena deposti che sono successivamente stati controllati a intervalli di tempo regolari per verificare la progressiva degradazione degli stessi in funzione del tempo trascorso. Per tenere conto delle differenze presenti nell'area di studio, i PG campione sono stati posizionati in modo stratificato per mettere in evidenza eventuali difformità nelle stime del DecR in funzione delle seguenti variabili "ambientali", ritenute maggiormente significative nel determinare la variabilità della degradazione:

- Esposizione dei versanti (sud, nord);
- Pendenza dei versanti (elevata, media, bassa o piana);
- Tipologia di habitat (pecceta, lariceta, ontaneta e latifoglie, assenza di copertura boscata).

Combinando i tre parametri indagati, sono state quindi individuate 24 possibili combinazioni. Per ciascuna combinazione sono stati "artificialmente" deposti, in situazioni ambientali che rispondessero alla combinazione specifica, tre repliche, ciascuna opportunamente marcata con un picchetto di legno colorato e numerato in modo da facilitare il ritrovamento dei campioni ad ogni visita. I PG sono stati raccolti per il presente lavoro dai cervi presenti nell'area faunistica di Peio.

Sono stati depositati 35 pellets per singolo campione, per un totale di 72 campioni che hanno tenuto conto delle variabili prima descritte nel seguente modo;

Tabella 4.3: variabili considerate secondo cui sono stati deposti i campioni per la stima del *decay rate*.

VERSANTE NORD		VERSANTE SUD	
<u>TIPOLOGIA</u>	<u>PENDENZA</u>	<u>TIPOLOGIA</u>	<u>PENDENZA</u>
<u>1. PECCETA</u>	ELEVATA	<u>1. PECCETA</u>	ELEVATA
	MEDIA		MEDIA
	BASSA		BASSA
<u>2. LARICETO</u>	ELEVATA	<u>2. LARICETO</u>	ELEVATA
	MEDIA		MEDIA
	BASSA		BASSA
<u>3. ASSENZA DI COPERTURA</u>	ELEVATA	<u>3. ASSENZA DI COPERTURA</u>	ELEVATA
	MEDIA		MEDIA
	BASSA		BASSA
<u>4. ONTANO</u>	ELEVATA	<u>4. ONTANO</u>	ELEVATA
	MEDIA		MEDIA
	BASSA		BASSA

Nel caso delle tipologie di habitat "lariceto" e "assenza di copertura" si è cercato di porre i campioni in situazioni intermedie, rispetto alla situazione del sottobosco, per provare ad indagare l'eventuale effetto della copertura del sottobosco e dello strato arbustivo (rododendro, mirtillo, ginepro) sulla degradazione:

Tabella 4.4: situazioni intermedie, rispetto allo stato del sottobosco, considerate nelle tipologie lariceto e assenza di copertura.

<u>TIPOLOGIA</u>	<u>SITUAZIONE</u>
<u>LARICETO</u>	SOLO LARICETO
	PRESENZA DI POCHI ARBUSTI
	ELEVATA PRESENZA DI ARBUSTI
<u>ASSENZA DI COPERTURA</u>	ASSENZA DI COPERTURA
	PRESENZA DI ARBUSTI
	PRESENZA ELEVATA DI ARBUSTI

I diversi campioni sono stati posizionati il 17 giugno 2005 e sono stati progressivamente controllati a intervalli di circa quindici giorni riportando su apposite schede il numero di *pellets* ancora presenti sino al raggiungimento del numero soglia di cinque elementi. Di seguito si riporta l'esempio dei dati di controllo relativi ai campioni n. 31 e n. 34,

posizionati in ontaneta, su un versante esposto a sud e caratterizzato da pendenza elevata :

Tabella 4.5: dati relativi ai controlli dei campioni N°31 e 34 posizionati in ontaneta.

N°	HABITAT	PENDENZA	ESPOSIZIONE	DATA	PELLETS
31	ONTANO	ELEVATA	SUD	17-06-'05	35
31	ONTANO	ELEVATA	SUD	01-07-'05	26
31	ONTANO	ELEVATA	SUD	16-07-'05	16
31	ONTANO	ELEVATA	SUD	30-07-'05	10
31	ONTANO	ELEVATA	SUD	14-08-'05	0
31	ONTANO	ELEVATA	SUD	30-08-'05	0
31	ONTANO	ELEVATA	SUD	15-09-'05	0
31	ONTANO	ELEVATA	SUD	30-09-'05	0
31	ONTANO	ELEVATA	SUD	15-10-'05	0
31	ONTANO	ELEVATA	SUD	17-06-'05	35
34	ONTANO	ELEVATA	SUD	01-07-'05	24
34	ONTANO	ELEVATA	SUD	16-07-'05	21
34	ONTANO	ELEVATA	SUD	30-07-'05	19
34	ONTANO	ELEVATA	SUD	14-08-'05	16
34	ONTANO	ELEVATA	SUD	30-08-'05	0
34	ONTANO	ELEVATA	SUD	15-09-'05	0
34	ONTANO	ELEVATA	SUD	30-09-'05	0
34	ONTANO	ELEVATA	SUD	15-10-'05	0

Il campione n. 31 ha impiegato 58 giorni per raggiungere la soglia di 6 pellets, mentre nel secondo caso ci sono voluti 64 giorni.



Figura 4.16 – Tipologia di habitat a ontano verde in cui sono stati posizionati alcuni dei campioni per la sperimentazione.

Il tempo necessario alla degradazione dei PG è risultato particolarmente lungo in alcuni degli habitat indagati e superiore al periodo dell'indagine e al tempo di riferimento utilizzato per la stima della densità estiva (circa 168 giorni, dal 1 maggio al 15 ottobre, periodi medi in cui si sono verificate le migrazioni stagionali in base ai dati ricavati dalla telemetria). Nel caso dei campioni che alla data del 15 ottobre non avevano ancora raggiunto il valore soglia, il tempo di decadimento è stato stimato mediante regressione polinomiale tra il numero di *pellets* presenti e i giorni trascorsi dalla deposizione e risolvendo per un numero di *pellets* pari a cinque.

La significatività delle eventuali differenze nei valori medi di DecR in funzione dei parametri indagati è stata verificata mediante ANOVA a due e tre vie.

4.9 Il tasso di defecazione

Per tutti i metodi di campionamento basati sulla conta dei PG, sarebbe necessario disporre di una stima specifica del tasso di defecazione (*Defecation rate* – DefR), inteso come il numero medio di PG deposti al giorno da un individuo.

Il DefR può variare in funzione di variabili quali il sesso dell'individuo, la classe d'età, l'habitat e la dieta, a sua volta influenzata dalla disponibilità stagionale.

Di norma la valutazione del DefR dovrebbe essere effettuata in modo specifico per la propria area di studio, seguendo in campo gli animali e contando il numero di defecazioni in un dato periodo di tempo. Tale sistema è poco utilizzato e nel caso specifico avrebbe comportato un carico di lavoro non ipotizzabile, anche in relazione al comportamento particolarmente schivo della specie indagata.

Un'ipotesi alternativa è stata quella di prendere in considerazione le informazioni presenti in letteratura, derivate da studi effettuati osservando animali in natura o in recinto. Nel caso degli studi effettuati sul Cervo si ricava che il DefR può variare da 19 a 33 PG/gg e, di norma, si assume un tasso di deposizione medio pari a 25 PG/gg (Mayle *et al.*, 1999; Mitchell e McCowan, 1984; Mitchell *et al.*, 1983).

4.10 Selezione ambientale

L'analisi della selezione ambientale da parte del Cervo è stata condotta relativamente ai parametri di habitat rilevati durante il lavoro di campo. Per ogni tipologia di habitat è stata calcolata la proporzione di utilizzo e la proporzione disponibile. Si sono quindi calcolati gli indici di preferenza di Jacobs che evidenziano l'eventuale selezione positiva o negativa della specie rispetto alle tipologie presenti. Tale indice assume valori positivi in caso di selezione positiva (preferenza) e negativi in caso contrario (evitamento). L'indice assume la seguente formulazione:

$$D = \frac{r - p}{r + p - 2rp} \quad -1 \geq D \geq 1$$

r = proporzione utilizzata

p = proporzione disponibile

5. RISULTATI

5.1. Valutazione dell' efficienza nel lavoro di campo.

La valutazione dell'indice di efficienza nella fase di raccolta dati è necessaria per stimare l'impegno temporale necessario per progetti di questo tipo. Come ricordato nei capitoli precedenti per effettuare questi rilievi sono state impiegate due persone per le caratteristiche stesse del metodo. Tale indice fornisce un'idea del tempo impiegato che è fortemente influenzato da una serie di fattori quali:

- lo schema di campionamento adottato che prevede la sovrapposizione di una griglia a maglie quadrate che comportano una distanza lineare tra i transetti di 234 metri per ottenere a priori un intervallo di confidenza del 10%;
- la conformazione topografica del territorio, la presenza di strade, sentieri ma in generale della percorribilità del territorio oggetto del lavoro che determina il tempo necessario a raggiungere i punti iniziali di ciascun transetto;
- la conoscenza del territorio e la preparazione di chi svolge effettivamente il lavoro di campo che influenza fortemente l'efficienza di raccolta dei dati.

Tabella 5.1: ore impiegate nel lavoro di campo e rispettivi transetti rilevati giornalmente nei due settori.

RABBI			PEIO		
DATA	ORE	N°. TRANSETTI	DATA	ORE	N°. TRANSETTI
06/09/2005	11	6	21/09/2005	12	10
07/09/2005	11	7	22/09/2005	12	11
12/09/2005	11	8	26/09/2005	12	10
13/09/2005	11	8	27/09/2005	12	10
14/09/2005	11	8	29/09/2005	12	7
15/09/2005	5	5	30/09/2005	12	8
16/09/2005	11	3	08/10/2005	12	8
20/09/2005	5	4			
GIORNI 8	76	49	GIORNI 7	84	64

Tabella 5.2: ore giornaliere impiegate per la creazione del database.

RABBI		PEIO	
DATA	ORE	DATA	ORE
15/09/2005	5	24/09/2005	5
17/09/2005	3	28/09/2005	9
19/09/2005	9	03/10/2005	9
20/09/2005	5	10/10/2005	9
24/09/2005	4		
GIORNI 5	26	GIORNI 4	32

Il primo indice ($I.E._{gg}$) è stato calcolato dividendo il numero di transetti per i giorni impiegati per il loro rilevamento. Questo calcolo è stato differenziato per i due settori in modo da evidenziare come, i fattori prima descritti, comportino delle differenze in termini di efficienza. Il significato di tale indice è identificare il numero di transetti che mediamente sono stati rilevati in una giornata di lavoro.

Il secondo indice ($I.E._{ora}$) è stato calcolato dividendo il numero di transetti per le ore di lavoro impiegate per la raccolta dei dati, trovando così, l'efficienza oraria nel lavoro di campo. Con lo stesso criterio è stato calcolato l'ultimo indice ($I.E._{ora}$ (raccolta dati più inserimento dati)) considerando, al denominatore, anche il tempo impiegato per la creazione del database. Si trova così un valore che individua il tempo medio impiegato che, complessivamente, è necessario per la raccolta dati e il loro inserimento nel database.

Tabella 5.3: indici di efficienza differenziati nei due settori. Si rimanda al testo per la spiegazione di calcolo dei diversi indici.

RABBI	PEIO
INDICE DI EFFICIENZA	INDICE DI EFFICIENZA
$I.E._{gg} = 6.13$	$I.E._{gg} = 9.14$
$I.E._{ora} \text{ (raccolta dati)} = 0.64$	$I.E._{ora} \text{ (raccolta dati)} = 0.76$
$I.E._{ora} \text{ (raccolta dati più inserimento dati)} = 0.49$	$I.E._{ora} \text{ (raccolta dati più inserimento dati)} = 0.55$

Come si capisce dagli indici calcolati si può considerare che mediamente, in entrambe le località, il lavoro impiega due persone per due ore a transetto considerando sia il tempo impiegato per la raccolta dati che quello impiegato per l'inserimento dei dati. Quindi per

un generico progetto che preveda la disposizione di 100 transetti sono preventivabili circa 200 ore di lavoro per singolo operatore.

5.2 Distribuzione geografica stagionale del Cervo

Attraverso l'uso del software *Arc View* è stato possibile rappresentare i contenuti del database in cartografia. Si è così ottenuta la distribuzione del Cervo sul territorio oggetto di studio, individuando anche, le zone in cui c'è la maggior presenza di Cervo ovvero le zone in cui si è riscontrata la maggior densità di *pellet group*.

Nella cartina sotto riportata è rappresentata l'area di estivazione del Cervo all'interno del PNS che corrisponde all'area entro cui è stato svolto il lavoro di campo. L'individuazione dei confini dell'area (in rosso nella cartina) deriva dalle osservazioni della specie nel tempo che, successivamente, è stata estesa andando a comprendere porzioni di territorio posizionate a quote superiori in base ai risultati derivanti dagli studi di *radio-tracking*. La linea blu indica il confine del PNS mentre i punti rappresentati in rosso indicano il punto di partenza dei transetti (Figura 5.1). Il diametro crescente dei cerchi indica una maggiore densità di *pellet group* e quindi una maggior presenza di Cervo.

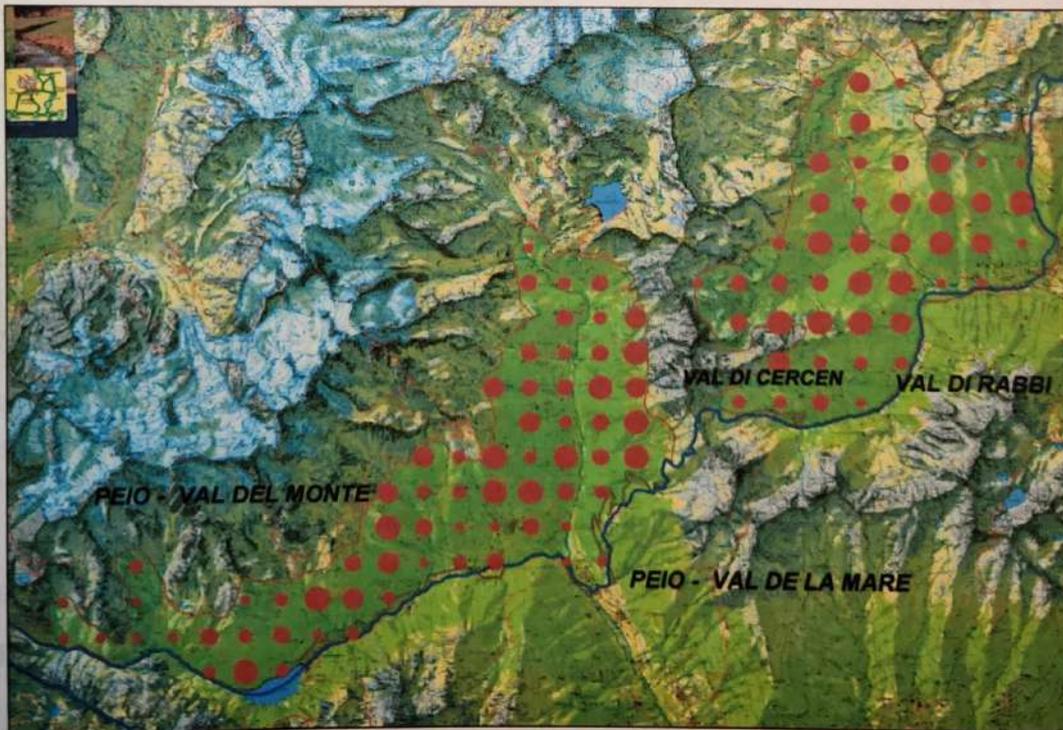


Figura 5.1: distribuzione del Cervo nell'area di estivazione. I cerchi rossi mostrano il punto di partenza dei transetti mentre il diametro crescente rappresenta la maggior presenza di Cervo. In rosso i confini dell'area di studio estivo e in blu quelli del PNS.

L'area di studio presa in considerazione nel periodo invernale tiene conto della zone di svernamento del Cervo che, in generale, si collocano a quote inferiori e su versanti con esposizioni più favorevoli rispetto all'area di estivazione. Nella cartina che rappresenta la distribuzione invernale, i punti di maggior dimensione, sono localizzati su versanti esposti a meridione in modo più concentrato rispetto alla situazione estiva, il che rispecchia sia una maggior concentrazione della popolazione che un areale meno esteso. Diversa la situazione estiva in cui la distribuzione è nettamente più omogenea:

- In Val di Rabbi la presenza di Cervo è minore nella Val di Cercen e nelle zone di confine dell'area di studio.
- In Val di Peio la presenza di Cervo è minore nella porzione a sinistra della Val del Monte dove, come vediamo nella figura 5.3, è maggiore la presenza di Camoscio.

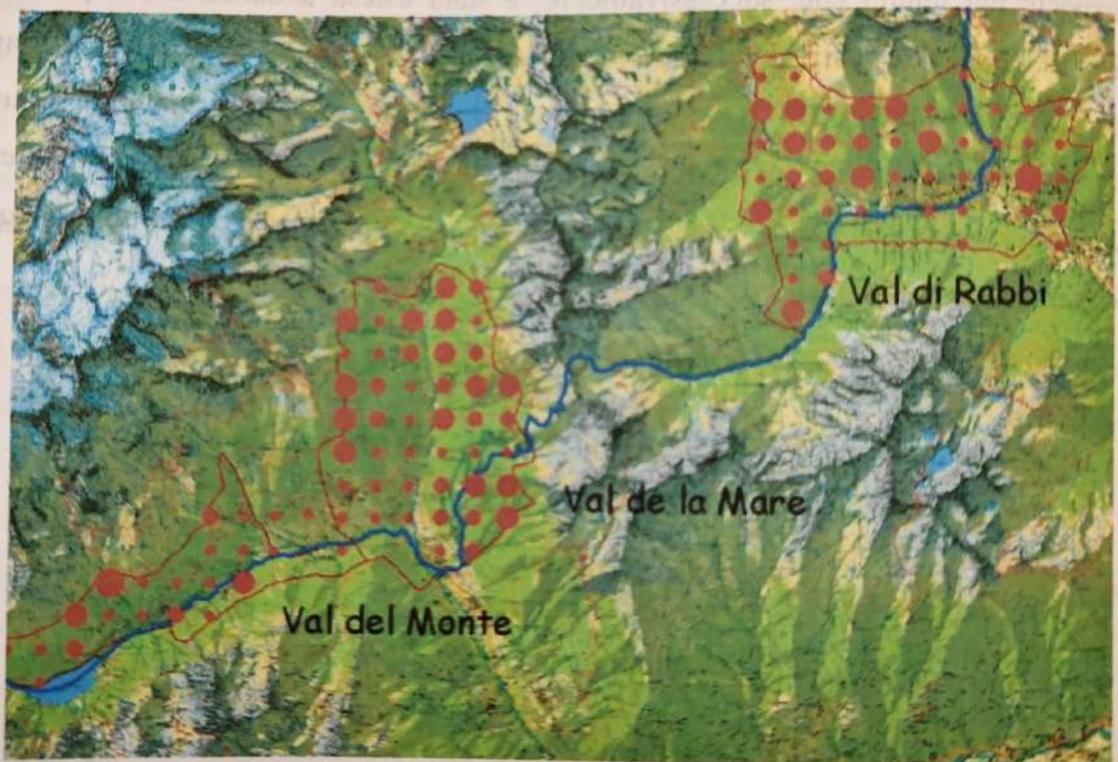


Figura 5.2: distribuzione del Cervo nell'area di svernamento. I cerchi rossi mostrano il punto di partenza dei transetti mentre il diametro crescente rappresenta la maggior presenza di Cervo. In rosso i confini dell'area di studio invernale e in blu quelli del PNS.

L'area presa in considerazione comprende solo gli orizzonti inferiori dell'areale di distribuzione del Camoscio. Non è quindi possibile utilizzare i dati raccolti per il calcolo della consistenza della popolazione. Come infatti si vede nell'immagine sotto riportata la distribuzione del Camoscio è presente nelle aree situate ad altitudini maggiori in Val di Rabbi e nella Val del Monte a Peio (Figura 5.3).

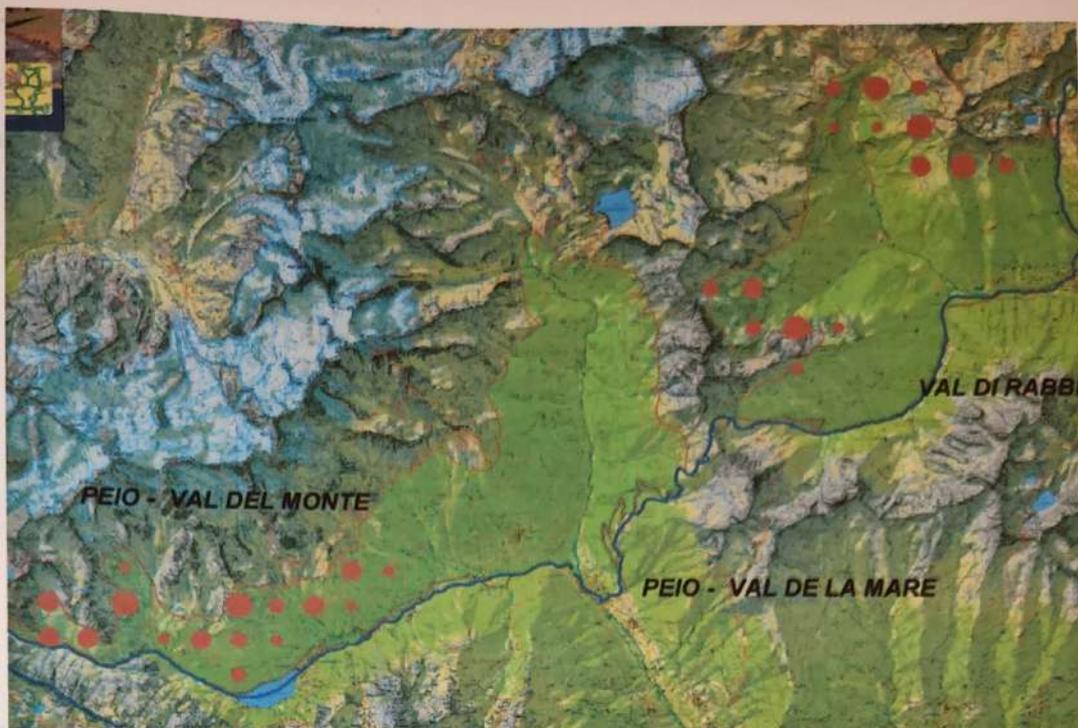


Figura 5.3: distribuzione del Camoscio nell'area di estivazione del Cervo. I cerchi rossi mostrano i transetti in cui si sono rilevate fatte di Camoscio al contrario dei punti in verde in cui non ne sono state osservate. In rosso i confini dell'area di studio estiva e in blu quelli del PNS.

Durante i rilievi di campo si sono rilevate le tipologie di habitat presenti nelle zone in cui sono stati effettuati i transetti. Dai dati è così possibile caratterizzare gli habitat presenti lungo i singoli transetti campionati (Figura 5.4).



Figura 5.4: caratterizzazione degli habitat nell'area di studio secondo quanto rilevato lungo i transetti. I diagrammi a torta rappresentano le diverse tipologie di habitat secondo quanto riportato nella legenda. In rosso i confini dell'area di studio estivo e in blu quelli del PNS.

Confrontando le precedenti cartografie si possono definire le tipologie presenti nell'area di studio. Considerando i valori riportati nei diagrammi a torta si può creare un grafico riassuntivo che riporta la percentuale di habitat disponibile secondo quanto rilevato durante il lavoro di campo.

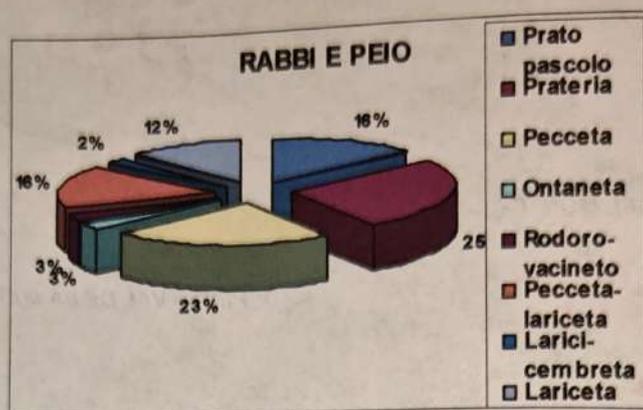


Figura 5.5: percentuale di copertura dell'habitat del Cervo nei due settori secondo quanto riportato nella legenda.

La tipologia più rappresentata è la prateria (25%), ma rivestono una notevole importanza, in termini percentuali, anche pecceta (23%), pecceta-lariceto (16%), prato-pascolo (16%) e lariceto (12%). I valori così trovati possono essere utilizzati per il calcolo degli indici di preferenza di Jacobs che evidenziano l'eventuale selezione positiva o negativa della specie rispetto alle tipologie presenti.

I valori di p (percentuale disponibile) sono individuati in figura 5.5 mentre i valori di r (percentuale d'uso) sono stati individuati calcolando la densità di *pellets* osservati nelle diverse tipologie (Tabella 5.4).

Tabella 5.4: indici di Jacobs individuati per le diverse categorie di habitat. In grigio sono evidenziate le tipologie selezionate positivamente dal Cervo mentre in bianco le tipologie selezionate negativamente.

Habitat	Percentuale d'uso (r)	Percentuale Disponibile (p)	INDICE DI JACOBS
Prato-pascolo	13	15	-0,31
Pecceta	40	23	0,33
Pecceta-lariceto	14	16	0,23
Ontaneta	5	3	0,38
Lariceto	7	12	-0,09
Lariceti-cembreta	4	2	-0,34
Rodoro-vaccineto	4	3	-0,10
Prateria	15	26	0,13
Totale complessivo	100	100	

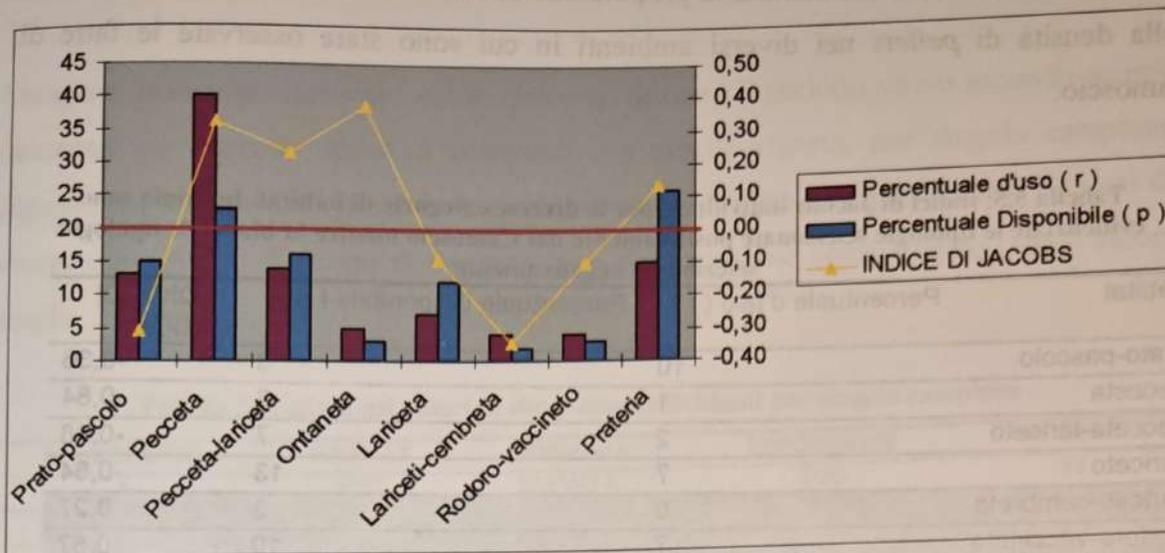


Figura 5.6: l'istogramma mette a confronto la percentuale d'uso (in viola) e la percentuale disponibile (in azzurro) delle diverse tipologie di habitat. La linea gialla riporta i valori degli indici di Jacobs.

In base agli indici calcolati il Cervo seleziona positivamente, cioè privilegia, ambienti quali pecceta, pecceta-lariceto, ontaneta e prateria mentre seleziona negativamente prato-pascolo, lariceto, larici-cembreto e prateria.

Con lo stesso criterio si sono definiti gli habitat presenti lungo i transetti in cui si sono osservate fatte di Camoscio (Figura 5.7).

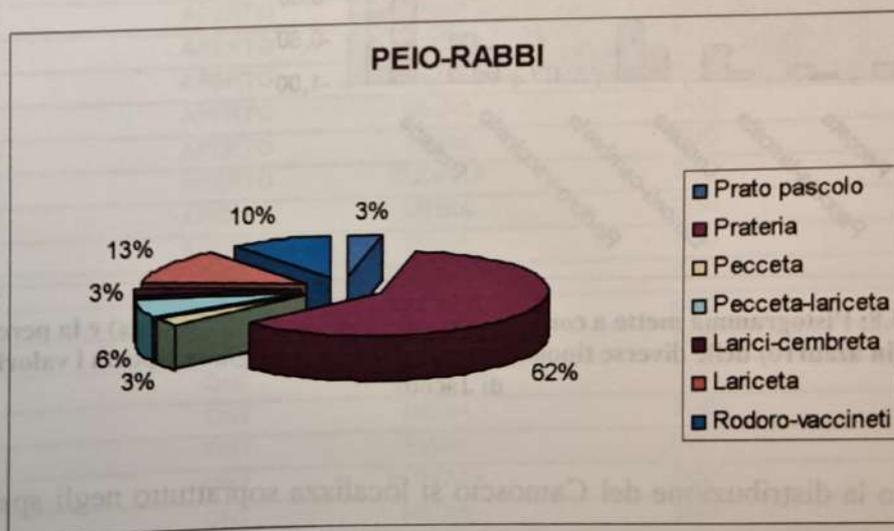


Figura 5.7: percentuale di copertura dell'habitat del Camoscio nei due settori secondo quanto riportato nella legenda.

Come per il Cervo, è stata definita la proporzione di habitat utilizzato in base al calcolo della densità di *pellets* nei diversi ambienti in cui sono state osservate le fatte di Camoscio.

Tabella 5.5: indici di Jacobs individuati per le diverse categorie di habitat. In grigio sono evidenziate le tipologie selezionate positivamente dal Camoscio mentre in bianco le tipologie selezionate negativamente.

Habitat	Percentuale d'uso (r)	Percentuale Disponibile (p)	INDICE DI JACOBS
Prato-pascolo	10	3	-0,36
Pecceta	1	3	-0,84
Pecceta-lariceto	2	7	-0,38
Lariceto	7	13	-0,64
Lariceti-cembreta	0	3	0,27
Rodoro-vaccineto	7	10	0,57
Prateria	73	61	-0,23
Totale complessivo	100	100	

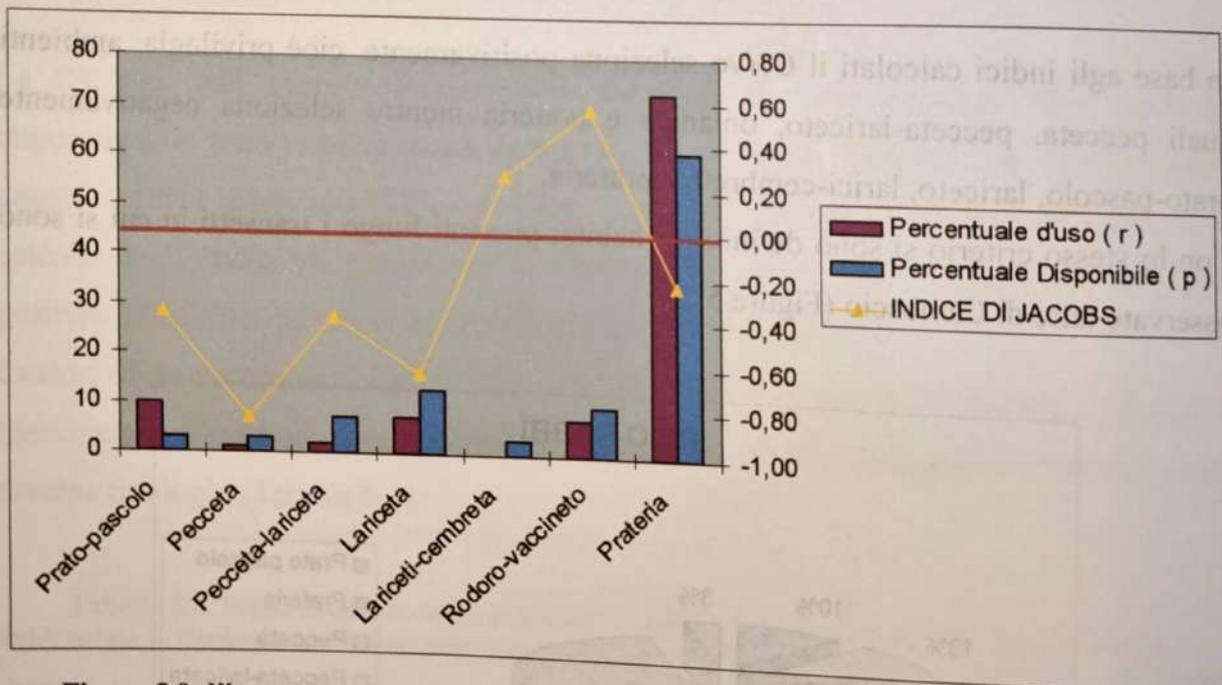


Figura 5.8: l'istogramma mette a confronto la percentuale d'uso (in viola) e la percentuale disponibile (in azzurro) delle diverse tipologie di habitat. La linea gialla riporta i valori degli indici di Jacobs

Come atteso la distribuzione del Camoscio si localizza soprattutto negli spazi aperti in quota. Infatti questo animale, in estate, occupa i versanti più freschi; le femmine e i piccoli si mantengono sui pascoli sopra il limite del bosco, mentre i maschi adulti frequentano soprattutto i margini dei boschi. È importante la presenza di zone rifugio come salti di roccia, canali in cui il Camoscio si rifugia nelle ore centrali della giornata.

5.3 Stima del Decay rate (DecR)

Vengono di seguito riassunti i valori osservati durante il periodo estivo secondo quanto descritto nel capitolo materiali e metodi. La tabella riporta, per singolo campione deposto, le tre variabili prese in considerazione. L'ultima colonna riporta i valori di *decay time* ovvero il tempo di degradazione del campione considerando, come valore soglia, il raggiungimento di un numero di *pellets* pari a 5.

Tabella 5.6: stima dei valori di *decay time* individuati per singolo campione .

N. PICCHETTO	HABITAT	PENDENZA	ESPOSIZIONE	GG DECAY
1	PEC	ELEVATA	SUD	73
2	PEC	MEDIA	SUD	254
3	PEC	PIANA	SUD	347
4	PEC	ELEVATA	SUD	269
5	PEC	MEDIA	SUD	238
6	PEC	PIANA	SUD	238
7	PEC	ELEVATA	SUD	53
8	PEC	MEDIA	SUD	130
9	PEC	PIANA	SUD	225
10	LAR	ELEVATA	SUD	429
11	LAR	MEDIA	SUD	285
12	LAR	PIANA	SUD	810
13	LAR	ELEVATA	SUD	211
14	LAR	MEDIA	SUD	292
15	LAR	PIANA	SUD	343
16	LAR	ELEVATA	SUD	178
17	LAR	MEDIA	SUD	113
18	LAR	PIANA	SUD	57
19	APERTO	ELEVATA	SUD	308
20	APERTO	MEDIA	SUD	260
21	APERTO	PIANA	SUD	894
22	APERTO	ELEVATA	SUD	184
23	APERTO	MEDIA	SUD	73
24	APERTO	PIANA	SUD	184
25	APERTO	ELEVATA	SUD	464
26	APERTO	MEDIA	SUD	165
27	APERTO	PIANA	SUD	266
28	ONT	ELEVATA	SUD	196
29	ONT	MEDIA	SUD	177
30	ONT	PIANA	SUD	153
31	ONT	ELEVATA	SUD	48
32	ONT	MEDIA	SUD	53
33	ONT	PIANA	SUD	143
34	ONT	ELEVATA	SUD	72
35	ONT	MEDIA	SUD	145
36	ONT	PIANA	SUD	110
37	PEC	ELEVATA	NORD	194
38	PEC	MEDIA	NORD	188
39	PEC	PIANA	NORD	176
40	PEC	ELEVATA	NORD	307
41	PEC	MEDIA	NORD	268
42	PEC	PIANA	NORD	204

			NORD	437
43	PEC	ELEVATA	NORD	716
44	PEC	MEDIA	NORD	1726
45	PEC	PIANA	NORD	253
46	LAR	ELEVATA	NORD	531
47	LAR	MEDIA	NORD	302
48	LAR	PIANA	NORD	91
49	LAR	ELEVATA	NORD	311
50	LAR	MEDIA	NORD	232
51	LAR	PIANA	NORD	145
52	LAR	ELEVATA	NORD	232
53	LAR	MEDIA	NORD	468
54	LAR	PIANA	NORD	251
55	APERTO	ELEVATA	NORD	251
56	APERTO	MEDIA	NORD	708
57	APERTO	PIANA	NORD	296
58	APERTO	ELEVATA	NORD	180
59	APERTO	MEDIA	NORD	268
60	APERTO	PIANA	NORD	143
61	APERTO	ELEVATA	NORD	268
62	APERTO	MEDIA	NORD	287
63	APERTO	PIANA	NORD	123
64	ONT	ELEVATA	NORD	291
65	ONT	MEDIA	NORD	280
66	ONT	PIANA	NORD	175
67	ONT	ELEVATA	NORD	178
68	ONT	MEDIA	NORD	285
69	ONT	PIANA	NORD	95
70	ONT	ELEVATA	NORD	110
71	ONT	MEDIA	NORD	173
72	ONT	PIANA	NORD	

Per ottenere i valori di *DecR* si sono contati i giorni intercorsi tra la deposizione e l'esaurimento dei *pellets*. Nel caso dei campioni che alla data del 15 ottobre (data di migrazione stagionale secondo i dati rilevati attraverso la telemetria) non avevano ancora raggiunto il valore soglia, il tempo di decadimento è stato stimato mediante regressione polinomiale tra il numero di *pellets* presenti e i giorni trascorsi dalla deposizione e risolvendo per un numero di *pellets* pari a cinque.

Si è adottata l'interpolazione polinomiale in quanto la regressione lineare, non rappresenta in modo opportuno l'andamento di esaurimento dei *pellets*.

La curva adottata ha un andamento iniziale lievemente decrescente poi, quando i valori di y (N° di *pellet*) cominciano a diminuire maggiormente, decresce più velocemente.

La curva proietta nel futuro il decadimento della fatta determinando il valore di x (N° di giorni) per $y = 5$.

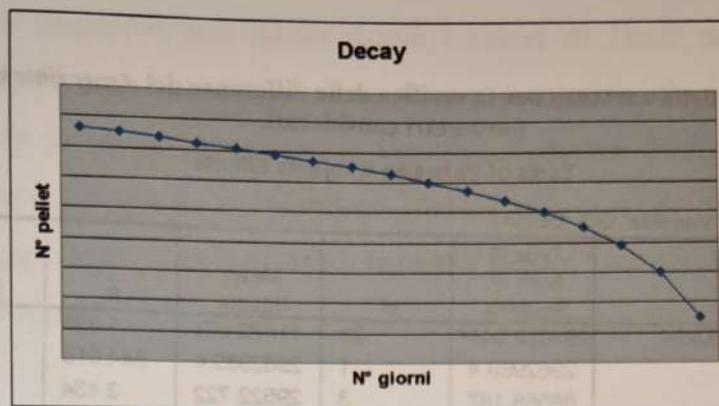


Figura 5.9: rappresentazione grafica del tipico andamento temporale nel decadimento dei pellet group.

La significatività delle eventuali differenze nei valori medi di $DecR$, in funzione dei parametri indagati, è stata verificata mediante analisi della varianza a due e tre vie.

L'analisi considera come variabile dipendente il *decay time* mentre, come variabili indipendenti, vengono considerate le tipologie di habitat e le classi di pendenza e di esposizione.

Tabella 5.7: numero dei campioni considerati per singolo fattore.

		Numero campioni
HABITAT	LARICETO	18
	ONTANETA	18
	APERTO	18
	PECCETA	18
PENDENZA	ELEVATA	24
	MEDIA	24
	PIANA	24
ESPOSIZIONE	NORD	36
	SUD	36

L'esposizione non risulta un fattore significativo, cioè, non sono state messe in luce differenze significative tra versanti esposti a sud e versanti esposti a nord nel tasso di degradazione delle fatte (Tabella 5.8). Habitat e pendenza sono risultate variabili significative, mentre non si riscontra interazione fra le stesse.

Tabella 5.8: analisi della varianza per la verifica delle differenze del *decay time* in funzione dei parametri considerati.

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: GG_DECAY

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	264029.944 ^a	23	11479.563	1.335	.196
Intercept	2962989.4	1	2962989.4	344.615	.000
HAB2	88568.167	3	29522.722	3.434	.024
PEND	64003.694	2	32001.847	3.722	.031
ESPO	17734.722	1	17734.722	2.063	.157
HAB2 * PEND	25584.750	6	4264.125	.496	.808
HAB2 * ESPO	24548.167	3	8182.722	.952	.423
PEND * ESPO	16947.861	2	8473.931	.986	.381
HAB2 * PEND * ESPO	26642.583	6	4440.431	.516	.793
Error	412702.667	48	8597.972		
Total	3639722.0	72			
Corrected Total	676732.611	71			

a. R Squared = .390 (Adjusted R Squared = .098)

Si tiene quindi conto delle variabili risultate significative in modo separato calcolando la variazione del *DecR* (Tabella 5.9) per singolo habitat e per singola pendenza escludendo l'esposizione che, come dimostrato dall'analisi della varianza (Tabella 5.8), non è una variabile significativa. L'analisi dell'omogeneità della varianza non è risultata significativa ($F = 1,87$; $GL = 5$; $p > 0,05$.)

Tabella 5.9: variazione del *DecR* in funzione dell'habitat e della pendenza.

Variabile dipendente: GG_DECAY

HABITAT	PENDENZA	GG DECAY	DEVIAZIONE STANDART	NUMERO CAMPIONI
LARICETO	ELEVATA	191	80,3965	6
	MEDIA	230,3333	96,5104	6
	PIANA	248,6667	121,393	6
	Totale	223,3333	97,9159	18
ONTANETA	ELEVATA	112,3333	50,0107	6
	MEDIA	145,3333	62,1149	6
	PIANA	169,6667	50,5635	6
	Totale	142,4444	56,6291	18
APERTO	ELEVATA	224,8333	68,936	6
	MEDIA	171,6667	56,3868	6
	PIANA	287,5	134,7201	6
	Total	228	100,2198	18
PECCETA	ELEVATA	177	100,3175	6
	MEDIA	203,8333	86,795	6
	PIANA	272,1667	128,868	6
	Totale	217,6667	108,4414	18
TOTALE	ELEVATA	176,2917	83,1146	24
	MEDIA	187,7917	79,1822	24
	PIANA	244,5	116,0281	24
	Totale	202,8611	97,6291	72

Da questa prima analisi si può notare come i valori di *DecR* non mostrino delle differenze elevate fra i diversi habitat tranne che per l'ontaneta, che presenta una media significativamente inferiore. Sono invece significativamente diverse le medie tra le diverse pendenze e per questo è opportuno considerarle in modo separato. Su questa base vengono raggruppate tutte le classi di habitat ("bosco") tranne appunto l'ontaneta e non considero l'esposizione, che come accennato, non presenta differenze rilevanti.

Tabella 5.10: numero dei campioni considerati per singolo fattore. L'habitat bosco comprende tutte le tipologie tranne l'ontaneta

Numero dei campioni		
PENDENZA	ELEVATA	24
	MEDIA	24
	PIANA	24
HABITAT	BOSCO	54
	ONTANETA	18

Tabella 5.11: analisi della varianza per la verifica delle differenze del *decay time* in funzione dei parametri considerati.

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: GG_DECAY

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	155950.944 ^a	5	31190.189	3.953	.003
Intercept	1802920.2	1	1802920.2	228.489	.000
PEND	39766.750	2	19883.375	2.520	.088
HAB3	87604.167	1	87604.167	11.102	.001
PEND * HAB3	4343.083	2	2171.542	.275	.760
Error	520781.667	66	7890.631		
Total	3639722.0	72			
Corrected Total	676732.611	71			

a. R Squared = .230 (Adjusted R Squared = .172)

Tabella 5.12: variazione del *DecR* in funzione della pendenza e dell'habitat.

Variabile dipendente: GG_DECAY				
PENDENZA	HABITAT	GG DECAY	DEVIAZIONE STANDARD	NUMERO CAMPIONI
ELEVATA	BOSCO	197,6	81,8	18
	ONTANETA	112,3	50,0	6
	Totale	176,3	83,1	24
MEDIA	BOSCO	201,9	80,6	18
	ONTANETA	145,3	62,1	6
	Totale	187,8	79,2	24
PIANA	BOSCO	269,4	121,8	18
	ONTANETA	169,7	50,6	6
	Totale	244,5	116,0	24
Total	BOSCO	223,0	100,4	54
	ONTANETA	142,4	56,6	18
	Totale	202,9	97,6	72

I valori individuati confermano quanto trovato nelle elaborazioni precedenti e cioè come le medie siano differenti sia in funzione della pendenza che della tipologia considerata. Per le elaborazioni in cui non sia stata impostata una stratificazione per habitat è necessario calcolare un valore di *DecR* unitario. Il calcolo di questo valore non deriva dalla media aritmetica ma da una media pesata in rapporto alla rappresentatività di ciascuna delle diverse combinazioni di classi habitat-pendenza (calcolate in base alla loro superficie). Come si vede nella tabella 5.13 il *DecR* medio calcolato a Peio è pari a **175,34** giorni, mentre a Rabbi è risultato di **173,83** giorni. Si considera quindi un valore medio pari a **174** giorni.

Per poter usare valori di *DecR* diversificati per ambiente e per pendenza è invece stato necessario calcolare le diverse superfici che rappresentano queste categorie attraverso l'utilizzo del software *Arc View* (Tabella 5.13).

Tabella 5.13: superficie coperta dalle diverse tipologie nei due settori. Per ogni combinazione di habitat-pendenza è riportato il valore di *DecR* e la rispettiva superficie. In fondo, in neretto sono riportati i valori di *DecR* trovati.

PEIO					RABBI				
Pendenza	Habitat	Stagione	Superficie	Decay	Pendenza	Habitat	Stagione	Superficie	Decay
Piana	Lariceto	Inverno	39,96	248,67	Piana	Lariceto	Inverno	17,82	248,67
Media	Lariceto	Inverno	261,71	230,33	Media	Lariceto	Inverno	171,58	230,33
Elevata	Lariceto	Inverno	70,24	191,00	Elevata	Lariceto	Inverno	49,08	191,00
Piana	Aperto	Inverno	114,87	287,50	Piana	Aperto	Inverno	65,39	287,50
Media	Aperto	Inverno	142,31	171,67	Media	Aperto	Inverno	194,90	171,67
Elevata	Aperto	Inverno	27,59	224,83	Elevata	Aperto	Inverno	40,24	224,83
Piana	Pecceta	Inverno	96,55	272,17	Piana	Pecceta	Inverno	62,69	272,17
Media	Pecceta	Inverno	610,38	203,83	Media	Pecceta	Inverno	363,14	203,83
Elevata	Pecceta	Inverno	286,81	177,00	Elevata	Pecceta	Inverno	170,85	177,00
Piana	Ontano	Inverno	47,09	169,67	Piana	Ontano	Inverno	19,57	169,67
Media	Ontano	Inverno	132,49	145,33	Media	Ontano	Inverno	27,13	145,33
Elevata	Ontano	Inverno	18,40	112,33	Elevata	Ontano	Inverno	19,19	112,30
Piana	Lariceto	Estate	127,52	148,00	Piana	Lariceto	Estate	14,10	148,00
Media	Lariceto	Estate	384,50	148,00	Media	Lariceto	Estate	123,30	148,00
Elevata	Lariceto	Estate	204,19	148,00	Elevata	Lariceto	Estate	110,44	148,00
Piana	Aperto	Estate	243,24	148,00	Piana	Aperto	Estate	355,67	148,00
Media	Aperto	Estate	515,50	148,00	Media	Aperto	Estate	884,26	148,00
Elevata	Aperto	Estate	239,79	148,00	Elevata	Aperto	Estate	357,40	148,00
Piana	Pecceta	Estate	45,16	148,00	Piana	Pecceta	Estate	10,49	148,00
Media	Pecceta	Estate	80,53	148,00	Media	Pecceta	Estate	113,13	148,00
Elevata	Pecceta	Estate	39,82	148,00	Elevata	Pecceta	Estate	77,29	148,00
Piana	Ontano	Estate	23,02	148,00	Piana	Ontano	Estate	12,62	148,00
Media	Ontano	Estate	55,02	145,30	Media	Ontano	Estate	42,08	145,33
Elevata	Ontano	Estate	15,23	112,30	Elevata	Ontano	Estate	41,86	112,30
TOTALE			3821,92	175,34	TOTALE			3344,22	173,83

Come si nota nella tabella sopra riportata, nelle aree di estivazione viene spesso considerato un *DecR* pari a 148 giorni. Questo valore rappresenta il periodo totale intercorso tra la deposizione estiva e il periodo di controllo in campo, in quanto si assume che, nelle zone abbandonate dal Cervo nel periodo invernale, i *pellet group* presenti sul territorio, si degradino tutti prima del ritorno degli animali in primavera. In base a questa ipotesi non si può considerare un *DecR* maggiore al tempo intercorso tra la migrazione del Cervo verso la zona estiva (27/04) e il periodo dei rilievi di campo (22/09), pari a 148 giorni.

Tabella 5.14; calcolo del tempo di deposizione estiva.

Data di migrazione in zone estive	27/04/2005¹
Data di inizio conta	06/09/2005
Data di fine conta	08/10/2005
Media	22/09/2005

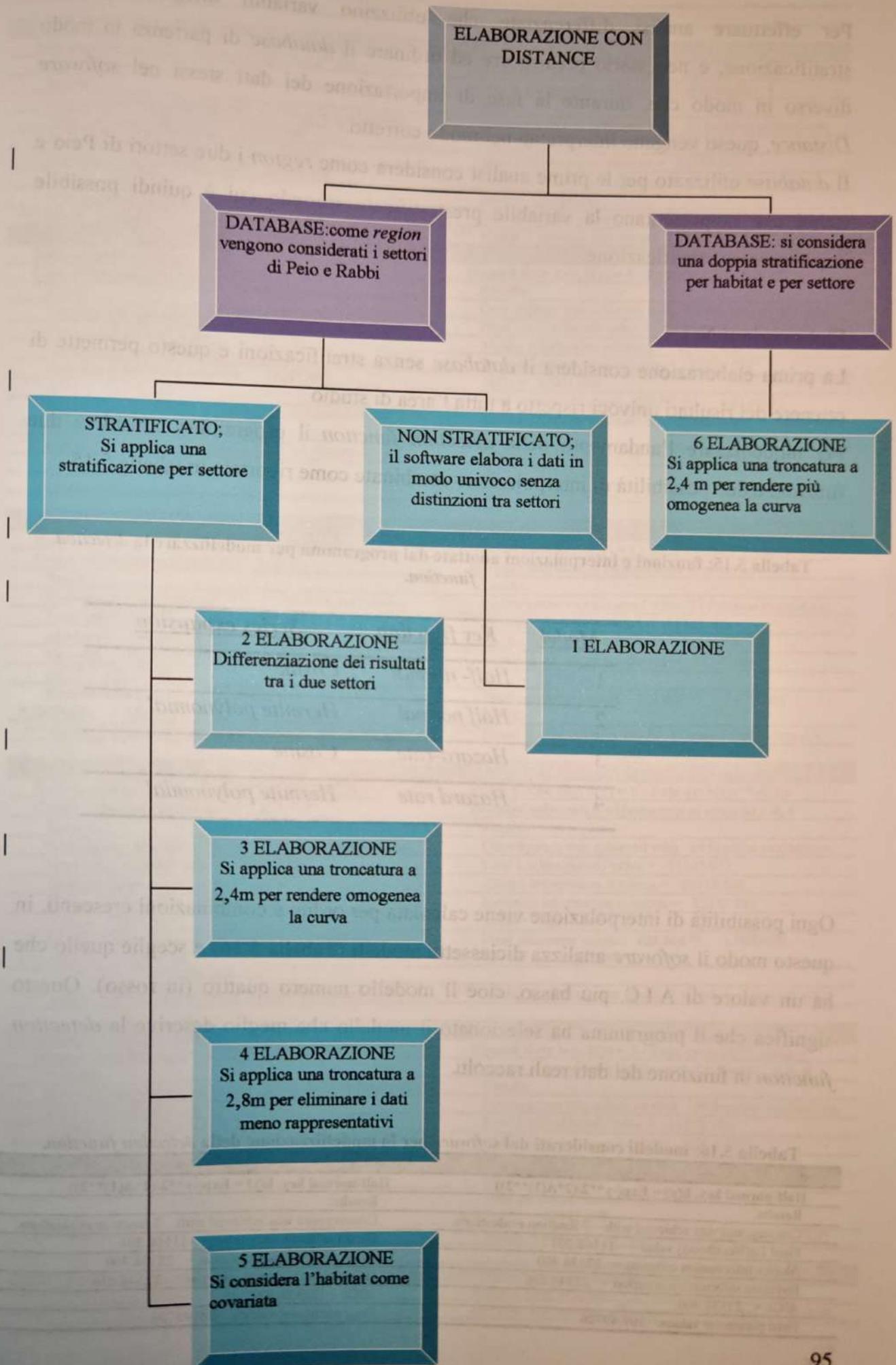
¹: la data di migrazione estiva è stata individuata in base ai risultati ottenuti mediante *radio tracking*.

5.4 Stima delle consistenze mediante *distance sampling*.

L'elaborazione dei dati è stata effettuata mediante il *software Distance* (Buckland *et al.*, 2001). Questo programma dispone di diverse funzioni che permettono di approfondire l'analisi a seconda delle caratteristiche del campione che si ha a disposizione. È possibile selezionare i dati di *input* adottando un filtro per specie al fine di considerare solo i dati che riguardano il Cervo. E' possibile poi specificare gli intervalli di distanza che vogliamo considerare ovvero, le classi di distanza dal transetto che nel nostro caso sono stati posti pari a 20 cm di ampiezza. Le osservazioni più lontane dalla linea del transetto sono state effettuate ad una distanza di 4m. Definendo in tal modo le classi di distanza il programma considera le stesse classi adottate per il lavoro di campo e permette anche di effettuare la troncatura dei dati che, come si vedrà nel corso di questo capitolo, permette di ottenere una curva più omogenea. E' inoltre possibile effettuare anche una stratificazione a priori dei dati raccolti, cioè, impostare valutazioni separate in funzione delle differenti porzioni dell'area di studio o delle differenti classi di habitat-pendenza. Il *software* dà la possibilità di scegliere i parametri che si vogliono calcolare, quali ad esempio l'*encounter rate*, la densità, e la *detection function*. Per modellizzare l'andamento della curva della *detection function*, il programma propone quattro funzioni e tre possibilità di interpolazione. Le funzioni disponibili sono: *half-normal*, *hazard-rate*, *uniform* e *negative esponential*. Le ultime due non si adattano all'andamento del nostro campione e non sono quindi state usate per l'elaborazione. Le interpolazioni proposte sono: *cosine*, *simple-polinomial* e *hermite polinomial*. Il *software* sceglie il modello che meglio si adatta ai dati in base allo stimatore A.I.C. (aikaike information criterion). Infine è possibile aggiungere all'analisi eventuali covariate. In tal modo il *software* tiene conto, nella stima delle densità, della covarianza legata alle variabili indagate.

In particolare la covarianza di variabili aleatorie indipendenti è nulla, mentre è diversa da zero se esiste una relazione che lega le variabili considerate.

Di seguito viene riportato uno schema riassuntivo della logica utilizzata nelle diverse elaborazioni svolte e nei modelli applicati.



Per effettuare analisi differenziate che utilizzino variabili differenti per la stratificazione, è necessario predisporre ed ordinare il *database* di partenza in modo diverso in modo che, durante la fase di importazione dei dati stessi nel *software Distance*, questi vengano interpretati nel modo corretto.

Il *database* utilizzato per le prime analisi considera come *region* i due settori di Peio e Rabbi che rappresentano la variabile prestratificata secondo cui è quindi possibile impostare una stratificazione.

Elaborazioni N°1

La prima elaborazione considera il *database* senza stratificazioni e questo permette di ottenere dei risultati univoci rispetto a tutta l'area di studio

Per modellizzare l'andamento della *detection function* il programma considera due funzioni e due possibilità di interpolazione combinate come riportato in tabella 5.15.

Tabella 5.15: funzioni e interpolazioni adottate dal programma per modellizzare la *detection function*.

<u>Model</u>	<u>Key function</u>	<u>Series expansion</u>
1	<i>Half-normal</i>	<i>Cosine</i>
2	<i>Half normal</i>	<i>Hermite polynomial</i>
3	<i>Hazard-rate</i>	<i>Cosine</i>
4	<i>Hazard rate</i>	<i>Hermite polynomial</i>

Ogni possibilità di interpolazione viene calcolata per ordini e combinazioni crescenti, in questo modo il *software* analizza diciassette modelli (Tabella 5.16) e sceglie quello che ha un valore di A.I.C. più basso, cioè il modello numero quattro (in rosso). Questo significa che il programma ha selezionato il modello che meglio descrive la *detection function* in funzione dei dati reali raccolti.

Tabella 5.16: modelli considerati dal *software* per la modellizzazione della *detection function*.

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(1)**2))$	Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(1)**2))$
Results:	Results:
Convergence was achieved with 7 function evaluations.	Convergence was achieved with 7 function evaluations.
Final Ln(likelihood) value = -11168.201	Final Ln(likelihood) value = -11168.201
Akaike information criterion = 22338.400	Akaike information criterion = 22338.400
Bayesian information criterion = 22344.836	Bayesian information criterion = 22344.836
AICc = 22338.400	AICc = 22338.400
Final parameter values: 109.49726	Final parameter values: 109.49726

Model 2

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{2}/(2*A(1)**2))$**

Cosine adjustments of order(s) : 2

Results:

Convergence was achieved with 16 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -11110.649

Akaike information criterion = 22225.299

Bayesian information criterion = 22238.168

AICc = 22225.301

Final parameter values: 121.55238 0.31690113

*** Model 2 selected over model 1 based on minimum AIC

Model 3

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{2}/(2*A(1)**2))$**

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3

Results:

Convergence was achieved with 26 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -11100.250

Akaike information criterion = 22206.500

Bayesian information criterion = 22225.805

AICc = 22206.506

Final parameter values: 124.48676 0.41949041 - 0.12587372

*** Model 3 selected over model 2 based on minimum AIC

Model 2

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{2}/(2*A(1)**2))$**

Hermite polynomial adjustments of order(s) : 4

Results:

Convergence was achieved with 17 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -11167.771

Akaike information criterion = 22339.543

Bayesian information criterion = 22352.412

AICc = 22339.545

Final parameter values: 111.13075 0.37306436E-01

*** Model 1 selected over model 2 based on minimum AIC

Model 1

Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{}-A(2))$**

Results:

Convergence was achieved with 13 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -11130.833

Akaike information criterion = 22265.666

Bayesian information criterion = 22278.537

AICc = 22265.668

Final parameter values: 106.09794 3.0187032

Akaike information criterion = 22265.666

Bayesian information criterion = 22278.537

AICc = 22265.668

Final parameter values: 106.09794 3.0187032

Model 4

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{2}/(2*A(1)**2))$**

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3, 4

Results:

Convergence was achieved with 23 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -11088.060

Akaike information criterion = 22184.119

Bayesian information criterion = 22209.859

AICc = 22184.127

Final parameter values: 126.65601 0.48965530 - 0.22606267 0.13706038

*** Model 4 selected over model 3 based on minimum AIC

Model 2

Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{}-A(2))$**

Hermite polynomial adjustments of order(s) : 4

Results:

Convergence was achieved with 34 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -11121.300

Akaike information criterion = 22248.600

Bayesian information criterion = 22267.904

AICc = 22248.605

Final parameter values: 104.60005 2.4756891 0.25561623

*** Model 2 selected over model 1 based on minimum AIC

Model 5

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{2}/(2*A(1)**2))$**

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3, 4, 5

Results:

Convergence was achieved with 20 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -11087.816

Akaike information criterion = 22185.633

Bayesian information criterion = 22217.807

AICc = 22185.646

Final parameter values: 126.34718 0.47998362 - 0.21180155 0.11847148

0.21125144E-01

*** Model 4 selected over model 5 based on minimum AIC

Model 3

Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{}-A(2))$**

Hermite polynomial adjustments of order(s) : 4, 6

Results:

Convergence was achieved with 34 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -11105.073

Akaike information criterion = 22218.146

Bayesian information criterion = 22243.887

AICc = 22218.154

Final parameter values: 108.26479 1.9057488 - 0.77623445 -0.14639087

*** Model 3 selected over model 2 based on minimum AIC

Model 1

Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{}-A(2))$**

Results:

Convergence was achieved with 17 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -11133.240

Akaike information criterion = 22270.480

Bayesian information criterion = 22283.350

AICc = 22270.482

Final parameter values: 101.10096 2.8308156

Model 4

Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{}-A(2))$**

Hermite polynomial adjustments of order(s) : 4, 6, 8

Results:

Convergence was achieved with 126 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -11102.274

Akaike information criterion = 22214.547

Bayesian information criterion = 22246.723

AICc = 22214.561

Final parameter values: 109.94684 1.7641771 56794.590 19951.675

*** Model 4 selected over model 3 based on minimum AIC

Model 2

Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{}-A(2))$**

Cosine adjustments of order(s) : 2

Model 5

Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{}-A(2))$**

Hermite polynomial adjustments of order(s) : 4, 6, 8, 10

Results:	Results:
Convergence was achieved with 49 function evaluations.	Convergence was achieved with 73 function evaluations.
Final Ln(likelihood) value = -11093.130	Final Ln(likelihood) value = -11098.870
Akaike information criterion = 22192.260	Akaike information criterion = 22209.740
Bayesian information criterion = 22211.564	Bayesian information criterion = 22248.350
AICc = 22192.266	AICc = 22209.758
Final parameter values: 190.18303 6.1688004 0.63056541	Final parameter values: 111.99483 1.5788727 21048.367 -66684.374
*** Model 2 selected over model 1 based on minimum AIC	-18241.636 -1050.4864
Model 3	
Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{**}-A(2))$	
Cosine adjustments of order(s) : 2, 3	
Results:	
Convergence was achieved with 37 function evaluations.	
Final Ln(likelihood) value = -11091.140	
Akaike information criterion = 22190.281	
Bayesian information criterion = 22216.021	
AICc = 22190.289	
Final parameter values: 178.97658 5.6855661 0.53013756 0.74778275E-01	
*** Model 3 selected over model 2 based on minimum AIC	
*** Model 4 selected over model 3 based on minimum AIC	
Model 4	
Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{**}-A(2))$	
Cosine adjustments of order(s) : 2, 3, 4	
Results:	
Convergence was achieved with 31 function evaluations.	
Final Ln(likelihood) value = -11082.187	
Akaike information criterion = 22174.373	
Bayesian information criterion = 22206.549	
AICc = 22174.387	
Final parameter values: 161.04062 4.7126295 0.48100552 -0.13112053E-01	
*** Model 4 selected over model 3 based on minimum AIC	
Model 5	
Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{**}-A(2))$	
Cosine adjustments of order(s) : 2, 3, 4, 5	
Results:	
Convergence was achieved with 58 function evaluations.	
Final Ln(likelihood) value = -11081.979	
Akaike information criterion = 22175.959	
Bayesian information criterion = 22214.568	
AICc = 22175.977	
Final parameter values: 156.52962 4.5499781 0.43810823 0.23211220E-02	
*** Model 4 selected over model 5 based on minimum AIC	

In base allo stimatore A.I.C., il software ha quindi selezionato il modello hazard rate con interpolazione cosine adjustment of orders 2, 3, 4.

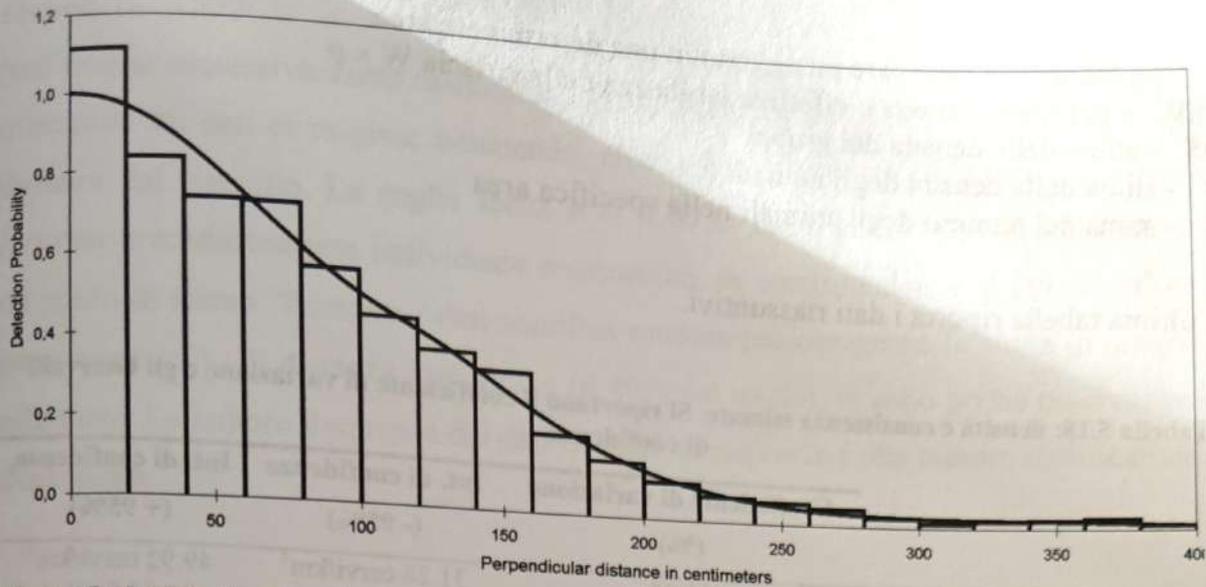


Figura 5.10: *detection function* calcolata secondo il modello *hazard rate*.

Tabella 5.17: parametri calcolati dal *software* secondo quanto riportato nella legenda.

	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	
n	4605.0				
k	121.00				
L	11200.				
n/L	0.41116	11.68	120.00	0.32650	0.51778
Left	0.0000				
Width	400.00				

	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	
Hazard/Cosine					
m	5.0000				
LnL	-11082.				
AIC	22174.				
AICc	22174.				
BIC	22207.				
Chi-p	0.12100E-04				
f(0)	0.83622E-02	1.97	4600.00	0.80448E-02	0.86922E-02
p	0.29896	1.97	4600.00	0.28761	0.31076
ESW	119.59	1.97	4600.00	115.05	124.30

Legenda:

- n - numero di osservazioni degli oggetti (*pellets group*)
- L - lunghezza totale dei transetti (s)
- k - numero di campioni
- K - sforzo di campionamento, tipicamente $K=k$
- W - larghezza del transetto
- m - numero dei parametri nel modello
- $f(0)$ - $1/u$ = valore di pdf lungo la linea del transetto
- u - $W \times p$ = ESW - effettiva area di rilevamento

- p - probabilità di osservare un oggetto in una determinate area
 ESW - per i line transects, effettiva larghezza della striscia $W \times p$
 DS - stima della densità dei gruppi
 D - stima della densità degli animali
 N - stima del numero degli animali nella specifica area

L'ultima tabella riporta i dati riassuntivi.

Tabella 5.18: densità e consistenza stimate. Si riportano il coefficiente di variazione e gli intervalli di confidenza

		Coefficiente di variazione (%)	Int. di confidenza (- 95%)	Int. di confidenza (+ 95%)
Densità	39.52 cervi/km ²	11.85	31.28 cervi/km ²	49.92 cervi/km ²
Numero	2836 cervi	11.85	2245 cervi	3583 cervi

Elaborazioni N°2

Nell'analisi successiva si è considerata una stratificazione per settore, che considera i valori di Rabbi e Peio in modo separato, ottenendo valori medi significativamente diversi. Il *software* calcola due *detection function* separate per area e tutti i parametri per singolo settore. Si rimanda agli allegati per i calcoli di dettaglio.

Tabella 5.19: densità e consistenza stimate nei due settori. Si riportano i coefficienti di variazione e gli intervalli di confidenza

PEIO		Coefficiente di variazione (%)	Int. di confidenza (- 95%)	Int. di confidenza (+ 95%)
Densità	40.33 cervi/km ²	17.46	28.56 cervi/km ²	56.96 cervi/km ²
Numero	1542 cervi	17.46	1092 cervi	2178 cervi
RABBI				
Densità	36.79 cervi/km ²	14.83	27.36 cervi/km ²	49.47 cervi/km ²
Numero	1234 cervi	14.83	918 cervi	1659 cervi
Totale	2776 cervi			

Come si nota il valore complessivo è leggermente diverso rispetto alla prima analisi e le medie non sono significativamente diverse tra i due settori.

Elaborazioni N°3

Nell'analisi successiva viene mantenuta la stratificazione per settore, aggiungendo una troncatura sui dati di origine; omettendo, cioè, i dati rilevati al di sopra di una certa distanza dal transetto. La soglia scelta è di 2,40 m dal transetto poiché le *detection function* precedentemente individuate mostravano, in corrispondenza di questo valore, un punto di flesso. Troncare i dati significa rendere più omogenea la curva in quanto, per un intervallo di distanza importante (il 40% del totale), vi sono poche osservazioni effettuate. La minore frequenza dei dati raccolti corrisponde a una minore significatività degli stessi.

Tabella 5.20: densità e consistenza stimate nei due settori considerando una troncatura a 2,40m. Si riportano i coefficienti di variazione e gli intervalli di confidenza

	PEIO	Coefficiente di variazione (%)	Int. di confidenza (- 95%)	Int. di confidenza (+ 95%)
Densità	41.30 cervi/km ²	16.86	29.59 cervi/km ²	57.65 cervi/km ²
Numero	1579 cervi	16.86	1131 cervi	2204 cervi
RABBI				
Densità	39.81 cervi/km ²	14.76	29.66 cervi/km ²	53.42 cervi/km ²
Numero	1335 cervi	14.76	995 cervi	1792 cervi
Totale	2914 cervi			

In questo caso i valori di densità e consistenza si scostano maggiormente rispetto alle precedenti elaborazioni.

Elaborazioni N°4

Nell'analisi successiva è stata applicata una troncatura che esclude solo la "coda" della curva, ovvero i dati meno rappresentativi. Per questo si è scelto un valore più elevato pari a 2,80 m dal centro del transetto.

Tabella 5.21: densità e consistenza stimate nei due settori considerando una troncatura a 2.80m. Si riportano i coefficienti di variazione e gli intervalli di confidenza

	PEIO	Coefficiente di variazione (%)	Int. di confidenza (- 95%)	Int. di confidenza (+ 95%)
Densità	41.97 cervi/km ²	17.14	29.91 cervi/km ²	58.90 cervi/km ²
Numero	1605 cervi	17.14	1143 cervi	2252 cervi
RABBI				
Densità	37.30 cervi/km ²	14.66	27.84 cervi/km ²	49.99 cervi/km ²
Numero	1251 cervi	14.66	934 cervi	1677 cervi
Totale	2856 cervi			

Si intuisce come ad ogni passaggio ci siano delle variazioni nelle consistenze individuate che comunque risultano modeste.

Elaborazioni N°5

Nell'analisi successiva viene mantenuta la stratificazione per settore e la troncatura a 2.40 m, aggiungendo come covariata l'habitat. Il *software* valuta la covarianza che esprime l'eventuale correlazione tra variabili differenti. In particolare la covarianza di variabili aleatorie indipendenti è nulla, mentre è diversa da zero se esiste una relazione che lega le variabili considerate. Ma la covarianza caratterizza non solo la dipendenza delle variabili aleatorie, bensì anche la loro dispersione. Infatti nel caso in cui una delle variabili del sistema differisca di poco dal suo valore atteso, la covarianza sarà piccola qualunque sia il grado di legame tra le due variabili.

In questo caso sono state considerate tre classi di habitat riassuntive, accorpando le classi rilevate in campo nel seguente modo;

- ✓ Pecceta; che comprende tutti i transetti in cui sono stati rilevati pecceta, pecceta-lariceto e ontaneta;
- ✓ Lariceto: che comprende tutti i transetti in cui sono stati rilevati lariceto e larici-cembreto;

- ✓ Pascolo; che comprende tutti i transetti in cui sono stati rilevati prateria e prato-pascolo.

Il *software* stima tre *detection function* in funzione delle classi di habitat introdotte come covariata.

Tabella 5.22: densità e consistenza stimate nei due settori considerando una troncatura a 2.40m e come covariata l'habitat. Si riportano i coefficienti di variazione e gli intervalli di confidenza

	PEIO	Coefficiente di variazione (%)	Int. di confidenza (- 95%)	Int. di confidenza (+ 95%)
Densità	37.97 cervi/km ²	101.49	73.07 cervi/km ²	213.76cervi/km ²
Numero	1452 cervi	101.49	258 cervi	8172 cervi
RABBI				
Densità	40.98 cervi/km ²	101.08	73.07 cervi/km ²	229.87 cervi/km ²
Numero	1375 cervi	101.08	245 cervi	7710 cervi
Totale	2827 cervi			

La consistenza si discosta leggermente rispetto alle precedenti elaborazioni ma si riducono le differenze tra le medie dei settori.

Elaborazioni N°6

Per poter valutare separatamente i diversi ambienti e per poter applicare dei tassi di decadimento differenziati è necessario modificare il *database* di partenza.

Per poter effettuare questo è stato necessario prestratificare il *database* in modo da impostare una doppia stratificazione per settore e per classe di habitat. Anche in questa elaborazione vengono considerati tre habitat riassuntivi e una troncatura a 2.40 m.

In questo caso i risultati riportano valori espressi come densità di *pellets* in quanto non è stato inserito nel *software* il *decay rate* medio calcolato. Il *software* permette l'inserimento di un unico tasso di decadimento e questo non ci permetterebbe di diversificare il calcolo delle consistenze nei diversi habitat.

Tabella 5.23: densità e numero di *pellets* (in neretto) stimate per habitat nei due settori considerando una troncatura a 2.40m. Si riportano i coefficienti di variazione e gli intervalli di confidenza

PEIO	Coefficiente di variazione (%)	Int. di confidenza (- 95%)	Int. di confidenza (+ 95%)
LARICETO			
Densità 1610 <i>pellets</i> /km ²	22.20	1012.4 <i>pellets</i> /km ²	2560.5 <i>pellets</i> /km ²
Numero 0.62x10 ⁷ <i>pellets</i>	20.20	0.39x10 ⁷ <i>pellets</i>	0.98x10 ⁷ <i>pellets</i>
PASCOLO			
Densità 979.3 <i>pellets</i> /km ²	24.87	594.67 <i>pellets</i> /km ²	1612.8 <i>pellets</i> /km ²
Numero 0.37x10 ⁷ <i>pellets</i>	24.87	0.23x10 ⁷ <i>pellets</i>	0.62x10 ⁷ <i>pellets</i>
PECCETA			
Densità 2350 <i>pellets</i> /km ²	22.16	1506.5 <i>pellets</i> /km ²	3666.6 <i>pellets</i> /km ²
Numero 0.90x10 ⁷ <i>pellets</i>	22.16	0.58x10 ⁷ <i>pellets</i>	0.14x10 ⁷ <i>pellets</i>
RABBI	Coefficiente di variazione (%)	Int. di confidenza (- 95%)	Int. di confidenza (+ 95%)
LARICETO			
Densità 994.5 <i>pellets</i> /km ²	30.92	520.85 <i>pellets</i> /km ²	1899 <i>pellets</i> /km ²
Numero 0.33x10 ⁷ <i>pellets</i>	30.92	0.17x10 ⁷ <i>pellets</i>	0.64x10 ⁷ <i>pellets</i>
PASCOLO			
Densità 1220 <i>pellets</i> /km ²	28.60	684.67 <i>pellets</i> /km ²	2175 <i>pellets</i> /km ²
Numero 0.41x10 ⁷ <i>pellets</i>	28.60	0.23x10 ⁷ <i>pellets</i>	0.73x10 ⁷ <i>pellets</i>
PECCETA			
Densità 2365 <i>pellets</i> /km ²	16.86	1668 <i>pellets</i> /km ²	3352 <i>pellets</i> /km ²
Numero 0.79x10 ⁷ <i>pellets</i>	16.86	0.56x10 ⁷ <i>pellets</i>	0.11x10 ⁷ <i>pellets</i>

I risultati così stratificati ci permettono di applicare dei tassi di decadimento differenziati per le singole combinazioni di habitat-settore. I risultati riportano le sei *detection function* stimate dal modello (in allegato) e i sei valori (in grassetto) che indicano la densità di *pellets* nei diversi ambienti all'interno dei due settori considerati. È quindi possibile passare dalle densità di *pellets* a quelle di Cervo, considerando i valori di *DecR* precedentemente stimati per singolo ambiente.

Dal rapporto tra le diverse densità di *pellets* e il rispettivo valore di *DecR*, moltiplicato per il tasso di defecazione e per cento, si ottengono le densità di cervi per chilometro quadrato. Moltiplicando il valore trovato per la rispettiva superficie su cui è presente la

specifica classe di habitat-pendenza nell'area di studio e dividendola per cento si ottiene il numero stimato di cervi (Tabella 5.24)

Va precisato come sia importante considerare anche la tipologia ontaneta in quanto l'unica con valori di *DecR* significativamente diversi. La semplificazione a tre habitat, adottata per l'elaborazione dei dati, non consente di ottenere un valore di densità di *pellets* per questa tipologia. Siccome il numero di dati raccolti in questa formazione, rispetto al totale, è molto basso, si è considerato rappresentativa la media tra la densità di *pellets* nel lariceto e quella della pecceta.

Per poter usare valori di *DecR* diversificati e, quindi, calcolare le consistenze per singola combinazione delle classi habitat-pendenza, è stato necessario calcolare le diverse superfici che rappresentano queste categorie attraverso l'utilizzo del *software Arc View* (Figura 5.11).

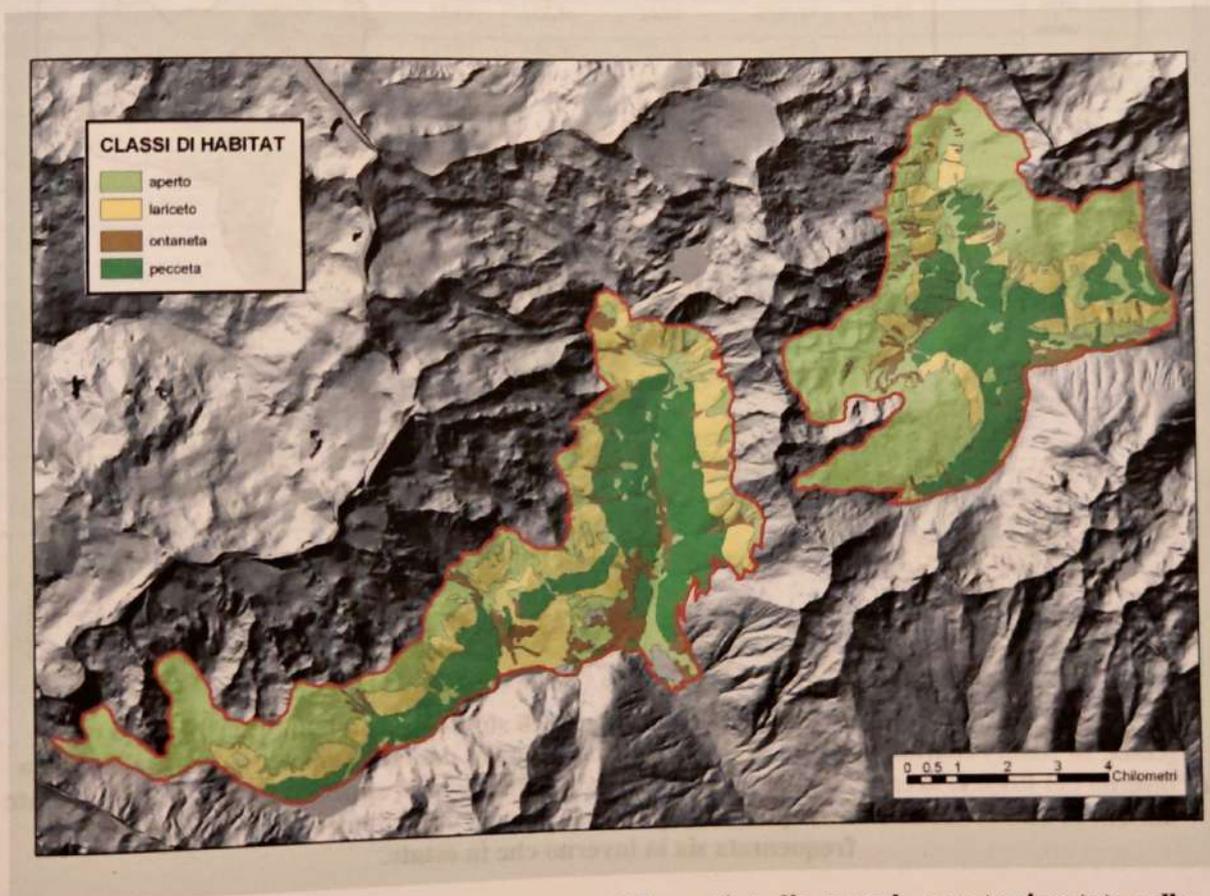


Figura 5.11: caratterizzazione degli habitat nell'area di studio secondo quanto riportato nella legenda, in base alla cartografia della vegetazione disponibile presso il Parco Nazionale dello Stelvio. In rosso i confini dell'area di studio.

All'interno dell'area di studio si possono individuare le aree che durante l'inverno vengono abbandonate dal Cervo: questo è possibile sovrapponendo le aree di svernamento all'area oggetto di studio (Figura 5.12). Individuare queste aree è molto

importante in quanto si assume che, in queste zone, i *pellet groups* presenti sul territorio, si degradino completamente prima del ritorno degli animali in primavera. In base a questa ipotesi non si può considerare un *DecR* maggiore al tempo intercorso tra la migrazione del Cervo verso la zona estiva (27/04) e il periodo dei rilievi di campo (22/09), pari a 148 giorni.

Il tasso di decadimento applicato sarà così pari a 148 giorni in tutte le aree frequentate dal Cervo solo in estate. Nelle aree rimanenti si considerano i valori stimati nel paragrafo precedente, in quanto, la deposizione dei *pellets*, continua anche durante i mesi invernali.

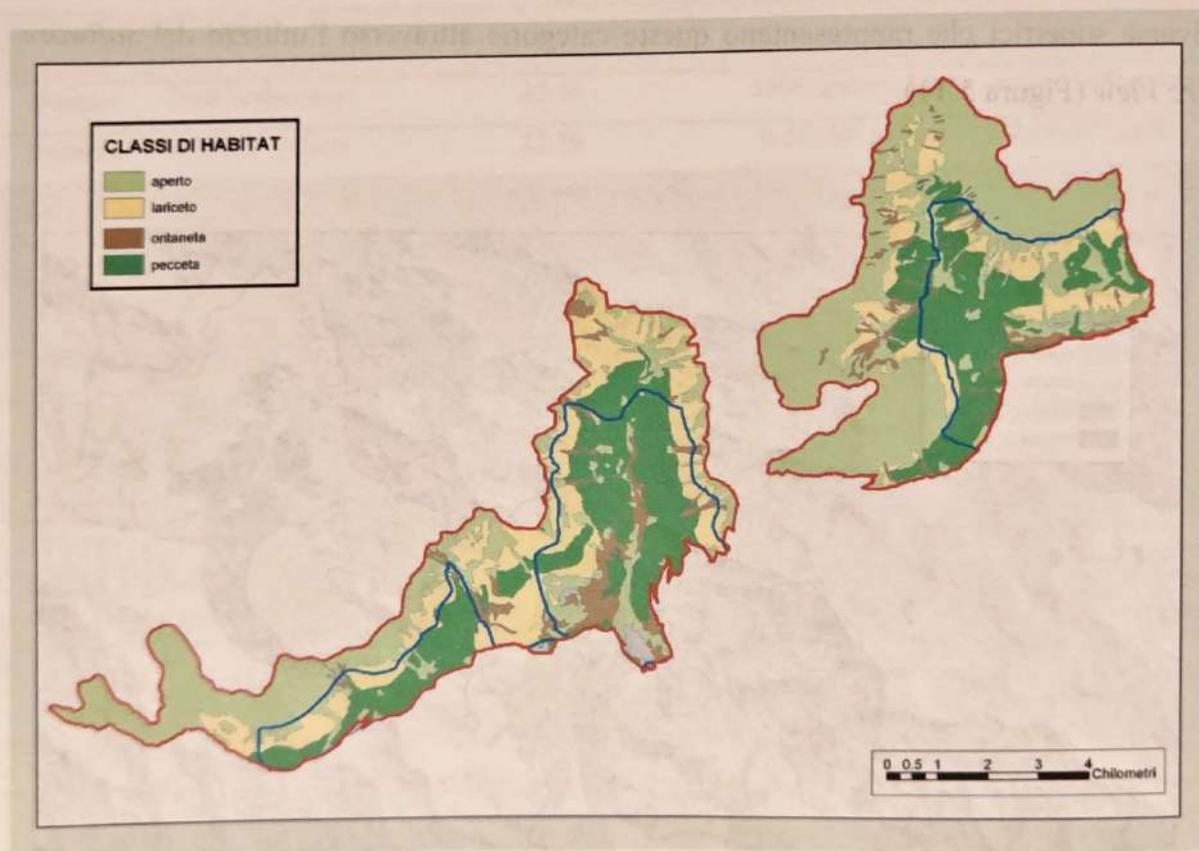


Figura 5.12: caratterizzazione degli habitat nell'area di studio secondo quanto riportato nella legenda. In rosso i confini dell'area di studio e in blu i confini dell'area di svernamento del Cervo all'interno del PNS. L'area compresa tra la linea rossa e quella blu rappresenta le zone frequentate dal Cervo solo in estate mentre quella compresa all'interno della linea blu rappresenta l'area frequentata sia in inverno che in estate.

L'applicazione dei tassi differenziati di decadimento è riportato in tabella 5.24. Per ogni combinazione di habitat-pendenza è riportato il valore di *decay rate* e la rispettiva superficie. Con il termine "inverno" si individuano le aree frequentate dal Cervo sia durante l'estate che l'inverno, di conseguenza i tassi di decadimento considerano le stime proposte in questo capitolo. Con il termine "estate" invece si considerano le aree

frequentate dal Cervo solo nella stagione estiva e quindi l'applicazione del tempo di decadimento massimo estivo stimato.

Tabella 5.24: calcolo delle consistenze di Cervo nei diversi ambienti nel settore di Peio.

PEIO										
Pendenza	Habitat	Stagione	Superficie	Decay	Tasso di deposizione	Dens pellets	Dens cervi kmq	Num cervi(95-)	Num cervi(95+)	Num cervi
Piana	Lariceta	Inverno	39,96	248,67	25,00	1610	25,90	7	16	10
Media	Lariceta	Inverno	261,71	230,33	25,00	1610	27,96	46	116	73
Elevata	Lariceta	Inverno	70,24	191,00	25,00	1610	33,72	15	38	24
Piana	Aperto	Inverno	114,87	287,50	25,00	979,33	13,63	10	26	16
Media	Aperto	Inverno	142,31	171,67	25,00	979,33	22,82	20	53	32
Elevata	Aperto	Inverno	27,59	224,83	25,00	979,33	17,42	3	8	5
Piana	Pecceta	Inverno	96,55	272,17	25,00	2350,3	34,54	21	52	33
Media	Pecceta	Inverno	610,38	203,83	25,00	2350,3	46,12	180	439	282
Elevata	Pecceta	Inverno	286,81	177,00	25,00	2350,3	53,11	98	238	152
Piana	Ontano	Inverno	47,09	169,67	25,00	1980,15	46,68	14	35	22
Media	Ontano	Inverno	132,49	145,33	25,00	1980,15	54,50	46	114	72
Elevata	Ontano	Inverno	18,40	112,33	25,00	1980,15	70,51	8	20	13
Piana	Lariceta	Estate	127,52	148,00	25,00	1610	43,51	35	88	55
Media	Lariceta	Estate	384,50	148,00	25,00	1610	43,51	105	266	167
Elevata	Lariceta	Estate	204,19	148,00	25,00	1610	43,51	56	141	89
Piana	Aperto	Estate	243,24	148,00	25,00	979,33	26,47	39	106	64
Media	Aperto	Estate	515,50	148,00	25,00	979,33	26,47	83	225	136
Elevata	Aperto	Estate	239,79	148,00	25,00	979,33	26,47	39	105	63
Piana	Pecceta	Estate	45,16	148,00	25,00	2350,3	63,52	18	45	29
Media	Pecceta	Estate	80,53	148,00	25,00	2350,3	63,52	33	80	51
Elevata	Pecceta	Estate	39,82	148,00	25,00	2350,3	63,52	16	39	25
Piana	Ontano	Estate	23,02	148,00	25,00	1980,15	53,52	8	19	12
Media	Ontano	Estate	55,02	145,30	25,00	1980,15	54,51	19	47	30
Elevata	Ontano	Estate	15,23	112,30	25,00	1980,15	70,53	7	17	11
TOTALE			3821,92	175,16				925	2333	1469

Tabella 5.25: calcolo delle consistenze di Cervo nei diversi ambienti nel settore di Rabbi.

RABBI										
Pendenza	Habitat	Stagione	Superficie	Decay	Tasso di deposizione	Dens pellets	Dens cervi kmq	Num cervi(95-)	Num cervi(95+)	Num cervi
Piana	Lariceta	Inverno	17,82	248,67	25,00	994,54	16,00	1	5	3
Media	Lariceta	Inverno	171,58	230,33	25,00	994,54	17,27	16	57	30
Elevata	Lariceta	Inverno	49,08	191,00	25,00	994,54	20,83	5	20	10
Piana	Aperto	Inverno	65,39	287,50	25,00	1220,5	16,98	6	20	11
Media	Aperto	Inverno	194,90	171,67	25,00	1220,5	28,44	31	99	55
Elevata	Aperto	Inverno	40,24	224,83	25,00	1220,5	21,71	5	16	9
Piana	Pecceta	Inverno	62,69	272,17	25,00	2364,8	34,75	15	31	22
Media	Pecceta	Inverno	363,14	203,83	25,00	2364,8	46,41	119	239	169
Elevata	Pecceta	Inverno	170,85	177,00	25,00	2364,8	53,44	64	129	91
Piana	Ontano	Inverno	19,57	169,67	25,00	1679,67	39,60	5	12	8
Media	Ontano	Inverno	27,13	145,33	25,00	1679,67	46,23	8	20	13
Elevata	Ontano	Inverno	19,19	112,33	25,00	1679,67	59,81	7	18	11
Piana	Lariceta	Estate	14,10	148,00	25,00	994,54	26,88	2	7	4
Media	Lariceta	Estate	123,30	148,00	25,00	994,54	26,88	17	63	33
Elevata	Lariceta	Estate	110,44	148,00	25,00	994,54	26,88	16	57	30
Piana	Aperto	Estate	355,67	148,00	25,00	1220,5	32,99	66	209	117
Media	Aperto	Estate	884,26	148,00	25,00	1220,5	32,99	164	520	292
Elevata	Aperto	Estate	357,40	148,00	25,00	1220,5	32,99	66	210	118
Piana	Pecceta	Estate	10,49	148,00	25,00	2364,8	63,91	5	10	7
Media	Pecceta	Estate	113,13	148,00	25,00	2364,8	63,91	51	103	72
Elevata	Pecceta	Estate	77,29	148,00	25,00	2364,8	63,91	35	70	49
Piana	Ontano	Estate	12,62	148,00	25,00	1679,67	45,40	4	9	6
Media	Ontano	Estate	42,08	145,30	25,00	1679,67	46,24	13	30	19
Elevata	Ontano	Estate	41,86	112,30	25,00	1679,67	59,83	16	39	25
TOTALE			3344,22	173,83						
								737	1991	1204
TOT GEN								1662	4325	2672

È opportuno notare come, anche in questo caso, si arrivi a determinare una consistenza finale che poco si discosta dai valori trovati nelle altre analisi.

6. DISCUSSIONE

6.1. Valutazione della consistenza della popolazione.

Nel capitolo precedente sono stati applicati diversi modelli per la stima della consistenza delle popolazioni di Cervo entro i confini del PNS che hanno individuato i valori riassunti in tabella 6.1.

Tabella 6.1: consistenze stimate attraverso i diversi modelli applicati

MODELLO	CONSISTENZA	INT. DI CONFIDENZA ± 95%
ELABORAZIONE N°1	2836 cervi	2245 – 3583
ELABORAZIONE N°2	2776 cervi	2010 – 3837
ELABORAZIONE N°3	2914 cervi	2126 – 3996
ELABORAZIONE N°4	2856 cervi	2077 – 3929
ELABORAZIONE N°5	2827 cervi	503 – 15882
ELABORAZIONE N°6	2673 cervi	1662 - 4325

È facile osservare come i valori siano tra loro molto simili. Pur considerando stratificazioni, troncature dei dati e covariate il *software* calcola dei valori di consistenza tra loro comparabili. In particolare l'ultima elaborazione considera il calcolo delle consistenze in base a tassi di decadimento diversificati per classi di habitat-pendenza, applicati alle superfici in cui sono disponibili le diverse categorie di habitat. Si individuano così le consistenze per singola tipologia la cui somma risulta del tutto confrontabile con gli altri modelli applicati.

I risultati ottenuti con la metodologia del *pellets group count* (PGC) applicato al *distance sampling* sono stati confrontati con le stime effettuate mediante *mark-resight* (marcaggio - riavvistamento) e *distance sampling* mediante scanner termici (*infra red DS*). Per il confronto sono state prese in considerazione le stime ottenute nel mese di Aprile 2005 nella sola area del PNS, in quanto considerate maggiormente confrontabili con le consistenze trovate con il presente metodo secondo quanto riportato in tabella 6.2. Tali stime sono state ottenute mediante sessioni notturne di conteggio indipendentemente realizzate tra i due metodi. Come valore di confronto per il PGC si è calcolata la media tra le diverse stime calcolate.

Tabella 6.2: stime della consistenza della popolazione di Cervo mediante MR, IR DS e PGC DS.

Peio-Rabbi	MR	1701
	IR DS	1738
	PGC DS elab n.3	2914
	PGC DS elab n. 6	2673

È immediato notare come ci sia una differenza importante tra i valori riportati nelle stime. Questa dissonanza può essere parzialmente giustificata. Entrambi i metodi presi a riferimento per effettuare il confronto sono stati applicati in Aprile. Il Cervo concentra i parti tra fine Maggio e Giugno, per questo risulta evidente come, nelle popolazioni che vengono censite in primavera, manchi una componente rilevante. È possibile stimare la consistenza di questa componente in base ai parametri strutturali e demografici della popolazione rilevati durante i censimenti estivi e in base a quanto ricavato dall'analisi delle coorti (Nave, 2004):

- *sex-ratio* stimata nel 2005: **1,2** femmine ogni maschio
- rapporto cerbiatti/femmine stimato nel 2005: **0,452**.
- MR: 419 piccoli
- IR DS: 428 piccoli

La consistenza sarà dunque;

- MR: 2120 cervi
- IR DS: 2166 cervi

Tabella 6.3: stime della consistenza della popolazione di Cervo mediante MR, IR DS e PGC DS. L'ultima colonna riporta le stime di consistenza corrette con l'accrescimento estivo dovuto alle nuove nascite.

Peio-Rabbi	MR	1701	2120
	IR DS	1738	2166
	PGC DS elab n.3	2914	2914
	PGC DS elab n. 6	2673	2673

Come si può vedere le differenze si riducono di molto ma comunque i valori restano ancora differenti tra loro.

Si può fare un'altra considerazione, che, però, risulta difficile quantificare in termini numerici. Secondo gli studi sulla mobilità e gli *home range* del Cervo condotti nell'area del PNS, una proporzione variabile dal 10 al 30% della popolazione compie spostamenti di parecchi chilometri tra l'estate e l'inverno in funzione dell'andamento climatico

stagionale. Considerando i valori prima calcolati è possibile stimare la porzione di animali che migrano verso le aree di estivazione attraverso il confronto dei valori stimati prima della migrazione (MR, IR DS) e quelli stimati dopo (PGC DS). Secondo quanto calcolato la percentuale della popolazione che compie spostamenti è compresa tra il 19 e il 27%. Come per l'utilizzo tradizionale dei quartieri stagionali da parte di ciascun animale, così la maggior parte delle femmine inizia gli spostamenti della migrazione primaverile in un periodo estremamente preciso e simile. La fase di migrazione tra quartieri estivi ed invernali è risultata altamente sincronizzata e repentina. Finora, nei due anni di monitoraggio, le migrazioni si sono concentrate tra gli ultimi giorni di Aprile e i primi di Maggio (Pedrotti e Luchesa, 2005).

Si capisce come questo possa influenzare in modo notevole la variazione delle consistenze presenti in estate all'interno dell'area di studio. Difficilmente è possibile quantificare la reale proporzione di animali che migrano nel territorio del PNS in ciascun anno. Siccome le migrazioni avvengono dopo lo svolgimento dei censimenti è legittimo aspettarsi che la consistenza entro Parco aumenti in seguito alle migrazioni estive. Tuttavia nell'unità di gestione della Val di Sole, che comprende anche le zone limitrofe al PNS, è stimata una presenza estiva di circa 3000-3500 cervi. La densità complessiva è di circa 4-5 cervi/kmq con punte di 30 cervi/kmq all'interno del Parco (Pedrotti e Luchesa, 2005).

In base a questi valori è difficile pensare che nella sola area del PNS si concentri una popolazione di 2800 cervi. È di conseguenza presumibile che il metodo applicato in questo lavoro sovrastimi la reale consistenza della popolazione presente nell'area di studio anche se, è comunque difficile dare una reale quantificazione della sovrastima.

Nel paragrafo seguente si cercherà di analizzare i fattori che si ritengono responsabili della sovrastima.

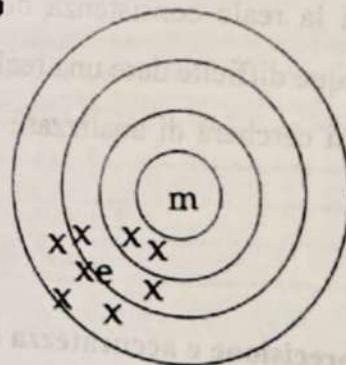
6.2. Valutazione della precisione e accuratezza del metodo.

La crescente importanza assunta negli ultimi anni dalle stime numeriche di Ungulati selvatici rende sempre più necessaria la messa a punto di strumenti di campionamento il più possibile efficienti e affidabili. Questo obiettivo può essere raggiunto adottando un disegno campionario che si adatti alle peculiarità ambientali del territorio oggetto di indagine e alle caratteristiche della specie studiata e, successivamente, utilizzando un metodo di stima che consenta il miglior utilizzo dell'informazione acquisita. In un

contesto in cui l'ampiezza dell'area di studio rende difficile o impossibile la conduzione di rilievi esaustivi, l'utilizzo di un metodo campionario garantisce i migliori risultati. Tuttavia l'accuratezza dei risultati derivanti da un disegno campionario dipende sempre dalla distribuzione spaziale della popolazione. La variabilità delle stime può dipendere inoltre da numerosi altri fattori, quali la ecologia delle specie, la stagione in cui vengono effettuati i rilievi, la tipologia ambientale dell'area di studio. Un elemento centrale in questo contesto è costituito dalla rappresentatività spaziale delle aree campione rispetto al totale. Ne consegue che una procedura di campionamento ottimale per una specie in un determinato contesto ambientale e/o stagionale può dare risultati scarsamente attendibili se applicata ad un'altra specie o in un contesto diverso. Il rispetto degli assunti stessi del metodo garantiscono una maggiore affidabilità della stima. L'accuratezza esprime quanto il conteggio si avvicina al valore reale di consistenza ed è inversamente proporzionale all'ampiezza della superficie campionata. Come accennato nel paragrafo precedente, dal confronto con altri metodi si può presumere che il metodo applicato sovrastimi la consistenza della popolazione. Quindi è razionale pensare che la stima non sia accurata. La precisione invece si riferisce alla dispersione di una serie di stime e considerando le consistenze individuate con i diversi modelli applicati è ragionevole considerare il metodo del *distance sampling* applicato al PGC come preciso (Figura 6.1).

Figura 6.1: rappresentazione di una stima precisa ma non accurata. La lettera "m" indica la media reale mentre "e" è la media stimata.

**non accurato
preciso
bias**



Nel presente lavoro, che mira alla stima delle densità di Cervo nel periodo estivo, è stata impostata una sperimentazione di campo per la valutazione dei tassi di decadimento estivi in funzione dei parametri ambientali e di habitat presenti nell'area di studio. Come ampiamente descritto nei capitoli precedenti il tempo di degradazione delle fatte è risultato elevato in molti dei campioni indagati tanto che la prima nevicata ha impedito i

regolari controlli sulla loro degradazione definitiva. Per ovviare a questo, nei numerosi casi in cui non è stato possibile verificare la totale scomparsa del *pellet group*, il tempo di decadimento è stato stimato mediante regressione polinomiale tra il numero di *pellets* presenti e i giorni trascorsi dalla deposizione e risolvendo per un numero di *pellets* pari a cinque. Si è poi assunto che, nelle zone abbandonate dal Cervo nel periodo invernale, i *pellet groups* presenti sul territorio si degradassero prima del ritorno degli animali in primavera. Questo assunto è tuttora da verificare in quanto non è ancora stato possibile, a causa della lunga stagione invernale, controllare la reale scomparsa dei campioni. È quindi possibile, in caso di non verifica di tale assunto, che i tassi medi di decadimento utilizzati per le valutazioni rappresentino una sottostima del tempo di decadimento e portino, di conseguenza ad una sovrastima delle densità e consistenze della popolazione. È quindi possibile che i *pellets groups* che, al momento dell'ultimo controllo, contavano ancora un elevato numero di *pellets*, non si siano ancora totalmente degradati. Se questo è vero significa che il tempo di decadimento è stato sottostimato. Ciò comporta la riduzione del denominatore nella formula di calcolo delle consistenze con conseguente sovrastima della consistenza.

Secondo queste considerazioni il motivo della mancata accuratezza del metodo potrebbe essere imputato all'errata stima del tasso di decadimento. Per valutare questa affermazione sarà in futuro necessario verificare lo stato dei campioni deposti. Se realmente i *pellets groups* non si degradassero completamente durante la stagione invernale, i tassi di decadimento delle fatte varierebbero sensibilmente modificando di conseguenza le consistenze calcolate.

6.3. Valutazione dell'efficienza del metodo.

Il *pellet group count* è un metodo di stima numerica indiretto, basato sul conteggio dei gruppi di escrementi (*pellet group*). I segni di presenza lasciati sul terreno dalla popolazione hanno il notevole vantaggio di non muoversi e, quindi, di poter essere avvistati senza il rischio di doppi conteggi o sottostime non quantificabili legate al loro comportamento in risposta all'osservatore. Questo fattore non è l'unico vantaggio del metodo. I Cervidi occupano, soprattutto durante il giorno, ambienti boscati e chiusi dove trovano sufficiente tranquillità e rispondono prontamente con comportamenti di fuga e occultamento all'avvicinarsi dell'osservatore. Tale problema è reso ancora più complesso in ambiente montano dall'elevata variabilità ambientale e morfologica.

Un altro importante vantaggio, che accomuna il *PGC distance sampling* ad altri metodi di valutazione numerica di recente sviluppo, consiste nel ottenere intervalli di confidenza delle stime che permettono di valutare l'accuratezza della stima stessa. Tuttavia l'utilizzo di questo metodo in un'ottica di gestione ordinaria può risultare problematico in quanto sono stati riscontrati degli aspetti difficilmente conciliabili con le esigenze di standardizzazione, precisione e replicabilità richieste da questo tipo di approccio. Innanzi tutto il personale richiesto deve essere opportunamente preparato e sono quindi richiesti corsi di preparazione *ad hoc* indispensabili per permettere il corretto svolgimento del lavoro di campo.

Le stime risultanti si ottengono dopo alcuni mesi di lavoro per la necessità di stimare tassi di defecazione differenziati per classi tipologiche che possono ulteriormente allungare i tempi di lavoro in campo. Infine non si ottengono indicazioni sulle classi di età e sul sesso degli animali, elementi indispensabili per una completa e accurata gestione della specie e ciò renderebbe necessario l'affiancamento di metodi complementari.

Il metodo risulta comunque valido e "leggero" in quanto, se rispettati gli assunti, permette di ottenere risultati precisi e accurati, con uno sforzo di campo relativamente breve. È quindi proponibile la replica del metodo in un'ottica di ricerca scientifica. Se l'area di studio viene mantenuta costante tra due repliche successive, si possono considerare gli stessi tassi di decadimento trovati negli anni precedenti. Tuttavia l'accuratezza della stima è influenzata dall'accuratezza delle stime del tasso di decadimento. Come spiegato nei precedenti paragrafi, nel presente lavoro è presumibile che l'ipotizzata sovrastima del metodo sia dovuta all'errata stima di questo tasso.

Sarebbe comunque possibile eliminare il fattore di incertezza legato alla stima dei tempi di decadimento delle fatte utilizzando quale metodo di valutazione numerica il *pellets group count* senza ausilio del *distance sampling*.

I metodi del PGC classico possono essere distinti in due categorie principali:

- ✓ FAR – *faecal accumulation rate* o *clearance count* (tasso di accumulo fecale o conteggi previa pulizia);
- ✓ FSC – *faecal standing crop* (conteggi dei gruppi permanenti).

Il FSC applicato al *Distance sampling* è il metodo applicato nella presente tesi ed è più indicato in caso di densità medie ed è più speditivo necessitando di una sola visita a ciascun *plot*. Tuttavia la stima del tasso di defecazione può rendere inaccurata la stima

per questo per il futuro si potrebbe proporre di adottare il FAR, che non presuppone alcuna assunzione sui tassi di decadimento.

Il FAR è più indicato in caso di alte densità e necessita di due visite successive ai *plots*. Nella prima tutti i PG già depositi devono essere cercati e rimossi in modo da partire da una situazione di totale pulizia. Durante la seconda visita vengono conteggiati tutti i nuovi PG depositi tra una visita e l'altra. La stima del tasso di decadimento non è necessaria in quanto il tempo sarà pari al tempo intercorso fra le due visite (nell'ipotesi che il tempo tra le due visite sia inferiore al tempo minimo di decadimento dei PG). È comunque intuibile come l'investimento temporale sia maggiore in quest'ultimo caso, dovendo visitare due volte le aree campione.

Di seguito si cercherà di determinare l'investimento temporale necessario alla realizzazione della valutazione numerica della popolazione di Cervo del PNS mediante FAR.

Di norma i conteggi vengono effettuati lungo transetti o entro *plots* quadrati o circolari con lato o diametro di 5-10 metri. *Plots* e transetti campionari devono essere scelti in modo *random* o stratificato in modo che siano rappresentativi delle composizione morfologica e di habitat dell'area stessa. Il numero di *plots* campionati dipende dalla precisione richiesta. Per una precisione di $\pm 10\%$, analoga a quanto pianificato nel presente studio, dovrebbero essere conteggiati almeno 400 *pellets*. La concentrazione dei *pellets* all'interno dell'area di studio è facilmente ricavabile prendendo in considerazione la prima elaborazione effettuata con il *software Distance* che considera tutta l'area di studio in modo univoco e fornisce un conseguente valore di densità media di PG presenti. Impostando una facile proporzione si trova la superficie che deve essere campionata per ottenere una precisione di $\pm 10\%$. L'area è risultata pari a circa 25 ettari. Per maggiore sicurezza è possibile calcolare l'area di campionamento anche sapendo che, il numero di *plots* necessari, dipende dalla superficie indagata e mediamente deve ricoprirne lo 0.1-0.4%. Prendendo a riferimento il valore più cautelativo (0.4), essendo l'area di studio pari a 7177 ettari, l'area da campionare risulta pari a circa 29 ettari.

Per massimizzare l'efficienza della stima, sarà necessario porre particolare attenzione alla scelta del piano di campionamento da utilizzare per la collocazione spaziale dei *plots* sul territorio.

La forma dei *plots* può essere rettangolare o circolare con dimensioni che variano dai 30 agli 80 mq (efficiente unità di campionamento), oppure a forma di striscia lineare di lunghezza e ampiezza nota.

Si possono proporre dei *plot* di forma circolare in quanto il cerchio risulta essere la figura più facilmente individuabile sul campo. Dopo aver collocato il centro del cerchio, con una corda di lunghezza pari al raggio prestabilito si può facilmente tracciare la circonferenza che delimita il confine del *plot*. L'individuazione del centro del cerchio può avvenire in modo analogo a quanto fatto nel presente lavoro per l'individuazione del punto di partenza del transetto.

Per quanto riguarda la dimensione dei *plot*, è proponibile un raggio di 5 metri, pari ad una superficie di circa $78,5 \text{ m}^2$, in quanto, l'unità di campionamento più grande possibile nel rispetto dell'efficiente unità di campionamento essendo l'area da campionare particolarmente estesa.

Risulta immediato capire come il numero dei *plot* da disporre nell'area di studio per mantenere la precisione impostata a monte (e per coprire una superficie complessiva pari a circa 29 ettari) è particolarmente elevato e pari a 370.

Non è facile stimare il conseguente carico di lavoro, ma lo scopo di questa valutazione è quello di dare un'idea dello sforzo necessario per l'applicazione di questo metodo.

È preventivabile un lavoro che impegni due persone che si presume impieghino due ore di lavoro per l'individuazione di un *plot* e per la pulitura dello stesso. Un impegno temporale di circa un'ora è preventivabile per la seconda visita. Si possono ipotizzare quindi 1110 ore di lavoro. Considerando otto ore di lavoro giornaliere sarebbero necessari 139 giorni lavorativi, rispettivamente 93 giorni per la prima visita e 46 giorni per la seconda. Per il lavoro di campo sono quindi necessari complessivamente circa cinque mesi. Dal confronto tra il carico lavorativo ipotizzato e quello impiegato per il presente lavoro emerge che il FAR richiede un impegno temporale, in termini orari, molto maggiore con un incremento pari all'80%.

Pur essendo un metodo la cui accuratezza e affidabilità è alta, in caso di elevate densità di animali, l'impegno temporale necessario è altrettanto elevato. Rimane comunque interessante l'applicazione del metodo per ottenere dei risultati che permetterebbero, tra l'altro, la quantificazione dell'eventuale sovrastima ipotizzata. Tuttavia, anche in questo caso non è proponibile l'utilizzo di questo metodo in un regime di gestione ordinaria. Il carico di lavoro e i tempi necessari per ottenere dei valori di consistenza sono troppo elevati. Avrebbe altresì senso utilizzare questa metodologia nel caso di ricerche scientifiche il cui scopo fosse quello di identificare la reale consistenza della popolazione locale per poter suggerire degli interventi equilibrati di gestione. La

situazione del PNS rispecchia tale contesto ed è quindi proponibile l'impiego di tale metodologia.

BOLCHER D. L., BUCKLAND S. T., GIBBONS W., CLARK T. D. & J. L. HURLEY, 1994 - Random-Thomas estimators for finite-patchy populations. *Journal of Applied Ecology*, 31, 111-121.

BOLCHER D. L., BUCKLAND S. T. & GIBBONS W., 2001 - Estimating patch abundances: a new population. *Springer Verlag*, London, 214 pp.

BURROGHES B. C., KIPFELD J. C., 1995 - Determining patch-level population estimates applied to Ontario's forest. *J. Wildl. Mgmt.*, 59(4): 640-651.

BRIDDERMANN E., 1981 - Der Wildbestand - Die große Unbekannte. Handbuch der Wildbestandsermittlung. *Enke*, Stuttgart, 216 pp.

BURNHAM K. P., ANDERSON D. R. & J. L. LAKE, 1980 - Estimating density from the nearest neighbor sampling of biological populations. *Wildlife Monographs*, 48, 73-100.

BUCKLAND S. T., ANDERSON D. R., BURNHAM K. P. & LAKE J. L., 1997 - Distance sampling: estimating abundance of biological populations. *Oxford and IBP*, London, UK.

BUCKLAND S. T., ANDERSON D. R., BURNHAM K. P., LAKE J. L., BURNHAM T. L. & J. THOMAS, 2001 - Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. *Oxford University Press*, 402 pp.

CAMPBELL D., SWANSON D. M. & WINKLES J., 2004 - Comparing the precision of two methods of local patch group count wildlife. *Journal of applied of ecology*, Volume 41, pages 1151-1156.

CARMIGNA A. C., PERDI S., PETROVICI C., STEFANO P., 2005 - Suggerimenti per la gestione razionale del parco. *Altopiano di*

BIBLIOGRAFIA

BORCHERS D. L., BUCKLAND S. T., GOEDHART P. W., CLARK E. D. e S. L. HEDLEY, 1998 - Horvitz-Thompson estimators for double-platform line transect surveys. *Biometrics*, 54:1221 - 1237.

BORCHERS D. L., BUCKLAND S. T. e ZUCCHINI W., 2002 - Estimating animal abundance - closed populations. *Springer-Verlag*, London, 314 pp.

BOWDEN B.C., KUFELD R.C., 1995 - Generalized mark-sight population size estimation applied to Colorado moose. *J. Wildl. Mgmt.*, 59(4): 840-851.

BRIEDERMANN L., 1983 - Der Wildbestand - die grosse Unbekannte. Methoden der Wildbestand-sermittlung. Enke, Stoccarda, 208pp.

BURNHAM K. P., ANDERSON D. R. e J. L. LAAKE - 1980. Estimating density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* no. 72.

BUCKLAND S.T., ANDERSON D.R., BURHNAM K.P. e LAAKE J.L., 1993 - Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall, London, UK.

BUCKLAND S. T., ANDERSON D. R., BURNHAM K. P., LAAKE J. L., BORCHERS D. L. e L. THOMAS, 2001 - Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, 432 pp.

CAMPBELL D., SWANSON G.M., and SALES J., 2004 - Comparing the precision and cost-effectiveness of faecal pellet group count methods. *Journal of applied of ecology*- Volume 41: pages1185-1196.

CARMIGNOLA G., PERCO F., PEDROTTI L., STEFANI P., 2001.- Suggesterimenti per un eventuale zonizzazione del parco- allegato n° 9.

CARMIGNOLA G., STEFANI P., DEL PERO G., PEDROTTI L., STAFFLER J., NOGGLER W., RINNER S., GAGLIOPPA P., 2001 - Cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio; analisi dell'impatto sul bosco in relazione alle risorse ambientali e agli indici di presenza- pp100.

COLE L.C., 1957 - The population consequences of life history phenomena. *Quart. Rev. Biol.* 29: 103-137.

HALLER H, 2002. Der Rothirsch im Schweizerischen Nationalpark und seiner Umgebung. Eine alpine Population von *Cervus elaphus* zeitlich und raumlich dokumentiert. *Nat.park-Forsch. Schweiz* 91.

MARQUES F., BUCKLAND S., GOFFIN D., DIXON C.E., BORCHES D.L., MAYLE B.A. and PEACE A., 2001 - Estimating deer abundance from line transect surveys of dung sika deer in southern Scotland. *Journal of Applied Ecology*- Volume 38: 349-363.

MAYLE B.A., PEACE A.J., GILL R.M.A., 1999 - How many deer- A field guide to estimating deer population size-. Forestry Commission Fieldbook 18

MITCHELL B. e MCCOWAN D., 1984 - The defecation frequencies of red deer in different habitats. *Annual Report of the Institute of Terrestrial Ecology*, 1983: 15-17.

MITCHELL B. e MCCOWAN D., CAMPBELL, D., 1983 - Faecal deposition as indicators of site use by red deer. *Institute of Terrestrial Ecology Annual Report*, 1982: ITE, Cambridge, 85 - 87.

MUSTONI A., PEDROTTI L., CHIOZZINI S., SARACENI S., 2000 - Il cervo e il capriolo. Studio sui rapporti interspecifici invernali- pp168.

MUSTONI A., PEDROTTI L., ZANON E., TOSI G., 2002 - Ungulati nelle Alpi Biologia, Riconoscimento, Gestione- Nitida Immagine Editrice-Cles (TN).

NAVE C., 2004 - Analisi della consistenza e della demografia della popolazione di cervo della Val di sole e del Parco Nazionale dello Stelvio tramite il metodo della *population reconstruction*. Master in Gestione e conservazione dell'ambiente e della fauna- pp51 (non pubblicato).

PEDROTTI L., LUCHESA L., in collaborazione con CALLOVI I., LUCCHETTI S., TOMMASINI M., ZANICHETTI M., 2005. - Mobilità e *home range* del cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio e in Val di Sole- pp32.

PERCO F., CARMIGNOLA G., PASOLLI C., PEDROTTI L., FRAQUELLI C., 2001.- Progetto Cervo; Programma triennale di indagine e sperimentazione per la gestione del cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio- Rapporto conclusivo- pp130.

SCOTT-OVERTON W., 1971 - Estimating the numbers of animals in wildlife populations. In: Giles R.H. (ed.). *Wildlife Management Techniques*. The Wildlife Society, Washington D.C.

SFORZI A., 2003 - Stima dell' abbondanza di cervidi per mezzo del *pellet group count* in ambiente mediterraneo Dottorato di ricerca in biologia evoluzionistica- pp155 (non pubblicato).

SMART J.C.R., WARD I., WHITE P.C.L., 2004 - Monitoring woodland deer population in the uk: an imprecise science *Manual Rev*- Volume 34, N° 1.99-114. Printed in Great Britain.

STAINES B. W., 1991 - Red deer, *Cervus elaphus*, pp. 492-504 in *The Handbook of British Mammals*, edited by G. B. CORBETT and S. HARRIS. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

TOMMASINI M., 2004 - Conservazione e gestione del cervo dell'alta Val di Non e della Val di Sole. Analisi qualitativa della popolazione di cervo dal 1996 al 2004-pp 45.

WOTSCHIKOWSKI U., HEIDEGGER A., 1991 -Caccia e fauna sulle alpi-
Athesia, Bolzano.

... della Val di Non e del Parco Nazionale dello Stelvio ...
... in Gestione e Conservazione dell'ambiente e della
... (non pubblicata)

FEDROTTI L., ELK HISA J., in collaborazione con CALLOVI L., LUCCHETTI
S., TOMMASINI M., ZANICHETTI M., 2002 -Mobilità e biomassa del cervo
nel Parco Nazionale dello Stelvio e in Val di Sole- pp32.

PERCO F., CARMIGNOLA G., PASOLI G., PEDROTTI L., FRAJELLI C.,
2001 - Progetto Cervo. Programma triennale di indagine e sperimentazione per la
gestione del cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio- Rapporto conclusivo- pp130

SCOTT-OVERTON W., 1971 - Estimating the number of animals in wildlife
populations. In: Gilg R.H. (ed) Wildlife Management Techniques. The Wildlife
Society, Washington D.C.

SPORZI A., 2003 - Stima dell'abbondanza di cervi per mezzo del pellet group
count in ambiente mediterraneo- Documento di ricerca in biologia evoluzionaria-
pp155 (non pubblicata)

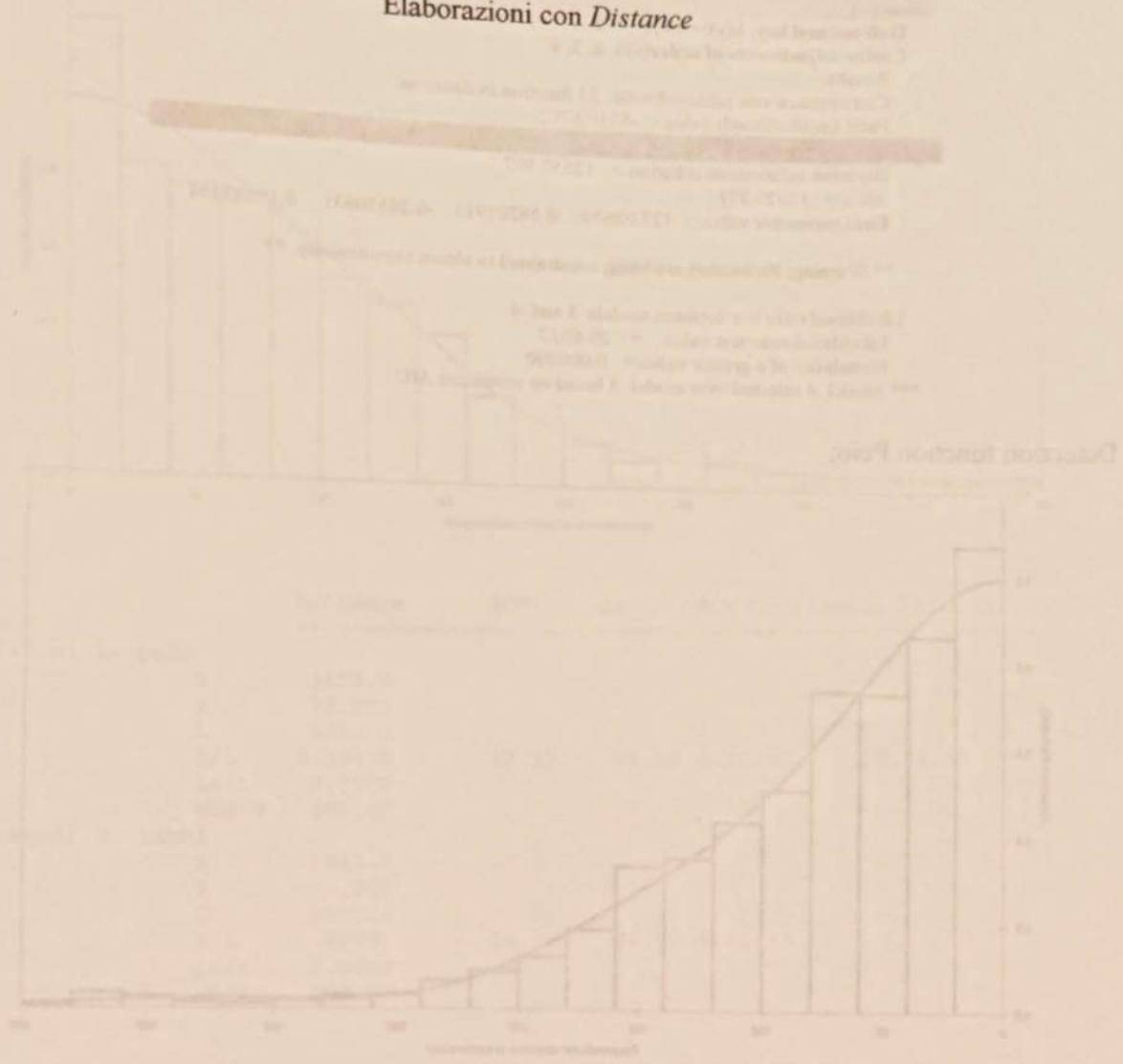
ZNAK J.C.R., WARD I., WHITE P.C.L., 2004 - Monitoring woodland deer
populations in the UK: an impetive science manual first- Volume 34, N° 1 99-114
Printed in Great Britain

STAINES B.W., 1991 - Red deer (Cervus elaphus), pp 492-504 in The Handbook
of British Mammals, edited by G. B. CORBETT and S. HARRIS, Blackwell
Scientific Publications, Oxford.

TOMMASINI M., 2004 - Conservazione e gestione del cervo della Val di Non e
della Val di Sole. Analisi quantitative della popolazione di cervo dal 1995 al 2004- pp
41.

ALLEGATI

Elaborazioni con *Distance*



$$f(x) = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}\right)$$
 (Gauss)

$$f(x) = \frac{1}{\Gamma(k)\theta^k} x^{k-1} \exp\left(-\frac{x}{\theta}\right)$$
 (Gamma)

$$f(x) = \frac{1}{\Gamma(k)\theta^k} x^{k-1} \exp\left(-\frac{x}{\theta}\right) \exp\left(-\frac{x}{\theta}\right)$$
 (Gamma)

$$f(x) = \frac{1}{\Gamma(k)\theta^k} x^{k-1} \exp\left(-\frac{x}{\theta}\right) \exp\left(-\frac{x}{\theta}\right)$$
 (Gamma)

Elaborazione N°2

Model 4

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(1)**2))$

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3, 4

Results:

Convergence was achieved with 33 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -6310.6782

Akaike information criterion = 12629.356

Bayesian information criterion = 12652.897

AICc = 12629.371

Final parameter values: 127.05639 0.58201913 -0.26550631 0.19323454

** Warning: Parameters are being constrained to obtain monotonicity. **

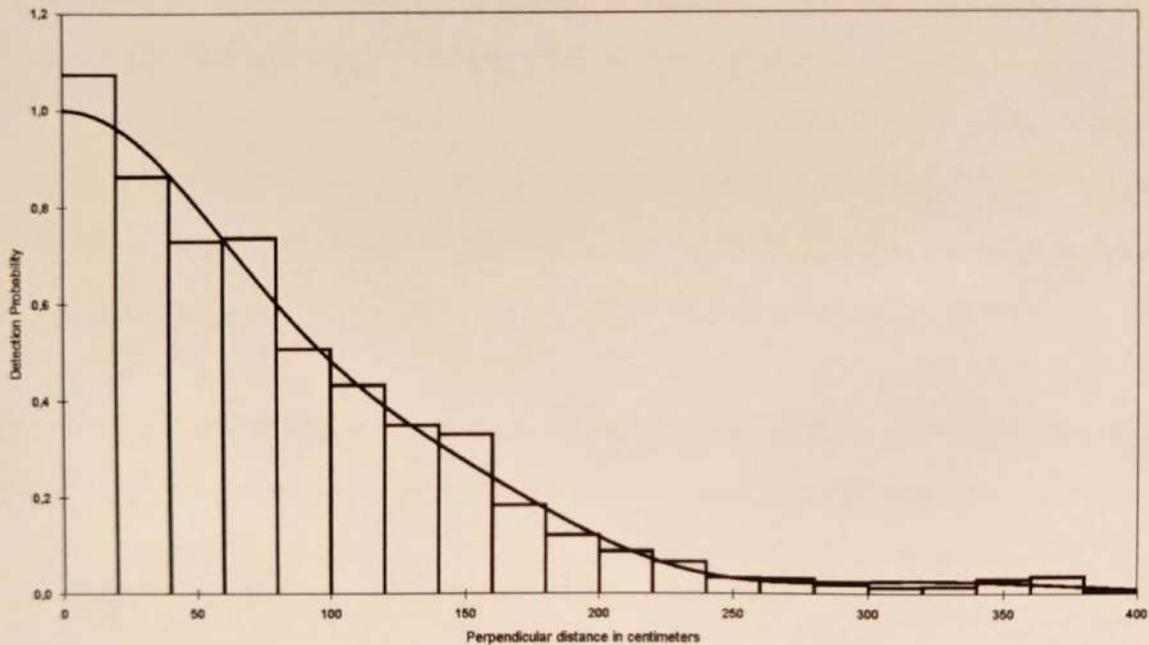
Likelihood ratio test between models 3 and 4

Likelihood ratio test value = 29.6927

Probability of a greater value = 0.000000

*** Model 4 selected over model 3 based on minimum AIC

Detection function Peio;



Model 3

Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(3))^{**}-A(4))$

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3

Results:

Convergence was achieved with 34 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -4764.2463

Akaike information criterion = 9536.4922

Bayesian information criterion = 9558.7891

AICc = 9536.5127

Final parameter values: 171.38508 5.2165500 0.39222804 0.96553797E-01

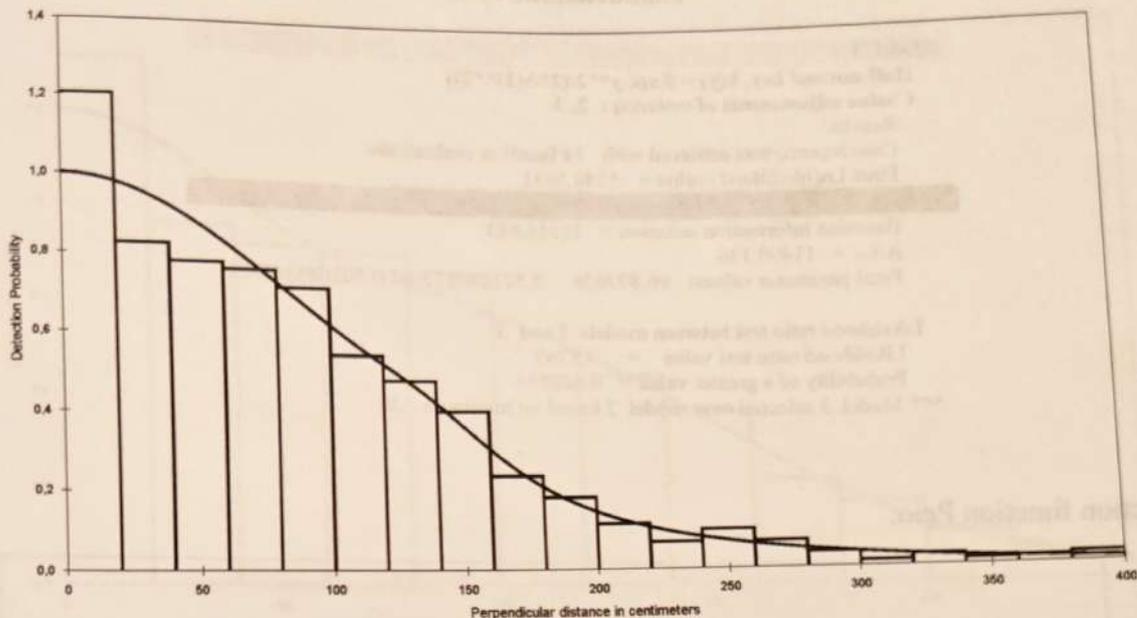
Likelihood ratio test between models 2 and 3

Likelihood ratio test value = 2.1174

Probability of a greater value = 0.145635

*** Model 3 selected over model 2 based on minimum AIC

Detection function Rabbi;



	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	

Stratum: 1. peio					
n	2658.0				
k	72.000				
L	6650.0				
n/L	0.39970	17.27	71.00	0.28397	0.56259
Left	0.0000				
Width	400.00				
Stratum: 2. rabbi					
n	1947.0				
k	49.000				
L	4550.0				
n/L	0.42791	14.58	48.00	0.31968	0.57278
Left	0.0000				
Width	400.00				

Estimate		%CV	df	95% Confidence Interval	

Stratum: 1. peio					
Half-normal/Cosine					
D	0.40335	17.46	74.12	0.28560	0.56966
N	1542.0	17.46	74.12	1092.0	2178.0
Stratum: 2. rabbi					
Hazard/Cosine					
D	0.36794	14.83	51.37	0.27366	0.49470
N	1234.0	14.83	51.37	918.00	1659.0

Elaborazione N°3

Model 3

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^2/(2 \cdot A(1)^2))$

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3

Results:

Convergence was achieved with 14 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -5746.5631

Akaike information criterion = 11499.126

Bayesian information criterion = 11516.683

AICc = 11499.136

Final parameter values: 96.877056 0.52128017E-01 0.70268536E-01

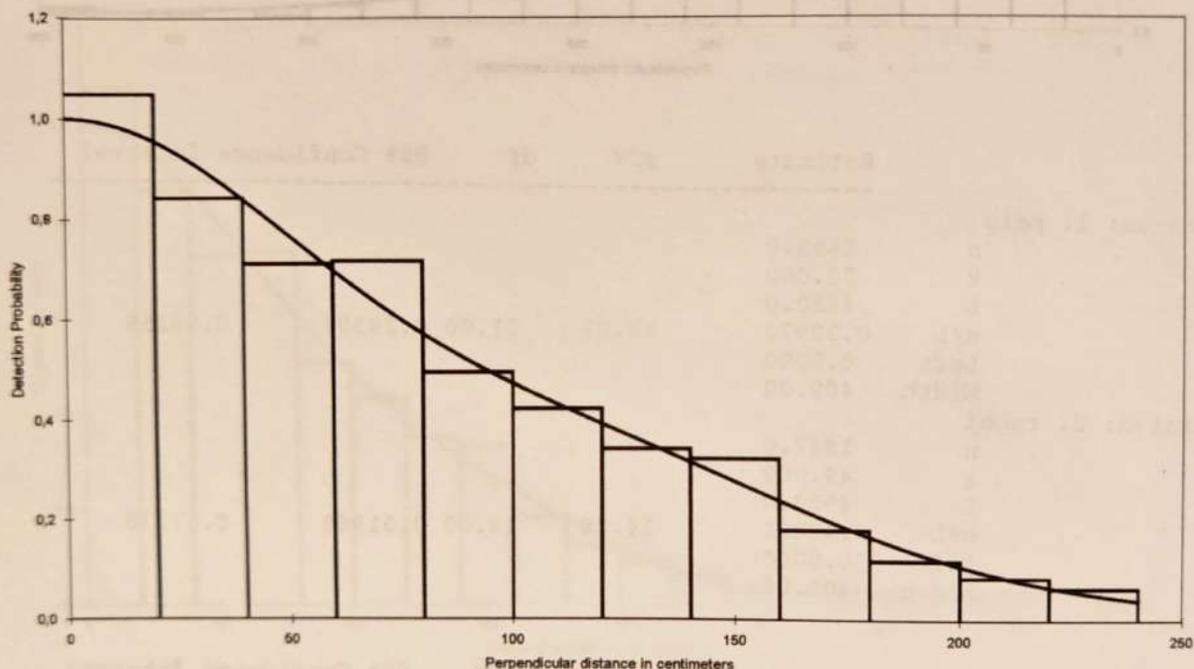
Likelihood ratio test between models 2 and 3

Likelihood ratio test value = 4.7763

Probability of a greater value = 0.028854

*** Model 3 selected over model 2 based on minimum AIC

Detection function Peio;



Model 3

Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(3))^{A(4)})$

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3

Results:

Convergence was achieved with 41 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -4234.4262

Akaike information criterion = 8476.8525

Bayesian information criterion = 8498.9639

AICc = 8476.8740

Final parameter values: 114.42683 3.2432097 -0.34412000E-01 0.21803957

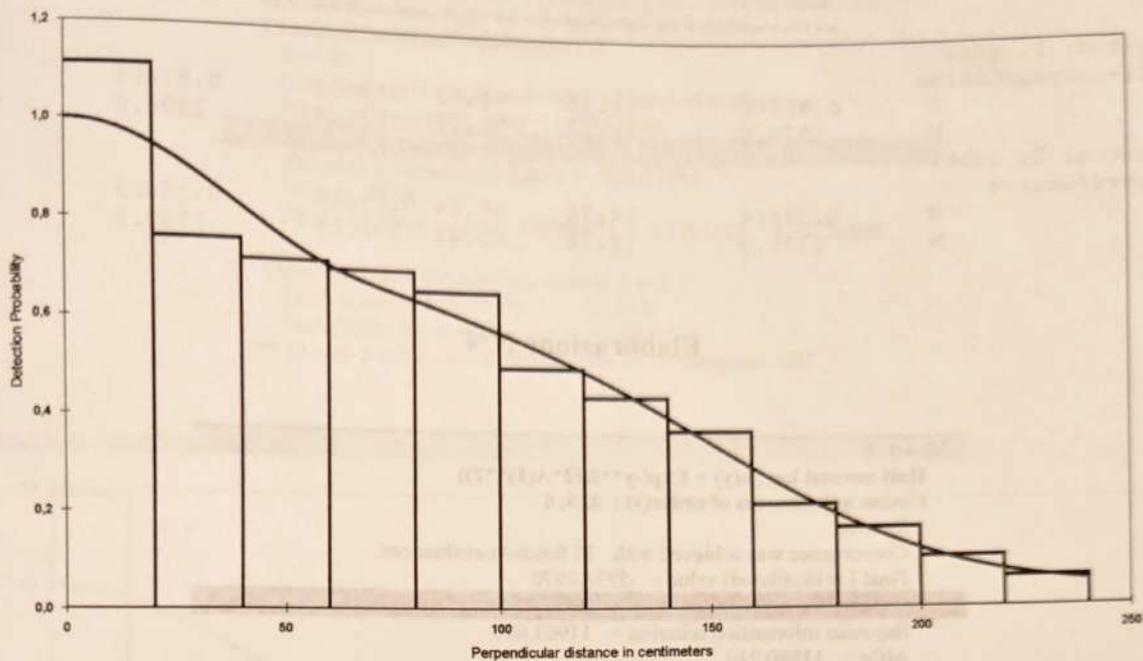
Likelihood ratio test between models 2 and 3

Likelihood ratio test value = 5.3799

Probability of a greater value = 0.020371

*** Model 3 selected over model 2 based on minimum AIC

Detection function Rabbi;



	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	

Stratum: 1. peio					
n	2571.0				
k	72.000				
L	6650.0				
n/L	0.38662	16.57	71.00	0.27844	0.53682
Left	0.0000				
Width	240.00				
Stratum: 2. rabbi					
n	1859.0				
k	49.000				
L	4550.0				
n/L	0.40857	14.24	48.00	0.30731	0.54320
Left	0.0000				
Width	240.00				

	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	

Stratum: 1. peio					
Half-normal/Cosine					
m	3.0000				
LnL	-5746.6				
AIC	11499.				
AICc	11499.				
BIC	11517.				
Chi-p	0.12722E-01				
f(0)	0.93484E-02	3.09	2568.00	0.87986E-02	0.99326E-02
p	0.44571	3.09	2568.00	0.41950	0.47356
ESW	106.97	3.09	2568.00	100.68	113.65
Stratum: 2. rabbi					
Hazard/Cosine					
m	4.0000				
LnL	-4234.4				
AIC	8476.9				
AICc	8476.9				
BIC	8499.0				
Chi-p	0.19789E-01				
f(0)	0.85266E-02	3.89	1855.00	0.79001E-02	0.92028E-02
p	0.48867	3.89	1855.00	0.45276	0.52742
ESW	117.28	3.89	1855.00	108.66	126.58

	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	
Stratum: 1. peio					
Half-normal/Cosine					
D	0.41306	16.86	76.02	0.29594	0.57653
N	1579.0	16.86	76.02	1131.0	2204.0
Stratum: 2. rabbi					
Hazard/Cosine					
D	0.39814	14.76	55.44	0.29668	0.53429
N	1335.0	14.76	55.44	995.00	1792.0

Elaborazione N°4

Model 4

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^2/(2*A(1)**2))$

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3, 4

Results:

Convergence was achieved with 17 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -5936.0970

Akaike information criterion = 11880.194

Bayesian information criterion = 11903.650

AICc = 11880.210

Final parameter values: 99.636540 0.96533901E-01-0.37268196E-02

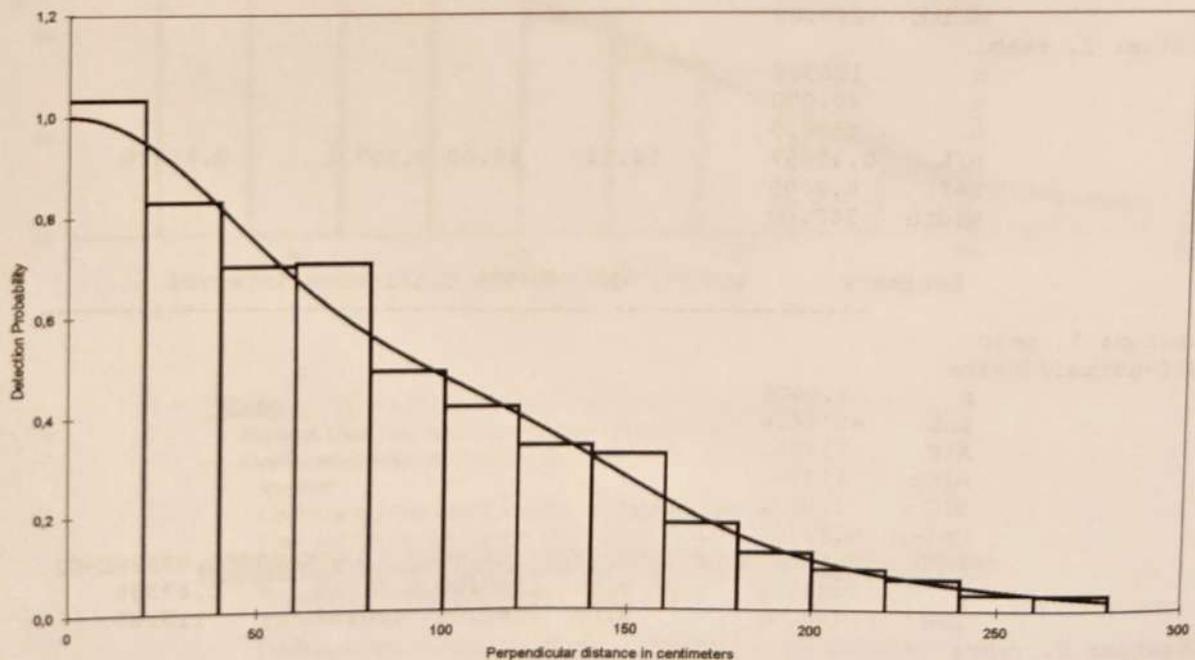
Likelihood ratio test between models 3 and 4

Likelihood ratio test value = 4.8569

Probability of a greater value = 0.027536

*** Model 4 selected over model 3 based on minimum AIC

Detection function Peio;



Model 2

Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(3))^{**}-A(4))$

Cosine adjustments of order(s) : 2

Results:

Convergence was achieved with 27 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -4502.7560

Akaike information criterion = 9011.5117

Bayesian information criterion = 9028.1738

AICc = 9011.5244

Final parameter values: 152.69374 5.1383529 0.31226832

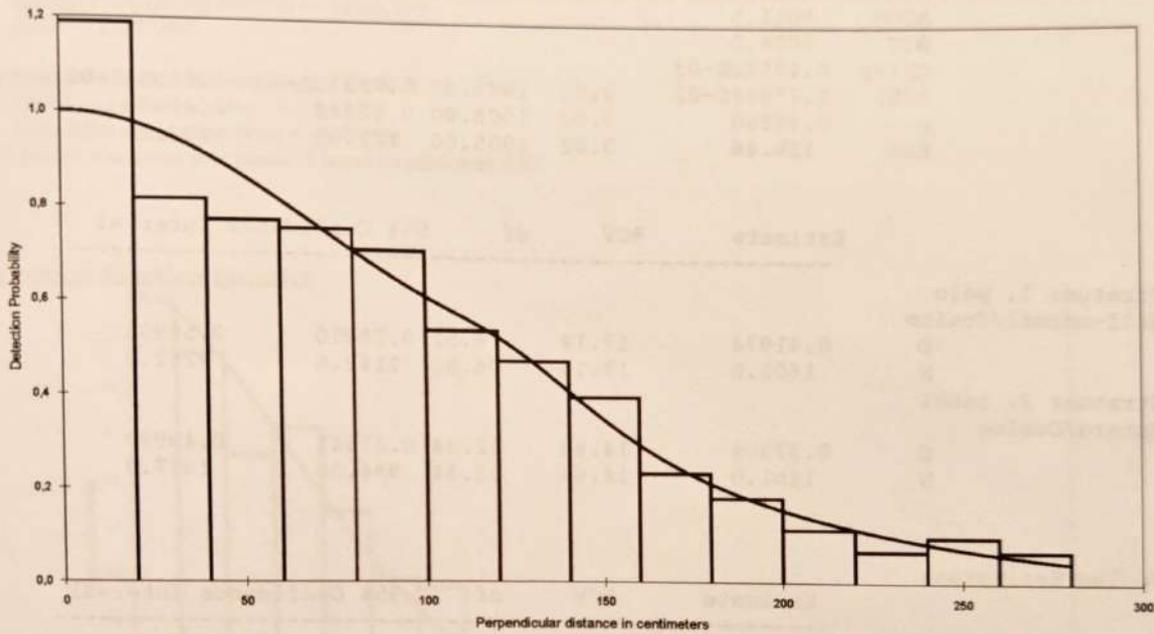
Likelihood ratio test between models 1 and 2

Likelihood ratio test value = 22.7480

Probability of a greater value = 0.000002

*** Model 2 selected over model 1 based on minimum AIC

Detection function Rabbi;



	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	

Stratum: 1. peio					
n	2602.0				
k	72.000				
L	6650.0				
n/L	0.39128	16.82	71.00	0.28044	0.54593
Left	0.0000				
Width	280.00				
Stratum: 2. rabbi					
n	1908.0				
k	49.000				
L	4550.0				
n/L	0.41934	14.35	48.00	0.31470	0.55878
Left	0.0000				
Width	280.00				

	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	
Stratum: 1. peio					
Half-normal/Cosine					
m	4.0000				
LnL	-5936.1				
AIC	11880.				
AICc	11880.				
BIC	11904.				
Chi-p	0.22061E-01				
f(0)	0.93864E-02	3.29	2598.00	0.88008E-02	0.10011E-01
p	0.38049	3.29	2598.00	0.35675	0.40581
ESW	106.54	3.29	2598.00	99.890	113.63

Stratum: 2. rabbi
Hazard/Cosine

m	3.0000				
LnL	-4502.8				
AIC	9011.5				
AICc	9011.5				
BIC	9028.2				
Chi-p	0.42522E-03				
f(0)	0.77844E-02	3.02	1905.00	0.73371E-02	0.82589E-02
p	0.45880	3.02	1905.00	0.43243	0.48676
ESW	128.46	3.02	1905.00	121.08	136.29

	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	
--	----------	-----	----	-------------------------	--

Stratum: 1. peio
Half-normal/Cosine

D	0.41974	17.14	76.52	0.29910	0.58903
N	1605.0	17.14	76.52	1143.0	2252.0

Stratum: 2. rabbi
Hazard/Cosine

D	0.37306	14.66	52.34	0.27841	0.49990
N	1251.0	14.66	52.34	934.00	1677.0

Pooled Estimates:

	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	
D	0.39793	11.58	123.91	0.31668	0.50001
N	2856.0	11.58	123.91	2273.0	3589.0

Elaborazione N°5

Model 4

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2^{*}s^{**2}))$
Cosine adjustments of order(s) : 2, 3, 4

$$s = A(1) * \text{Exp}(\text{fcn}(A(2)) + \text{fcn}(A(3)))$$

Parameter A(1) is the intercept of the scale parameter s.

Parameter A(2) is the coefficient of level LARICETA of factor covariate HAB3.

Parameter A(3) is the coefficient of level PASCOLO of factor covariate HAB3.

Parameter A(4) is the coefficient of the adjustment term of order 2.

Parameter A(5) is the coefficient of the adjustment term of order 3.

Parameter A(6) is the coefficient of the adjustment term of order 4.

Results:

Convergence was achieved with 13 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -11057.925

Akaike information criterion = 22127.850

Bayesian information criterion = 22166.459

AICc = 22127.867

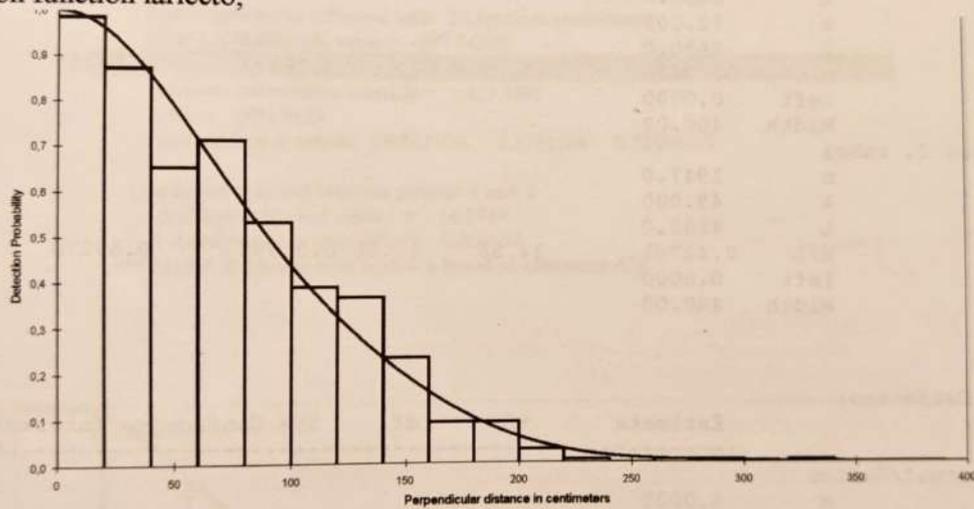
Likelihood ratio test between models 3 and 4

Likelihood ratio test value = 24.2500

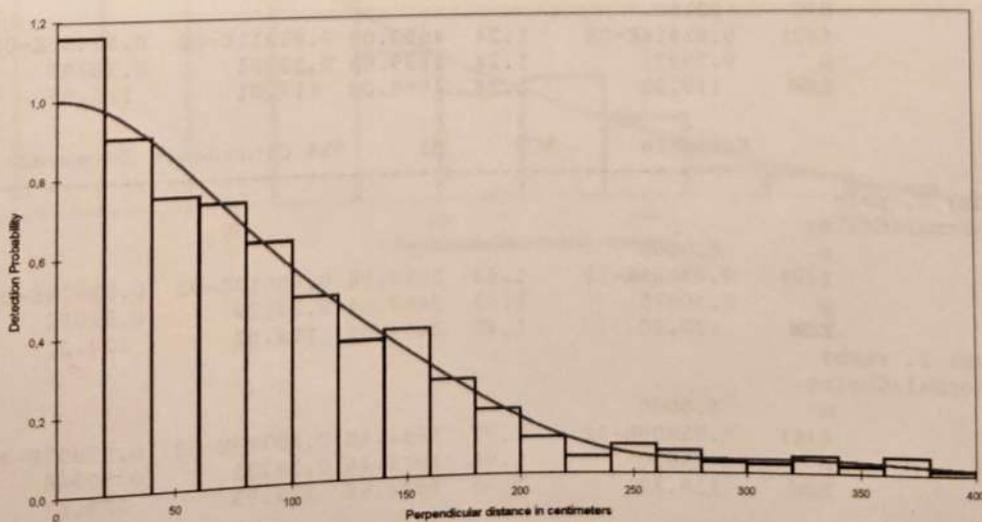
Probability of a greater value = 0.000001

*** Model 4 selected over model 3 based on minimum AIC

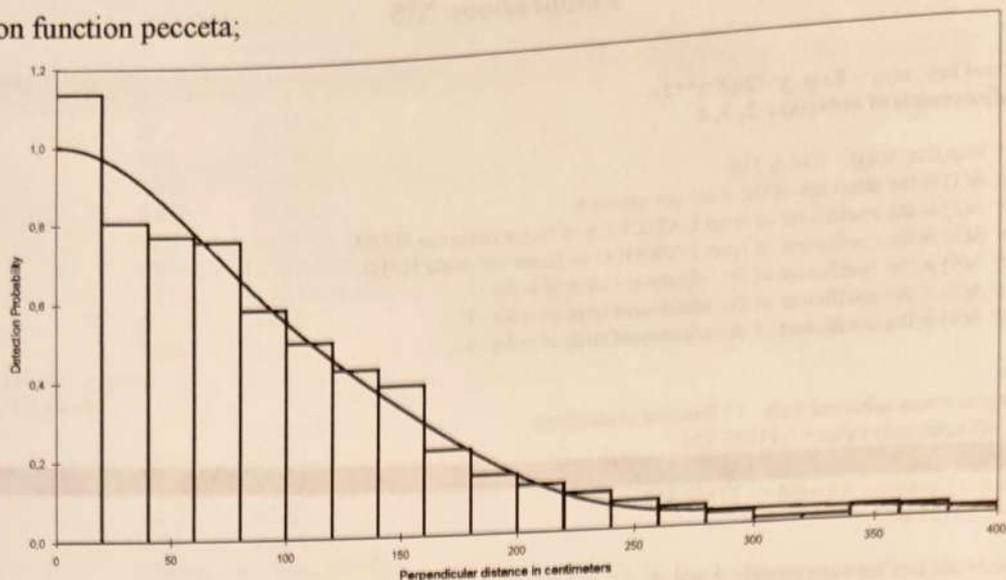
Detection function lariceto;



Detection function pascolo;



Detection function pecceta;



	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	

Stratum: 1. peio					
n	2658.0				
k	72.000				
L	6650.0				
n/L	0.39970	17.27	71.00	0.28397	0.56259
Left	0.0000				
Width	400.00				
Stratum: 2. rabbi					
n	1947.0				
k	49.000				
L	4550.0				
n/L	0.42791	14.58	48.00	0.31968	0.57278
Left	0.0000				
Width	400.00				

Pooled Estimates:

	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	

Half-normal/Cosine					
m	6.0000				
LnL	-11058.				
AIC	22128.				
AICc	22128.				
BIC	22166.				
f(0)	0.83414E-02	1.24	4599.00	0.81411E-02	0.85466E-02
p	0.29971	1.24	4599.00	0.29251	0.30708
ESW	119.88	1.24	4599.00	117.01	122.83

	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	

Stratum: 1. peio					
Half-normal/Cosine					
m	6.0000				
f(0)	0.83125E-02	1.63	2654.54	0.80510E-02	0.85824E-02
p	0.30075	1.63	2654.54	0.29129	0.31052
ESW	120.30	1.63	2654.54	116.52	124.21
Stratum: 2. rabbi					
Half-normal/Cosine					
m	6.0000				
f(0)	0.83809E-02	1.91	1944.46	0.80728E-02	0.87007E-02
p	0.29830	1.91	1944.46	0.28733	0.30968
ESW	119.32	1.91	1944.46	114.93	123.87

Note: Detection function was modelled globally, and estimated separately in each stratum, given the covariate values of the observations in the strata.

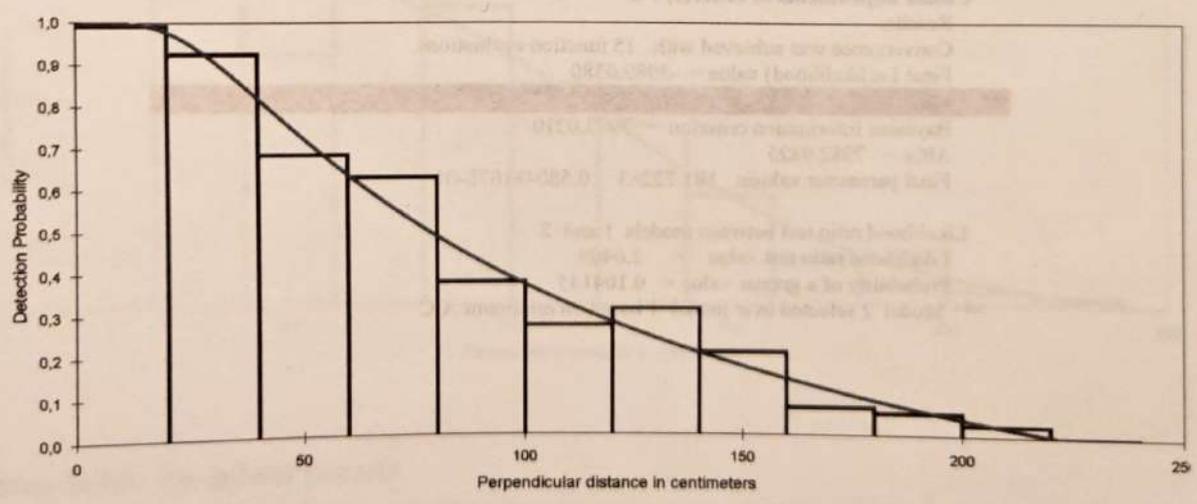
	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	
Stratum: 1. peio					
Half-normal/Cosine					
D	0.37971	101.49	26.52	0.67450E-01	2.1376
N	1452.0	101.49	26.52	258.00	8172.0
Stratum: 2. rabbi					
Half-normal/Cosine					
D	0.40986	101.08	26.09	0.73079E-01	2.2987
N	1375.0	101.08	26.09	245.00	7710.0
Pooled Estimates:					
	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	
D	0.39380				
N	2826.0				

Elaborazione N°6

Settore Peio con habitat lariceto:

Model 2
Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{}-A(2))$**
Hermite polynomial adjustments of order(s) : 4
 Results:
 Convergence was achieved with 23 function evaluations.
 Final Ln(likelihood) value = -697.94502
Akaike information criterion = 1401.8900
 Bayesian information criterion = 1413.3591
 AICc = 1401.9619
 Final parameter values: 69.362106 1.1711564 0.72206372

Likelihood ratio test between models 1 and 2
 Likelihood ratio test value = 14.1744
 Probability of a greater value = 0.000167
 *** Model 2 selected over model 1 based on minimum AICg



Settore Peio con habitat pascolo:

Model 3

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(2)^{**2}))$

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3

Results:

Convergence was achieved with 15 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -1043.3790

Akaike information criterion = 2092.7581

Bayesian information criterion = 2105.2417

AICc = 2092.8091

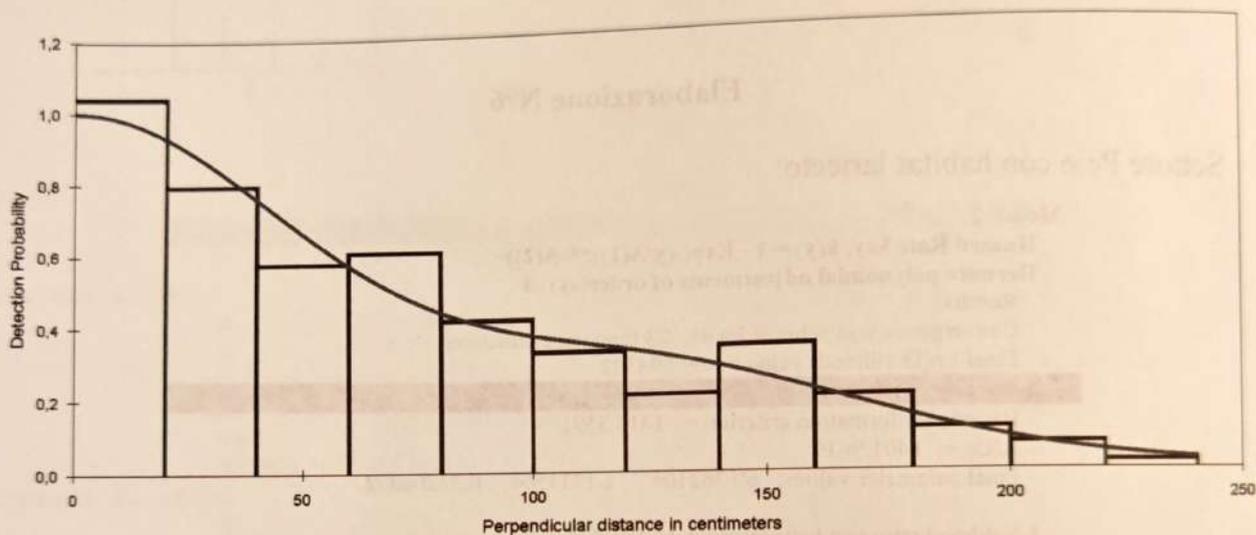
Final parameter values: 93.711141 0.58965551E-01 0.18449311

Likelihood ratio test between models 2 and 3

Likelihood ratio test value = 6.0009

Probability of a greater value = 0.014299

*** Model 3 selected over model 2 based on minimum AIC



Settore Peio con habitat pecceta:

Model 2

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(5)^{**2}))$

Cosine adjustments of order(s) : 2

Results:

Convergence was achieved with 15 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -3989.0380

Akaike information criterion = 7982.0757

Bayesian information criterion = 7993.0210

AICc = 7982.0825

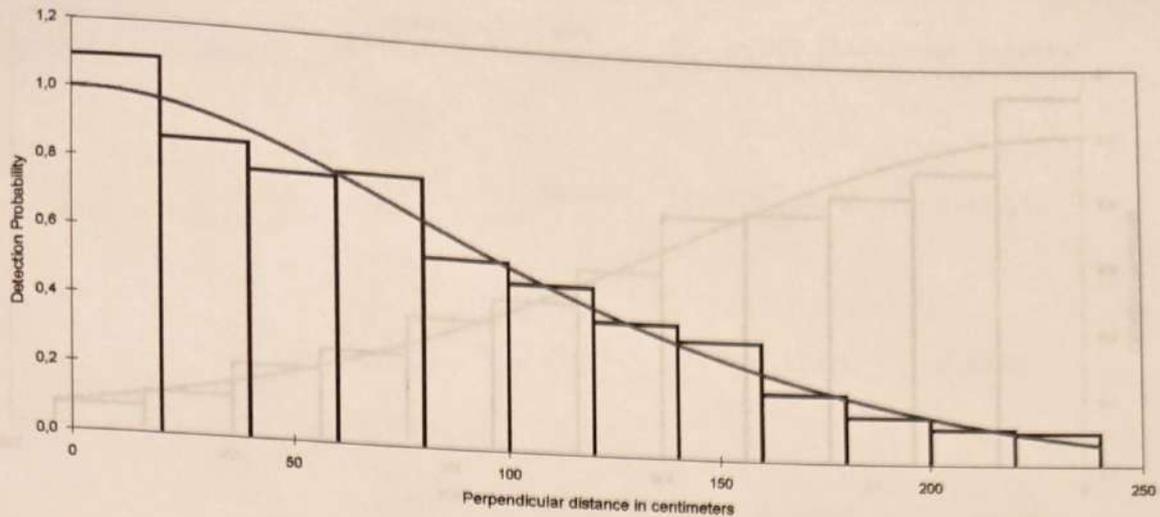
Final parameter values: 101.72263 0.58048167E-01

Likelihood ratio test between models 1 and 2

Likelihood ratio test value = 2.6409

Probability of a greater value = 0.104145

*** Model 2 selected over model 1 based on minimum AIC



Setto Rabbi con habitat lariceto:

Model 2

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(4)**2))$

Hermite polynomial adjustments of order(s) : 4

Results:

Convergence was achieved with 30 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -710.37148

Akaike information criterion = 1424.7429

Bayesian information criterion = 1432.2982

AICc = 1424.7804

Final parameter values: 70.225167 -0.24849496

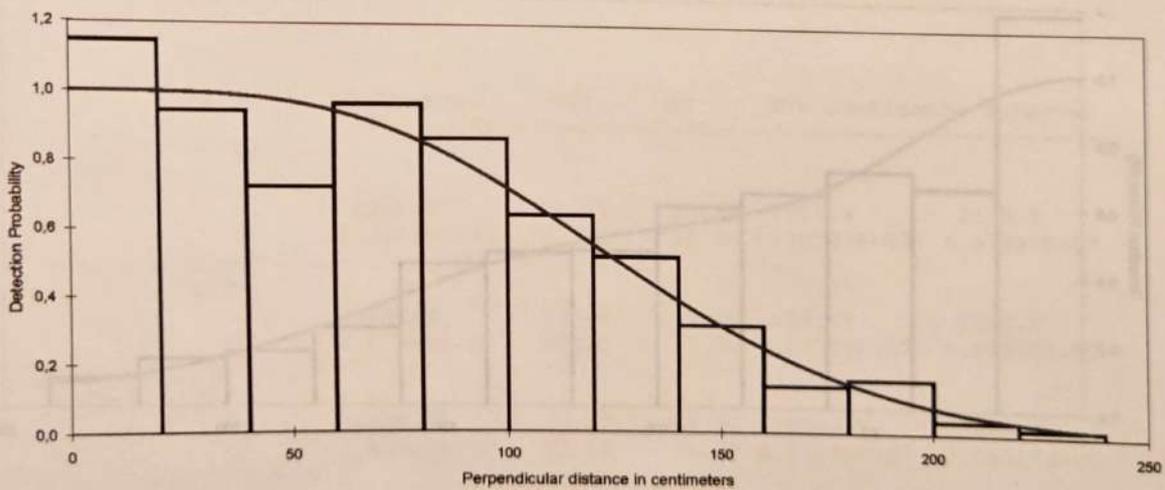
** Warning: Parameters are being constrained to obtain monotonicity. **

Likelihood ratio test between models 1 and 2

Likelihood ratio test value = 5.2703

Probability of a greater value = 0.021693

*** Model 2 selected over model 1 based on minimum AIC



Setto Rabbi con habitat pascolo:

Model 1

Half-normal key, $k(y) = \text{Exp}(-y^{**2}/(2*A(9)**2))$

Results:

Convergence was achieved with 10 function evaluations.

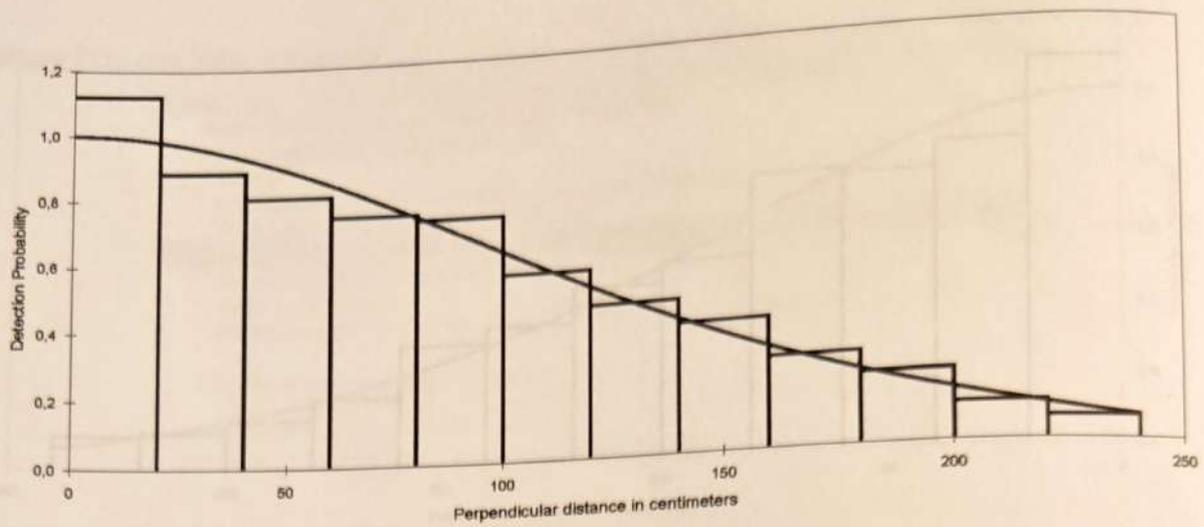
Final Ln(likelihood) value = -1636.2594

Akaike information criterion = 3274.5188

Bayesian information criterion = 3279.0952

AICc = 3274.5244

Final parameter values: 102.22696



Settore Rabbi con habitat pecceta:

Model 3

Hazard Rate key, $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(13))^{**}-A(14))$

Cosine adjustments of order(s) : 2, 3

Results:

Convergence was achieved with 33 function evaluations.

Final Ln(likelihood) value = -1882.3300

Akaike information criterion = 3772.6599

Bayesian information criterion = 3791.4873

AICc = 3772.7092

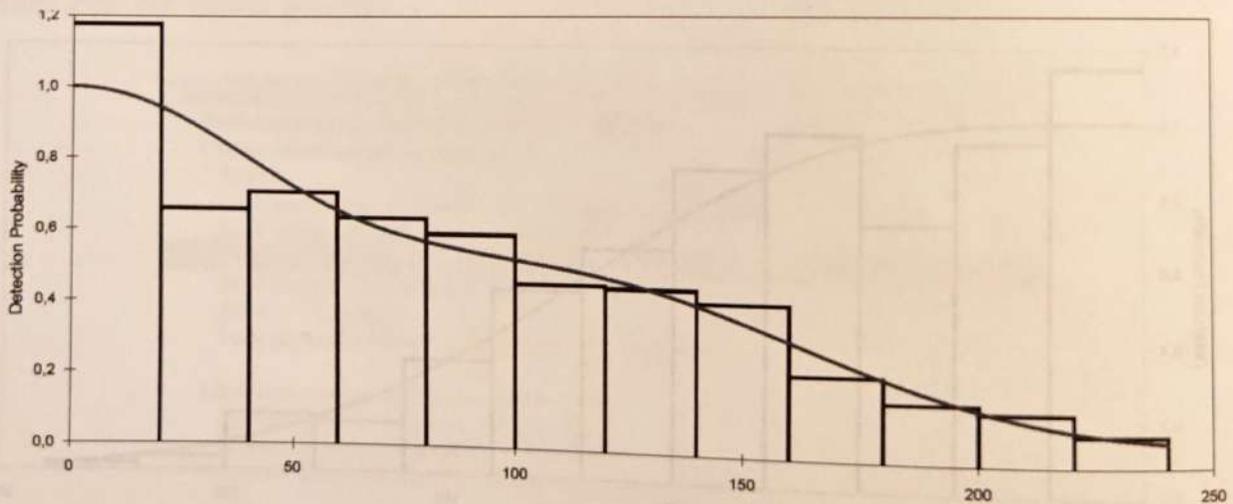
Final parameter values: 119.82079 3.1234005 0.29264319E-01 0.23613427

Likelihood ratio test between models 2 and 3

Likelihood ratio test value = 2.8652

Probability of a greater value = 0.090516

*** Model 3 selected over model 2 based on minimum AIC



	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	
Stratum: 1. lariceta					
n	338.00				
k	12.000				
L	1160.0				
n/L	0.29138				
Width	240.00	20.06	11.00	0.18819	0.45115
Stratum: 2. pascolo					
n	474.00				
k	29.000				
L	2580.0				
n/L	0.18372				
Width	240.00	24.01	28.00	0.11311	0.29840
Stratum: 3. pecceta					
n	1759.0				
k	34.000				
L	3160.0				
n/L	0.55665				
Width	240.00	21.92	33.00	0.35826	0.86488
Stratum: 4. lariceta					
n	323.00				
k	13.000				
L	1250.0				
n/L	0.25840				
Width	240.00	29.60	12.00	0.13743	0.48585
Stratum: 5. pascolo					
n	718.00				
k	25.000				
L	2340.0				
n/L	0.30684				
Width	240.00	28.44	24.00	0.17255	0.54564
Stratum: 6. pecceta					
n	818.00				
k	17.000				
L	1510.0				
n/L	0.54172				
Width	240.00	15.91	16.00	0.38743	0.75746

	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	
Stratum: Peio 1. lariceta					
Hazard/Hermite					
D	1610.0	22.20	16.49	1012.4	2560.5
N	0.61551E+07	22.20	16.49	0.38703E+07	0.97887E+07
Stratum: Peio 2. pascolo					
Half-normal/Cosine					
D	979.33	24.87	32.20	594.67	1612.8
N	0.37440E+07	24.87	32.20	0.22734E+07	0.61658E+07
Stratum: Peio 3. pecceta					
Half-normal/Cosine					
D	2350.3	22.16	34.50	1506.5	3666.6
N	0.89850E+07	22.16	34.50	0.57593E+07	0.14017E+08
Stratum: Rabbi 4. lariceta					
Half-normal/Hermite					
D	994.54	30.92	14.28	520.85	1899.0
N	0.33357E+07	30.92	14.28	0.17469E+07	0.63694E+07
Stratum: Rabbi 5. pascolo					
Half-normal/Hermite					
D	1220.5	28.60	24.54	684.67	2175.6
N	0.40935E+07	28.60	24.54	0.22964E+07	0.72971E+07
Stratum: Rabbi 6. pecceta					
Hazard/Cosine					
D	2364.8	16.86	20.15	1668.1	3352.5
N	0.79316E+07	16.86	20.15	0.55948E+07	0.11244E+08
Pooled Estimates:					
	Estimate	%CV	df	95% Confidence Interval	
D	1590.5	9.65	118.69	1314.4	1924.6
N	0.34245E+08	9.65	118.69	0.28301E+08	0.41438E+08