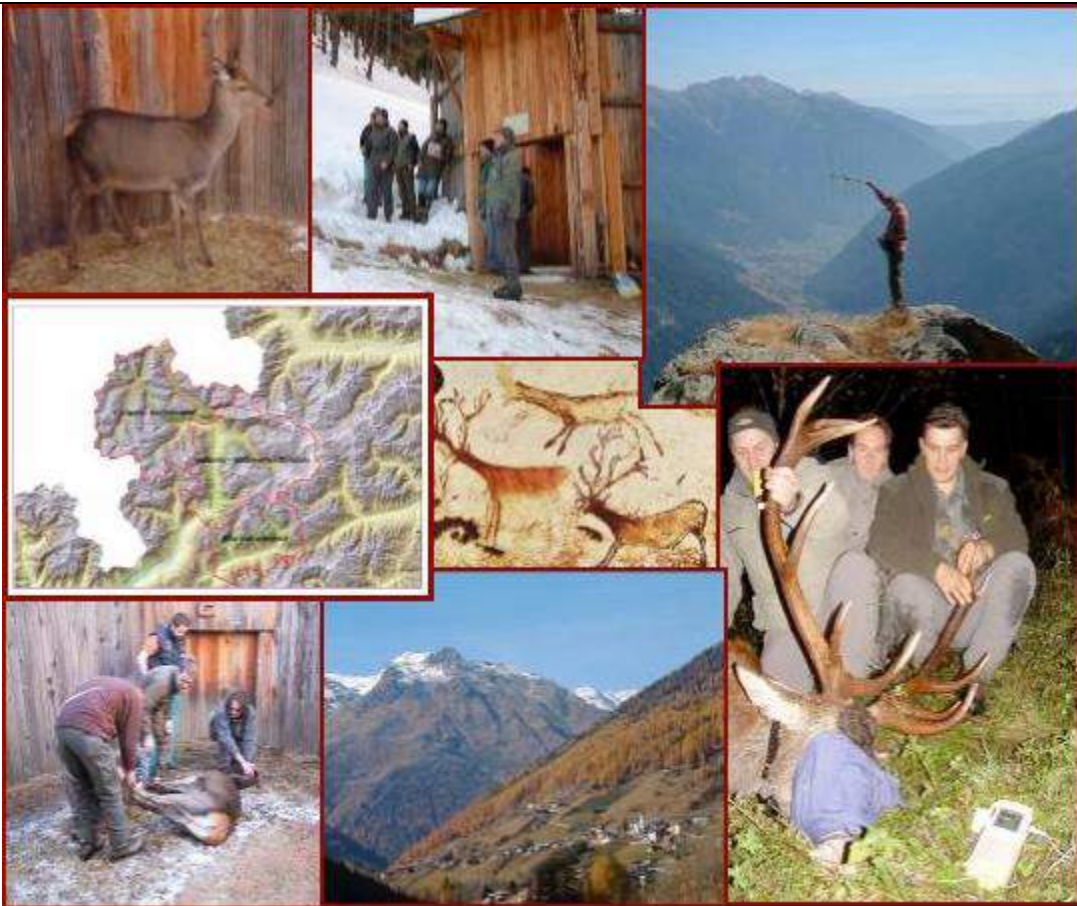


PROGETTO CERVO

PIANO DI CONSERVAZIONE E GESTIONE DEL CERVO NEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO TRENTINO

VOLUME I



2022

PIANO DI CONSERVAZIONE E GESTIONE DEL CERVO NEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO TRENINO

ALL'INTERNO DELL'UNITA' DI GESTIONE VAL DI SOLE – PN STELVIO

VOLUME I

A cura di Luca Pedrotti* e Marta Gandolfi**

Hanno collaborato:

Fabio Angeli#
Bruno Antolini
Mauro Baggia#
Ivan Callovi**
Dorino Moreschini**

* Parco Nazionale dello Stelvio - Ersaf Lombardia

** Parco Nazionale dello Stelvio Trentino

Servizio Foreste della Provincia Autonoma di Trento

Con il contributo di:

Associazione Cacciatori Trentini

Servizio Faunistico della Provincia Autonoma di Trento

Luglio 2022

INDICE

1. INTRODUZIONE	1
2. STORICO DELLA GESTIONE E CONSERVAZIONE DEL CERVO NEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO E IN VAL DI SOLE (anni 1998 – 2022)	5
2.1. Il Parco Nazionale dello Stelvio	5
2.1.1 Costituzione del Parco Nazionale dello Stelvio e impianto gestionale	5
2.2. Sintesi storica dell'ultimo ventennio di gestione del cervo nel PSN e in Val di Sole	6
2.2.1 Il Programma Sperimentale triennale del 2001.....	6
2.2.2 Le Unità di Gestione (UG) e l'UG Val di Sole	7
2.2.3 Assunti di base del "Piano di Gestione del cervo nell'UG Val di Sole 2001" e sintesi delle conclusioni operative	8
2.2.4 Indagini successive al Programma Sperimentale Triennale: anni 2001-2007	10
2.2.5 Il Piano di Conservazione e Gestione del Cervo nel Settore Trentino del Parco Nazionale dello Stelvio e nel Distretto Faunistico Val di Sole (2008)	11
2.2.6 Gli ultimi 12 anni (2010 – 2021)	13
3. ATTIVITÀ DI INDAGINE E GESTIONE – I METODI DI INDAGINE E LA RACCOLTA DELLE INFORMAZIONI (2001-2021)	15
3.1. Caratterizzazione del Parco Nazionale dello Stelvio Trentino	15
3.2 L'Area di indagine del Progetto – Unità di gestione	17
3.2.1 Inquadramento geografico	17
3.2.2 L'unità di gestione	18
3.2.3 Inquadramento ambientale	20
3.3. Ricostruzione del quadro distributivo, delle consistenze e della demografia	21
3.3.1 Valutazione sperimentale delle consistenze della popolazione	22

3.3.1.1. Censimenti primaverili notturni con il faro	22
3.3.1.2. Valutazione sperimentale delle consistenze della popolazione	24
3.3.1.3 Ricostruzione retrospettiva della consistenza, della struttura di popolazione e dell'evoluzione numerica (<i>cohort analysis</i>), mediante raccolta sistematica delle informazioni sui cervi rinvenuti morti e abbattuti in caccia (1973 – 2021)	26
3.3.1.4. Valutazione della struttura di popolazione mediante censimenti estivi	28
3.4. Analisi delle capacità di spostamento e di dispersione della popolazione	29
3.5. Analisi della condizione e costituzione	32
3.6. Analisi dello stato sanitario	34
3.7. Analisi delle interazioni con altre componenti dell'ecosistema e con le attività umane	36
3.7.1 Valutazione dell'impatto del cervo sulla rinnovazione forestale e sul sottobosco	36
3.7.1.1. Rilievo mediante transetti sull'incidenza del morso a carico della rinnovazione forestale nel Parco Nazionale dello Stelvio	38
3.7.1.2. Rilievi mediante l'impiego di recinti di esclusione	41
3.7.2 Valutazione dell'impatto sui prati-pascoli	43
3.7.3 Interazioni con il capriolo	46
3.7.4 Interazioni con il camoscio	47
3.7.5 Interazioni con il gallo cedrone	49
3.7.6 Interazioni con il gipeto	49
3.7.7 Interazioni con i grandi predatori	50
3.8 Archiviazione digitale delle informazioni raccolte e definizione al livello cartografico delle aree di svernamento e di estivazione del cervo nel PNS Trentino	51
4. STATO DEL CERVO E RAPPORTI CON L'ECOSISTEMA	53
4.1. Status attuale della popolazione di cervo	53
4.1.1 Presenza storica del Cervo in Val di Sole e nel Parco Nazionale dello Stelvio trentino	54
4.1.2 Distribuzione	57
4.1.3 Consistenza e dinamica	60
4.1.3.1 Dinamica della popolazione	61
4.1.3.2 Ricostruzione della popolazione per coorti	62
4.1.3.3 Analisi della mortalità naturale	64
4.1.3.4 Storia ed evoluzione della popolazione nell'unità di gestione e cenni di gestione venatoria	66
4.1.4 Demografia e Struttura	71
4.1.4.1. Rapporto tra i sessi	71
4.1.4.2. Struttura della popolazione per età	74
4.1.4.3. Analisi della natalità e della produttività della popolazione	75
4.1.4.4. Dinamica di popolazione nel parco e dipendenza dalla densità	78
4.1.5 Condizione e costituzione	83

4.1.6 Capacità di spostamento e di dispersione della popolazione	87
4.1.7 Stato sanitario	92
4.2 Quadro delle problematiche e delle valenze delle popolazioni di cervo nel contesto ambientale, gestionale e socio-economico dell'Unità di Gestione	94
4.2.1 Impatti sulla rinnovazione del bosco	94
4.2.1.1 Analisi descrittive dell'impatto del morso da cervo sulla rinnovazione forestale (confronto 1998 -2021)	95
4.2.1.2 Risultati delle analisi multivariate	106
4.2.1.3 Considerazioni generali	110
4.2.2 Impatti sui prati-pascoli	114
4.2.3 Danni a orti e coltivazioni per calpestio e brucamento	119
4.2.4 Collisioni con veicoli	121
4.2.5 Mortalità nei pressi dei centri abitati	123
4.2.6 Interazioni con altre componenti faunistiche dell'ecosistema	124
4.2.6.1. Interazioni con il capriolo	124
4.2.6.2. Interazioni con il camoscio	127
4.2.6.3. Interazioni con il gallo cedrone	131
4.2.6.4. Interazioni con il gipeto	134
4.2.6.5. Interazioni con i grandi predatori	140
4.2.7 Mantenimento delle aree aperte	153
4.2.8 Fruizione scientifica e turistico-naturalistica	154
4.3. Considerazioni di sintesi su status e problematiche	157
4.3.1 Gli impatti ecologici della sovrabbondanza dei cervi	157
4.3.2 La situazione nel Parco Nazionale dello Stelvio Trentino	161
4.3.3 Verso una visione per il nuovo piano di conservazione e gestione del cervo	164
4.3.4 Quadro normativo di riferimento	167
5. LINEE STRATEGICHE PER LA CONSERVAZIONE E GESTIONE DELLA POPOLAZIONE DI CERVO NELL'UNITÀ DI GESTIONE (2022-2027)	171
5.1. Piano di Conservazione e Gestione della popolazione di cervo del Parco Nazionale dello Stelvio Trentino all'interno dell'UG Val di Sole	173
5.1.1. Obiettivo generale	174
5.1.2. Obiettivi specifici	174
5.1.3. Azioni proposte	176
5.2. Piano di controllo della popolazione di cervo	179
5.2.1 Obiettivi del piano di controllo	179
5.2.2 Modalità di riduzione della popolazione all'interno del Parco	180
5.2.3 Proposta di piano prelievo	183
5.2.4 Area di intervento	185
5.2.5 Tempi di intervento	187

5.2.6 Personale	188
5.2.7 Modalità di intervento	189
5.2.8 Problematiche connesse alla realizzazione del piano di controllo	190
5.2.9 Costi	192
5.2.10 Indicatori di valutazione	194
5.2.11 Risultati attesi	194
6. AZIONI DEL PIANO	195
7. BIBLIOGRAFIA	225

1. INTRODUZIONE

Le varie componenti sociali attribuiscono alla fauna selvatica un ampio spettro di valori e significati, spesso tra loro contrastanti. Alcuni di essi sono positivi: sussistenza, ricreazione, utilità commerciale, arricchimento estetico ed emotivo, valore scientifico legato alla storia evolutiva e alla funzione ecologica che gli organismi viventi hanno nei sistemi naturali indispensabili alla vita dell'uomo.

In altri casi la società e alcune componenti dell'opinione pubblica sono più attente agli aspetti negativi legati alla fauna selvatica. Essa può disturbare o creare danni alle proprietà, ad altra fauna o a interi ecosistemi. Alcune specie possono fungere da serbatoi o vettori per malattie trasmissibili all'uomo o agli animali domestici. Altre, infine, possono attaccare direttamente l'uomo.

In questo senso gli obiettivi della gestione faunistica sono quelli di conservare e migliorare lo *status* della fauna che è percepita quale valore positivo e ridurre gli effetti considerati come negativi o, comunque, indesiderati. In questo senso la limitazione dei danni arrecati dalla fauna selvatica, così come la sua tutela, gestione e il suo razionale utilizzo (*consumptive use*) fanno parte di quello spettro di attività tra loro complementari che, riunite, sotto il più ampio termine di conservazione faunistica, vengono messe al servizio della società.

L'introduzione di valori di carattere sociale attribuibili alla fauna selvatica per la pianificazione di politiche pubbliche, è un processo di carattere anche politico, di cui bisogna necessariamente tenere conto nello sviluppo di programmi di conservazione e gestione faunistica efficaci e concretamente applicabili.

Esso rappresenta il risultato dei confronti tra le istanze e gli interessi delle varie componenti sociali che attribuiscono alla fauna differenti scale di valori.

Tale processo non si limita ai soli aspetti tecnici e scientifici, anche se una solida base di informazioni e considerazioni di carattere scientifico è fondamentale ed imprescindibile per definire gli obiettivi di base e valutare le conseguenze tecniche delle differenti opzioni politiche.

L'affrontare un tema quale la valutazione dei possibili impatti arrecati da un grande mammifero come il cervo alle altre componenti dell'ecosistema in cui vive e alle attività economiche dell'uomo, implica direttamente l'attribuzione di valori e di giudizi negativi. Le popolazioni animali vengono solitamente definite sovrabbondanti (o in eccesso), e quindi meritevoli di controllo numerico, quando, complessivamente, creano effetti negativi per una o più componenti della società.

In termini puramente ecologici, ragionando quindi su scale spaziali e temporali adeguate, diventa estremamente difficile ed arbitrario attribuire valori positivi o negativi all'evoluzione di una popolazione e alle sue interazioni con le altre componenti dell'ecosistema, se non prendendo in considerazione il ruolo e le funzioni che gli ecosistemi stessi (produttivi o naturali) hanno per l'uomo.

Anche nei casi particolari in cui il giudizio sembrerebbe unanime, si pensi ad esempio al possibile rischio di estinzione di un elemento della fauna locale che entra in competizione con una specie alloctona, il rapporto con la specie umana (che, in questo caso, è causa dell'immissione) è fondamentale.

Il "danno", quindi, è sempre tale solo in rapporto al punto di vista umano e della società che, come si è già accennato, non possiede, solitamente, un'opinione univoca nelle sue diverse componenti. In questo senso l'accezione di "danno" va intesa come problema causato da una condizione inattesa e non voluta ed è un concetto meramente antropocentrico e specie-specifico.

Il riconoscimento e la valutazione del danno richiede la definizione a priori di un obiettivo concreto (una condizione desiderata o un beneficio atteso) che possa essere confrontato con la condizione verificata in modo da determinare l'eventuale insorgenza e l'entità del danno stesso.

Da una prospettiva neutrale nei confronti della specie considerata (sia essa animale o vegetale), il termine "danno" perde di significato. Da un punto di vista sociale il verificarsi di un problema necessita di un proprietario (colui che subisce o, comunque, lamenta il danno) ed è il "proprietario" del problema che solitamente definisce tale il danno. Ad esempio, se un brucamento intensivo rappresenta un problema per lo sfruttamento forestale e per le specie arboree, le altre essenze vegetali, così come la fauna e le persone che prediligono gli spazi aperti, potrebbero invece trarre beneficio da una diminuzione della copertura forestale stessa.

Un simile approccio potrebbe apparire eccessivo nel caso in cui le considerazioni relative ai danni riguardano le aree protette che, in virtù della loro specifica destinazione, dovrebbero rappresentare i territori di valore naturalistico e ambientale più elevato e, quindi, meno manipolati e marginalmente interessati dalla presenza e dalle attività antropiche. Tuttavia il quadro non è così semplice. In buona parte dell'Europa l'ambiente ha subito trasformazioni così profonde ad opera dell'uomo, da poter considerare ormai scomparsi, o estremamente rari, i territori in cui è possibile operare senza tenere conto della presenza e delle esigenze umane.

Inoltre, le dimensioni medie delle aree protette sono tali da rendere impensabile una loro gestione "a compartimento stagno", che non prenda in considerazione gli effetti della gestione del territorio protetto sulle aree circostanti (solitamente tali effetti sono positivi, ma il caso non è generalizzabile).

Una definizione rigorosa delle finalità e degli obiettivi gestionali di ciascuna porzione di territorio (dai parchi nazionali sino ai distretti faunistici per la pianificazione venatoria) diventa fondamentale per delineare un'efficace strategia di pianificazione e gestione di tali aree.

Nella realtà italiana, in base a quanto previsto dalla legge quadro sulle aree protette (L. 397/91), nei parchi nazionali è prevista la presenza di territori con ecosistemi parzialmente alterati da interventi antropici e la possibilità di mantenimento e sviluppo delle attività tradizionali. Secondo la classificazione in categorie proposta dall'IUCN (1994), una buona frazione delle aree individuate come "Parco Nazionale" in Italia, non viene riconosciuto come tale secondo la classificazione internazionale, ma viene inserita nella categoria "Paesaggio terrestre protetto"; e questo viene fatto prendendo in considerazione lo "stato ambientale" dell'area considerata e le sue possibili finalità e obiettivi gestionali. Gli obiettivi primari di un Parco Nazionale sono la conservazione della biodiversità, delle specie e della diversità genetica e la ricreazione, mentre quelli di un paesaggio protetto sono il mantenimento di caratteristiche culturali e/o tradizionali particolari, la protezione di specifiche caratteristiche naturali/culturali e il turismo e la ricreazione. Un maggior rigore in questo campo permetterebbe anche di stabilire obiettivi più chiari nella programmazione degli interventi di controllo e delle differenti modalità di intervento a seconda della tipologia di area considerata.

Il dibattito sulla necessità di gestione di alcune componenti della fauna selvatica all'interno delle aree protette si focalizza inoltre sulle possibilità di stabilire quale sia il livello di autoregolazione naturale delle popolazioni. Gli attuali quesiti e ipotesi sulla regolazione naturale e sulla stabilità degli ecosistemi non possono essere risolti sul medio-breve periodo dal metodo scientifico.

In molte aree protette le decisioni sull'opportunità di eventuali interventi diretti dovranno essere prese prima di aver raggiunto una sufficiente comprensione scientifica del funzionamento degli ecosistemi presenti. Anche questo significa che la definizione di chiari obiettivi e motivazioni dovrà tenere in debito conto anche gli aspetti socio-politici ed economici.

In base a tutte le considerazioni sinora fatte, il problema trattato appare sicuramente complesso e molto spesso legato a condizioni peculiari o locali.

Le basi tecnico-scientifiche necessarie a fornire raccomandazioni e soluzioni per risolvere i problemi causati dalla fauna selvatica racchiudono conoscenza specifiche sulle specie considerate e sui loro habitat. Ma nella definizione dei problemi e nella realizzazione dei programmi operativi, gli aspetti tecnici sono solo una parte del "problema".

In questo panorama gli aspetti tecnico-scientifici necessitano del massimo rigore e della massima chiarezza di obiettivi in modo da garantire una corretta pianificazione degli interventi ed una altrettanto corretta valutazione dei risultati.

Il primo scopo del presente rapporto è quello di produrre **un documento che analizzi, nel modo più adeguato e approfondito possibile, lo status della popolazione di cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio Trentino (PNS) e nelle aree limitrofe e quantifichi gli effetti e gli impatti causati dalle elevate densità di cervo alle restanti componenti degli ecosistemi e alle attività umane di interesse economico.**

La seconda parte del rapporto ha lo scopo di tracciare un **quadro tecnico di riferimento, coerente e rigoroso, per valutare la necessità e/o l'opportunità di un controllo numerico delle popolazioni e per pianificare in modo corretto ed efficace tali operazioni.**

Il risultato finale è la **stesura di un complessivo piano di conservazione e di gestione della popolazione di cervo** presente nell'unità di gestione posta a cavallo del Parco Nazionale dello Stelvio, che affronti il problema del controllo numerico del cervo nell'area protetta in modo esauriente, coerente e tecnicamente corretto. Il Piano stabilisce un obiettivo generale per mantenere un soddisfacente stato di conservazione delle popolazioni di cervo nel Parco e definisce numerosi obiettivi specifici e le corrispondenti azioni per la realizzazione del piano stesso e per l'avvio di una sua fase di verifica.

Il Piano dovrà essere sottoposto al parere dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca sull'Ambiente (ISPRA) ed essere approvato dal Parco e da parte del Ministero per la Transizione Ecologica. Il Piano stesso dovrà inoltre essere corredato da uno Studio per la valutazione di incidenza in quanto il Parco è in gran parte ricompreso all'interno di tre Zone Speciali di Conservazione e una Zona di Protezione Speciale, la cui valutazione è competenza della Provincia Autonoma di Trento.

Il presente documento si configura come uno strumento di lavoro per impostare in modo razionale e condiviso le future attività di conservazione e gestione delle popolazioni di cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio Trentino. Da una parte, all'interno dell'area protetta, è necessario valutare la necessità e l'opportunità di ridurre la densità della popolazione per gli impatti che tale densità elevata arreca nel lungo termine agli equilibri ecologici del Parco e per i conflitti che si ingenerano con le attività di interesse umano; dall'altra sarebbe necessario non limitare lo sguardo solamente all'interno del Parco, consapevoli che il "sistema Val di Sole" debba essere considerato un *unicum* per la popolazione di cervo. Così come le azioni attuate all'esterno hanno contribuito in parte a determinare l'attuale situazione all'interno del Parco, ugualmente sarà necessario, nel momento in cui si deciderà di agire nel Parco, prendere in giusta considerazione le possibili ricadute sulla popolazione anche all'esterno. Tuttavia tali aspetti di pianificazione della presenza e dello stato delle popolazioni laddove è ammesso l'esercizio venatorio, sono di esclusiva competenza del Servizio Faunistico della Provincia Autonoma di Trento e dell'Associazione dei Cacciatori Trentini cui la Provincia ha delegato le attività di gestione delle popolazioni di cervo. Nel presente rapporto non verranno pertanto presentate considerazioni e suggerimenti sulle possibili future modalità di gestione nel Distretto Val di Sole, rimandandole agli enti che ne hanno la competenza.

Giunti al termine della terza fase di pianificazione e sperimentazione del Progetto Cervo, si ritiene utile riportare in modo sintetico i principali risultati raggiunti nell'attività di ricerca e monitoraggio e fornire un quadro progettuale completo ed esaustivo per la futura programmazione delle attività del "Piano per

la conservazione e la gestione della popolazione di cervo del Parco Nazionale dello Stelvio e della Val di Sole”.

Nella prima parte del documento (**Capitolo 2**) viene tracciata una sintesi e proposto un quadro “storico” sintetico delle attività di monitoraggio, pianificazione e gestione realizzate tra il 1998 e il 2021. Nel **Capitolo 3** vengono documentati gli obiettivi di pianificazione cui ci si è riferiti nel periodo precedente, vengono definite nel dettaglio le caratteristiche e i confini dell’unità territoriale in cui è distribuita la popolazione di cervo e a cui si fa riferimento per la programmazione e per le azioni del piano (Unità di Gestione) e tutte le modalità di raccolta delle informazioni relative alla popolazione di cervo ed alle sue interazioni con le componenti ecologiche, economiche e sociali del sistema su cui ci si è particolarmente concentrati in questo lasso di tempo. Il **Capitolo 4** illustra lo stato dell’arte delle conoscenze sin qui acquisite sullo stato del cervo e delle sue interazioni con le restanti componenti degli ecosistemi e dell’uomo. Il paragrafo 4.1 comprende una sintesi dello *status* attuale della popolazione di cervo presente nell’Unità di gestione e della sua demografia e condizione. Il paragrafo 4.2 analizza e quantifica, dove possibile, lo stato delle conoscenze delle interazioni tra il cervo e le componenti ecologiche, economiche e sociali del sistema. Il paragrafo 4.3 contiene le considerazioni di sintesi sulle problematiche che si vengono a creare in rapporto all’elevata densità della popolazione di cervo e riporta il quadro normativo di riferimento entro cui si è tenuti a muoversi. Tutto ciò rappresenta la base per poter effettuare una valutazione critica delle diverse opzioni di gestione disponibili, per scegliere l’opzione ritenuta più opportuna e per definire conseguentemente le nuove linee strategiche di gestione. Il **Capitolo 5** rappresenta il vero e proprio programma – **piano di gestione per il futuro quinquennio** in cui vengono tracciati l’obiettivo generale e gli obiettivi specifici e definite le azioni di piano

L’interesse specifico nei confronti del cervo nasce negli amministratori del Parco Nazionale dello Stelvio verso la fine degli anni ’90 in base all’esigenza di far fronte alle continue e più o meno intense pressioni emerse in ambito locale, riguardanti gli ipotizzati danni che le consistenti popolazioni di cervo arrecavano alla rinnovazione del bosco ed alle attività umane di interesse economico (pascoli e prati a sfalcio, coltivazioni di pregio, orti e frutticoltura intensiva).

Tra le ulteriori motivazioni alla base dei conflitti, possono essere 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 di malattie a carattere epidemico responsabili di una diminuzione della “qualità” della popolazione e di elevate mortalità. Secondo l’opinione di alcune categorie di portatori di interessi, le elevate mortalità naturali sono inoltre considerate “inutili” poiché, attraverso l’introduzione del prelievo venatorio, potrebbe essere ridotto e controllato il numero degli individui senza il verificarsi di apparenti sprechi connessi con l’elevata mortalità naturale.

Per questo nel 1997 viene nominata un’apposita “Commissione Cervo”. 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. Il lavoro della Commissione si conclude nel 2000 con la stesura di un nutrito rapporto denominato “Progetto Cervo – programma triennale di indagine e sperimentazione per una gestione del cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio”, realizzato da un gruppo di lavoro appositamente incaricato dal Parco e formato da Franco Perco, Giorgio Carmignola, Luca Pedrotti e Claudio Pasolli.

2. STORICO DELLA GESTIONE E CONSERVAZIONE DEL CERVO NEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO E IN VAL DI SOLE (ANNI 1998 – 2022)

2.1. IL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO

2.1.1 COSTITUZIONE DEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO E IMPIANTO GESTIONALE

Il PNS è stato istituito nel 1935 con la legge N° 740 del 24 Aprile. L'istituzione del Parco esprimeva la volontà di una tutela integrale delle diverse componenti ambientali di un'ampia porzione di territorio tipicamente alpino, con estesi ghiacciai e praterie d'alta quota fino alla fascia boscata sottostante, allo scopo di migliorare la flora, incrementare la fauna, conservare le particolari formazioni geologiche, valorizzare le bellezze paesaggistiche e promuovere lo sviluppo turistico.

Il Parco Nazionale dello Stelvio si estende nel cuore delle Alpi centrali, su una superficie di circa 134.000 ettari ed è prevalentemente costituito da territori montani ed alpini. Esso rappresenta, per estensione, la seconda area protetta dell'arco alpino e il quarto Parco Nazionale italiano. L'area protetta si trova unita, senza soluzione di continuità, al Parco Nazionale Svizzero e al Parco Naturale dell'Adamello e, unitamente al Parco Naturale dell'Adamello Brenta e a quello delle Orobie, costituisce uno dei più importanti sistemi di aree protette dell'Europa occidentale, con un'estensione complessiva di 367.000 ha.

2.2. SINTESI STORICA DELL'ULTIMO VENTENNIO DI GESTIONE DEL CERVO NEL PSN E IN VAL DI SOLE

Il Parco dello Stelvio, istituito nel 1935, ha iniziato ad affrontare la problematica delle elevate densità di cervo nel proprio territorio e degli impatti esercitati sugli ecosistemi e sulle attività economiche nel **1997**, con la nomina di un'apposita "*Commissione Cervo*", composta da alcuni dei massimi esperti di gestione faunistica in ambito nazionale e da rappresentanti degli Enti preposti alla gestione e conservazione del patrimonio faunistico, per dare una risposta alle istanze emerse in ambito locale relative agli ipotizzati danni arrecati dal cervo alla rinnovazione del bosco ed alle attività umane di interesse economico.

La Commissione è giunta alla conclusione che fosse necessario acquisire maggiori conoscenze sullo *status* delle popolazioni e sugli impatti da esse arrecati, prima di proporre qualsiasi intervento, suggerendo di nominare un Gruppo di esperti che curasse la realizzazione del progetto nel suo complesso. Il Gruppo di esperti concluse il lavoro con la stesura di un nutrito rapporto denominato "*Progetto Cervo – programma triennale di indagine e sperimentazione per una gestione del cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio*" (Perco *et al.*, 2001).

2.2.1 IL PROGRAMMA SPERIMENTALE TRIENNALE DEL 2001.

I primi tre anni del **programma di indagine e sperimentazione** sono serviti 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 conservazione e gestione delle popolazioni di cervo che individuasse livelli soglia di consistenza tali da ipotizzare una riduzione degli impatti da esse causati. Il piano definiva, quindi, le modalità operative con cui ridurre le densità delle popolazioni laddove se ne vedesse la necessità.

La fase di acquisizione delle conoscenze ha approfondito importanti aspetti quali la valutazione della distribuzione e delle consistenze delle popolazioni, dell'evoluzione numerica negli anni, dello stato sanitario, quella della condizione, costituzione e fertilità delle popolazioni ed ancora la valutazione dell'ammontare dei danni alle attività agricole, dell'impatto degli ungulati sulla rinnovazione forestale, quella dell'interazione con i grandi predatori e la sperimentazione di tecniche di controllo numerico mediante catture e abbattimenti.

La fase di raccolta dei dati è risultata nella produzione di un rapporto conclusivo ("**Progetto Cervo – Programma Triennale di indagine e sperimentazione per una gestione del Cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio**"), discusso e approvato, in sede di Consiglio Direttivo del Parco, alla fine del 2000 e consegnato, nella sua veste definitiva, nel gennaio 2001. Questo elaborato illustrava nella sua prima parte, i risultati delle suddette analisi e, nella seconda parte affrontava le differenti proposte gestionali per la riduzione degli impatti arrecati dal cervo agli ecosistemi e alle attività umane (Perco *et al.*, 2001). Per ulteriori approfondimenti si faccia riferimento al Programma citato.

2.2.2 LE UNITÀ DI GESTIONE (UG) E L'UG VAL DI SOLE.

Il Rapporto conclusivo del Programma Triennale, dopo aver analizzato lo *status* del cervo nel Parco e nei territori ad esso limitrofi (distribuzione, consistenze, evoluzione numerica, condizione e costituzione, fertilità, stato sanitario, impatto sulla rinnovazione del bosco), individuava 7 unità di popolazione (Figura 2.1.), definite anche come unica **Unità di Gestione (UG)**, in cui agire in modo specifico e differenziato.

Dalle analisi preliminari emergeva come non fosse in molti casi possibile effettuare distinzioni nette tra aree esterne ed interne al Parco per quanto riguarda le popolazioni di cervo, ma come esse dovessero essere considerate in modo unitario per poter prendere in considerazione un'intera popolazione.

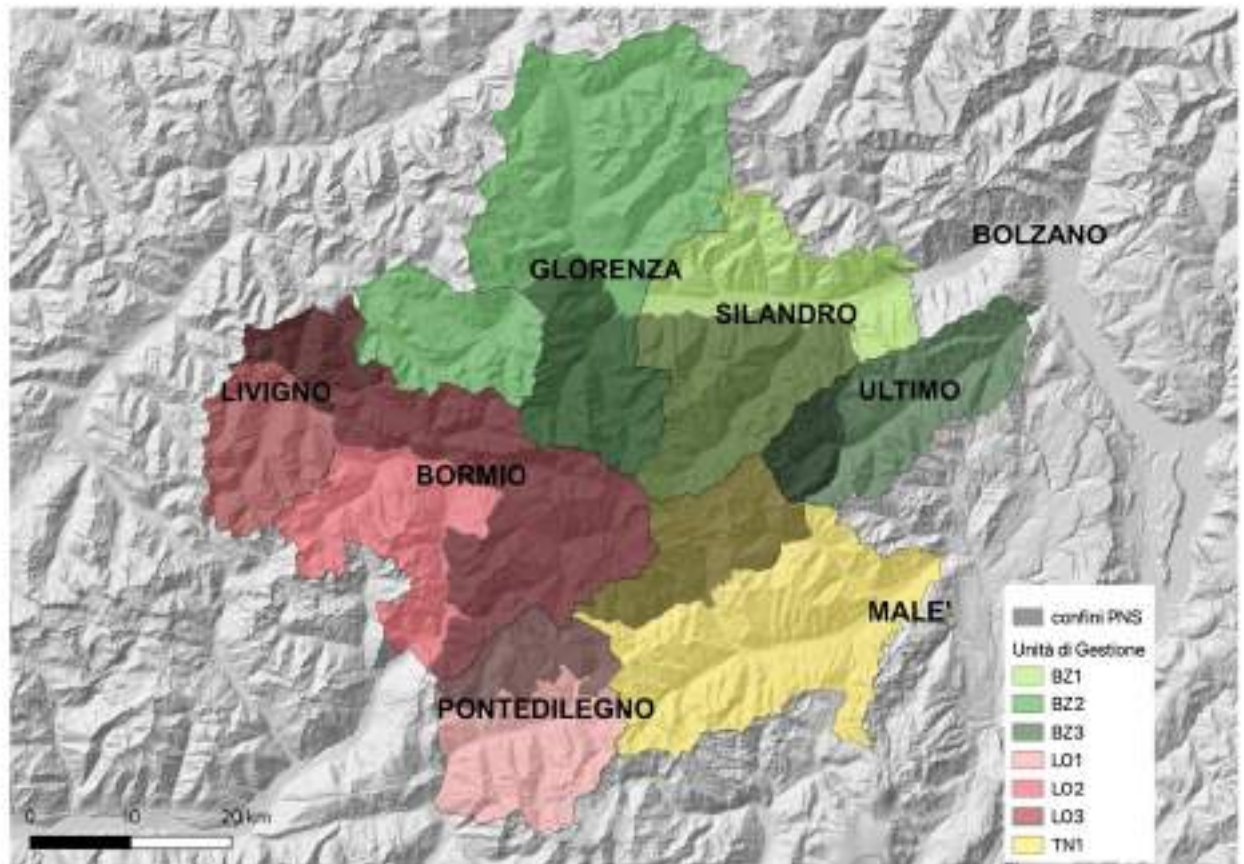


Figura 2.1. Le 7 Unità di gestione (UG) che comprendono tutto il Parco Nazionale dello Stelvio (in grigio) e le aree limitrofe.

Una **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 identificata comprende, quindi, una popolazione di cervo "demograficamente isolata" da quelle limitrofe e le aree da essa occupate durante le stagioni estiva e invernale.

Per questo motivo, i confini principali che suddividono le UG all'interno del Parco correvano e corrono tutt'oggi lungo i principali crinali spartiacque localizzati al di sopra dei 3.000 m.

L'individuazione delle UG è avvenuta sulla base delle caratteristiche morfologiche e ambientali dell'area e delle informazioni acquisite sulla distribuzione e consistenza delle popolazioni di cervo presenti e si è resa necessaria anche per rispettare le sostanziali diversità esistenti nel Parco, appunto anche di carattere sociale e culturale, esplicabili ad esempio - sia pure in modo semplicistico - nei limiti

amministrativi delle quattro Province. Nei due decenni successivi sono stati catturati, marcati e/o dotati di radiocollari oltre 250 cervi. Ciò ha permesso di studiarne in modo approfondito gli spostamenti stagionali e i movimenti di dispersione, di verificare la correttezza dei confini individuati per le UG e nel caso, di correggerne i confini.

Ciascuna UG racchiude al suo interno una singola unità di popolazione di cervo, intesa come insieme di individui che sono quindi caratterizzati da parametri demografici e di dinamica evolutiva comuni. E' chiaro come gli spostamenti di soggetti tra UG differenti siano sempre possibili e contribuiscano a mantenere un'identità genetica comune, ma questi, in base almeno alle indagini fin qui condotte, non partecipano in modo significativo a modificare le caratteristiche demografiche delle singole unità di popolazione (struttura per classi di sesso ed età, tassi di natalità e sopravvivenza età-specifici, reclutamento e incrementi annui, fenomeni di autoregolazione dipendenti dalla densità).

Nel Parco dello Stelvio, contestualmente alla riaffermazione della specie sul territorio attorno al 1973, è iniziata la gestione venatoria del cervo fuori Parco e, successivamente, la pianificazione venatoria ha portato alla definizione del Distretto Faunistico della Val di Sole, che, assieme al Parco Nazionale dello Stelvio Trentino costituisce l'**Unità di Gestione Val di Sole**.

L'**UG "Val di Sole"** cui fa riferimento questo specifico piano coincide pertanto con il territorio del Parco Nazionale dello Stelvio Trentino e con l'attuale Distretto Faunistico Val di Sole, utilizzato dall'Associazione Cacciatori Trentini (ACT) per la pianificazione venatoria (parte relativa all'Area di indagine, Capitolo 3.2. del presente Progetto).

2.2.3 ASSUNTI DI BASE DEL "PIANO DI GESTIONE DEL CERVO NELL'UG VAL DI SOLE 2001" E SINTESI DELLE CONCLUSIONI OPERATIVE

Per ciascuna delle 7 UG identificate sono stati individuati **livelli di "densità obiettivo"**, entro cui ricondurre le popolazioni di cervo, tali da conservare o, se necessario, ripristinare l'equilibrio ecologico della biocenosi e proposti i conseguenti interventi gestionali. I possibili interventi proposti spaziavano dall'opzione del "non intervento" all'interno dell'area protetta (monitoraggio e libera evoluzione della popolazione) alla definizione di piani di controllo per la riduzione della popolazione.

In base a tutti i dati raccolti e analizzati, relativi allo *status* delle popolazioni e agli impatti arrecati alle altre componenti delle biocenosi del Parco ed alle attività di interesse economico, il Rapporto individuava tre UG in cui la densità delle popolazioni risultava superiore alla Massima Densità Sostenibile (MDS), tra cui l'UG Val di Sole. Le proposte gestionali - per ciascuna UG - si fondavano su due opzioni principali, denominate rispettivamente "**valore soglia**" e "**libera evoluzione**" (ovvero anche "dinamica libera").

Il "valore soglia", riferito alla dimensione di una popolazione, è definito come una densità superata nettamente la quale si ritiene probabile l'instaurarsi di concomitanti fenomeni di disagio per l'ambiente, la specie e la società locale (qui vista nelle sue attività tradizionali, non solo produttive ma anche di sicurezza ecc). Questa densità soglia (MDS: Massima Densità Sostenibile, intesa sia biologicamente sia socialmente sostenibile) supera (comprendendoli anche) i tradizionali concetti di densità "biologica" riferiti solo alla "qualità" della specie, includendo quindi anche aspetti "agro-forestali" di tipo meramente "economico" e le esigenze di varietà ecologica (biodiversità) della vegetazione e di altre specie faunistiche.

L'opzione denominata "libera evoluzione" (o "libera dinamica") si configura invece come "l'indirizzo gestionale che non prevede interventi diretti atti a modificare i processi demografici di una popolazione". Nei confronti del cervo, in quegli anni, non sono stati previsti interventi di sorta o almeno non sono stati previsti interventi di controllo diretto sulle popolazioni all'interno dell'area protetta ad eccezione delle UG in provincia di Bolzano.

L'individuazione del valore soglia deriva dal confronto tra le Densità attuali (Da) delle popolazioni di cervo e gli impatti da esse causati alla rinnovazione e alla composizione specifica del bosco (per ulteriori

dettagli, si consultino: Perco *et al.*, 2001 e Pedrotti e Bragalanti, 2008) e alle altre componenti degli ecosistemi. I differenti livelli di densità soglia – proposti come obiettivo di gestione – si intendevano come parametri sperimentali che in futuro avrebbero potuto variare, alla luce di ulteriori indagini atte a ricercare i livelli ottimali per approssimazioni successive (gestione adattativa).

Per l'Unità di Gestione "Val di Sole" comprendente il Parco Nazionale dello Stelvio Trentino, il **Piano di Gestione 2001** ha fornito delle prime risposte sullo stato delle popolazioni, riportando per la Val di Sole una densità effettiva di cervo pari a 10,8 capi/100ha, a fronte di una MDS calcolata sui 7-8 cervi/100 ha, e ha quindi previsto la possibilità di una futura riduzione numerica tramite prelievi (Perco *et al.*, 2001).

I prelievi si rendono necessari in situazioni riconducibili a particolari necessità conservazionistiche, ecologiche ed antropiche, in assenza di efficaci misure alternative. Nello specifico: densità di popolazione superiore a quella biotica, in assenza di fattori correttivi naturali a breve-medio termine, con reali pericoli di danno agli ecosistemi (es.: il cervo mostra caratteri di scarsa condizione, costituzione e fertilità, che determinano il superamento della densità biotica e l'impatto, misurato a livello qualitativo e quantitativo, sulla rinnovazione forestale); drastica interferenza (trofico-spaziale) di una specie molto abbondante (il cervo) nei confronti di specie autoctone più vulnerabili (il capriolo ed il camoscio).

In relazione alla situazione del 2000, caratterizzata da **elevate consistenze** di cervo (densità tra le più elevate note per l'arco alpino) ed agli impatti allora riscontrati, è parso opportuno effettuare un intervento diretto di riduzione (catture e/o abbattimenti selettivi).

Il Piano del 2001 prevedeva che le azioni di controllo avvenissero solo all'esterno del Parco, in considerazione degli scopi principali delle aree protette (Legge 394/91), ovvero favorire la conservazione della fauna della flora e degli ecosistemi naturali e garantire, almeno in certe zone dell'area protetta, le condizioni più naturali possibili e le minori interferenze antropiche (Perco *et al.*, 2001).

Nell'**UG Val di Sole** nel suo complesso, la popolazione di cervo ha subito, negli anni, un drastico aumento di consistenza e i piani di prelievo sino a quel momento formulati si sono limitati a seguire la progressiva crescita della popolazione senza peraltro riuscire a stabilizzarla.

Dei quasi 3.000 cervi stimati in periodo primaverile nell'UG Val di Sole in quegli anni (1999-2000), 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 (Consultare il capitolo 3.2.2. e la figura 3.4. nel presente Progetto).

La popolazione di cervo all'interno del Parco era direttamente collegata con i territori di caccia limitrofi. Il livello stimato di brucamento sulla rinnovazione forestale, sulle colture e sui prati a sfalcio risultava elevato e costituiva un indice dell'insorgenza di danni al bosco (importanza economica locale medio-alta), alle colture agricole (prati ed orti) e dell'aumento della frequenza delle collisioni con gli autoveicoli (sebbene questi, per la maggior parte fuori Parco).

Secondo il Piano di gestione proposto, è stata concordata la definizione di una strategia gestionale dell'intera UG, condivisa da tutte le altre istituzioni coinvolte nella gestione della specie (ex Servizio Foreste e fauna, oggi 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** ha previsto la progressiva realizzazione di piani di prelievo venatori, all'esterno del Parco via via più elevati, fino al raggiungimento della stabilizzazione della popolazione stessa. Considerando la suddetta definizione di Unità di Gestione, anche i cervi conteggiati nel Parco rientravano nelle quote utilizzate per la predisposizione dei prelievi.

La maggior parte degli abbattimenti veniva effettuata in tardo autunno e in inverno, in considerazione dell'assunto che, in tale periodo, la maggior parte dei cervi avesse già effettuato una migrazione stagionale verso i quartieri di svernamento posti all'esterno del Parco.

Tale logica di intervento è stata rivolta alla riduzione delle consistenze attraverso il prelievo limitato all'esterno del Parco, prolungando l'attività venatoria sino al 31 dicembre di ogni anno.

Il prolungamento della stagione venatoria aveva il significato di disporre di un tempo maggiore per completare piani di prelievo elevati e di incidere maggiormente in un periodo in cui c'era maggiore probabilità che i cervi siano migrati all'esterno del Parco.

Il prolungamento di 15 giorni della stagione venatoria è stato, inoltre, accompagnato dall'introduzione di una ulteriore misura volta a favorire lo stabile insediamento di nuclei riproduttivi su tutto il territorio del Distretto. A partire dall'anno 2000 sono infatti state create e messe in funzione le cosiddette **"Aree di bramito"**. Tali aree, di estensione di qualche centinaio di ettari, avevano (e hanno tutt'oggi) lo scopo di garantire la necessaria tranquillità alla specie durante il periodo riproduttivo mediante la sospensione dell'attività venatoria. Tra il 2000 e il 2001 tutte le 13 Riserve della Val di Sole hanno aderito al progetto. Sono state create 8 aree di bramito (oggi 13) per una superficie totale di sospensione della caccia durante l'attività riproduttiva di 3.480 ha (4.200 ha), pari a circa il 10% della superficie di caccia. Le aree di bramito, pur avendo cambiato assetto nel tempo, sono tutt'oggi valide.

2.2.4 INDAGINI SUCCESSIVE AL PROGRAMMA SPERIMENTALE TRIENNALE: ANNI 2001-2007

Tra il **2001 e il 2007** è stato applicato quanto previsto dal Programma ed è stata avviata una fase ulteriore di studio e approfondimento sulla popolazione di cervo, sulla sua dinamica, sulle capacità di migrazione della popolazione e sugli impatti e squilibri ecologici creati all'interno del Parco (danni alla rinnovazione forestale e ai prati a sfalcio, interazioni competitive con capriolo e cervo, impatti su abbondanza e ricchezza del sottobosco, impatti indiretti sui galliformi). Tutti i dati raccolti ed analizzati hanno contribuito a migliorare ulteriormente le conoscenze sulla specie, sulle sue interazioni con gli ecosistemi e sui danni alle attività umane. I risultati di tali analisi e le conseguenti implicazioni conservazionistiche e gestionali sono tutte contenute nel "Progetto Cervo 2008", documento di ricerca ed indirizzo, sulla conservazione e gestione del cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio Trentino e nel Distretto Faunistico della Val di Sole che ha proposto le nuove linee di conservazione e gestione della popolazione (Pedrotti e Bragalanti, 2008).

Al termine del periodo, la strategia di aumento dei prelievi solo all'esterno del Parco si è dimostrata inefficace, in quanto all'interno dell'area protetta venivano selezionate le femmine stanziali che non migravano all'esterno del Parco durante l'inverno e che contribuivano a mantenere molto alta la consistenza della popolazione. L'andamento annuale dei piani di prelievo autorizzati e degli abbattimenti venatori effettivamente realizzati mostra come in poco tempo l'entità dei prelievi programmati non fosse più sostenibile (ampio divario tra quanto previsto e quanto realizzato) e come sia stato necessario operare con una progressiva riduzione della pianificazione (Figura 2.2.). E' stata perciò elaborata una nuova strategia gestionale descritta in dettaglio nel suddetto Progetto Cervo del 2008.

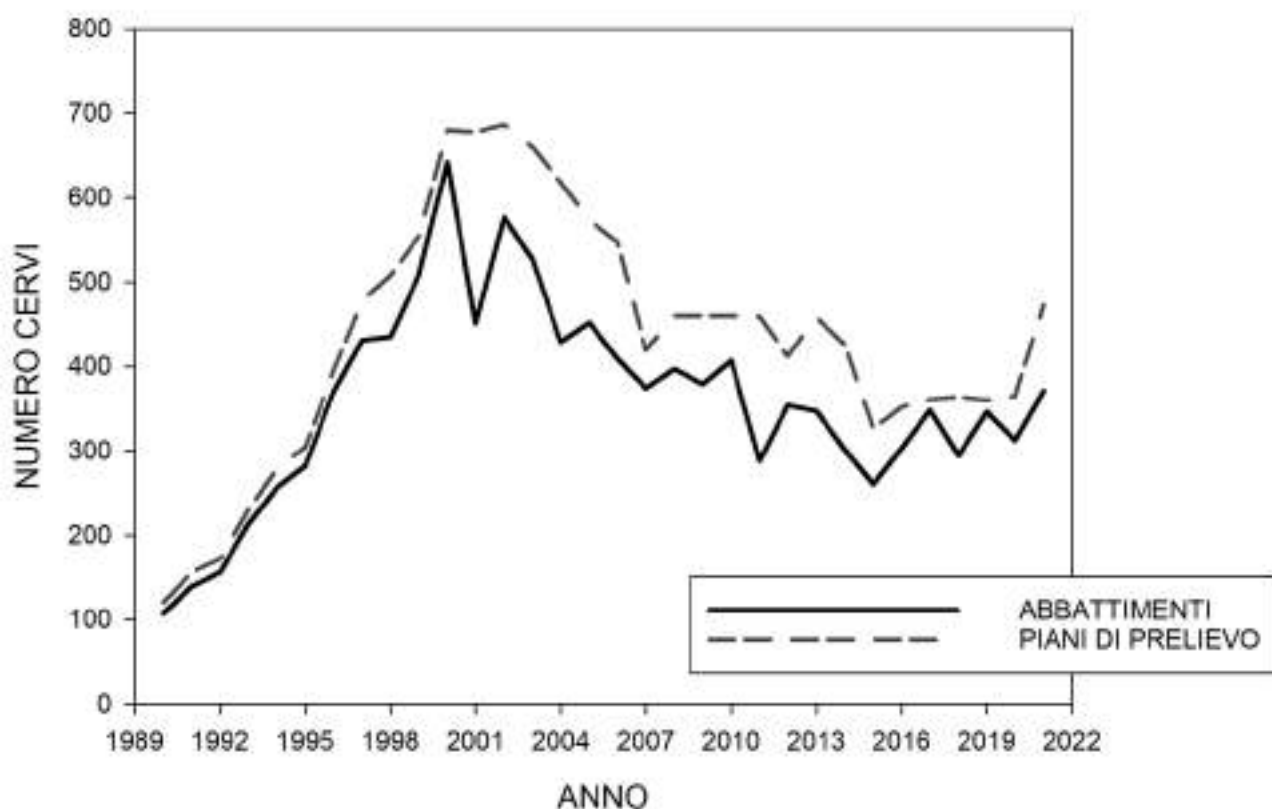


Figura 2.2. Dinamica temporale dei piani di prelievo programmati per il Distretto Faunistico della Val di Sole, raffrontata con i cervi effettivamente prelevati durante ciascuna stagione venatoria.

2.2.5 IL PIANO DI CONSERVAZIONE E GESTIONE DEL CERVO NEL SETTORE TRENINO DEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO E NEL DISTRETTO FAUNISTICO VAL DI SOLE (2008)

Nel **2008** è stato redatto e approvato il “Progetto Cervo - Piano di Conservazione e Gestione del cervo nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio e nel Distretto faunistico Val di Sole”. Il nuovo Piano prevedeva la realizzazione di prelievi di controllo **all'interno del Parco** per ridurre gli squilibri ecologici attraverso la riduzione della consistenza della popolazione di cervo e individuava 17 azioni di monitoraggio, 6 azioni per le analisi delle informazioni e per lo sviluppo delle necessarie procedure di realizzazione del piano stesso e 11 attività di piano, tra cui l'attivazione dei piani di controllo mediante prelievi (Pedrotti e Bragalanti, 2008).

In Val di Sole, la popolazione di cervo stimata nel 2008, contava circa 2.900 cervi, di cui circa 1.880 (il 65%) presenti all'interno del Parco.

Le motivazioni del prelievo in controllo all'interno del Parco erano le seguenti:

- gli squilibri ecologici causati dalle elevate densità di cervo;
- gli impatti da morso sulla rinnovazione forestale;
- gli impatti primaverili da brucamento sui prati a sfalcio;
- i fenomeni di competizione con capriolo, camoscio e galliformi.

Gli obiettivi del prelievo in controllo all'interno del Parco erano:

- la riduzione di squilibri ecologici e impatti, anche attraverso la riduzione numerica della popolazione;
- di conseguenza il raggiungimento e mantenimento di una popolazione (primaverile) complessiva di circa 2.200 cervi (in Val di Sole), di cui il 50% presente all'esterno del Parco, con un Rapporto Sessi di almeno 1 maschio : 1,5 femmine ed una percentuale di maschi di 5 o più anni di almeno il 20-25%;
- la conservazione di una buona contattabilità e di un comportamento confidente e diurno del cervo nelle sue aree di estivazione e durante la stagione riproduttiva all'interno del Parco per il mantenimento delle attività divulgative, educative e di fruizione turistica dell'area protetta.

Gli risultati attesi dell'applicazione del piano all'interno del Parco erano:

- una stabilità della popolazione complessiva di cervo;
- una riduzione delle densità estive di cervo all'interno del Parco;
- un aumento delle densità di cervo nel Distretto faunistico Val di Sole;
- una riduzione dei danni sui prati a sfalcio all'interno del Parco;
- un aumento della rinnovazione forestale all'interno del Parco;
- una crescita della popolazione di capriolo (e di camoscio) all'interno del Parco.

Il Piano prevedeva, quindi, di agire su una popolazione di cervo della Val di Sole che doveva essere considerata unica, realizzando censimenti estensivi e contemporanei nel Parco e nel Distretto (Val di Sole) e definendo e applicando in modo co-ordinato e complementare, piani di prelievo in controllo nel Parco e piani di prelievo venatorio all'esterno.

Si prevedevano due anni di prelievo in controllo sperimentale di **180 cervi** ed un successivo triennio con **un prelievo a fini riduttivi di 400 cervi all'anno**.

Le azioni di controllo dovevano riguardare esclusivamente parte delle aree di svernamento del cervo nel Parco, evitando di andare ad agire nelle aree utilizzate principalmente dal cervo durante l'estate per garantire la costante disponibilità di aree caratterizzate dalla necessaria tranquillità.

Il Piano prevedeva il coinvolgimento di cacciatori opportunamente formati (Coadiuvanti alle attività di controllo) e reclutati tra i cacciatori del Distretto Val di Sole. Due erano le opzioni previste: 1) il coinvolgimento dei soli cacciatori afferenti alle Riserve di caccia che esercitavano attività venatoria all'interno del Parco sino al divieto totale stabilito nel 1980; 2) il coinvolgimento dei cacciatori di tutte le Riserve della Val di Sole. Si prevedeva una condivisione completa del progetto con l'ex Servizio Foreste e fauna, oggi Servizio Faunistico della PAT e con l'Associazione Cacciatori Trentini (ACT).

Come percorso autorizzativo, il Piano ha ricevuto parere favorevole dall'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) ed è stato autorizzato dall'ex Ministero dell'Ambiente, oggi MITE.

Il Piano non ha poi trovato attuazione per un mancato accordo del mondo venatorio che ha osteggiato l'avvio del progetto. Nel **2009**, la Riserva di diritto di Rabbi non ha condiviso i contenuti del Piano e ha ricorso al TAR, in quanto riteneva "lesi" i diritti di caccia all'interno del territorio del Parco posto in Val di Rabbi. Il TAR ha respinto il ricorso in quanto, in base alla Legge 394/91 (Art. 11, comma 5), i diritti di caccia devono considerarsi liquidati dal competente commissario per la liquidazione. Successivamente la Riserva di diritto di Rabbi ha ricorso al Consiglio di Stato in merito alla decisione del TAR, per poi ritirare il ricorso stesso negli anni successivi.

Nel frattempo l'inverno **2008-09**, particolarmente duro e nevoso, ha contribuito in una sola stagione a portare la consistenza della popolazione da 2.900 a 1.900 capi (nel Parco si passa da 2.100 a 1.280 cervi stimati) e, di fatto, raggiungere in modo naturale gli obiettivi del Piano. In ragione dei pesanti effetti della stagione invernale 2008-09 e di quelle successive, la popolazione ha continuato a diminuire fino al 2011, quando ha raggiunge la consistenza stimata di 1.650 cervi (Figura 2.3.)

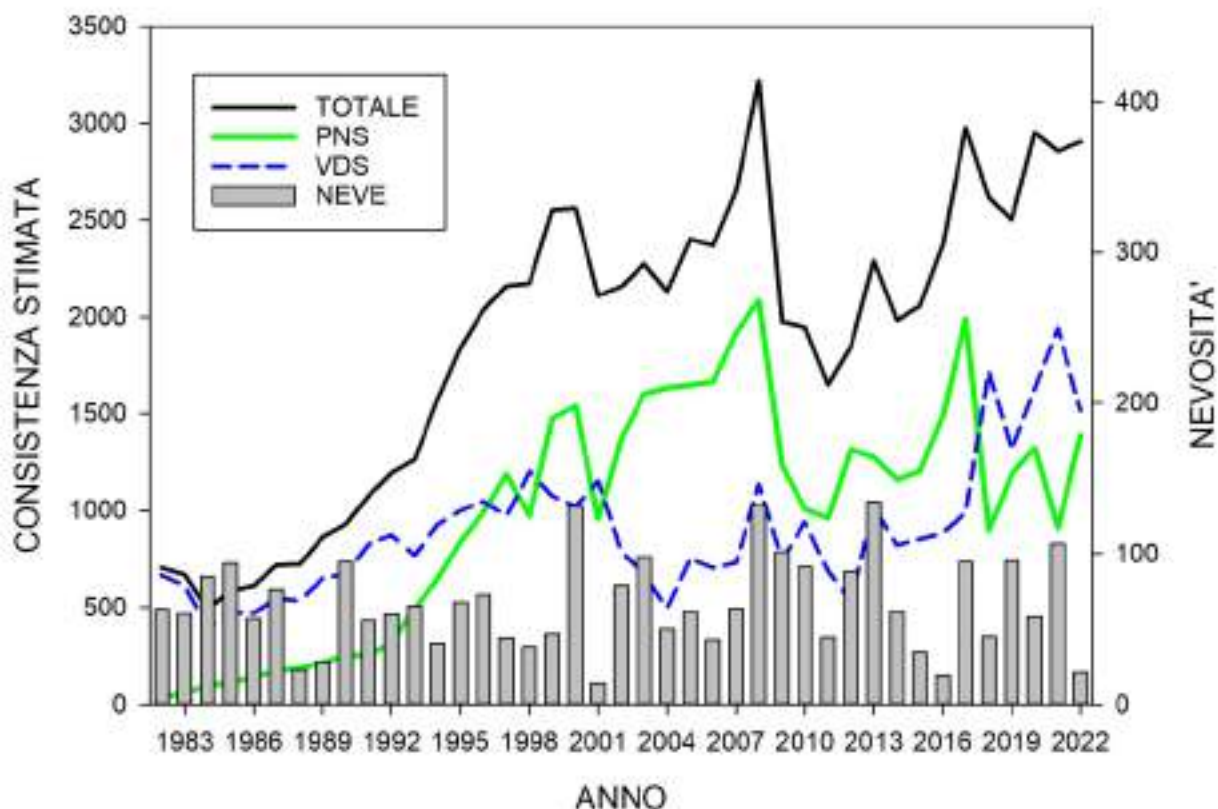


Figura 2.3. Dinamica della popolazione totale di cervo della UG Val di Sole in base ai censimenti notturni primaverili effettuati in contemporanea in tutta l'UG; in verde la dinamica dei cervi conteggiati all'interno del Parco e in blu tratteggiato quella dei cervi conteggiati nel Distretto Faunistico Val di Sole; le barre grigie rappresentano la nevosità annuale.

Dal **2011 al 2017**, in relazione al crollo naturale della popolazione e al ricorso al Consiglio di Stato ancora pendente, la proposta di Piano viene accantonata e nel frattempo la popolazione ricomincia a crescere, raggiungendo nuovamente nel 2017 la soglia dei 3.000 cervi (circa 2.000 nel Parco e 1.000 nel Distretto).

2.2.6 GLI ULTIMI 12 ANNI (2010 – 2021)

Dal 2008 in poi, nonostante il blocco dell'applicazione del piano, i monitoraggi incentrati sulla popolazione di cervo sono proseguiti, grazie anche a molteplici progetti di ricerca che hanno restituito dati importanti (Capitolo 3 e 4 del presente Progetto). La consistenza del cervo, notevolmente diminuita nel 2009, ha poi ricominciato a crescere, mostrando varie fluttuazioni negli anni, tornando a valori simili a quelli del 2008.

Le riscontrate elevate consistenze e densità del cervo, che si protraggono su elevati valori ormai da un ventennio abbondante, potrebbero aver inasprito gli impatti della specie sull'ecosistema, motivo per cui sono proseguiti i monitoraggi e le nuove indagini, i cui risultati sono esposti nel presente Progetto.

Nel periodo **2017 – 2022**, la consistenza della popolazione ha continuato ad oscillare tra i 2500 ed i quasi 3000 cervi in Val di Sole ed il monitoraggio del cervo è continuato in maniera costante, fornendo nuovi dati e nuove considerazioni sullo status della specie e sulle sue

interazioni sia con le specie alpine simpatriche, sia con la vegetazione boschiva e le attività umane.

Alla luce della nuova situazione che ricalca le dinamiche e le consistenze del periodo precedente (2008), nel **2020** è stata nuovamente sollevata l'ipotesi di gestione del cervo tramite l'attivazione di prelievi all'interno del Parco, atti a ridurre gli impatti ecologici del cervo sull'ecosistema, riducendone le consistenze. Per questo motivo, attualmente, nel 2022, è stato elaborato e redatto il presente "**Progetto di Conservazione e Gestione del Cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio Trentino 2022-2026**", contenente un **nuovo Piano di Controllo del cervo all'interno del Parco**, corredato di specifico Regolamento (Capitolo 5 del presente Progetto).

3. ATTIVITÀ DI INDAGINE E GESTIONE – I METODI DI INDAGINE E LA RACCOLTA DELLE INFORMAZIONI (2001-2021)

3.1. CARATTERIZZAZIONE DEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO TRENINO

Il Parco Nazionale dello Stelvio (Figura 3.1.) è ricompreso entro i confini di due regioni (Lombardia, Trentino – Alto Adige) e quattro province (Bolzano, Brescia, Trento, Sondrio), due delle quali autonome e abbraccia paesaggi antropici e consuetudini locali tra loro estremamente diversi per situazioni ambientali e socio-economiche. Con le sue molteplici situazioni e problematicità è un'area protetta in cui l'attuazione di una zonizzazione differenziata appare estremamente importante.

La gestione tecnica e amministrativa fu inizialmente affidata all'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali, il 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. n.1178 del 30.06.51, il regolamento per l'applicazione della legge costitutiva. Questo regolamento alleggerì alcuni divieti posti dalla legge del 1935, demandando all'Azienda di Stato per le foreste demaniali la possibilità di rilasciare autorizzazioni per molte attività. Nel 1977 il territorio lombardo del Parco fu ampliato alle zone di Cancano e di Livigno (Provincia di Sondrio), creando così un collegamento con il Parco Nazionale Svizzero, nonché ai monti Sobretta, Gavia e Serottini (Provincia di Brescia).

Nell'ambito dell'approvazione delle norme dello Statuto di Autonomia per la Regione Trentino Alto-Adige, con il D.P.R. n. 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.

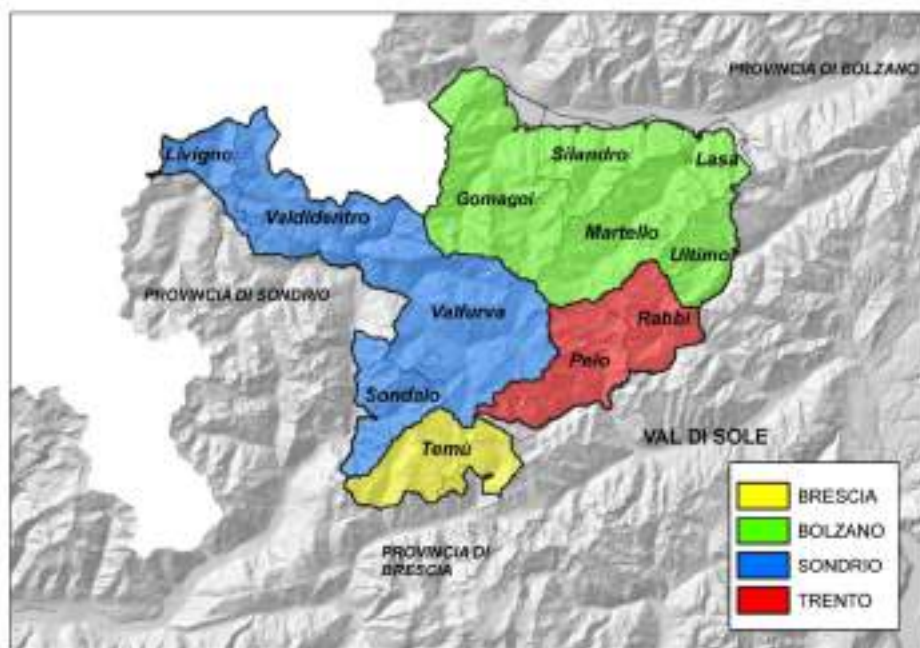


Figura 3.1. I confini del Parco Nazionale dello Stelvio; in colori diversi i territori ricadenti nelle differenti province; le scritte e i tratti di confine più sottili si riferiscono ai confini delle stazioni forestali adibite alla sorveglianza e ai monitoraggi.

A partire dal 1995, a seguito degli Accordi di Lucca (sottoscritti nel 1992) e del DPCM del 26.11.1993 (con cui si decreta la costituzione del Consorzio di gestione), il PNS assume la forma consortile che permette 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.

Nel 2009 un accordo tra lo Stato italiano e le Province Autonome di Trento e Bolzano (tramite l'organo paritetico della Commissione dei 12) propone il passaggio della gestione del Parco agli enti regionali/provinciali interessati, ovvero la Lombardia, la Provincia autonoma di Trento e la Provincia autonoma di Bolzano e nel 2016, con l'entrata in vigore a fine febbraio del Decreto Legislativo 13 gennaio 2016 n. 14, viene soppresso il consorzio che gestiva il Parco, costituito dal Ministero dell'Ambiente, dalle Province Autonome di Trento e Bolzano e dalla Regione Lombardia.

Le funzioni amministrative per il territorio di rispettiva competenza, sono state trasferite alle Province Autonome di Trento e di Bolzano e alla Regione Lombardia. Per il settore trentino, la Provincia Autonoma di Trento le esercita tramite il Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette. La configurazione unitaria del Parco è assicurata da un apposito Comitato di Coordinamento e di Indirizzo e dalle funzioni di vigilanza del Ministero per la Transizione Ecologica.

Il territorio del PNS non presenta, allo stato attuale, un ambiente naturale conservato integralmente su tutta la propria estensione. Gli ambienti che maggiormente hanno mantenuto le caratteristiche di originaria integrità sono quelli di alta quota, che comprendono i ghiacciai, gli ambienti rupestri, i macereti e i pascoli alto-alpini; essi occupano vaste porzioni del territorio protetto.

In alcune zone (Passo dello Stelvio, Valfurva, Peio) lo sviluppo di infrastrutture turistiche, in primo luogo sciistiche, si è tuttavia spinto fino alle quote più alte.

Le praterie alpine, poste oltre il limite superiore della vegetazione forestale, si sono generalmente mantenute in condizioni prossime alla naturalità; bisogna tuttavia considerare che la secolare pratica del pascolo del bestiame domestico ha modificato la composizione naturale della vegetazione.

Nella fascia boscata, solo alcune formazioni hanno conservato le loro caratteristiche originarie. La maggior parte dei boschi, in particolare quelli caratterizzati dalle condizioni stagionali migliori, è stata oggetto di costante gestione, finalizzata all'utilizzo del legname ed ha subito, con il tempo, notevoli cambiamenti di struttura, composizione e densità rispetto allo stato originario. La continuità della

copertura forestale ha inoltre lasciato il posto in diverse zone ai prati a sfalcio, soprattutto nelle vicinanze dei masi di montagna e nei fondivalle.

In diverse situazioni le esigenze di sviluppo economico delle popolazioni locali si sono quindi contrapposte alla volontà di tutela alla base dell'istituzione del Parco. Soprattutto nelle zone di potenziale sviluppo economico, la gestione dell'area protetta non è stata sempre coerente con le finalità da essa perseguite.

Tale problematica, comune anche ad altri parchi di grande estensione presenti sul territorio nazionale, viene affrontata dalla Legge Quadro sulle aree protette (L. 394/91). Essa ridefinisce i principi fondamentali per l'individuazione e la gestione delle aree protette e, in particolare, dei parchi nazionali, allo scopo di perseguire le seguenti finalità:

1. conservazione degli ecosistemi, delle loro singole componenti e dei processi evolutivi naturali;
2. applicazione di metodi di gestione che realizzino un'integrazione tra uomo e ambiente e salvaguardino le attività agro-silvo-pastorali e tradizionali;
3. promozione di attività educativo-formative, di ricreazione e di ricerca scientifica;
4. difesa e ricostituzione degli equilibri idrogeologici.

Le diverse esigenze di tutela e sviluppo vengono affrontate dalla Legge Quadro attraverso la zonizzazione del territorio che prevede forme differenziate di uso, godimento e tutela (Art. 12, L. 394/91).

3.2. L'AREA DI INDAGINE DEL PROGETTO – UNITÀ DI GESTIONE

3.2.1 INQUADRAMENTO GEOGRAFICO

L'area di studio del Progetto è situata nella porzione nord-occidentale nella Provincia Autonoma di Trento ed è confinante con la Provincia di Brescia ad ovest, la Provincia di Sondrio a nord ovest e con quella di Bolzano a nord (Figura 3.2.).

Il territorio oggetto dell'indagine nell'ambito del PROGETTO CERVO - Piano di Conservazione e Gestione del Cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio e nel Distretto faunistico della Val di Sole 2022 - 2026, si estende su di un'area di circa 62.500 ha (circa 630 km²) e comprende:

- Il Parco Nazionale dello Stelvio Trentino, con parte delle valli di Peio e Rabbi.
- La sinistra e destra orografica della Val di Sole sino al Passo del Tonale.

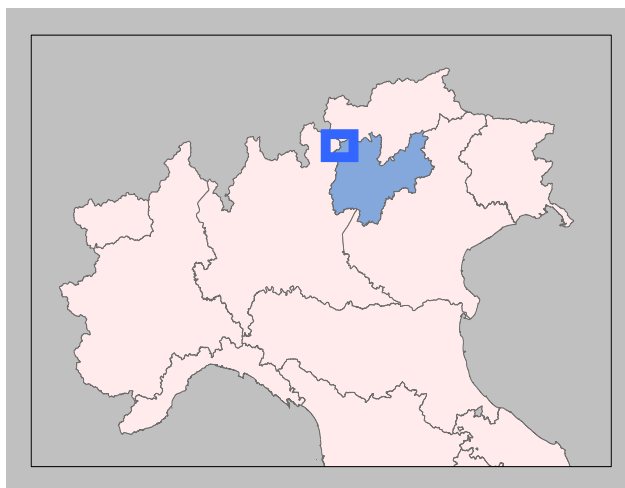


Figura 3.2. L'area presa in considerazione dal Progetto si colloca nelle Alpi centrali italiane, nella porzione nord-occidentale della Provincia di Trento e comprende l'area meridionale del Parco dello Stelvio, ovvero il Settore trentino e il territorio della Val di Sole (TN).

3.2.2 L'UNITÀ DI GESTIONE

Parte delle indagini che riguardano distribuzione, consistenza e trend della popolazione di cervo non si sono limitate all'area trentina del Parco, in quanto, da sola, non ospita una popolazione di cervo autonoma e autosufficiente, ma si sono estese ad un congruo intorno, definito Unità di Gestione (UG; Figura 3.3.), come verrà specificato nelle pagine seguenti.

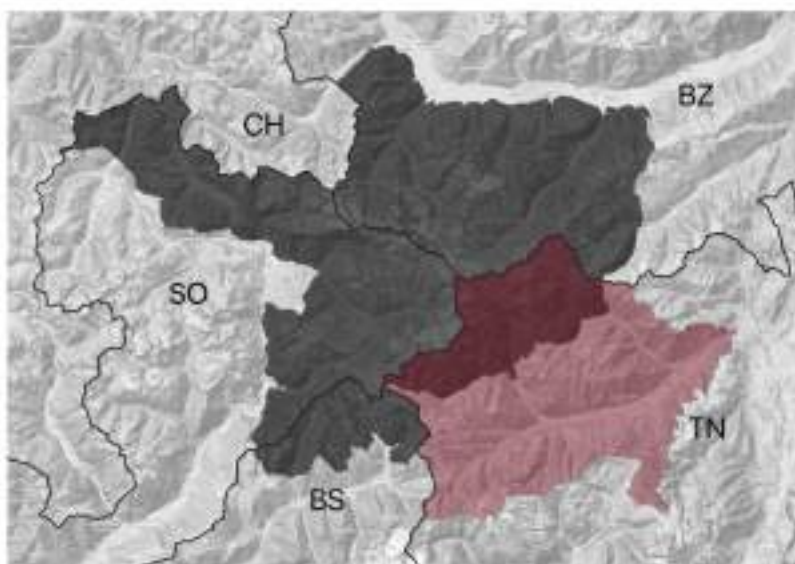


Figura 3.3. I confini dell'attuale Unità di Gestione "Val di Sole" (in rosso bordeaux), comprendente il Parco Nazionale dello Stelvio Trentino e il territorio della Val di Sole fino al Passo del Tonale (il Distretto Faunistico Val di Sole). In grigio il territorio del Parco Nazionale dello Stelvio. Le linee nere più spesse indicano i confini di provincia/stato.

Essa comprende tutta la Val di Sole propriamente detta, dal Passo del Tonale sino al ponte di Mostizzolo e le tributarie Val Meledrio, Val di Peio e Val di Rabbi, la cui testata delle ultime due ricade nel Parco Nazionale dello Stelvio. I limiti dell'area sono in genere rappresentati dai principali profili di cresta che racchiudono il bacino del Noce e confinano:

- a est con la provincia di Brescia (Valcamonica);
- a nord-est con la provincia di Sondrio (Valfurva);
- a nord con la provincia di Bolzano (Val Martello e Val d'Ultimo);
- a nord ovest con la Val di Bresimo;
- a ovest e sud-ovest con il massiccio del Brenta;
- a sud con la Val Rendena e il massiccio della Presanella.

E' opportuno sottolineare come l'identificazione dell'UG (e quindi dell'area di indagine) inizialmente si basasse sulle conoscenze delle popolazioni del Parco e sull'ecologia del cervo in ambiente alpino e come sia stata successivamente modificata e migliorata in base agli studi ed alle conoscenze di maggiore dettaglio acquisite durante il progetto, marcando e dotando i cervi catturati di radiocollari (Pedrotti e Bragalanti, 2008).

Dell'area dell'Unità di Gestione, il 28% (270 km²) ricade nel PNS e il restante 72% nel Distretto Faunistico Val di Sole.

L'area di distribuzione del cervo copre circa 380 km² (61%) e durante l'inverno si concentra su circa 120 km² (19%), caratterizzati dalle migliori condizioni di svernamento (Figura 3.4.). Le aree forestali coprono circa 270 km² (43%).

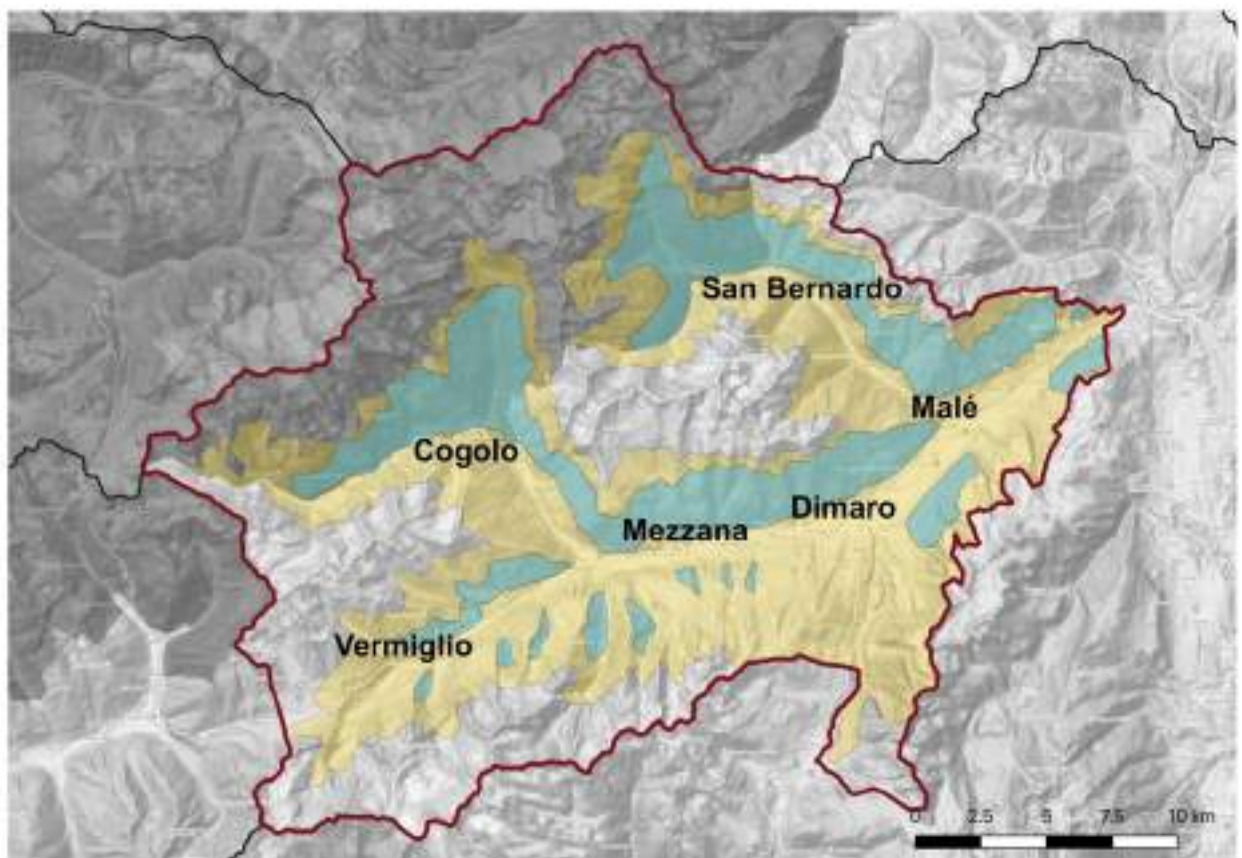


Figura 3.4. Area di distribuzione del cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio trentino e in Val di Sole. Massima distribuzione estiva (in giallo) e concentrazione invernale (in azzurro). In grigio è riportato il territorio del Parco e in rosso scuro i confini dell'Unità di Gestione Val di Sole.

3.2.3 INQUADRAMENTO AMBIENTALE

L'area di indagine presenta un gradiente altitudinale che va dai 500 m s.l.m. in bassa Val di Sole sino ai 3.769 m della cima del Monte Cevedale ed è caratterizzata da un clima prevalentemente continentale. Le precipitazioni raggiungono una media annua di 900 mm (stazione di Rabbi, periodo dal 1931 al 2022). Nel corso dell'anno l'escursione termica è notevole, l'insolazione elevata e la presenza di nebbia è bassa.

Oltre il 40% del territorio è coperto da foreste, prevalentemente di abete rosso e larice, il 27% è occupato dalle praterie alpine, mentre il 20% da terreni improduttivi d'alta quota (ambienti rupestri e macereti). I ghiacciai occupano ormai meno del 4% del territorio, le attività agricole (principalmente coltivazioni di frutta e prati a sfalcio) attorno al 5% e i territori urbanizzati non superano l'1% della superficie totale. Le praterie alpine oltre il limite della vegetazione arborea posto a circa 2200-2300 metri di quota, sono rappresentate dalle tipiche associazioni di pascolo di alta montagna. I suoli sono prevalentemente silicei, perciò le formazioni più frequenti sono i prati a *Caricetum curvulae*, *Festucaetum halleri* e *Festucaetum varie*. In destra orografica, sotto le pendici del massiccio del Brenta, dove il suolo si presenta calcareo, la prateria tipica è il seslerieto.

I boschi maggiormente rappresentati sono quelli tipici di abete rosso (*Picea abies*). Sono le formazioni forestali più diffuse; si trovano prevalentemente nella fascia montana e subalpina dove rappresentano uno stadio *climax*, in equilibrio duraturo con le diverse componenti climatico-stazionali. Nelle stazioni più fertili riveste un importante interesse economico in quanto è la specie da cui vengono ricavati i maggiori proventi sull'arco alpino.

L'area comprende associazioni con pino silvestre (*Pinus sylvestris*) e roverella (*Quercus pubescens*) alle quote meno elevate e sui versanti esposti a meridione e con abete bianco (*Abies alba*) e faggio (*Fagus sylvatica*) nelle stazioni più fresche e a quote più basse.

Il larice (*Larix decidua*), presente in modo diffuso, assume importanza soprattutto nella fascia montana e subalpina. Nella prima sono presenti per lo più formazioni secondarie, spesso come conseguenza di interventi antropici volti all'esercizio del pascolo del bestiame domestico. 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. 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 (Carmignola, 2001).

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

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*); sulle pendici boscate poste a bassa quota si trovano anche la betulla (*Betula pendula*), il nocciolo (*Corylus avellana*) e il pioppo tremulo (*Populus tremula*); Tali formazioni sono spesso il risultato della progressiva colonizzazione dei prati terrazzati e delle coltivazioni abbandonate alle quote inferiori. Alle quote più basse, e sui versanti calcarei, in particolare esposti a nord, è da segnalare la presenza sporadica del faggio (*Fagus sylvatica*), soprattutto in bassa Val di Sole.

La continuità della copertura forestale ha inoltre lasciato il posto in diverse zone (Val di Rabbi, Peio e Bresimo) ai prati a sfalcio, soprattutto intorno ai masi di montagna e nei fondivalle. Alle quote più basse (i fondivalle di Val di Sole e Val di Non) si rileva una espansione dei centri abitati e delle zone produttive (coltivazioni intensive di mele nelle aree della Val di Non).

Il Parco Nazionale dello Stelvio Trentino occupa la testata delle valli tributarie di Peio e di Rabbi, entrambe poste a nord del solco della Val di Sole, posto grossomodo in direzione est-ovest. Questa situazione caratterizza l'area protetta come ambiente tipicamente alpino e alto-alpino rispetto al resto della Val di Sole in cui è ben rappresentato anche l'orizzonte montano. La distribuzione altitudinale illustra in modo chiaro le differenze tra le due aree, che si riflettono sulle caratteristiche climatiche e vegetazionali. Il bosco occupa infatti circa il 50% della superficie in Val di Sole e si riduce al 22% nell'area

protetta, mentre i pascoli alpini e le aree improduttive si estendono sul 64% della superficie del Parco e sul 40% della Val di Sole

Considerabile risulta la presenza di Ungulati con quattro specie: camoscio (*Rupicapra rupicapra*), stambecco (*Capra ibex*), cervo (*Cervus elaphus*) e capriolo (*Capreolus capreolus*). Il muflone (*Ovis musimon*), presente nell'area tra Peio e Vermiglio, deve essere considerato specie alloctona.

Tra i Mustelidi sono presenti 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 sono i grandi carnivori come il lupo (*Canis lupus*), tornato spontaneamente a frequentare i territori del Parco, tramite ricolonizzazione naturale, l'orso bruno (*Ursus arctos*), che frequenta il territorio solo sporadicamente, di passaggio. La lince (*Lynx lynx*) presenza rara e anch'essa sporadica. 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 (*Salamandra salamandra*) 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 sono presenti nel Parco: 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*).

3.3. RICOSTRUZIONE DEL QUADRO DISTRIBUTIVO, DELLE CONSISTENZE E DELLA DEMOGRAFIA

Contestualmente all'avvio della prima fase di applicazione del Piano di Gestione del Cervo (Programma Sperimentale) approvato nel 2001 è iniziata ed è stata approfondita la fase di raccolta delle informazioni e successiva analisi dei dati, fino al 2008, descritta in dettaglio nel "Piano di Conservazione e gestione del cervo nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio e nel Distretto faunistico Val di Sole" (Pedrotti e Bragalanti 2008). Successivamente, monitoraggi e ricerca scientifica si sono protratti in maniera il più possibile continuativa, restituendo stime di consistenza, distribuzione, trend demografico e un quadro continuo nel tempo della dinamica di popolazione sia del cervo sia delle altre specie con cui interagisce nel Parco (per ciascuna in base alle possibilità) e stime degli effetti e degli impatti esercitati dal cervo sugli ecosistemi e dei danni alle attività umane.

Organizzare le informazioni esistenti (fino al 2008) e continuare raccoglierne di nuove (dal 2008 a oggi) è stato ritenuto fondamentale per poter operare e prendere le future decisioni di pianificazione. Ciò è sempre necessario per mantenere aggiornate le conoscenze sul cervo e sulle altre componenti degli

ecosistemi e per fornire risposte robuste e quantitative alle domande sotto riportate, utili per la futura pianificazione della gestione:

- quanti cervi sono presenti realmente nell'area e con quale struttura per sessi ed età?
- come si evolve il numero di individui negli anni?
- quali sono gli spostamenti stagionali dei cervi da e verso il Parco?
- qual è la condizione sanitaria e biologica media della popolazione?
- che ruolo giocano fattori quali la mortalità naturale e gli abbattimenti in caccia sull'evoluzione della popolazione dell'intera Val di Sole e di quella mediamente presente all'interno del Parco?
- come interagisce il cervo con le altre specie simpatriche?
- il cervo, alle attuali consistenze e densità, causa impatti sulle componenti ecosistemiche? Se sì, di che tipo e di che intensità?
- Quale è il potenziale danno che il cervo esercita, alle attuali consistenze e densità, sulle attività umane di interesse economico?
- Considerando l'attuale ritorno spontaneo del lupo in Val di Sole, come cambieranno in un prossimo futuro le dinamiche ecologiche (distribuzione nello spazio e nel tempo, effetti demografici) del cervo (e delle altre specie preda)?

Di seguito viene presentata una sintesi delle principali metodologie di indagine utilizzate per la raccolta, la validazione e l'analisi dei dati sul cervo e sulle altre componenti degli ecosistemi.

I monitoraggi di lungo termine hanno l'obiettivo di fornire risposte robuste ed *"evidence based"* a numerose domande sull'evoluzione demografica della popolazione, sull'affidabilità e accuratezza dei censimenti, sugli effetti che la nuova strategia di prelievo comporterà sulla popolazione all'interno e all'esterno del Parco, sui veri o ipotizzati impatti che una densità così elevata può esercitare sulle altre componenti degli ecosistemi, sino a creare situazioni di squilibrio o di impatto e modifica ecologica.

3.3.1 VALUTAZIONE SPERIMENTALE DELLE CONSISTENZE DELLA POPOLAZIONE

3.3.1.1. Censimenti primaverili notturni con il faro

Dall'anno 1996, in corrispondenza del mese di aprile, in tutta la Provincia Autonoma di Trento (PAT), il Corpo Forestale Provinciale svolge in collaborazione con l'Associazione Cacciatori Trentini (ACT) i censimenti primaverili notturni al cervo.

Dall'anno 2007, con l'avvio della delega delle attività di gestione delle popolazioni di cervo e capriolo in capo all'ACT, l'organizzazione e realizzazione dei censimenti primaverili notturni al cervo è passata all'ACT stessa e il Corpo Forestale Provinciale, in ragione del suo ruolo di indirizzo e controllo, può effettuare una ulteriore uscita di verifica oltre alle tre già programmate.

I conteggi all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio Trentino sono organizzati dagli agenti forestali delle stazioni di Rabbi e Peio, in collaborazione con il personale dell'Ufficio Conservazione Ambientale del Parco e in coordinamento con l'ACT.

Tale attività ha lo scopo di censire i cervi nel momento in cui sono maggiormente contattabili, ovvero quando si verifica la ripresa vegetativa nei prati (Corlatti *et al.*, 2016), orientativamente tra la fine di marzo e la fine di aprile, a seconda della altitudine. In questo periodo, la specie è molto attratta dalla

disponibilità alimentare che questi offrono e contemporaneamente si sente minacciata dalle attività antropiche, ricorrendo così alle ore notturne per alimentarsi sui prati.

La metodica prevede la realizzazione in autovettura a bassa velocità di un itinerario nelle ore centrali della notte (dalle ore 23 alle ore 3 del mattino successivo circa) e l'illuminazione delle aree a prato e pascolo ai bordi del percorso con l'ausilio di fari di adeguata potenza (100 W). Gli animali sono individuabili per il riflesso degli occhi alla luce del faro e meglio identificati mediante l'impiego del binocolo.

Tutti i gruppi di cervi vengono registrati su un'apposita scheda che identifica ora di avvistamento, località, numero e se possibile, sesso e classe di età di tutti gli individui censiti (Figura 3.5.Figura 3.).

Ogni anno, i transetti percorsi durante il censimento al faro sono ripetuti tre volte, a distanza di 3-7 giorni l'uno dall'altro (meglio se nell'arco di circa 14 giorni al massimo), al fine di ottenere una valutazione migliore della popolazione censita (Corlatti *et al.*, 2016). Per effettuare la stima complessiva della popolazione, viene identificata l'uscita che, tra le tre, risulta aver fornito il numero di individui maggiore nel complesso dell'unità di gestione considerata. Al fine di uniformare e standardizzare nel tempo il metodo di censimento, i percorsi seguiti dagli automezzi devono rimanere costanti negli anni (Corlatti *et al.*, 2016).

REGIONE AUTONOMA DI TRENTO
Servizio Fauna e Pesca

SCHEDE DI CENSIMENTO

CENSIMENTO CERVO - ANNO 2015

NOTTURNO USCITA DURNO

PROFESSORE RESPONSABILE: _____ PARCELLA 122 DISCIPLINE: _____

CAPO SQUADRA: _____ COLLABORATORI: _____

DATA RILEVATO: 21 marzo 2015

LOCALITÀ	ORA	ES		F	C	M	M	TOTALE
		Uscita	Uscita					
Caspro	180	CE	M. Ad.	2	2			4
		CA	M. Ad.					
Cassè	185	CE	M. Ad.	2	2			4
		CA	M. Ad.					
Cadorè	175	CE	M. Ad.	2	2	1	11	16
		CA	M. Ad.					
Peg	125	CE	M. Ad.	2	2			4
		CA	M. Ad.					
Cros del Lago	130	CE	M. Ad.	2				2
		CA	M. Ad.					
Tassil	140	CE	M. Ad.	2	2	2	2	8
		CA	M. Ad.					
Sorna	154	CE	M. Ad.	2				2
		CA	M. Ad.					
Cassè-Riva	240	CE	M. Ad.	2				2
		CA	M. Ad.					
Roval	211	CE	M. Ad.	2	2			4
		CA	M. Ad.					
TOTALE		CE	M. Ad.	2	2	2	2	8
		CA	M. Ad.					

OSSERVAZIONI:

ALTRI SPECIE:

Specie	Uscita	Uscita	F	C	M	M	TOTALE
Alp							2

FIRMA DEL CAPO SQUADRA: _____

Figura 3.5. Esempio di scheda utilizzata per il censimento primaverile notturno al cervo.

I dati dei conteggi primaverili relativi all'UG Val di Sole (Parco Nazionale dello Stelvio Trentino e Distretto Val di Sole) vengono archiviati in uno specifico *geodatabase* (ODBMS PostgreSQL), nel quale sono raccolte le informazioni relative ad ogni uscita di censimento e riferite geograficamente ad una suddivisione dell'area in parcelle di censimento rappresentative delle aree censite da ciascuna squadra (Figura 3.6.).

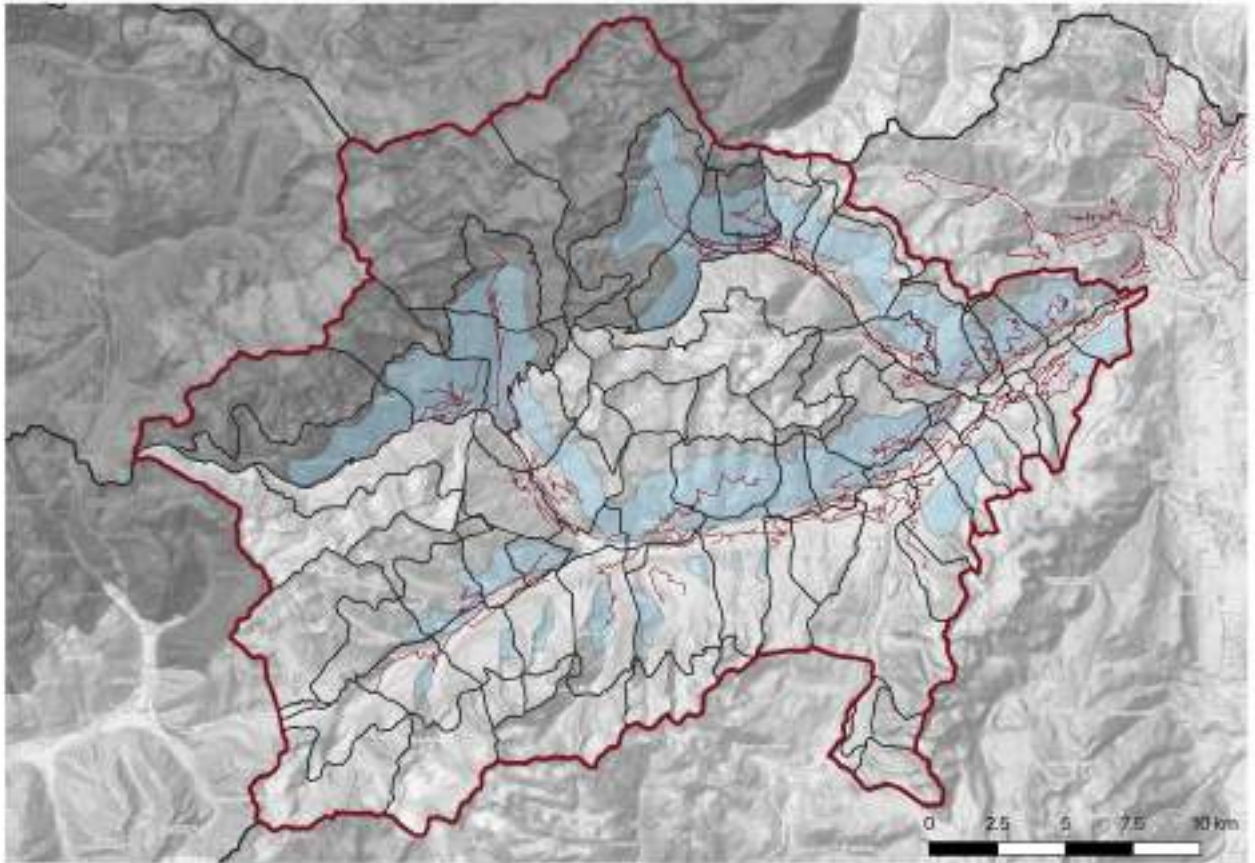


Figura 3.6. Particelle di censimento (bordi neri) cui vengono riferiti i cervi conteggiati durante il censimento notturno primaverile in Val di Sole, all'interno della relativa UG (bordi spessi rosso scuro); in azzurro le aree di concentrazione invernale del cervo; con bordi rosso scuro i percorsi effettuati con gli automezzi durante i conteggi.

3.3.1.2. Valutazione sperimentale delle consistenze della popolazione

Nonostante i censimenti notturni primaverili con il faro forniscano un buon indice di variazione numerica della popolazione, nel caso di una popolazione di Cervidi il **censimento** totale (esaustivo) risulta raramente possibile; la caratteristica elusività della specie rende difficili i conteggi per avvistamento diretto e 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 durante la primavera viene sottostimata.

La validità e l'efficienza di ciascun metodo di conteggio dipendono 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 del cervo, che è caratterizzato da indici di contattabilità relativamente bassi e molto variabili in funzione della stagione considerata e dell'habitat. Di conseguenza la tecnica più valida risulta 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 (Mayle *et al.*, 1999) in relazione alle diverse condizioni di partenza.

Il metodo di conteggio ottimale deve fornire risultati il più accurati e precisi possibile, essere di semplice realizzazione, richiedere un numero non eccessivo di rilevatori ed essere replicabile negli anni

in condizioni paragonabili. L'obiettivo è la massimizzazione del rapporto costi/benefici in relazione ai risultati richiesti, tenendo in considerazione alcuni fattori, come il livello di preparazione e motivazione del personale impiegabile, i fondi e i tempi a disposizione per l'indagine, l'estensione dell'area da indagare e le caratteristiche ambientali dell'area.

Infine, il fattore più condizionante è rappresentato dalle caratteristiche della specie censita (caratteristiche morfologiche ed eco-etologiche, densità, distribuzione interna), le quali vengono espresse in termini di stabilità e contattabilità. La scelta di un metodo dipende quindi dall'ecologia e dal comportamento della specie di interesse (e quindi, in ultima analisi, dal grado di contattabilità e dal tipo di distribuzione spaziale), dalle questioni gestionali a cui far fronte e dal tipo di ambiente che caratterizza l'area di studio (Marques *et al.*, 2001). Le conoscenze sulla consistenza e sulla struttura di una popolazione sono essenziali per lo sviluppo di strategie gestionali di specie animali quali il cervo.

La scarsa contattabilità che caratterizza il cervo, sommata alla vastità dell'area da indagare e alle caratteristiche dell'ambiente alpino, ha quindi orientato la scelta di applicare il metodo del censimento esaustivo primaverile notturno con fonti luminose (per metodologia e risultati sperimentali relativi ai coefficienti di sottostima si veda Corlatti *et al.*, 2016) che, se ben realizzato, è comunque soggetto a una sottostima della consistenza complessiva.

Per valutare l'entità di tale sottostima, da applicare per ottenere una più accurata stima di popolazione, sono stati utilizzati, a livello sperimentale, metodi di stima quantitativa mediante l'applicazione di modelli di Cattura – Marcature e Riavvistamento (*Mark-Resight MR*).

Per una trattazione esaustiva del metodo impiegato, sia in Lombardia, sia in Trentino si veda Corlatti *et al.*, 2016. I risultati suggeriscono che il conteggio massimo e quello medio dei censimenti primaverili sono un indicatore affidabile delle variazioni temporali della dinamica della popolazione negli anni e che la correlazione con le stime di consistenza ottenute con il MR è positiva e robusta quando vengono effettuate almeno 3 o 4 repliche di censimento consecutive e il più possibile ravvicinate (entro le due settimane). Il metodo dei conteggi primaverili notturni con il faro, con applicazione della sottostima definita al massimo conteggio di cervi ricavato dalle ripetute consecutive di ogni anno risulta quindi sufficientemente attendibile come metodo da utilizzare continuativamente per la stima di consistenza del cervo nel Parco dello Stelvio ed anche per fare valutazioni sul tasso di crescita della popolazione (Corlatti *et al.*, 2016).

L'applicazione del metodo anche nel Parco trentino è stata possibile, tra il 2004 e il 2008, grazie all'elevato numero di cervi marcati e radio-marcati che a partire dal 2003 sono stati catturati nel Parco. L'obiettivo di questa parte di lavoro è stato quello di valutare in maniera critica i censimenti primaverili e l'opportunità di un loro utilizzo continuato negli anni futuri e di avere una quantificazione sufficientemente attendibile del livello percentuale di sottostima dei censimenti estensivi primaverili effettuati in modo standardizzato negli anni.

A tale fine, nel settore trentino, è stato deciso di catturare e marcare un numero significativo di soggetti: 55 individui marcati con collari VHF (44 cervi) e GPS (11 cervi), dal 2003 al 2009). Il marcaggio mediante radiocollari VHF e GPS è stato affiancato a quello mediante collari colorati dotati di placche catarifrangenti (dal 2006 al 2017, per un totale di 39 cervi marcati) ed a quello mediante sole marche auricolari colorate (29 cervi marcati dal 2002 al 2019). Questo ha permesso di disporre di un campione di soggetti marcati da impiegare per le stime quantitative (123 cervi totali marcati).

In particolare, le stime di consistenza della popolazione di cervo presente all'interno del Parco (e in alcune zone limitrofe ad esso in cui erano presenti soggetti marcati) si sono basate sull'applicazione di modelli di *mark-resight* (cattura- marcaggio -riavvistamento) effettuate in concomitanza con i censimenti notturni primaverili, per testare l'accuratezza di questi ultimi. In questo caso, le sessioni ripetute di osservazione non si sono limitate alle 3 previste dalla standardizzazione provinciale, ma sono andate dalle 4 alle 6 a seconda dell'anno considerato, tra loro più ravvicinate nel tempo, al massimo entro 14 giorni.

I valori percentuali di sottostima stimati in base all'applicazione dei modelli di *mark-resight* sono risultati variare dal 26% al 42% a seconda dell'anno, del modello e del numero di sessioni considerate. La

percentuale di sottostima viene calcolata come il reciproco del rapporto tra il numero di animali effettivamente conteggiati (MPS) e il numero di animali stimati presenti (Pedrotti e Bragalanti, 2008).

La sottostima media dei censimenti notturni primaverili in Val di Sole è quindi risultata variabile a seconda dell'anno considerato, con scostamenti tuttavia di entità medio-bassa. In media, tra il 2004 e il 2008, la percentuale di sottostima dei censimenti è stata del 35% (Tabella 3.1).

Come già riportato, l'affidabilità del metodo di censimento primaverile notturno col faro è stata confermata da un lavoro più lungo e articolato svolto sui dati ottenuti dai conteggi notturni effettuati nel settore lombardo del Parco in un arco di 8 anni (2008-2015) ed analizzati sempre con modelli di *mark-resight* (Corlatti *et al.*, 2016).

Tabella 3.1. Valutazione della sottostima dei censimenti notturni primaverili effettuati nel Parco Nazionale dello Stelvio Trentino, stimata con il metodo del *mark-resight* in base ai cervi marcati e riavvistati. MPS minima popolazione stimata.

ANNO	Consistenza stimata	MPS	Sottostima
2004	1.748	1.084	38%
2005	1.710	1.162	32%
2006	1.688	1.109	34%
2007	1.528	952	38%
2008	2.035	1.368	33%
MEDIA			35%

I dati di stima di consistenza e di dinamica di popolazione presentati nelle parti successive del progetto sono stati ricavati applicando ai dati dei censimenti primaverili i rispettivi valori di sottostima media del 35%.

3.3.1.3. Ricostruzione retrospettiva della consistenza, della struttura di popolazione e dell'evoluzione numerica (*cohort analysis*), mediante raccolta sistematica delle informazioni sui cervi rinvenuti morti e abbattuti in caccia (1973-2021).

Il trend e la dinamica della popolazione nel tempo è stata retrospettivamente ricavata, per confronto con il metodo precedente, dall'applicazione di un ulteriore metodo di conteggio della popolazione definito ricostruzione della popolazione per coorti (cap. 4.1.3.2.; Donini *et al.*, 2021b).

Una "*coorte*" è definita come un insieme di individui che condivide le stesse caratteristiche nello stesso intervallo di tempo e include individui della stessa età; la *Cohort Analysis* è un'analisi retrospettiva che ricostruisce l'abbondanza di una popolazione (Donini *et al.*, 2021b).

Per effettuare la ricostruzione retrospettiva della popolazione presente mediante *cohort analysis* è necessario, quindi, che tutti i *records* (i singoli soggetti abbattuti o rinvenuti morti) siano determinati per classe di sesso ed età, in modo da poter essere inseriti correttamente nella ricostruzione della popolazione.

Una parte dei *records* relativi ai soggetti rinvenuti morti è indeterminato nei campi "sesso" ed "età". È stato quindi necessario attribuire ai capi indeterminati i dati mancanti relativi alla determinazione di età e sesso, assegnati in base alla distribuzione degli stessi negli animali di cui le informazioni erano note (Donini *et al.*, 2021b). Se ad esempio in un dato periodo il rapporto sessi femmine/maschi era di 1.5 e c'erano 5 capi indeterminati per sesso, a 3 di essi è stato assegnato ("attribuito") il sesso femminile e ai

2 rimanenti quello maschile. Analogamente si è proceduto per l'assegnazione dell'età. Completato in tal modo il *dataset*, è stato possibile applicare il metodo della "Cohort Analysis" o "*population reconstruction from mortality data*", ovvero la ricostruzione della popolazione dai dati della mortalità. Questo metodo si basa sull'assunto che tutti i soggetti morti vengano rinvenuti e registrati e tutti i soggetti abbattuti siano dichiarati (Donini *et al.*, 2021b). Tale assunto non è mai perfettamente verificato, tuttavia, se il numero di soggetti non rinvenuti ed abbattuti in modo illegale può essere considerato percentualmente trascurabile rispetto al totale, è possibile ottenere un valore di consistenza minima certa prossima al valore reale e un trend temporale affidabile della popolazione. Conoscendo l'anno di morte di ogni animale e la sua età è possibile determinare l'anno di nascita di ogni individuo e, ripetendo questa operazione per tutto il *set* di dati a disposizione, risalire al numero di nati in un certo anno, cioè gli animali appartenenti ad una stessa coorte. Ad esempio, un cervo rinvenuto morto nel 2007, la cui età stimata è di 7 anni, viene considerato nato nell'anno 2000. Così facendo è possibile ottenere, anno per anno, il numero minimo certo di individui presenti per ciascuna età e sesso e la conseguente struttura della popolazione per classi di sesso ed età.

La ricostruzione della dinamica della popolazione mediante *cohort analysis* e la conseguente valutazione dei principali parametri demografici quali il rapporto tra i sessi, la struttura ed età della popolazione, ha previsto (oltre alle informazioni relative ai cervi rinvenuti morti nel Parco), presso l'Ufficio Distrettuale Forestale di Malè, la raccolta dei dati degli animali abbattuti e rinvenuti morti in tutto il Distretto Faunistico della Val di Sole. Il *dataset* completo e costantemente aggiornato di anno in anno è ricompreso nei *geodatabase* del Parco.

I dati raccolti e analizzati si riferiscono al periodo compreso tra il 1973 ed il maggio 2021, per un totale di 19.143 individui, di cui 14.066 riferiti ad animali abbattuti durante la stagione venatoria e 5.076 rinvenuti morti nel corso degli anni per investimento o cause naturali (tutti distinti per classi di sesso e/o età).

All'interno del *dataset* sono stati inoltre georeferenziati i luoghi di ritrovamento o investimento di buona parte dei capi rinvenuti morti (Figura 3.7.) ed inserite tutte le informazioni disponibili, per parte dei soggetti del *dataset*, relative ai dati biometrici provenienti dalle seguenti differenti raccolte di dati:

- pesi dei cervi abbattuti disponibili sui registri di abbattimento dell'ACT;
- lunghezza della mandibola misurata con calibro elettronico durante le mostre dei trofei per gli anni 2005-2017;
- campionamento biometrico-sanitario organizzato dal PNS sui rinvenuti morti e su parte dei cervi abbattuti nelle Riserve di Peio, Rabbi e Vermiglio negli anni 2000 (circa 348 *records*);
- misurazioni biometriche standard sui rinvenuti morti del Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento.

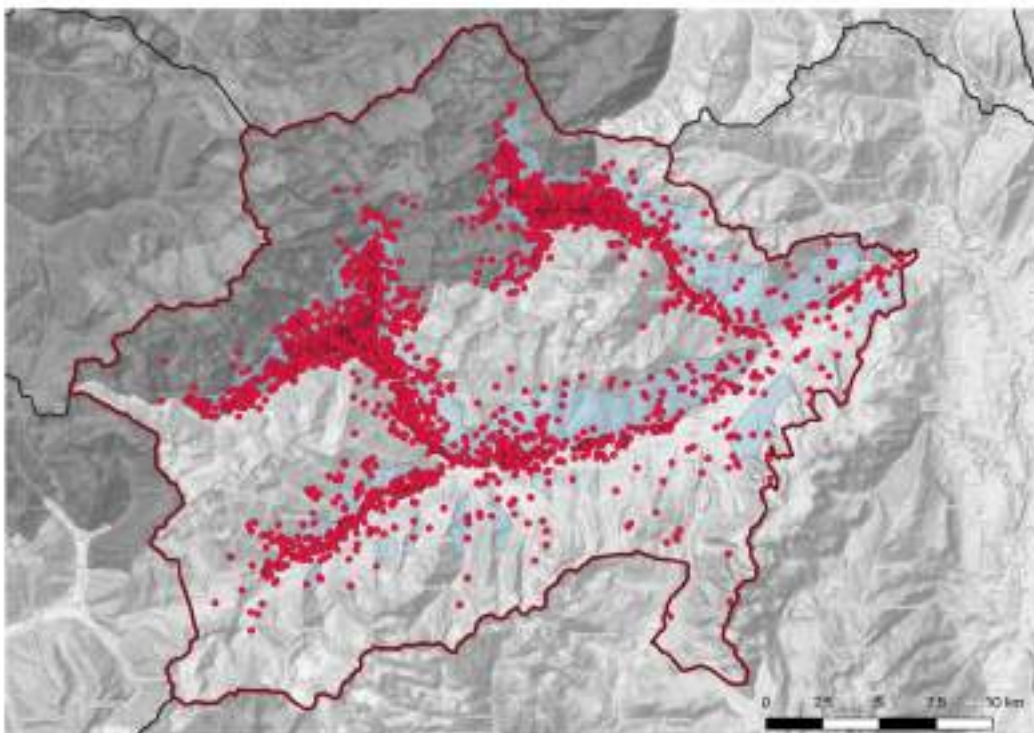


Figura 3.7. Localizzazione e distribuzione dei cervi rinvenuti morti in Val di Sole dal 1973 al 2021; la mortalità naturale è più elevata nei territori del Parco in relazione alle più elevate densità di popolazione.

I dati dei conteggi di cervo, effettuati negli anni tramite il censimento primaverile notturno con il faro, sono stati utilizzati come parametro di confronto per la valutazione dei risultati ricavati dalla *Cohort Analysis* come metodo per ricostruire retrospettivamente la dinamica di popolazione del cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio e nell'UG Val di Sole.

3.3.1.4. Valutazione della struttura di popolazione mediante censimenti estivi

Nel Parco, annualmente viene effettuato, durante i mesi di luglio-agosto, il censimento del camoscio mediante Block-Count (Tosi e Scherini, 1991; Corlatti *et al.*, 2015).

Durante i conteggi dei camosci, per ogni parcella vengono registrati anche i cervi avvistati, distinti per sesso e classi di età. Soprattutto all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio, grazie alla tranquillità di cui gode e agli effetti dei cambiamenti climatici, il cervo sta progressivamente riassumendo un comportamento diurno ed occupando le aree poste al di sopra del limite della vegetazione arborea. Ciò permette di conteggiare un numero elevato di soggetti in concomitanza al censimento del camoscio (una media di circa 760 cervi conteggiati annualmente, negli ultimi 6 anni). Lo scopo di un tale conteggio non è una valutazione quantitativa della popolazione (viene comunque conteggiata una quantità di cervi che rappresenta solo il 35-40% della popolazione), ma una valutazione di alcuni parametri demografici di interesse quali il rapporto tra i sessi, il rapporto tra piccoli e soggetti di un anno e il rapporto esistente tra femmine e piccoli dell'anno, al fine di ottenere una stima relativa ai tassi di natalità della specie. All'interno del Parco Nazionale dello Stelvio Trentino, in base alle specifiche finalità di conservazione e monitoraggio delle aree protette, il censimento della popolazione di camoscio viene ripetuto su base annuale grazie alla collaborazione tra gli agenti forestali della PAT, gli agenti dell'ACT ed il personale dell'Ufficio Conservazione Ambientale del Parco.

3.4. ANALISI DELLE CAPACITA' DI SPOSTAMENTO E DI DISPERSIONE DELLA POPOLAZIONE

Il cervo ha esigenze spaziali di vasta scala e, soprattutto in ambiente alpino, effettua notevoli spostamenti per ricercare idonei territori per lo svernamento e l'estivazione. Il territorio del Parco ha una superficie decisamente piccola, di cui solo una bassa percentuale sembra essere idonea allo svernamento del cervo. La gestione del cervo in Val di Sole è stata perciò impostata ipotizzando che gli individui presenti nel Distretto Faunistico Val di Sole e nel Parco Nazionale dello Stelvio appartenessero ad un'unica popolazione, e, quindi, gli obiettivi gestionali e le scelte di pianificazione sono sempre state riferite ad un'unica unità di gestione.

Queste premesse facevano però riferimento a cervi studiati in altre aree e il cervo è una specie estremamente eclettica ed adattabile. Da queste scelte e da queste considerazioni è nata quindi la consapevolezza dell'importanza di avviare uno studio approfondito a livello locale sul "comportamento spaziale e sui movimenti stagionali del cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio e in Val di Sole". Il progetto è stato promosso e realizzato dal Parco tra il 2003 e il 2008 e i risultati di dettaglio, già presentati nel precedente piano, vengono sinteticamente riportati nel paragrafo 4.1.6.

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

Le notevoli differenze di mole, di comportamento e di utilizzo dello spazio, che rendono maschi e femmine di cervo due entità profondamente diverse, il comportamento estremamente adattabile a una vasta gamma di ambienti ed alla pressione antropica e venatoria in essi esercitata e i grandi spostamenti che parte delle popolazioni possono effettuare nei loro movimenti tra quartieri di svernamento e di estivazione, possono rendere molto variabile il comportamento e l'evoluzione di ciascuna popolazione in rapporto alle particolari situazioni locali e alle modalità di gestione che vengono applicate.

L'obiettivo dello studio è stato l'approfondimento delle conoscenze dirette e locali sul comportamento spaziale delle popolazioni, quale tassello da aggiungere alle informazioni che costantemente vengono raccolte sulle consistenze, sulla struttura per età, sulla produttività e sulla mortalità, in modo da disporre di elementi sempre più precisi da utilizzare per la gestione delle popolazioni presenti all'interno del Parco e nei restanti territori della Val di Sole sottoposti a prelievo venatorio.

Durante il progetto sono stati catturati e marcati complessivamente **93 cervi**, di cui 52 femmine e 41 maschi, in tutta l'area di studio. Cinque cervi su 93 (il 5%) sono stati catturati all'esterno dell'area protetta. **Errore. L'origine riferimento non è stata trovata..**

Contemporaneamente si è dato avvio all'attività di radiolocalizzazione degli animali muniti di trasmettitore ed al loro successivo monitoraggio telemetrico.

Le catture di cervo sono state effettuate mediante due metodologie, utilizzate in due periodi diversi dell'anno:

Catture tramite trappole auto scattanti (Corral): effettuate nel periodo invernale. Sono state utilizzate a questo scopo 5 trappole (Figura 3.8., 3.9. e 3.10.) Le trappole autoscattanti sono strutture adibite alla cattura dei cervi che vengono attratti al loro interno mediante esche alimentari (mele e fieno). Vengono attivate al tramonto e restano attive sino all'alba, in relazione alla loro frequentazione da parte dei cervi.

In ragione della notevole stazza degli animali da manipolare e della possibilità di catture multiple, le operazioni seguono uno specifico protocollo che prevede la presenza di almeno 4-6 persone tra personale forestale, guardiacaccia dell'ACT, operai del Parco e personale dell'Ufficio Conservazione

Ambientale del PNS. Alle catture è sempre presente un veterinario, responsabile della sedazione e del benessere degli animali.

Complessivamente con le trappole sono stati catturati 70 cervi (il 75% del totale catturato), di cui 42 femmine e 28 maschi. Sui 28 maschi catturati solo un individuo aveva più di 2 anni di età. Nelle trappole costruite all'esterno del Parco sono stati catturati solamente 2 cervi (per ulteriori dettagli, consultare Pedrotti e Bragalanti, 2008).

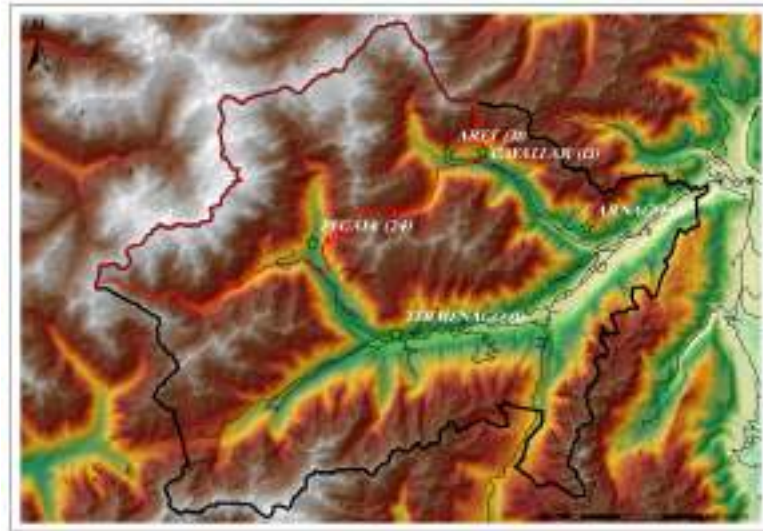


Figura 3.8. Distribuzione delle trappole nell'area di studio e relativo numero di cervi catturati.



Figura 3.9. Trappola a corral autoscattante.

Catture in *free-ranging*: effettuate nel periodo autunnale durante la stagione riproduttiva, al fine di concentrare gli sforzi di cattura sui maschi adulti, restii nell'entrare nelle trappole durante il periodo invernale. Inoltre, per ovviare ai problemi di selettività delle trappole si è proceduto alle catture mediante telenarcosi in *free-ranging* notturno (operazione di cattura mediante speciali fucili in grado di lanciare siringhe con narcotico, dotate di radiotrasmittente). La squadra di lavoro è composta da almeno quattro operatori: un autista, un operatore al faro, uno al fucile lanciasiringhe ed uno dotato di radio e antenna con il compito di localizzare l'animale sedato. Si tratta di un metodo di cattura altamente selettivo poiché concentrato nel periodo della stagione riproduttiva, momento in cui i maschi adulti sono maggiormente avvicinabili perché impegnati nell'attività di

bramito. Complessivamente in *free ranging* sono stati catturati 23 cervi (il 25% del totale catturato), di cui 10 femmine e 13 maschi (Figura 3.11.). Tutti i 13 maschi catturati avevano più di 2 anni di età e 9 di essi avevano più di cinque anni. Nelle zone esterne al Parco sono stati catturati 3 cervi. Il successo medio di cattura è stato pari a 1.2 cervi/notte. Il successo medio di cattura in *free ranging* è stato di 1.43 cervi/notte, mentre quello con l'utilizzo delle trappole è stato di 0.85 cervi/notte (per ulteriori dettagli, si veda Pedrotti e Bragalanti, 2008).



Figura 3.10. Cervo sedato in una trappola autoscattante.



Figura 3.11. Maschio radiomarcato durante le catture in *free ranging*.

Tutti gli individui catturati sono stati marcati con contrassegni auricolari ad entrambe le orecchie, disposte secondo una combinazione di numeri e colori, rappresentativi della zona e dell'anno di cattura.

Tra gli individui catturati, 43 cervi sono stati dotati di radiocollare VHF (marca Telonics e *Televilt*) e 7 sono stati dotati di radiocollari a tecnologia GPS (marca *Televilt* e *Vectronic*), programmati per intensificare le localizzazioni giornaliere in corrispondenza della stagione dei bramiti e dei periodi di migrazione tra le aree di svernamento ed estivazione.

Infine, 22 soggetti sono stati muniti di collari colorati e muniti di placche catarifrangenti, anch'esse colorate, per renderli facilmente riconoscibili durante le operazioni di conteggio notturno e permettere l'applicazione della tecnica di *mark-resight* per la stima della consistenza della popolazione.

Ad oggi, nessun radiocollare VHF/GPS è attivo. Dei cervi, invece, marcati con collare catarifrangente, attualmente durante i monitoraggi faunistici risultano ancora presenti almeno 2 cervi.

Nell'ambito del **Piano di Monitoraggio e Gestione del Cervo 2022 – 2026**, è prevista la realizzazione di ulteriori catture, al fine di riprendere lo studio del comportamento spaziale del cervo con l'inizio delle attività di controllo e ad ottenere ulteriori utili informazioni sugli spostamenti dei cervi in relazione all'avvio delle azioni di abbattimento nell'area protetta.

Nel periodo 2023 – 2025 è prevista quindi la cattura di almeno 10 cervi da munire di radiocollare GPS ed il conseguente monitoraggio telemetrico. Si prevede inoltre la cattura di un significativo numero di cervi che potranno essere dotati di collari con placche catarifrangenti.

Si prevede di effettuare le catture di cervo con le stesse modalità e negli stessi periodi del precedente studio (2003 – 2008): catture tramite trappole auto scattanti (localizzate negli stessi punti del precedente studio) nel periodo invernale e catture in *free-ranging* nel periodo autunnale.

3.5. ANALISI DELLA CONDIZIONE E COSTITUZIONE

Con il termine di **condizione** si intende lo stato di forma momentaneo di un animale in relazione al suo stato nutrizionale, alla sua salute, alle sue capacità fisiologiche e di resistenza. Tale stato può subire notevoli fluttuazioni sia stagionali sia annuali e viene di norma calcolato mediante complesse misurazioni relative alle riserve di grasso. Ciò rende necessaria una perfetta standardizzazione della raccolta e misurazione delle informazioni. Nella pratica la condizione fisica di un animale viene generalmente valutata attraverso l'apprezzamento del grasso presente nei diversi depositi del corpo, basandosi sul presupposto che la quantità di grasso presente in questi depositi sia proporzionale alle riserve totali di grasso corporeo.

Con il termine **costituzione** di un animale si intende lo stato fisico raggiunto da un soggetto e l'aspetto che il corpo ha assunto, sotto l'influenza delle condizioni di vita, a partire dalla nascita e soprattutto durante la crescita (Buchli, 1979, Klein, 1985). Determinanti sono soprattutto i primi anni dello sviluppo e in questo senso l'indice di costituzione può riassumere le diverse condizioni attraverso le quali l'animale è passato nel corso del proprio sviluppo e rispecchiare l'influsso medio che le condizioni ambientali hanno esercitato nel corso degli anni sullo sviluppo dell'animale.

Per la valutazione della costituzione dell'animale vengono utilizzati alcuni parametri somatici definiti "misure morfobiometriche". Nell'animale adulto, essendo terminata la crescita, queste misure riflettono una condizione fisica anteriore. Ad esempio un piccolo che nasce da una madre che è in cattive condizioni, sarà già alla nascita più debole e riceverà meno latte; questo lo porterà a sviluppare caratteri somatici inferiori alla media. Il ritardo di sviluppo accumulato nei primi anni di vita difficilmente viene recuperato negli anni successivi e l'animale mostrerà caratteri somatici inferiori alla norma durante tutta la sua vita (scarsa costituzione; Buchli, 1979, Leoni, 1995).

Nel caso del cervo esistono numerosi studi che dimostrano come le misure biometriche siano dei buoni indici per valutare la condizione generale di una popolazione in un determinato habitat e come le variazioni nella massa corporea e nelle misure lineari, siano correlate ad una variazione nella qualità degli habitat occupati (Mitchell *et al*, 1976; Buchil, 1979, Clutton Brock *et al*, 1982, Langvatn, 1977).

Per valutare lo "stato" complessivo della popolazione vengono valutati in modo quantitativo e comparato alcuni indici che permettono di descrivere la condizione e la costituzione della popolazione stessa. I valori di tali indici vengono anche confrontati con valori analoghi di popolazioni

geograficamente limitrofe in modo da poter effettuare gli opportuni paragoni (popolazioni delle UG del Parco Nazionale dello Stelvio, settori lombardo e sudtirolose, e delle limitrofe UG svizzere).

Dal 1997 al 2007, in parallelo alle indagini sanitarie curate dall'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie, è stata avviata una campagna per la registrazione delle misurazioni e per i prelievi biometrici con finalità di valutazione dello stato di fertilità e di condizione (sempre in collaborazione con l'ISZ). Il campionamento è stato effettuato sui cervi abbattuti nelle Riserve di Peio, Rabbi e Vermiglio, i cui cacciatori hanno fornito un valido aiuto per il reperimento dei campioni, e su tutti i soggetti rinvenuti morti all'interno e all'esterno del Parco (sui quali il lavoro di misurazione e campionamento è stato effettuato dagli agenti forestali delle stazioni del Parco e del Distretto della Val di Sole con la collaborazione del personale del Parco).

Per la valutazione della condizione fisica e della costituzione dei cervi, in relazione alla loro densità e alla qualità degli ambienti occupati, si è operato su base campionaria, utilizzando i soggetti abbattuti in Val Venosta nell'ambito del programma di selecontrollo e quelli provenienti dall'attività venatoria nel resto dell'area di studio. Sono stati inoltre utilizzati dati biometrici provenienti da cervi rinvenuti morti nei territori indagati, principalmente provenienti dall'interno del Parco Nazionale dello Stelvio.

Nello specifico per il Settore trentino, i dati raccolti durante i campionamenti biometrici si riferiscono agli individui abbattuti durante l'attività venatoria nelle riserve di Peio, Rabbi e Vermiglio, ed a quelli rinvenuti morti nell'intera UG Val di Sole, nel periodo compreso tra l'anno 1997 e il 2007. Per quanto riguarda l'evoluzione storica dei pesi sono state utilizzate le misurazioni rilevate all'atto del controllo del capo, registrate sul tesserino di abbattimento.

Da un sottocampione degli animali abbattuti e rinvenuti morti, sono stati raccolti set di misurazioni biometriche e campionamenti completi successivamente analizzati in laboratorio (tratti riproducibili per le femmine) o misurati dagli agenti forestali, preventivamente preparati. Le variabili esaminate o prese in considerazione per ogni cervo sono le seguenti:

- sesso;
- età (mediante la valutazione dell'usura della dentatura della mandibola);
- peso completamente eviscerato (*field dressed weight* di Langvtan, 1977);
- lunghezza della mandibola (misurata in linea retta con precisione a 0.5 cm, dal punto mediale di inserzione dei primi incisivi al punto più posteriore del processo angolare);
- KFI (indice di grasso perirenale): sui reni dei soggetti esaminati sarà effettuato l'esame della condizione fisica attraverso il calcolo del *kidney fat index* (KFI), dato dal rapporto tra il peso del rene e il peso del grasso perirenale Riney, 1955);
- presenza del piccolo (allattamento in corso o terminato da poco);
- accertamento della fertilità (feto evidente o presenza di corpi lutei veri);
- lunghezza del garretto (misurato tenendo stirato l'arto dalla punta dello zoccolo al punto più prossimale del calcagno);
- circonferenza minima del collo (misurata con metro a nastro nel punto di minore circonferenza del collo).

Per un maggior approfondimento dei metodi di campionamento e di analisi e dei risultati si veda la relazione "Analisi della densità, dinamica e costituzione delle popolazioni di cervo del Parco Nazionale dello Stelvio" (Bonardi e Pedrotti in Nicoloso *et al.*, 2006).

Dall'anno 2006 il personale dell'Ufficio Conservazione Ambientale del Parco, presenza alle fasi di valutazione dell'età degli animali abbattuti, esposti alla **mostra trofei della Val di Sole** e dal 2006 al 2021 ha collaborato con i tecnici dell'ACT alla raccolta dei dati relativi all'età, sesso, peso eviscerato, lunghezza della mandibola (rilevata con calibro elettronico con precisione al decimo di mm), lunghezza delle stanghe dei fusoni, numero delle punte dei maschi adulti, località e data di abbattimento.

Tutte le informazioni sono inserite in un apposito *database*, nel quale per gli individui rinvenuti morti, è possibile risalire anche all'esatto luogo del ritrovamento. Questi dati vengono costantemente aggiornati, anno per anno.

Nell'ambito del Piano di Gestione e Conservazione del Cervo 2022 – 2026, saranno rilevati sui cervi abbattuti in controllo gli stessi parametri biometrici sopra elencati, in vista di un aggiornamento delle analisi di condizione e costituzione del cervo. Le analisi ed i prelievi saranno svolti con la collaborazione dell'IZS delle Venezie.

3.6. ANALISI DELLO STATO SANITARIO

Le conoscenze precedentemente acquisite sullo stato sanitario della popolazione di cervo presente nel Parco Nazionale dello Stelvio hanno rappresentato un significativo contributo alla gestione delle patologie sia nel domestico, sia nel selvatico e al chiarimento del ruolo epidemiologico delle specie recettive nel mantenimento nell'ambiente degli agenti eziologici coinvolti.

L'indagine sullo stato sanitario della popolazione trentina di cervo, **attiva dall'anno 1998 al 2005**, ha coinvolto il Settore trentino del Parco attraverso la raccolta di visceri e di campioni di sangue su cervi abbattuti durante la stagione venatoria (nelle Riserve di Peio, n=72; Rabbi, n=127 e Vermiglio, n=30) o rinvenuti morti nelle aree del Parco stesso (n=100).

La ricerca, svolta in collaborazione con la Provincia Autonoma di Trento mediante il coinvolgimento dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie, è stata indirizzata all'approfondimento delle conoscenze sulla relazione esistente tra la presenza del *Mycobacterium paratuberculosis*, vettore della paratubercolosi e le densità elevate di cervo nell'area di studio.

L'obiettivo del monitoraggio sanitario è stato acquisizione di maggiori conoscenze sulle popolazioni, sia ai fini della loro conservazione, sia per il controllo della diffusione di patogeni trasmissibili in ambito di sanità pubblica e in ambito zootecnico.

La paratubercolosi è una malattia intestinale cronica dei Ruminanti domestici e selvatici causata dal *Mycobacterium paratuberculosis*; la sintomatologia osservata nei soggetti colpiti dalla malattia è rappresentata da dimagrimento, cattive condizioni del mantello e diarrea. La trasmissione avviene principalmente per via orale e l'eliminazione con feci, ma recentemente altre vie come quella verticale dalla madre al feto sono state dimostrate anche nei Ruminanti selvatici. Tale malattia, pur non dimostrando effetti immediati ed eclatanti sulla dinamica di popolazione, pone tuttavia numerosi problemi gestionali correlati alla possibilità di trasmissione della malattia al domestico e durante gli anni di studio da parte dell'IZS delle Venezie (fino al 2007), era presente con alti valori di prevalenza (prevalenza decisamente bassa di lesioni anatomopatologiche gravi) anche nei cervi del Parco, anche con il coinvolgimento di altre specie selvatiche, sia ruminanti (capriolo, camoscio, stambecco), che non ruminanti (volpe, lepre). (Istituto Sperimentale Zooprofilattico delle Venezie, SCT5 - Trento e Provincia Autonoma di Trento – Servizio Foreste e fauna – Ufficio faunistico, 2012. *Relazione tecnica – "PRINCIPALI PATOLOGIE EVIDENZIATE NELLA FAUNA SELVATICA DAL 2001 AL 2011 IN PROVINCIA DI TRENTO"*). Essa ha quindi meritato un adeguato monitoraggio e approfondimento.

La paratubercolosi, inoltre, è fonte di perdite economiche nella zootecnia, sia per le forme cliniche, sia per le forme subcliniche che determinano riduzione delle produzioni.

La sintomatologia osservabile nei soggetti colpiti dalla malattia è rappresentata da dimagrimento, cattive condizioni del mantello e diarrea. La trasmissione avviene principalmente per via orale e l'eliminazione con le feci, ma recentemente altre vie come quella verticale dalla madre al feto sono state dimostrate anche nei ruminanti selvatici. L'elenco delle specie sensibili comprende anche mammiferi non ruminanti e in ambito selvatico sono segnalati casi nella volpe, nei mustelidi nel coniglio selvatico e

nella lepre. In diversi paesi sono stati promossi studi mirati a verificare l'eventuale ruolo di serbatoio di queste specie nell'epidemiologia della paratubercolosi.

Il cervo è la specie che maggiormente presenta caratteristiche biologiche ed ecologiche potenziali per questo ruolo ed è infatti la specie che generalmente anche in Italia presenta le maggiori prevalenze d'infezione. Si ritiene che la paratubercolosi possa essere condizionata da fattori stressanti, quali il periodo degli amori per i maschi, la gravidanza e il parto per le femmine e che nel cervo sia densità-dipendente, quindi risulta importante verificarne la presenza in popolazioni con elevate consistenze e densità, come quella in oggetto.

Vista la situazione pregressa, particolare importanza è stata data alle indagini finalizzate a quantificare lo stato della popolazione rispetto alle già verificate alte prevalenze di paratubercolosi e al significato di tale patologia rispetto alla dinamica delle popolazioni e al rapporto tra selvatici e bestiame domestico.

Gli organi campionati sono stati sottoposti ad esame anatomopatologico per verificare la presenza di alterazioni di tipo infiammatorio, degenerativo o la presenza di parassiti. In funzione delle lesioni riscontrate sono stati effettuati, qualora ritenuti necessari, accertamenti diagnostici di tipo microbiologico, parassitologico o istopatologico.

Nell'ambito del monitoraggio sanitario del cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio la ricerca della paratubercolosi ha assunto, in quegli anni, un significato particolare perché proprio in due cervi nelle aree del Parco Nazionale dello Stelvio, Settore altoatesino, sono stati riscontrati i primi casi in Italia di paratubercolosi nella fauna selvatica nei primi anni '90.

Sebbene esistano diverse metodiche, la diagnosi nei confronti della paratubercolosi è alquanto complessa e si è perfezionata nel corso degli anni. Questo dipende da diversi fattori. Per ulteriori dettagli sul metodo e sulle analisi, consultare Pedrotti e Bragalanti, 2008.

Nell'ambito del Piano di Gestione e Conservazione del cervo nel settore Trentino del Parco Nazionale dello Stelvio 2022 – 2026 si procederà alla raccolta di campioni biologici quali valvola ileocecale e feci, nell'ottica di effettuare ulteriori analisi specifiche per la ricerca di lesioni riconducibili a paratubercolosi, solo per i casi con evidenti segni esterni tipici della malattia (cachessia, segni di diarrea).

Recentemente, nell'ambito delle analisi globali riguardo alla pandemia da COVID – 19 e alle sue cause ed evoluzioni, sono stati riscontrati diversi casi di suscettibilità al SARS-CoV-2 in individui di cervo coda bianca negli Stati Uniti settentrionali, primi casi di prevalenza del virus sulla fauna selvatica. Questa specie sembra essere molto suscettibile nei confronti della patologia e studi sperimentali recenti dimostrano anche una elevata trasmissibilità tra individui conspecifici, per cui molti cervi sarebbero stati infettati da altri individui contagiati, in forme tra l'altro per lo più asintomatiche, sebbene non sia stato sinora documentato alcun caso di trasmissione di SARS-CoV-2 dai cervi a coda bianca all'uomo (Palmer *et al.*, 2021; Chandler *et al.*, 2021; Kuchipudi *et al.*, 2021), come invece è stato riscontrato per alcuni visoni da allevamento in Olanda.

Nell'ambito del Piano di Gestione e Conservazione del cervo nel settore Trentino del Parco Nazionale dello Stelvio 2022 – 2026, è prevista la possibilità di raccolta di campioni biologici (turbinati nasali, tonsille, timo, trachea, frammenti di polmoni, bronchi, ecc.) e l'effettuazione di tamponi nasali e rettali, in vista di analizzare la presenza di casi di SARS-CoV-2 nei cervi abbattuti in controllo, comunque solo in relazione alla situazione epidemiologica e qualora ritenuto opportuno.

3.7. ANALISI DELLE INTERAZIONI CON ALTRE COMPONENTI DELL'ECOSISTEMA E CON LE ATTIVITÀ UMANE

All'interno di un ecosistema ciascun elemento è legato ed interconnesso in una sorta di rete a tutte le altre componenti, a formare un equilibrio dinamico in continua evoluzione. Ogni cambiamento può portare conseguenze in cascata sulle altre componenti. Tali aspetti e i possibili effetti connessi alle elevate densità di cervo devono essere opportunamente analizzati e documentati.

La presenza del cervo può avere effetti sulla dinamica di altre specie faunistiche, quali camoscio, capriolo, alcune specie di tetraonidi o di avifauna forestale, può impattare sulle dinamiche evolutive del bosco e innescare conflitti con le popolazioni locali per i danni arrecati alle attività di carattere economico. Analogamente, un'adeguata numerosità e distribuzione delle popolazioni di ungulati è necessaria al fine di creare e mantenere una rete trofica idonea a garantire la presenza dei grandi predatori e dei consumatori secondari. Inoltre, in ambiente alpino, la presenza umana e le sue interrelazioni con l'ambiente naturale non possono essere trascurate, in quanto indissolubilmente legate in un equilibrio complessivo. Perciò un Piano di Gestione e Conservazione del cervo non può prescindere dalla conoscenza delle eventuali interazioni con altre specie di ungulati presenti nell'area protetta e nelle aree limitrofe e nemmeno dagli impatti che la popolazione arreca alle attività umane di interesse socio-economico (Apollonio *et al.*, 2017).

Ancor più specificatamente, nei "ristretti" spazi alpini gli aspetti di coesistenza tra l'uomo, i paesaggi culturali (gli habitat semi-naturali) e gli assetti naturali non possono essere trascurati, in quanto indissolubilmente legati in un equilibrio complessivo di cui è fondamentale trattare gli aspetti tecnici, ma di cui è ancora più importante comprendere e risolvere gli aspetti sociali ed emotivi.

Le scelte del presente Piano, che rientra negli obiettivi stabiliti dal più generale Piano del Parco, devono mediare e trovare un giusto equilibrio tra necessità dell'uomo e conservazione degli ecosistemi in tutte le loro componenti. Per far ciò, è necessario raccogliere dati ed analizzare le dinamiche che si creano tra il cervo, le altre specie e l'ambiente, quando la sua consistenza e la sua densità aumentano nel tempo.

Di seguito, vengono espone le metodologie utilizzate per monitorare gli impatti del cervo sulla vegetazione, le sue interazioni con le altre specie del Parco e per la valutazione dei danni alle attività agricole.

3.7.1 VALUTAZIONE DELL'IMPATTO DEL CERVO SULLA RINNOVAZIONE FORESTALE E SUL SOTTOBOSCO

La stabilità fisica ed ecologica e la capacità di rinnovazione delle foreste di montagna presuppongono la presenza di un equilibrio tra la componente animale e vegetale.

L'azione degli Ungulati selvatici sulla rinnovazione del bosco è dovuta prevalentemente a motivazioni di origine alimentare (brucamento e scortecciamento), mentre il caso dello sfregamento ha origini comportamentali (Mustoni *et al.*, 2002; Carmignola, 2001).

Il brucamento alla rinnovazione forestale da parte degli Ungulati selvatici è un fenomeno naturale ed i giovani alberi rappresentano, in particolare durante la stagione invernale, una componente fondamentale della loro alimentazione. Il brucamento diventa un fattore limitante per la pianta solo nel caso di un'asportazione significativa, o ripetuta nel tempo, di gemme apicali, che rappresentano il fulcro

regolatore della crescita; nel caso di piantine di un anno di età o di pochi centimetri di altezza si può verificare la loro completa asportazione.

In generale, il danneggiamento di una pianta da parte degli Ungulati selvatici diventa dannoso per l'intero popolamento solo nel caso in cui non rimanga una presenza di piantine sufficiente a garantire i normali meccanismi di rigenerazione del bosco. Difficile risulta individuare la soglia oltre la quale la brucatura porta ad un effettivo danno economico, visto che i fattori concorrenti sono molto complessi ed interrelati. In linea generale, i processi naturali prevedono la produzione di un numero elevatissimo di semi delle diverse specie forestali; semi che saranno poi sottoposti agli agenti della selezione naturale per ottenere una rinnovazione affermata. In tal senso, la brucatura degli Ungulati, costituisce un naturale anello delle catene alimentari e meccanismo di selezione.

La possibilità di rinnovazione di una foresta dipende quindi dalla sua capacità di produrre seme fertile, dalla presenza di condizioni idonee alla germinazione ed allo sviluppo e da un idoneo equilibrio con le componenti consumatrici dell'ecosistema.

A tal riguardo va tenuto presente che, in condizioni di difficoltà ecologico-stazionale congiunturali, una foresta subisce in modo molto più forte l'impatto della brucatura. Anche il tipo di gestione determina un diverso effetto della brucatura: la gestione naturalistica prevede la continuità della rinnovazione. L'interruzione, anche temporanea, dei processi di rigenerazione può essere da un lato poco evidente, ma produce effetti deleteri sulla sostenibilità dei prelievi ed accentua il danno economico. Lo scortecciamento produce inoltre dei danni economici diretti per scadimento delle qualità tecnologiche del legname.

L'azione degli Ungulati sulla rinnovazione è diretta in modo preferenziale verso determinate specie vegetali (ad esempio abete bianco e latifoglie). Da ciò ne può derivare un'alterazione della naturale mescolanza specifica ed un impoverimento nella varietà ecologica del bosco.

Contestualmente risulta opportuno tenere in considerazione anche l'arrivo del lupo sul territorio, in quanto la presenza dei grandi carnivori può comportare una variazione nella distribuzione, dell'uso dello spazio e del tempo e nella densità locale delle specie preda quali, per esempio, il cervo e quindi una diversa frequentazione del territorio e delle aree di alimentazione ed una conseguente diversa pressione (un diverso impatto) del cervo sulla rinnovazione forestale (Apollonio *et al.*, 2017).

Un inventario per campionamento è una fotografia istantanea effettuata in una foresta, che, nel caso della presente indagine, permette di determinare la percentuale di rinnovazione danneggiata da parte degli Ungulati selvatici, il tipo di danneggiamento, le specie maggiormente colpite ed i settori geografici maggiormente interessati al danno.

La valutazione dell'impatto del cervo sul bosco solitamente viene effettuata mediante due diverse tipologie di campionamento, la prima in base a rilievi su transetti (strisce di controllo), la seconda mediante l'impiego di recinti di esclusione.

Gli Ungulati selvatici hanno iniziato a costituire un serio problema per la rinnovazione dei popolamenti forestali verso l'inizio degli anni '60 nelle foreste dell'Europa centrale ed orientale. Nelle Alpi italiane, problemi relativi ad uno squilibrio tra la consistenza delle popolazioni di Ungulati selvatici e l'affermazione della rinnovazione forestale sono stati segnalati per la prima volta nella seconda metà degli anni '70.

I primi studi sull'argomento sono stati effettuati a metà del secolo scorso negli Stati Uniti. In Italia, studi sull'impatto degli ungulati selvatici sulla rinnovazione forestale sono stati effettuati, negli anni '90, in alcuni territori entro aree protette di Piemonte, Valle d'Aosta, Trentino e in Alto Adige (Motta, 1995; Motta e Franzoi, 1997; Provincia Autonoma di Bolzano, 1997). L'esperienza del Parco Nazionale Svizzero e delle aree limitrofe del Canton Grigioni risulta di particolare interesse, in quanto analizza l'impatto della brucatura in diretta relazione con la dinamica di popolazione del cervo in area protetta in una situazione in parte simile a quella presente in Val di Sole (Abderhalden e Campell, 2006 a e b; Pedrotti e Bragalanti, 2008).

In **Provincia di Trento**, già nei primi anni '90, l'impatto della brucatura risultava localmente evidente e ha spinto il Servizio Foreste ad attivare una prima rete di monitoraggio impostata su recinti di esclusione, di dimensioni 20x15 m, abbinati ad analoghe aree testimone. Due di questi recinti vennero realizzati all'interno del PNS.

Nel **1998** uno studio sull'impatto del cervo sulla rinnovazione forestale è stato effettuato in modo sistematico nel Parco in tutti e 3 i settori lombardo, sudtirolese e trentino (Carmignola *et al.*, 2001).

Nel Settore sudtirolese del Parco sono state effettuate tre indagini e una quinta sarà effettuata nel 2023 (rispettivamente nel **1992, 1995, 1998 e 2015**).

Nel **2001** il Servizio Foreste e fauna ha impostato una campagna analoga su tutto il territorio provinciale, compreso il territorio trentino del Parco.

Nel **2007** il PNS ha monitorato i due recinti di esclusione del '92.

Per maggiori dettagli su questi studi, consultare anche il progetto CERVO 2008 (Pedrotti e Bragalanti, 2008).

Nel **2015** è stato effettuato uno studio dell'impatto del cervo sulla rinnovazione forestale dei due distretti della Val Venosta, comprensivi del Parco Nazionale dello Stelvio (Bonardi, 2015).

Nel **2021**, lo studio sull'impatto del cervo sulla rinnovazione forestale nel Parco è stato ripetuto nel settore trentino (e lombardo), effettuandolo sugli stessi siti e seguendo la stessa metodologia di campionamento e raccolta dei dati utilizzata nel 1998.

Questa seconda realizzazione dei monitoraggi nel settore trentino ha permesso un confronto tra i risultati attuali e quelli ottenuti nel 1998, al fine di valutare come si sia evoluta l'incidenza del morso sulla rinnovazione forestale nell'arco di circa un ventennio, verificarne o confutarne l'aumento, capire se la variabilità biologica del bosco fosse diminuita e in che modo, e determinare i principali fattori ecologici e caratteristiche strutturali/di composizione della foresta che modulano l'incidenza del morso del cervo sulla rinnovazione.

3.7.1.1. Rilievo mediante transetti sull'incidenza del morso a carico della rinnovazione forestale nel Parco Nazionale dello Stelvio

Metodologia di rilievo

Per procedere al rilievo, sono state utilizzate ortofoto digitati (acquisizione in scala 1:10.000), sulle quali la superficie boscata dell'area di interesse è stata suddivisa in aree di 50ha ciascuna (definite quadranti) mediante una griglia a maglie rettangolari (Figura 3.12.). I quadranti, 150 totali, con area boscata costituente almeno 1/3 della superficie totale, presentano una numerazione crescente da nord verso sud e da est verso ovest.

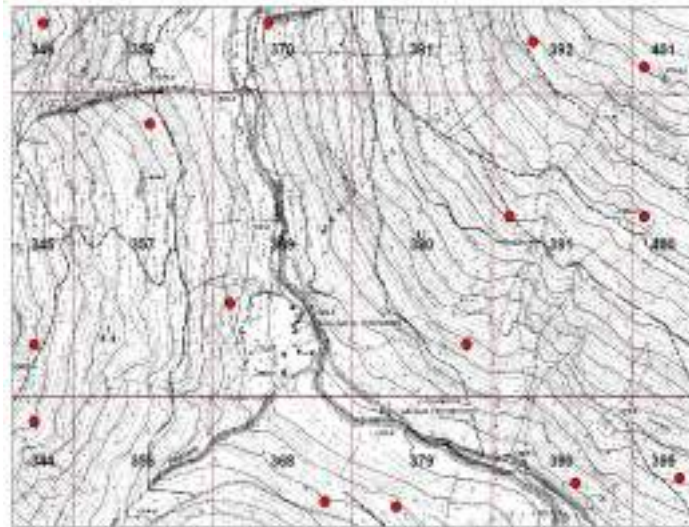


Figura 3.12. Forma delle griglie da 50 ettari con esempio delle localizzazioni dei punti iniziali transetti.

All'atto dei rilievi in bosco, si è determinato il carico di morso presente nella prima zona di bosco con rinnovazione idonea che è stata individuata all'interno di ogni quadrante.

La determinazione del carico di morso è avvenuta in un'area di saggio di 50 m², costituita di norma da una striscia di controllo lunga 25 m e larga 2m, che nel suo segmento centrale è stata delimitata con 2 picchetti piantati all'interno del terreno ed uniti da una cordella (lunga appunto 25 m), in modo da poter verificare in tempi successivi l'evoluzione del carico di morso (Figura 3.13.).

Il rilievo risulta così agevolato, l'operatore avanza seguendo la linea della cordella, con un bastone graduato della lunghezza di 2 metri posto ortogonalmente al verso di direzione per poter individuare nell'immediato le piantine all'interno dell'area. La linea centrale della striscia di controllo viene individuata lungo la linea di massima distribuzione della rinnovazione.

Si procede a conteggiare le piantine partendo dal basso verso l'alto; se in presenza di terreno pianeggiante, invece, da sud in direzione nord.

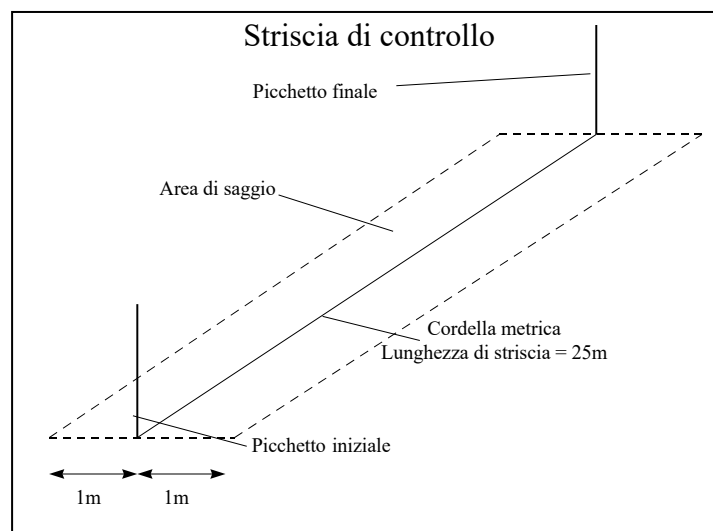


Figura 3.13. Schema della striscia di controllo impiegata nei rilievi di campo.

In zone in cui non vi è la possibilità di applicare la metodologia della striscia di controllo perché la superficie di rinnovazione non raggiunge un'estensione sufficiente, il rilievo viene effettuato frazionando in più aree la zona di saggio. Le aree individuate per il rilievo devono distare almeno 50 metri dalle strade, in quanto la rinnovazione presente sul ciglio delle strade, quella cresciuta su terreni soggetti a

slavine, utilizzati nel periodo invernale come piste da sci, impianti di risalita o in zone in cui nelle vicinanze vi siano punti di foraggiamento per la fauna selvatica, non risultano essere rappresentative.

Le piantine in stadio iniziale soggette a rilievo devono avere un'altezza media non superiore ai 50 cm e con una consistenza di almeno 20 individui, escludendo plantule con altezza inferiore ai 10 cm e i semenzali. Inoltre, non devono essere soggette a protezione artificiale dal morso.

Per ogni specie arborea vanno riportati i metri quadri rilevati, con un massimale di 50 piante rilevate di altezza superiore ai 10 cm. Per la raccolta dei dati, vengono utilizzate delle apposite schede, chiamate MODULI) di tipologia diversa in base alla diversa tipologia e abbondanza/disponibilità della rinnovazione del sito da monitorare.

In casi di abbondante rinnovazione, ovvero dove è stato possibile procedere al rilievo lungo tutta la striscia di controllo, è stata compilato MODULO 1 (Allegato 1). Nelle zone in cui non è stato possibile individuare una superficie di rinnovazione sufficientemente estesa, il rilievo è stato eseguito frazionando la zona di saggio in piccole aree-campione, considerando comunque un'area totale di 50 m² ed in questi casi è stato compilato il MODULO 2 (Allegato 2), riportando le coordinate di inizio di ciascun segmento rilevato. Nel caso in cui vi sia l'impossibilità di raggiungere i metri quadri richiesti, la superficie massima rilevata va riportata nel modulo. Dove non è stato possibile trovare nessuna area con rinnovazione idonea è stata comunque compilata una scheda con le motivazioni che hanno impedito di effettuare il rilievo: il MODULO SOSTITUTIVO (Allegato 3).

Nei tre moduli qui sopra descritti vengono riportati i danni da morso causati al getto apicale delle piantine relativi ai tre anni precedenti al rilievo; in maniera distinta è stato, inoltre, indicato il morso al getto dell'anno, definito come morso estivo. L'eventuale danno da sfregamento viene anch'esso riportato in un'apposita colonna. La posizione esatta dell'area di saggio va indicata tramite coordinate GPS.

Vengono rilevati gli alberelli fino a 130 cm di altezza presenti all'interno della striscia di controllo. Ognuno di essi, distinto per specie arborea e classe di altezza (semenzali, fino a 10 cm, 10-25 cm, 25-40 cm, 40-70 cm, 70-100 cm, 100-130 cm), è stato esaminato per determinare il numero di morsi subito dal germoglio terminale (getto apicale) nei tre anni precedenti il rilievo. Non è stato invece preso in considerazione il brucamento dei getti laterali in quanto di secondaria importanza, poiché la crescita in altezza, e perciò anche il periodo di tempo nel quale le piantine sono esposte al morso da parte degli ungulati, dipendono quasi esclusivamente dallo sviluppo del getto apicale.

In alcuni casi la superficie effettivamente indagata è stata inferiore o superiore ai 50 m², a seconda che il terreno avesse una pendenza elevata o la densità di alberelli di una specie fosse molto alta.

Poiché il rilievo doveva risultare di 50 m² in proiezione orizzontale, tanto maggiore era la pendenza riscontrata, tanto più è stato necessario allungare la striscia di controllo sul campo. Al contrario, il transetto poteva essere accorciato in presenza di un numero elevato di alberelli, il cui esame completo avrebbe richiesto troppo lavoro di campo senza portare ad alcun vantaggio per le analisi statistiche. Per ogni specie

arborea sono stati rilevati al massimo 50 alberelli di dimensioni superiori ai 10 cm e annotata la superficie esaminata, valida solo per quella specie. Analogamente, il rilievo dei semenzali e delle piante di altezza inferiore ai 10 cm poteva essere interrotto al raggiungimento dei 50 individui, ma anche in questo caso andava registrata la superficie effettivamente indagata.

Dove possibile, per il rilievo sono state prese in considerazione aree con rinnovazione naturale allo stadio iniziale, nelle quali fosse presente una sufficiente dotazione di piantine, cioè una densità pari ad almeno 4.000 piantine per ha. Il rilievo è stato effettuato tra giugno ed agosto per poter rilevare l'incidenza del morso estivo ed esaminare la vegetazione del sottobosco in modo completo.

Sono state escluse le superfici boscate inaccessibili o utilizzate principalmente per il pascolo.

Per ognuno degli alberelli compresi nel transetto, classificato per specie arborea e classe di altezza, è stato rilevato il brucamento subito dal germoglio apicale nei tre anni precedenti il rilievo, distinto in

brucamento semplice del germoglio apicale o brucamento ripetuto per due o tre anni. E' stata inoltre rilevata l'eventuale presenza di soffregamenti.

Per la valutazione del carico di brucamento sono stati presi in considerazione gli esemplari di rinnovazione compresi tra 25 e 130 cm di altezza perché le piantine nei primi stadi di sviluppo subiscono l'influenza di molteplici fattori limitanti diversi dal brucamento, quali la concorrenza delle specie del sottobosco. Tali fattori vengono indagati nella sperimentazione relativa al rilievo nei recinti e nelle aree testimone. Si deve inoltre considerare che in generale le piante più piccole rimangono protette in inverno dalla copertura nevosa e quindi risultano meno soggette al brucamento.

L'osservazione del brucamento è stata effettuata riferendosi agli ultimi tre anni in quanto ferite più vecchie sono a volte difficili da osservare perché cicatrizzano molto velocemente (Eiberle, 1989) e le piccole discontinuità nel tronco possono essere identificate con sicurezza come brucamento solo mediante analisi della sezione longitudinale del fusto.

Il nuovo rilievo dei transetti si è concluso nell'agosto 2022.

3.7.1.2. Rilievo mediante l'impiego di recinti di esclusione

I recinti di esclusione per il monitoraggio del carico da morso di cervo vengono utilizzati per confrontare la dinamica di sviluppo della vegetazione forestale, in assenza dell'azione di brucamento (interno del recinto), con la dinamica di sviluppo reale (all'esterno del recinto), nello stesso arco temporale.

Si considera quindi tutta la componente vegetazionale interna al recinto, in modo da poterla raffrontare con quella presente nell'area contigua a quella recintata.

Il risultato, che considera un determinato periodo di tempo, mette in risalto l'entità del carico da morso e ne attribuisce un valore quantificato. L'utilizzo dei recinti presenta il vantaggio di poter monitorare la dinamica dello sviluppo della rinnovazione a partire dal suo insediamento ed ottenere dati relativi al suo potenziale in assenza dell'azione di brucamento; questo, confrontato con l'area omogenea non recintata posta nelle vicinanze evidenzia l'entità dell'azione svolta dagli Ungulati.

In un lavoro mediante recinti di esclusione riferito ad un'area più vasta della Valle dell'Engadina (Abderhalden et al., 2006a), in tre dei nove recinti la brucatura degli ungulati è stata ritenuta responsabile del rallentamento della rinnovazione.

Nel corso del 1992 sono state realizzate 10 aree recintate (15 x 20 m) in altrettante località della Provincia di Trento, vicino alle quali, in condizioni stagionali il più possibile simili, sono state individuate delle superfici di confronto delle stesse dimensioni, non recintate e soggette quindi alla normale influenza della fauna selvatica. Le aree sono state scelte in soprassuoli differenti per struttura e composizione, nei quali era stata avvertita la presenza di segni di brucamento.

I rilievi sulle varie componenti vegetazionali sono stati effettuati appena realizzate le aree, nel 1992; in seguito sono stati ripetuti nel 1995 e nel 2007. Questo ultimo rilievo è stato realizzato nelle sole aree di Piazzola e di Maleda, presenti all'interno dei confini del Settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio.

Successivamente, con il primo avvio del progetto, nel settore trentino del Parco dello Stelvio sono state realizzate/sistemate 6 aree di studio (situate in Val di Rabbi), il più possibile rappresentative delle varie condizioni climatiche, dell'esposizione e dei siti di svernamento e di estivazione del cervo.

L'area di studio (Fig. 3.14.) è formata da:

- una zona recintata, di forma rettangolare, che impedisce l'accesso ai cervi, inibendo l'azione di brucamento (dimensione 15 x 20 m - superficie 300 m²);
- una zona non recintata, di forma rettangolare, denominata area di controllo (o testimone), da utilizzare come paragone alla precedente (dimensione 15 x 20 m -superficie 300 m²).

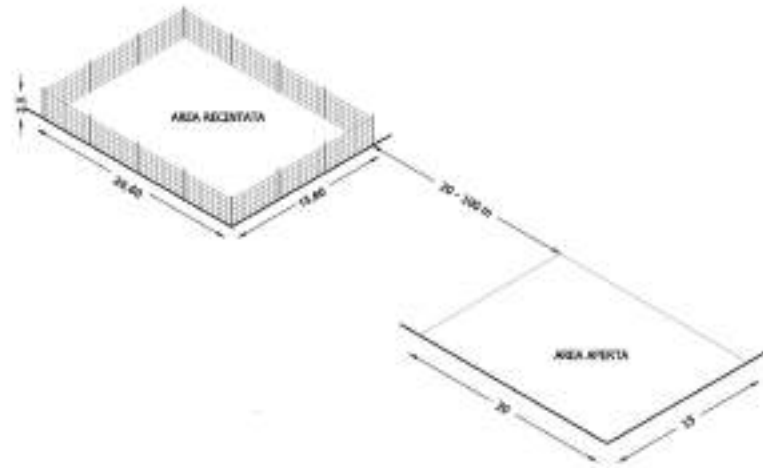


Figura 3.14.. Rappresentazione dei recinti di esclusione e delle aree di controllo.

Metodologia di rilievo

La metodologia di lavoro adottata **all'interno dei recinti**, consiste nella suddivisione dell'area recintata (attraverso l'utilizzo di una cordella metrica) in quattro quadranti di ugual superficie, numerati in ordine progressivo e in senso orario (1-2-3-4).

All'interno di ogni quadrante vengono prese le misure di tutte le piante presenti (con asta graduata) di altezza inferiore ai 3 m; il diametro viene riportato solamente se l'individuo supera 1,3 m di altezza.

I dati ottenuti, vengono poi trasferiti all'interno di una tabella apposita.

La vegetazione viene suddivisa in 4 categorie:

- erbacea;
- rinnovazione (specie arboree) sotto i 30 cm di altezza;
- arbustiva (specie arbustive);
- rinnovazione (specie arboree) compresa fra i 30 ed i 300 cm di altezza.

Successivamente viene effettuato il conteggio degli arbusti, attraverso la creazione di diagonali, con l'utilizzo di una cordella metrica fissata all'estremità del recinto. La cordella deve quindi essere percorsa dall'operatore nella sua interezza, conteggiando tutte le specie arbustive presenti ed effettuando poi una stima della superficie di tali specie in percentuale. I dati ottenuti, vengono poi trasferiti all'interno di una specifica tabella.

Nel 2021, il monitoraggio è stato effettuato nei recinti monitorati in Val di Rabbi (Tabella 3.2.; Figura 3.15.).

Tabella 3.2. Recinti di esclusione monitorati in Val di Rabbi nel 2010 (Piazzola nel 1992) e monitorati nel 2021.

VALLE	VERSANTE SUD	VALLE	VERSANTE NORD
Bassa	Piazzola	Bassa	Segheria
Media	Aret	Media	Tof da l'Erba



Figura 3.15. Localizzazione dei recinti di esclusione in Val di Rabbi.

Tutti dati ottenuti dal monitoraggio sono stati inseriti in appositi database e le analisi sono state effettuate attraverso l'utilizzo di Microsoft Excel e QGIS.

3.7.2 VALUTAZIONE DELL'IMPATTO SUI PRATI-PASCOLI

A partire dal 2006 nel Parco è stato avviato uno specifico lavoro di monitoraggio volto alla quantificazione dei danni che la popolazione di cervo arreca ai prati a sfalcio (per ammanco di fieno) ed ai pascoli delle malghe (per consumo diretto e conseguente ritardo nella monticazione del bestiame), e agli orti e ai campi coltivati per consumo diretto e calpestio. Ciò al fine di valutare l'impatto in termini economici e sociali e fornire misure di prevenzione e indennizzo.

I prati a sfalcio all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio, che risultano in attualità di coltivazione e che in parte usufruiscono del contributo allo sfalcio impartito dalla Provincia Autonoma di Trento si estendono su una superficie di circa 200 ettari, pari al 42% della totalità dei prati presenti nel Settore trentino dell'area protetta.

Per quantificare la percentuale di ammanco sulla produzione di fieno dovuta alla brucatura del cervo durante la fase primaverile ed estiva, sono stati realizzati recinti di esclusione che permettessero un confronto comparato della differente crescita. I recinti sono stati posizionati in modo da essere rappresentativi dei differenti gradi di produttività dei prati.

La produzione di fieno ottenuta dallo sfalcio dei prati è stata suddivisa in tre classi, definite in base ai valori produttivi medi della Val di Sole (AA.VV., 2000):

- classe 1: rendimento massimo 30 q/ha;
- classe 2: rendimento massimo 50 q/ha;
- classe 3: rendimento massimo 90 q/ha.

Nelle seguenti tabelle sono riportati i valori relativi alle superfici di parto a sfalcio e al potenziale produttivo, entrambi ripartiti per le tre classi, rispettivamente per la valle di Peio e quella di Rabbi.

Tabella 3.3. Superficie occupata dai prati sfalcianti suddivisa per classi nei due comuni presenti all'interno del Parco.

	ha CLASSE 1	ha CLASSE 2	ha CLASSE 3
PEIO	48	71	33
RABBI	2	38	--
TOTALE	50	109	33

Tabella 3.4. Potenziale produttivo ripartito nelle tre diverse classi in funzione delle superficie in attualità di sfalcio.

	q CLASSE 1	q CLASSE 2	q CLASSE 3
PEIO	1432	3570	2971
RABBI	72	1901	--
TOTALE	1504	5471	2971

È stato, inoltre, possibile ricavare una cartografia relativa alla suddivisione in classi di produttività dei prati a sfalcio presenti nel Parco, grazie ai precedenti rilievi produttivi effettuati nell'ambito delle indagini floristiche relative alle tipologie prative del Trentino occidentale (Pedrotti, 1963).

L'impiego dei recinti di esclusione ha reso possibile una stima dell'ammacco produttivo dovuto al pascolamento degli Ungulati e, in particolare, del cervo.

Le zone di esclusione consistono in 15-18 recinzioni di 3x3 m, allestite negli anni, aventi ciascuna una superficie di 9 m². Tali recinzioni sono state opportunamente distribuite al fine di rappresentare le condizioni produttive delle tre classi (Figura 3.16.).

Negli anni 2006 – 2011 e 2021 ad ogni sfalcio (uno per la classe 1, due per le classi 2 e 3) si è provveduto contemporaneamente al taglio della porzione di prato contenuta all'interno delle recinzioni e ad una equivalente nelle immediate vicinanze della stessa.

La differenza di peso tra il fieno sfalcio all'interno delle recinzioni e quello esterno ad esse ha fornito l'**ammacco produttivo** dovuto al brucamento da parte degli Ungulati.



Figura 3.16. Recinto di esclusione.

L'effetto di brucamento dei prati e dei pascoli si fa sentire non solo sul fondovalle ma anche sui pascoli secondari delle malghe. Le attuali densità di cervi fanno sì che anche i pascoli delle malghe, posti alle quote intermedie subiscano un danno causato dall'eccessivo brucamento nella prima parte della stagione. Ciò causa una sensibile riduzione del primo foraggio disponibile durante il mese di giugno e può essere motivo di un ritardo nella monticazione. In media, si stima un ritardo di circa 15 giorni nel carico delle malghe dovuto alla mancanza del primo foraggio.

Nel 2008, sono stati installati 8 recinti di esclusione sui pascoli delle principali malghe in Val di Peio e in Val di Rabbi (Figura 3.17.), per monitorare il fenomeno, ottenere dati oggettivi e stimare il ritardo medio nell'inizio della monticazione. Nel 2008, all'interno del Parco o nelle sue immediate vicinanze erano attive 19 malghe che in media durante l'estate caricano una quantità di bestiame pari a 1.170 u.b.a. (Figura 3.18.; Pedrotti e Bragalanti, 2008).

Gli 8 recinti di esclusione sono stati attivi dal 2008 al 2011, anni in cui si è, quindi, calcolata la percentuale di ammanco di fieno per brucamento da cervo, confrontando il peso del fieno raccolto all'interno dei recinti con quello del fieno raccolto fuori.



Figura 3.17. Recinti di esclusione montati all'interno del PNS trentino nel 2008 per il monitoraggio dell'impatto del brucamento del cervo sui pascoli.

I recinti posti nei pascoli delle malghe sono stati classificati secondo le tre classi riportate in Tabella 3.5., identificate in base alla presenza e densità dei cervi nelle aree (1- poco presente, densità non elevate, fino a 3 – molto presente, alte densità). Gli 8 recinti di esclusione sono installati nei pascoli delle malghe, come riportato in Tabella 3.6. e monitorati durante i mesi estivi.

Tabella 3.5. Divisione dei pascoli monticati secondo tre classi in base alla densità dei cervi.

CLASSE	MALGHE
1	Paludè, Pontevecchio
2	Borche-Levi, Covel, Cercen, Stablasolo, Stablaz
3	Artisè, Fratte, Monte Sole, Saline, Villar, Cespedè

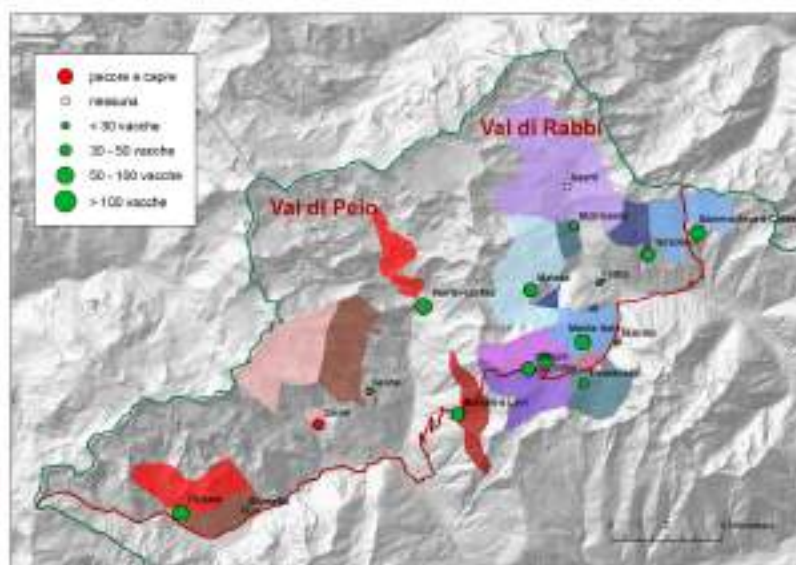


Figura 3.18. L'attività zootecnica è ancora presente all'interno del Parco. Le aree con vari colori rappresentano i pascoli disponibili per ciascuna malga ancora attiva (situazione del 2008).

Tabella 3.6. Recinti di esclusione posti nei prati monticati delle malghe dentro il PNS trentino ed attivi per il monitoraggio dell'ammacco di fieno dal 2008 al 2011.

Comune	Malga	Class e
Peio	Pontevecchio	1
Peio	Palù	1
Peio	Borche	2
Peio	Saline	3
Rabbi	Maleda alta	2
Rabbi	Monte Sole alta	3
Rabbi	Villar	3
Rabbi	Terzolas	3

3.7.3 INTERAZIONI CON IL CAPRIOLO

La consistenza e distribuzione del capriolo viene monitorata in Val di Sole dal 1996 (dentro Parco dal 1998) dal personale del Corpo Forestale Trentino, in collaborazione con i guardiacaccia dell'ACT, i cacciatori e il personale dell'Ufficio Conservazione Ambientale del Parco tramite censimenti primaverili su aree campione (4 aree nel Parco e 3 aree nel Distretto Val di Sole) e tramite il conteggio dei soggetti durante il censimento notturno al faro del cervo. Questi ultimi conteggi hanno tuttavia scarsa utilità per la valutazione del *trend* evolutivo della popolazione in quanto la percentuale di popolazione effettivamente conteggiata durante i censimenti notturni rappresenta una quota estremamente ridotta della popolazione complessiva e il rumore intra-annuale di tale tipo di censimento, legato alle condizioni meteorologiche e allo stato fenologico della vegetazione è di gran lunga superiore (Pedrotti e Bragalanti, 2008; Sotti *et al.*, 2008).

I censimenti su aree campione, ripetuti tre volte per ogni area nell'arco temporale di una decina di giorni, hanno lo scopo di valutare l'andamento della popolazione poiché riferiti a territori monitorati

costantemente negli anni. L'operatore ha il compito di osservare la zona fino al sopraggiungere del tramonto, da due ore ad esso antecedenti e segnalare su di un'apposita scheda i soggetti avvistati, distinti per sesso e classi di età.

Una specifica attività di monitoraggio e ricerca è stata condotta dal 2006 al 2008 da parte del Parco, in collaborazione con il Servizio Foreste e fauna e con tutte le Riserve di caccia del Distretto Faunistico Val di Sole (ad eccezione di quella di Rabbi), per la valutazione dello *status* delle popolazioni di capriolo e per una valutazione delle cause che hanno portato all'attuale situazione (Sotti *et al.*, 2008). Nell'ambito della ricerca sono stati avviati monitoraggi specifici per la valutazione delle consistenze a livello distrettuale, mediante *cohort analysis*, mediante metodi basati sullo sforzo di caccia e mediante *pellet group count* per una valutazione più puntuale delle densità presenti nel Parco.

3.7.4 INTERAZIONI CON IL CAMOSCIO

La consistenza della popolazione è annualmente monitorata all'interno del Parco mediante la tecnica di censimento per osservazione diretta - *block-count*, tipicamente utilizzata in aree aperte di alta montagna (censimento esaustivi per osservazione diretta su settori parcellizzati, Tosi e Scherini, 1991; Corlatti *et al.*, 2015). I censimenti sono svolti annualmente durante il periodo estivo (seconda metà di luglio).

Il metodo è realizzato in modo perfettamente standardizzato dal 1996. Dal 1973 al 1995 sono disponibili le serie storiche dei censimenti e delle stime effettuate dall'ex Azienda di Stato per le Foreste Demaniali (ASFD) del Corpo Forestale dello Stato che aveva in gestione l'area protetta.

I censimenti sono effettuati dal personale del Corpo Forestale Trentino della Val di Sole, in collaborazione con i guardiacaccia dell'ACT, i cacciatori ed il personale dell'Ufficio Conservazione Ambientale del Parco.

L'intero territorio interessato dalla presenza del camoscio è suddiviso in parcelle (*blocks*) di censimento (Figura 3.19). Più parcelle sono raggruppate in settori. Ciascun settore deve essere sottoposto a conteggio nella stessa giornata.

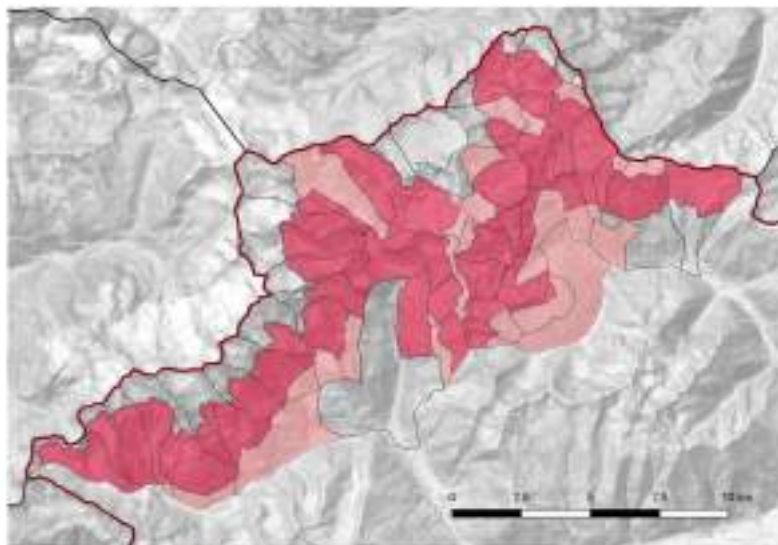


Figura 3.19. Parcelle di censimento per il camoscio; in trasparenza le aree in cui il camoscio è assente, in rosso chiaro quelle in cui il camoscio è presente con densità basse e in modo sporadico, in rosso scuro le aree in cui viene effettivamente realizzato il censimento.

Ogni parcella viene assegnata ad una squadra che ha il compito di percorrere l'area e di conteggiare i camosci avvistati in un tempo non superiore alle quattro ore per evitare i doppi conteggi. Ogni squadra ha il compito di segnalare i soggetti avvistati distinti per sesso e classe di età e di restare in contatto con le squadre limitrofe, per segnalare lo spostamento di eventuali gruppi da una parcella all'altra. Se ben organizzato, un simile censimento è caratterizzato da valori di sottostima bassi che possono variare dal 15 al 25% della popolazione (Corlatti *et al.*, 2015). Il rilievo viene effettuato durante le prime ore di luce della giornata (orientativamente dalle 6:00 alle 9:00 del mattino), momento che garantisce la massima contattabilità della specie (Tosi e Scherini, 1991; Corlatti *et al.*, 2019).

Nell'ambito del censimento estivo del camoscio, vengono conteggiati anche i cervi avvistati, che negli anni, sono progressivamente aumentati di numero, probabilmente a causa dei cambiamenti climatici e quindi dell'aumento delle temperature estive e/o probabilmente anche per la tranquillità garantita dall'area protetta in zone al di sopra del limite forestale e caratterizzate da una buona disponibilità alimentare di elevata qualità.

Dagli anni '90 infatti, come già accennato, a fronte di un notevole aumento della consistenza del cervo, si è assistito ad una forte diminuzione di quella del camoscio. Per questo, tali monitoraggi sono effettuati anche allo scopo di valutare come cambiano i trend di popolazione delle due specie che stanno frequentando sempre di più gli stessi habitat e l'instaurarsi di possibili fenomeni di competizione intraspecifica.

Lo studio di competizione interspecifica ha indagato, prima di tutto, la effettiva presenza di competizione interspecifica tra cervo e camoscio (Corlatti *et al.*, 2019). Successivamente, un lavoro di approfondimento effettuato in Val di Rabbi, sta cercando di analizzare il tipo di meccanismo con cui questa competizione si sviluppa tra le due specie nel settore trentino del Parco (Donini *et al.*, 2021). E' possibile distinguere fenomeni di competizione che avvengono mediante meccanismi di *interferenza*, in cui una specie predomina sull'altra allontanandola fisicamente in aree subottimali, e/o mediante meccanismi di *sfruttamento*, in cui le due specie riescono a convivere, ma la specie dominante toglie risorse all'altra (soprattutto alimentari). Per capire quale dei due sia il meccanismo attivo tra cervo e camoscio nel settore trentino del PNS, lo studio sta indagando la distribuzione delle due specie in relazione alla composizione della loro dieta, alla qualità della dieta stessa e ai fattori di stress presenti. Nel corso del tempo, una variazione della distribuzione del camoscio in funzione del cervo, potrebbe indicare per esempio la presenza di competizione per interferenza. L'indagine è stata svolta attraverso i suddetti conteggi a vista su entrambe le specie, attraverso l'analisi di dati storici relativi alla distribuzione delle specie e la loro risposta all'aumento delle temperature. Per valutare l'ipotesi della competizione per sfruttamento, nell'ambito di un dottorato di ricerca, a partire da quest'anno verrà indagata la dieta delle due specie. Nel dettaglio, attraverso la collaborazione con la Fondazione Edmund Mach - FEM, verrà analizzata la dieta delle due specie attraverso il metodo del *DNA barcoding* per quantificarne la sovrapposizione. Inoltre, verranno valutate la composizione della comunità microbiotica che aiuta i due ruminanti ad assimilare al meglio le fibre vegetali (FEM) e, in collaborazione con l'Università degli Studi di Padova, la qualità della dieta attraverso la spettroscopia all'infrarosso, per valutare eventuali differenze nella qualità del foraggio utilizzato dal camoscio in presenza di densità variabili di cervo. Un'assenza di variazione nella qualità del foraggio del camoscio in zone con presenza variabile di cervo (da bassa ad alta densità) potrebbe supportare assenza di competizione per sfruttamento. Infine, per indagare l'effetto negativo del cervo sul camoscio, verranno anche raccolte informazioni sullo stress, analizzando i metaboliti del cortisolo. Tutte queste analisi verranno effettuate sulla base di campioni fecali che sono stati raccolti nel corso delle indagini di campo.

3.7.5 INTERAZIONI CON IL GALLO CEDRONE

In tutto il territorio del Distretto Val di Sole, a partire dal 1991 è stata istituita una rete di 5 aree campione (2 dentro Parco e 3 fuori, in Val di Sole), che dal 2011 sono state ridotte a 4, con la rimozione di una delle due aree dentro Parco. Questa tipologia di campionamento ha permesso di seguire il *trend* e la dinamica evolutiva della popolazione. L'insieme dei dati raccolti, integrati dalle segnalazioni casuali e da rilievi non sistematici su altre arene, consente di tracciare un buon quadro, a livello quantitativo, di tendenza e di distribuzione della popolazione, della localizzazione e dell'attività presente nelle arene e del *trend* di crescita/diminuzione della popolazione stessa.

I censimenti primaverili sulle arene di canto, ripetuti tre volte all'anno per ogni area nell'arco temporale di una decina di giorni tra aprile e maggio, si basano sull'osservazione dei soggetti e sull'ascolto del canto dei maschi, al fine di valutare l'andamento della popolazione. Tutti i soggetti contattati vengono registrati su un'apposita scheda di segnalazione non sistematica. Tale attività, ripetuta negli anni, è svolta prima dell'alba e durante le prime ore del giorno, tra la fine di aprile e l'inizio del mese di maggio.

L'attività di campo è svolta dal personale del Corpo Forestale Provinciale in collaborazione con i guardiacaccia dell'ACT.

Durante l'estate, nel mese di agosto, inoltre, viene condotto uno specifico censimento della specie con lo scopo di monitorare il successo riproduttivo, conteggiando il numero minimo di nidiate avvistate. Tale censimento viene fatto nelle stesse aree campione utilizzate per il censimento primaverile al canto, perlustrando tutta l'area con l'ausilio di cani da ferma.

I dati ottenuti da questo censimento, uniti a quelli della stima di consistenza ottenuta dai conteggi primaverili, permettono una migliore stima del trend della popolazione. La modifica della componente arbustiva delle foreste causata dall'impatto del morso di cervo sembra avere un effetto negativo sulla disponibilità di siti di rifugio e di alimentazione idonei per il cedrone (Pedrotti e Bragalanti, 2008; capitolo 4 del presente Progetto).

Nel 2019, come ulteriore approfondimento, è stato condotto un monitoraggio genetico della specie, attraverso la raccolta di fatte (escrementi) presso le arene di canto situate in tutta la Val di Sole, che sono state poi sottoposte ad analisi genetiche (FEM – Fondazione Edmund Mach) per l'identificazione individuale dei soggetti presenti nell'area di indagine. I risultati di questo studio contribuiscono a fornire una stima più accurata della consistenza di popolazione del cedrone in Val di Sole.

3.7.6 INTERAZIONI CON IL GIPETO

A partire dal 2004, ogni anno viene svolta in modo sistematico una sessione di avvistamento di aquila e gipeto in contemporanea per la valutazione quantitativa della presenza di queste specie nell'UG Val di Sole in simultanea con un analogo conteggio realizzato nel Settore lombardo del Parco. Tale attività è analoga a quella svolta, con identica metodologia, per la valutazione quantitativa della presenza principalmente dell'aquila nel mese di febbraio-marzo.

La "contemporanea" per l'avvistamento di gipeto si svolge nel mese di ottobre e vede il coinvolgimento dell'intero territorio del Parco Nazionale dello Stelvio, sebbene in alcune occasioni non è stato possibile concretizzare la contemporaneità dei conteggi in settori diversi per difficoltà di ordine pratico o per motivi climatici. Lo scopo è quello di valutare la presenza numerica e la struttura della popolazione mediante l'osservazione del territorio oggetto di censimento nelle ore più calde della giornata, momento in cui è migliore la contattabilità della specie poiché maggiormente attiva. Il cielo viene osservato da circa 15 stazioni di osservazione in tutto il settore trentino del Parco e nelle aree limitrofe ad alta visibilità e le squadre mantengono il contatto radio per la segnalazione degli spostamenti degli individui.

In modo analogo a quanto riportato per il gallo cedrone, anche le segnalazioni/osservazioni occasionali di gipeto vengono riportate su una apposita scheda e tutte le segnalazioni vengono registrate in uno specifico *geodatabase*.

Attualmente, oltre al censimento in contemporanea, lo status del gipeto viene monitorato attraverso:

- Monitoraggi visivi (raccolta dati occasionali) su campo di individui non territoriali nel Parco e nei territori limitrofi e delle eventuali nuove coppie presenti e/o delle eventuali future nuove coppie nidificanti dentro Parco);

- Fotointerpretazione: basandosi su osservazioni dotate di testimonianze fotografiche è possibile riconoscere animali noti grazie alle caratteristiche del piumaggio (usura o muta). In questo è fondamentale il contributo degli osservatori amatoriali che permettono di ottenere una ricca banca dati. Il Parco continua a promuovere la trasmissione di qualsiasi osservazione all'Ente.

I dati ottenuti contribuiscono al database del Parco e, nel caso del gipeto, vengono anche trasmessi all'IBM (*International Bearded Vulture Monitoring*), associazione che si occupa del monitoraggio del gipeto a livello internazionale.

- Raccolta di reperti biologici utilizzati per analisi genetiche che permettono di conoscere l'identità dell'animale.

In prospettiva futura, anche per le nuove coppie territoriali di gipeto insediate all'interno del territorio del Parco, sarà opportuno avviare un'attività di raccolta di reperti biologici, su cui condurre analisi genetiche utili per conoscere l'identità degli individui, come già viene fatto nel settore lombardo.

3.7.7 INTERAZIONI CON I GRANDI PREDATORI

Tutti i dati di presenza di orso, lupo (o lince) rilevati tramite ritrovamento di fatte, peli o tracce su neve o dati video-fotografici ottenuti dal fototrappolaggio effettuato all'interno del parco e in Val di Sole, vengono inseriti in appositi database e condivisi con il Settore Grandi Carnivori del Servizio Faunistico PAT.

Il lupo nel Parco e in Val di Sole viene monitorato attraverso la tecnica del video-fototrappolaggio, ovvero l'installazione sul territorio di fototrappole, in siti di probabile e/o accertata presenza della specie.

Le fototrappole vengono controllate periodicamente (all'incirca una volta ogni 3-4 settimane) ed i dati relativi al lupo vengono archiviati ed inseriti in appositi database (PostgreSQL).

Inoltre, per tutto l'anno e specialmente durante i mesi invernali, per sfruttare l'innevamento del terreno, quando possibile vengono seguite opportunisticamente le tracce di lupo su neve (sessioni di *snow-tracking*) e contestualmente allo *snow-tracking* oppure quando reperiti nell'occasione di altri monitoraggi, vengono raccolti in maniera opportunistica campioni biologici di lupo (escrementi, peli, urina, saliva su carcasse di ungulati predati) che poi vengono sottoposti ad analisi genetiche da parte di FEM (*Fondazione Edmund Mach – Centro di Ricerca e Innovazione, Unità Genomica della Conservazione*) per accertare l'appartenenza del campione alla specie lupo e, quando possibile, effettuare l'identificazione individuale del lupo stesso, nonché estrapolare le relazioni di parentela accertabili con i lupi già identificati nei branchi attigui.

Durante i mesi estivi (metà di luglio – primi di settembre), vengono effettuate delle sessioni opportunistiche di *wolf-howling* (tecnica dell'ululato indotto), per accertare la riproduzione dei branchi già accertati e per stimare il numero minimo di branchi riproduttivi sul territorio.

Nel 2020-2021 il Parco Nazionale dello Stelvio (settori trentino e lombardo), ha partecipato al Monitoraggio nazionale del lupo, coordinato da ISPRA, effettuando in maniera sistematica transesti di *snow-tracking*, raccolta di campioni biologici per la genetica e di dati di presenza ottenuti dal video-fototrappolaggio e dalle segnalazioni attendibili e verificate sopraggiunte da terzi.

Ogni anno, i dati sul lupo (e sull'orso) raccolti nel settore trentino del Parco e in tutta la val di Sole vengono condivisi con il Servizio Faunistico della Provincia Autonoma di Trento, per garantire il coordinamento provinciale sui grandi carnivori.

Un recente dottorato di ricerca, attivato in collaborazione con FEM, in relazione al recentissimo arrivo del lupo, si sta occupando della quantificazione dei rapporti tra i vari anelli delle reti trofiche degli ecosistemi del Parco (produttori primari, prede, predatori – Cascade Trofiche). Il ritorno del lupo potrebbe incidere sulle dinamiche di popolazione e sul comportamento spaziale del cervo (tra le prede principali del lupo in contesto alpino) e modificare così anche l'evoluzione delle interazioni tra esso e le altre specie simpatriche (Smith *et al.*, 2021).

3.8. ARCHIVIAZIONE DIGITALE DELLE INFORMAZIONI RACCOLTE E DEFINIZIONE AL LIVELLO CARTOGRAFICO DELLE AREE DI SVERNAMENTO E DI ESTIVAZIONE DEL CERVO NEL PNS TRENINO.

Le aree di distribuzione estiva e di massima concentrazione invernale della popolazione di cervo nell'UG sono state riportate sulla Carta Tecnica Provinciale in scala 1:10.000 basandosi sulle interviste e sulle conoscenze degli agenti forestali e dei guardiacaccia e sui dati ricavati dai cervi dotati di radiocollari GPS. Le carte di base così tracciate sono state successivamente digitalizzate e inserite nel GIS del Parco dello Stelvio congiuntamente a tutte le coperture geografiche e i *database* necessari alla gestione del cervo ed alla stesura del presente piano. Le aree di distribuzione vengono costantemente aggiornate in base all'evoluzione della popolazione ed alle nuove conoscenze apportate dai soggetti muniti di radiocollare.

La Tabella 3.7. elenca i (geo)*database* entro cui sono state organizzate e inserite tutte le informazioni raccolte nel corso del progetto e/o fornite dagli enti collaboratori e che sono utilizzate per la predisposizione del piano.

Tabella 3.7. Elenco dei database e dei tematismi geografici creati e/o utilizzati nell'ambito delle elaborazioni necessarie alla stesura del Piano di Conservazione e Gestione del Cervo. Formato: database PostgreSQL; Access Mdb; geodatabase PostGIS; Esri shapefile; Esri geodatabase.

N	Contenuto	Tipo	Formato
1	Cervi abbattuti e rinvenuti morti nell'UG dal 1973 ad oggi (localizzazione e dati identificativi dell'animale: sesso, età, peso e misurazioni biometriche dal 1998)	PostGIS	PostgreSQL
2	Dinamica della popolazione di cervo nell'UG dal 1973 al 2021		PostgreSQL
3	Struttura della popolazione in base ai censimenti estivi dal 1997 al 2021		PostgreSQL
4	Censimenti primaverili notturni dal 1996 al 2021	PostGIS	PostgreSQL
5	Cervi catturati e marcati e degli avvistamenti (fino al 2021)	PostGIS	PostgreSQL
6	Localizzazioni dei cervi muniti di radiocollare	PostGIS	PostgreSQL
7	Censimenti estivi di camoscio dal 1996 al 2021	PostGIS	PostgreSQL
8	Dinamica di popolazione di camoscio dal 1973 al 2021 nel PNS	PostGIS	PostgreSQL
9	Censimenti di capriolo per aree campione dal 1994 al 2021 nel PNS	PostGIS	PostgreSQL
10	Censimenti di gallo cedrone per aree campione dal 1996 al 2021 nel PNS	PostGIS	PostgreSQL
11	Osservazioni occasionali di gipeto dal 1996 al 2021 nel PNS	GEO	Mdb

12	Neve caduta al suolo e dell'altezza della neve al suolo presso la Stazione di rilevamento di Peio Talenta (con correzioni) dal 1982 al 2021		Xls
13	Orti e dei campi coltivati presenti nel PNS	GEO	Mdb
14	Percentuale di ammanco nei recinti di esclusione nei prati a sfalcio e nei pascoli delle malghe	GEO	Xls
15	Richieste di indennizzo per danni da cervo	GEO	Mdb
16	Aree con attività di bramito nel PNS	PostGIS	PostgreSQL
17	Aree di controllo della popolazione nel PNS	PostGIS	PostgreSQL
18	Confini del PNS	PostGIS	PostgreSQL
19	Confini dell'Unità di Gestione	PostGIS	PostgreSQL
20	Confini delle sottounità geografiche dell'UG	PostGIS	PostgreSQL
21	Confini del Distretto Val di Sole	PostGIS	PostgreSQL
22	Confini delle Stazioni forestali della Val di Sole	PostGIS	PostgreSQL
23	Confini delle Riserve comunali di diritto	PostGIS	PostgreSQL
24	Area di distribuzione estiva del cervo	PostGIS	PostgreSQL
25	Area di distribuzione invernale del cervo	PostGIS	PostgreSQL
26	Parcelle e settori di censimento notturno del cervo	PostGIS	PostgreSQL
27	Percorsi lineari effettuati durante i censimenti notturni	PostGIS	PostgreSQL
28	Aree campione per il censimento del capriolo	PostGIS	PostgreSQL
29	Aree campione per il censimento del gallo cedrone	PostGIS	PostgreSQL
30	Parcelle e settori di censimento estivo del camoscio	PostGIS	PostgreSQL
31	Localizzazione delle trappole di cattura del cervo	PostGIS	PostgreSQL
32	Particelle catastali dei prati a sfalcio del PNS	GIS	Shp
33	Particelle catastali delle aree di pascolo delle malghe del PNS	GIS	Shp
34	Distribuzione ed entità dei rilievi del danno da morso alla rinnovazione forestale e al sottobosco nel PNS (1998 e 2021)	GIS	Shp
35	Distribuzione ed entità dei rilievi del danno da soffregamento nel PNS nel (1998 e 2021)	GIS	Shp
36	Distribuzione ed entità della rinnovazione forestale e degli arbusti nei recinti di esclusione e nelle aree testimone	GIS	Shp
37	Dati su lupo	PostGIS	PostgreSQL
38	Dati su gallo cedrone	PostGIS	PostgreSQL

4. STATO DEL CERVO E RAPPORTI CON L'ECOSISTEMA

4.1. STATUS ATTUALE DELLA POPOLAZIONE DI CERVO

I meccanismi di regolazione delle popolazioni animali sono spesso complessi, le componenti del sistema in gioco sono molteplici e il loro funzionamento e regolazione sono diversi e non sempre noti. E' stato quindi fondamentale, durante tutto il periodo di monitoraggio della popolazione (dal 1998 ad oggi), continuare ad acquisire informazioni sullo stato del sistema e approfondire alcuni aspetti importanti dell'ecologia delle popolazioni, utili per la futura pianificazione della gestione.

Nel caso di specie animali non facilmente contattabili (e, quindi, non facilmente sottoponibili a conteggi, come i Cervidi), qualsiasi pianificazione deve inquadrarsi nel campo della gestione adattativa, il cui processo logico d'azione può essere così schematizzato:

- acquisizione delle conoscenze di base necessarie alla definizione degli obiettivi per la pianificazione degli interventi;
- realizzazione degli interventi;
- verifica dei risultati;
- confronto tra obiettivi e risultati ottenuti per la pianificazione dei successivi interventi;
- eventuale modifica degli obiettivi o dei metodi impiegati.

In un simile processo i risultati conseguiti concorrono alla definizione di obiettivi via via più precisi e sostenuti da informazioni e verifiche. E' questa la logica del presente piano, che si propone una durata quinquennale, una verifica in corso d'opera dopo due anni ed una alla fine del quinquennio e una successiva analisi critica e revisione di obiettivi e metodi per il quinquennio successivo.

Le attività realizzate sono state volte ad ampliare le conoscenze sulla popolazione e i loro obiettivi possono essere così schematizzati:

- evoluzione numerica, della dinamica e della demografia delle popolazioni di cervo;
- stato sanitario, condizione e fertilità delle popolazioni di cervo (effettuate negli anni di stesura del piano precedente - 2008);

- capacità di spostamento e di dispersione delle popolazioni di cervo (effettuate negli anni di stesura del piano precedente - 2008);
- analisi degli effetti e degli impatti della popolazione sulle altre componenti delle biocenosi.

4.1.1 PRESENZA STORICA DEL CERVO IN VAL DI SOLE E NEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO TRENINO.

Il territorio del Parco Nazionale dello Stelvio e le aree limitrofe hanno svolto un ruolo fondamentale per il ritorno del cervo sulle Alpi italiane e svolgono tuttora una funzione estremamente importante per lo sviluppo e la conservazione delle sue popolazioni.

Scomparso progressivamente su tutto l'arco alpino italiano tra il XVIII e il XIX secolo, il cervo è tornato a far parte della fauna alpina italiana per fenomeni di dispersione naturale e, in seguito, operazioni localizzate di reintroduzione. Il periodo che va dal 1869 ai primi del '900 è il più critico per la specie su tutte le Alpi. Da alcuni nuclei relitti, conservati con finalità di caccia esclusiva, situati nel Lichtenstein ed in Germania (Ammer e Karwendel), il cervo è lentamente tornato verso l'Austria ed il Canton Grigioni in Svizzera, anche a seguito di alcune reintroduzioni effettuate in Austria (Voralberg) e in Germania (Allgau). Nei Grigioni tra il 1880 e il 1937 si passa da un abbattimento annuo di 6 cervi ad uno di 430 (Haller, 2002). Nel 1902 si sono registrate le prime nuove sporadiche segnalazioni nel bormiese. Negli anni '20 era ormai presente una piccola popolazione nella media Val Venosta, negli anni '30 il cervo ha fatto la sua comparsa in Val d'Ultimo e negli anni '40 è stata registrata il ritorno in Val Martello mentre nella zona tra Glorenza e Silandro la specie si è ormai consolidata notevolmente.

Secondo alcuni studi genetici (Kuehn *et al.*, 2004), un piccolo nucleo residuo si era preservato nei dintorni di Glorenza - Valle di Tubre - Monastero, nell'attuale Settore sudtirolese del Parco. Tale nucleo ha tuttavia contribuito poco, da un punto di vista genetico, alla successiva ricolonizzazione del territorio italiano.

Il cervo è scomparso dalla Val di Sole per cause umane a metà del XIX secolo. L'ultima segnalazione attualmente nota risale al 1847 per la Val di Rabbi. La sua graduale ricomparsa è avvenuta per immigrazione naturale da Svizzera e Sudtirolo nei primi decenni del secolo scorso e la sua affermazione è progressivamente avvenuta negli anni '60, tanto che nel 1972 è stato dato avvio alla gestione venatoria. In base alle segnalazioni raccolte (Tabella 4.1) è verosimile ipotizzare che il cervo abbia ricolonizzato la Val di Sole passando dalla Val Venosta, per la Val d'Adige e la Val d'Ultimo, sino all'alta Val di Non.

Nei primi decenni del secolo scorso si registrarono in Val di Sole le prime segnalazioni di singoli individui, in probabile dispersione dalla Val Venosta e dal Canton Grigioni (Tabella 4.1). Inizialmente il cervo ha occupato l'asta principale della Val di Sole, disposta tra est ed ovest, tanto che, all'inizio della gestione venatoria della specie, nel 1973, la sua presenza veniva ancora considerata sporadica all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio.

Nell'inverno del 1951 sei cervi vennero catturati a Vermiglio in precarie condizioni. Ed è a partire dalla seconda metà degli anni '60 che il cervo può essere considerato una presenza stabile e affermata in Valle, anche se con consistenze ancora limitate (Figura 4.1). Da notare il fatto che, alla fine degli anni '60, la presenza del cervo nel Settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio era ancora considerata del tutto sporadica e occasionale, al contrario di una presenza stabile riportata per la Val di Sole. Nel 1971 venne deciso l'avvio dell'attività venatoria, che già dal 1976 aprì anche alle femmine. Da qui in avanti i semplici dati di prelievo testimoniano il *trend* evolutivo della popolazione. Tra il 1973 e il 1980 i prelievi passarono da 5 a 60, nel 1990 salirono a 160, nel 1993 il numero di femmine abbattute pareggiò quello dei maschi e nel 2000 vennero abbattuti circa 740 capi (negli allora due distretti faunistici di "Val di Sole Ovest" e "Val di Sole Est" che comprendevano anche il territorio di parte dell'alta Val di Non), che diminuirono leggermente negli anni successivi. Sono serviti al cervo cinquanta anni per colonizzare stabilmente la Val di Sole, mentre ne sono bastati trenta per passare da poche centinaia di individui ad

oltre 3000. Questo comportamento e questa dinamica non sono né ignoti né anomali. Simili esperienze sono state vissute nei decenni precedenti sia nel Canton Grigioni che in Val Venosta (ed ora anche in alta Valtellina). Una dinamica di popolazione veloce ed esplosiva che ha portato le popolazioni verso densità tra le più alte tra quelle conosciute per l'arco alpino. Oltre alle similitudini geografiche ed ambientali, un altro fattore accomuna le aree citate: la presenza di una porzione più o meno vasta di area protetta. In tutti i casi specifici, un Parco Nazionale.

E' importante sottolineare come le aree storiche di stabilizzazione della popolazione negli anni '60 e '70 si siano tutte formate ben lontano dal territorio del Parco Nazionale dello Stelvio. In questi anni possono essere individuate tre differenti "core areas" che garantivano le necessarie esigenze di cibo e tranquillità all'asse portante della popolazione e in cui si aveva la massima attività di bramito durante il periodo riproduttivo. A Vermiglio l'area compresa tra Barco, Pozat, Palù e il Monte Boai. A Pellizzano nell'area di Laores e Paludelle. A Bresimo nell'area della Malgazza (Figura 4.2).

L'area del Parco, posizionata alla testata delle due valli laterali di Peio e Rabbi e caratterizzata da altitudini maggiori e da un ambiente più duro per il cervo, è stata colonizzata solo in una fase successiva, con la progressiva crescita della popolazione e l'occupazione di tutti i territori ad essa idonei. Nel 1973, anno dell'avvio della gestione venatoria in più riserve, all'interno del Parco si stimava la presenza di non più di 20 cervi.

In Tabella 4.1 vengono riportate nel dettaglio tutte le segnalazioni relative ai primi decenni di presenza sporadica del cervo in Val di Sole.

Tabella 4.1 . Ricostruzione della fase di ricolonizzazione della Val di Sole da parte del cervo. La maggior parte delle segnalazioni sono contenute in Castelli (1941).

1847	Un trofeo di maschio presente presso la casa di Giuseppe Manfroni-Colombo riporta la dicitura "1847 - ultimo abbattimento in Val di Rabbi".
1915-18	Orme di cervo rinvenute sulla montagna di Castelfondo; 1 femmina passa l'inverno sotto Castel Cles.
1916	1 femmina rinvenuta morta per neve nei pressi di Mezzana.
1922	1 grossa femmina avvistata per due-tre mesi nei pressi di Cles.
1924	4-5 cervi avvistati sul monte Ozol.
1929-30	1 grosso maschio avvistato a Menas in estate-autunno; i palchi vengono ritrovati in primavera
1935	1 cervo avvistato tra Castelfondo e Revò; 1 fusone viene abbattuto a Cagnò; 1 maschio adulto viene avvistato in autunno tra Fontana Maora di Cles e Grum di Caldes.
1936	In settembre viene ritrovato lo scheletro di un maschio in valle della Rocca di Tovel (palchi presso il MTSN).
1937	1 maschio avvistato vicino al paese di Cles mentre si dirige verso il torrente Noce; 1 maschio avvistato in ottobre, inseguito da cani, tra Cles e Mechel.
1938-39	1 maschio ripetutamente avvistato in Faè di Cles, con tracce sicure di 1 altro individuo più piccolo.
1938	2 maschi rilasciati in val di Peio (??).
1946-47	Riportati avvistamenti di "grossi caprioli" a Vermiglio.
1951	6 cervi scendono in paese a Vermiglio a causa della neve. Vengono trasferiti a Terzolas per passare l'inverno in stalla. Una femmina viene portata a Paneveggio.
1971	Primo anno di attività venatoria ufficiale. Assegnazione del primo capo di cervo, in comune, a turno, tra le Riserve di Vermiglio, Mezzana e Pellizzano. Il primo abbattimento viene effettuato a Pellizzano da Tullio Bontempelli.

La Figura 4.2 mostra la situazione del cervo in Val di Sole nel 1973, primo anno di avvio della gestione venatoria in ciascuna Riserva della Val di Sole ed evidenzia in modo significativo i tre nuclei di popolazione da cui ha preso avvio la storia del cervo nel distretto. A fronte di un'attività di bramito già affermata in Val di Sole nella seconda metà degli anni '60, i primi bramiti all'interno del Parco furono registrati negli anni 1979-80 (Casolla *in verbis*) e una loro affermazione definitiva può essere collocata attorno al 1982. In tale anno, dei circa 700 cervi stimati presenti in Val di Sole, solo una quarantina occupavano il territorio protetto.

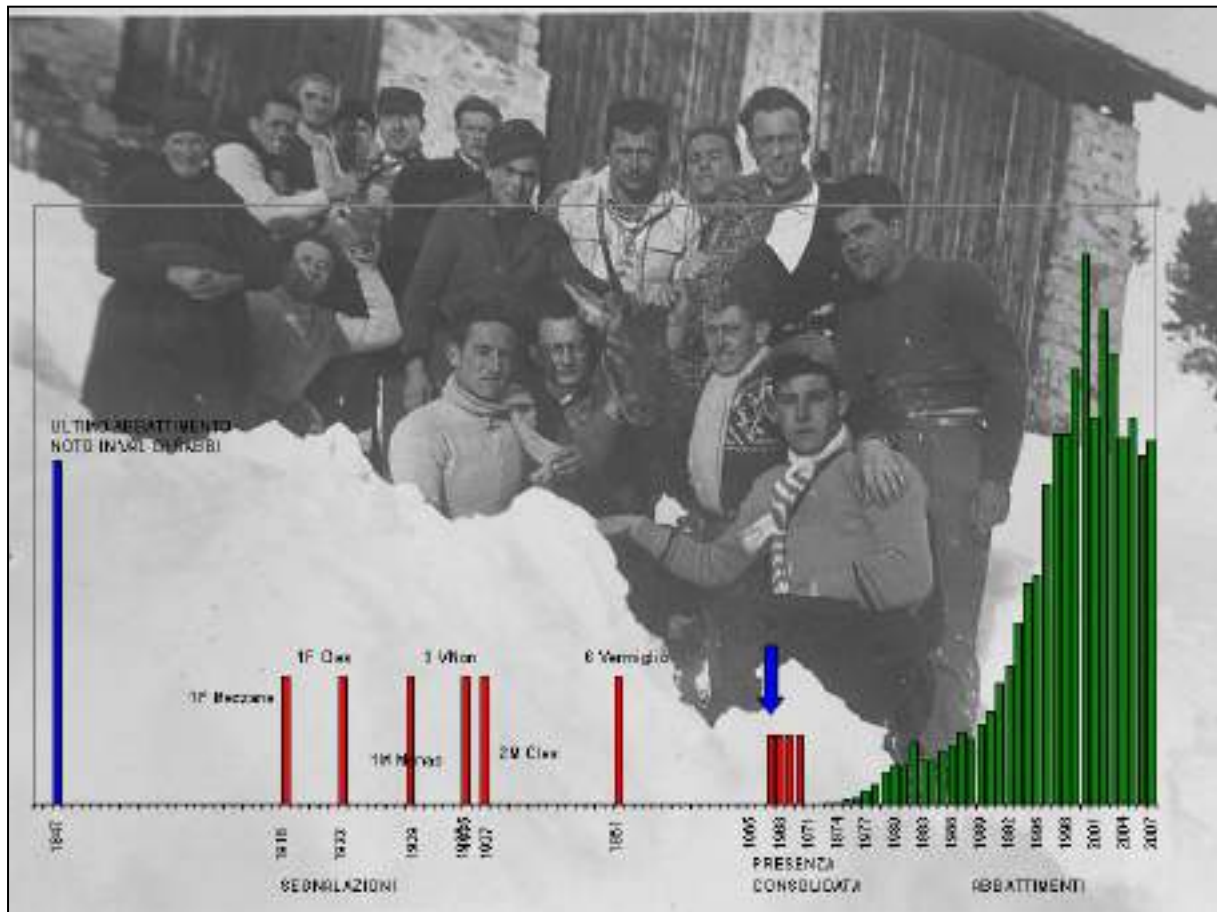


Figura 4.1. Storia della progressiva ricomparsa del cervo in Val di Sole. Le barre rosse indicano le segnalazioni sporadiche relative alla parte iniziale e centrale del secolo scorso; le barre verdi indicano il progressivo aumento esponenziale dei prelievi venatori negli ultimi trent'anni. La foto di sfondo ritrae due dei sei cervi rinvenuti a Vermiglio nel 1951.

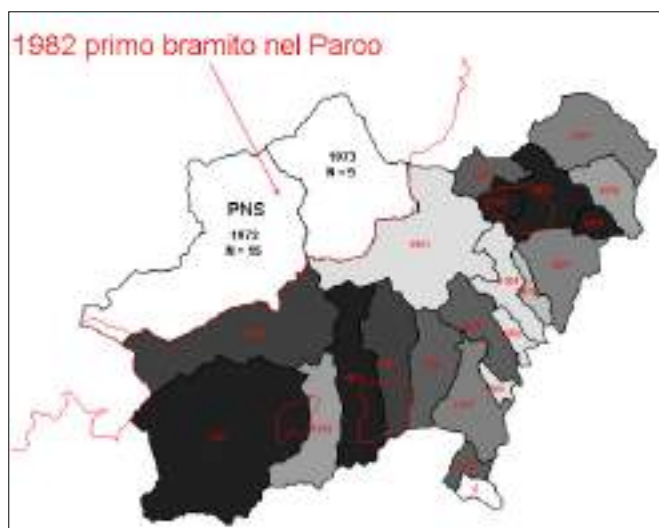


Figura 4.2. Primo anno di apertura della caccia al cervo in ciascuna Riserva. Tonalità crescenti di grigio indicano un inizio anticipato e la localizzazione dei nuclei di popolazione più importanti (aree in rosso). Nello stesso decennio la presenza del cervo nel PNS era ancora poco affermata.

La popolazione di cervo che occupava grossomodo i territori del Settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio e del Distretto Faunistico Val di Sole, nel 2008 (anno dello precedente Piano di Conservazione e Gestione del cervo) e seguenti oscillava attorno a consistenze primaverili di 2.300-2.900 capi, era sottoposta ad un prelievo annuo tra i 370 e i 450 capi ed aveva una densità media stimata intorno ai 6-7 cervi/km².

Dopo l'inverno nevoso del 2008 – 2009, che ha causato la morte di circa 1000 cervi e la conseguente diminuzione della popolazione sul territorio, il cervo ha gradualmente iniziato a recuperare consistenza.

Ad oggi, si contano in Val di Sole consistenze estive al netto dei cerbiatti simili a quelle del 2008, stimate in circa 2.900 cervi totali, di cui circa 1600 (55%) nel Parco. Nella fase estiva, dentro Parco, a quote superiori ai 2000 metri, nell'ultimo ventennio vengono contati, durante i censimenti del camoscio, dai 700 ai 900 cervi.

4.1.2 DISTRIBUZIONE

L'areale occupato dal cervo nell'UG è stato cartografato sulla base delle informazioni fornite dal personale di sorveglianza, delle informazioni progressivamente raccolte nell'ambito dello studio sulle capacità di spostamento e migrazione stagionale mediante *radio-tracking* e dai dati acquisiti durante le attività di censimento. Sono state individuate con particolare attenzione le zone occupate durante il periodo invernale, la fase più critica per la biologia della specie e per gli effetti del brucamento alla rinnovazione forestale, ma anche le aree di distribuzione estiva.

E' possibile affermare che nell'UG vi è piena coincidenza tra area di distribuzione reale e potenziale del cervo. Esso occupa in Val di Sole tutte le aree potenzialmente idonee alla sua presenza e la sua distribuzione al di sopra della vegetazione arborea (perlomeno all'interno del Parco) sta raggiungendo quote sempre più elevate. All'interno del Parco ha raggiunto limiti una volta impensabili e la superficie occupata verso l'alto è in continuo aumento.

Grazie alla tranquillità fornita dalla presenza dell'area protetta, che limita il disturbo dell'uomo, un sempre più cospicuo numero di cervi (sia maschi sia femmine con piccoli) trascorre la fase estiva al di sopra del limite della vegetazione arborea anche durante la fase diurna, sfruttando in modo ottimale lo shift altitudinale del foraggio quantitativamente e qualitativamente ricco dei pascoli alpini. Un certo

numero di animali trascorre addirittura la fase centrale della giornata al di sopra del limite delle praterie continue, trovando tranquillità e sicurezza nelle zone di macereto con situazioni dominanti in termini di visibilità. Si tratta di un comportamento acquisito e trasmesso che di anno in anno interessa una frazione sempre maggiore della popolazione.

Se si analizza l'andamento negli anni dell'altitudine media alla quale si sono avvistati annualmente i cervi dal 1998 ad oggi durante i censimenti estivi (Figura 4.3), si nota che le quote medie di presenza del cervo in estate si innalzano significativamente anno dopo anno, ovvero i cervi tendono a frequentare zone sempre più alte, che superano i 2350 m (quota media dell'ultimo ventennio: 2335 metri).

Tale fenomeno, sempre più eclatante e verosimilmente legato ai cambiamenti climatici che hanno un forte effetto sulla fenologia delle praterie alpine, permette di effettuare osservazioni naturalistiche (anche a fini turistici) di notevole soddisfazione e facilità, ma introduce la possibile problematica delle interazioni competitive con il camoscio successivamente trattata (Cap. 4.2.6.2. del presente Progetto).

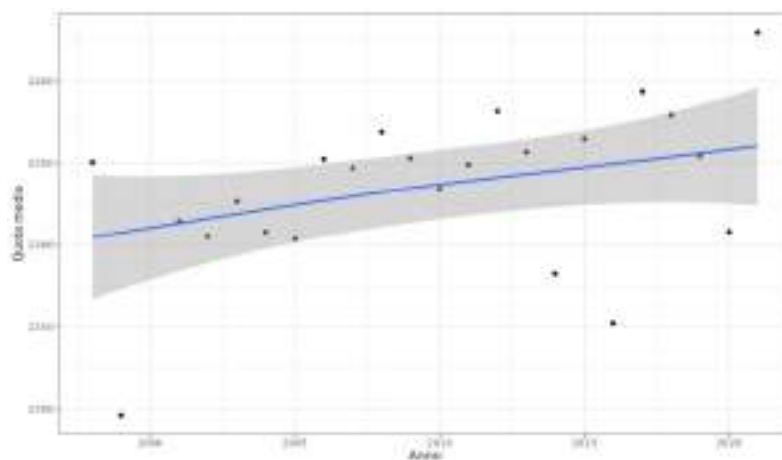


Figura 4.3. Analisi delle quote medie alle quali sono stati avvistati i cervi in estate dal 1998 al 2021, in base alle osservazioni effettuate durante i censimenti estivi. La linea blu rappresenta l'interpolazione dei dati e identifica una loro significatività rispetto all'innalzamento delle quote medie di presenza estiva del cervo negli anni.

Durante l'estate (maggio - ottobre) la specie è ampiamente distribuita, pur con un netto gradiente di densità, nell'intera UG e occupa una superficie complessiva di circa 38.000 ha, pari al 60% del territorio complessivo. L'area in cui il cervo attualmente si concentra nella stagione invernale (dicembre - marzo) ha una superficie notevolmente più ridotta ed è circa di 11.600 ha, pari al 19% del territorio complessivo (Figura 4.4 e Tabella 4.2).

Durante l'inverno la popolazione limita molto la sua distribuzione e si concentra principalmente nelle zone di bosco situate su versanti esposti a sud. I confini del Parco sono posti entro i 1.500 m di quota e questo fa sì che i principali quartieri di svernamento si trovassero un tempo all'esterno dell'area protetta, a quote più basse e sui versanti più soleggiate. Questo induceva parte della popolazione ad attuare un comportamento di migrazione stagionale tra quartieri di estivazione (situati all'interno del Parco) e di svernamento (situati principalmente all'esterno).

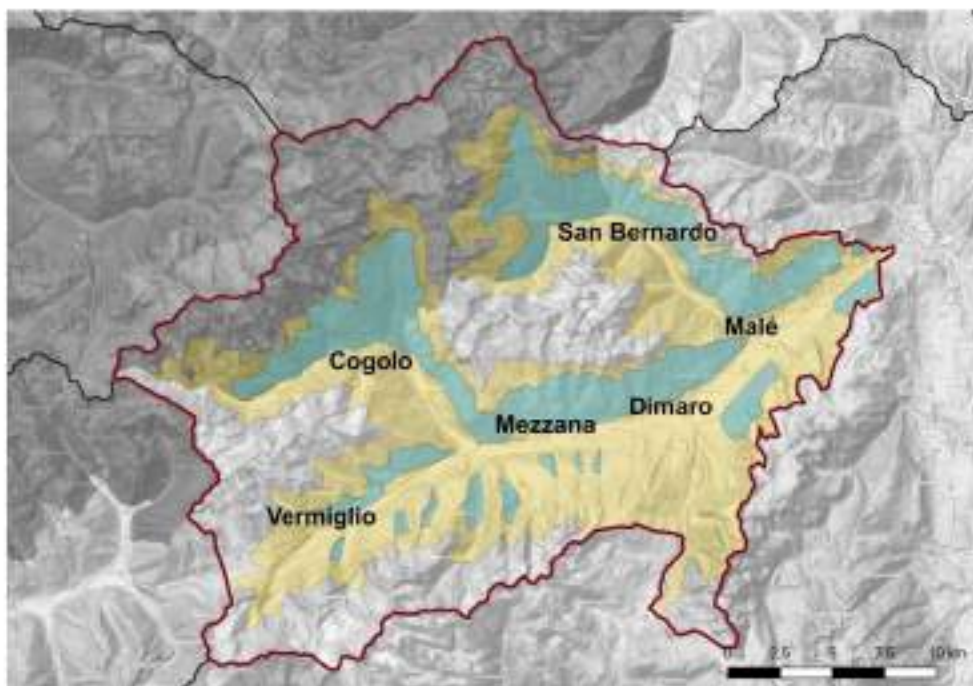


Figura 4.4. Distribuzione del cervo in Val di Sole; in verde l'area occupata dal cervo durante l'estate, in marrone le aree in cui il cervo si concentra durante la stagione invernale; l'area utilizzata durante l'inverno si è progressivamente ingrandita all'interno del Parco; il contorno rosso rappresenta il confine dell'attuale Unità di Gestione.

Tabella 4.2. Unità di Gestione "Val di Sole". Superficie complessiva e superficie delle aree utilizzate dalla popolazione di cervo durante l'inverno e durante l'estate.

UG	Sup. totale (ha)	Cervo area estiva	Cervo area invernale		
			Totale	PNS	Val di Sole
1998-2002	62.469	37.935	8.751	1.594	7.157
2003-2021	62.469	37.935	11.609	4.439	7.170

In caso di inverni miti e con poca neve, tuttavia, una parte significativa della popolazione è comunque in grado di svernare nelle zone situate alle quote maggiori occupate durante l'estate. Anche in questo caso il fenomeno è in costante evoluzione e tra la fine degli anni '90 ed oggi la situazione sembra essere drasticamente cambiata.

Se fino a una trentina di anni fa le zone occupate per lo svernamento all'interno del Parco erano di estensione limitata, pari a circa 1.600 ha, attualmente sono aumentate di quasi tre volte, circa 4.400 ha (Tabella 4.3). A ciò hanno contribuito, come si vedrà più avanti, i particolari andamenti meteo-climatici degli ultimi anni e, soprattutto, la notevole e pianificata pressione venatoria attuata allo scopo di limitare la crescita della popolazione e che ha favorito l'instaurarsi di una strategia di comportamento spaziale di tipo "stanziale" soprattutto nelle femmine.

Tabella 4.3. Unità di Gestione “Val di Sole”. Superficie complessiva e superficie delle aree utilizzate dalla popolazione di cervo durante l’inverno e durante l’estate.

AREA	Sup. totale	%	Cervo area inv	%	Cervo area est	%
Parco	17.579	28%	4.439	38%	8.148	21%
Esterno al Parco	44.890	72%	7.170	61%	29.787	79%
Totale	62.469		11.609	19%	37.935	60%

4.1.3 CONSISTENZA E DINAMICA

Le considerazioni relative alla consistenza, alla demografia e alla dinamica della popolazione si sono sviluppate a seguito dell’applicazione di differenti tecniche volte alla valutazione numerica della popolazione. La stima annuale delle consistenze e dei principali parametri demografici rappresenta l’elemento di base per valutare l’evoluzione temporale e lo status della popolazione di cervo e la sua influenza sull’evoluzione di altre specie animali e vegetali. A tale scopo è stato messo a punto ed affinato un protocollo standardizzato per l’annuale realizzazione di censimenti esaustivi della popolazione di cervo per osservazione primaverile diretta notturna.

A partire dal 1993 sono stati realizzati censimenti primaverili notturni standardizzati, al fine di modulare i piani di prelievo all’andamento della consistenza censita. Dal 2000 si è cercato di modulare i piani di prelievo al fine di riscontrare, dai dati dei censimenti, una sostanziale stabilizzazione numerica della popolazione. Il Parco comprendeva sino a pochi anni fa solo il 10-20% delle aree di svernamento dell’intera UG e per questo motivo il primo piano di gestione si era posto come obiettivo la stabilizzazione della popolazione attraverso un graduale innalzamento dei piani di prelievo venatorio. L’ipotesi di base considerava che, nel periodo di novembre e dicembre, i prelievi andassero ad incidere in modo significativo sulla parte migratoria di popolazione che trascorre l’estate nel Parco e che si sposta a quote più basse durante l’inverno.

Per ottenere una quantificazione della sottostima legata ai censimenti primaverili notturni, nel decennio passato, sia nel settore trentino, sia in quello lombardo è stata realizzata una sperimentazione che ha permesso di quantificare il coefficiente correttivo di sottostima da applicare ai conteggi per passare dal numero di individui contati al numero di individui stimati presenti (per tutti i dettagli sulle metodologie applicate e sui risultati ottenuti, si veda Corlatti *et al.*, 2016 e Pedrotti e Bragalanti, 2008).

E’ quindi possibile affermare con ragionevole sicurezza che il censimento notturno primaverile, opportunamente corretto con i coefficienti di sottostima derivati dall’applicazione del *mark-resight*, fornisca stime sufficientemente attendibili sulla consistenza totale della popolazione da utilizzare a fini gestionali e per lo studio della sua dinamica.

I dati di consistenza e di dinamica di popolazione presentati nel presente progetto sono quindi ricavati in base ai dati dei conteggi primaverili corretti con un coefficiente di sottostima medio del 35%.

Attualmente (nel 2022) nell’UG Val di Sole è stimata una presenza primaverile (al netto dei cerbiatti) di circa 2905 cervi, di cui circa il 56% (1623) è concentrato durante la fase estivo-autunnale all’interno del Parco Nazionale dello Stelvio.

I dati di presenza primaverile sono stati calcolati sui dati ottenuti dal censimento primaverile notturno con il faro (consistenza al netto dei piccoli dell’anno, non ancora nati), applicando l’opportuna sottostima.

La densità complessiva è di circa 7-8 cervi/km² se consideriamo l'area di distribuzione della popolazione (380 km²) e di circa 4-5 cervi/km² se consideriamo l'intera superficie dell'UG, con punte, all'interno del Parco, di circa 36 cervi/km² durante le fasi di concentrazione invernale e di circa 19 cervi/km² durante le fasi estive.

I dati relativi alle consistenze e densità estive, vengono elaborati aggiungendo alle consistenze primaverili la stima dei piccoli dell'anno, calcolata utilizzando il rapporto sessi della popolazione FF/MM e quello di produttività (PP/FF) ottenuto dai cervi conteggiati in estate.

Durante la fase estiva, negli ultimi dieci anni (2011-2021) è stata conteggiata una media di circa 800 cervi dentro Parco (valli di Peio e di Rabbi), di cui una media di 120 nuovi nati contati.

La Tabella 4.4 mostra i dati aggiornati relativi alle densità del cervo rispetto alle aree di estivazione e svernamento, dentro Parco, fuori Parco e nell'intera UG Val di Sole.

Consistenza e densità invernale dentro e fuori Parco attualmente possono assumere valori più o meno differenti a seconda del periodo dell'anno considerato, in relazione alla percentuale di cervi che annualmente migra e si sposta all'esterno del Parco durante i mesi invernali (oscillazioni 1.623-1.282 nel Parco e 1.282-1.569 in VdS; densità invernale in Parco 30-37 cervi/kmq, in VdS 18-22 cervi/kmq). Tale percentuale non è tuttavia quantificabile allo stato attuale in quanto dopo il 2008 non sono più stati catturati e dotati di radiocollare cervi per ottenere stime robuste.

Considerando la densità estiva, si evidenzia subito un netto incremento dentro Parco, a dimostrazione del fatto che una porzione consistente della popolazione durante l'estate si sposta nei quartieri di estivazione all'interno dell'area protetta.

Tabella 4.4. Stima delle consistenze (al netto dei piccoli) e delle densità della popolazione di cervo nell'Unità di Gestione "Val di Sole" (anno 2022).

AREA	Consistenza	%	Area UG	Densità UG	Area inv	Densità inv	Area est	Densità est
Parco	1.623	56%	17.579	9.2	4.439	36.6	8148	19.9
Esterno al Parco	1.282	44%	44.890	2.9	7.170	17.9	29.787	4.3
Totale	2.905		62.469	4.6	11.609	25.0	37.935	7.7

4.1.3.1. Dinamica della popolazione

La dinamica di popolazione descrive le variazioni dell'abbondanza delle popolazioni e i fattori che le determinano (Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013).

Per quanto riguarda la popolazione di cervo nell'UG Val di Sole (Distretto faunistico più Settore Trentino del Parco Nazionale dello Stelvio), essa è cresciuta tra il 1982 e il 1999 di più di 1000 capi, passando da circa da 700 a 2.550 cervi. Successivamente si sono registrate oscillazioni legate agli andamenti invernali agli effetti della densità (soprattutto all'interno del Parco) e alle differenti politiche di gestione venatoria in Val di Sole, ma mantenendosi e oscillando, dalla fine degli anni '90, tra i 2.000 ed i 3000 animali. Nel 2022 è stimata una presenza di circa 2900 capi in Val di Sole (Figura 4.5).

Scorpendo il dato della dinamica nelle due aree "Parco dello Stelvio" e "Distretto Val di Sole" è possibile notare un andamento notevolmente differente. Sino al 1997 le consistenze all'esterno del Parco sono maggiori, anche in ragione della maggiore superficie di habitat idoneo disponibile ed anche

perché, in quel periodo la crescita della popolazione è maggiore, mentre successivamente la tendenza si inverte (l'eccezione del 2001, è relativa ad un inverno particolarmente rigido che ha spinto all'esterno del Parco una proporzione elevata di popolazione nel tardo inverno). A partire dal 2002 la dinamica all'interno del Parco continua a crescere sino a raggiungere stime di 2.000-2.100 cervi nel 2008, diminuire successivamente e tornare a valori simili nel 2017, subire un forte calo nel 2018 e riprendersi subito dopo arrivando ai 1623 nel 2022. All'esterno del Parco, invece, la consistenza dalla fine degli anni '90 diminuisce, con alcune oscillazioni, sino a stime di 300 cervi nel 2012, per poi successivamente riprendersi e ritornare attorno ai 1800 nel 2018 ed oscillare intorno ai 1500 negli ultimi anni.

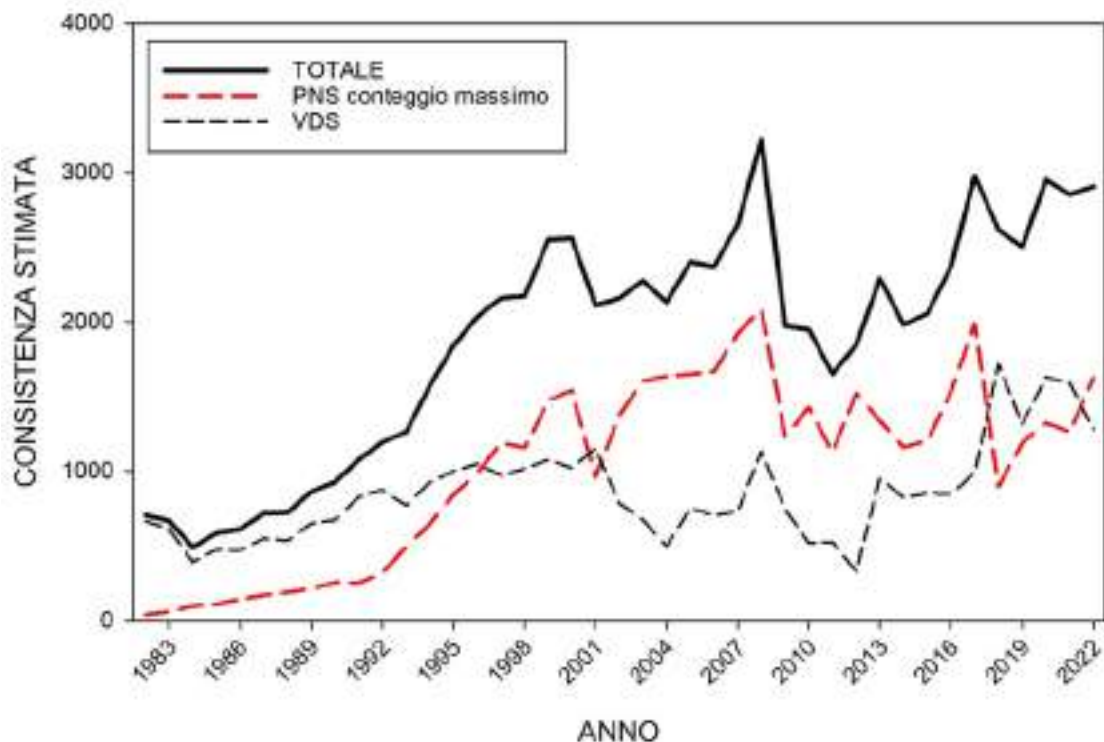


Figura 4.5. Dinamica del cervo nell'UG Val di Sole (complessiva, linea nera spessa), all'interno del PNS Trentino (linea rossa tratteggiata) e nel Distretto faunistico Val di Sole (linea nera tratteggiata) dal 1982 ad oggi; i dati complessivi dell'UG fanno riferimento al massimo conteggio primaverile contemporaneo corretto in base al coefficiente di sottostima; i dati del Parco fanno riferimento al massimo conteggio entro l'area protetta a seguito del rientro dei soggetti all'interno dell'area protetta stessa dopo l'inverno).

4.1.3.2. Ricostruzione della popolazione per coorti

In base ai dati raccolti e disponibili, è stato possibile verificare la correttezza dei trend di popolazione stimati anche attraverso metodi indipendenti.

In questo paragrafo vengono presentati i dati di sintesi ricavati dal metodo della "Cohort Analysis". Il metodo viene definito anche come "Population reconstruction from mortality data", ovvero ricostruzione della popolazione per coorti dai dati di mortalità (naturale e di caccia), (Downing, 1980; Roseberry & Woolf, 1991; Skalski et al, 2005; Skalski et al, 2007; Donini et al., 2021b).

Si tratta di un metodo retrospettivo che permette di conoscere nel dettaglio la situazione solo nel momento in cui è recuperata (in quanto morta) la gran parte degli animali presenti nell'anno cui si riferisce la stima. Il vantaggio del metodo è dato dal fatto di poter ricostruire la popolazione in tutti i suoi elementi di sesso ed età ed ottenere quindi anche informazioni sulla struttura della stessa.

L'accuratezza della *Population reconstruction* è evidentemente legata al numero di tutti gli animali che muoiono e non vengono trovati, a quelli che vengono uccisi in maniera illegale e agli individui che emigrano dall'area di studio o vi immigrano. È infatti altamente improbabile ritrovare tutti gli animali che muoiono per cause naturali (e conoscere il numero di quelli che vengono braccati) ma, se si può assumere che la maggior parte degli animali deceduti vengano reperiti (come ad esempio nelle aree protette) allora l'accuratezza può essere considerata elevata (Mayle et al., 1999; Donini et al., 2021b).

In Provincia di Trento, nell'ambito della valutazione dei trofei, viene stimata l'età di tutti gli individui abbattuti durante la stagione venatoria, in base all'usura della tavola dentaria. Sono quindi state raccolte (e la raccolta continua di anno in anno) tutte le informazioni sui capi abbattuti a partire dal 1973, primo anno di attività venatoria in Val di Sole per cui sono disponibili i dati.

Per gli animali rinvenuti morti invece, viene compilata una scheda di rilevamento in cui analogamente sono riportati sesso ed età del soggetto. All'interno del Parco Nazionale dello Stelvio tale attività è iniziata nel 1995, nel resto del Distretto, nel 1992.

Si dispone pertanto di un notevole database che raccoglie i dati relativi a 18.390 cervi rinvenuti morti tra il 1982 e il 2019, di cui 13.760 morti per abbattimento in attività venatoria, 3.832 per cause naturali e 798 per collisione con autoveicoli (Donini et al., 2021b). In base a questi dati, è stato possibile determinare il numero di animali morti ogni anno (ripartiti per sesso ed età), da cui dedurre l'anno di nascita, costruendo, così, una dinamica a lungo termine, retrodatata. Successivamente, è stato possibile calcolare la consistenza di femmine e maschi per ogni anno ed età, ovvero ottenere ed analizzare dati di dettaglio sulla struttura della popolazione ricostruita per classi di sesso ed età, che verranno illustrati in seguito nel presente Progetto.

La robustezza del metodo della *cohort analysis*, per ottenere dati attendibili di consistenza retrodatata di popolazione, è stata testata tramite metodi statistici. Per ottenere risultati affidabili da questa tecnica, i dati devono includere animali di un'età tale che solo l'1% della coorte sia ancora vivo nella popolazione. Quindi si assume un valore limite entro il quale considerare i dati validi ed affidabili, che per il cervo in Val di Sole risulta essere di 7 anni, ovvero i dati possono essere considerati robusti fino al settimo anno precedente all'ultimo anno di conteggio (Donini et al., 2021b).

In effetti, se messa a confronto con i dati ottenuti dai conteggi primaverili, la ricostruzione retrodatata della popolazione per coorti mostra un andamento del tutto simile all'altra, almeno fino al *range* dei 7 anni dall'ultimo censimento (Figura 4.6).

Pertanto le stime ottenute con questo metodo possono al momento essere considerate attendibili fino circa al 2012-2013. Oltre tale anno le consistenze sono ancora sottostimate e si dovranno attendere gli anni successivi per una loro revisione.

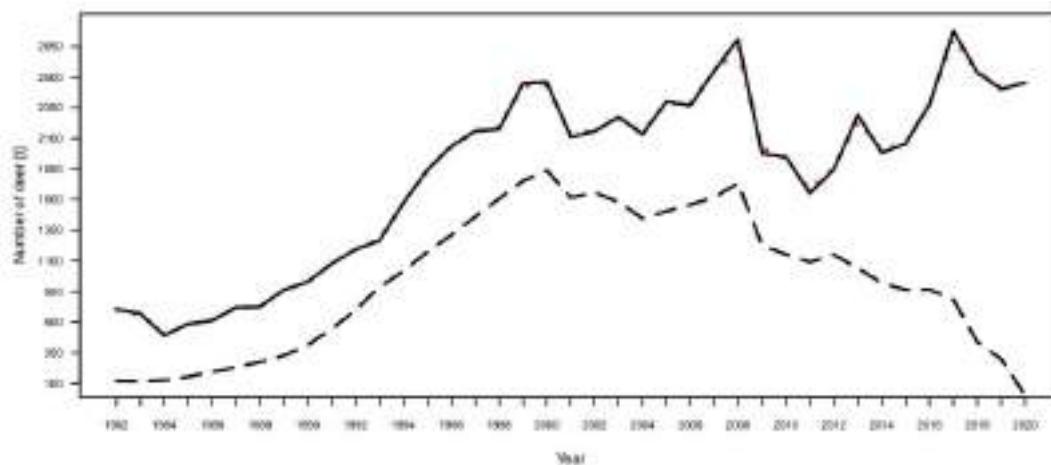


Figura 4.6. Dinamica di popolazione del cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio e in Val di Sole dal 1982 al 2020, ottenuta tramite *cohort analysis* (linea nera tratteggiata), messa a confronto con la stessa dinamica ottenuta attraverso i conteggi primaverili notturni con il faro (linea nera continua). Le due tecniche restituiscono dinamiche con andamenti molto simili.

Una correlazione positiva tra le consistenze del cervo ottenute attraverso le due tecniche (dati 1982-2013) è evidenziata anche dai modelli matematici utilizzati per fare un robusto confronto statistico (Figura 4.7).

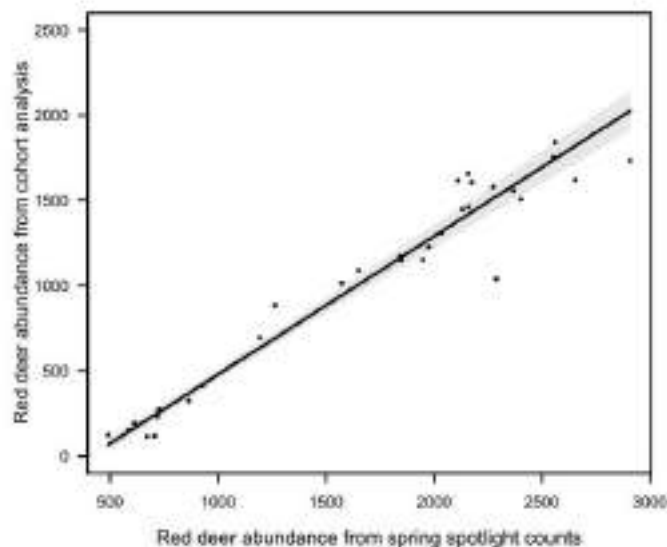


Figura 4.7. Relazione tra la consistenza del cervo in Val di Sole e nel Parco Nazionale dello Stelvio Trentino, ottenuta tramite la cohort analysis e quella ottenuta dai conteggi primaverili. La porzione grigia ombreggiata rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%.

4.1.3.3. Analisi della mortalità naturale

I dati relativi ai cervi morti riguardano i soggetti abbattuti in caccia e quelli rinvenuti morti e/o investiti da autoveicoli. La causa di morte dei rinvenuti, ad eccezione delle citate collisioni, non è riportata.

I dati relativi a tutti i cervi abbattuti e dichiarati sono stati raccolti per il periodo 1973-2021. Le informazioni sui rinvenuti morti sono disponibili a partire dal 1984, ma si ritiene che i dati possano essere ritenuti confrontabili solo a partire dal periodo 1993-94, in cui è stato avviato un protocollo di raccolta standardizzata. Complessivamente sono stati abbattuti 14.437 cervi durante la caccia tra il 1973 e il 2021, un minimo certo di 4.212 cervi sono morti per cause naturali tra il 1984 e il 2021 e almeno 51 per predazione da lupo tra il 2019 e l'inizio del 2022.

Gli abbattimenti hanno mostrato un *trend* di costante crescita con un picco massimo nel 2000 e un successivo *trend* di diminuzione in pratica fino al 2020.

L'andamento della mortalità naturale ha dei picchi irregolari strettamente legati alle condizioni invernali ed alla densità della popolazione (Bonardi *et al.*, 2017).

La Figura 4.8 mostra l'andamento numerico della mortalità naturale a partire dal 1984-85, calcolata come numero dei cervi annualmente rinvenuti morti in tutta l'UG Val di Sole, confrontata con l'andamento, negli stessi anni, della nevosità, intesa come media annuale dell'altezza della neve al suolo. I dati relativi all'altezza media della neve al suolo durante la stagione invernale (da ottobre a maggio) sono stati raccolti presso la Stazione di Peio Tarlenta (Val di Peio, dati dei campi neve disponibili sul sito web di Meteotrentino).

Come si nota dal grafico, tra la mortalità naturale del cervo e la nevosità (durezza) invernale, dal momento in cui le densità del cervo sono aumentate, esiste una stretta relazione, per la quale durante e dopo gli inverni più rigidi i rinvenimenti di cervi morti aumentano, a volte raggiungendo valori molto

elevati (come è il caso dell'inverno 2008-2009, che ha visto il ritrovamento di ben 728 carcasse di cervo sul territorio) e questa relazione sembra essersi consolidata e definita dal momento in cui la popolazione ha cominciato ad assumere valori di densità medio-alte (fine anni '90).

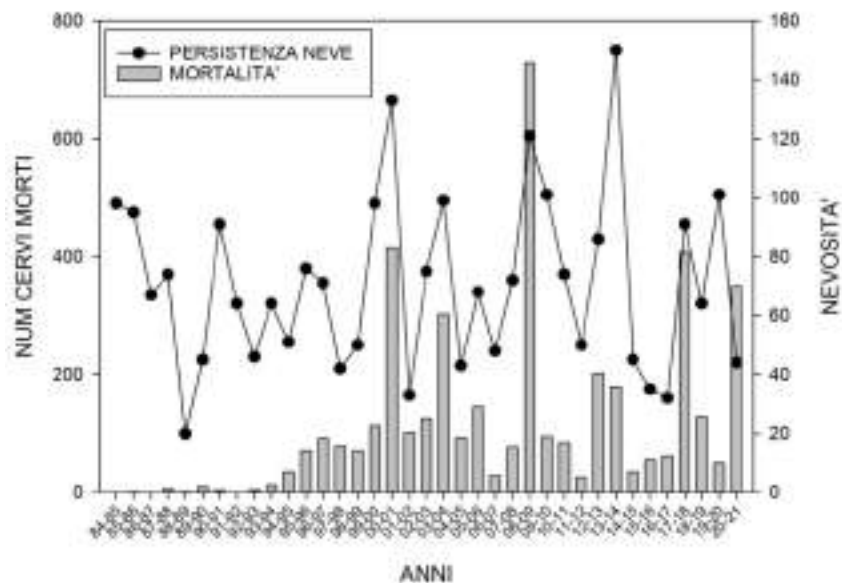


Figura 4.8. Andamento nella mortalità naturale dei cervi nell'UG Val di Sole dal 1984 ad oggi, confrontata con l'andamento della nevosità, intesa come altezza media annuale (in cm) della neve al suolo.

Le maggiori mortalità si concentrano negli anni caratterizzati da inverni molto rigidi, con neve alta e persistente (2000-2001, 2008-2009, 2017-2018) e colpiscono soprattutto il territorio del Parco caratterizzato da densità più elevate e conseguenti più evidenti fattori di regolazione naturale dipendenti dalla densità: in Figura 4.9 è mostrato l'andamento della mortalità naturale negli anni con il dettaglio della numerosità dei rinvenimenti di cervi morti dentro Parco e nel distretto della Val di Sole.

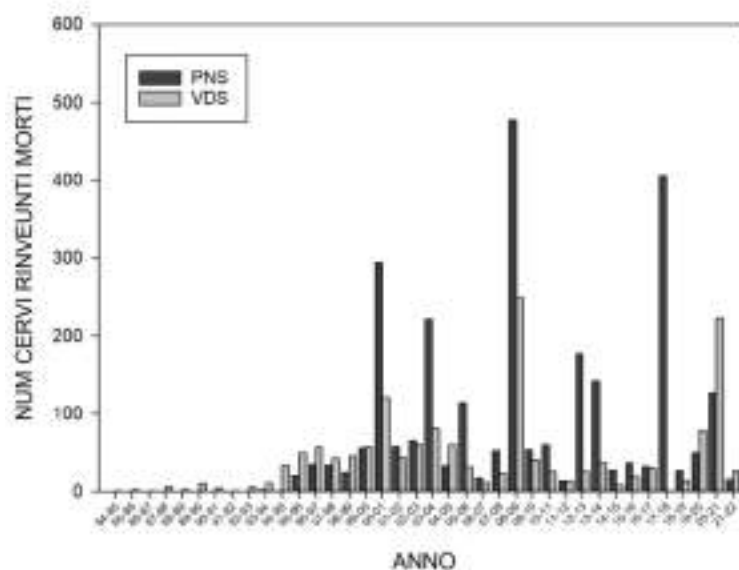


Figura 4.9. Serie storica dei rinvenimenti di cervi morti in Val di Sole (colonne grigio chiaro) e nel Parco (colonne grigio scuro). Gli episodi di mortalità elevata corrispondono agli anni con inverni particolarmente rigidi (2000-2001, 2008-2009, 2017-2018) e colpiscono soprattutto il territorio del Parco in cui le densità sono più elevate.

L'entità dei tassi di mortalità è quindi strettamente dipendente dalla densità della popolazione e dalla quantità di neve che cade durante l'inverno (fenomeno descritto più avanti in questo capitolo). I due fattori contribuiscono a regolare e rallentare la crescita della popolazione in caso di alte densità.

La Figura 4.10 mostra le localizzazioni dei cervi rinvenuti morti in Val di Sole dal 1994 ad oggi (4.212 animali). La maggior parte dei rinvenimenti (3474, pari all'82.3% del totale) sono localizzati nelle zone di fondovalle, lungo gli assi principali della Val di Sole e delle valli di Peio e di Rabbi, perché in inverno gli animali frequentano maggiormente i fondovalle e i soggetti morti per *starvation* si concentrano alle quote più basse.

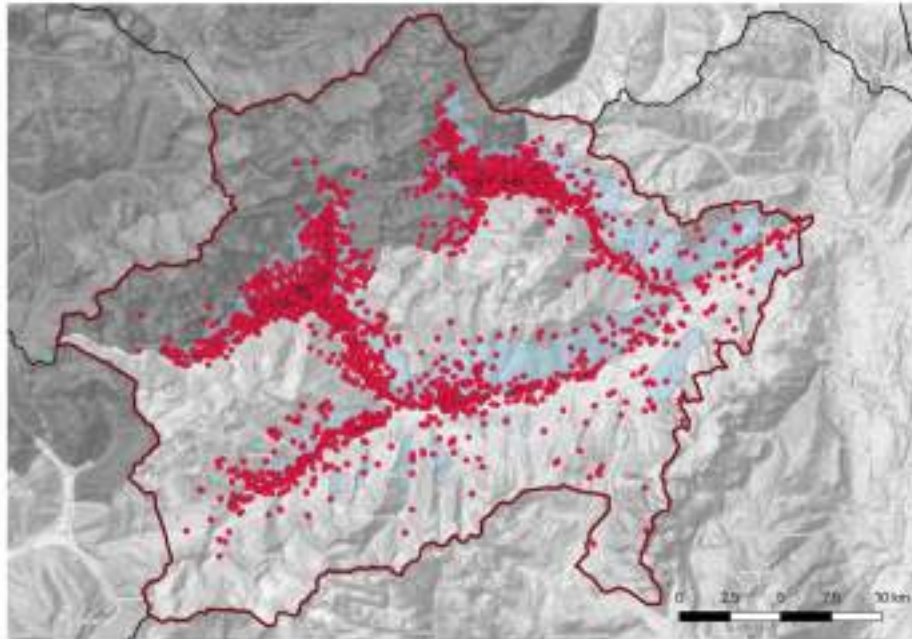


Figura 4.10. Localizzazione geografica di tutti i cervi rinvenuti morti nell'UG Val di Sole dal 1994 ad oggi. In grigio, l'area del Parco Nazionale dello Stelvio.

4.1.3.4. Storia ed evoluzione della popolazione nell'unità di gestione e cenni di gestione venatoria

Il prelievo venatorio rappresenta uno dei fattori in grado di determinare cambiamenti demografici importanti in una popolazione animale ed è esso stesso basato su principi di dinamica di popolazione (per l'elaborazione dei piani di prelievo); è importante quindi considerare anche la gestione venatoria sulla popolazione oggetto di indagine e gli andamenti dei prelievi nel tempo, confrontati con la sua dinamica (Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013).

Per quanto riguarda la gestione venatoria nell'UG Val di Sole, complessivamente dal 1973 al 2021 sono stati abbattuti 14.437 cervi. Il primo piano superiore ai 50 capi è stato realizzato nel 1982, nel '90 si sono superati i 100 cervi, nel 1997 i 400 e nel 2000 è stato realizzato l'unico piano superiore ai 600 cervi abbattuti.

Dagli ultimi anni '70 ad oggi, i prelievi effettivi sono aumentati regolarmente e parallelamente all'aumento della popolazione sino al 2000. Successivamente, nonostante la popolazione non sia diminuita in modo significativo, i prelievi hanno iniziato a ridursi costantemente sino al minimo di 260 abbattimenti del 2015, similmente a quanto realizzato alla fine degli anni '90, per poi risalire leggermente, oscillando tra i 300 e i 370 capi circa (Figura 4.11).

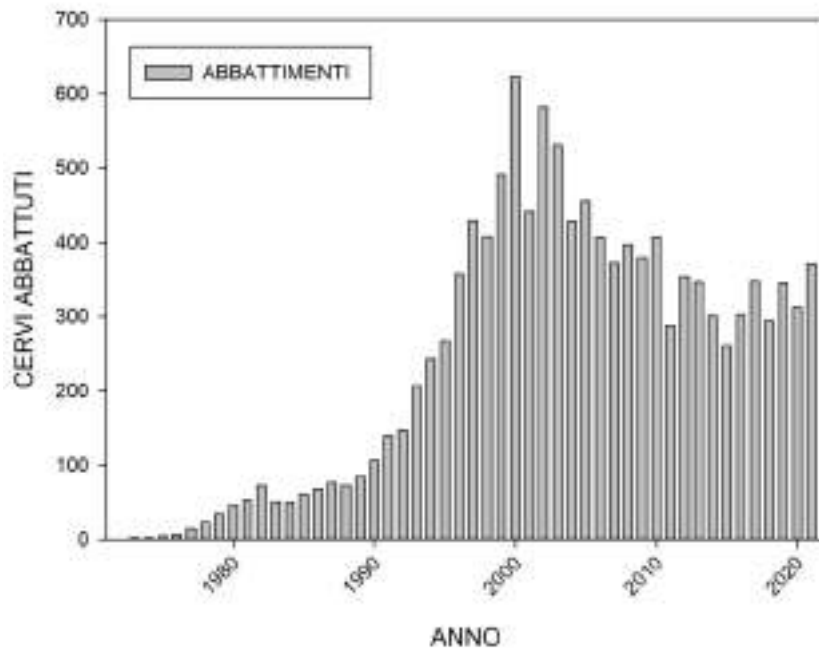


Figura 4.11. Abbattimenti di cervo in attività venatoria nel Distretto della Val di Sole, dal 1973 al 2021.

Nell'ultimo periodo, apparentemente la minore consistenza dei prelievi, rispetto alle consistenze del cervo, ha comportato un effetto quasi nullo sulla consistenza della popolazione. In Figura 4.12 si riportano i dati relativi all'andamento delle consistenze del cervo nel Distretto Faunistico Val di Sole, la dinamica di popolazione del cervo nell'intera UG e l'andamento degli abbattimenti del Distretto, dal 1982 ad oggi.

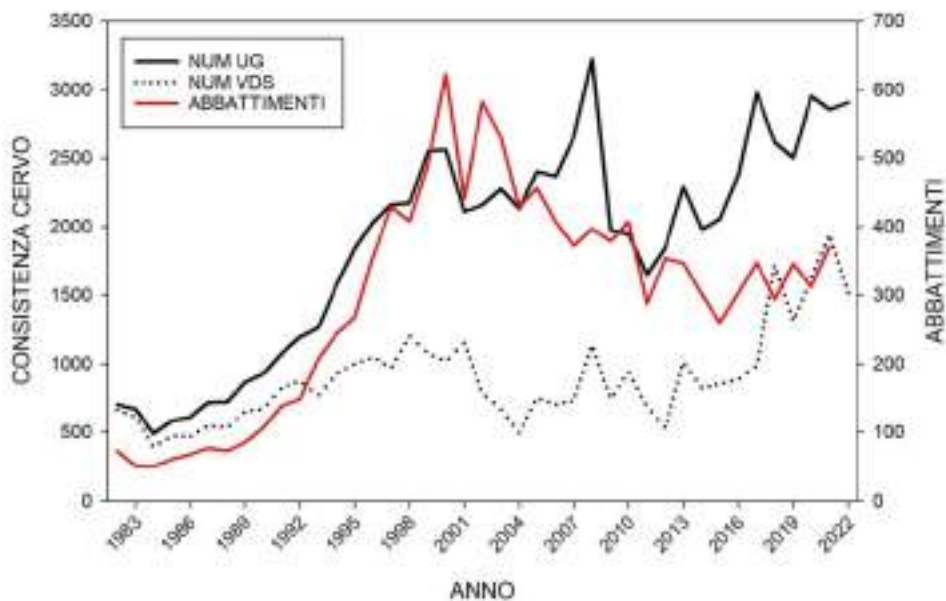


Figura 4.12. Dinamica della popolazione di cervo dal 1982 al 2021 nell'Unità di Gestione Val di Sole (linea nera spessa), messa a confronto con la dinamica di popolazione nel Distretto Faunistico Val di Sole (linea nera punteggiata), al di fuori del Parco e con gli abbattimenti annuali in attività venatoria (linea rossa).

La Figura 4.13 mostra l'andamento relativo dell'ammontare dei piani di prelievo e degli abbattimenti effettivamente realizzati nei 30 anni dal 1990 al 2021. Sino al 2000 le due curve sono rimaste pressoché allineate a testimonianza di un buon adattamento tra i piani di caccia e la consistenza della popolazione (media del 90% di realizzazione dei piani). Successivamente la differenza tra quanto previsto e quanto realizzato si fa notevole e continua ad esserlo per ben sei anni (media del 75% di realizzazione) sin a quando i piani di prelievo non sono ulteriormente diminuiti in modo corrispondente alla reale presenza della popolazione in territorio di caccia (89% di realizzazione nel 2008). Dopo il 2008 le tendenze hanno oscillato su numeri più o meno vicini tra loro, a parte il caso del 2011 in cui è stato effettivamente realizzato solo il 63% delle assegnazioni. Solo in pochi casi (2017 e 2019) gli abbattimenti effettivi sono stati molto vicini ai valori previsti. In tutti gli altri anni tra il programmato e l'effettivo si riscontrano distanze di alcune decine di capi.

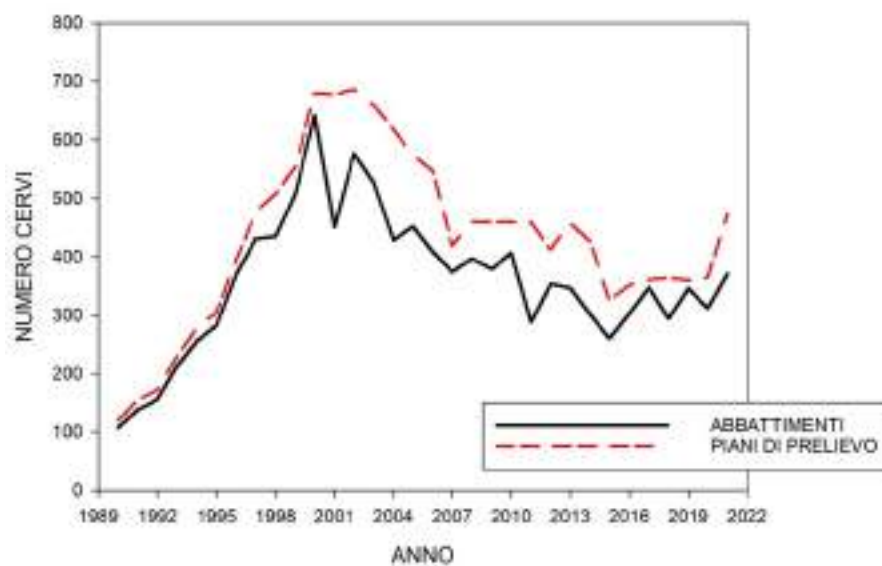


Figura 4.13. Piani di prelievo del cervo (linea rossa tratteggiata) e abbattimenti realizzati (linea nera) nel Distretto Faunistico Val di Sole tra il 1990 e il 2021.

La crescita della popolazione di cervo della Val di Sole e del Parco Nazionale dello Stelvio ha seguito un tipico andamento logistico a partire dai primi anni '70 per poi assestarsi negli ultimi 20 anni con oscillazioni legate alla dipendenza da densità e agli andamenti meteo-climatici. La popolazione ha vissuto una fase di massimo accrescimento lungo la curva di sviluppo logistico fino alla fine degli anni '90. Dopodiché si è innescato un meccanismo di fluttuazioni annuali della consistenza attorno ad un valore medio, in relazione agli effetti di clima e densità.

Dal 1970 al 1981 non sono stati effettuati censimenti estensivi e standardizzati della popolazione di cervo in tutta l'UG. La crescita della popolazione era verosimilmente più lenta e i tassi di prelievo applicati contribuivano a controllarla.

Nel 1982 il 50% dei cervi dell'UG erano stimati presenti nelle core areas della popolazione (tra Bresimo, Vermiglio e Mezzana-Pellizzano; 548 cervi su 1150). Nel PNS, nello stesso periodo erano stimati presenti circa 50 cervi.

Dal 1985 al 1992 i tassi di prelievo vengono mantenuti relativamente costanti e ciò consente una più rapida crescita della popolazione. La popolazione cresce all'esterno del Parco, ma comincia ad affermarsi e a crescere più rapidamente anche all'interno dell'area protetta. Il baricentro/asse portante della popolazione è ancora esterno al Parco dello Stelvio.

Dal 1993 al 1999 vengono progressivamente alzati i tassi di prelievo. La popolazione si trova comunque nella fase di massima accelerazione nel suo accrescimento logistico e continua a crescere nonostante la programmazione venatoria preveda di prelevare tutto l'IUA (incremento utile annuo). La stesura dei

piani di prelievo, a titolo prudenziale, si basa sui numeri derivati dai censimenti che rappresentano ancora delle sottostime della consistenza reale. La crescita è ora più lenta all'esterno del Parco ed esponenziale all'interno, dove si sta creando una nuova core area che garantisce ottime condizioni di tranquillità.

In questi anni di continua crescita della popolazione si decide di alzare ulteriormente e costantemente di anno in anno i tassi di prelievo per riuscire a raggiungere un punto di equilibrio in cui la popolazione smetta di crescere (verificandolo con gli annuali censimenti primaverili). Questo per rallentare la crescita di una popolazione che comincia a creare alcuni problemi di convivenza (collisioni, danni alle attività agricole) e per capire in modo chiaro qual è la reale consistenza della popolazione e che entità di prelievo applicare per mantenere una situazione di equilibrio (accrescimento zero). A fronte di un prelievo che si fa percentualmente e numericamente sempre più importante, il baricentro della popolazione comincia a spostarsi verso l'interno del Parco Nazionale dello Stelvio, che comincia ad essere percepito dalla popolazione come zona rifugio prioritaria. Dal 1993 al 2000 i prelievi sono progressivamente aumentati da 211 a 509. Nel 2000 la popolazione raggiunge la sua massima consistenza primaverile stimata in circa 2.560 soggetti.

A partire dal **2000** l'aumento dei piani di prelievo ha l'ulteriore scopo di ridurre le consistenze anche all'interno del Parco, sfruttando il fatto che l'area protetta ha poche aree idonee allo svernamento e che una buona parte dei cervi che vi trascorre l'estate, compie migrazione all'esterno durante l'inverno e può quindi essere prelevata in tale periodo. La strategia ha lo scopo di ridurre una densità elevata che all'interno del Parco crea problemi notevoli alla rinnovazione del bosco senza la necessità di dover intervenire con abbattimenti all'interno dell'area protetta.

Questa strategia si prolunga nel **periodo 2000-2004**. Nel 2000 i piani di prelievo subiscono un incremento del 23%, tra il 2000 e il 2004 i prelievi non aumentano più (642 nel 2000; 496, media tra il 2001 e il 2004).

L'analisi dei prelievi in relazione alla consistenza della popolazione (tasso medio di prelievo 2001-2004, 0.23 +/- 0.02) mostra come la stabilizzazione sia da imputarsi anche al sensibile e irregolare aumento della mortalità naturale innescatasi, soprattutto all'interno del Parco, per fenomeni di dipendenza dalla densità (Bonardi *et al.*, 2017).

In questo periodo, contestualmente all'aumento dei piani di prelievo e al prolungamento della stagione venatoria sino al 31 dicembre, vengono definite e istituite le aree di bramito. Tali aree, dell'estensione di centinaia di ettari, sono interdette alla caccia al cervo durante l'attività riproduttiva (dal 15 settembre al 10 di ottobre) ed hanno lo scopo di ricreare condizioni di maggiore tranquillità per la popolazione e di favorire la (ri)creazione di *core areas* distribuite in modo sufficientemente omogeneo anche nel territorio del Distretto della Val di Sole.

Dal 2003, con la prosecuzione della elevata pressione venatoria programmata, si assiste alla definitiva "rottura" delle *core areas* esterne al Parco e al conseguente marcato decremento della popolazione all'esterno del Parco, anche per effetto di "contro-selezione" dei soggetti migratori tra l'esterno e l'interno del Parco con un effetto di progressiva diminuzione del contingente di popolazione presente nel Distretto VdS. La divergenza tra piani di prelievo e abbattimenti effettivamente realizzati si accresce e resta costante nonostante a partire dal 2004 i piani vengano abbassati. L'esperienza delle aree di bramito risulta fallimentare.

Tra il 2001 e il 2006 la popolazione nel suo complesso rimane pressoché costante, fluttuando tra 2.100 e 2.300 capi, in relazione anche agli andamenti invernali (che nel 2000-01 e 2003-04 contribuiscono alla regolazione naturale). La stabilizzazione della popolazione è in realtà frutto di un contemporaneo aumento dei cervi nel Parco e di una loro diminuzione all'esterno. Il fenomeno è frutto di un duplice effetto: l'innescarsi di meccanismi di dipendenza dalla densità che frenano la crescita all'interno del Parco e i piani di prelievo prossimi o superiori all'incremento utile annuo applicati nell'ultimo decennio nel Distretto Val di Sole.

La sostanziale stabilità della popolazione nel quinquennio 2001-2006 maschera quindi tendenze differenti che si sono create all'esterno e all'interno del Parco. Dal 2001 al 2006 la popolazione stimata all'interno del Parco è passata da 1.088 a 1.956 soggetti (tasso istantaneo di crescita 0.12), mentre nelle

zone esterne è diminuita da 1.512 a 910 capi (tasso istantaneo di crescita -0.10). A partire dal 2001, la frazione di popolazione presente all'esterno del Parco appare in costante diminuzione, a fronte di una crescita dei cervi presenti nel Parco, in relazione agli elevati piani di prelievo che si sono posti l'obiettivo di fermare la crescita dell'intera popolazione.

L'aumento dei prelievi realizzati solo all'esterno del Parco intensifica il comportamento stanziale della popolazione all'interno del Parco e l'effetto rifugio dell'area protetta, creando elevate concentrazioni e portando, nel tempo, ad un elevato gradiente nella distribuzione delle densità progressivamente decrescente man mano che ci si allontana dal territorio del Parco. Conseguentemente, **i piani di prelievo, tarati sull'intera popolazione**, hanno causato una diminuzione delle consistenze nelle aree sottoposte a prelievo venatorio.

In questo periodo il comportamento dei cervi che utilizzano il territorio del Parco si fa sempre meno mobile, anche forse a causa della notevole serie di inverni miti che aiuta i cervi ad assumere comportamenti di tipo stanziale o di tipo migratorio a corto raggio.

La componente femminile migratoria si riduce notevolmente. Aumenta il comportamento di utilizzo tradizionale del Parco anche durante l'inverno da parte soprattutto delle femmine che, spesso, preferiscono le dure condizioni invernali del Parco ad un comportamento migratorio che le porterebbe in aree di maggiore rischio per la sopravvivenza.

Negli inverni caratterizzati da notevoli precipitazioni nevose (2000-01, 2003-04, 2008-2009, 2017-2018 e 2020-2021) i tanti cervi rinvenuti morti all'interno del Parco testimoniano la scarsa propensione ai movimenti migratori e la perdita di conoscenza delle tradizionali rotte di spostamento, anche in caso di situazioni limite che aumentano il rischio di morte per *starvation*.

L'elevata mortalità invernale in occasione di inverni particolarmente nevosi pare attualmente il principale fattore in grado di regolare la dinamica della popolazione all'interno del Parco. Tale mortalità non è legata a fenomeni epidemici, ma a scarsità di cibo in relazione alle elevate densità (*starvation*).

La componente maschile, al contrario, continua a mantenere una percentuale elevata di soggetti che compiono movimenti migratori (circa il 50%) e svernano anche a 10-20 km dall'area protetta. Attualmente le aree con evidente attività di bramito durante il periodo riproduttivo sono distribuite quasi esclusivamente all'interno del Parco.

Tra il 2006 e il 2008, grazie a due inverni particolarmente miti e favorevoli (rispettivamente solamente 20 e 56 cervi rinvenuti morti nel corso dei due anni) e ad una ulteriore diminuzione degli abbattimenti (407 nel 2007 e 374 nel 2008) si verifica un nuovo aumento della popolazione nel suo complesso che passa dai 2.350 cervi stimati nel 2006 ai 2.900 cervi del 2008. L'aumento non riguarda solo il Parco ma anche il Distretto della Val di Sole in cui i cervi sono passati da 700 a 1.025.

Successivamente, come già specificato, ci sono stati alcuni inverni rigidi (2008 *in primis*) che hanno diminuito le consistenze, per cui la popolazione ha subito fluttuazioni, anche importanti (circa 1.000 animali), assestandosi negli ultimi anni (2017-2021) tra i 2.000 ed i quasi 3.000 animali, raggiungendo nel 2022 una stima complessiva nell'UG (2905 cervi) simile a quella del 2008.

La dinamica si è dimostrata estremamente variabile dal 1996 ad oggi, probabilmente anche in relazione alla strategia adottata e descritta precedentemente, ma a distanza di 15 anni del più grosso *crash* di popolazione, le densità nel Parco sono tornate su livelli quasi analoghi.

Considerando il rapporto tra cervi presenti all'interno ed esterno dell'area protetta, nel 1996 tale valore risultava pressoché paritario (Figura 4.14). Nel 2007 la situazione si mostrava già notevolmente evoluta, con ben il 72% dei cervi della popolazione della Val di Sole distribuiti all'interno del Parco e così per gli anni successivi. Negli ultimi anni si sono verificate oscillazioni nel rapporto tra i valori di consistenza del cervo dentro e fuori Parco, fino ad arrivare alla situazione attuale, non molto dissimile a quella del 2014, per cui le percentuali di cervi all'esterno dell'area protetta (44%) risultano inferiori a quelle presenti all'interno (56%).

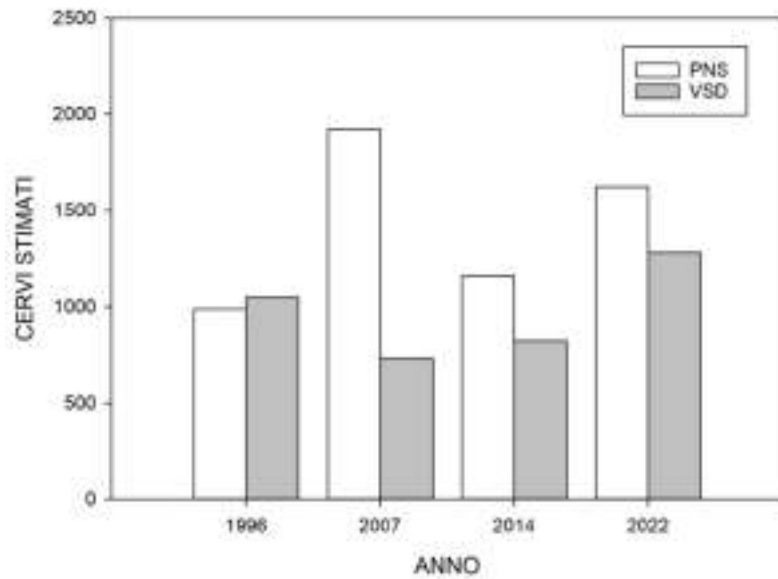


Figura 4.14. Rapporto tra le stime di consistenza del cervo nel PNS e nel Distretto Faunistico Val di Sole.

4.1.4 DEMOGRAFIA E STRUTTURA

4.1.4.1. Rapporto tra i sessi

La quantificazione del Rapporto Sessi (RS), o *sex ratio*, indica la composizione tra i sessi della popolazione e fornisce un'indicazione delle sue potenzialità riproduttive. Esso è influenzato da diverse variabili, quali, per esempio, il clima e la densità (Myserud *et al.*, 2000b), la capacità competitiva dei due sessi e lo stato nutrizionale delle femmine riproduttrici (Raganella Pelliccioni *et al.*, 2013).

E' stato analizzato il RS della popolazione nel periodo dal 1985 ad oggi, nell'intento di verificare come e in che entità il rapporto sessi fosse sbilanciato a favore delle femmine, esaminando i dati relativi ai cervi rinvenuti morti, differenziandoli per classi di sesso ed età (Figura 4.15), da cui non si evincono tendenze evidenti.

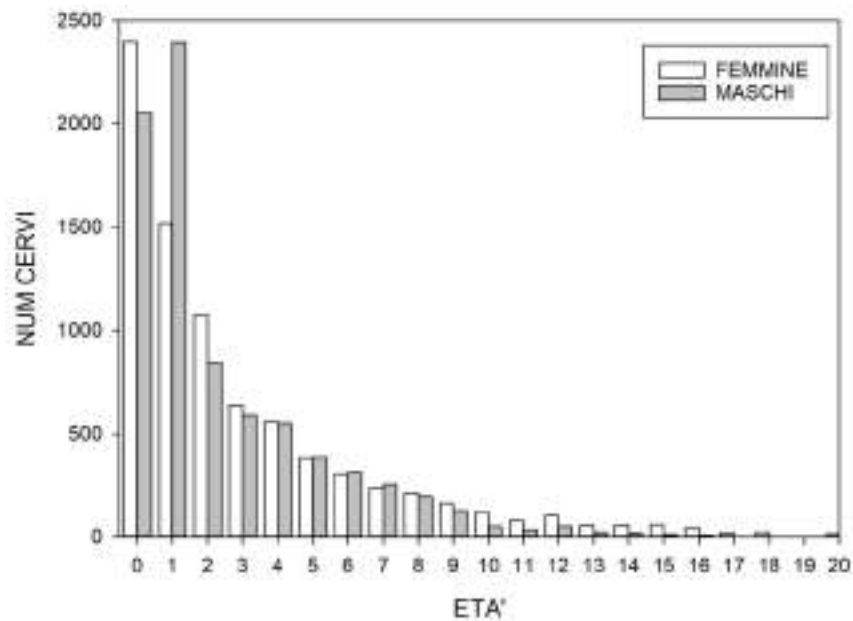


Figura 4.15. Distribuzione dei cervi rinvenuti morti nel periodo 1996-2021, per classi di sesso ed età.

In base ai risultati della *Cohort Analysis*, il Rapporto Sessi della popolazione di cervo dell'intera UG Val di Sole, almeno fino alla metà degli anni '90, era comunque fortemente sbilanciato a favore delle femmine (RS > 1.8); successivamente è progressivamente diminuito fino a valori medi di 1.5 - 1.3 femmine per maschio, molto probabilmente in ragione del prelievo selettivo maggiormente orientato alle femmine, operato nella seconda metà degli anni '90 (Figura 4.16).

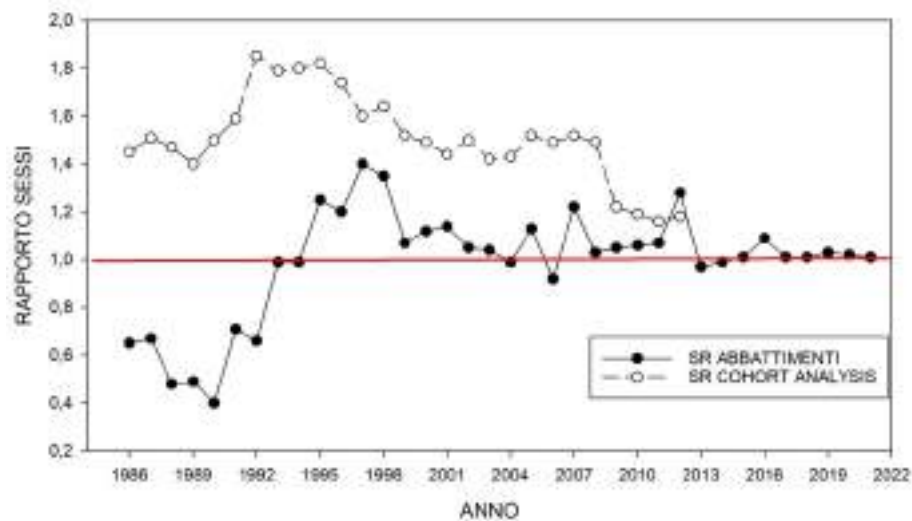


Figura 4.16. Variazione del rapporto sessi nella popolazione in base alla Cohort analysis (cerchi bianchi). Il RS è andato progressivamente verso un riequilibrio quando la pianificazione venatoria ha prelevato un maggior numero di femmine per raggiungere lo scopo (RS abbattimenti: cerchi neri); il rapporto sessi è indicato come numero di femmine per maschio (FF/MM). L'andamento del RS in base alla Cohort Analysis arriva fino al 2011-12, perché, come spiegato nel capitolo relativo del presente Progetto, in base a tale tecnica, i dati di ricostruzione retrospettiva della popolazione sono affidabili fino a 7 anni prima dell'ultimo anno di conteggio.

Numerosi studi di ecologia e demografia indicano chiaramente come, soprattutto a densità elevate, i tassi di mortalità siano differenziati tra i sessi e maggiori nella classe maschile (Clutton Bock *et al.*, 1982; Clutton Bock *et al.*, 1997; Loesk *et al.*, 1999; Mysterud *et al.*, 2000).

Per quanto riguarda la Val di Sole, il RS medio riscontrato nella parte adulta della popolazione (3 o più anni) si attesta sul valore di 1 maschio ogni 1.2 femmine. Il RS aumenta poi progressivamente con le classi di età sino a raggiungere il valore di 1 maschio per circa 3.2 femmine nei soggetti di 11 o più anni (Tabella 4.5).

Il rapporto sessi dei piccoli è prossimo alla parità in quanto il RS alla nascita è vicino a 1:1.

Tabella. 4.5. Stima del RS nella popolazione per classi d'età in base ai dati di mortalità naturale aggiornati al 2021. PNS, rinvenuti morti nel Parco; DVS, rinvenuti morti nel Distretto Val di Sole.

Classe di età (anni)	Rapporto sessi (MM:FF)		
	Morti totali	PNS	DVS
< 1	1: 1.16	1: 1.05	1: 1.18
1-2	1: 0.80	1: 0.67	1: 0.81
3-5	1: 1.03	1: 0.61	1: 1.08
6-10	1: 1.10	1: 0.76	1: 1.14
11+	1: 3.18	1: 3.23	1: 3.17
> 3	1: 1.17	1: 0.86	1: 1.21

È lecito attendersi che l'attuale squilibrio tra i sessi sia frutto delle elevate densità presenti ormai da parecchi anni nel Parco. È noto che elevate densità di popolazione aumentano in modo differenziale i tassi di mortalità e di emigrazione tra i sessi, portando il RS a favore delle femmine. In caso di elevate densità, condizioni difficili e scarsità di alimento sono i maschi, più grossi e pesanti, a pagare il maggior tributo. Ciò sembra essere confermato anche dal rapporto tra i sessi stimato in base alle osservazioni estive del cervo (effettuate in occasione del censimento del camoscio), il cui sbilanciamento nel Parco sembra aumentare all'aumentare della densità della popolazione (Figura 4.17).

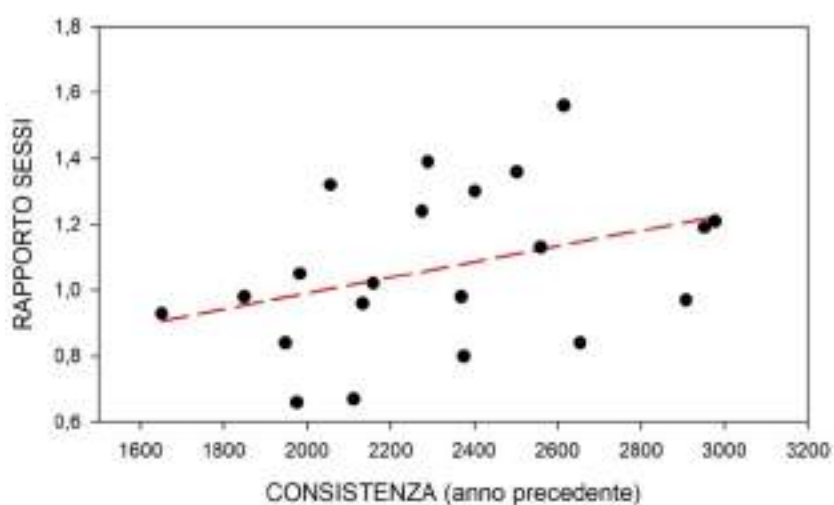


Figura 4.17. Il rapporto tra i sessi del cervo nel PNS aumenta all'aumentare della densità e della consistenza di popolazione.

4.1.4.2. Struttura della popolazione per età

Dalla *cohort analysis*, come precedentemente menzionato, è possibile ricavare anche una stima della struttura per età della popolazione. Come precisato nello specifico paragrafo i dati risultano attualmente attendibili sino al periodo 2012-13.

Il confronto tra la struttura di sessi ed età nei periodi 1980-85, 1997-2002 e 2004-2010 (Figura 4.18), mostra un notevole miglioramento della struttura ed invecchiamento della popolazione dovuto sia al progressivo miglioramento dei criteri di gestione venatoria, sia al fatto che ormai più della metà della popolazione stessa gode della protezione del Parco e può quindi raggiungere con maggiore facilità le età più avanzate. Di ciò è avvantaggiata decisamente anche la componente venatoria in grado di raccogliere annualmente un buon numero di maschi adulti caratterizzati da comportamento migratorio da e verso il Parco (o perlomeno era avvantaggiata sino al 2010).

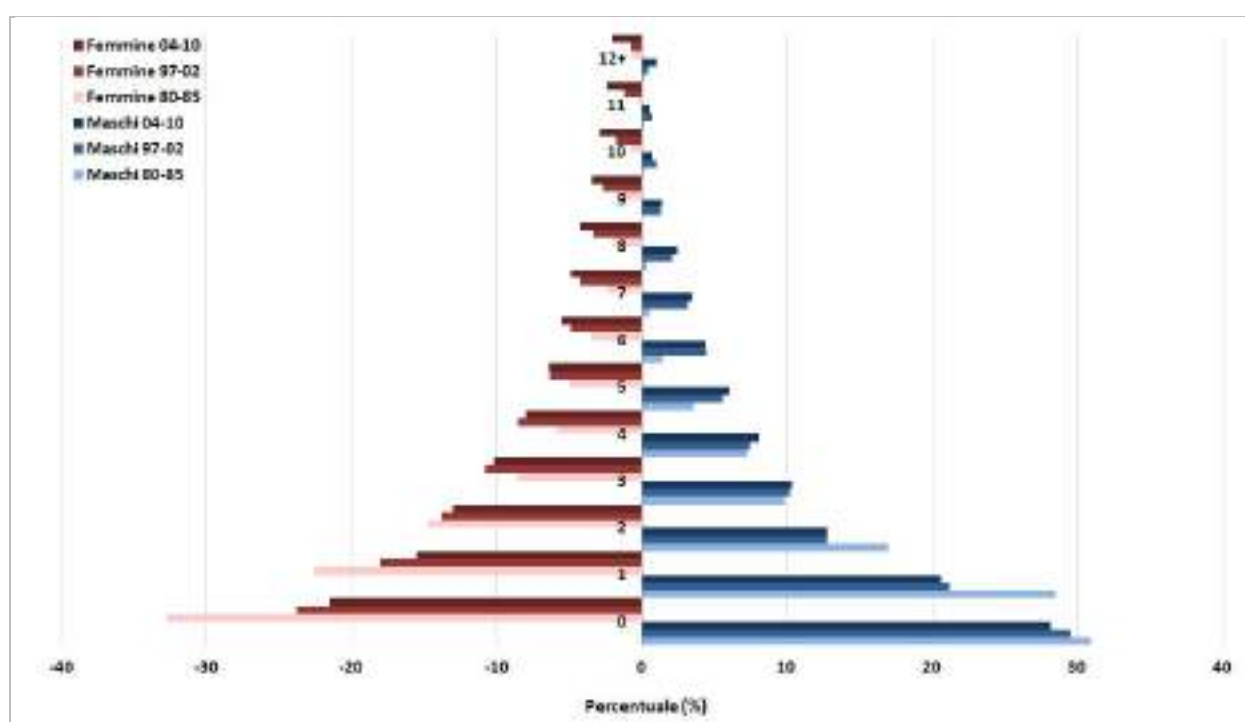


Figura 4.18. Struttura della popolazione di cervo per sessi ed età ricavata dalla *cohort analysis* in tre differenti periodi storici.

Tabella 4.6. Evoluzione della struttura della popolazione di cervo per sessi e classi di età tra il 1980-1985, il 1997-2002 ed il 2004-2010.

ETA'	Maschi 80-85	Maschi 97-02	Maschi 04-10	Teorica	ETA'	Femmine 80-85	Femmine 97-02	Femmine 04-10	Teorica
Piccoli	31%	29%	28%	25%	Piccoli	33%	26%	21%	23%
Fusoni	28%	21%	21%	17%	Sottili	23%	19%	16%	15%
2-4 anni	33%	31%	31%	29%	2-3 anni	21%	24%	23%	21%
5-9 anni	6%	17%	18%	27%	4-10 anni	22%	30%	35%	38%
10+ anni	1%	2%	2%	2%	11+ anni	1%	2%	4%	2%

L'attuale struttura per età, stimata al 2010, indica una popolazione ben strutturata con età medie che sono andate via via aumentando. L'età media dei maschi è passata da 2.3 anni nel primo periodo analizzato (1980-1985), a 3.4 anni nel secondo periodo (1997-2002) fino ad arrivare a 3.5 anni nel terzo periodo di indagine (2004-2010) e quella delle femmine da 2.1 anni nel primo periodo analizzato (1980-1985), a 2.9 anni nel secondo periodo (1997-2002) fino a 3.5 anni nel terzo periodo di indagine (2004-2010). Resta ancora il già citato squilibrio tra i sessi. In ogni caso, le classi adulte sono ben rappresentate e prossime alla struttura teorica ritenuta ottimale per una popolazione di cervo (Tabella 4.6).

4.1.4.3. Analisi della natalità e della produttività della popolazione

E' possibile farsi un'idea della produttività della popolazione presente all'interno del Parco, valutando il rapporto piccoli/femmine stimato in base ai conteggi dei cervi effettuati durante i censimenti estivi del camoscio, realizzati tra il mese di luglio e agosto. In base ai numerosi studi sull'ecologia e demografia del cervo è noto che la specie modula i suoi accrescimenti in caso di alte densità, non solo tramite l'aumento della mortalità, ma anche attraverso una riduzione della produttività in termini di piccoli nati (Clutton-Brock *et al.*, 1982). Il meccanismo è legato allo scadimento della condizione media della popolazione (pesi medi inferiori, minori accumuli di grasso) che si verifica con l'aumento della densità. Ciò fa diminuire la probabilità che una femmina raggiunga lo stato di fertilità e fa sì che l'età del primo accoppiamento (l'età delle primipare) si dilazioni nel tempo (Corlatti *et al.*, 2018). In conseguenza risulta una diminuzione del numero di piccoli prodotti per femmina e una ulteriore diminuzione dell'incremento utile annuo. Il rapporto tra piccoli e femmine totali in popolazioni caratterizzate da densità medie e buoni incrementi, si attesta su valori del 65-70%. La Tabella 4.7 mostra i valori del rapporto piccoli/femmine, rilevato come descritto per la popolazione di cervi del Parco dello Stelvio. I tassi di natalità all'interno del Parco risultano estremamente variabili in funzione della densità e dell'andamento meteo-climatico dell'inverno. Di conseguenza sono molto variabili anche gli incrementi della popolazione.

I meccanismi che modulano natalità e produttività sono quindi legati alle elevate densità e agli andamenti meteo-climatici. I tassi di natalità dipendono in modo inverso dalla densità di popolazione e dalla nevosità invernale. Possiamo notare, infatti, dalle elaborazioni di Figura 4.19 e Figura 4.20, come la produttività della popolazione diminuisca all'aumentare della consistenza (e della densità) della stessa e all'aumentare della durezza e nevosità dell'inverno precedente in cui è avvenuta la fase di gestazione, fatto dimostrato anche dalla relazione tra il numero dei cervi rinvenuti morti ed il rapporto piccoli/femmine dell'anno successivo (Figura 4.21).

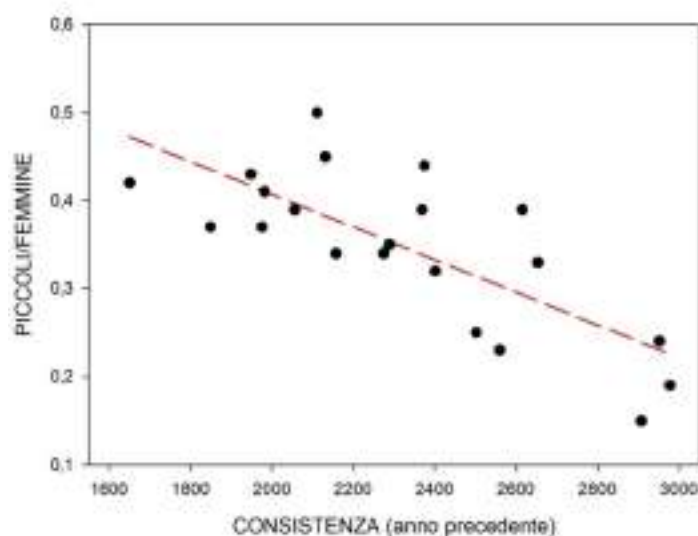


Figura 4.19. La produttività "spuria" (al netto della mortalità perinatale) della popolazione di cervo all'interno del Parco (stimata come rapporto estivo piccoli / femmine) diminuisce in modo significativo all'aumentare della densità di popolazione.

Tabella 4.7. Rapporto piccoli/femmine (produttività) e rapporto sessi stimato in base alle osservazioni di cervo effettuate durante i censimenti estivi di camoscio. N, numero di cervi osservati; i rinvenuti morti fanno riferimento all'anno biologico precedente (p.es., per il 2010 al periodo giugno 2009– maggio 2010).

ANNO	PP/FF	RS	N	Rinvenuti Morti
1997	0,62	0,70	296	100
1998	0,57	0,46	560	85
1999	0,44	0,94	522	100
2000	nd	nd	nd	128
2001	0,23	1,13	612	441
2002	0,50	0,67	498	104
2003	0,34	1,02	706	155
2004	0,34	1,24	720	311
2005	0,45	0,96	773	79
2006	0,32	1,30	771	160
2007	0,39	0,98	865	53
2008	0,33	0,84	1004	76
2009	0,15	0,97	614	728
2010	0,37	0,66	522	95
2011	0,43	0,84	662	85
2012	0,42	0,93	777	26
2013	0,37	0,98	925	202
2014	0,35	1,39	825	179
2015	0,41	1,05	840	35
2016	0,39	1,32	885	55
2017	0,44	0,80	919	61
2018	0,19	1,21	696	407
2019	0,39	1,56	842	40
2020	0,25	1,36	670	128
2021	0,24	1,19	811	350

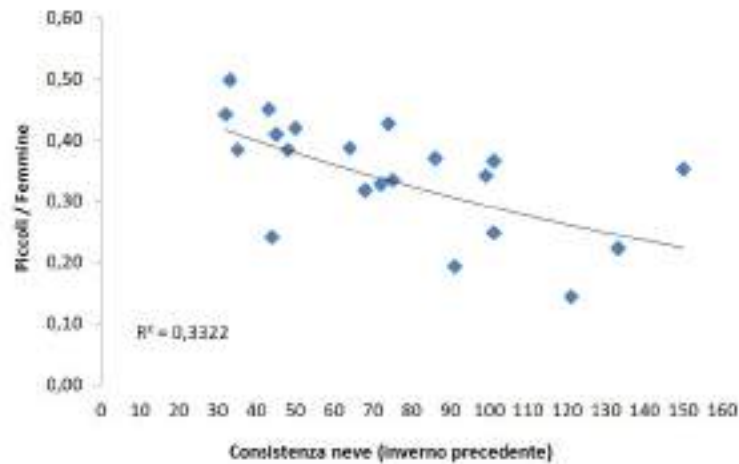


Figura 4.20. La produttività "spuria" della popolazione di cervo (al netto della mortalità perinatale) all'interno del Parco (stimata come rapporto estivo piccoli / femmine) diminuisce all'aumentare della durezza e nevosità dell'inverno.

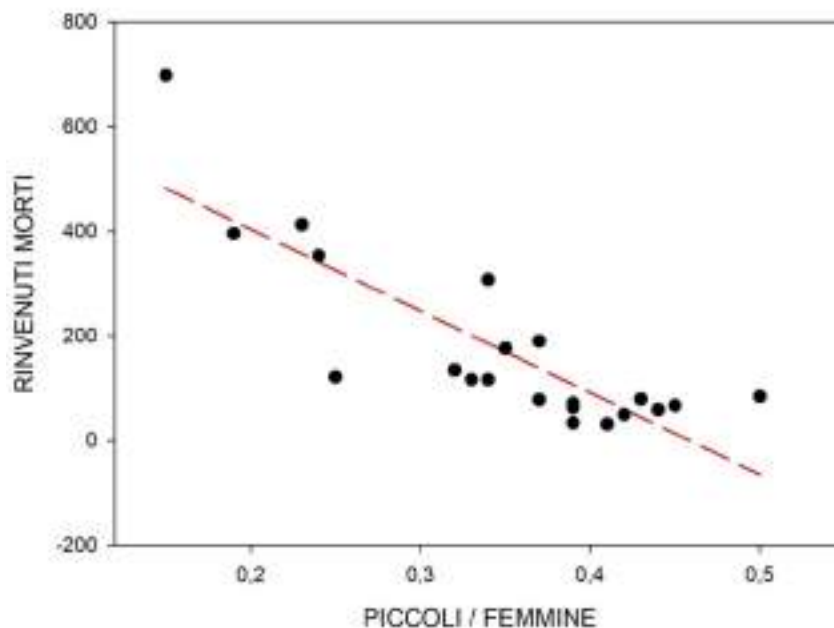


Figura 4.21. Il fatto che la produttività della popolazione di cervo all'interno del Parco (stimata come rapporto estivo piccoli / femmine) diminuisca all'aumentare della durezza e nevosità dell'inverno è evidenziato anche dalla relazione inversa tra l'aumento dei rinvenimenti di cervi morti negli inverni particolarmente duri e la produttività della popolazione nell'anno successivo.

Dall'analisi dei dati ricavati durante le osservazioni estive è possibile notare anche una relazione significativa tra il rapporto piccoli/femmine e il rapporto sessi della popolazione. Un RS più equilibrato comporta un aumento della produttività (PP/FF) nella popolazione (Figura 4.22). In questo caso il RS viene stimato in base alle osservazioni estive effettuate al di sopra della vegetazione arborea ed è quindi leggermente sottostimato in quanto la presenza estiva dei maschi al di sopra del bosco è percentualmente maggiore. Tuttavia il trend individuato mostra come un rapporto sessi maggiormente equilibrato favorisca una migliore produttività della popolazione.

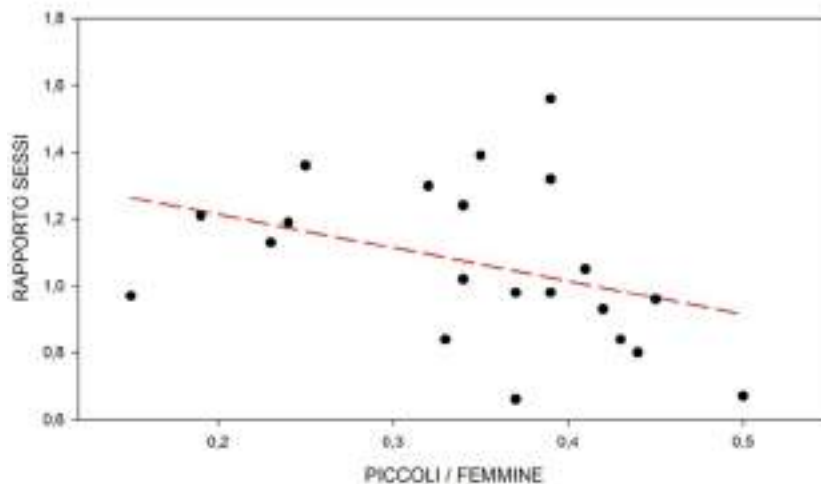


Figura 4.22. La produttività della popolazione di cervo all'interno del Parco (stimata come rapporto estivo piccoli / femmine) è influenzata anche dalla struttura della stessa, intesa come RS (estivo). Un rapporto sessi più equilibrato garantisce una maggiore produttività.

4.1.4.4. Dinamica di popolazione nel parco e dipendenza dalla densità

Qualsiasi popolazione animale non si riproduce, in condizioni naturali, illimitatamente, poiché deve far fronte alla competizione per le risorse con gli individui della stessa specie. La Figura 4.23. mette a confronto la curva di crescita esponenziale, rispetto a quella teorica per popolazioni animali, definita "logistica". La curva teorica, a sinistra, tiene conto solamente del tasso intrinseco di crescita della popolazione (r_0) e mostra un accrescimento di tipo esponenziale.

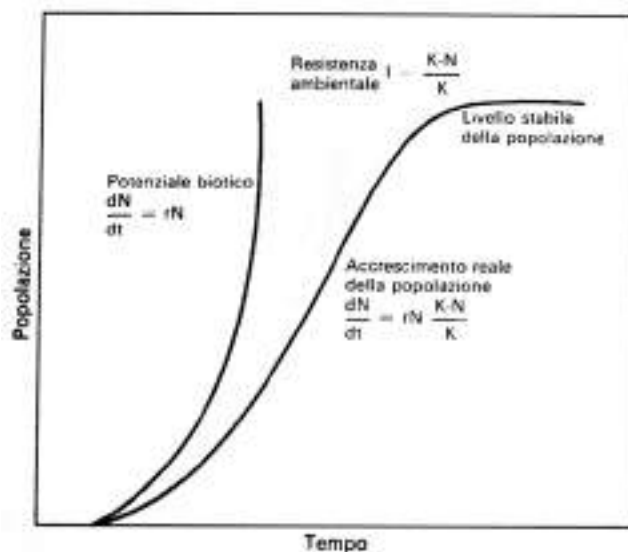


Figura 4.23. Accrescimento teorico esponenziale e logistico di una popolazione in funzione della resistenza ambientale. I tassi di incremento diminuiscono progressivamente all'aumentare della densità (consistenza).

La curva che descrive i reali incrementi di una popolazione ha un andamento simile solo nella prima parte ed assume poi un andamento di tipo "sigmoide". Lo scostamento è dovuto all'insieme di fattori

intrinseci ed estrinseci che limitano una crescita infinita e che sono nel complesso definiti come resistenza ambientale. L'accrescimento di una popolazione non continua all'infinito, ma è la risultante dell'incremento naturale e dell'azione dei fattori ambientali che tendono a frenare l'aumento della popolazione stessa, stabilizzandola verso uno stato di equilibrio in cui il numero di nascite, in media, equivale al numero di morti mantenendo costante il numero complessivo di individui della popolazione. Tale tipo di accrescimento viene definito "logistico" (dal nome della curva di accrescimento logistico che lo descrive) ed è caratterizzato da una prima fase in cui gli accrescimenti sono piccoli ma in progressivo aumento, da una seconda di accrescimento veloce e a tratti "esplosivo" e da una terza in cui gli accrescimenti tendono a diminuire sino a farsi prossimi allo zero.

L'equazione, che ci permette di modellizzare la curva di accrescimento logistico, è caratterizzata da due parametri che ci aiutano a caratterizzare le "performances" della popolazione nel suo specifico ambiente. Il parametro r_0 , definito tasso intrinseco di crescita e il parametro K , definito capacità portante. K indica la densità (o la consistenza) di popolazione a livello della quale si ha un'autoregolazione della popolazione attorno a valori medi costanti; r_0 indica gli accrescimenti annui massimi potenziali di una popolazione, possibili in caso di densità non troppo elevate. Nel caso in cui la densità sia vicina a K , il valore di r tenderà a zero.

In una popolazione di Ungulati non sottoposta a sfruttamento venatorio e a predazione naturale, la regolazione è legata alle risorse alimentari pro capite, che si fanno più limitate all'aumentare della densità di popolazione. In ambiente alpino, inoltre, la disponibilità media di risorse alimentari può variare molto di anno in anno a seconda della quantità di neve che cade e permane al suolo durante l'inverno, impedendo l'accesso a buona parte delle risorse alimentari.

Questa sorta di "imprevedibilità" di medio periodo fa sì che una popolazione nella fase finale della sua curva di crescita non rimanga stabile, ma continui ad oscillare sopra e sotto un valore medio di equilibrio a seconda dei vari andamenti invernali. Più la variabilità della nevosità invernale sarà alta di anno in anno, più queste oscillazioni saranno ampie, alternando fasi di crescita a veri e propri *crash* demografici in occasione di inverni particolarmente duri.

La regolazione della crescita di una popolazione in funzione della sua densità/consistenza dipende dalla disponibilità alimentare pro capite che si fa via via più scarsa. Avere meno cibo a disposizione significa avere un peso e una condizione (e sul lungo termine una costituzione) più scadente.

Una condizione più scadente aumenta le probabilità di malattia e di morte e, nel caso delle femmine, come già argomentato, rende meno probabile che le stesse si possano riprodurre con successo. L'aumento dei tassi di mortalità e la diminuzione dei tassi di natalità è alla base della complessiva crescita zero della popolazione. Tale fenomeno viene definito "regolazione dipendente dalla densità".

Dal 1983 ad oggi la popolazione di cervo del Parco ha mostrato un accrescimento di tipo logistico (Figura 4.24). Il modello applicato ai dati spiega in modo significativo la dipendenza degli accrescimenti annui della popolazione stessa dal suo progressivo aumento di densità. La popolazione ha un tasso annuo potenziale massimo di crescita pari al 28% (nelle fasi a media densità) e una capacità portante media (valore soglia) di circa di 2300-2600 nell'intera UG (Perco *et al.*, 2001; Pedrotti e Bragalanti 2008). Questa situazione indica come la popolazione sia entrata in piena fase di autoregolazione (equilibrio) da circa 25 anni e mostri continue ampie oscillazioni dovute agli andamenti invernali attorno ad un valore di capacità portante K , (che cambia continuamente nel tempo). La regolazione degli accrescimenti è denso-dipendente e l'azione della densità modula e regola sia i tassi di natalità (facendoli progressivamente diminuire), sia i tassi di mortalità (facendoli aumentare). Il fatto che la popolazione abbia terminato la sua fase di crescita è indicato anche dal notevole aumento della mortalità naturale a partire dalla fine degli anni '90. È facile inoltre notare, dalla stessa figura, come le elevate mortalità invernali siano direttamente correlate agli inverni più nevosi che rappresentano il principale fattore di regolazione per le popolazioni con elevate densità.

I meccanismi alla base della dinamica della popolazione di cervo del Parco Nazionale dello Stelvio e della Val di Sole sono stati analizzati e descritti da Bonardi *et al.* (2017), evidenziando i meccanismi di modulazione sui tassi di accrescimento da parte di fattori quali la densità di popolazione e la nevosità invernale (che approssima la minore disponibilità di cibo). Esaminando le due curve relative agli andamenti della consistenza della popolazione e a quelli meteo-climatici, si nota che in corrispondenza dei picchi di nevosità, si riscontrano cali paralleli di consistenza nel cervo (Figura 4.24; Bonardi *et al.*, 2017).

I risultati sembrano in linea con quanto riportato da altri lavori in Europa negli anni. Due studi in particolare, dimostrano come la dinamica di popolazione del cervo sia influenzata dalla densità specifica nella popolazione e dalla severità invernale sia in Scozia, nell'isola di Rum, dove la popolazione è intensamente monitorata da molti anni, sia in Norvegia (Kruuk *et al.*, 1999; Mysterud *et al.*, 2000b).

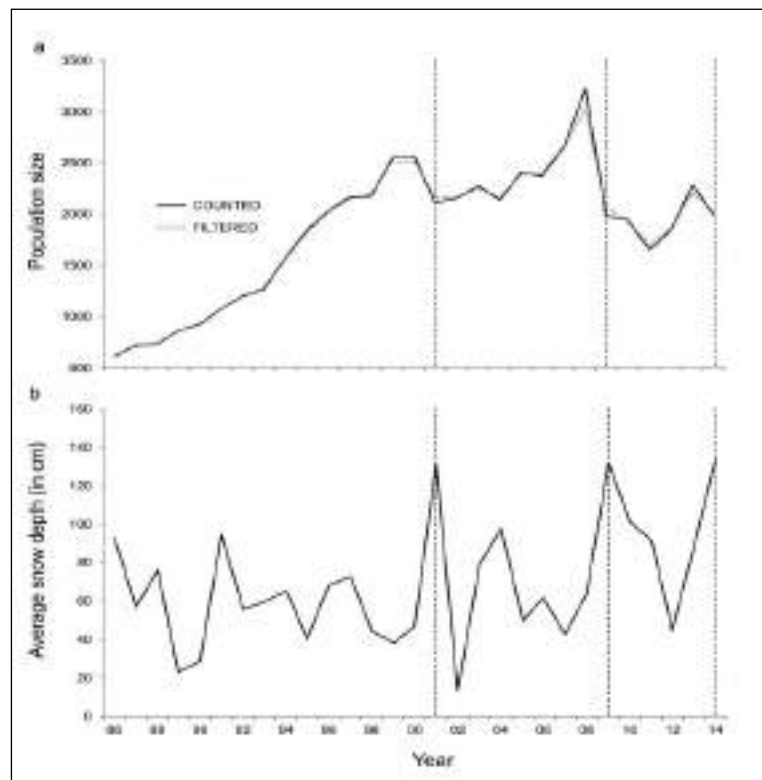


Figura 4.24. Dinamica di popolazione del cervo in val di Sole, dal 1986 al 2014, messa in relazione con la nevosità negli stessi anni nella stessa area. In corrispondenza dei picchi di nevosità, si riscontrano cali paralleli di consistenza nel cervo (linee verticali tratteggiate).

La dipendenza dalla densità e soprattutto dalla nevosità invernale è importante soprattutto per le femmine, perché va ad incidere sui tassi di natalità e sulla produttività.

Uno studio effettuato utilizzando i cervi abbattuti in controllo nel settore lombardo del Parco (215 complessivamente analizzati), ha analizzato la variazione della fecondità rispetto a variabili quali: l'età, la massa corporea, il grasso renale (indice di buona condizione), la lunghezza della mandibola, lo stato di lattazione, la consistenza di popolazione e parametri climatici quali temperatura e precipitazioni sia in primavera-estate che in autunno-inverno. Tutte le analisi sono state effettuate tramite modelli di regressione logistica che selezionassero le variabili i cui effetti diretti meglio spiegano la variazione di fecondità.

Lo studio ha dimostrato l'esistenza di complesse relazioni di causa-effetto tra la stocasticità delle condizioni meteorologiche, la condizione dei cervi e le capacità riproduttive, tra le quali, nello specifico:

- il fatto che il grasso renale ha un effetto positivo sulla fecondità, per cui le femmine adulte in buone condizioni hanno più probabilità di essere fertili e conseguentemente feconde;

- l'aumento delle temperature primaverili ed estive ha un effetto negativo sui valori del grasso renale, il quale diminuisce, influenzando negativamente ed indirettamente la fecondità delle cerva (primavere miti ed estati calde possono portare le cerva ad una peggiore condizione corporea, a causa dell'anticipo della crescita vegetazionale, che comporta per loro una minore disponibilità di risorse trofiche nei siti di estivazione durante l'estate);
- la fecondità è dipendente dall'età e sembra essere minore nelle femmine di età inferiore a 3 e superiore a 15 anni. Questo fattore sembra avere parametri contrastanti in aree di studio diverse, per cui, per esempio, in Europa Centrale le cerva mostrano un tasso di fecondità superiore già a 2 anni di età (Borowik *et al.*, 2016), facendo pensare ad implicazioni relative alla densità locale della specie; infatti, lo studio dimostra e conferma anche che la fecondità è densità-dipendente: in popolazioni ad elevate densità i tassi di fecondità diminuiscono;
- inoltre, la relazione tra età, condizione corporea e fecondità potrebbe essere mediata da variazioni in altri parametri, come per esempio, la presenza di parassiti che potrebbero avere un effetto negativo nella fecondità (dipendente a sua volta dalla densità dei cervi, dall'età, dalla temperatura primaverile ed estiva).

Questo suggerisce una specie di compromesso nel cervo tra l'opportunità di riprodursi e di garantirsi la sopravvivenza, mettendo in luce come su questo possano influire sia le condizioni ambientali che le caratteristiche individuali dei cervi stessi, modificando la dinamica storica della popolazione e rispondendo in maniera adattativa alle diverse condizioni ambientali (Corlatti *et al.*, 2018).

Tenendo conto di una serie storica quasi trentennale di dati di conteggi, è stato esplorato il ruolo della stocasticità meteo-climatica e della dipendenza dalla densità sui tassi di accrescimento della popolazione e su alcuni parametri demografici (tassi di mortalità e tassi di natalità). È stata inoltre esplorata la variazione della massa corporea in relazione alla densità della popolazione (Bonardi *et al.*, 2017).

Per meglio descrivere la dinamica delle popolazioni in situazioni alpine, in cui l'andamento dell'inverno rappresenta un fattore di estrema importanza per la regolazione delle popolazioni, sono state quindi verificate le relazioni tra gli accrescimenti delle popolazioni stesse mediante modelli che tenessero conto anche dei fattori densità e nevosità. Nel caso del PNS, sono stati testati tutti i possibili modelli che spiegassero le variazioni dei tassi di accrescimento della popolazione in funzione:

- della densità di popolazione l'anno precedente (N);
- della nevosità (S);
- dell'interazione tra densità e nevosità (N*S).

I risultati indicano come l'aumento della densità e della nevosità invernale esercitino un effetto interattivo negativo sui tassi di accrescimento della popolazione e positivo sui tassi di mortalità, mentre i tassi di natalità sono negativamente influenzati dalla densità, dalla neve e da un rapporto sessi sbilanciato (Figura 4.25). La selezione di un modello "con interazione" quale migliore spiegazione della dipendenza dalla densità indica che l'effetto delle elevate densità sui tassi di accrescimento della popolazione non agisce in modo uguale e continuo, ma che il suo effetto è maggiore e significativo solo al di sopra di un valore soglia di "durezza" e nevosità dell'inverno. E' quindi la combinazione dei due fattori che rende più forte la regolazione. La sola presenza di densità elevate senza inverni nevosi non è sufficiente a regolare la dinamica (Bonardi *et al.*, 2017).

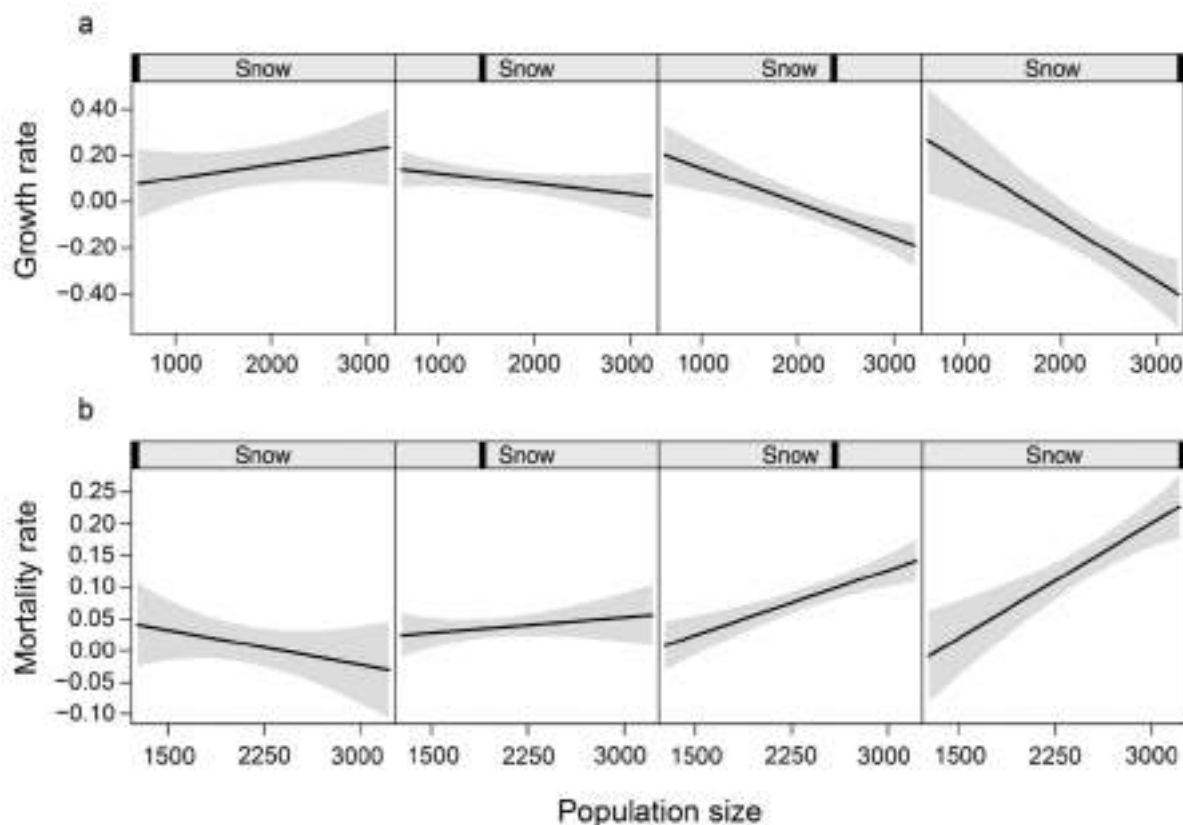


Figura 4.25. Relazione tra a) i tassi di accrescimento e b) i tassi di mortalità e la consistenza della popolazione per valori progressivamente crescenti di altezza media del manto nevoso invernale (barre nere nelle parti superiori dei grafici; basso 15 cm; medio-basso 55 cm; medio-alto 95 cm; alto 135 cm. Le rette di regressione lineare sono riportate con l'intervallo di confidenza al 95% - in grigio.

In sintesi la parte di popolazione di cervo presente all'interno del Parco è caratterizzata da densità molto elevate, tali da avere ormai innescato fenomeni di autoregolazione negli accrescimenti della popolazione in relazione alle densità stesse. In base a ciò, la massa corporea di maschi e femmine è progressivamente diminuita all'aumentare della densità (Figura 4.26 – pesi medi dei cervi abbattuti durante l'attività venatoria nel Distretto Faunistico Val di Sole).

Tali dati confermano, anche per il cervo della Val di Sole il ruolo chiave che la densità di popolazione e la severità degli inverni hanno nel modulare la dinamica della popolazione e nello stabilizzare a zero la crescita nel medio periodo.

Nella pratica la popolazione sperimenta anni di leggera crescita, alternati ad anni di *crash* demografici ed elevata mortalità in relazione alla durezza e nevosità dell'inverno. Nei casi estremi la mortalità raggiunge valori ragguardevoli (441 soggetti rinvenuti morti nell'inverno 2000-01, 311 nell'inverno 2003-04, 728 nell'inverno 2008-2009, 407 nell'inverno 2017-2018 e 350 nell'inverno 2020-2021); i cervi di norma non muoiono nelle zone più remote del Parco, ma si avvicinano ai paesi e ai fondivalle.

È quindi possibile affermare che nelle attuali condizioni il cervo nel Parco non continuerà a crescere. Tuttavia, la stabilizzazione della popolazione su valori tanto elevati da innescare fenomeni di autoregolazione da densità ha dei risvolti non trascurabili sulla condizione e costituzione della popolazione stessa e su numerose altre componenti dell'ecosistema che risentono di tale situazione caratterizzata da densità comunque molto elevate.

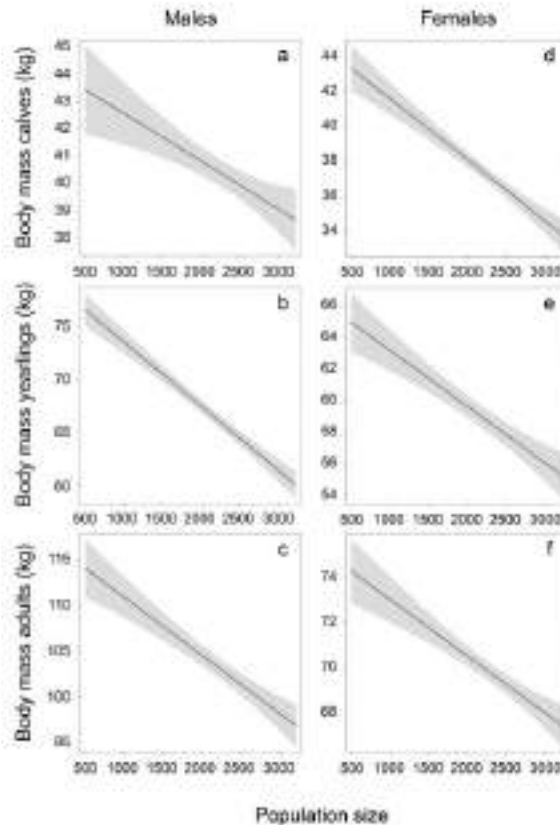


Figura 4.26. Relazioni sesso ed età specifiche tra la massa corporea e la densità di popolazione nei cervi abbattuti in Val di Sole tra il 1986 e il 2014. (a) cerbiatti maschi N=1136; (b) fusoni N=1373; (c) maschi adulti N=1901; (d) cerbiatti femmina N=1300; (e) sottili N=917; (f) femmine adulte N=2462; Le rette di regressione lineare sono riportate con l'intervallo di confidenza al 95% - in grigio.

4.1.5 CONDIZIONE E COSTITUZIONE

Dalle analisi sulla condizione e costituzione dei cervi effettuato dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie, dal 1997 al 2007 sui cervi abbattuti nelle riserve di caccia di Vermiglio, Peio e Rabbi, confrontandole con aree analoghe dei settori lombardo ed altoatesino (Capitolo 3 del presente Progetto), è emerso come le UG indagate possano essere suddivise in tre tipologie: quelle settentrionali (provincia di Bolzano e Val Müstair), quelle meridionali (Val di Sole, alta Valcamonica, Valfurva - Valdisotto – Sondalo) e Livigno – Valdidentro, che mostrava caratteristiche a sé. Le popolazioni delle UG del nord presentano una condizione e una costituzione inferiori, in relazione alle elevate densità ed alla qualità inferiore degli habitat occupati. Anche i parametri riproduttivi mettono in evidenza l'insorgenza di meccanismi atti a ridurre i tassi di natalità e regolare gli incrementi della popolazione; anche se tale fenomeno non si manifesta con l'intensità tipica delle popolazioni ad elevata densità studiate negli ambienti scozzesi (Pedrotti e Fraquelli, 2001).

Tale situazione deve essere considerata una naturale conseguenza delle elevate consistenze che innescano fenomeni di autoregolazione nelle popolazioni. Ciò non significa, comunque, che il numero di cervi presenti possa essere considerato in equilibrio con le esigenze dell'economia forestale e agricola, per le quali la densità limite si situa generalmente al di sotto di quella biologica, né con le eventuali necessità di accelerare i processi di naturale evoluzione degli ecosistemi forestali.

Le popolazioni meridionali, pur contraddistinte da densità elevate, insistono su territori caratterizzati da una migliore qualità ambientale e ampia disponibilità di quartieri di svernamento con elevata offerta alimentare (vero soprattutto per Val di Sole e alta Valcamonica).

Il loro stato appariva all'epoca generalmente buono e anche i parametri riproduttivi non sembravano risentire in modo significativo delle elevate densità. Si rilevavano tuttavia evidenze di un possibile peggioramento della costituzione dei cervi e se non cambiano le condizioni, ci si può attendere un maggior peggioramento.

Analizzando l'evoluzione dei pesi (vuoti, eviscerati) medi dei maschi e delle femmine di cervo della Val di Sole campionati dal 1973 al 2021, distinti per le diverse classi di età, è possibile stimarne le curve di crescita ponderale per entrambi i sessi (Figura 4.27). Dal grafico, si può subito notare la differenza di *range* dei pesi dei maschi rispetto a quelli delle femmine, in relazione allo spiccato dimorfismo sessuale della specie. Nelle femmine, la crescita si arresta prima, intorno ai 4 anni, arrivando ad un peso (completamente eviscerato) di circa 70-72 kg. Nei maschi, invece, la crescita prosegue fino a circa 7-8 anni di età, raggiungendo pesi medi di quasi 120 kg.

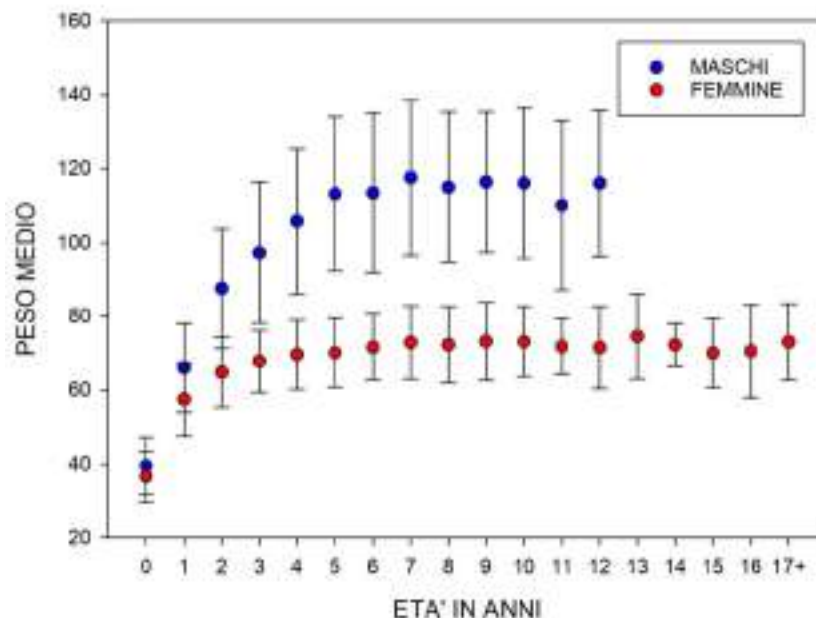


Figura 4.27. Curve di crescita del peso in funzione dell'età, per i due sessi (data la scarsa rappresentatività delle età maggiori, per i M l'età 12 rappresenta i 12+; per le femmine l'età 17 le 17+).

Stesso tipo di elaborazione è stata fatta relativamente alla lunghezza della mandibola, per entrambi i sessi (Figura 4.28). La differenza tra i sessi nella lunghezza della mandibola si nota già nei cervi di meno di un anno, con valori leggermente maggiori, ma non significativi nei maschi.

In entrambi i sessi, comunque, l'andamento mostra una crescita fino al quarto anno nelle femmine e sino e fino al sesto – settimo anno di età nei maschi per poi stabilizzarsi nelle classi di età superiori.

La lunghezza media "massima" della mandibola nelle femmine oscilla tra i 27 ed i 27.5 cm, mentre nei maschi è attorno ai 29.5 cm.

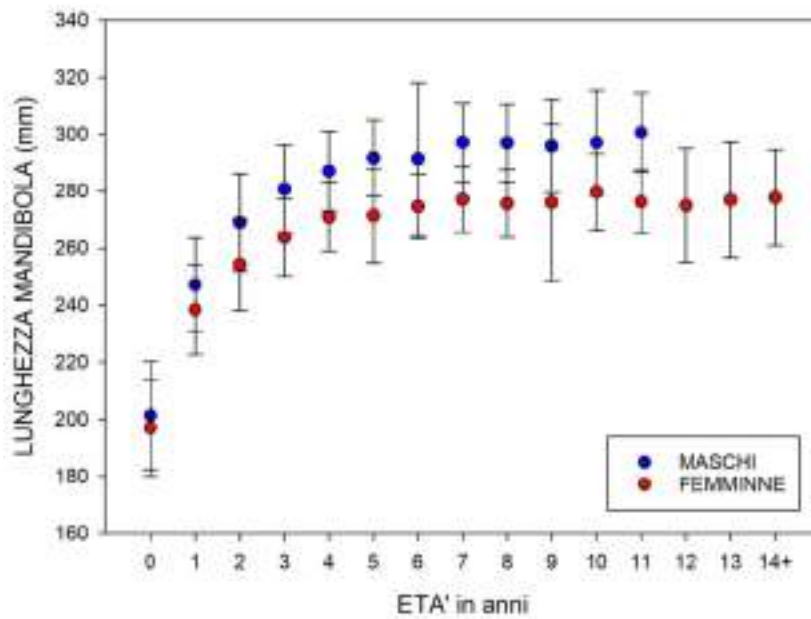


Figura 4.28. Curve di crescita della mandibola in funzione dell'età, per i due sessi (data la scarsa rappresentatività delle età maggiori, per i M l'età 11 rappresenta gli 11+; per le femmine l'età 14 le 14+).

Analizzando l'evoluzione negli anni dei pesi medi dei cervi abbattuti all'esterno del Parco, è possibile verificare come la condizione media della popolazione sia andata diminuendo negli anni. Questo è probabilmente da mettere in relazione con il progressivo aumento delle consistenze della popolazione sino alla fine del secolo scorso e alla sua successiva oscillazione su valori comunque elevati.

A titolo di esempio, le Figure 4.29 e 4.30 mostrano come la distribuzione dei pesi medi, rispettivamente delle femmine adulte (3+ anni) e dei maschi fusoni (1 anno) sia diminuita dal 1980 ad oggi, verosimilmente in relazione all'aumento della densità della popolazione sino all'inizio di questo secolo. Successivamente, i valori dei pesi medi sembrano essersi stabilizzati per entrambe le categorie, probabilmente anche a causa del raggiungimento della fase di equilibrio complessivo delle consistenze della popolazione della popolazione, che dal 2001 ad oggi non ha avuto più incrementi esponenziali (soprattutto per la parte di territorio posto all'esterno del Parco), ma solo oscillazioni più o meno importanti (per densità e rigidità invernale) tra i 2000 ed i 3000 animali.

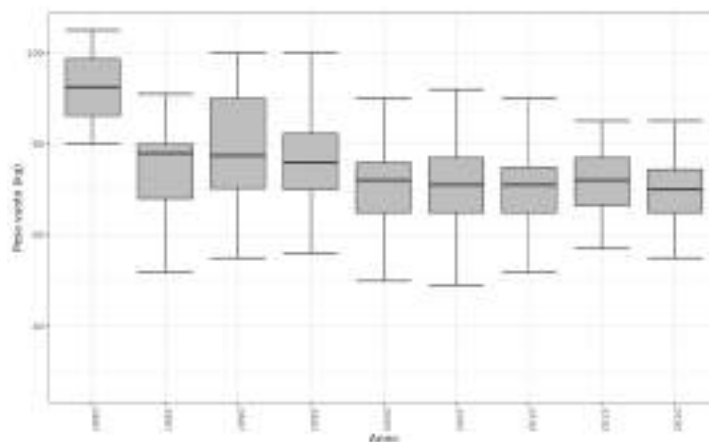


Figura 4.29. Andamento dei pesi medi delle femmine di 3 o più anni abbattute in Val di Sole dal 1980 ad oggi. La linea nera centrale indica la media e il box grigio ricomprende il secondo e terzo quartile della distribuzione.

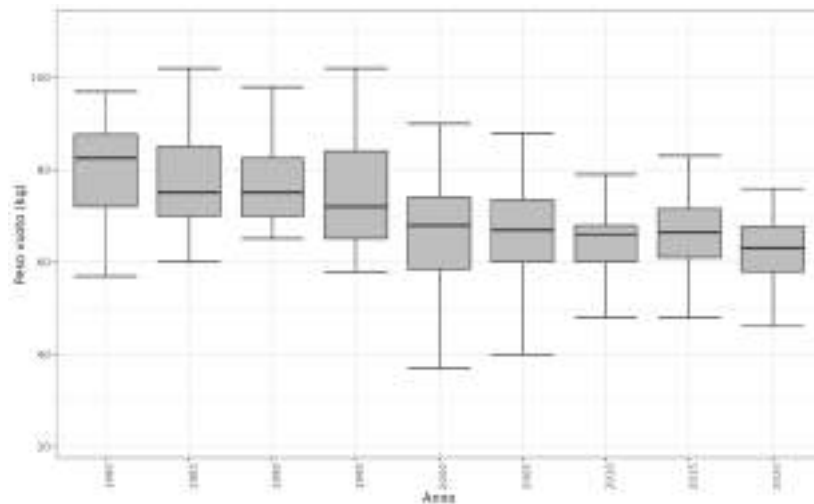


Figura 4.30. Andamento dei pesi medi dei maschi fusoni (1 anno) abbattuti in Val di Sole dal 1980 ad oggi. La linea nera centrale indica la media e il box grigio ricomprende il secondo e terzo quartile della distribuzione.

L'analisi dei pesi medi negli anni dimostra come essi siano generalmente diminuiti, in modo significativo tra prima e dopo il 1998 in tutte le riserve: prima di tale periodo infatti, le densità del cervo erano ancora generalmente basse e la maggior parte dei soggetti godevano di una buona costituzione, mentre dai primi anni 2000 fino al 2008-2009 (periodo in cui si sono raggiunte le massime densità, fino a 30 cervi/km²) e anche dopo, fino ad oggi, le densità sono aumentate ed i pesi hanno cominciato a diminuire.

Per meglio comprendere il fenomeno è utile soffermarsi sui pesi medi delle femmine adulte (età > 3 anni) nelle riserve di caccia della Val di Sole, con dettaglio del confronto tra quelle adiacenti al Parco (Riserve di Peio e di Rabbi) e le altre, più lontane dai confini del Parco in cui le densità sono decisamente più basse (Figura 4.31). Interessante è l'evidenza per la quale, nel periodo pre-1999 i pesi delle femmine adulte fossero pressoché simili nelle riserve di Rabbi e Peio e nelle altre, mentre dal 1999 al 2009, durante il quale le densità dentro Parco sono aumentate fino a valori elevati, i pesi medi delle cerva adulte abbattute nelle riserve vicine all'area protette (Riserve di Peio e di Rabbi) sono diminuiti molto di più rispetto a quelli delle cerva adulte abbattute negli stessi anni nelle altre riserve del Distretto Faunistico Val di Sole, più lontane al Parco. Sebbene la condizione della popolazione sia diminuita nel tempo in modo generalizzato, tale diminuzione, in quegli anni è stata più veloce nelle riserve prossime al Parco, in relazione al gradiente di densità presente. Tale differenza si è mantenuta anche negli anni successivi fino ad oggi, marcando un leggero aumento a Peio e Rabbi e una diminuzione all'esterno, in perfetto accordo con le variazioni di densità.

L'eventuale avvio del controllo numerico all'interno del Parco permetterà di ampliare tali confronti anche rispetto ai cervi che insistono nell'area protetta e che verosimilmente sono caratterizzati da pesi medi ulteriormente inferiori (Pedrotti e Fraquelli, 2001). La futura raccolta dei dati biometrici di condizione e costituzione (peso, lunghezza della mandibola, fertilità, indice di grasso perirenale) permetterà di valutare i cambiamenti di stato della popolazione in relazione ad una diminuzione di consistenza e densità della popolazione all'interno dell'area protetta.

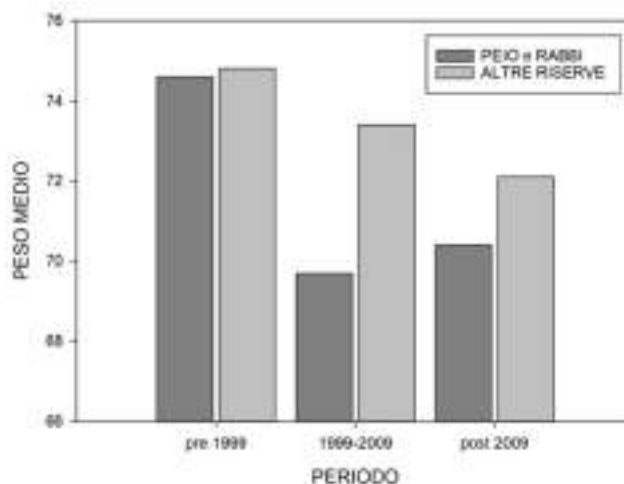


Figura 4.31. Valori del peso medio delle femmine adulte (età dai 3 anni in su) abbattute in caccia nelle riserve adiacenti al Parco (Riserve di Rabbi e Peio – grigio scuro) e nelle altre riserve di caccia del Distretto della Val di Sole (grigio chiaro) in 3 periodi: prima del 1999, tra il 1999 e il 2009 e dopo il 2009.

4.1.6 CAPACITÀ DI SPOSTAMENTO E DI DISPERSIONE DELLA POPOLAZIONE

In base ai dati raccolti tra gennaio 2003 e dicembre 2006 dai cervi muniti di radio collare, è possibile tracciare le seguenti considerazioni ed evidenziare le prospettive future di gestione della popolazione. I dati e le analisi di maggiore dettaglio sono contenuti in Bonardi, 2009; Pedrotti e Bragalanti, 2008; Pedrotti e Luchesa, 2005.

Lo studio sulle capacità di spostamento ha evidenziato come non sia possibile considerare i cervi del Parco e quelli della Val di Sole come due unità distinte e separate. Più della metà dei soggetti monitorati e catturati nell'area protetta ha mostrato un comportamento stagionale migratorio e circa il 30% della popolazione compiva spostamenti di parecchi chilometri tra l'estate e l'inverno.

In base all'esame della distribuzione delle localizzazioni dei cervi monitorati (e alla distribuzione geografica delle catture), sembra confermata l'ipotesi che l'unità territoriale entro cui gestire la popolazione di cervo (Unità di Gestione) debba comprendere almeno tutto il territorio trentino del Parco e del Distretto Faunistico della Val di Sole.

Lo studio ha confermato l'esistenza di due principali strategie di uso dello spazio. Gli individui **stanziali** che trascorrono l'intero periodo annuale nello stesso *home range*, con moderati spostamenti altitudinali, e gli individui **migratori**, caratterizzati da *home range* stagionali spazialmente separati e da migrazioni primaverili e autunnali per spostarsi tra i differenti quartieri stagionali. Tra i cervi che presentavano un comportamento migratorio e stanziale si collocavano i cervi con comportamento di tipo intermedio, con areali stagionali separati, ma contigui nello spazio. Le tre tipologie di comportamento risultavano più marcate per le femmine: Il 44% delle femmine monitorate mostrava un **comportamento stagionale migratorio**, ma solo il 22% di esse compiva spostamenti di parecchi chilometri tra l'estate e l'inverno, tra l'interno e l'esterno dell'area protetta (Figura 4.32).

Il restante 78% mostrava un **comportamento sostanzialmente stanziale** e una parte significativa delle femmine (il 73%) trascorrevano l'intero anno all'interno del Parco e ne mappavano i confini. La percentuale di individui migratori e l'estensione delle migrazioni è risultata mediamente bassa rispetto a quanto verificato in altre situazioni alpine.



Figura 4.32. Un esempio di differenti strategie di uso dello spazio nelle femmine di cervo; a sinistra una femmina stanziale che occupa tutto l'anno una stessa area, a destra una migratrice che ha quartieri invernali ed estivi distanti e ben differenziati. I poligoni rossi mostrati gli home range estivi di anni diversi, in blu quelli invernali (MCP al 95%).

I cervi iniziano gli spostamenti migratori primaverili in un periodo estremamente preciso e limitato nel tempo, 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. La distanza tra i siti di estivazione e svernamento passava dai 735 m (± 396) per le femmine stanziali ai 5.244 m (± 3.147) per le migratrici.

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 variavano tra i 140 e i 400 ha, mentre gli *home ranges* estivi, comprensivi dei territori di prima migrazione e di quelli autunnali, occupavano dimensioni da due a tre volte maggiori e mostravano valori medi tra i 475 e i 873 ha.

Nel caso dei maschi, soprattutto negli adulti, le caratteristiche individuali giocano un ruolo significativo nel comportamento spaziale e la maggioranza di essi, pur utilizzando il territorio del Parco durante il periodo riproduttivo e l'estate, trascorrevano l'inverno all'esterno, spesso anche a parecchie decine di chilometri di distanza.

La Figura 4.33 schematizza le principali rotte di spostamento che è stato possibile mettere in evidenza per i maschi. Una parte (circa il 40-50%) restava all'interno del Parco o in prossimità dei suoi confini per tutto il corso dell'anno, compiendo movimenti migratori di limitata entità. Altri (il 50-60%) si spostavano dalle Valli di Peio e Rabbi verso la media e la bassa Val di Sole, giungendo, in alcuni casi, sino a Bresimo e al *Nonsberg* sudtirolese.



Figura 4.33. Principali rotte di migrazione messe in evidenza dai maschi di cervo catturati nel PNS.

La Figura 4.34 mette in evidenza le principali rotte di spostamento che è stato possibile individuare per le femmine monitorate. Alcune di esse si spostavano durante l'estate nella Valle di Bresimo, una è arrivata a visitare anche la Val d'Ultimo, mentre altre svernavano nella porzione di Parco dello Stelvio della Val di Rabbi per andare poi a estivare in quella della Val di Peio. Una porzione probabilmente significativa svernava sui versanti solegggiati della media Val di Sole per portarsi poi repentinamente all'interno del Parco in Val di Peio al sopraggiungere della primavera. Una, infine, sembrava essersi definitivamente spostata nella bassa Val di Non.

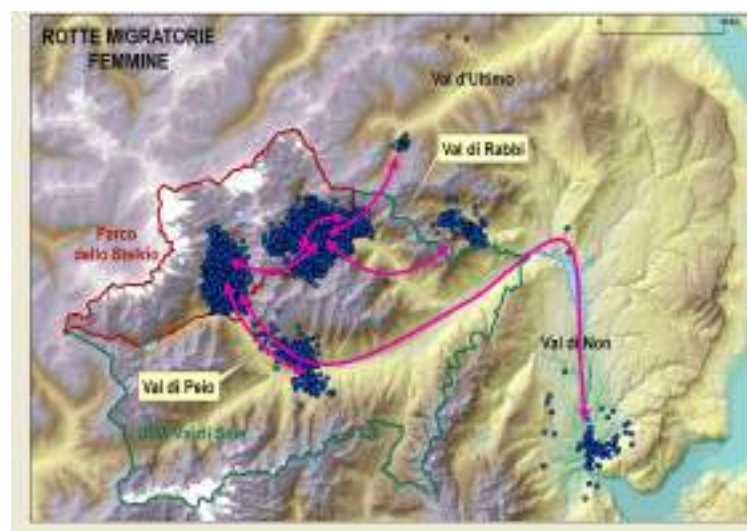


Figura 4.34. Principali rotte di migrazione e dispersione messe in evidenza per le femmine catturate nel Parco dello Stelvio e nelle aree limitrofe.

Tuttavia **una frazione cospicua delle femmine** monitorate (18 su 23) trascorrevano l'intero anno all'interno del Parco e ne mappava praticamente i confini (Figura 4.35). A differenza di quanto è emerso per i maschi, che hanno mostrato un comportamento spaziale con frequenti movimenti oltre i confini del Parco, una parte consistente di esse, pari al 78% del totale, ha passato praticamente l'intero ciclo annuale all'interno dell'area protetta. Tra queste, sono 4 (il 22%) quelle che hanno effettuato alcuni spostamenti, limitati nello spazio e nel tempo, all'esterno del Parco. Solo 5 femmine su 23 hanno effettuato notevoli spostamenti fuori Parco, mostrando un comportamento migratorio (Figura 4.36).

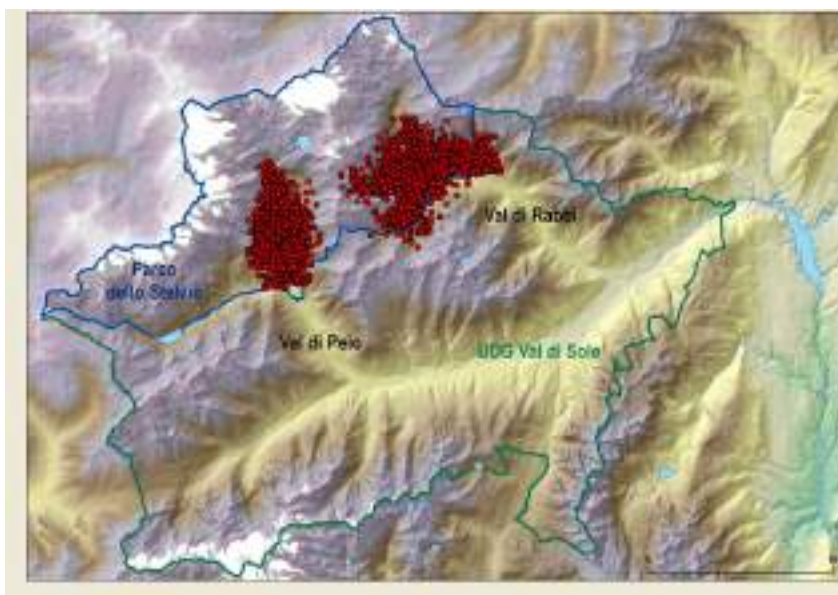


Figura 4.35. Una percentuale cospicua delle femmine monitorate trascorreva praticamente l'intero arco vitale all'interno del Parco, mostrando un comportamento stanziale o migratore a corto raggio.

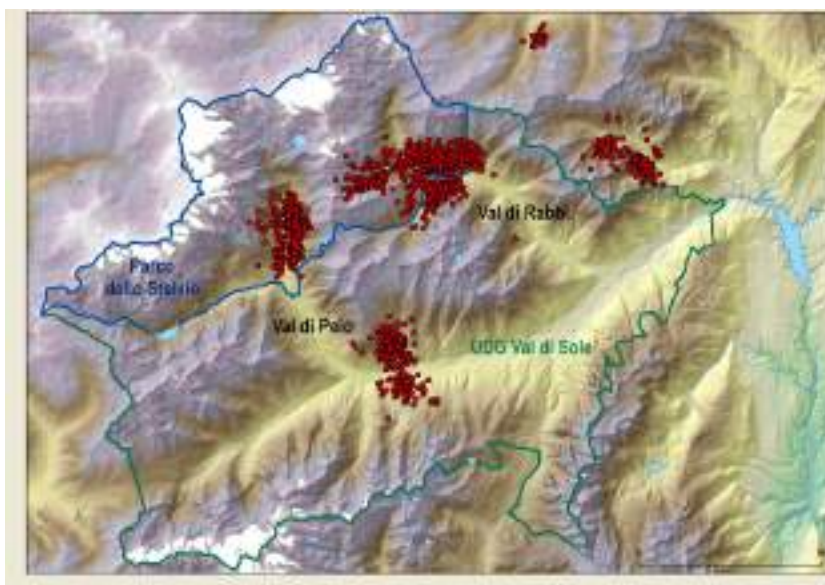


Figura 4.36. Una percentuale basse delle femmine monitorate (5 su 23) ha compiuto spostamenti stagionali di entità notevole al di fuori del Parco, mostrando un comportamento migratore.

Decisamente diversa la situazione dei maschi, tra cui circa la metà dei soggetti monitorati (il 55%) ha mostrato un netto comportamento migratorio che li ha portati ad utilizzare in modo significativo anche i territori all'esterno dell'area protetta (Figura 4.37 e 4.38).



Figura 4.37. Circa la metà dei maschi monitorati (5 su 11, 45%) trascorreva praticamente l'intero arco vitale all'interno del Parco, mostrando un comportamento stanziale o migratore a corto raggio.



Figura 4.38. Circa la metà dei maschi monitorati (6 su 11, 55%) ha compiuto spostamenti stagionali di entità notevole al di fuori del Parco, mostrando un comportamento migratore.

In conclusione le dimensioni dell'UG sono ritenute sufficienti a comprendere una definita unità demografica di cervo e alla gestione della popolazione.

Tuttavia, nel periodo considerato, solo il 25% delle cerva ha evidenziato una strategia migratoria di occupazione dello spazio. Le distanze tra aree di svernamento e di estivazione sono risultate piccole rispetto ad altre realtà. Le femmine hanno mostrato un comportamento estremamente conservativo e tradizionale e si sono mosse su brevi spazi, nei limiti del possibile sempre all'interno del Parco. I maschi hanno invece mostrato un comportamento più imprevedibile, variabile di anno in anno e si sono mossi su aree molto più vaste, uscendo in modo significativo dall'area protetta.

I comportamenti di maschi e femmine sono risultati diversi al punto da rendere necessarie modalità di gestione differenti.

Gli spostamenti stagionali delle femmine sono risultati inferiori all'atteso e non sufficienti ad una gestione realizzata solo all'esterno del Parco. L'eventuale controllo all'interno del Parco per ridurre la densità della popolazione dovrà quindi concentrarsi maggiormente sulle femmine per essere più efficace. Il periodo di migrazione primaverile rende necessaria una oculata pianificazione delle attività di

censimento che avvengono proprio a cavallo di tale periodo. Il periodo di migrazione autunnale, soprattutto nel caso dei maschi che compiono spostamenti di notevole estensione, rende necessaria una oculata pianificazione delle attività venatorie.

Pur non disponendo di dati aggiornato all'ultimo quinquennio, l'andamento dei censimenti primaverili ed estivi lascia supporre che la situazione attuale non sia molto differente.

Per valutare le eventuali variazioni del comportamento spaziale del cervo in Val di Sole rispetto al precedente studio e per indagare le eventuali modifiche comportamentali e di utilizzo dello spazio e del tempo, in concomitanza dell'avvio delle attività di controllo, si ritiene importante riprendere le attività di cattura per dotare altri cervi di collari GPS nel 2023 e 2024. Un simile studio acquista ulteriore significato anche in relazione al ritorno del lupo nell'area e allo studio delle possibili variazioni nei rapporti ecologici tra le due specie. In molti casi, i rapporti preda-predatore comportano variazioni nel comportamento spaziale e nell'utilizzo dello spazio da parte delle specie preda del lupo (Smith *et al.*, 2021).

4.1.7 STATO SANITARIO

(a cura dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie, Sezione di Trento)

La paratubercolosi è una malattia enterica ad andamento cronico causata da *Mycobacterium avium subsp. paratuberculosis* (MAP), che colpisce principalmente ruminanti domestici e selvatici.

La prima segnalazione in Italia di casi clinicamente conclamati di infezione paratubercolare in cervi risale agli anni '90 e riguarda animali provenienti dal Settore altoatesino del Parco Nazionale dello Stelvio (Pacetti *et al.*, 1994). Nei cervidi la maggior positività all'esame colturale si riscontra soprattutto nella frazione più giovane della popolazione (fusoni e sottili) (Carpi *et al.* 2005).

In un'indagine eseguita nel Settore altoatesino del Parco Nazionale dello Stelvio la prevalenza riscontrata all'esame colturale varia dal 31.96 % al 61 % (Fraquelli *et al.*, 2000).

Mentre una ricerca condotta tra il 1998 e il 2002 in Trentino ha messo in evidenza valori di prevalenza, che variano da 55 % al 80 % nel settore occidentale, e da 36 % a 6 % nel settore orientale (Carpi G. *et al.* 2005).

L'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie, a partire dal 1997 ha iniziato uno studio sistematico dello stato sanitario del cervo presente nel territorio delle due province autonome. Negli anni 2004 e 2005 ha realizzato in queste province e con propri fondi di ricerca, uno studio sulla paratubercolosi in ambiente alpino. Nel Trentino sono state controllate la parte orientale (Primiero, Fassa e Fiemme), e la parte occidentale (Val di Sole); la maggior parte dei campioni occidentali è giunta dal Parco Nazionale dello Stelvio.

La prevalenza all'esame colturale per paratubercolosi nei cervi è risultata di 39.13% (n = 46) nella zona occidentale del Trentino (Settore trentino del PNS e zone limitrofi) e di 8.82% (n = 34) nel settore orientale del Trentino. Nella Provincia di Bolzano si è riscontrato una prevalenza superiore pari a 62.79% (n = 43) nel Settore Altoatesino del PNS e a 29.73% (n = 37) nelle restanti zone della provincia.

La Figura 4.39 permette di confrontare i dati di popolazione (densità) con la prevalenza di infezione all'esame colturale nei cervi dei due settori trentini considerati dal 2000 al 2005.

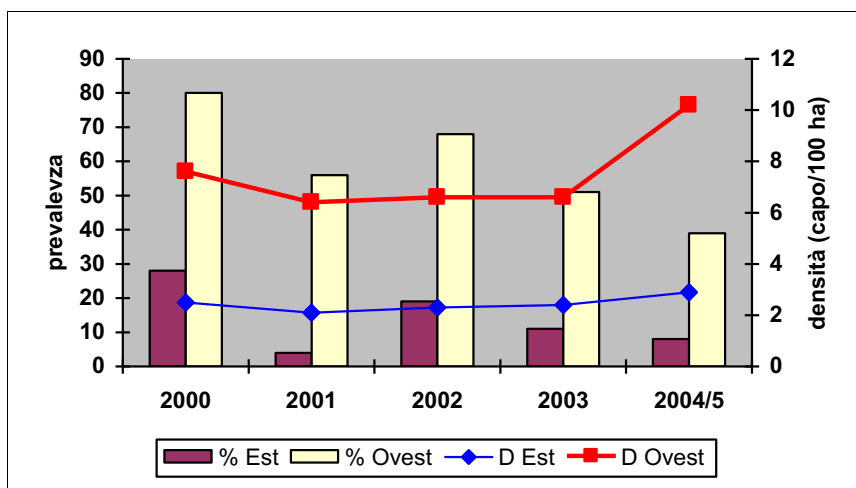


Figura 4.39. Correlazione tra densità (D) di popolazione di cervo e prevalenza (%) all'esame culturale.

Il grafico consente di rilevare una prevalenza sostanzialmente e stabilmente bassa dopo il 2000 nel settore orientale, dove la densità era inferiore a quella del settore occidentale (dove si trova il PNS). Quest'ultimo presenta una tendenza al decremento della prevalenza, pur manifestando una decisa tendenza all'incremento della densità.

A partire dal 2001 e almeno per una decina di anni, è stato osservato un costante aumento della densità di cervo entro il Parco e una diminuzione all'esterno. Considerato che il campionamento ha coinvolto cervi cacciati all'esterno, esso è risultato poco significativo per lo stato sanitario dei cervi dentro Parco e che avevano, in quegli anni, densità notevolmente più elevate, rispetto all'esterno dell'area protetta.

Gli aspetti relativi alla dinamica e prevalenza della Paratubercolosi nel cervo sono stati tuttavia analizzati e approfonditi nel periodo 2013-2020 in occasione dell'avvio del controllo nelle popolazioni lombarde, anch'esse caratterizzate da prevalenze elevate nel periodo 1998-2005 (Carpi *et al.*, 2005; Bertoletti e Bianchi, 2009). Allo stato attuale delle analisi e delle conoscenze, la prevalenza alla malattia nel cervo dello Stelvio appare relativamente bassa ed anche un recente lavoro finalizzato alla ricerca del MAP nelle feci di cervo e bovino presenti nei pascoli del settore lombardo del Parco ha evidenziato prevalenze molto basse (qualche punto percentuale sul totale di campioni analizzati; Galiero *et al.*, 2018).

Pertanto, allo stato attuale non si ritiene opportuno replicare uno studio a campionamento sistematico nell'ambito del Piano di Controllo 2022-2026. Verranno comunque effettuate le specifiche analisi su tutti i soggetti abbattuti che mostrino evidenze esterne di possibile presenza di paratubercolosi. Questo, allo scopo di verificare la situazione attuale rispetto alla sensibilità della popolazione di cervo della val di Sole alla malattia, permettere un confronto con i risultati pregressi e identificare eventuali criticità sulla sua prevalenza nella popolazione.

Inoltre, sui cervi prelevati in controllo a partire dal 2022 è prevista la possibilità di realizzazione di altre analisi sullo stato sanitario degli animali o su patologie di interesse zoonotico in funzione della situazione epidemiologica.

Oltre a ciò, è importante effettuare, in sede di ispezione della carcassa, la sorveglianza su talune patologie anche di carattere zoonotico (esempio TBC, ecc.) con conferimento di eventuali organi con lesioni sospette all'Istituto Zooprofilattico territorialmente competente.

4.2. QUADRO DELLE PROBLEMATICHE E DELLE VALENZE DELLE POPOLAZIONI DI CERVO NEL CONTESTO AMBIENTALE, GESTIONALE E SOCIO-ECONOMICO DELL'UNITÀ DI GESTIONE

4.2.1 IMPATTI SULLA RINNOVAZIONE DEL BOSCO

In Provincia di Trento, già nei primi anni '90, l'impatto della brucatura risultava localmente evidente e spingeva il Servizio Foreste ad attivare campagne di monitoraggio del fenomeno (Capitolo 3 del presente Progetto; Pedrotti e Bragalanti, 2008).

Anche all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio questo monitoraggio è stato attivato e, nello specifico, uno studio mediante specifici transetti, in tutti e 3 i settori del Parco è stato realizzato per la prima volta nel 1998.

Nel 2021, nel settore trentino tale monitoraggio è stato ripetuto con lo scopo principale di valutare l'evoluzione dell'impatto da morso di cervo sulla rinnovazione forestale, analizzando i parametri a circa 20 anni di distanza. Contestualmente, nel 2021 sono stati nuovamente monitorati anche i recinti di esclusione realizzati in Val di Rabbi tra il 1992 e il 2010.

I risultati della ricerca del '98 nel PNS avevano già evidenziato la gravità dell'impatto del morso del cervo per i boschi del Settore trentino (Carmignola *et al.*, 2001; Pedrotti e Bragalanti, 2008).

In particolare hanno portato, allora, alle seguenti considerazioni riassuntive:

- la percentuale media di brucamento a carico della rinnovazione forestale è superiore a quella registrata in altre regioni dell'arco alpino con analoghi rilievi (Figura 4.40);
- in alcune zone del Parco il livello di brucamento è così elevato da pregiudicare l'affermazione e lo sviluppo della rinnovazione forestale;
- le zone in cui è stato rilevato il carico di morso più elevato, e tra queste il Settore trentino della Val di Rabbi, si sovrappongono a quelle in cui si verificano le massime concentrazioni di cervo durante il periodo invernale (Pedrotti e Bragalanti, 2008);
- le altre specie di Ungulati selvatici ed il bestiame domestico concorrono al danno da morso solo in aree di limitata estensione;
- particolarmente significativa risulta la fotografia dello stato della rinnovazione che deriva dall'analisi comparata delle situazioni più problematiche: Lasa (BZ) e Rabbi. I valori di brucatura a Rabbi infatti sono paragonabili a quelli di Lasa (pur leggermente inferiori), anche se il danno alla rinnovazione forestale non è, a prima vista, così evidente. La rigenerazione della foresta non sembra essersi fermata perché gli alberi che hanno raggiunto i venti anni di età non presentano ritardi nella crescita. Tuttavia le piantine più giovani, sotto il metro di altezza, mostrano un carico di morso notevole. A Lasa invece, in Val Venosta, l'impatto sulla rinnovazione forestale è particolarmente evidente e la vegetazione assume, su porzioni assai vaste del territorio, un portamento a cespuglio basso, con ritardi notevoli nella crescita. Tale situazione è pienamente giustificata dal ritardo temporale con cui le densità di cervo sono divenute limitanti a Rabbi rispetto a Lasa, dove la consistenza del cervo era già ragguardevole negli anni '60.

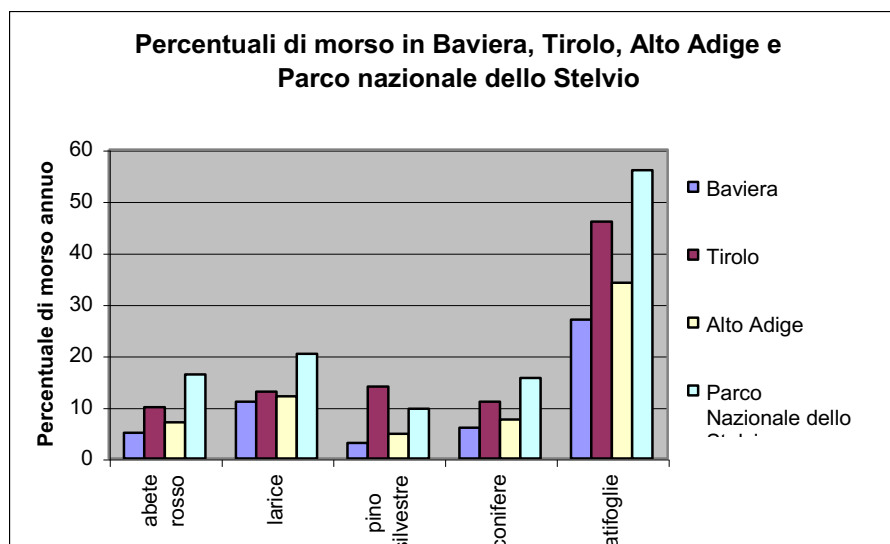


Figura 4.40. Raffronto tra le percentuali annuali di morso alla rinnovazione arborea esaminata in altre zone. I valori del Tirolo si riferiscono a un periodo di 1,5 anni (Tratto da Pedrotti e Bragalanti, 2008).

4.2.1.1. Analisi descrittive dell’impatto del morso da cervo sulla rinnovazione forestale (confronto 1998 – 2021)

Il carico di morso da cervo sulla rinnovazione forestale è stato analizzato, sia mediante rilievo su transetto in entrambe le valli di Rabbi e di Peio, sia tramite il monitoraggio dei recinti di esclusione in Val di Rabbi (Capitolo 3 del presente Progetto).

Da un primo confronto effettuato tra i risultati dello studio del 1998 e quelli ottenuti dal monitoraggio del 2021, entrambi effettuati sulle stesse aree di saggio campionate, è possibile rimarcare come il numero di quadranti in cui è stato possibile rinvenire siti con sufficiente rinnovazione e quindi idonei al monitoraggio è diminuito di quasi il 20% rispetto a quello del 1998 (moduli 1 e 2, con sufficiente rinnovazione, effettuati: dall’82% sul totale del 1998 al 67% sul totale del 2021, rispettivamente 123 su 150 e 99 su 150). I siti/quadranti in cui non è stato possibile effettuare il monitoraggio (rinnovazione assente o troppo scarsa - modulo sostitutivo) sono aumentati dal 18% del totale nel 1998 (27 su 150) al 33% del 2021 (51 su 150), dimostrando così una forte diminuzione dal 1998 al 2021 delle aree con sufficiente rinnovazione allo stadio iniziale (e della relativa densità media) sul territorio del Parco Nazionale dello Stelvio Trentino. Tale aumento è maggiore in Val di Peio (dove la densità locale del cervo risulta relativamente più elevata) rispetto alla Val di Rabbi (Antolini e Bonetti, 2021), dove anche il numero di piantine al di sopra dei 130m di altezza risulta notevolmente diminuito rispetto ad un ventennio fa (4495 piantine totali rilevate nel 1998 a fronte di 2594 nel 2021: circa 1900 in meno), come mostrano le Tabelle 4.8 e 4.9.

Tabella 4.8. Numero di rilievi considerati nelle analisi, suddivisi per periodo e tipo di rilievo effettuato; per i tipi di moduli utilizzati si veda il capitolo 3.

ANNO	MODULO 1		MODULO 2		MODULO SOST		TOTALE	% 1 e 2 sul tot.
	% sul tot.		% sul tot.		% sul tot.			
1998	43	29%	80	53%	27	18%	150	82%
2021	79	53%	20	14%	51	33%	150	67%

Tabella 4.9. Numero di piantine rilevate fino a 130 cm di altezza (TOTALE) e numero di quadranti (moduli 1-2) esaminati nel 1998 e 2021, suddivisi per Stazione forestale.

STAZIONE FORESTALE	ANNO	moduli 1-2	TOTALE
Rabbi	1998	50	1909
	2021	42	1842
Peio	1998	73	4495
	2021	57	2594
TOTALE	1998	123	6404
	2021	100	4436

In base ai rilievi effettuati sulla composizione della rinnovazione, le specie arboree più diffuse nell'area di studio sono abete rosso e larice che dominano sulle altre. Il pino cembro è presente solo in Val di Peio e le latifoglie risultano scarsamente rappresentate per la forte appetibilità e incidenza del morso.

Mettendo a confronto le varie specie analizzate nei due monitoraggi 1998 e 2021, suddivise anche per classi di altezza (>70 cm o <70 cm), si può notare come, mentre nel 1998 la specie largamente più rilevata sia stata l'abete rosso, nel 2021 sia stata il larice.

Tuttavia, ciò può trovare spiegazione nel fatto che la netta diminuzione nel 2021 di siti di rinnovazione idonea all'interno dei boschi, dove l'abete rosso è la specie più presente, ha comportato l'obbligatoria scelta di analizzare l'impatto del morso in situazioni particolari, come pendii ripidi o terreni disturbati, che costituiscono l'habitat migliore per favorire la rinnovazione del larice.

Pino cembro e latifoglie/altre (abete bianco, sorbi, pioppo, ciliegio ecc.) rappresentano una parte molto minore delle piante analizzate. Questo in parte per la gestione forestale del bosco che nel corso dei secoli scorsi ha favorito lo sviluppo delle conifere e in parte per l'appetibilità maggiore delle latifoglie che ne ha accentuato la rarità negli ultimi decenni. Nonostante ciò, si possono trarre considerazioni analoghe a quelle per le conifere e si sottolinea la tendenza alla diminuzione della rinnovazione campionata (Figura 4.41)

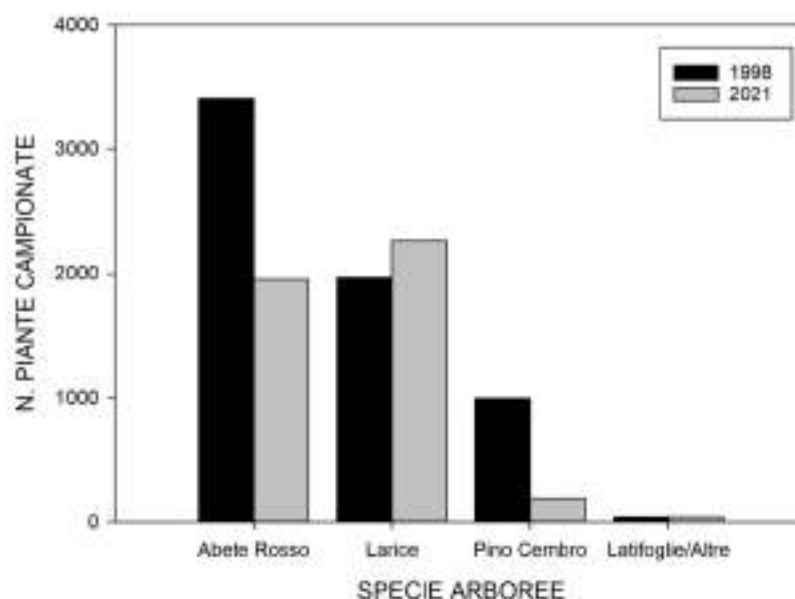


Figura 4.41 Confronto tra periodi nella composizione in specie rilevata nei campionamenti. Si evidenzia come nel 2021 le quote percentuali di abete rosso e larice risultino molto più simili di quanto non fosse nel 1998. Si evidenzia inoltre la diminuzione delle piante di pino cembro analizzate.

Le analisi evidenziano inoltre una notevole diminuzione di piantine sopra i 70 cm di altezza. Questo può significare una presenza maggiore di piantine piccole, agevolate probabilmente dal fatto che per tutto il periodo invernale si trovano completamente coperte dalla neve e che quindi siano agevolate dalla protezione contro il morso da ungulato.

Il dato generale di diminuzione della densità media di rinnovazione forestale è coerente con i dati precedenti; nonostante una certa stabilità nella densità per quanto riguarda la Stazione forestale di Rabbi, si nota una forte diminuzione in quella di Peio (Tabella 4.10.).

Tabella 4.10. Numero di piantine analizzate inferiori e superiori a 70 cm di altezza, relativa densità media (numero di individui per ettaro) per ogni Stazione forestale e periodo. Per Peio, dal 1998 al 2021 si evidenzia una diminuzione delle piantine di rinnovazione totali di circa il 42% e di quelle con altezza superiore a 70 cm un calo ancora maggiore (circa il 68%).

STAZIONE FORESTALE	ANNO	inf_70cm	sup_70cm	TOTALE	ind/ha
Rabbi	1998	1018	891	1909	2545,3
	2021	1378	464	1842	2456
Peio	1998	2958	1537	4495	5993,3
	2021	2105	489	2594	3458,7
TOTALE	1998	3976	2428	6404	8538,7
	2021	3483	953	4436	5914,7

Per quanto riguarda la percentuale di morso sulle varie specie arboree, si può notare come la percentuale di piantine morse tra i due periodi sia in aumento per tutte le conifere, con valori simili per quanto riguarda l'abete rosso e il larice (circa 20% in più in individui morsi). Il valore riguardante la percentuale media di individui morsi per la categoria "Latifoglie/altre" risulta invece in diminuzione: come in precedenza, l'analisi di questo gruppo specifico va considerata con cautela, a causa del ridotto

numero di esemplari analizzati. Nel totale, si denota un aumento della percentuale di individui analizzati con morso nel 2021, pari a circa il 55% del totale (Tabella 4.11 e Figura 4.42).

Tabella 4.11. Percentuali di individui morsi divisi per specie e periodo considerato.

SPECIE	ANNO	INDIVIDUI	MORSI	% MORSI
Abete rosso	1998	3404	1369	40,2
	2021	1953	1181	60,5
Larice	1998	1969	660	33,5
	2021	2261	1184	52,4
Pino Cembro	1998	993	229	23,1
	2021	194	54	27,8
Latifoglie/altre	1998	38	23	60,5
	2021	42	20	47,6
TOTALE	1998	6404	2281	35,6
	2021	4450	2439	54,8

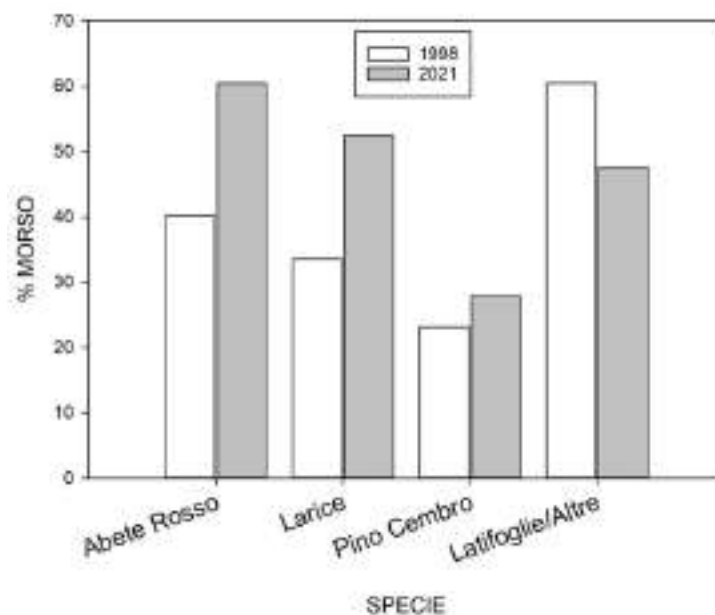


Figura 4.42. Percentuale di individui morsi per ogni specie e periodo considerato. L'analisi della categoria "Latifoglie/altre" va considerata con cautela, a causa del ridotto numero di esemplari analizzati (N=38 e 42 nei due periodi).

Analizzando il carico di morso sulle conifere presenti all'interno del Parco tramite analisi spaziali e confrontando i dati del 1998 e quelli del 2021 (Tabella 4.12 e Figura 4.43), si evidenzia come prima cosa il notevole aumento rispetto al 1998 di zone prive di rinnovazione idonea e perciò non campionabili (quadranti bianchi nella mappa), soprattutto in Val di Peio.

L'incidenza del morso è aumentata ed è oggi maggiore in entrambi le valli: molti quadranti che nel 1998 mostravano una percentuale del morso tra il 40% ed il 60% (arancione) nel 2021 la mostrano superiore al 60% (rosso). In Val di Rabbi si registrano più siti (quadranti) con una percentuale di morso superiore al 60% rispetto a Peio, con una percentuale di morso complessiva che nel 2021 raggiunge quasi il 70%. A

Peio invece la percentuale di morso è pari a circa il 45%. Ciò probabilmente in relazione alla differente conformazione delle due valli e alla presenza della vasta zona di svernamento esposta a sud a Rabbi.

Tabella 4.12. Numero di individui contati, percentuale di individui di tutte le conifere che presentavano morso di cervo e densità media di piantine per le valli di Peio e di Rabbi nei due periodi di studio (1998 e 2021).

STAZIONE FORESTALE	ANNO	INDIVIDUI	MORSI	%MORSI	ind/ha
Rabbi	1998	1909	893	46,8	6941,8
	2021	1835	1275	69,5	6672,7
Peio	1998	4457	1365	30,6	9383,2
	2021	2573	1144	44,5	5416,8
TOTALE	1998	6366	2258	35,5	16325,0
	2021	4408	2419	54,9	12089,6

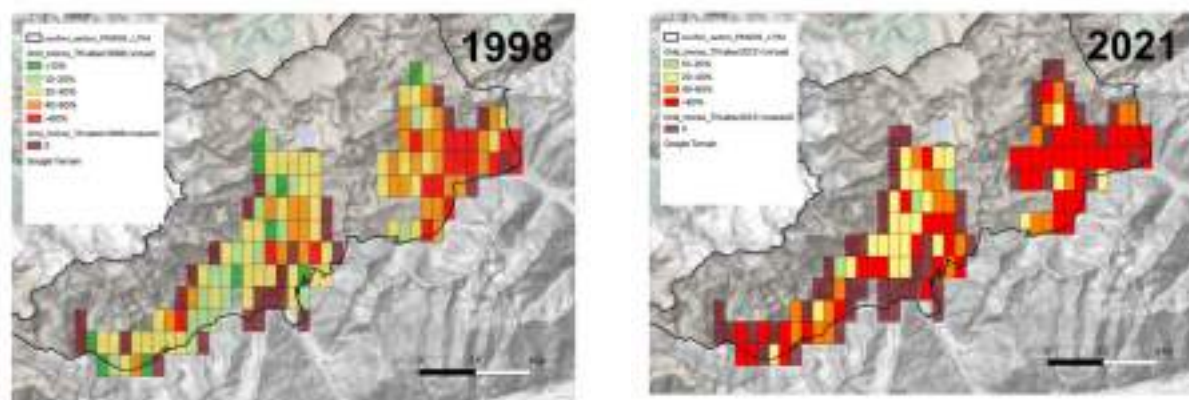


Figura 4.43. Confronto dell'entità del carico di morso sulla rinnovazione di tutte le conifere nell'intera area considerata tra i due periodi di indagine: a sinistra il grafico relativo al 1998 e a destra quello relativo al 2021. In rosso i quadrati con carico del morso superiore all'80% e in arancione, giallo e verde i quadranti con carico da morso in percentuali minori, come specificato in legenda; in rosso scuro i quadranti con assenza di rinnovazione rilevabile.

Nel dettaglio, analizzando il carico di morso specie per specie, sull'**abete rosso** si evidenzia un notevole carico da morso, in molte delle aree di saggio superiore al 60%, trend confermato in entrambe le valli di Peio e di Rabbi (ma più significativo per la Val di Rabbi) e che, nel complesso, risulta quantificabile in un 20% in più rispetto a circa vent'anni fa (dal 40.2% del 1998 al **60.5%** del 2021), con una parallela netta diminuzione del numero di piantine per ettaro, da circa 4540 di un ventennio fa a circa 2600 di oggi (Tabella 4.13. e Figura 4.44). Ciò testimonia una diminuzione quantitativa diffusa della presenza della rinnovazione per la specie, rappresentata anche dalla diminuzione dei siti a rinnovazione idonea che è stato possibile sottoporre a monitoraggio rispetto al 1998, come evidenziato dal maggior numero dei quadranti bianchi nel 2021, in Figura 4.44. Tale diminuzione, anche per il solo abete rosso, è di circa 2.300 individui / ha in Val di Peio e di 1.200 individui/ha in Val di Rabbi, con una densità media quasi dimezzata nel corso degli anni (Tabella 4.13.). La continua e persistente incidenza del morso del cervo sulla specie, comunque importante anche nel 1998 (media del 40% dentro Parco, con il picco del 53% della val di Rabbi), ha pertanto spinto l'effetto di brucatura sugli alti livelli verificati nella porzione sudtirolese del Parco in cui la densità del cervo è rimasta molto alta per oltre un ventennio.

Tabella 4.13. Numero di individui contati, percentuale di individui di abete rosso che presentavano morso di cervo e densità media di piantine per le valli di Peio e di Rabbi nei due periodi di studio (1998 e 2021).

STAZIONE FORESTALE	ANNO	INDIVIDUI	MORSI	%MORSI	ind/ha
Rabbi	1998	1187	625	52,7	4316,4
	2021	856	628	73,4	3112,7
Peio	1998	2217	744	33,6	4667,4
	2021	1097	553	50,4	2309,5
TOTALE	1998	3404	1369	40,2	4538,7
	2021	1953	1181	60,5	2604,0

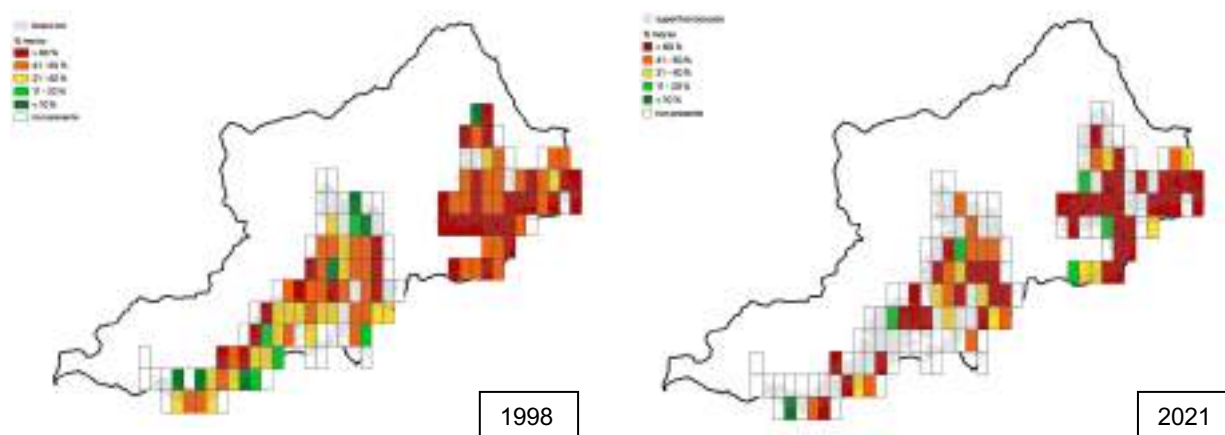


Figura 4.44. Confronto dell'entità del carico di morso sulla rinnovazione dell'abete rosso nell'intera area considerata tra i due anni di indagine: a sinistra il grafico relativo al 1998 e a destra quello relativo al 2021. In rosso i quadranti con carico del morso superiore all'80% e in arancione, giallo e verde i quadranti con carico da morso in percentuali minori, come specificato in legenda; in rosso scuro i quadranti con assenza di rinnovazione rilevabile.

Anche il monitoraggio provinciale effettuato nel 2001 su tutto il Trentino evidenziava un impatto notevole del morso di cervo nelle peccete nei territori della Val di Sole e del PNS (brucamento su abete rosso pari al 28%) rispetto al resto della provincia (percentuale media generale di brucamento del 19%) e le aree del Parco spiccavano rispetto al resto del Trentino per una brucatura del 60% (Figura 4.45; Pedrotti e Bragalanti, 2008).

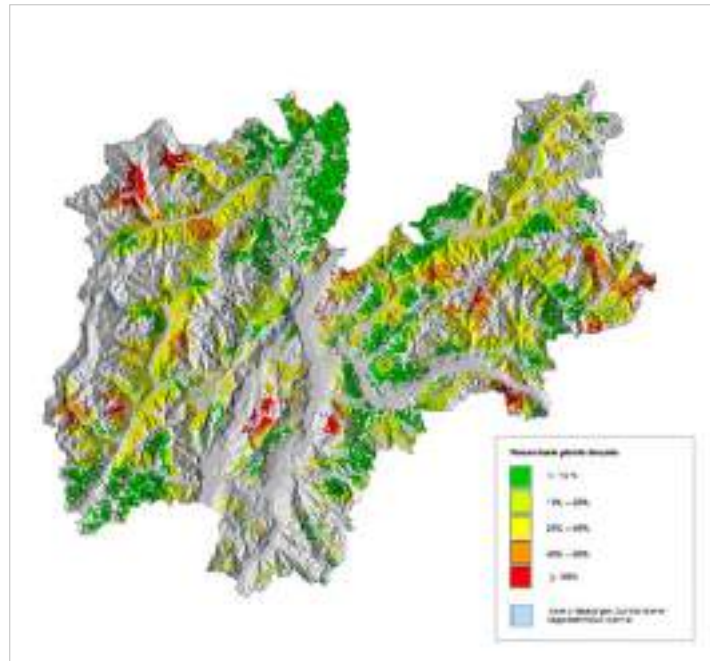


Figura 4.45. Percentuali di brucamento a carico della rinnovazione di abete rosso, nell'ambito del monitoraggio provinciale del 2001.

Lo stesso trend in base ai valori di carico da morso è stato rilevato per quanto riguarda il **larice** (Tabella 4.14 e Figura 4.46). L'incidenza media del morso è, infatti, aumentata sugli individui di larice nel 2021, a sottolineare come anche questa specie sia particolarmente suscettibile ai danni da ungulati.

Il larice rappresenta la seconda specie più campionata nel 1998 e la prima nel 2021, sottolineandone l'importanza nell'area di studio. Trova il suo ambiente di massima diffusione nei lariceti di alta quota (e nei parchi di larice di origine antropica) e nel lariceto-cembreto, ma può crescere da specie pioniera in una grande varietà di ambienti differenti. La presenza fondamentale di luce e terreno minerale, permette a questa specie di colonizzare zone fortemente pascolate e boschi dove sono stati effettuati estesi tagli di legname.

Nonostante il netto aumento percentuale delle piante morse, dall'analisi, si denota tuttavia un leggero aumento / sostanziale stabilità del numero di individui di larice analizzati dal 1998 al 2021, e della loro densità media per ettaro, che potrebbe far ipotizzare che la fase di forte impatto sulla specie sia inizia in momenti successivi rispetto all'abete rosso (Tabella 4.14).

Può essere importante sottolineare la differente misura di analisi dei due periodi che, come già accennato in precedenza, ha costretto nel corso dei rilievi del 2021 a ricorrere maggiormente alla obbligata analisi di rinnovazioni di laricete, a seguito della diminuzione su tutto il territorio di analisi di siti idonei di rinnovazione di abete rosso.

Tabella 4.14. Numero di individui contati, percentuale di individui di larice che presentavano morso di cervo e densità media di piantine per le valli di Peio e di Rabbi nei due periodi di studio (1998 e 2021).

STAZIONE FORESTALE	ANNO	INDIVIDUI	MORSI	%MORSI	ind/ha
Rabbi	1998	722	268	37,1	2625,5
	2021	979	647	66,1	3560,0
Peio	1998	1247	392	31,4	2625,3
	2021	1282	537	41,9	2699,0
TOTALE	1998	1969	660	33,5	2625,3
	2021	2261	1184	52,4	3014,7

Dalla Figura 4.46, si denota un aumento del carico da morso sul larice dal 1998 al 2021, che in molti quadranti raggiunge valori superiori al 60% (caselle rosse), anche in questo caso, soprattutto in Val di Rabbi.

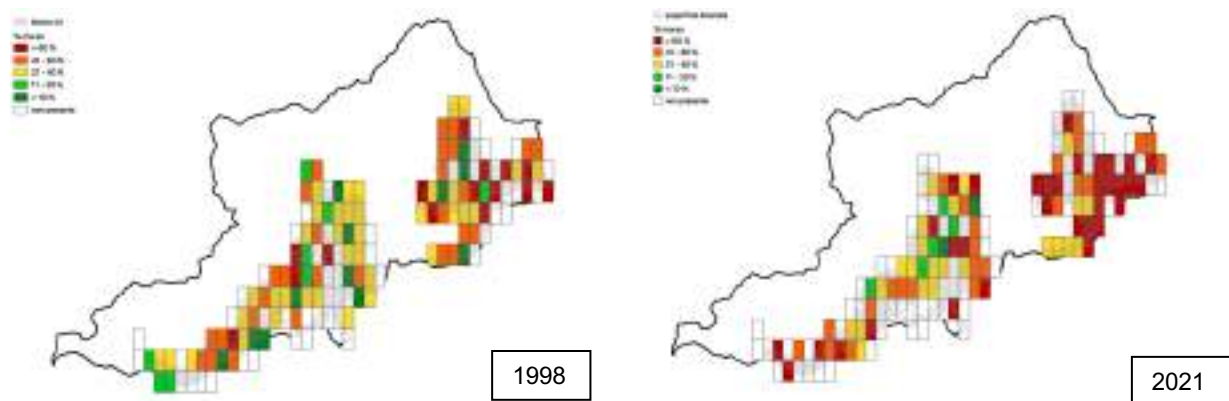


Figura 4.46: Confronto dell'entità del carico di morso sulla rinnovazione del larice nell'intera area considerata tra i due anni di indagine: a sinistra il grafico relativo al 1998 e a destra quello relativo al 2021. In rosso i quadranti con carico del morso superiore all'80% e in arancione, giallo e verde i quadranti con carico da morso in percentuali minori, come specificato in legenda; in rosso scuro i quadranti con assenza di rinnovazione rilevabile.

Il **pino cembro** è poco presente nell'area di indagine. Si tratta di una specie che raramente riesce a formare popolamenti puri, comparando più frequentemente come specie accessoria. È specie caratteristica dei larici-cembreti e della piceo-cembreta, anche se è possibile trovarla in modo sporadico nei lariceti e nelle peccete subalpine. Contende al larice le fasce di vegetazione più elevate, restando limitato ai settori a clima continentale, perciò non si trova in modo uniforme nell'area di studio.

Dai dati analizzati, si nota la totale assenza di campioni nella Stazione Forestale di Rabbi, sia per quanto riguarda il 1998 che il 2021. Questo fatto è dovuto all'assenza di zone climaticamente consone alla crescita della specie. Diversa la situazione nella Stazione forestale di Peio, dove nel 1998 sono state analizzate molte piantine di pino cembro (993), mentre nel 2021 sono stati rilevati solo 194 individui. La percentuale di morso è rimasta comunque inferiore alle altre conifere, pari a circa il 28%, in leggero aumento rispetto al '98, anche se la densità media di piante rilevate per ha è calata in modo significativo (Tabella 4.15 e Figura 4.47; Antolini e Bonetti, 2021).

Tabella 4.15. Numero di individui contati, percentuale di individui di pino cembro che presentavano morso di cervo e densità media di piantine per le valli di Peio e di Rabbi nei due periodi di studio (1998 e 2021).

STAZIONE FORESTALE	ANNO	INDIVIDUI	MORSI	%MORSI	ind/ha
Rabbi	1998	0	0	0	0
	2021	0	0	0	0
Peio	1998	993	229	23,1	2090,5
	2021	194	54	27,8	408,4
TOT	1998	993	229	23,1	1324,0
	2021	194	54	27,8	258,7

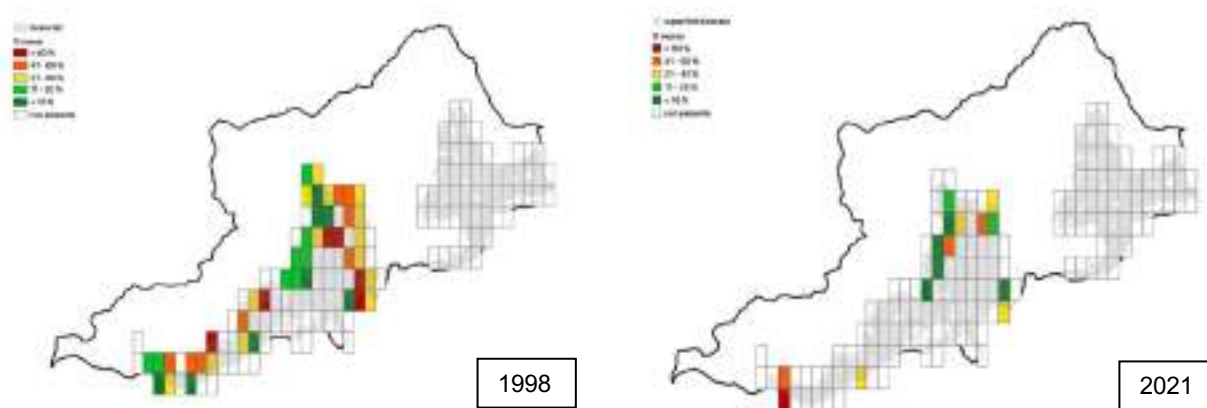


Figura 4.47. Confronto dell'entità del carico di morso sulla rinnovazione del pino cembro nell'intera area considerata tra i due anni di indagine: a sinistra il grafico relativo al 1998 e a destra quello relativo al 2021. In rosso i quadrati con carico del morso superiore all'80% e in arancione, giallo e verde i quadranti con carico da morso in percentuali minori, come specificato in legenda; in rosso scuro i quadranti con assenza di rinnovazione rilevabile.

Per quanto riguarda la categoria “latifoglie ed altre”, sono state inserite in essa tutte le latifoglie e altre specie analizzate nei rilievi del 1998 e del 2021 (es.: sorbo degli uccellatori, sorbo montano, ciglioglio, salice, pioppo, faggio, abete bianco). È stato necessario catalogare tutti gli individui rimanenti in un unico sottogruppo a causa del ridotto numero di campioni analizzati. Il ridotto numero di esemplari di queste specie nella rinnovazione può essere spiegato dalla idoneità delle aree alpine alle conifere, dalla vocazione della gestione forestale passata che ha sicuramente favorito la creazione di foreste monospecifiche e dalla maggiore appetibilità per il cervo di abete bianco e latifoglie (anche questo potrebbe essere uno dei motivi per cui non si sono trovate zone di rinnovazione di latifoglie all'interno dell'area), fatto dimostrato dal netto aumento della percentuale di morso, che nel 2021 supera il 70%, nonostante la poca disponibilità delle latifoglie sul territorio (Tabella 4.16 e Figura 4.48).

Tabella 4.16. Numero di individui contati, percentuale di individui di latifoglie che presentavano morso di cervo e densità media di piantine per le valli di Peio e di Rabbi nei due periodi di studio (1998 e 2021).

STAZIONE FORESTALE	ANNO	INDIVIDUI	MORSI	%MORSI	ind/ha
Rabbi	1998	0	0	0	0
	2021	7	5	71,4	25,5
Peio	1998	38	23	60,5	80,0
	2021	21	15	71,4	44,2
TOT	1998	38	23	60,5	50,7
	2021	28	20	71,4	37,3

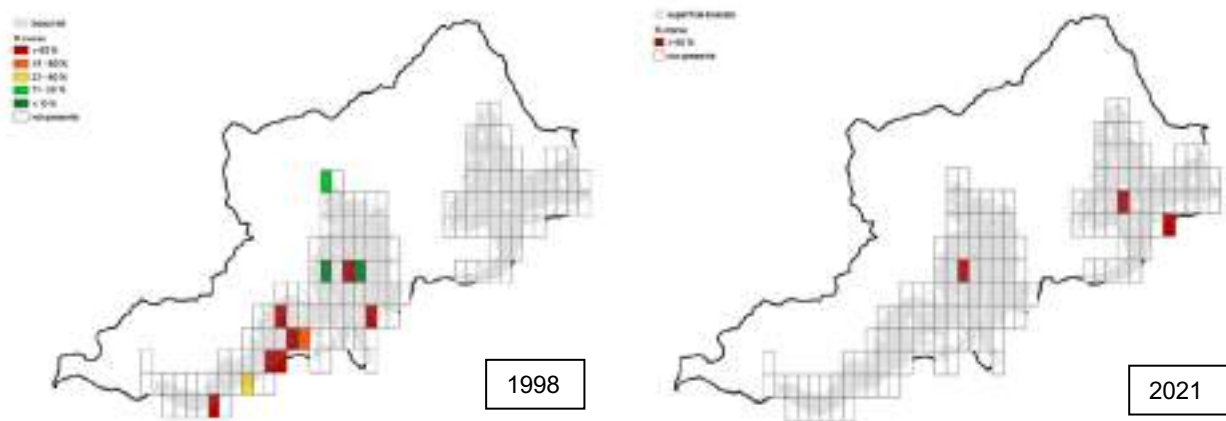


Figura 4.48. Confronto dell'entità del carico di morso sulla rinnovazione delle latifoglie nell'intera area considerata tra i due anni di indagine: a sinistra il grafico relativo al 1998 e a destra quello relativo al 2021. In rosso i quadrati con carico del morso superiore all'80% e in arancione, giallo e verde i quadranti con carico da morso in percentuali minori, come specificato in legenda; in rosso scuro i quadranti con assenza di rinnovazione rilevabile.

In Figura 4.49 è mostrata la distribuzione spaziale invernale del cervo e le stime di densità relativa realizzate mediante *pellet group count distance sampling*, per gli inverni 2004-05 e 2006-07, messe a confronto con i dati delle percentuali di morso rilevate nel 1998. In tale periodo è stata stimata una densità media invernale all'interno del Parco di oltre 30 cervi / km², corrispondente ai valori medi attuali (29 cervi / km²).

La terza mappa, in Figura 4.50, riporta il numero di *pellet groups* di cervo, contati e riferiti alla stagione invernale, nell'ambito del monitoraggio dell'incidenza del morso di cervo sulla rinnovazione, messa a confronto con i dati dell'impatto del morso del 2021.

Da questo grafico si evince come i siti in cui il carico del morso di cervo (celle rosse) è più intenso sono quelli in cui la densità relativa dei cervi risulta maggiore.

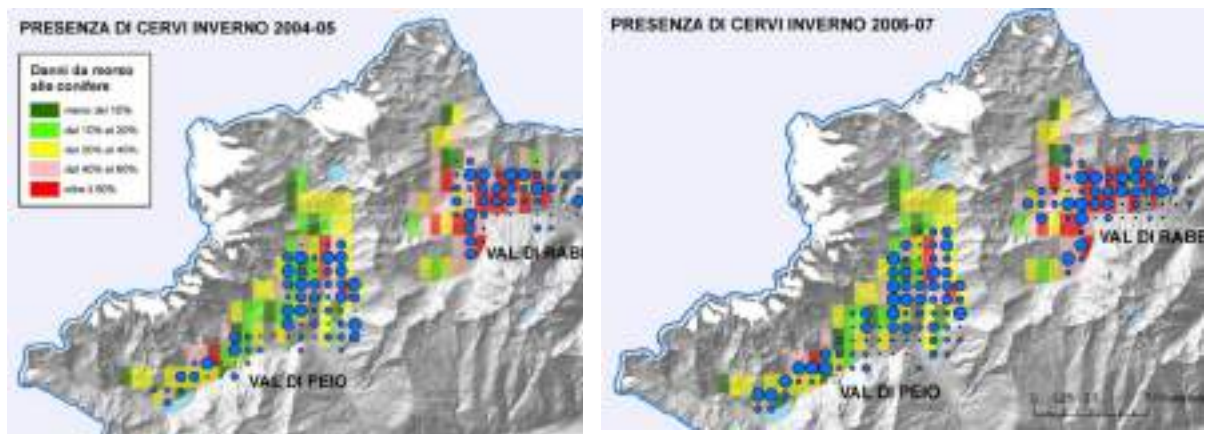


Figura 4.49. Confronto tra l'entità del danno da morso sulla rinnovazione forestale stimato nel biennio 1998-99 e la distribuzione e densità invernale del cervo nel Settore trentino del PNS in due periodi più recenti, stimata mediante la tecnica del *pellet group count distance sampling*.

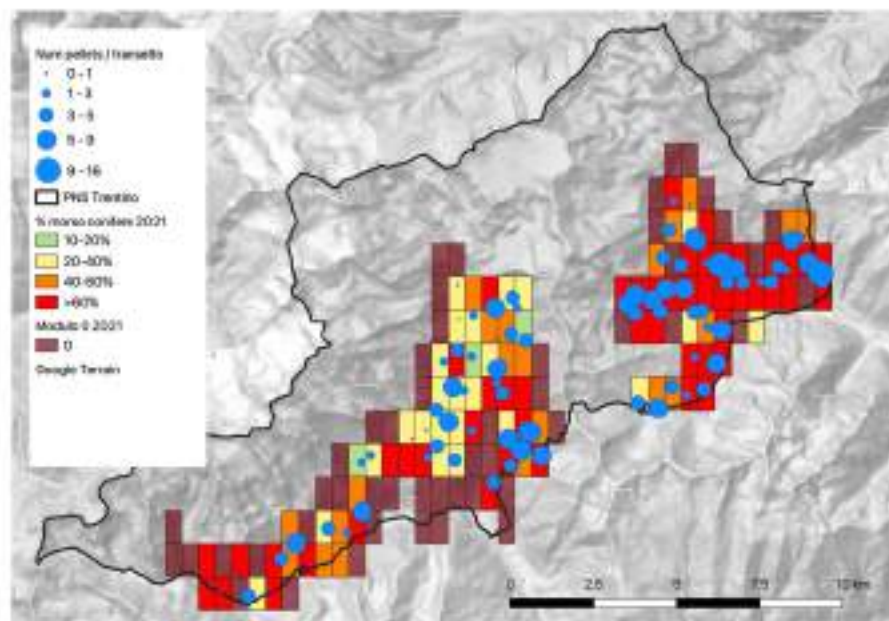


Figura 4.50. Confronto tra le percentuali di incidenza del morso e la “densità relativa” di cervo ottenuta dal conteggio dei pellet groups contati nell’ambito dell’ultimo monitoraggio dell’incidenza del morso di cervo sulla rinnovazione (2021).

Tale relazione viene confermata, nell’ambito del monitoraggio 2021. Laddove la presenza di escrementi di cervo (*pellets*) è maggiore, il carico da morso risulta più alto rispetto ad aree in cui si riscontrano meno pellets di cervo, rispetto a quelli di altri ungulati selvatici e domestici (Tabella 4.17 e 4.18). L’aumento evidente del carico di morso alla rinnovazione all’aumentare del numero di gruppi di escrementi conferma, infatti, la forte correlazione tra la densità del cervo e l’impatto rilevato.

Tabella 4.17. Coefficienti di correlazione di Pearson tra le variabili relative al numero di pellets di bovino, capriolo (comprende anche il camoscio), cervo e le percentuali medie di morso sulla rinnovazione per i periodi considerati. Il Coefficiente risulta significativo soltanto rispetto ai pellets di cervo.

VARIABILE	ANNO	COEFFICIENTE
pellets bovino	1998	-0,03646767
	2021	0,04801479
pellets capriolo	1998	-0,07739753
	2021	-0,01986392
pellets cervo	1998	-0,02362819
	2021	0,24586501

Inoltre, nei versanti esposti a Sud – Sud-est e Sud-ovest, maggiormente utilizzati dal cervo come siti di svernamento, la percentuale di morso sulla rinnovazione appare maggiore e anche questo trend risulta aumentato dal 1998 ad oggi (Tabella 4.19; Figura 4.51).

Tabella 4.18. Numero di transetti e percentuale media di morso sulla rinnovazione per tre classi di presenza di escrementi di cervo contati nel 2021.

PELLETS CERVO	ANNO	N. TRANSETTI	% MORSO MEDIA
< 2	2021	35	54,77
3 - 6	2021	46	59,83
> 7	2021	17	68,28

Tabella 4.19. Percentuale media di morso sulla rinnovazione per tre classi di esposizione.

ESPOSIZIONE	ANNO	% MORSO MEDIA
NE - N - NW	1998	34,63
	2021	47,56
E - W	1998	36,37
	2021	58,88
SE - S - SW	1998	39,37
	2021	62,97

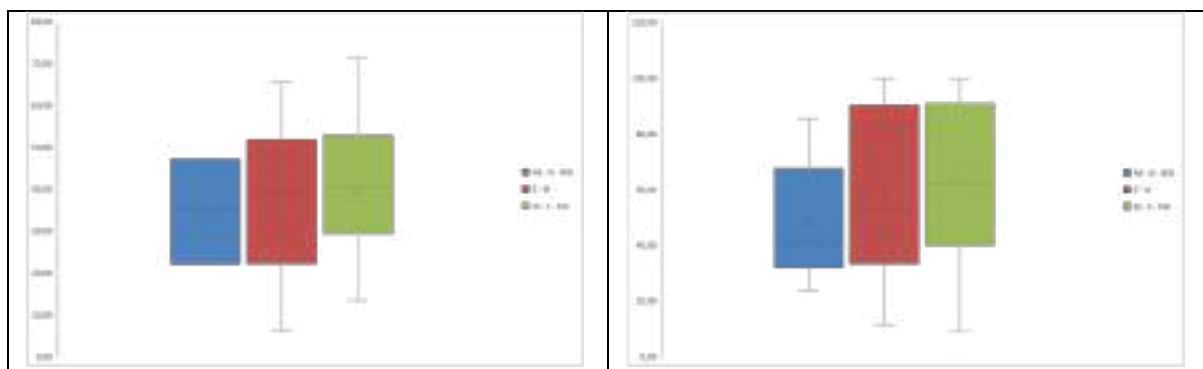


Figura 4.51. Grafico a scatole dell'incidenza del morso sulla rinnovazione in relazione alle tre classi di esposizione nel 1998 (a sinistra) e nel 2021 (a destra). Nord, nord-ovest, nord-est: blu. Est – Ovest: rosso. Sud, Sud-ovest, sud-est: verde.

4.2.1.2. Risultati delle analisi multivariate

Le analisi multivariate, ovvero quella branca della statistica che si occupa di indagare simultaneamente la variazione di due o più variabili, permettono di approfondire quali fattori influenzano l'impatto da morso del cervo sulla rinnovazione forestale al netto di tutta una serie di altre variabili che vengono dette confondenti.

In questa parte di analisi, mediante tecniche multivariate, si è cercato di approfondire quali fattori influenzano l'impatto da morso del cervo sulla rinnovazione forestale al netto di tutta una serie di altre variabili che vengono dette confondenti e di verificarne la significatività statistica.

L'impatto da morso del cervo è stato definito come la percentuale media di piantine morse (solamente conifere), stimata entro transetto, ed è stato utilizzato come variabile di risposta (variabile y) all'interno di modelli statistici multivariati.

Una percentuale, che può essere trasformata in una variabile che varia tra 0 e 1, non segue una distribuzione "normale" dei dati. Osservando la struttura della variabile di risposta si può quindi convenire che il modello avrà una distribuzione "beta" dei dati. La famiglia beta è appunto una famiglia di distribuzione in cui l'asse delle y (la variabile di risposta) è "costretta" a variare tra 0 e 1 (estremi esclusi). Esistono molti modi per modellizzare una distribuzione beta. In questo lavoro le analisi sono state svolte utilizzando il programma di statistica R-Project. Inoltre, per ottenere stime più precise per le variabili confondenti, le analisi sono state effettuate utilizzando la statistica Bayesiana, in particolare con il pacchetto di R "R-INLA".

All'interno del modello sono state inserite le seguenti variabili confondenti: anno (1998 e 2021), altitudine, indice di presenza del cervo, *northness* (ovvero quanto esposto a nord è un versante), *eastness* (ovvero quanto esposto a est è un versante) e la stazione forestale (Peio e Rabbi).

Di seguito viene riportata la struttura base del modello utilizzato:

$$\text{Percentuale di piantine morse}_i \sim \text{beta}(P_i, \theta)$$

$$E[\text{Percentuale di piantine morse}_i] = P_i$$

$$\text{var}[\text{Percentuale di piantine morse}_i] = P_i \times (1 - P_i) / (1 + \theta)$$

$$P_i = \frac{e^{(\beta_0 + \beta_1 \cdot \text{anno} + \beta_2 \cdot \text{altitudine} + \beta_3 \cdot \text{presenza cervo} + \beta_4 \cdot \text{northness} + \beta_5 \cdot \text{eastness} + \beta_6 \cdot \text{SF} + u_i)}}{1 + e^{(\beta_0 + \beta_1 \cdot \text{anno} + \beta_2 \cdot \text{altitudine} + \beta_3 \cdot \text{presenza cervo} + \beta_4 \cdot \text{northness} + \beta_5 \cdot \text{eastness} + \beta_6 \cdot \text{SF} + u_i)}}$$

$$u_i \sim N(0, \sigma)$$

Queste formule spiegano che la percentuale di piantine morse segue una distribuzione beta con *link logit*, con media $[[P_i]]_i$ e varianza $[[P_i]]_i \times ((1 - [[P_i]]_i) / (1 + \theta))$. Particolare attenzione va dedicata al termine u_i ed è il principale motivo per cui le analisi sono state svolte con metodi bayesiani. Questo termine indica la autocorrelazione spaziale tra i dati. L'autocorrelazione è definita come un insieme di valori simili nel segno (quindi punti con un effetto positivo o negativo) vicini tra loro spazialmente. Questo fattore, in analisi spaziali, è importante da tenere in considerazione in quanto dati autocorrelati violano alcuni assunti di base dei modelli e possono portare a stime dei parametri inesatte.

I risultati del modello vengono riportati nella Tabella 4.20.

Tabella 4.20. Stima dei parametri del modello per spiegare la variazione dell'impatto da morso sulla rinnovazione forestale all'interno del Parco dello Stelvio nel 1998 e nel 2021. La tabella riporta, per ogni parametro, la stima del parametro e gli intervalli di confidenza fissati al 2,5% e al 97,5%.

Parametro	Stima	2,5% CI	97,5% CI
Intercetta	-0,469	-0,637	-0,312
Anno[2021vs1998]	1,095	0,840	1,350
Altitudine	-0,199	-0,350	-0,044
Indice di presenza cervo	-0,044	-0,187	0,098
Northness	0,045	-0,066	0,156
Eastness	-0,023	-0,138	0,092
StazioneForestale[Rabbi]	0,804	0,352	1,246

Dai risultati dei modelli si evince che l'anno, l'altitudine e la stazione forestale hanno un effetto sulla percentuale di piantine morse. In particolare, la percentuale di piantine morse è aumentata in modo significativo dal 1998 al 2021 (Figura 4.52), ed è maggiore all'interno della stazione forestale di Rabbi rispetto a quella di Peio (sia nel 1998 che nel 2021, Figura 4.53), in linea con i risultati precedenti. Inoltre, i risultati mostrano come al diminuire dell'altitudine diminuisca la percentuale di piantine morse, allo stesso modo nel 1998 e nel 2021 (Figura 4.54).

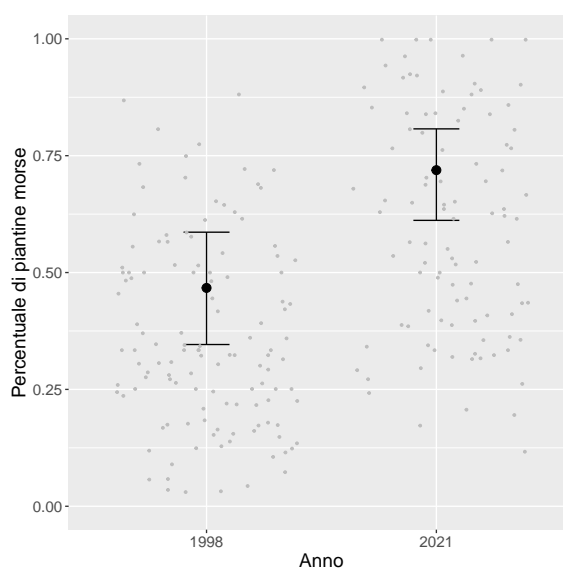


Figura 4.52. Rappresentazione grafica dell'effetto dell'anno sulla percentuale di piantine morse all'interno del settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio. Il punto nero indica la percentuale media, le barre di errore rappresentano il 2,5% e il 97,5% degli intervalli di confidenza e i punti in grigio i dati grezzi.

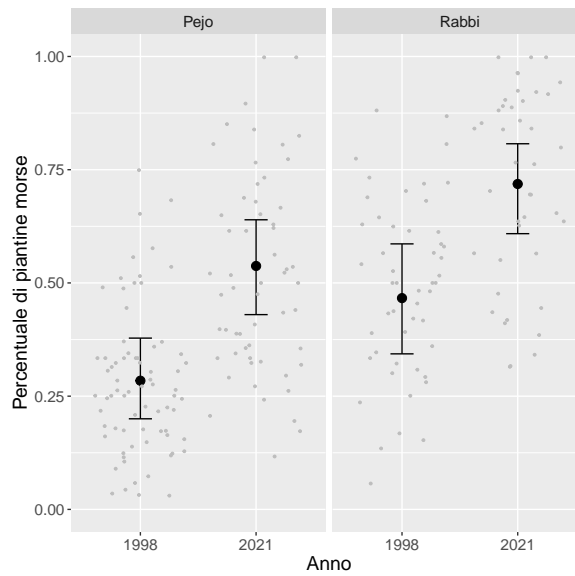


Figura 4.53. Rappresentazione grafica dell'effetto della stazione forestale per anno sulla percentuale di piantine morse all'interno del settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio. Il punto nero indica la percentuale media, le barre di errore rappresentano il 2,5% e il 97,5% degli intervalli di confidenza e i punti in grigio i dati grezzi.

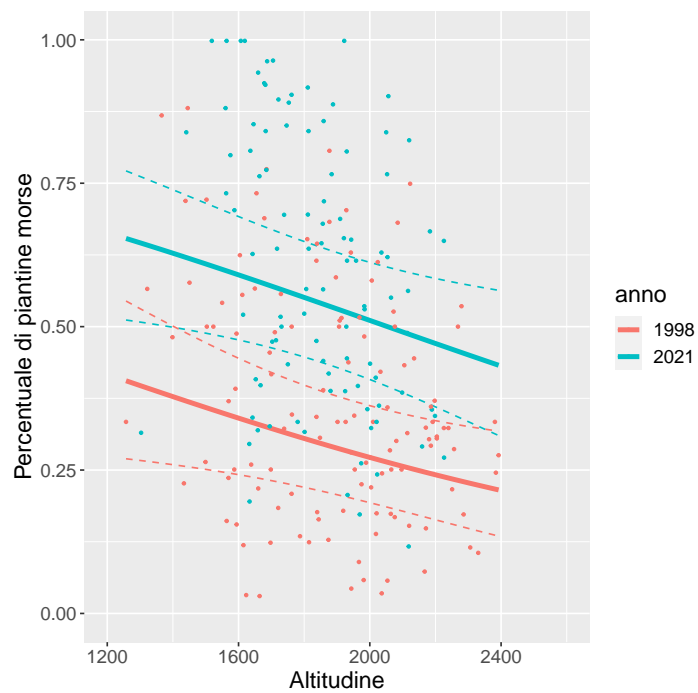


Figura 4.54. Rappresentazione grafica dell'effetto dell'altitudine nei due diversi periodi all'interno del settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio. In diversi colori sono indicati i diversi periodi e le linee tratteggiate rappresentano gli intervalli di confidenza al 2,5% e al 97,5%.

4.2.1.3. Considerazioni generali

Per quanto riguarda il **mantenimento della variabilità ecologica e della biodiversità forestale**, il brucamento secondo gli esiti degli studi precedenti, risultava colpire in misura più rilevante le latifoglie (e l'abete bianco pochissimo rappresentato), la cui presenza nei popolamenti, già costituzionalmente scarsa, risultava ulteriormente ridotta (Pedrotti e Bragalanti, 2008).

Ad oggi (2021), come già specificato, le latifoglie risultano ancora più rare nel Parco rispetto a venti anni fa, ma comunque altrettanto appetite, in quanto le poche piante presenti mostrano una percentuale di morso notevole (>70%) in entrambi le valli (Antolini e Bonetti, 2021) e maggiore rispetto al 1998 e rispetto, in proporzione, a quella delle altre specie (simile soltanto la percentuale di morso dell'abete rosso in val di Rabbi, 73%). Inoltre, il quadro complessivo mostra che anche le altre essenze forestali più comuni nel Parco (abete rosso, larice e anche pino cembro), evidenziano un notevole calo di densità della rinnovazione monitorata, soprattutto in val di Peio, prospettando uno scenario futuro caratterizzato da una importante diminuzione della biodiversità forestale e semplificazione degli strati arbustivi e sotto chioma.

Anche per quanto riguarda lo **strato arbustivo**, il primo dato evidenziato dal confronto tra i due monitoraggi è la notevole diminuzione delle sue componenti. Il numero di specie rilevate dei transesti è notevolmente diminuito (Figura 4.55.). Le diminuzioni quantitative e qualitative sullo strato arbustivo possono avere un effetto a cascata su altre componenti faunistiche quali i tetraonidi forestali.

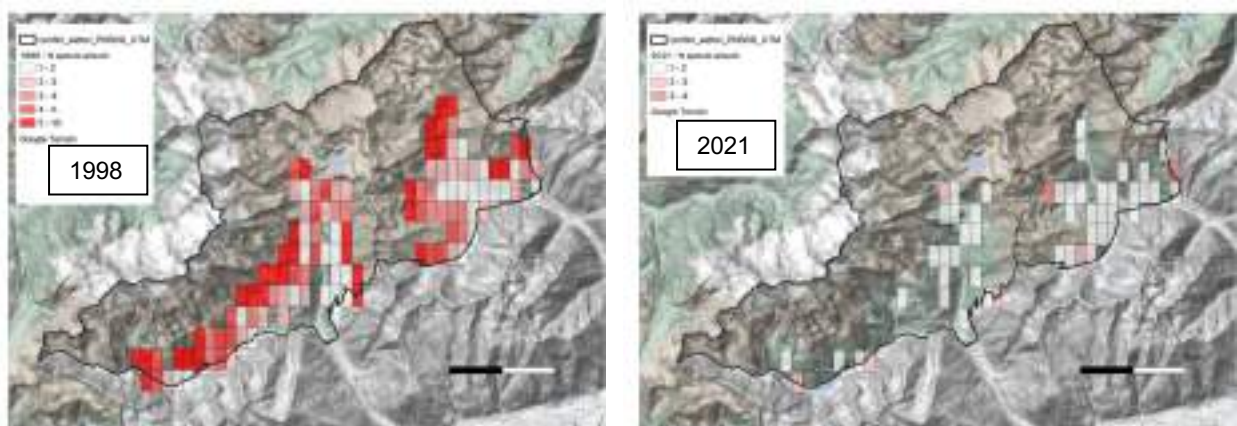


Figura 4.55. Confronto del numero delle specie arbustive presenti nel Parco nel 1998 (a sinistra) e nel 2021 (a destra). Il colore delle celle mostra la numerosità delle specie da 1-2 (celle bianche) a 5-10 (celle rosse).

Inoltre, anche lo strato arbustivo mostra un carico di morso da cervo nettamente aumentato rispetto al 1998, in cui comunque già si evidenziava (Figura 4.56).

La maggior parte dei rilievi, circa il 70%, mostra un'incidenza del morso di cervo importante (50-100%, 65 rilievi su 94 totali) e il 35% dei rilievi effettuati presenta un'incidenza da morso di grado elevato (>90%, 30 rilievi su 94) e alcune specie come **mirtillo di palude**, **mirtillo rosso**, **mirtillo nero** e **rododendro** risultano maggiormente appetite di altre, mostrando quindi un'incidenza del morso di cervo maggiore (danno da morso >90% nel 30% circa dei rilievi totali; Antolini e Bonetti, 2021).

L'impatto sulle componenti arbustive si è rivelato importante già nel 1998, facendosi nel tempo sempre più incisivo; se la brucatura su mirtillo rosso e nero risultava vent'anni fa poco evidente e non percepibile (si notava unicamente la loro assenza), la distruzione del ginepro nano in tutte le aree con pendenza medio-elevata e buona esposizione era ben constatata su tutto il territorio del Parco già nel 1998. Nel 2021, il mirtillo nero risulta meno presente rispetto al 1998, probabilmente per una forte brucatura, che ne ha diminuito la consistenza e disponibilità. Stessa considerazione per il ginepro nano,

che difatti, ai rilievi del 2021 risulta assente. Inoltre, dove il cervo sverna malgrado l'esposizione non favorevole, anche il rododendro pare subire il medesimo impatto.

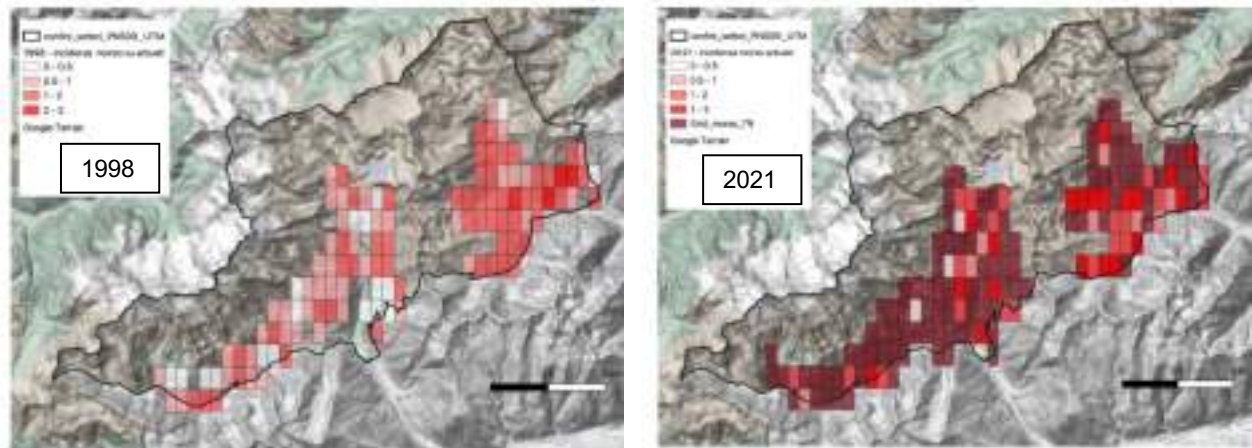


Figura 4.56. Confronto del carico del morso di cervo sullo strato arbustivo nel Parco nel 1998 (a sinistra) e nel 2021 (a destra). Il colore delle celle mostra la numerosità delle specie da 1-2 (celle bianche) a 5-10 (celle rosse).

Nelle zone ad elevato brucamento il bosco tende quindi a ridurre la propria variabilità di specie, riducendo in modo significativo la complessità, struttura e composizione del sottobosco e degli strati arbustivi. L'impatto di natura ecologica, pur presente, non pare ancora irreversibile dato che i rilievi effettuati all'interno dei recinti di esclusione, mostrano la grande capacità di riaffermazione della vegetazione forestale (alberi e arbusti), così come riscontrato negli studi precedenti (Pedrotti e Bragalanti, 2008).

Andando, infatti, a verificare il numero di piantine rilevate all'interno dei recinti di esclusione in bosco, monitorati nel 2021, rispetto al numero di piante rilevate al loro esterno, si riscontra una differenza significativa (Figura 4.57). All'interno dei recinti le piante risultano molte più numerose che all'esterno, per tutti i 5 recinti monitorati (Piazzola, Terzolasca, Segheria, Tof da l'erba, Monte Sole (Figura 4.58.; il recinto di Aret non è stato monitorato perché danneggiato), dimostrando sia l'elevato brucamento del cervo, che la capacità di ripresa del bosco, per adesso ancora buona. Inoltre, i recinti posizionati nel versante SUD (Piazzola, Terzolasca) sono su terreni più poveri di nutrienti, meno ricchi di acqua e che in passato sono stati molto pascolati. Quindi, internamente presentano un numero di piante inferiore agli altri, che sono, invece, esposti a NORD (Segheria, Tof da l'erba) e risultano su terreni più ombreggiati, più ricchi e drenati, quindi presentano un numero molto più elevato di piante che presentano inoltre un'altezza maggiore rispetto a quelle nei quadranti a sud.

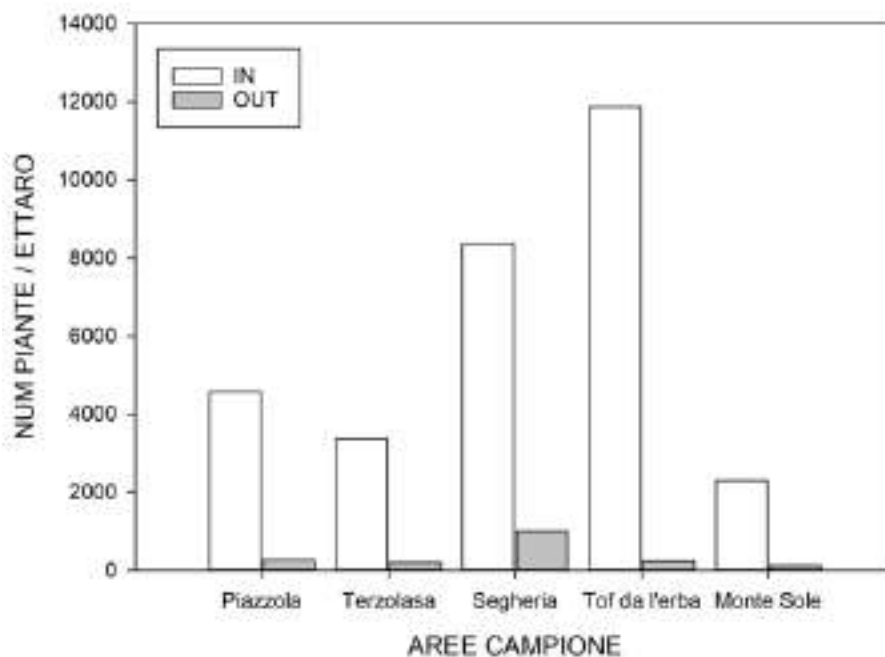


Figura 4.57. Confronto tra il numero di piantine rilevate dentro (colonne bianche) e fuori (colonne grigie) ai recinti di esclusione monitorati nel 2021. I recinti attualmente posati sono stati costruiti nel 2010 (a parte il primo, Piazzola, che è stato costruito nel 1992), quindi le piante all'interno di essi, al momento del monitoraggio del 2021, non erano soggette a brucatura da circa 11 anni (Piazzola invece da 29 anni).



Figura 4.58. Localizzazione dei recinti di esclusione in Val di Rabbi esposti a Nord, Nord-est (Segheria, Tof da l'erba, Monte Sole) ed a Sud (Piazzola, Aret, Terzolasa). Il recinto di Aret non è stato soggetto al monitoraggio, perché danneggiato ed aperto.

Il recinto di Monte Sole presenta un minor numero di piante al suo interno rispetto agli altri due con esposizione simile, probabilmente perché posizionato ad un'altitudine di oltre i 2000 metri, dove il ritmo di crescita delle piantine risulta minore.

I dati sono in linea con quanto riscontrato in passato, nell'ambito dei monitoraggi precedenti: il numero di piante per ettaro passate in rassegna all'interno e all'esterno del recinto di Piazzola (Rabbi) durante il controllo del 1995, a 3 anni dalla costruzione dei recinti (nel 1992), era praticamente simile, sia nell'area recintata, sia nella superficie senza recinto; durante la verifica del 2007 invece i valori sono

notevolmente cambiati, mostrando in questo modo l'elevata influenza del cervo sulla rinnovazione nell'area non recintata e nel contempo la capacità di recupero della rinnovazione all'interno della superficie recintata (Figura 4.59).

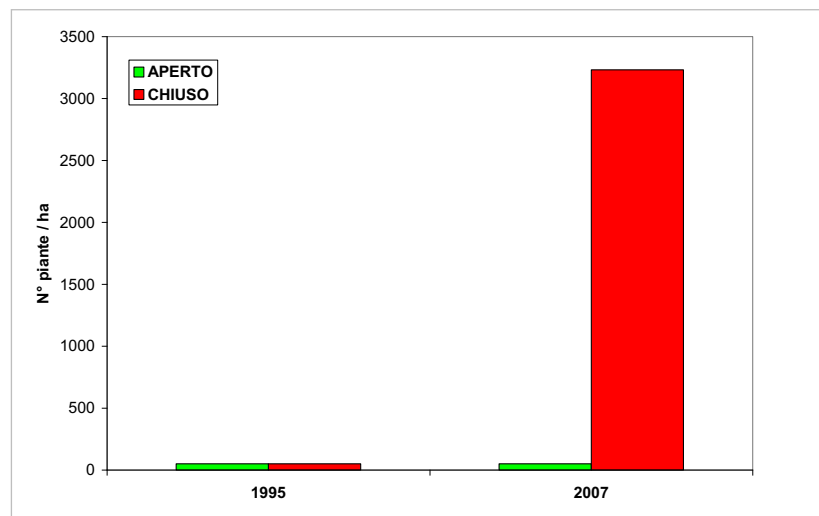


Figura 4.59. Confronto tra la rinnovazione forestale presente all'interno e all'esterno del recinto di esclusione a distanza di 12 anni. I dati si riferiscono all'area di Piazzola (Rabbi) e sono relativi alle indagini del 1995 e del 2007.

La quanto riguarda la **funzione produttiva**, i boschi delle regioni alpine sono da sempre utilizzati dalle popolazioni locali per la produzione di legname. Sui versanti soleggati, sotto copertura dei popolamenti più radi a larice, si sviluppa un cotico erboso un tempo utilizzato per il pascolo del bestiame domestico. Sui versanti esposti a settentrione, in condizioni stagionali migliori e su terreni più freschi, si sono sviluppate invece formazioni più dense, soprattutto di abete rosso, con buona rinnovazione naturale, sottoposte a tagli regolari per la fornitura di legname.

L'utilizzo economico dei boschi nel Parco Nazionale dello Stelvio è proseguito fino ad oggi e l'istituzione dell'area protetta non ne ha sostanzialmente modificato la gestione tecnico-economica, viste le modalità di gestione improntate alla selvicoltura naturalistica. Il bosco all'interno del Parco è di proprietà di enti pubblici (comuni e a.s.u.c.) e, nel caso di Rabbi, di proprietà collettive private (consortile). Nel caso delle foreste, i tempi di crescita sono molto lunghi, dell'ordine di centinaia di anni, tuttavia, l'alta intensità di brucamento rilevata determina un significativo ritardo nella crescita della rinnovazione naturale nelle superfici sottoposte a taglio boschivo e, in prospettiva futura, questo potrebbe causare modifiche nella produttività dei boschi e dei conseguenti turni di taglio all'interno del Parco e dell'UG.

In merito alla **funzione protettiva**, certamente la funzione di difesa idrogeologica svolta dal bosco è più importante, dal punto di vista sociale, rispetto a quella produttiva. Dall'esame dei piani di assestamento risulta che le zone all'interno delle quali il livello di brucamento è maggiore appartengono alla categoria del bosco di produzione e solo in misura minore alla categoria del bosco di protezione. E' peraltro evidente che in presenza di pendenze elevate, la scomparsa del bosco per mancanza di rigenerazione potrebbe instaurare e/o accentuare problematiche idrogeologiche (in particolare valanghine).

In conclusione, in base alle analisi realizzate sia dal Parco dello Stelvio che dalla PAT, l'impatto del cervo sulla rinnovazione forestale per brucatura delle gemme apicali all'interno del Parco risulta di notevole entità e con valori massimi se confrontato con le restanti realtà trentine e alpine.

Benché non sia ancora possibile trarre conclusioni definitive di carattere scientifico sull'effetto della brucatura sulla dinamica di sviluppo del bosco a lungo termine, per gli importanti tempi di evoluzione ecologica dello stesso, a livello locale di scala, la rinnovazione forestale è quasi inesistente laddove esistono le maggiori concentrazioni invernali di cervo. Localmente, mentre per la Val di Peio si evidenzia

una netta riduzione della componente arborea forestale, per la Val di Rabbi si evidenzia un maggiore carico di morso.

In termini di impatto ecologico, le già piccole percentuali di latifoglie presenti vanno ancora incontro ad un ulteriore destino di progressiva diminuzione e parimenti diminuisce lo strato arbustivo del sottobosco, causando una generale perdita di biodiversità forestale.

Gli scenari futuri di una simile situazione sono facilmente ipotizzabili.

4.2.2 IMPATTI SUI PRATI-PASCOLI

La densità del cervo nei territori del Parco Nazionale dello Stelvio ha raggiunto valori molto elevati che si pongono in assoluto fra i più alti mai registrati sull'arco alpino. La presenza di una popolazione così cospicua ha innescato il conflitto con le popolazioni locali per le ripercussioni sulle attività agricole tradizionali delle valli. Nelle valli trentine del Parco Nazionale dello Stelvio l'agricoltura tradizionale ha ormai un ruolo economico marginale e l'indotto turistico ha modificato e sostiene maggiormente l'economia locale. Le colture tipiche della valle sono state progressivamente abbandonate e le uniche pratiche agricole tradizionali all'interno del Parco riguardano quasi esclusivamente lo sfalcio dei prati, attività estremamente importante per il mantenimento degli ecosistemi e della biodiversità dei paesaggi tradizionali.

La fauna selvatica, e in particolare il cervo, esercita oggi un impatto importante sui prati da sfalcio del territorio del Parco e gli agricoltori locali lamentano danni ingenti in relazione alla diminuzione del quantitativo di erba sfalciata e alla sua qualità. Bisogna infatti rilevare che la presenza costante del Cervide in aree limitate determina calpestio e presenza di escrementi nel fieno. Danni vengono anche segnalati a livello dei pascoli, dove il cervo è entrato in conflitto con il bestiame domestico per il loro sfruttamento.

La presenza di una elevata densità di cervi provoca la concentrazione stagionale di una buona parte della popolazione in determinate zone caratterizzate dal possedere la maggiore (e migliore) disponibilità alimentare. Tipica è la situazione primaverile (seconda metà di aprile – prima decade di maggio) in cui la popolazione si abbassa in modo cospicuo verso le fasce altitudinali inferiori per alimentarsi durante la fase notturna nei prati a sfalcio e nei prati pascoli del fondovalle che per primi si liberano dalla neve al termine della stagione invernale e iniziano la nuova fase vegetativa.

E' stato dimostrato che l'aumento della densità di cervi e il conseguente aumento della brucatura che questi arrecano sulle aree un tempo sottoposte a pascolo intensivo da parte del bestiame domestico, determina un incremento del numero di specie erbacee e quindi della biodiversità che caratterizza le zone a prato-pascolo (Schütz *et al.*, 2003).

Ciò nonostante, la situazione dei prati mantenuti in attualità di sfalcio è differente in quanto è lo sfalcio stesso, selettivamente differente rispetto alla brucatura dei domestici, a contribuire al mantenimento di una elevata qualità in termini di ricchezza specifica.

La brucatura a carico dei prati a sfalcio comporta una perdita di produttività che si riflette sulla diminuzione del profitto ottenuto dalla loro gestione e su un calo di motivazione da parte di chi ancora svolge tali attività che non sono più economicamente competitive. La PAT incentiva economicamente l'attività di sfalcio presso i conduttori dei prati di fondovalle, al fine di mantenere attiva la conduzione e la conservazione dei paesaggi culturali nelle zone rurali di montagna come contributo alla conservazione della biodiversità. I cervi ricercano attivamente i prati meglio gestiti (e, quindi, dalla qualità migliore) e il continuo verificarsi di danni e ammanchi nella produzione spesso crea un senso di frustrazione che disincentiva ulteriormente.

L'utilizzo dei recinti di esclusione per la valutazione dell'impatto del cervo dei prati situati all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio ha reso possibile una stima dell'ammanco produttivo dovuto al pascolamento degli Ungulati, secondo le 3 classi produttive descritte nel capitolo 3 di questo Progetto (Tabella 4.21).

Tabella 4.21. Percentuale di ammanco ricavata dai recinti di esclusione dal 2006 al 2011.

ANNO	% AMMANCO CLASSE 3	% AMMANCO CLASSE 2	% AMMANCO CLASSE 1	% AMMANCO MEDIA
2006	32%	32%	23%	29%
2007	0%	21%	21%	14%
2008	11%	16%	19%	15%
2009	6%	6%	34%	15%
2010	10%	13%	33%	19%
2011	15%	27%	20%	21%

Le zone escluse al brucamento consistono in recinzioni aventi ciascuna una superficie di 9 m², opportunamente distribuite al fine di essere rappresentative delle condizioni produttive delle diverse tipologie di prato a sfalcio (suddiviso in tre classi di produttività).

I prati all'interno del Parco Nazionale dello Stelvio (PNS) che sono in attualità di coltivazione e che in parte usufruiscono del contributo sullo sfalcio fornito dalla Provincia Autonoma di Trento si estendono su una superficie di circa 200 ettari, pari al 42% della totalità dei prati presenti nell'area protetta.

Nel 2006 sono stati montati 12 recinti di esclusione, localizzati in Val di Peio (Figura 4.60). I recinti di esclusione si collocano in zone molto frequentate dai cervi, soprattutto nel periodo tardo-invernale e primaverile. Tali recinti sono rimasti attivi fino al 2011.

Successivamente il monitoraggio dei recinti di esclusione si è interrotto, per riprendere nel 2021, stagione in cui però, a causa del ritardo con il quale sono stati nuovamente posati i recinti, ha restituito solo dati parziali, non significativi. Il monitoraggio sui prati a sfalcio è ripreso a partire dalla primavera 2022, per ottenere un aggiornamento e un confronto sulle percentuali di ammanco. Allo stato dell'arte (luglio 2022), è stato effettuato il primo taglio in 9 dei 12 recinti ed i dati parziali mostrano una percentuale di ammanco di fieno pari al 29.2% per la classe 1, al 10.3% per la classe 2 e al 10.5% per la classe 3 (media parziale: 16.7%).



Figura 4.60. Localizzazione dei recinti di esclusione per il monitoraggio dell'ammanco di fieno per brucamento di cervo, in Val di Peio.

A partire dal 2007 il Parco Nazionale dello Stelvio Trentino ha predisposto un regolamento per l'indennizzo dei danni da Ungulati sui prati a sfalcio, sui pascoli e sulle coltivazioni e per la prevenzione dei danni agli orti privati (Allegato 4), successivamente ripresi e modificati al passaggio dell'Ente Parco alla Provincia Autonoma di Trento. In tale Regolamento, che viene valutato e, nel caso aggiornato annualmente nei suoi allegati, in considerazione della Delibera della Giunta Provinciale n. 739 del 12/05/2017 (Allegato 5), sono stabiliti criteri e modalità per la rifusione dei danni da ungulati su prati a sfalcio e pascoli monticati e fa riferimento al Decreto del Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali del 20/05/2020, che ogni due anni individua i prezzi delle produzioni agricole e zootecniche, per ricavare i prezzi del fieno e le conseguenti stime per l'indennizzo dei danni sui prati a sfalcio.

Considerando un prezzo del fieno pari a circa € 16,00 al quintale, come valore medio per la Val di Sole e considerando un indennizzo pari al 70% del costo stimato dell'ammancio per le classi 1 e 2 e dell'80% per la classe 3, in Tabella 4.22 viene riportata la previsione del valore ammesso del prodotto perduto e di quello dell'indennizzo, entrambi per ettaro e per le tre classi di produttività 1, 2 e 3.

Tabella 4.22. Previsione del valore dell'indennizzo ammesso e del valore dell'indennizzo, entrambi per ettaro e per le tre classi di produttività, negli anni 2006-2011.

PRATI A SFALCIO	VALORE AMMESSO DEL PRODOTTO PERDUTO	INDENNIZZO
Classe 1	130 €/ha	104 €/ha
Classe 2	183 €/ha	128 €/ha
Classe 3	176 €/ha	123 €/ha
Classe 3 - meccanizzazione "A"	176 €/ha	98 €/ha

Terminato il monitoraggio sui recinti di esclusione nel 2011, il Parco ha continuato ad indennizzare i danni sui prati a sfalcio. La Tabella 4.23 mostra il riepilogo del numero di richieste di indennizzo ricevute negli anni dal 2007 al 2021 e le somme relative di indennizzo per anno, per l'ammancio di fieno sui prati a sfalcio calcolato mediante i recinti di esclusione. Sono state complessivamente ricevute 475 richieste per un totale di € 229.407,03 indennizzato. L'unico anno in cui il lavoro non è stato fatto (e quindi nessuna richiesta è stata ricevuta né indennizzata) è il 2016, a causa dei cambiamenti amministrativi che l'Ente ha dovuto affrontare per il passaggio dallo Stato alla Provincia.

Tabella 4.23. Riepilogo relativo alle richieste di indennizzo per l'ammancio di fieno sui prati a sfalcio negli anni 2007-2021 e le relative somme indennizzate.

Anno	N richieste	Indennizzo
2007	35	€ 20.998,00
2008	37	€ 18.531,43
2009	31	€ 16.024,39
2010	31	€ 17.463,33
2011	33	€ 17.617,67
2012	34	€ 16.021,94
2013	33	€ 16.424,76
2014	34	€ 17.160,24
2015	34	€ 17.223,22
2016	0	€ 0,00
2017	33	€ 14.572,00
2018	34	€ 13.517,28
2019	36	€ 15.089,74
2020	35	€ 14.582,59
2021	35	€ 14.180,44

Il brucamento dei pascoli si fa sentire non solo sul fondovalle ma anche sui pascoli secondari delle malghe. Le attuali densità di cervi fanno sì che anche i pascoli delle malghe, posti alle quote intermedie subiscano un danno causato dall'eccessivo brucamento nella prima parte della stagione. Ciò causa una sensibile riduzione del primo foraggio disponibile durante il mese di giugno e può essere motivo di un ritardo nella monticazione.

In media, si stima un ritardo di circa 15 giorni nel carico delle malghe dovuto alla mancanza del primo foraggio.

I recinti posti nei pascoli delle malghe sono stati identificati secondo le tre classi riportate in Tabella 4.24, identificate in base alla presenza e densità dei cervi nelle aree (1- poco presente, densità non elevate, fino a 3 – molto presente, alte densità).

Gli 8 recinti di esclusione sono installati nei pascoli delle malghe, come riportato in Tabella 4.25 e monitorati durante i mesi estivi.

Tabella 4.24. *Divisione dei pascoli monticati secondo tre classi in base alla densità dei cervi.*

CLASSE	MALGHE
1	Paludè, Pontevecchio
2	Borche-Levi, Covel, Cercen, Stablasolo, Stablaz
3	Artisè, Fratte, Monte Sole, Saline, Villar, Cespedè

Tabella 4.25. *Recinti di esclusione posti nei prati monticati delle malghe dentro il PNS trentino ed attivi per il monitoraggio dell'ammanco di fieno dal 2008 al 2011.*

Comune	Malga	Classe
Peio	Pontevecchio	1
Peio	Palù	1
Peio	Borche	2
Peio	Saline	3
Rabbi	Maleda alta	2
Rabbi	Monte Sole alta	3
Rabbi	Villar	3
Rabbi	Terzolasà	3

Il recinto di Palù (Peio) non ha restituito dati perché danneggiato. Quindi non è stato considerato nelle elaborazioni. Analogamente, il recinto di esclusione presso la Malga Maleda Alta, nel 2011 ha registrato il 100% di ammanco di fieno perché causa danni e insufficiente manutenzione, i cervi sono entrati dentro il recinto, brucando l'erba anche all'interno di esso.

Nel complesso, dall'analisi dei dati ottenuti dai recinti, è risultata una media generale di ammanco di fieno sulla produzione effettiva pari a circa il 40%, con valori percentuali oscillanti tra il 25% del 2008 ed il 60% del 2009.

Tra i prati delle malghe, quelli che hanno mostrato negli anni percentuali di ammanco maggiori sono, a Peio, Malga Saline e Malga Pontevecchio, entrambe con una media di circa il 40% di ammanco di fieno. A Rabbi, le malghe con prati che hanno evidenziato importanti percentuali di ammanco sono la Maleda Alta e la Terzolasà, entrambe con una media di ammanco del 42-43% (Figura 4.61). Questo, molto probabilmente per la notevole presenza e densità del cervo in quelle zone durante i mesi estivi.

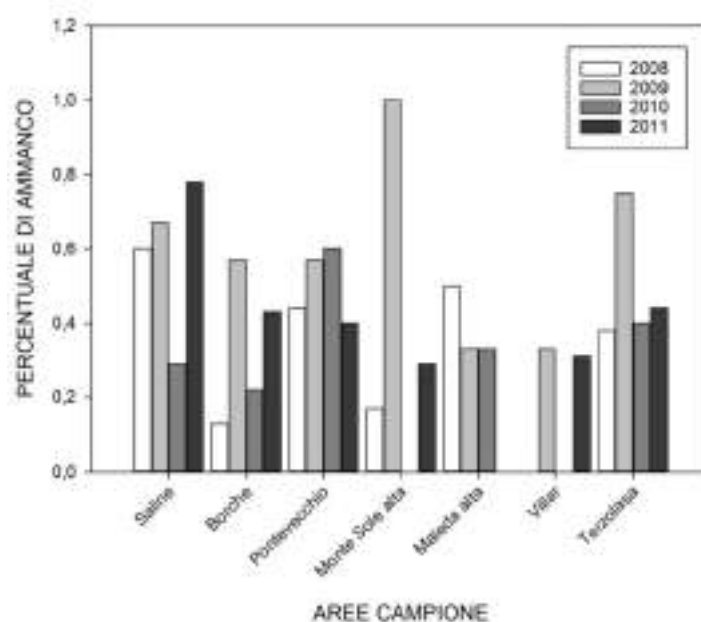


Figura 4.61. Andamento dell'ammancio di fieno monitorato attraverso i recinti di esclusione posti sui prati monticati delle malghe nel PNS trentino, dal 2008 al 2011. Il recinto di Palù (Peio) non è stato considerato perché per problemi di danneggiamento non ha fornito dati.

Dopo il 2011, la sperimentazione è terminata e i recinti di esclusione sui pascoli delle malghe sono stati rimossi. Il Parco, tuttavia, continua a risarcire anche i proprietari delle malghe per il ritardo sulla monticazione dovuto al brucamento intensivo da cervo, secondo il già citato Regolamento per l'indennizzo dei danni da Ungulati (Allegato 4). La stima media dell'indennizzo è riferita a ciascun capo di bestiame bovino e ovicaprino presente in alpeggio, differenziata nelle 3 classi precedentemente descritte.

Secondo il Regolamento, per i pascoli secondari monticati e per i campi delle malghe attive è previsto un indennizzo forfetario per capo bovino o ovicaprino presente all'alpeggio secondo la Tabella 4.26.

Tabella 4.26. Previsione degli indennizzi forfettari per il ritardo sulla monticazione sui pascoli delle malghe, secondo le tre classi di densità del cervo.

CAPO	INDENNIZZO CLASSE 1	INDENNIZZO CLASSE 2	INDENNIZZO CLASSE 3
Vacche da latte e sopra i 24 mesi	4.00 €/capo	6.00 €/capo	10.00 €/capo
Vacche di 6-24 mesi	2.00 €/capo	3.00 €/capo	5 €/capo
Capre	1.20 €/capo	1.20 €/capo	1.20 €/capo
Pecore	0.70 €/capo	0.70 €/capo	0.70 €/capo
Cavalli	6.00 €/capo	6.00 €/capo	10.00 €/capo

Dal 2007 ad oggi, per il ritardo temporale sulla monticazione del bestiame sui pascoli delle malghe, dovuta all'intensivo brucamento del cervo, sono state ricevute complessivamente 169 richieste ed è stato erogato un indennizzo totale pari a € 104.112 (Tabella 4.27.). L'unico anno in cui il lavoro non è stato fatto (e quindi nessuna richiesta è stata ricevuta né indennizzata), anche in questo caso è il 2016, a causa dei cambiamenti amministrativi che l'Ente ha dovuto affrontare per il passaggio dallo Stato alla Provincia.

Tabella 4.27. Riepilogo relativo alle richieste di indennizzo per il ritardo della monticazione del bestiame sui pascoli delle malghe negli anni 2007-2011 e le relative somme indennizzate.

Anno	N richieste	Indennizzo
2007	12	€ 6.948,00
2008	12	€ 6.547,00
2009	10	€ 5.803,00
2010	11	€ 6.864,20
2011	11	€ 6.864,60
2012	12	€ 7.031,50
2013	13	€ 7.954,10
2014	13	€ 8.102,40
2015	13	€ 8.191,40
2016	0	€ 0,00
2017	13	€ 9.113,40
2018	11	€ 6.958,43
2019	13	€ 8.319,20
2020	13	€ 8.466,00
2021	12	€ 6.948,80

4.2.3 DANNI A ORTI E COLTIVAZIONI PER CALPESTIO E BRUCAMENTO

Nelle zone di margine ai centri abitati solitamente frequentate da Cervidi, rappresentati da aree coltivate ed ambienti boscati, generalmente la maggior parte dei danni a carico delle colture orticole è causata dal capriolo, poiché specie più tollerante agli ambienti e al disturbo antropico e con minori necessità in termini di spazio (Putman e Moore, 1998).

Tuttavia la particolare situazione nella quale si trova il territorio del Settore trentino del PNS (si veda la parte specifica dedicata alla interazione del cervo con il capriolo), rende maggiormente probabile l'insorgere dei danni a carico del cervo, poiché presente con densità notevolmente più elevate.

I danni arrecati ai piccoli appezzamenti orticoli ad uso familiare, ubicati nei pressi dei centri abitati, rendono necessaria per alcuni proprietari, la posa di recinzioni al fine di diminuire la brucatura ed il calpestio provocato, o la rinuncia alle coltivazioni. Un esempio di questa situazione può essere rappresentato dagli orti posti attorno all'abitato di Peio che si estendono su una superficie di circa 4 ha e che devono essere adeguatamente protetti per poter portare a termine la produzione (Figura 4.62)

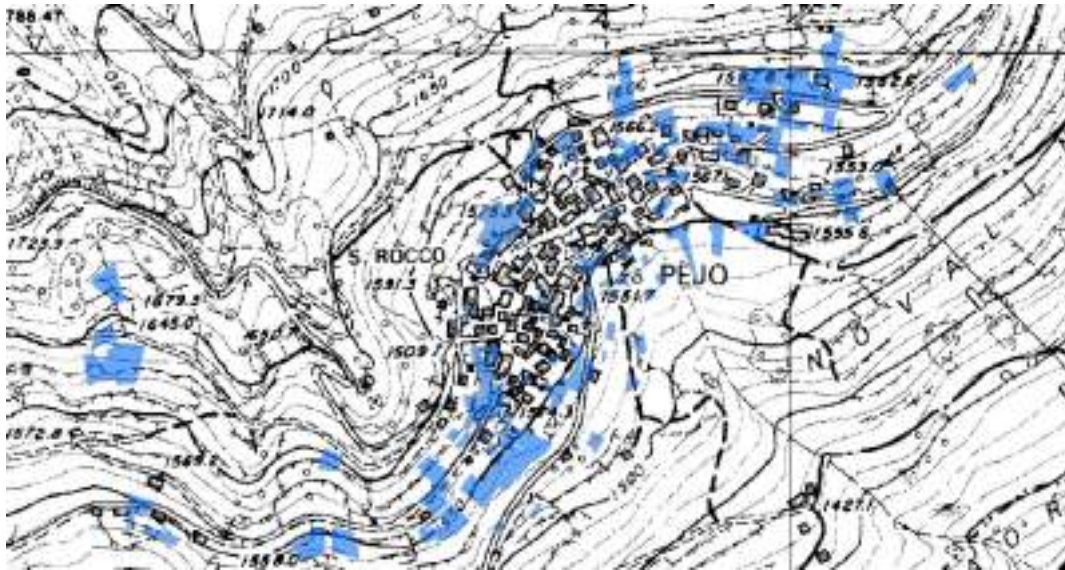


Figura 4.62. Distribuzione degli orti privati nei pressi del paese di Pejo (in azzurro).

I danni a orti e campi coltivati ad uso privato rappresentano una fattispecie poco importante da un punto di vista economico, ma decisamente di grande peso in termini di accettazione da parte delle popolazioni locali. Il problema è, almeno in parte, densità indipendente e l'unica soluzione effettiva è rappresentata dalla recinzione di orti e coltivazioni con funzione di prevenzione del rischio di danno.

La rifusione dei danni agli orti o ai campi coltivati per consumo privato non viene pertanto ritenuta sostenibile in assenza di opere di prevenzione. Per far fronte al problema il Comitato di Gestione per la Provincia Autonoma di Trento del Consorzio del Parco Nazionale dello Stelvio, aveva previsto, a partire dal 2008, la fornitura di materiale (staccionate in legno e/o recinzioni metalliche) per la recinzione e la protezione degli appezzamenti orticoli presenti nell'area protetta come metodo di prevenzione ai potenziali danni.

In continuità a quanto disposto dal vecchio Consorzio la Delibera della Giunta della Provincia Autonoma di Trento n. 57 del 24 gennaio 2020 (Allegato 6), ha approvato e disposto criteri e modalità della fornitura in comodato d'uso gratuito dei materiali per recinzioni di orti e campi privati a protezione dei danni da ungulati selvatici.

Le attività agricole a livello imprenditoriale rappresentano un'eccezione, in relazione alla situazione orografica e climatica del territorio del Parco e comunque necessitano di adeguate strutture di protezione (recinzioni).

Dal 2009 ad oggi, sono state ricevute 143 richieste di realizzazione di recinzioni sugli orti e sui campi coltivati nel Parco. Le recinzioni sono state realizzate sia come staccionate completamente in legno e sia come recinzioni di pali in larice e rete metallica, per un totale di 4.555 metri lineari, per una spesa complessiva di € 50.607,00.

4.2.4 COLLISIONI CON VEICOLI

Negli ultimi decenni si è verificato in tutto il territorio nazionale, un notevole aumento del traffico veicolare, con il conseguente incremento della rete stradale. Tale fenomeno si è verificato in concomitanza con l'accrescimento e la relativa espansione delle popolazioni di Ungulati, che ha provocato un aumento del rischio di incidenti stradali. Il rischio di collisione con autoveicoli rappresenta un costo in termini economici (il cui indennizzo non è più coperto dalla PAT, ma a carico della polizza automobilistica del conducente coinvolto) ed un rischio per l'incolumità e la salute delle persone.

Dal 1990 ad oggi, in Val di Sole le collisioni di cervo con autoveicoli sono state complessivamente 856 senza, per il momento, gravi conseguenze per la salute umana.

Se contiamo i dati relativi all'ultimo decennio (2011 – 2021) i cervi investiti in val di Sole sono stati 374 e la media annuale è di circa 34 cervi all'anno.

Tale fenomeno, più contenuto fino a circa venti anni fa (media di 11,6 investimenti all'anno), è andato via via aumentando, con una media di 31 investimenti all'anno nel 2010, con alcuni picchi ed oscillazioni, ma restando dal 2015 in poi al di sopra dei 30 cervi/anno (Figura 4.63), al punto da indurre la Provincia Autonoma di Trento a realizzare sottopassi lungo i tratti di strada maggiormente interessati dall'attraversamento di cervi e quindi dagli investimenti.

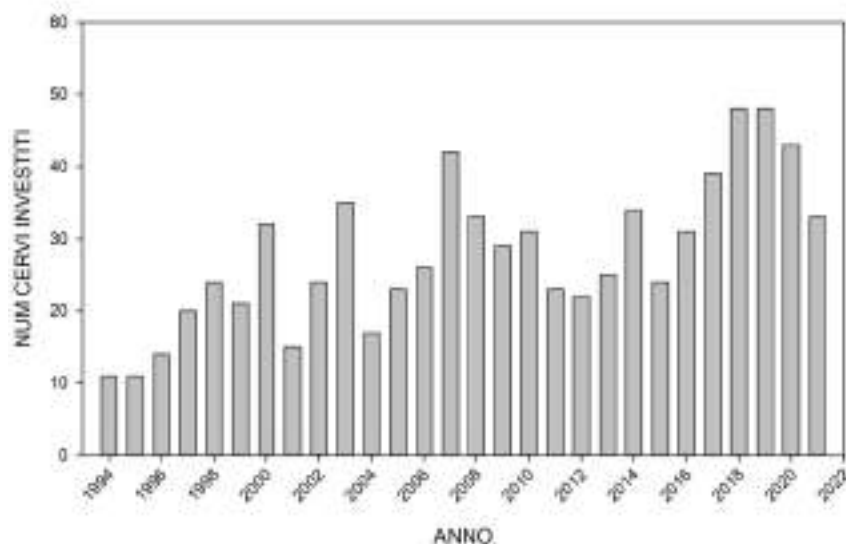


Figura 4.63. Serie storica dei cervi investiti in Val di Sole dal 1994 al 2021.

Le elaborazioni dei dati raccolti evidenziano due picchi nel corso dell'anno, il primo in concomitanza con la fase di utilizzo dei pascoli di fondovalle (aprile), il secondo, più consistente, legato al periodo invernale e alla fase di migrazione autunnale verso le zone di svernamento (Figura 4.64).

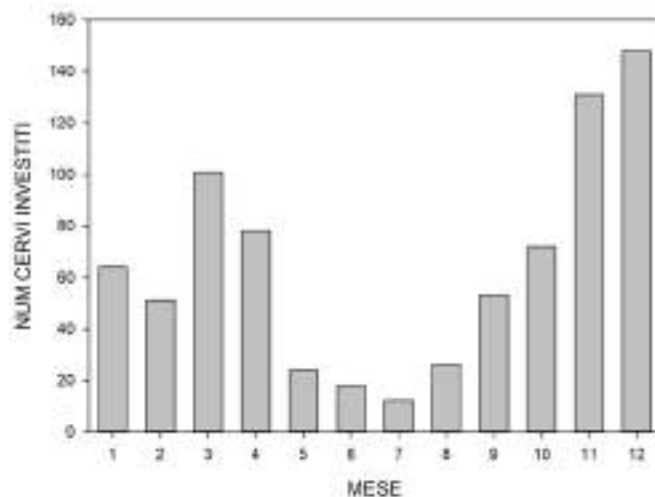


Figura 4.64. Distribuzione percentuale degli investimenti nel corso dell'anno, con il dettaglio delle quantità, mese per mese, dal 1994 al 2021.

Il numero di investimenti complessivi all'anno, come è lecito attendersi, sembra dipendere in modo significativo dalla consistenza della popolazione: più cervi sono presenti, maggiore è la possibilità di collisioni con gli autoveicoli ($R^2 = 0,41$; Figura 4.65).

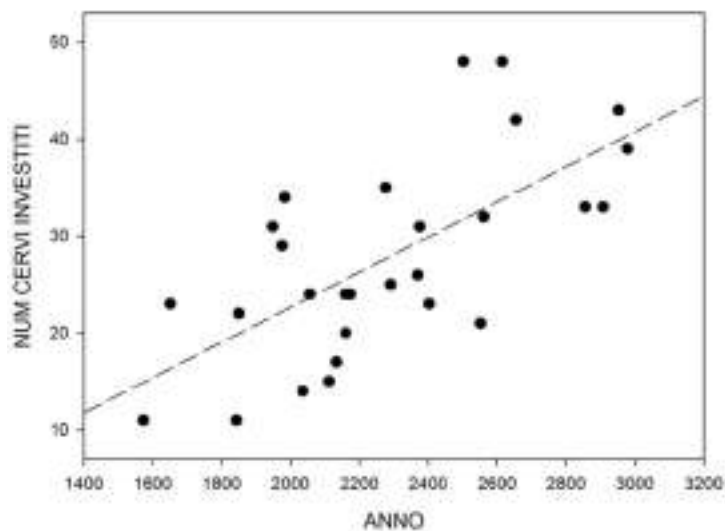


Figura 4.65. Il numero di cervi investiti ogni anno in Val di Sole dipende dalla consistenza complessiva della popolazione.

La Figura 4.66 mostra la localizzazione di tutti gli investimenti avvenuti in Val di Sole negli anni analizzati. Le aree di colore verde indicano le zone in cui tendono a concentrarsi le collisioni. La maggior parte degli investimenti può essere localizzato in 6 aree "calde" verso cui la popolazione mostra particolare predilezione per gli attraversamenti da un versante all'altro. Interventi infrastrutturali per la mitigazione dei rischi (recinzioni, sottopassi per l'attraversamento della fauna) si rendono comunque necessari in quanto i rischi maggiori sono presenti all'esterno delle aree del Parco in cui le strade sono di maggiore traffico e scorrimento.

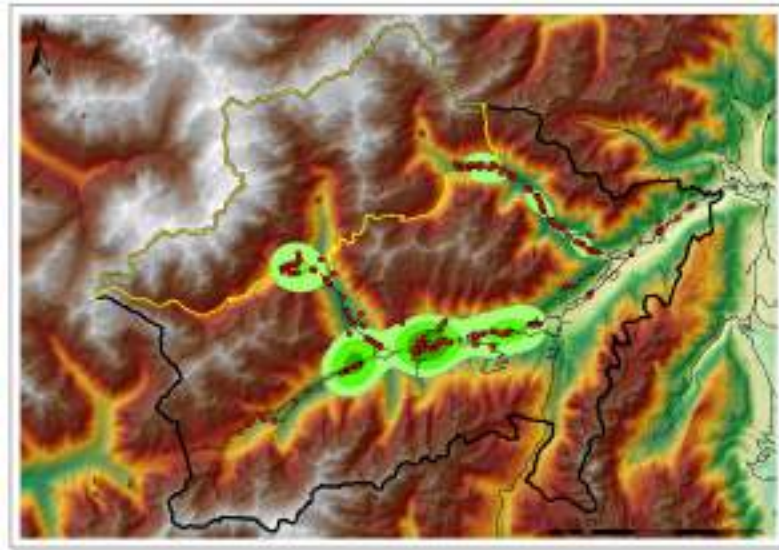


Figura 4.66. Rappresentazione dei punti a maggior incidenza di collisioni tra cervi ed autoveicoli. Questi punti si collocano lungo specifici e prevedibili punti di attraversamento tra un versante e l'altro.

In Val di Sole, nel 2008, in occasione delle opere di rettificazione di un tratto stradale, è stato realizzato un apposito sottopasso per la fauna selvatica con funzione di prevenzione. Il sottopasso è posizionato nel comune di Pellizzano nei pressi del bivio per Termenago sulla SS 42, dove si è sinora verificata la più alta percentuale di incidenti. Analizzando i dati, tuttavia, mentre prima del 2008 (realizzazione del sottopasso), gli incidenti nei pressi di Termenago – Pellizzano ammontavano a 38, dal 2008 al 2021, sono più che raddoppiati (N=91), con una media pre-2008 di 4 casi all'anno, contro i 7 casi/anno post-2008.

4.2.5 MORTALITÀ NEI PRESSI DEI CENTRI ABITATI

Le condizioni climatiche agiscono spesso come fattore determinante sulla regolazione della dinamica di popolazione di una specie, selezionando quella parte di individui caratterizzata da una buona condizione e costituzione, a discapito degli individui più deboli.

L'abbondanza e il perdurare della neve al suolo determinano in modo cruciale le disponibilità alimentari del periodo invernale. Gli inverni caratterizzati da abbondanti precipitazioni nevose e dal lungo perdurare della neve fino a primavera inoltrata, sono teatro di consistenti morti per inedia (*starvation*). La parte di popolazione di cervo presente nell'UG è caratterizzata da elevate densità, tali da avere ormai innescato da anni fenomeni di autoregolazione negli accrescimenti della popolazione in relazione alle densità stesse.

Nella pratica la popolazione sperimenta anni di leggera crescita, alternati ad anni di *crash* demografici ed elevata mortalità in relazione alla durezza e nevosità dell'inverno. Con tempi di ritorno variabili tale fenomeno è ormai frequente nel territorio della Val di Sole, dove le densità di cervo sono elevate.

Nei casi estremi, la mortalità raggiunge valori ragguardevoli, sempre dopo inverni molto rigidi (441 cervi rinvenuti morti nell'inverno 2000-2001, 311 nell'inverno 2003-2004, 728 nell'inverno 2008-2009, 407 nell'inverno 2017-2018 e 350 nell'inverno 2020-2021) e i cervi di norma non muoiono nelle zone più remote del Parco. Spesso gli animali defedati e in deboli condizioni si spostano alle quote più basse in

corrispondenza ai limiti dei territori di svernamento e vengono a morire nelle vicinanze dei centri abitati (Figura 4.67).



Figura 4.67. Esempio di distribuzione dei cervi rinvenuti morti in Val di Rabbi nell'inverno 2000-2001. In inverni particolarmente duri e limitanti il numero di soggetti che muoiono attorno ai centri abitati può farsi elevato e innescare problemi di ordine sociale.

L'accumulo di un numero tanto elevato di carcasse in breve tempo (di norma la seconda parte dell'inverno) nei pressi dei centri abitati suscita, in una parte della popolazione residente, opinioni contrastanti.

Spesso il giusto ruolo che la selezione naturale dovrebbe poter giocare all'interno di un'area protetta non è capito nei suoi significati positivi. Polemiche, richieste di azioni di foraggiamento supplementare e problemi di smaltimento delle carcasse per questioni sanitarie rappresentano una situazione di crisi e di emergenza che ormai si ripropone ad intervalli intra-annuali sempre più regolari.

Lo smaltimento di una carcassa di cervo presso un inceneritore comporta per il Parco dei costi basati sul peso dell'animale (fino a 250kg, il costo è pari a 0.50 €/kg + IVA; oltre i 300kg, il costo è pari a 0.35€/kg + IVA) e sul trasporto dello stesso presso una struttura appropriata (circa 30.00 € a viaggio).

4.2.6 INTERAZIONI CON ALTRE COMPONENTI FAUNISTICHE DELL'ECOSISTEMA

4.2.6.1. Interazioni con il capriolo

Il rapporto tra cervo e capriolo (*Capreolus capreolus*) è ben noto in letteratura. Le due specie, pur essendo sufficientemente diverse in termini strutturali e di esigenze ecologiche, possono avere un'ampia sovrapposizione di nicchia, soprattutto nel caso in cui la densità di una delle due specie sia tanto elevata. Il fenomeno di competizione (in termini di dinamica di popolazione) si basa su una sovrapposizione dello spettro trofico delle due specie e su una sorta di intolleranza spaziale da parte del

capriolo, in caso di elevate concentrazioni di cervo. Il fenomeno è stato studiato e documentato in numerose occasioni anche se ancora manca un quadro chiaro e complessivo (Latham *et al.*, 1996; Latham *et al.*, 1999; Putman, 1986; Schoeder and Schoeder, 1984; Sotti *et al.*, 2008; Richard *et al.*, 2010; Borkowski *et al.*, 2020).

Già negli anni '60 il capriolo occupava il territorio del Parco con buone consistenze di popolazione. A partire dal secondo dopoguerra, il capriolo ha mostrato nell'area della Val di Sole un continuo incremento numerico, legato alle ottimali condizioni di habitat e al progressivo miglioramento della gestione faunistico venatoria delle popolazioni, arrivando ad occupare tutti gli ambienti ottimali e sub-ottimali per le sue caratteristiche ecologiche.

Nell'ultimo ventennio, invece, le popolazioni di capriolo all'interno del Parco sembrano aver subito una netta inversione di tendenza che ha portato ad un drastico calo e ad una presunta fase di flessione nella dinamica delle popolazioni stesse. Sussiste l'ipotesi che, parallelamente alla progressiva affermazione del cervo nell'area protetta, abbia avuto luogo una graduale diminuzione delle popolazioni di capriolo presenti all'interno del Parco (Sotti *et al.*, 2008).

Capriolo e cervo tendono a sovrapporsi, perlomeno parzialmente, nell'utilizzo dello spazio, nella selezione degli habitat e quindi nello sfruttamento delle risorse trofiche. A seguito dell'accrescimento esponenziale delle popolazioni di cervo, avvenuto nell'ultimo ventennio, è lecito aspettarsi un'interazione conflittuale tra le due specie con conseguente decremento nella dinamica delle popolazioni di capriolo (Richard *et al.*, 2010; Borkowski *et al.*, 2020). Esistono numerose impressioni che un tale meccanismo si sia ormai instaurato nei territori compresi nel Parco (Pedrotti e Bragalanti, 2008). Tuttavia nella situazione del Parco attualmente non esistono dati attendibili sulla consistenza assoluta delle popolazioni di capriolo.

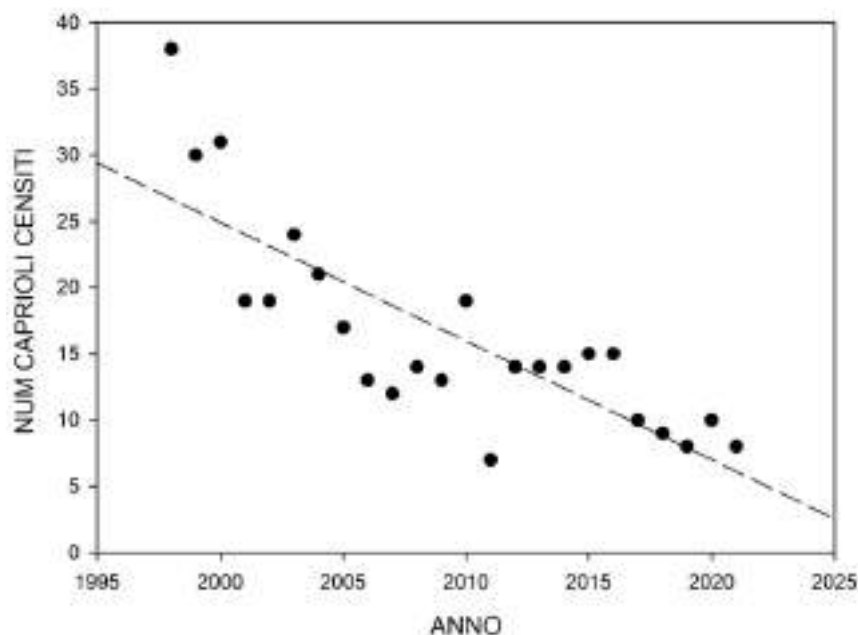


Figura 4.68. Caprioli censiti dal 1998 al 2021 nelle aree campione poste all'interno del Parco.

Dal 1996 vengono effettuati con regolarità censimenti standardizzati primaverili per aree campione. Tali censimenti non forniscono valori assoluti, ma se effettuati in modo standardizzato possono fornire un quadro del *trend* evolutivo della popolazione.

Il *trend* dei censimenti all'interno del Parco dal 1998 ad oggi mostra un costante decremento, che ha portato in circa venti anni alla riduzione a un quarto dei caprioli che vengono avvistati rispetto a una

ventina di anni fa (Pedrotti e Bragalanti, 2008) e che oggi sono passati da più di 80 a circa una decina (Figura 4.68).

Inoltre, l'andamento della dinamica del capriolo dentro Parco mostra un andamento decisamente opposto a quello della popolazione di cervo rilevato mediante i censimenti notturni (Figura 4.69).

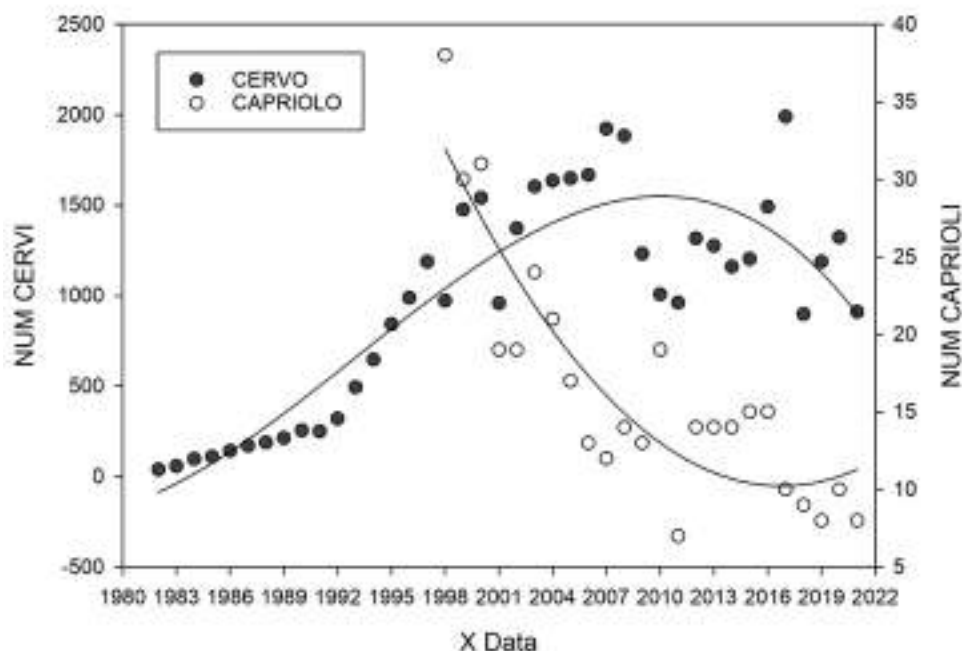


Figura 4.69. Dinamica di popolazione di cervo (dal 1982) e capriolo (dal 1998) nel Parco Nazionale dello Stelvio. Dati ottenuti dai censimenti annuali per aree campione e dal censimento primaverile notturno con il faro. Si nota come al picco della consistenza del cervo, quella del capriolo abbia subito un drastico calo.

Una ulteriore idea sullo *status* attuale e sui bassi valori di densità del capriolo legati alla presenza del cervo deriva dai monitoraggi effettuati negli anni 2006 - 2008 effettuati mediante *pellet group count*, nell'ambito del progetto per la valutazione dello *status* del capriolo (Sotti e Pedrotti, 2008). In Tabella 4.28 sono riportate le prime stime di densità di confronto tra le due specie, riferite a due aree campione che coprono grossomodo la riserva di caccia di Peio e la porzione di Parco della stessa Val di Peio. All'interno del Parco esiste un ordine di grandezza di differenza nelle stime di densità tra le due specie (3 caprioli/km² e 29 cervi/ km²).

Tabella 4.28. Stime di densità di cervo e capriolo effettuate mediante *pellet group count* su plot ripuliti (*clearence count*) riferite ad aree campione poste nel Parco in Val di Peio (PNS) e nella Riserva di Peio (PEIO).

	Numero pellet group		Densità (capi / km ²)	
	PNS	PEIO	PNS	PEIO
Capriolo	15	13	2.9	2.5
Cervo	210	26	32.4	4.0

Capriolo e cervo tendono a sovrapporsi, perlomeno parzialmente, nell'utilizzo dello spazio, nella selezione degli habitat e quindi nello sfruttamento delle risorse trofiche. A seguito dell'accrescimento esponenziale delle popolazioni di cervo, avvenuto negli ultimi quarant'anni (specificatamente negli anni

'90, per poi assestarsi, con diverse oscillazioni, su consistenze elevate), è lecito aspettarsi un'interazione conflittuale tra le due specie con conseguente decremento nella dinamica delle popolazioni di capriolo. Ciò comporta l'innescarsi di fenomeni di competizione interspecifica che, a volte, risulta a favore della specie più grande ed adattabile, ovvero il cervo, le cui elevate densità possono avere un impatto negativo sia sulla disponibilità di risorse trofiche (Borkowski *et al.*, 2020) che sulla fitness e sul successo riproduttivo per il capriolo (Richard *et al.*, 2010).

Tale competizione, se presente, nel caso in cui le popolazioni di cervo aumentino considerevolmente le loro densità (ed è questo il caso della Val di Sole, in cui è presente una delle più alte densità di cervi note per l'arco alpino), può portare ad un riaggiustamento delle consistenze e densità delle popolazioni di capriolo verso livelli inferiori.

Tale forma di competizione non porta alla scomparsa del capriolo, ma ne limita l'incremento e, soprattutto, lo spinge verso l'utilizzo delle aree sub-ottimali, in relazione alle esigenze ecologiche della specie. Sotti *et al.*, 2008 avevano dimostrato come fuori Parco le consistenze del capriolo fossero maggiori che dentro Parco, considerando infatti che in quegli anni, il cervo dentro Parco aveva consistenze e densità maggiori che nelle aree esterne (Pedrotti e Bragalanti, 2008).

La situazione appena descritta porta probabilmente ad un decremento delle consistenze del capriolo, ad una diminuzione delle "condizioni medie" degli individui e a un minor grado di percettibilità. Il calo di percettibilità riduce in modo considerevole la fruibilità della specie, anche a fini turistici.

Attualmente, inoltre, per il capriolo in Val di Sole, oltre e parallelamente alle interazioni con il cervo che sembrano sfavorirlo, bisogna considerare anche il possibile scenario futuro rispetto alle sue interazioni con il lupo, nella rete ecologica che si crea in questi casi, nell'ambito del fenomeno delle cascate trofiche.

4.2.6.2. Interazioni con il camoscio

Il camoscio (*Rupicapra rupicapra*) è l'ungulato più comune che è possibile incontrare alle quote più alte nel Parco Nazionale dello Stelvio. E' un tipico abitante degli ambienti di alta quota, dall'orizzonte sub-montano a quello alpino, in una fascia altitudinale che mediamente va dai 1.500 ai 2.700 metri.

Il camoscio non è mai completamente scomparso dal gruppo dell'Ortles-Cevedale. Dal 1968 ai primi anni '90, nell'area protetta la popolazione è aumentata da circa 250 a circa 1350 individui e ha successivamente raggiunto picchi di oltre 2200 capi nella seconda metà degli anni '90, per poi diminuire abbastanza velocemente.

La realizzazione di accurati conteggi e la loro disponibilità a partire dal 1973 ci permettono di analizzare la "storia" della popolazione e di trarre alcune considerazioni sui suoi andamenti negli ultimi anni.

E' possibile evidenziare come, già da circa 30 anni, i fenomeni demografici e la recente fase di calo della popolazione sia imputabile a fattori di dipendenza dalla densità ed alle condizioni invernali degli ultimi anni.

E' stato ipotizzato un effetto negativo del cambiamento climatico sul camoscio, ma il declino della specie è stato troppo drastico e repentino per poter essere associato solamente ai cambiamenti climatici ed al riscaldamento globale. Probabilmente, quindi, tale calo di consistenza è dovuto alla competizione con il cervo che nella fase estiva sempre più massicciamente frequenta e utilizza per l'alimentazione le praterie alpine un tempo occupate solo dal camoscio (Pedrotti e Bragalanti, 2008).

La competizione tra cervo e camoscio è stata ipotizzata/evidenziata anche in altre aree, sebbene su altre specie di camoscio, quali per esempio il camoscio appenninico (Lovari *et al.*, 2014; Ferretti *et al.*, 2015).

Come già specificato, la consistenza della popolazione è annualmente monitorata mediante una tecnica di censimento per osservazione diretta definita *block-count*, effettuato nei mesi estivi a partire dal 1994 e, in modo meno accuratamente standardizzato, dal 1973.

E' possibile evidenziare come i fenomeni demografici e la recente fase di calo della popolazione sia imputabile a fattori di dipendenza dalla densità ed alle condizioni invernali degli ultimi anni, ma anche direttamente correlata alla densità del cervo che nella fase estiva sempre più massicciamente frequenta e utilizza per l'alimentazione le praterie alpine un tempo occupate solo dal camoscio (Corlatti *et al.*, 2019). Grazie alla tranquillità fornita dalla presenza dell'area protetta e ai cambiamenti climatici che anticipano sempre più la fenologia della vegetazione, un sempre più cospicuo numero di cervi trascorre la fase estiva al di sopra del limite della vegetazione arborea, sfruttando in modo ottimale il foraggio quantitativamente e qualitativamente ricco dei pascoli alpini. Dalla fine degli anni'90 del secolo scorso fino ad oggi, in estate durante il censimento del camoscio, si contano in media più di 700 cervi dentro Parco, al di sopra dei 2000 metri, con picchi anche di 1000 individui (Figura 4.70).

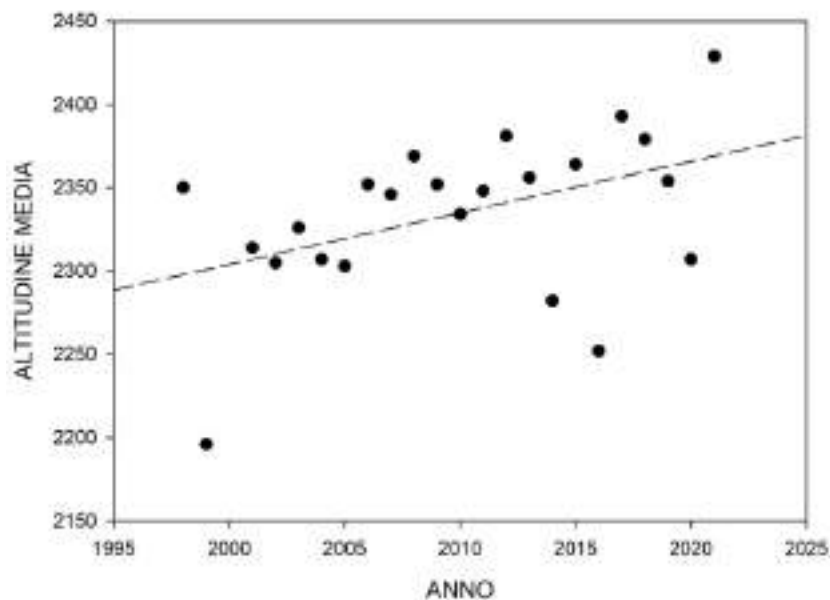


Figura 4.70. Altitudine media dei cervi conteggiati ogni anno in alta quota durante il censimento del camoscio, nel mese di luglio, dal 1995 ad oggi.

Negli ultimi decenni si è infatti assistito ad un continuo e progressivo spostamento estivo della popolazione di cervo verso quote sempre più alte. I maschi adulti, che sino a pochi anni fa occupavano prevalentemente il limite superiore della vegetazione arborea dei lariceti, ora si distribuiscono abbondantemente al di sopra di tale limite. Un certo numero di animali trascorre addirittura la fase centrale della giornata al di sopra del limite delle praterie continue, trovando tranquillità e sicurezza nelle zone di macereto con situazioni dominanti in termini di visibilità. Quando due o più specie di simili caratteristiche ecologiche frequentano gli stessi spazi in simpatria e si cibano delle stesse risorse, esiste una possibilità di competizione, che può risultare in effetti a lungo termine sulla dinamica di popolazione delle due specie o in cambiamenti significativi di uso dello spazio e delle risorse, per evitare la sovrapposizione (Putman, 1996).

Un carico di oltre 1.000 individui di cervo, specie più grande e bisognosa quindi di un maggiore quantità di risorse, che si alimentano nelle stesse zone di estivazione del camoscio non può che sottrarre cibo (competizione per sfruttamento) alla sua popolazione e costringerla ad evitare le aree più massicciamente frequentate dai cervi (competizione per interferenza), spostandosi a quote sempre più alte e magari, in siti meno idonei e ricchi di risorse (Corlatti *et al.*, 2019).

La Figura 4.71 mostra come, dall'inizio degli anni 2000, le dinamiche di popolazione di cervo e camoscio si siano invertite dentro Parco, con un continuo incremento del cervo ed un'altrettanto significativa diminuzione del camoscio, che è passato da consistenze maggiori di 2000 individui alla fine degli anni '90, ai circa 600-700 contanti ultimamente nel Parco.

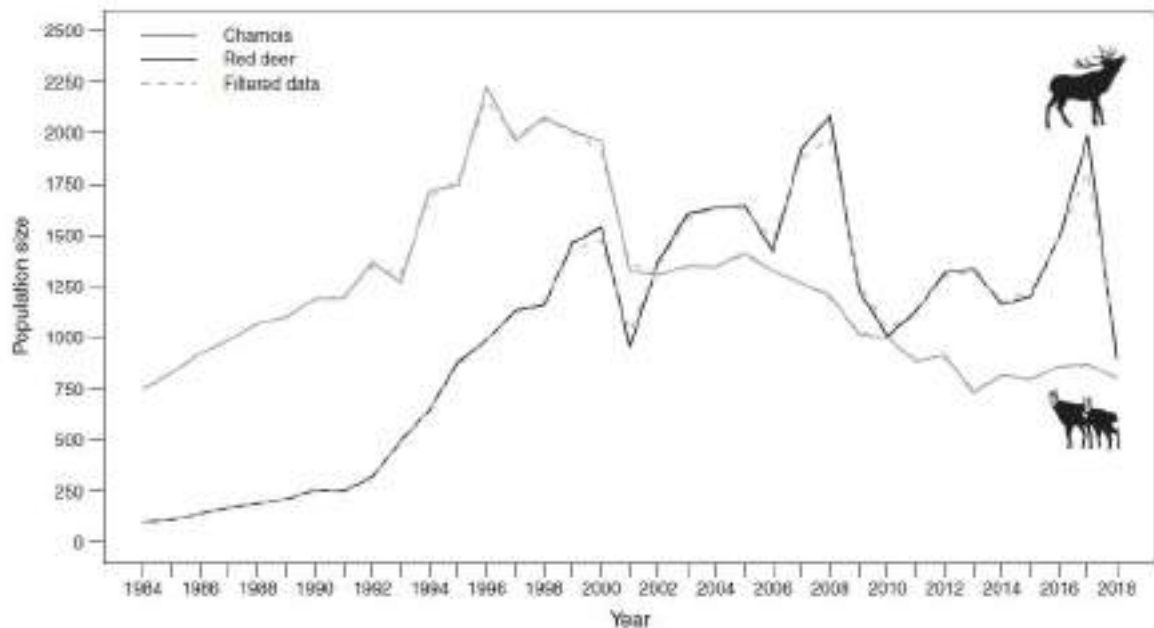


Figura 4.71. Dinamica delle consistenze di cervo e camoscio nel Parco Nazionale dello Stelvio tra il 1984 e il 2018. I dati dei conteggi (linea continua) sono stati filtrati tramite un modello statistico (linea tratteggiata).

Come è stato precedentemente anticipato, studi recenti condotti nel Parco dello Stelvio hanno dimostrato come nel cervo la dipendenza dalla densità e la nevosità invernale giocano un ruolo fondamentale nel guidare la dinamica di popolazione (Bonardi *et al.*, 2017). Queste variabili sembrano avere la stessa valenza anche per il camoscio, per il quale, inoltre, risulta significativa l'aumento di consistenza del cervo nelle sue stesse zone di estivazione. Sembra infatti che l'abbondanza estiva del cervo in alta quota abbia un effettivo significativamente negativo nel tasso di crescita del camoscio negli anni successivi (Figura 4.72; Corlatti *et al.*, 2019; Donini *et al.*, 2021b).

Ad esempio, studi in Appennino sull'interazione cervo-camoscio appenninico dimostrano come in zone ad elevata frequentazione di cervo, le femmine adulte di camoscio diminuiscono il tasso di alimentazione sui prati alpini (riduzione del tasso di morso) e aumentano quello di ricerca del cibo (Lovari *et al.*, 2014; Ferretti *et al.*, 2015).

La sovrapposizione delle aree di frequentazione tra cervo e camoscio nel Parco dello Stelvio avviene in modo significativo soprattutto durante l'estate. Il cervo, con la sua presenza e l'azione di brucamento a fini alimentari, è probabile che riduca la quantità di alimento disponibile e potrebbe modificare la composizione delle comunità di prateria, in modo da impattare negativamente sull'efficienza di foraggiamento del camoscio o, conseguenza più importante, ridurre la disponibilità di risorse idonee per il camoscio stesso (Corlatti *et al.*, 2019). Questo potrebbe ostacolare la possibilità per il camoscio di acquisire l'opportuna energia corporea per far fronte all'inverno successivo (comportando col tempo, una diminuzione dei tassi di sopravvivenza della popolazione) e/o, per le femmine, per portare a compimento le gravidanze (causando un futuro decremento del successo riproduttivo).

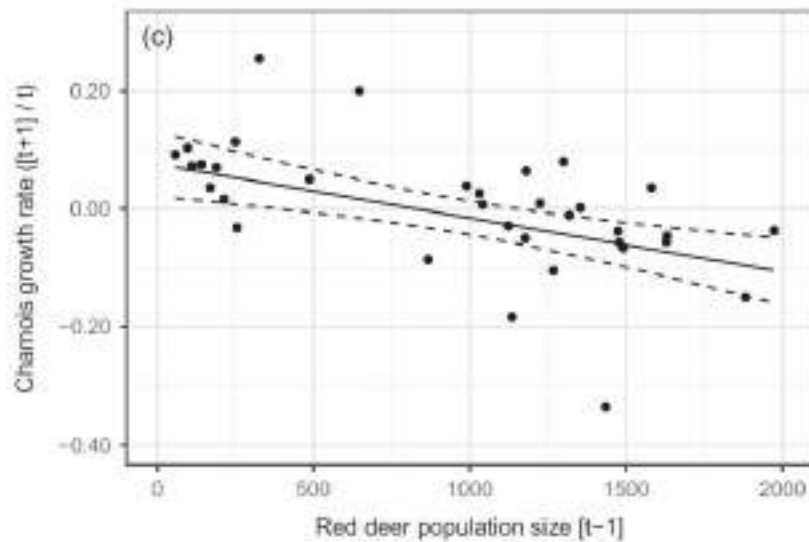


Figura 4.72. Andamento del tasso di crescita del camoscio (sulle ordinate) in relazione alla consistenza del cervo (sulle ascisse), nel parco Nazionale dello Stelvio Trentino dal 1984 al 2018.

Donini e collaboratori (2021a) hanno dimostrato che l'aumento di consistenza del cervo nelle aree di presenza del camoscio, ha diminuito il tasso di crescita della popolazione di camoscio e che tale diminuzione è ritardata di un anno biologico: le alte consistenze del cervo in un dato anno, hanno un effetto negativo sui tassi di crescita del camoscio a partire dall'anno successivo. L'effetto del cervo, nello specifico, agisce anche sui tassi di sopravvivenza di maschi e femmine di camoscio, e, in modo più importante su quello dei piccoli (Donini *et al.*, 2021a; Figura 4.73).

Continuare ad analizzare l'interazione tra cervo e camoscio risulta interessante e fondamentale per capire ancor meglio i meccanismi di competizione alla base del rapporto tra le due specie. Nel prossimo futuro è possibile prevedere ulteriori cambiamenti ecologici importanti sul camoscio a causa del cervo (uno *shift* altitudinale?), una diminuzione ancora più marcata del camoscio (o una sua ripresa, nell'ottica dell'attivazione del controllo e della conseguente diminuzione del numero di cervi all'interno del Parco) o altre variazioni importanti per la biologia della specie (aumento del livello di stress – cortisolo e sue conseguenze sulla fisiologia), anche in vista dell'ingresso recente del lupo nel sistema di interazione intraspecifiche nel Parco e in Val di Sole.

Per lavorare su questi aspetti, due progetti di ricerca paralleli sono recentemente stati avviati con la collaborazione di FEM e dell'Università degli Studi di Siena e due dottorandi di ricerca stanno svolgendo le proprie analisi sui rapporti di competizione tra le due specie e sull'evoluzione dei rapporti ecosistemici tra vegetazione, prede (ungulati) e predatori (il lupo, recentemente insediatosi).

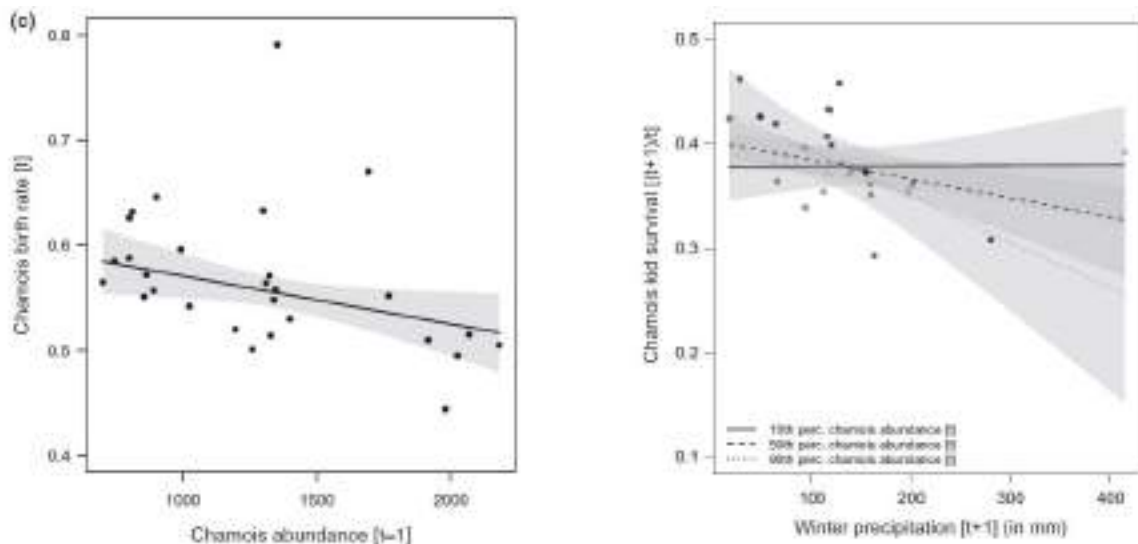


Figura 4.73. A sinistra, l'effetto della densità del camoscio nel tasso di nascita della popolazione, che diminuisce all'aumentare della consistenza della specie. A destra, l'effetto della severità invernale sul tasso di sopravvivenza dei piccoli di camoscio, che è più alto con meno precipitazioni invernali, da Donini et al., 2021a.

4.2.6.3. Interazioni con il gallo cedrone

La distribuzione del gallo cedrone (*Tetrao urogallus*) sul territorio alpino è limitata al settore centro-orientale dell'area e i nuclei presenti nel Parco Nazionale dello Stelvio ne rappresentano una delle propaggini più occidentali. Lo status della specie sulle Alpi negli ultimi trent'anni è andato progressivamente peggiorando probabilmente a causa della modificazione degli habitat legati all'azione dell'uomo (alla "non azione" di coltivazione dei boschi) e ai cambiamenti climatici. Dall'anno 1990 ne è stata sospesa la caccia in provincia di Trento. A partire dall'anno 2003 la specie non è più cacciabile in tutto il territorio nazionale.

Il gallo cedrone trova il suo naturale habitat in foreste con attitudini alla produzione legnosa. In ambito alpino il suo naturale habitat è incentrato nelle foreste di conifere con presenza di radure ricche di piante suffrutticose, ambiente facilmente riscontrabile nel territorio del Settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio e della Val di Sole. La medesima tipologia di territorio è frequentata anche dal cervo, al punto da influenzare potenzialmente la disponibilità trofica della specie con un'azione di pesante modifica dello strato arbustivo del sottobosco.

A partire dal 1997 la dinamica del cedrone in Val di Sole viene monitorata mediante censimenti primaverili in 5 aree campione, oggi 4. Una delle restanti quattro aree (Fratte alte) è posta all'interno del Parco. L'andamento dei censimenti sulle aree campione del Parco, come era alla stesura del vecchio Progetto Cervo nel 2008, anche attualmente sembra avere un *trend* negativo, al contrario di quanto rilevato nella restante Val di Sole (Pedrotti e Bragalanti, 2008, Figura 4.74). Negli ultimi 4 anni (2008-2021) non è stato conteggiato nessun individuo dentro Parco.

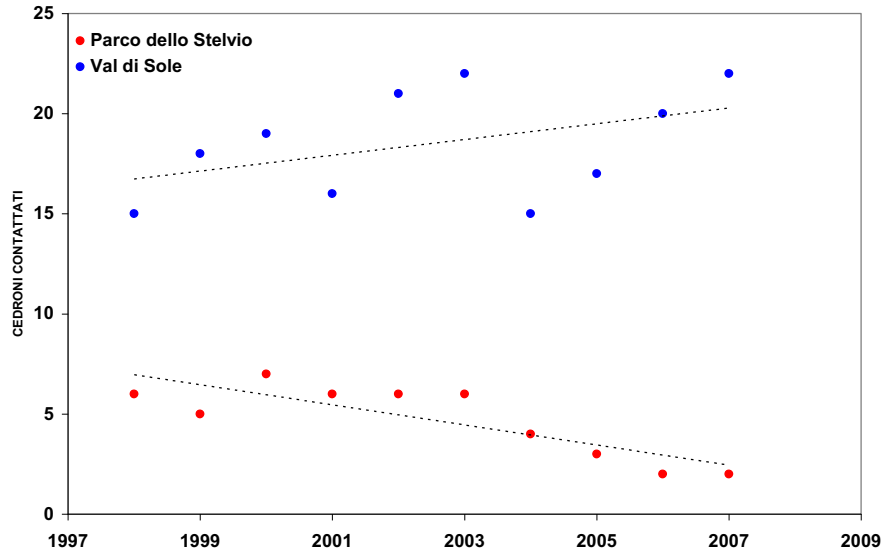


Figura 4.74. Trend dell'evoluzione della popolazione di gallo cedrone nelle aree esterne (in blu) ed interne (in rosso) al Parco nell'UG.

I dati più aggiornati sul gallo cedrone derivano da un recente lavoro di cattura, marcatura e ricattura genetica effettuato su campioni biologici (fatte) raccolti nella "totalità" delle arene di canto dell'UG, nella primavera 2019.

In totale, le arene di canto campionate e ritenute attive nel 2019 sono state 34 (a fronte delle arene storiche, che ammontavano a 63 e che sono state usate come siti di verifica), di cui 4 all'interno del Parco, 3 in Val di Peio, in località Marassina e 1 in Val di Rabbi, in località Fratte (Figura 4.75).

Nel complesso, quindi, il numero delle arene di canto attive risulta generalmente diminuito e la diminuzione è maggiore dentro Parco rispetto a fuori.

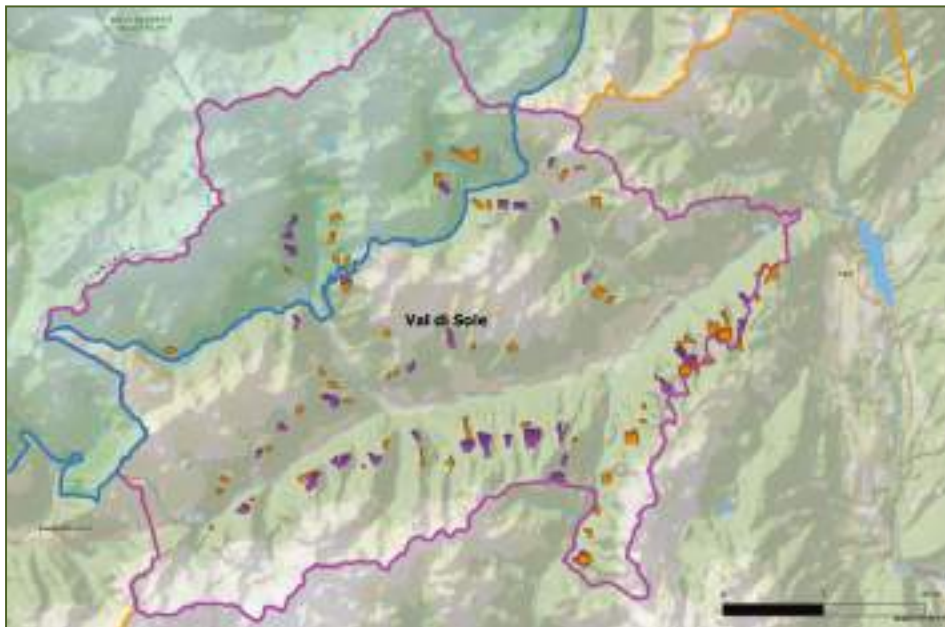


Figura 4.75. Arene di canto censite e ritenute attive nel 2019 (in viola) e quelle storiche non più utilizzate (in arancione) all'interno dell'UG val di Sole.

La distribuzione delle arene pare rispondere ad alcune regole di fondo. Caratteristica comune dell'area ottimale (i versanti esposti prevalentemente a settentrione), in Val di Sole, è la pecceta altimontana a

mirtillo nero, da secoli utilizzata in modo intensivo, anche con tagli a raso fino ai primi decenni del '900. In alcuni casi si tratta di peccete subalpine e lariceti a mirtillo nero/rododendro, con minore incidenza della selvicoltura. L'importanza della presenza del mirtillo nero è registrata da molti autori (Storch 1993a/b; Bollmann *et al.* 2005) e, secondo Storch, porta il cedrone a preferire le esposizioni fresche.

Le aree più scadenti corrispondono invece a tutti i versanti ad esposizione calda, trasformati dall'uomo in lariceti o rade peccete xeriche a mirtillo rosso. Su questi versanti, la fascia di habitat idoneo per il cedrone è di per sé più ridotta, traslata verso l'alto, erosa dai pascoli di quota e limitata ai terrazzi dove la minor pendenza, paludi o macereti favoriscono lo sviluppo del mirtillo nero (Mattedi 2001). I lariceti in esposizione calda costituiscono inoltre aree di svernamento preferenziali del cervo, subendo così una fortissima brucatura dello strato arbustivo-suffruticoso e la conseguente scomparsa di ericacee e ginepro.

Attualmente sono stati analizzati geneticamente 239 campioni complessivi (su un totale di circa 500 raccolti, di cui 59 di femmine e 180 di maschi), la distribuzione dei quali nell'area di indagine (UG Val di Sole) appare rappresentativa della distribuzione della specie.

La stima della consistenza della popolazione per classi di sesso (MM e FF) è stata effettuata tramite un modello di cattura e ricattura genetica, utilizzando il pacchetto "Capwire" del software R.

Al momento attuale, in Val di Sole, si stima una consistenza primaverile di 213 maschi (IC 198-250); la consistenza delle femmine è di 188 individui (IC 130-250) (Figura 4.76).

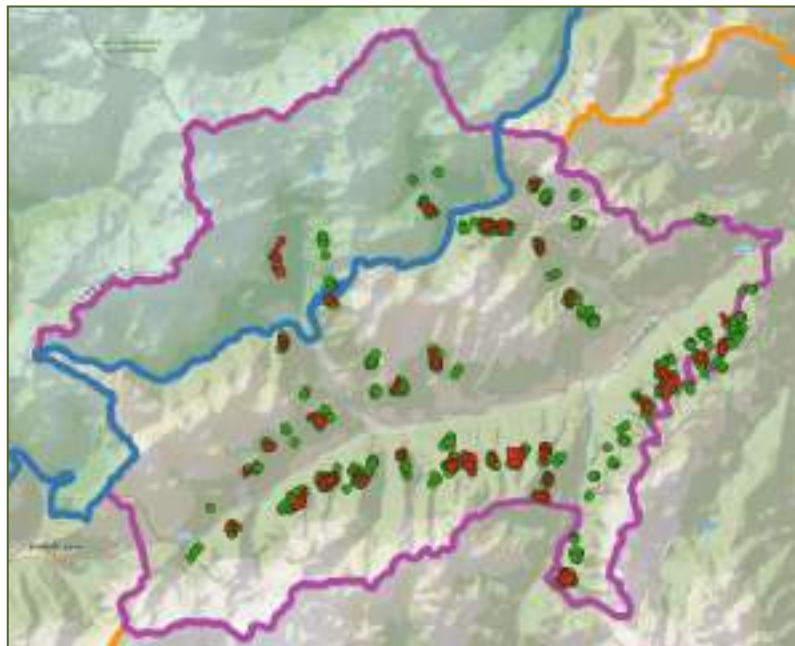


Figura 4.76. Mappa delle localizzazioni dei campioni di gallo cedrone geneticamente analizzati nel 2019 in Val di Sole, in cui si nota anche la presenza sulle arene di canto 2019.

Gli effetti delle elevate densità di cervo sulle aree di svernamento sono visibili, non solo sulla rinnovazione della foresta ma anche sulle specie arbustive e suffruticose, con particolare evidenza sul ginepro e sulle ericacee. Pur in assenza di ricerche scientifiche che ne dimostrino il legame di causa-effetto, è constatabile una sensibile riduzione degli elementi trofici fondamentali per i Tetraonidi (Angeli e Brugnoli, 2005). Nel caso del gallo cedrone, l'ipotesi di impatto negativo da parte del cervo si basa sugli effetti esercitati nelle zone di svernamento. In tali aree la componente del sottobosco risulta pesantemente brucata fino a ridursi sensibilmente. La diminuzione della disponibilità dello strato arbustivo (in particolare del mirtillo nero unanimemente riconosciuto come elemento essenziale per la specie), fonte di riparo e alimentazione della prole (maggiore ricchezza di entomofauna), porterebbe ad una diminuzione dell'idoneità ambientale per il cedrone.

Nel Parco Nazionale dello Stelvio, tale fenomeno è ancor più accentuato. Nell'area campione Marassina, in particolare, lo strato arbustivo del lariceto ha visto una rapida trasformazione da mirtillo/rododendro a *Calamagrostis villosa* (Figura 4.77); pur non potendo determinarne le cause in modo univoco, il processo è sicuramente accelerato dalla brucatura del cervo che qui sverna, malgrado esposizioni non favorevoli. La corrispondente dinamica del cedrone è fortemente negativa.



Figura 4.77. Degrado dell'habitat nell'area campione "Marassina" nel Parco Nazionale dello Stelvio a causa degli effetti di alimentazione e brucatura del cervo.

4.2.6.4. Interazioni con il gipeto

Il gipeto (*Gypaetus barbatus*), incluso nell'allegato II della Convenzione di Berna e nell'allegato I della Direttiva Uccelli, è specie particolarmente protetta dalla Legge quadro 157/92 per la protezione della fauna selvatica omeoterma. È l'avvoltoio nidificante di maggiori dimensioni presente sulle Alpi italiane con un'apertura alare che sfiora i tre metri. Si nutre essenzialmente di animali morti di cui è in grado di assimilare con efficienza anche le ossa. La sua alimentazione si basa sui resti degli Ungulati morti e la presenza di aree in cui esistono alte densità di questi animali è un fattore fondamentale per la sua conservazione e riproduzione. Estinto all'inizio del XX secolo per persecuzione diretta dell'uomo, è stato oggetto di un progetto di reintroduzione internazionale iniziato negli anni '80 che ha visto il coinvolgimento diretto di tutte le nazioni alpine.

In Trentino, il gipeto è presente principalmente nella parte nord-occidentale della provincia, in particolare in alta Val di Sole, nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio (Val di Peio e Val di Rabbi) ed alcune osservazioni sono state raccolte nel 2020 anche nel gruppo del Brenta e in Val di Fassa. Dal 1986 al 2020 sono stati rilasciati sulle Alpi 227 gipeti e, da questi, ne sono nati in natura un totale di 272 (Bassi *et al.*, 2020 e 2021). La consistenza attuale della popolazione alpina è stimata in circa 300 individui.

Nel 2021 sulle Alpi si sono involati 44 giovani gipeti dalle oltre 60 coppie riproduttive attualmente presenti e monitorate in Europa e questo dato fa della stagione riproduttiva 2021 quella di maggior successo sulle Alpi dall'inizio del progetto di reintroduzione (Bassi *et al.*, 2022).

Nel Parco Nazionale dello Stelvio il gipeto è presente con 6 coppie territoriali nei settori lombardo ed altoatesino (Valfurva, Sondalo, Livigno, Bormio, Val Matello e Ortler), mentre nel settore trentino la

presenza del gipeto risulta stabile per frequentazione delle valli di Peio e Rabbi di individui in transito e la formazione della prima coppia territoriale è stata rilevata a partire dall'agosto 2021, di cui ancora non è stata accertata la riproduzione. E' la prima coppia stabile e adulta in questa parte del territorio. Nella stessa area, nel corso dell'anno, sono stati osservati almeno altri 3 individui (probabilmente 1 adulto e 2 immaturi).

Nel 2021 in Trentino sono state raccolte complessivamente 67 segnalazioni. Le 67 osservazioni raccolte nel 2021 superano di gran lunga la media annua di 35,1, calcolata sulle 703 segnalazioni raccolte negli ultimi 20 anni (Figura 4.78).

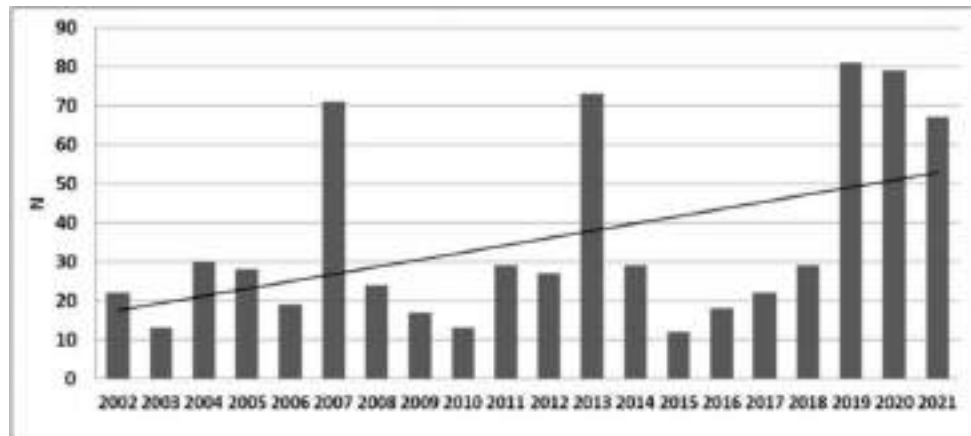


Figura 4.78. Numero di segnalazioni annuali di gipeto (2002-2021) in Provincia di Trento.

Come negli anni scorsi, quasi tutte le osservazioni (60) riguardano il settore nord-occidentale della provincia e in particolare il settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio (Val di Peio e Val di Rabbi) e l'alta Val di Sole. Questa concentrazione è probabilmente legata all'insediamento della nuova coppia, alla vicinanza di altre tre coppie riproduttive nei settori lombardo e altoatesino del Parco (Martello, Ortles e Valfurva) e all'elevata disponibilità trofica della zona.

Anche nell'area bresciana del Parco, recenti e ripetute osservazioni di soggetti adulti e subadulti fanno propendere per un prossimo futuro insediamento della specie sul territorio (Bassi *et al.*, 2022).

L'importanza e l'idoneità del territorio del Parco Nazionale dello Stelvio per il gipeto è legato, come già accennato, all'elevata densità di potenziali prede (cervo, camoscio, stambecco), all'elevata percentuale di territorio posto al di sopra della vegetazione forestale e, quindi, facilmente ispezionabile, e dalla notevole disponibilità di siti di nidificazione sulle pareti calcaree, soprattutto nel Settore lombardo del Parco. A dimostrazione di questo, prendiamo in considerazione i seguenti aspetti:

- Nel Parco dello Stelvio, dal 1998 ad oggi, si contano 6 coppie nidificanti ed 1 nuova, stanziale (ed il trend sembra essere in aumento);
- Il numero di involati aumenta ogni anno, mostrando un trend nettamente positivo (Figura 4.79 e 4.80);
- Anche la produttività delle coppie nidificanti è aumentata nel tempo per le coppie storiche e, per esempio, per la coppia della Val Martello risulta significativamente elevata già nei primi anni dalla sua formazione; Tra tutte le coppie, solo quella di Sondalo, l'ultima formatasi, ancora deve riprodursi con successo (Figura 4.80).

L'area del PNS è inoltre frequentata da altri individui e da nuovi giovani involati. Le coppie nidificanti e la maggior parte degli individui si riscontrano nella porzione più settentrionale del Parco (settore lombardo), ma le osservazioni nella parte meridionale (settore trentino) stanno via via aumentando e la presenza nel 2021-2022 della coppia stanziale in val di Peio risulta un altro dato positivo riguardo all'aumento di distribuzione della specie e alla futura formazione di nuove coppie nidificanti.

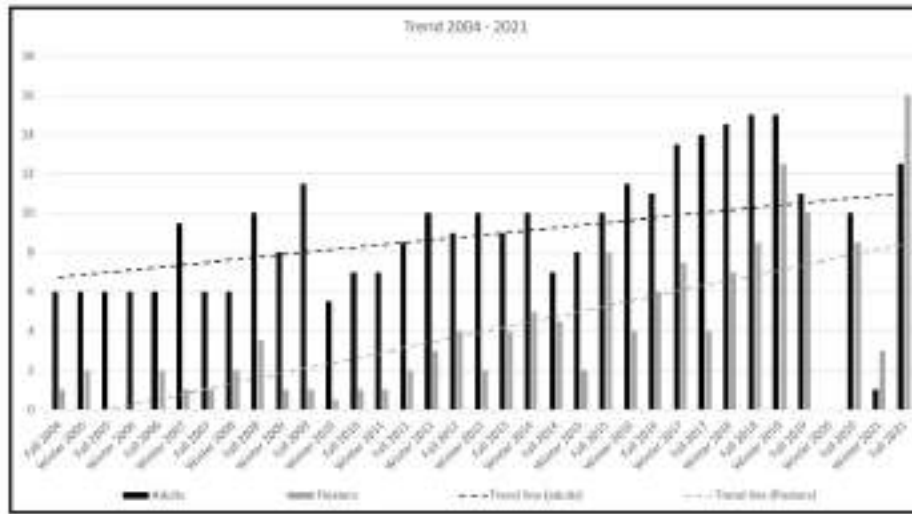


Figura 4.79. Andamento numerico di adulti e floaters di gipeto nel settore lombardo del PNS durante i censimenti Contemporanei svolti in autunno (anni 2004-2021).

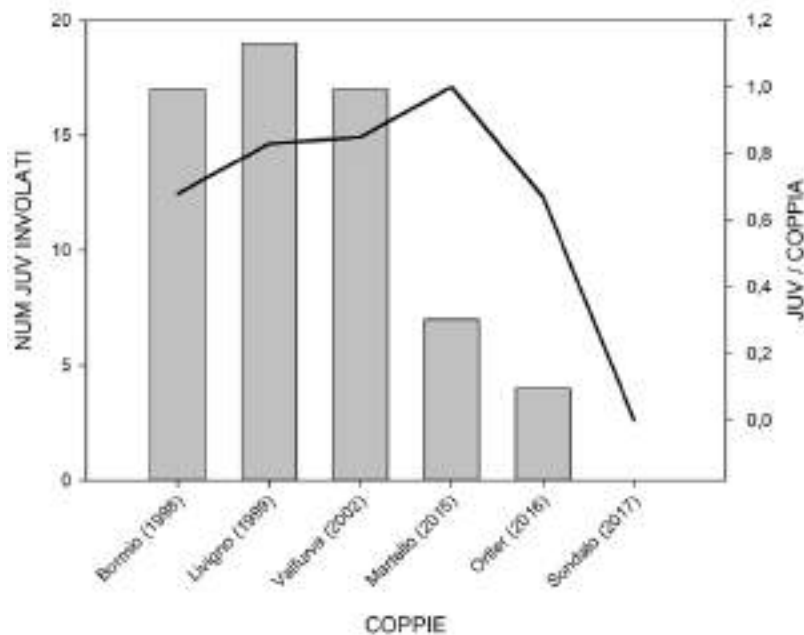


Figura 4.80. Numero di giovani involati dalle coppie nidificanti presenti nel PNS (tra parentesi, l'anno di formazione) e indice di produttività (linea rossa) di tali coppie (J/CPT), aggiornati al 2021.

Nel Settore trentino la frequentazione del territorio è pressoché continua durante i mesi invernali (a fini alimentari e di perlustrazione) e sempre più frequente durante i mesi estivi ed anche il trend degli avvistamenti occasionali registrati su apposite schede tra il 1996 e il 2021 dal personale forestale è in aumento.

Un contributo importante all'idoneità dell'area per la specie è sicuramente legato alla **elevata densità di cervo**, oltre che, naturalmente, di camoscio e di stambecco. Le elevate densità di ungulati nel Parco hanno come conseguenza naturale anche elevate mortalità, a causa dei meccanismi di autoregolazione innescatisi. Tali episodi di elevata mortalità vengono spesso visti dagli occhi umani come uno spreco di risorse. Spesso il punto di vista si limita agli aspetti connessi alle attività e interessi umani, trascurando i

legami e le interrelazioni di carattere ecosistemico. Le elevate densità e mortalità di Ungulati presenti nel Parco, infatti, favoriscono i livelli trofici superiori, favorendo specie come appunto il gipeto e l'aquila reale, che, così, hanno una maggiore disponibilità di risorse alimentari e carnivori come il lupo.

Il gipeto è un avvoltoio solitario e territoriale che si nutre principalmente di ossa. La sua dieta si basa soprattutto su ungulati, sia selvatici, sia domestici, di media taglia (Brown e Plug 1990).

Il comportamento alimentare è tuttavia abbastanza opportunistico e la specie sembra mostrare un'ampia diversità trofica (piccoli mammiferi, micro-mammiferi e uccelli possono costituire il 20% della dieta; Margalida *et al.*, 2005). Tuttavia, gli Ungulati selvatici (come il camoscio e il cervo) costituiscono una parte importante della sua dieta nelle aree montuose e alpine (Margalida *et al.*, 2007). L'utilizzo delle ossa è una forma di alimentazione abbastanza inusuale. Le parti piccole vengono ingoiate intere, mentre quelle più grosse sono fatte ripetutamente cadere sulle rocce in modo da romperle in pezzi di minori dimensioni (Brown, 1988). Studi più recenti hanno confermato che le ossa sono l'alimento più frequente e rappresentano il 70-90% dell'intera dieta (Brown e Plug, 1990).

Nel 2008, è stato fatto un tentativo per provare a valutare l'attuale "biomassa" disponibile per la specie nell'area del Parco Nazionale dello Stelvio trentino e delle aree limitrofe delle UG e le variazioni della stessa qualora si dovesse dare avvio al piano di controllo numerico e raggiungere le nuove consistenze obiettivo fissate nel piano. E' opportuno infatti valutare se l'eventuale (parziale) riduzione delle consistenze delle differenti popolazioni di cervo che gravitano attorno al Parco Nazionale dello Stelvio trentino possa avere un effetto limitante sulla conservazione e sul futuro sviluppo della neoformata popolazione di gipeto, per una conseguente riduzione della disponibilità alimentare in termini di carcasse (Pedrotti e Bragalanti, 2008).

Dal tentativo di stima riportato nel Progetto CERVO 2008 ed elaborato secondo i dati dell'archivio del Parco (tutti e tre i settori) in base a consistenza delle specie ungulate di cui si ciba il gipeto, i loro tassi medi di mortalità, le loro stime medie di biomassa e quelle medie di fabbisogno di una coppia di gipeti (dati ripresi in bibliografia: Margalida *et al.*, 1997), deriva che in tutto il Parco Nazionale dello Stelvio sia presente una disponibilità alimentare di biomassa per il gipeto (circa 4.130 kg) che, in base a quanto riportato in letteratura, dovrebbe essere sufficiente alla riproduzione ed alla sopravvivenza di 12 coppie (Pedrotti e Bragalanti, 2008).

In base ai dati sinora disponibili l'incidenza del piano sulla conservazione della popolazione di gipeto appare non significativa. Ad oggi, inoltre, relativamente alla disponibilità di carcasse sul territorio, va considerata la nuova recente ricomparsa del lupo, predatore naturale delle specie di ungulati selvatici presenti nel Parco, anch'esso favorito delle elevate densità di cervo nell'area. La presenza del lupo potrà in futuro aumentare la disponibilità di carcasse (da predazione) di cui potrà beneficiare il gipeto come ultimo anello della catena alimentare.

Nell'ottica del Piano di Controllo del cervo nel Parco Trentino, è quindi opportuno considerare anche l'influenza del lupo tra le variabili ecologiche che influiranno sulla dinamica di popolazione del cervo e delle altre specie di ungulati, principalmente di cervo e camoscio (si veda paragrafo successivo).

Nonostante la graduale espansione del gipeto nel Parco Nazionale dello Stelvio, la sua popolazione sembra destinata a una lenta ma graduale espansione anche nei territori circostanti. Tuttavia esistono ancora alcuni fattori che, in futuro, possono aumentare i rischi di mortalità e metterne a rischio la conservazione.

Tra questi fattori, potrebbe rivestire un ruolo particolare l'inquinamento indiretto da piombo, in relazione all'ingestione di carcasse o resti di ungulati abbattuti durante l'attività venatoria e nei quali siano presenti frammenti di piombo. L'avvelenamento da piombo (saturnismo), infatti, non riguarda la sola avifauna acquatica: recenti pubblicazioni hanno dimostrato che numerose specie di rapaci possono rimanere vittime del saturnismo qualora si nutrano di soggetti morti o debilitati a causa dell'intossicazione da piombo (avvelenamento secondario- Bassi *et al.*, 2021).

Sono ormai disponibili numerose evidenze che dimostrano come modeste tracce di piombo, ingerite da rapaci e necrofagi quali il gipeto e l'aquila reale, possano condurre gli individui a intossicazione,

inedia cronica fino a morte certa. Sulle Alpi sono noti diversi casi di animali morti e in difficoltà di entrambe le specie (Kenntner *et al.*, 2006; Garcia-Fernandez *et al.*, 2005; Kenntner *et al.*, 2001; Hunt *et al.*, 2006).

Tale rischio potrebbe essere particolarmente elevato nelle aree circostanti il Parco dove viene praticata la caccia a tre specie di ungulati (capriolo, camoscio e cervo), e dove il gipeto può facilmente imbattersi in carcasse di ungulato ferito a morte da colpo d'arma da fuoco e non più recuperato, o in parti di ungulato lasciate sul posto dai cacciatori (visceri in particolare). Per quanto riguarda il controllo numerico delle popolazioni all'interno del Parco, esso viene effettuato, sia in Lombardia, sia in Sudtirolo con l'obbligo di utilizzo di munizioni senza piombo e analogamente si opererà in Trentino.

Una ricerca condotta in Austria ha evidenziato in modo dettagliato che il proiettile nella maggior parte dei casi rilascia frammenti di piombo nel corpo dell'ungulato colpito la cui consistenza e numerosità varia a seconda della tipologia della palla e del punto in cui l'animale viene colpito (Hecht; 2000; Figura 4.81).

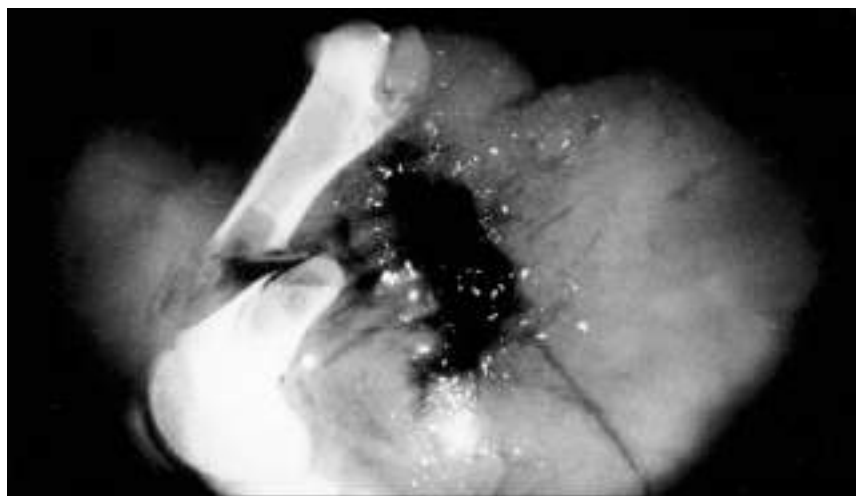


Figura 4.81. Modalità di frammentazione dei proiettili di piombo nel corpo di un ungulato colpito. Pochi frammenti ingeriti da un rapace possono condurlo a inedia cronica fino a morte certa. (Radiografia, da Hecht, 2000).

La ricerca ha dimostrato che alcuni tipi di palla di piombo perdono, a seguito dell'impatto con l'ungulato, percentuali comprese tra il 24.3% e il 40% del proprio peso iniziale che si disperde nella carcassa.

Uno studio ancora più recente effettuato in Europa centro-meridionale su diverse specie di rapaci ha dimostrato una contaminazione da piombo in organi ed ossa pari al 44% (contaminati 111 rapaci su 252 esaminati) e quasi il 30% mostrava segni di avvelenamento clinico (Bassi *et al.*, 2021). Questi dati indicano che i grandi rapaci necrofagi in Europa sono fortemente soggetti a forme di intossicazione da piombo di origine venatoria. Una così alta incidenza di casi potrebbe determinare gravi ripercussioni sulle popolazioni di queste specie caratterizzate da una maturità sessuale ritardata e un tasso riproduttivo molto basso. L'aquila reale è risultata una delle specie maggiormente contaminate. Ciò sembra essere legato alla sua differente ecologia trofica rispetto al gipeto e alla sua maggiore abbondanza, che la porta a vivere anche al di fuori delle aree protette e delle zone dove ci sono carni. Lo studio, effettuando confronti con i risultati di altri comprensori alpini europei, suggerisce che l'intossicazione da piombo ricorra maggiormente nelle specie più abbondanti e più legate al consumo di muscolo e organi (come l'aquila reale) rispetto a quelle più specializzate dal punto di vista trofico e con distribuzione assai più localizzata (come il gipeto).

Dunque, le specie più numerose e più inclini al consumo di tessuti molli sembrano più adatte a essere utilizzate come specie "sentinella" per valutare il rischio di avvelenamento da piombo nella gilda degli uccelli necrofagi (Bassi *et al.*, 2021 e 2022).

Per azzerare questo rischio, nell'ambito dei piani di controllo dentro le aree protette, l'intervento più vantaggioso anche dal punto di vista economico, e alternativo allo smaltimento dei visceri presso i centri

di controllo, risulta essere **l'adozione di munizioni prive di piombo, quindi atossiche**. Il Piano di controllo del cervo nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio 2022 ha, infatti, come uno dei requisiti obbligatori per effettuare le attività, l'uso di munizioni senza piombo (*lead – free*), come si sta già facendo nei settori lombardo ed altoatesino.

A tal proposito, un'analisi preliminare sull'efficienza e delle munizioni monolitiche (senza piombo) è stata condotta sui dati raccolti durante i primi 5 anni di controllo del cervo nel settore lombardo del Parco (Pedrotti *et al.*, 2016). Non sono state evidenziate differenze tali da ipotizzare una minore efficienza (dello sparo) delle munizioni senza piombo rispetto a quelle tradizionali (con piombo).

Dalle elaborazioni dei dati, sembra infatti che la percentuale degli animali colpiti non sia stata influenzata dal tipo di munizioni e che, quindi, quest'ultimo non produca alcun effetto negativo sulla precisione dei tiri. Da un confronto con i dati di caccia (munizioni tradizionali), si rileva che la percentuale di feriti con munizioni *lead-free* (circa 13,9%) è assolutamente in linea con quella risultante dall'utilizzo di munizioni con piombo (circa 13%) e si assesta su livelli di piena accettabilità.

Ugualmente simile risulta la percentuale dei recuperi positivi che si attesta al 58% per i dati dell'attività venatoria e al 59% nel Parco lombardo (Pedrotti *et al.*, 2017).

Da tali analisi, sembra invece che, rispetto al tipo di munizioni utilizzato, sia significativamente rilevante la **precisione del tiro**, rivestendo un'importanza basilare sugli esiti finali del controllo. Nell'utilizzo delle due categorie di munizioni, non si riscontrano variazioni significative nella percentuale di animali che necessitano più di un colpo per l'abbattimento: la percentuale di animali feriti non varia con munizioni *lead free* (media dei 3 anni 2014-2016: 34,7%) o monolitiche (33%), Tabella 4.29.

Tabella 4.29. Numerosità dei cervi prelevati nel quinquennio di controllo attraverso l'uso delle 2 diverse tipologie di proiettili. Si distinguono animali abbattuti con un solo colpo e animali che hanno richiesto più colpi per l'abbattimento. (Tratta da Pedrotti *et al.*, 2017).

MUNIZIONE	CERVI ABBATTUTI CON		più di un colpo %
	un solo colpo	più di un colpo	
senza piombo 2016	127	34	21,1
senza piombo 2015	137	33	19,4
senza piombo 2014	165	37	18,3
piombo	136	33	19,5
Totale	565	137	19,5

Relativamente ai siti di ingresso del proiettile invece e, quindi, all'area da esso attinta, per esempio, è stato necessario più di un colpo allo stomaco/intestino nel 46.7% (in media) dei casi con le munizioni senza piombo e nel 55% dei casi con palle tradizionali (quindi percentuali simili con entrambi le tipologie) e colpendo l'area cardiaca, un solo colpo è stato similmente letale con palle senza piombo (media del 70% dei casi nei 3 anni) e con palle tradizionali (71,4% dei casi, Tabella 4.30.), a conferma che il fattore preponderante per la letalità di un colpo è la sua precisione, più che la tipologia di pallottola utilizzata (Pedrotti *et al.*, 2017).

Tabella 4.30. Numerosità dei cervi prelevati nei cinque anni di controllo attraverso l'uso delle 2 diverse tipologie di proiettili. Si distinguono, per le diverse aree colpite dal proiettile la numerosità dei colpi necessari all'abbattimento. Nella parte inferiore il rapporto tra piazzamento del colpo e abbattimento viene espresso in termini percentuali (Tratta da Pedrotti *et al.*, 2017).

	PALLE SENZA PIOMBO 2014		PALLE SENZA PIOMBO 2015		PALLE SENZA PIOMBO 2016		PALLE CON PIOMBO	
	colpi necessari		colpi necessari		colpi necessari		colpi necessari	
	1 colpo	2 o più colpi	1 colpo	2 o più colpi	1 colpo	2 o più colpi	1 colpo	2 o più colpi
Area cardiaca	116	4	99	4	77	2	95	5
Testa/collo	21	0	15	1	28	1	19	0
Stomaco/intestino	20	23	15	11	16	15	19	18
Colpo di striscio	1	9	2	10	0	7	0	30
Coscia-Zampa	0	0	1	8	6	9	0	0
Area non determinata	7	1	1	-	0	0	3	-

Area attinta dal proiettile	PALLE SENZA PIOMBO 2014		PALLE SENZA PIOMBO 2015		PALLE SENZA PIOMBO 2016		PALLE CON PIOMBO	
	colpi necessari		colpi necessari		colpi necessari		colpi necessari	
	1 colpo	2 o più colpi	1 colpo	2 o più colpi	1 colpo	2 o più colpi	1 colpo	2 o più colpi
Area cardiaca	73,4	11,1	72,8	11,8	60,6	5,9	73,4	15,2
Testa/collo	13,3	0,0	14,0	2,9	22,0	2,9	14,3	0,0
Stomaco/intestino	12,7	63,9	11,0	32,4	12,6	44,1	14,3	54,5
Colpo di striscio	8,6	25,0	1,5	29,4	0,0	28,4	0,0	39,3
Coscia-Zampa	0,0	0,0	0,7	23,5	4,7	26,5	0,0	0,0

4.2.6.5. Interazioni con i grandi predatori

All'interno del Parco nazionale dello Stelvio trentino l'orso bruno (*Ursus arctos*) risulta una presenza ancora sporadica, per la Val di Peio e la Val di Rabbi. Per l'attuale scarsa presenza dell'orso nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio e nelle aree di distribuzione del cervo della Val di Sole e soprattutto per le abitudini alimentari e l'ecologia dell'orso (onnivoro opportunista, con dieta prevalentemente vegetariana), non si ipotizza nessuna interazione significativa tra cervo ed orso.

La lince (*Lynx lynx*) è presente in Trentino con un solo esemplare, un maschio di lince denominato B132, giunto sul territorio provinciale 13 anni fa dalla Svizzera. B132 è stato catturato a scopo scientifico nel febbraio 2008 nel Parco Nazionale Svizzero, nell'ambito di un progetto di reintroduzione e munito di collare GPS. Da tempo frequenta abbastanza stabilmente la zona della val di Ledro, val d'Ampola, le aree montane vicine a Storo, in sinistra orografica del fiume Chiese.

A fine 2021, una lince è stata rilevata nel territorio di Valfurva, settore lombardo del Parco, ripresa nell'ambito dell'attività di fototrappolaggio svolta dal personale del Parco dello Stelvio. Allo stato attuale, da questa singola evidenza, non è ancora possibile conoscere il sesso, l'età e nemmeno la provenienza dell'animale, ma è probabile si tratti di un esemplare proveniente dalla vicina Svizzera e non è possibile ancora affermare se si tratti di una presenza stabile o temporanea.

A distanza di oltre 10 anni dalla prima segnalazione, questo secondo avvistamento testimonia il progressivo ritorno del felino sul territorio del Parco, dal quale era scomparso da oltre un secolo (Figura 4.82). La situazione attuale non fa presagire interazioni significative della lince con il cervo.

Tutti i dati di presenza di lince ed orso eventualmente raccolti nel territorio del Parco e nelle zone limitrofe, vengono raccolti in un apposito database PostgreSQL ed opportunamente archiviati, insieme agli altri dati faunistici, come appositamente specificato in questo capitolo.



Figura 4.82. Immagine da fototrappola della lince ripresa in Valfurva. Archivio Parco Nazionale dello Stelvio.

Il lupo (*Canis lupus*), che sta ricolonizzando naturalmente tutto l'arco alpino da più di vent'anni, è tornato a frequentare il territorio del Trentino dopo circa 150 anni di assenza, nel 2010 con le prime segnalazioni, fino a raggiungere la consistenza di 22-25 branchi in tutto il territorio provinciale, nel 2021.

Il lupo è tornato a frequentare anche il territorio del Parco Nazionale dello Stelvio a partire dal 2019, con la formazione di un branco nella zona del passo del Tonale, che frequenta principalmente la parte lombarda del Parco, e la porzione trentina del territorio fino all'area di Vermiglio- Ossana.

Dal 2019, tutte le segnalazioni di lupo ottenute opportunisticamente (dal personale del Parco, dagli Agenti del Corpo Forestale Trentino o da terzi), oppure nell'ambito del monitoraggio sistematico via via attivato nei settori lombardo e trentino del Parco (Progetto Life Wolfalps EU, Monitoraggio Nazionale del lupo 2020-2021), per entrambi i settori del Parco e per tutta la Val di Sole, vengono raccolti ed archiviati in appositi database (*ODBMS PostgreSQL*).

In totale, dal 2019 ad oggi (inizio 2022) sono state raccolte circa 303 segnalazioni, la maggior parte durante il 2021, relative a diversi tipi di campioni: avvistamenti (soprattutto da fototrappole, ma anche nell'ambito di incontri uomo-lupo), ritrovamenti di carcasse, escrementi, urina, peli, tracce su neve, animali predati, lupi investiti, ululati.

I lupi sono socialmente organizzati in branchi territoriali ed ogni branco frequenta stabilmente un preciso territorio, dove caccia, si riproduce, vive e che viene assiduamente difeso dall'entrata di con specifici (Mech, 1970; Mech e Boitani 2003; Smith *et al.*, 2021). Ogni branco è costituito dalla coppia che lo ha formato (e che è la sola a riprodursi tutti gli anni), una volta all'anno e dai figli delle varie generazioni: in pratica, un branco di lupo è un nucleo familiare. In media un branco di lupo in Italia, è formato da 2-7- lupi (Marucco, 2014). Le cucciolate (una all'anno), sono generalmente formate in media da 4-5 cuccioli, con casi anche di un numero maggiore di piccoli, come per esempio il branco dell'Altopiano di Asiago che nel 2018 ne contava 9 (Groff *et al.*, 2019).

I branchi possono arrivare anche ai 10-12 individui durante i mesi invernali, periodo in cui il branco risulta più numeroso negli anni successivi alla sua formazione, perché consta dei figli nati nell'anno e quelli dell'anno precedente i quali, solitamente, dalla fine del loro primo anno di età lasciano il branco e effettuano movimenti di dispersione alla ricerca di territori liberi da altri lupi in cui intercettare un conspecifico con cui riprodursi e formare un nuovo branco (Mech, 1970; Mech e Boitani 2003; Marucco, 2014; Smith *et al.*, 2021). Il numero di lupi in un branco dipende solitamente dalla disponibilità di risorse trofiche e di siti di riposo e rifugio idonei, così come la dimensione di ciascun territorio, per cui, in una data area, non si avrà mai un numero esponenzialmente crescente di lupi e di branchi.

I branchi, così come i territori relativi, sono entità dinamiche, in continua evoluzione, ma sempre fondati sui suddetti principi basilari dell'ecologia del lupo. La conformazione dei branchi stabili presenti in un dato territorio, perciò risulta piuttosto, nella maggior parte dei casi, come un **mosaico di territori** più o meno attigui, all'interno dei quali vivono circa una decina di lupi ciascuno e questa probabilmente sarà la situazione della Val di Sole.

Sulla base dei dati raccolti nel periodo compreso tra maggio 2020 e aprile 2021 (che corrisponde all'anno biologico del lupo), è stato possibile aggiornare la griglia (composta da celle di 10x10 km) di presenza della specie (rappresentata nella Figura 4.83). L'aggiornamento è stato effettuato seguendo i criteri indicati nelle Linee Guida ISPRA (Marucco *et al.*, 2020), che vengono utilizzati anche a livello internazionale (SCALP). Tali criteri prevedono che una determinata cella venga considerata come frequentata dal lupo qualora ricada al suo interno almeno un indice di presenza con attendibilità C1, oppure tre indici con attendibilità C2 indipendenti, rilevati durante l'anno biologico del lupo (1 maggio 2020 - 30 aprile 2021).

La griglia ha lo scopo di rappresentare, in modo approssimativo ma omogeneo, e confrontabile su tutto il territorio nazionale ed europeo, l'areale minimo di distribuzione della specie. Per la Val di Sole e Alta Val di Non la griglia aggiornata ad aprile 2021 è composta da 16 celle di 10x10 km che rientrano interamente o toccano in parte il territorio provinciale. La griglia suggerisce un areale minimo per la popolazione nel territorio di indagine, di 1.250 km² circa a livello locale.

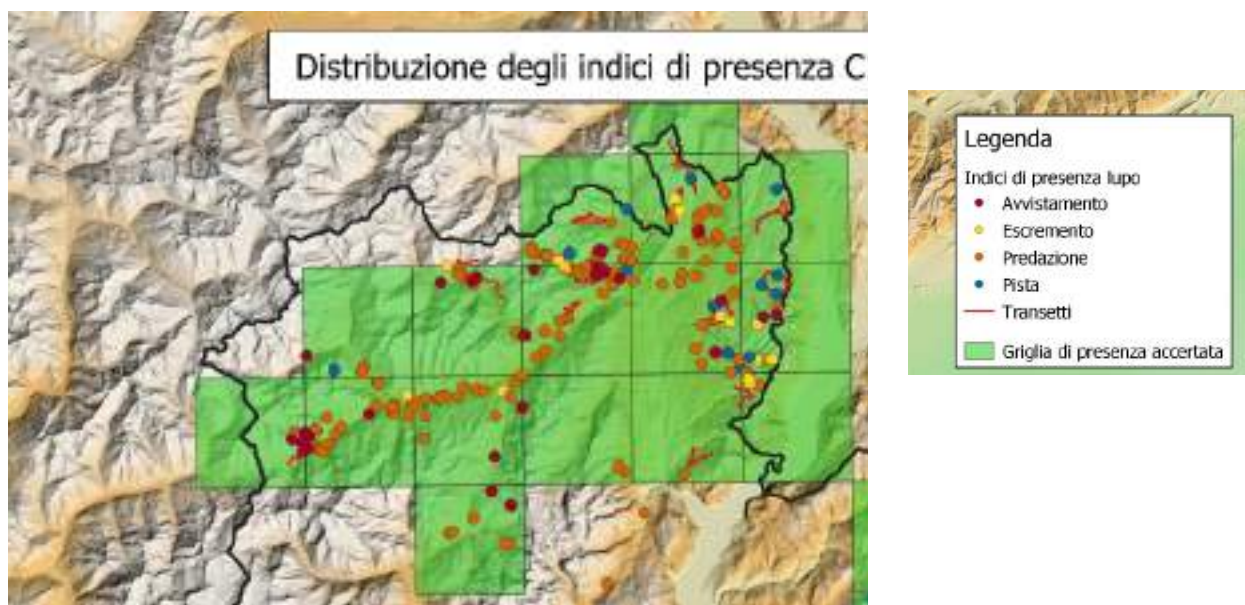


Figura 4.83. Distribuzione degli indici di presenza del lupo C1-C2 rilevati tra ottobre 2020 e aprile 2021 in Val di Sole e Val di Non, con raffigurata la griglia di presenza (celle di 10x10 km) del lupo, aggiornata sulla base dei dati raccolti, e i transetti di campionamento.

Per gli anni 2020-2021 e 2021-2022, è stato documentato un numero minimo di 4 branchi nel 2020-21 e di 4 branchi nel 2021-22 (Figura 4.84 e Tabella 4.31).

Per tutti i branchi vi è una conferma certa in base ai criteri SCALP. Per i due branchi di Alta Val di Non e Maddalene non è disponibile alcun dato e criterio di accertamento di riproduzione per la stagione 2021 e, quindi, per l'anno 2021-22 tali branchi non vengono più considerati presenti (sino a eventuali nuove disponibilità di dati certi). Il numero complessivo di branchi rimane invariato (quattro) in quanto nella stagione 2021 è stata accertata la riproduzione di due nuovi branchi in Val di Sole (Peio-Ossana e Folgarida).

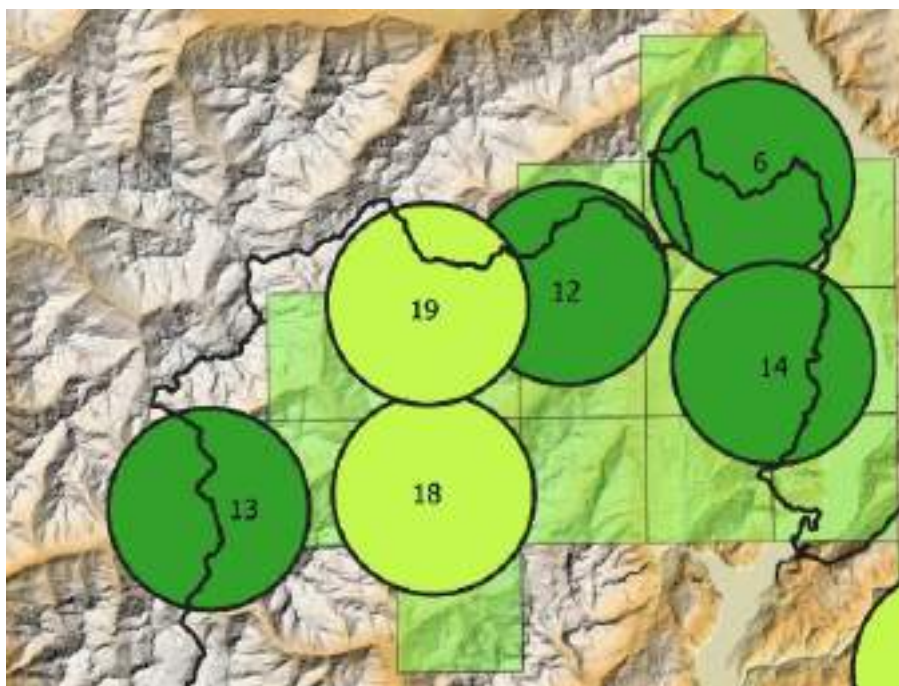


Figura 4.84. Distribuzione di branchi e coppie di lupo con territorio stabile documentati in Val di Sole e Val di Non nel 2020/2021 e nel 2021-2022 (sino a dicembre 2021). I cerchi, di area pari a 200 km², hanno lo scopo di rappresentare, in via del tutto approssimativa, il territorio occupato da ciascun nucleo, considerando l'area media occupata da un branco sull'arco alpino. Ogni cerchio è centrato nell'area di massima concentrazione di indici di presenza attribuiti a ciascun nucleo.

Tabella 4.31. Branchi nell'area Val di Sole – Val di Non – Valcamonica. N=numero consecutivo dei branchi in Trentino, secondo l'elenco ufficiale della Relazione Tecnica sullo status del lupo in Provincia di Trento 2021 da cui sono tratti i dati in tabella (Bombieri et al., 2022).

N	Nome	Anno del primo rilevamento	Tipologia	Regioni/Province interessate dal territorio del nucleo
6	Alta Val di Non	2017	Branco; riproduzione non confermata nel 2021	Trentino-Alto Adige
12	Maddalene	2019	Branco; riproduzione non confermata nel 2021	Trentino-Alto Adige
13	Tonale	2019	branco	Trentino-Lombardia
14	Roen	2020	branco	Trentino
18	Folgarida	2021	Branco dal 2021	Trentino
19	Peio-Ossana	2021	Branco dal 2021	Trentino

I genotipi e i pedigree dei branchi documentati

Per la zona del Trentino nord-occidentale, Val di Sole e alta Val di Non, in relazione ai campioni organici raccolti, alle analisi genetiche effettuate e al confronto con i dati derivati dalle fototrappole e dalle attività di wolf-howling (effettuate in Valle delle Messi – PN Stelvio) è quindi possibile effettuare la seguente ricostruzione dei branchi e delle coppie presenti nell'anno 2020-21 e 2021-22, come rappresentato in Figura 4.85 (Bombieri et al., 2022). Per le due coppie stimate presenti è stato possibile confermare la riproduzione nell'anno successivo e, quindi, la presenza di due nuovi branchi per l'anno 2021-22.

Tra fine novembre e dicembre 2020 sono stati genotipizzati e fototrappolati assieme un soggetto maschio e uno femmina in Val di Rabbi. Il maschio, WTN-M021, dalle analisi di parentela è risultato figlio del branco “Maddalene”, mentre la femmina, WTN-F016, dalle analisi di parentela è risultata figlia del branco “Alta Val di Non”. WTN-F016 è stata successivamente ricampionata il 6 maggio 2021 entro l’area del branco “Roen”.

Branco Folgarida - Anno di formazione 2021

5 campioni organici raccolti in Val di Sole (nel periodo primavera-estate 2021) e analizzati da Ersaf Lombardia, hanno permesso di genotipizzare la femmina alfa della coppia. Al momento il genotipo del maschio alfa non è ancora noto.

L’area di presenza del branco si estende in provincia di Trento ed è incentrata nel territorio della destra orografica della media Val di Sole dal comune di Dimaro sino alla bassa Val di Sole e nella parte alta della Val Rendena. La coppia si è verosimilmente formata nell’inverno 2020 (anche se per il periodo 2020-21 non esistono conferme genetiche degli avvistamenti della coppia) e a partire dal 2021 si è riprodotta. Nel 2021, il numero minimo accertato di cuccioli prodotti, verificato mediante immagini fotografiche, è risultato pari a 3 cuccioli.

Branco Maddalene (Bresimo – Livo - Ultimo) - Anno di formazione 2018 – trans-provinciale con Bolzano

7 campioni organici sono stati raccolti nell’area del branco ed hanno permesso di genotipizzare tre figli della coppia alfa e il probabile maschio alfa alla luce delle paternità.

L’area di presenza del branco si estende in provincia di Trento dalla Val di Bresimo e Livo sino all’area sudtirolese tra Mocenigo e Lauregno. Il branco ha occupato anche la testata delle valli laterali della Val d’Ultimo in destra orografia e, più sporadicamente, parte della sinistra orografica della Val di Rabbi (si veda la precedente citazione della genotipizzazione di due figli della coppia).

La coppia si è formata nel 2018. Probabilmente a seguito della morte per investimento del maschio alfa il 25.12 2020, non è stato verificato alcun evento riproduttivo del branco nel 2021.

Branco Alta Val di Non - Anno di formazione 2016 – trans-provinciale con Bolzano

Nessuno campione analizzato con successo è disponibile per quest’area per il periodo 2020-21.

Per l’anno 2021-22, analogamente all’area delle Maddalene, non è stato verificato alcun evento riproduttivo del branco.

Di seguito, per completezza, si riportano tutti i dati noti ricavati dalle analisi genetiche, per determinare individui e parentele, nel corso del tempo di esistenza del branco.

Successivamente, per i branchi del Tonale e di Peio-Ossana è stato intensificato il monitoraggio mediante fototrappole e per acquisire campioni organici per le analisi genetiche e sono state installate le griglie di monitoraggio sistematico per lo studio del rapporto tra prede e predatore (Figura 4.86).

Nel futuro prossimo il monitoraggio servirà anche a capire meglio come si sviluppano i territori di questi branchi che potrebbero risultare confinanti, anche in vista delle interazioni con il cervo e, quindi, dei possibili cambiamenti nell’uso dello spazio del cervo, che potrebbero causare effetti a catena anche sulle altre specie con cui esso interagisce (spiegati nei paragrafi precedenti).

In Figura 4.87 è mostrata una ipotesi di conformazione degli attuali branchi stabili accertati della Val di Sole nel 2021. I cerchi rappresentano i potenziali territori frequentati dai branchi e sono stati realizzati tramite buffer di 200 km², come dalla più recente bibliografia riguardo alle dimensioni degli *home range* medi dei branchi di lupo in contesto alpino (Marucco *et al.*, 2014) e ai dati più aggiornati relativi alle localizzazioni della femmina di lupo dotata di collare GPS nel 2018 in Alto Adige, che hanno restituito un estensione del territorio, calcolata attraverso un minimo poligono convesso (MCP) al 100%, pari a 192 km² (Groff *et al.*, 2019).



Figura 4.86. Esemplari di lupo appartenenti al branco di Peio-Rabbi, ripresi dalle fotorappole installate sul territorio dal personale del Parco per il monitoraggio della fauna selvatica.

Studiare la consistenza dei lupi, la conformazione e le dinamiche spazio-temporali dei branchi risulta importante per capire anche e sue interazioni con il cervo e con le altre specie simpatriche di ungulati che sono inserite nel complesso sistema di interazioni ecologiche che si potrebbe creare (o si sta già creando) e per analizzarlo in vista di una migliore gestione, nell'ottica del piano di controllo.

Nella figura è riportato anche l'areale di distribuzione del cervo nell'UG Val di Sole. Dal confronto, si nota che potenzialmente tutto il territorio frequentato dal cervo è utilizzato anche dal lupo.

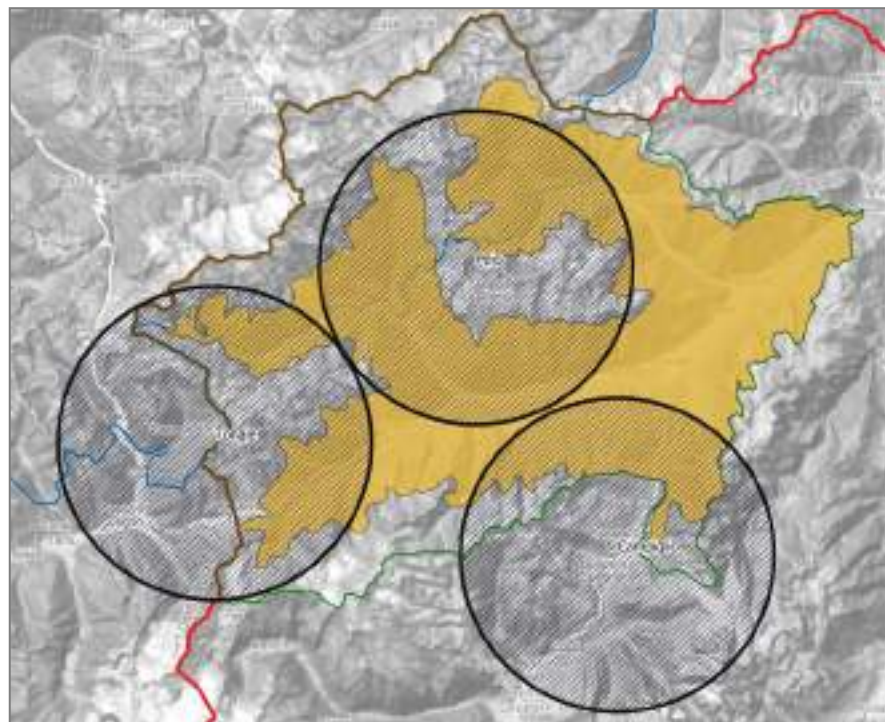


Figura 4.87. Confronto tra l'areale di distribuzione del cervo nell'UG Val di Sole ed i potenziali territori dei branchi di lupo attualmente stabili in Val di Sole nel 2021 (buffer di 200 km²).

Dal monitoraggio degli ungulati rinvenuti morti in Val di Sole, è possibile ricavare i primi dati (monitoraggio opportunistico) sulla predazione da lupo sugli ungulati selvatici.

Tra il 2020 e il 2021 (più i dati iniziali del 2022) in totale, in Val di Sole, sono state ritrovate sul territorio 137 carcasse di ungulati selvatici, accertati come predati da lupo, di cui la maggior parte (75) sono di capriolo, 51 di cervo e, le poche rimanenti, di camoscio e muflone (Tabella 4.32 e Figura 4.88).

La maggior parte (92%) delle carcasse rinvenute in Val di Sole attribuite alla predazione da lupo (126 su 137) sono state rilevate nel 2021, anno di formazione sia del branco di Peio sia di Dimaro.

L'incidenza del lupo sulla mortalità del cervo verrà costantemente monitorata, anche se, considerando l'ordine di grandezza della presenza delle due specie nell'UG, non si ipotizzano, fino a prova contraria, effetti di regolazione numerica del lupo sulla consistenza del cervo. Dall'esperienza di altri contesti di aree protette, soprattutto nordamericani (e non antropizzati), il fenomeno della predazione influisce sulle consistenze degli ungulati, come il cervo, solo se effettuato da più specie di carnivori che nello stesso periodo aumentano in densità nella stessa area e predano le stesse specie, unitamente ad altri fattori concomitanti (Smith *et al.*, 2021); esistono anche evidenze di limitazione numerica da parte del lupo su popolazioni di ungulati solo in aree poste ad elevate latitudini in cui i vincoli climatici invernali risultano particolarmente limitanti. In ambito italiano, allo stato attuale, non esistono evidenze scientifiche in tal merito.

La nuova presenza costante di branchi di lupo potrà invece influenzare e modificare il comportamento spaziale e i ritmi di attività della specie preda. Ciò potrebbe di conseguenza limitare i grossi assembramenti invernali del cervo e di conseguenza modificare e/o limitare gli effetti sulla vegetazione. Per valutare tali possibilità nel tempo è stato attivato nel 2019 il Progetto "Cascade Trofiche" che si prefigge di valutare gli effetti dell'arrivo del predatore apicale sul comportamento delle prede (del cervo in particolare) e a cascata sugli ecosistemi forestali e sulla vegetazione (lo schema logico del progetto in Allegato 7).

Per contro, si ritiene che l'attivazione del controllo del cervo nel Parco Trentino non abbia effetti significativi sulla conservazione del lupo, in quanto a diminuzione delle risorse trofiche. Il lupo, specie opportunistica, ad oggi, si è espanso in tutto il Trentino con una popolazione che conta circa 22-25 branchi formati in meno di una decina di anni e stanziandosi stabilmente anche in aree in cui le densità del cervo sono minori rispetto alle densità obiettivo che si vorrebbero raggiungere per la popolazione di cervo all'interno del Parco.

Tuttavia, una situazione di questo tipo, con elementi nuovi nell'ecosistema ed in continua evoluzione, merita di essere indagata e monitorata in maniera continuativa, anche in vista di una migliore organizzazione dei futuri piani di controllo dentro Parco e di prelievo fuori.

Tabella 4.32. Carcasse di ungulati selvatici e domestici, distinte per specie, rinvenute sul territorio della Val di Sole negli anni 2020 e 2021, accertate come predazioni da lupo.

Specie	N predati
capriolo	75
cervo	51
camoscio	8
muflone	3
TOTALE	137

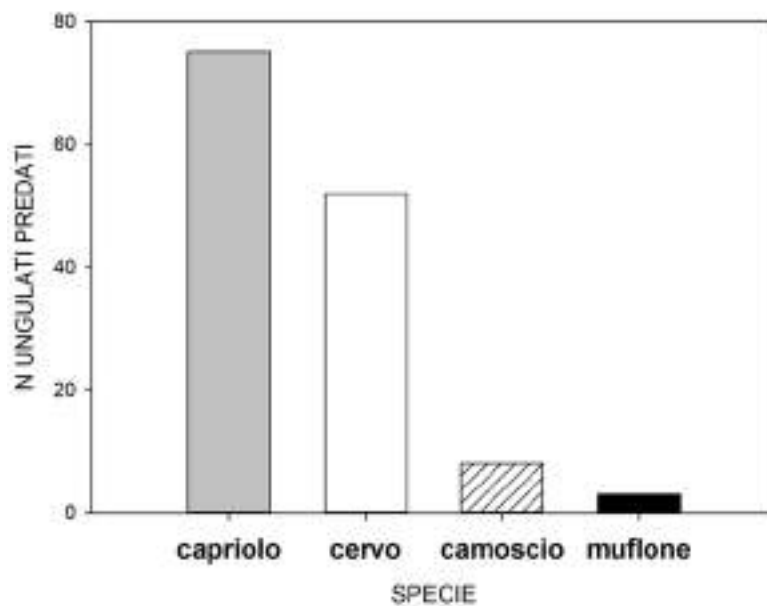


Figura 4.88. Andamento delle predazioni da lupo riscontrate sul territorio della Val di Sole negli anni 2019-2021, distinto per specie di ungulati selvatici e domestici.

Le carcasse di ungulati predati da lupo riscontrate sul territorio sono localizzate per la maggior parte nei fondivalle, sia della Val di Sole sia delle due valli di Peio e di Rabbi. Questo probabilmente perché la maggior parte dei ritrovamenti sono avvenuti in inverno (118 su 137 totali, che ne rappresentano circa l'86%), periodo in cui è più facile ritrovare carcasse di ungulati selvatici e in cui la maggior parte degli ungulati (selvatici) frequenta zone a quote più basse (Figura 4.89).

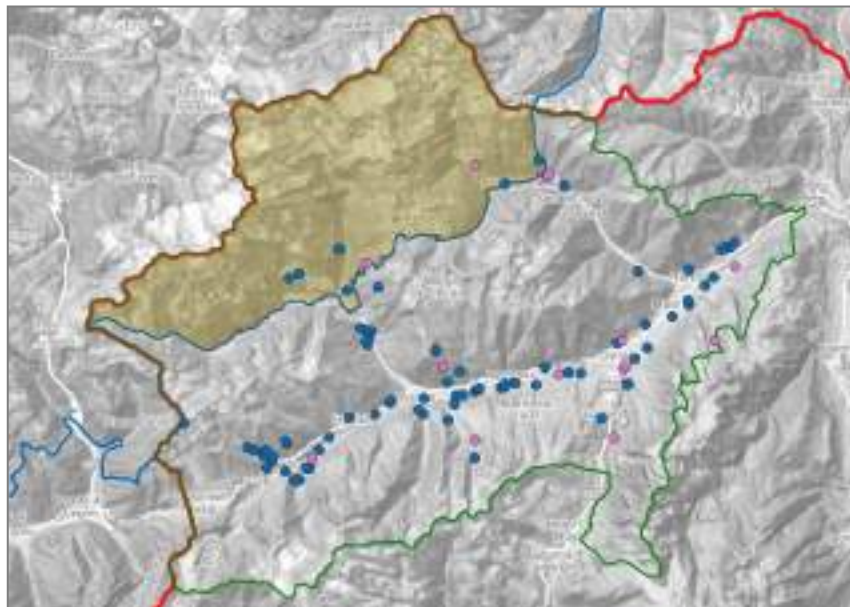


Figura 4.89. Localizzazione delle carcasse di ungulati selvatici predati da lupo sul territorio del Parco (area gialla) e della Val di Sole (UG, delimitata in verde) differenziati per stagione, ovvero inverno (punti blu) ed estate (punti rosa).

Le predazioni da lupo coinvolgono maggiormente caprioli e cervi, in linea a quanto accade anche in altre aree delle Alpi.

Il cervo in Val di Sole e nel Parco Nazionale dello Stelvio è presente in consistenze elevate, quindi risulta anche maggiormente contattabile e predabile (soprattutto i piccoli e le femmine). Inoltre, le alte densità

della specie sul territorio, come per il gipeto, avvantaggiano il lupo, fornendo un'elevata disponibilità di prede naturali.

Anche il capriolo è una specie facilmente predabile per il lupo, per le sue piccole dimensioni. Le predazioni di capriolo riscontrate sono quasi tutte localizzate fuori Parco, dove la consistenza del capriolo risulta maggiore rispetto a quella all'interno del Parco (Figura 4.90).

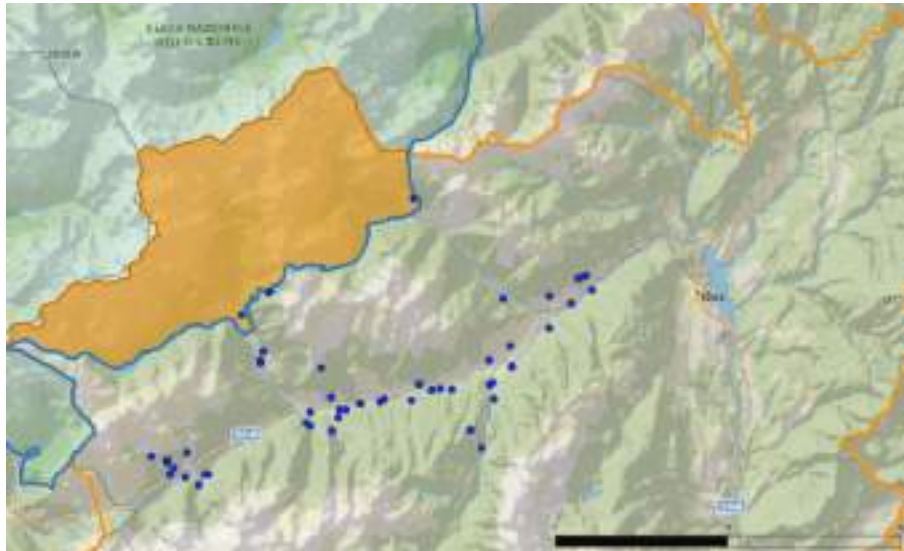


Figura 4.90. Localizzazione delle carcasse di capriolo accertate come predazioni da lupo. Si nota come la netta maggior parte ricade fuori Parco.

Il lupo è il principale predatore di mammiferi di grandi dimensioni nell'emisfero settentrionale e ci si aspetta quindi che possa esercitare una forte influenza su di essi (Mech, 1966).

Secondo Mech (1970) gli effetti diretti della predazione dei grandi carnivori possono essere suddivisi in tre tipologie:

- l'effetto sanitario che mantiene in buona salute la popolazione preda, eliminando gli individui vecchi, malati o inferiori alla media;
- il controllo numerico totale o parziale sulla consistenza della popolazione preda;
- la stimolazione della produttività nella popolazione preda e la disponibilità di alimento per le specie che si nutrono di carcasse.

Un quarto effetto indiretto è connesso a possibili cambiamenti comportamentali della popolazione preda (cambiamento dei territori più frequentemente utilizzati, con conseguente migliore distribuzione spaziale e di utilizzo del foraggio, aumento del comportamento di vigilanza e variazione della numerosità dei branchi; Smith *et al.*, 2021).

La percentuale di prede uccise dal lupo è significativamente elevata per le classi giovani e immature. Nel caso del wapiti americano è dimostrata una selezione dei piccoli (Vignon, 1997). In genere, gli animali adulti uccisi dal lupo sono feriti, malati o in scarsa condizione. Uno studio effettuato nell'Idaho ha dimostrato che i cervi prelevati dall'uomo in caccia avevano condizioni fisiche migliori di quelli uccisi dal lupo (Power, 2001). Di conseguenza il lupo potrebbe migliorare la qualità media di una popolazione (Switalski *et al.*, 2002).

Alla luce delle conoscenze disponibili, l'impatto della predazione di lupo non può essere semplificato poiché i sistemi preda-predatore sono estremamente complessi e caratterizzati da una moltitudine di fattori di difficile valutazione e misurazione. Alcune generalizzazioni nel caso del lupo si possono comunque trarre:

- le interazioni variano secondo uno spettro di casistiche ai cui estremi si rilevano, da una parte, situazioni in cui l'impatto sulle popolazioni preda appare trascurabile, dall'altra, situazioni in cui le popolazioni preda sono regolate dal lupo e mantenute a basse densità;
- le specie preda differiscono nelle loro capacità di sostenere la predazione. Ungulati altamente produttivi e poco affetti da altri fattori limitanti (come il cervo) possono mantenere, in presenza del lupo, densità maggiori rispetto a specie meno produttive;
- in assenza di predazione, gli Ungulati selvatici vengono comunque regolati da fattori densità-dipendenti;
- le specie di Ungulati che nella loro storia evolutiva si sono co-evolute con i predatori, possono mantenere densità elevate anche in presenza degli stessi.

L'attuale fase di ricolonizzazione del lupo che sta avvenendo sia negli Stati Uniti che nell'arco alpino permette di capire le funzioni ecologiche della specie e i suoi effetti sugli ecosistemi. Il lupo deve essere considerato un predatore che sta ai vertici delle catene alimentari e la cui presenza è un buon indicatore dell'integrità degli ecosistemi (Switalski *et al.*, 2002). La letteratura disponibile sembra suggerire che la presenza del lupo in Appennino e la sua ricomparsa sulle Alpi avrà probabilmente piccoli effetti sulla dinamica di popolazione degli Ungulati. Tuttavia potrà avere un grande effetto nel modificare il comportamento delle specie preda con effetti a cascata sugli ecosistemi. Il lupo è stato reintrodotta da una ventina di anni nel Parco Nazionale di Yellowstone e benché non siano ancora disponibili dati a lungo termine, sembra che la presenza del lupo abbia effetti significativi sugli ecosistemi (Ripple e Betscha, 2004; Smith *et al.*, 2021).

Tuttavia il grado a cui il lupo può regolare o limitare le popolazioni preda rimane controverso (Gese e Knowlton, 2001; Smith *et al.*, 2021). Di norma il lupo non sembra ridurre le popolazioni preda (Van Ballenberghe, 1985; Fuller, 1990), ma sembra ridurre le fluttuazioni numeriche (Leopold, [1933] 1986; Pimlott, 1967; Carbyn, 1983). Il motivo è legato al fatto che i lupi selezionano le prede più vulnerabili (giovani, vecchi, malati e feriti; (Murie, 1944; Fuller and Keith, 1980; Kunkel and Pletscher, 1999). L'età media delle cerva uccise a Yellowstone dai lupi è di 14 anni, mentre quella delle cerva uccise in caccia è di 6 anni (D. Smith, 2001; B. Smith and Berger, 2001). Inoltre il lupo può migliorare la salute di una popolazione eliminando gli animali malati o in cattive condizioni (Mech, 1966; Carbyn *et al.*, 1993).

La predazione può agire sulla mortalità in termini compensatori (se l'aumento della predazione causa la riduzione di altri fattori di mortalità) o additivi (se aumenta i tassi di mortalità complessivi; Bartmann *et al.*, 1992). Studi condotti in Alaska suggeriscono che la predazione del lupo può limitare la popolazione preda solo in combinazione con altri predatori (Kay, 1996; Kunkel and Pletscher, 1999). Tuttavia la limitazione si verifica nei casi in cui la preda viene ridotta da altri fattori concomitanti che possono includere la caccia, l'impoverimento degli habitat, condizioni climatiche limitanti (Ballard *et al.*, 2001; Mech and Nelson, 2000). Ad esempio gli inverni severi sono comunque il primo fattore limitante per le popolazioni di Ungulati a Yellowstone. Il cervo è la preda principale del lupo nell'area (>90%), tuttavia la popolazione è rimasta complessivamente stabile nel periodo del ritorno del predatore (ed è cresciuta dopo *crash* legati a inverni severi, perché probabilmente la predazione è stata di tipo compensativo (D. Smith, 2000). Secondo il Piano di gestione del lupo del Minnesota, il lupo è cresciuto negli ultimi 20 anni e, nonostante la presenza di inverni particolarmente duri, si è registrato anche un progressivo aumento delle popolazioni di cervidi testimoniato dall'aumento degli abbattimenti in caccia (wildlife.utah.gov/wolf/pdf/mn-wolf-plan-01.pdf, 2001).

Per le foreste temperate dell'Europa settentrionale (foresta di Bieloweza, Polonia), Okarma *et al.* (1997) e Jedrzejewsky *et al.* (2002) hanno messo in evidenza che il lupo può sostanzialmente limitare le popolazioni di cervo in relazione alla particolare situazione climatica e trofica dell'area. Gli autori hanno evidenziato che il cervo è la specie preda di elezione del lupo (Jedrzejewsky *et al.*, 2002) e i cerbiatti rappresentano la classe più ricercata (Jedrzejewsky *et al.*, 2000). L'effetto limitante della predazione dipende dalla produttività degli habitat e dal clima: solo in condizioni favorevoli il cervo riesce a compensare le perdite dovute alla predazione. Gli effetti della predazione sulle densità di Ungulati sono

più forti nei periodi a clima più freddo, mentre nei periodi a maggiore produttività degli ecosistemi le popolazioni preda riescono a compensare meglio (Selva *et al.*, 2005). Inoltre la predazione del lupo è risultata essere parzialmente additiva rispetto ai prelievi venatori.

L'esperienza effettuata in Alta Val Susa relativamente all'analisi della dieta del lupo, mostra come la specie predilige un'alimentazione basata sugli Ungulati selvatici, ed in particolar modo su cervo e capriolo. In particolare i lupi dell'Alta Val Susa mostrano una preferenza alimentare verso i piccoli di cervo, accentuata nel periodo invernale, momento in cui la specie tende solitamente a concentrarsi in territori di minore estensione. Inoltre gli studi condotti mostrano come il lupo tenda a selezionare tra la porzione di popolazione di cervo disponibile, gli individui debilitati e come alla preferenza del lupo nei confronti del cervo si associa una stretta relazione spaziale tra le due specie (Gazzola *et al.*, 2007).

Questi studi, peraltro al momento confermati dagli studi relativi all'ambiente appenninico e alpino (Gazzola, 2005; Apollonio e Mattioli, 2006), suggeriscono che la ricolonizzazione del lupo non dovrebbe avere effetti significativi sulla consistenza delle popolazioni di Ungulati in ambienti simili a quello alpino. Ad esempio, le stime dei tassi di predazione ottenuti dagli studi effettuati a Yellowstone (Phillips and Smith, 1997; Smith, 1998; Smith *et al.*, 1999), in Idaho (Hussemann and Power, 1999) e nella regione dei grandi laghi (WWAC, 1999) che variano da 12.4-18 Ungulati uccisi per lupo all'anno, indicano che una popolazione di circa 200 lupi presente nello Utah non dovrebbe uccidere più di 3.600 Ungulati selvatici all'anno. Per rendere meglio l'idea, lo Utah ha una superficie di circa 220.000 km², circa 35 volte quella dell'intera provincia di Trento.

A Bialoweza un branco di lupi uccide in media un ungulato ogni due giorni (Jedrzejewsky *et al.*, 2002) e annualmente ogni lupo uccide in media 42 ungulati (27 cervi, 12 cinghiali e 2 caprioli). Le densità della specie sono comunque molto basse in quanto ciascun branco ha bisogno di estensioni di territorio molto vaste per continuare a cacciare con efficienza. I quattro branchi studiati hanno mostrato un *home range* annuale medio, calcolato con il minimo poligono convesso al 95%, di 201 km² (min-max 116-310 km²; Jedrzejewsky *et al.*, 2007).

Nel caso dei branchi di lupo presenti sulle Alpi occidentali italiane e monitorati in questi ultimi anni, l'estensione media del territorio annuale dei singoli branchi corrisponde a una media di 149.9 km² con un minimo di 50.6 km² ed un massimo di 236.9 km². La dimensione media dei branchi nel periodo 1999-2005 è stata di 4.2 (\pm 1.8) lupi (Progetto Lupo Piemonte, 2005). Basandosi su tali informazioni ci si può aspettare che all'interno del PNS potrebbe essere presente al massimo un branco di lupi (due branchi con parte del loro territorio all'esterno dell'area protetta) e nell'intera UG circa 3-4 branchi.

La presenza del lupo può comunque avere un effetto non trascurabile sul comportamento delle specie preda. Berger (1998) ha ipotizzato che nel caso in cui un predatore sia assente per generazioni, le prede possono perdere la loro capacità nel riconoscerlo ed evitarlo. Se questo fosse vero, nelle prime fasi della ricolonizzazione il lupo potrebbe avere vita più facile. Di norma le prede sono in grado di modificare il loro comportamento in tempi relativamente rapidi con effetti sulle dimensioni dei gruppi, sul tempo di vigilanza e sugli habitat utilizzati. Recentemente Berger *et al.* (2001) hanno verificato che le femmine di alce a Yellowstone hanno sviluppato un'ipersensibilità verso gli ululati, mentre il cervo del National Elk Refuge del Wyoming ha aumentato il proprio tempo dedicato alla vigilanza e formato gruppi più piccoli (B. Smith and Berger, 2001). In casi simili le popolazioni di Ungulati hanno modificato il loro comportamento nel giro di una sola generazione.

Ancora a Yellowstone, la popolazione di cervo è rimasta sostanzialmente stabile nelle sue consistenze in tutto il periodo di comparsa del lupo; tuttavia essa ha modificato la propria occupazione dello spazio e utilizzo degli habitat, abbandonando le aree riparali di fondovalle (prima molto utilizzate durante l'inverno), assiduamente frequentate dai branchi di lupo. Dopo la reintroduzione del lupo, vaste aree di salice ripariale hanno cominciato a recuperare e ad estendersi, mentre prima soffrivano un pesante sovra-brucamento causato dal cervo Figura 4.91 (Ripple e Beschta, 2004). Il ritorno del lupo, in chiave ecosistemica ha anche aiutato il ristabilirsi dei boschi di pioppo (Chadde and Kay, 1988). Ripple and Larson (2000) ipotizzano che i lupi siano responsabili del recupero del pioppo negli anni recenti per aver influenzato gli spostamenti e i pattern spaziali di alimentazione del cervo.



Figura 4.91. Parco Nazionale di Yellowstone. Salici lungo il fiume nella primavera del 1996 (sinistra) e nell'estate del 2002 (destra). Dopo un periodo di 70 anni in cui il lupo non era più presente, la pesante brucatura di salici e conifere è evidente nella foto. Dopo 7 anni dal ritorno del lupo i salici mostrano evidenti segni di ripresa dall'impatto causato dalla brucatura (Ripple e Beschta, 2004)

In base all'attuale quadro relativo allo *status* della popolazione alpina di lupo e delle sue possibili interazioni con il cervo, è naturale pensare che in risposta alle elevate densità di Ungulati che occupano il territorio del Parco, il recente ritorno naturale del lupo potrebbe essere una risposta al problema come suggeriscono alcuni autori (Nilsen et al, 2007) che vedono l'attività del lupo come una valida alternativa al controllo numerico in zone dove la caccia è poco praticata e non riesce a compensare il fenomeno dell'aumento degli ungulati. Il territorio del Parco Nazionale dello Stelvio riveste, per le elevate densità di ungulati e per il fatto di essere una vasta area dove è vietata la caccia, un ruolo fondamentale per la conservazione dei grandi predatori che stanno ricolonizzando l'arco alpino. Il Parco dovrà mettere in atto tutte le azioni ritenute opportune per favorire il ritorno spontaneo e conservare la presenza del lupo e cooperare con gli enti che si stanno occupando della loro conservazione su vasta scala.

L'attuale quadro di presenza del lupo nell'area di indagine del presente Progetto rende di fatto attuale e necessario l'approfondimento dello studio sulle interazioni preda-predatore del lupo con le specie di ungulati più comuni nell'Unità di Gestione della Val di Sole, cervo *in primis*, ma anche capriolo e camoscio ed una conseguente modifica degli assetti ecosistemici ad esso legati, comprese le interazioni del cervo con le altre specie di ungulati selvatici (cascate trofiche), con il bosco e con gallo cedrone e gipeto, che probabilmente modificheranno le dinamiche attuali in modi interessanti da indagare, non solo dal punto di vista scientifico, ma anche in vista di una gestione della popolazione di cervo nel Parco ottimale e adattativa.

Nei prossimi anni, il monitoraggio del lupo continuerà, tramite fototrappolaggio (opportunistico e sistematico), ricerca e raccolta di campioni biologici per le analisi genetiche, *snow-tracking* e, se necessario, *wolf-howling*, per il monitoraggio dei branchi riproduttivi sul territorio.

Il fenomeno delle cascate trofiche verrà analizzato nell'ambito di due progetti di dottorato, uno in trentino (collaborazione con Fondazione Mach) e uno nella parte lombarda del Parco (collaborazione con Università di Siena), tramite raccolta ed analisi di dati su lupo e specie preda, tra cui anche il cervo. Parallelamente, nell'ambito dei progetti di ricerca scientifica attivi, in collaborazione con altre realtà di ricerca trentine, è iniziato nel 2022 un progetto di ricerca su base di dottorato, che riguarda il lupo, in collaborazione con FEM e che vuole analizzare la dieta del lupo tramite tecniche di *DNA barcoding*; il progetto interessa non solo il Parco dello Stelvio trentino, ma tutto il territorio provinciale e parte di regione Lombardia. Il progetto fornirà dati utili relativamente alla percentuale di occorrenza del cervo nella dieta del lupo.

4.2.7 MANTENIMENTO DELLE AREE APERTE

Gli elevati raggruppamenti di cervi nelle zone di svernamento, che si concentrano principalmente nei versanti esposti a sud, esercitano, come già analizzato, una notevole azione di brucamento invernale sulla rinnovazione forestale e sugli strati arbustivi del sottobosco (mirtillo nero e rosso, ginepro e, in alcune situazioni limite, anche rododendro).

Tale azione in alcune specifiche situazioni aiuta il mantenimento delle aree di pascolo secondarie. La fase di ricolonizzazione delle aree aperte da parte delle essenze arbustive (in particolare ginepro, rododendro ed altre ericacee), non più efficacemente controllate dal pascolo dei domestici, è notevolmente rallentata dalla presenza del cervo. Manca tuttavia ancora una conoscenza specifica sull'entità temporale del rallentamento del recupero del bosco e degli arbusteti nelle praterie secondarie causato dal cervo.

Anche in Val di Sole l'abbandono della montagna ha portato alla diminuzione del pascolo, permettendo un rapido recupero della foresta, ma causando anche la progressiva colonizzazione delle superfici pascolive e delle aree aperte all'interno del bosco. All'inizio degli anni '90 si è pertanto definita, nell'ambito dei piani di assestamento, una strategia di intervento mirata a conservare sia una parte delle radure in bosco, sia il pascolo vero e proprio (Zanin, 2001).

Nelle aree in cui il cervo non contribuisce a rallentare tale fenomeno, il mantenimento delle aree di pascolo secondarie viene in alcune situazioni aiutato da interventi dell'uomo (decespugliamenti).

A titolo di esempio si riportano due fotografie relative alla Val di Rabbi (Figura 4.92) La prima è stata scattata all'interno del Parco nei pressi della Malga Terzolaso, la seconda, a soli 2 km di distanza ma all'esterno del Parco, scattata nei pressi della Malga Caldesa Alta. La differenza nello sviluppo degli arbusti di ginepro nei pascoli è notevole.



Figura 4.92. Differenza dello sviluppo degli arbusti di ginepro in due aree del Parco, una nei pressi di Malga Terzolasas (a sinistra) e una vicina a Malga Caldesa situata appena all'esterno del Parco (a destra).

Sebbene manchino conoscenze specifiche sull'entità temporale del rallentamento del bosco e degli arbusteti nelle praterie secondarie, è comunque facilmente osservabile la significativa differenza che l'impatto delle alte densità è in grado di provocare, rallentando le fasi di colonizzazione degli arbusteti nei pressi di malghe o radure.

Uno studio sul foraggiamento selettivo realizzato nel Parco Nazionale Svizzero ha descritto il cervo come un pascolatore di tipo intermedio (Märki *et al.*, 2000). Il cervo si alimenta su tutte le specie disponibili, ma con diversi gradi di intensità. Non è stato tuttavia possibile evidenziare correlazioni significative tra il brucamento selettivo e lo sviluppo della vegetazione a lungo termine. Il cervo sembra tuttavia rappresentare un fattore non trascurabile nella trasformazione della vegetazione, per lo spostamento dei nutrienti (che rientrano in circolo con le feci) e per la pressione di brucatura che esercita in modo differenziato (a seconda della resistenza di ciascuna specie).

Nei pascoli monitorati è stata infatti evidenziata una tendenza alla prevalenza di specie indicatrici di terreni oligotrofici, resistenti alla brucatura o non appetite. Sempre all'interno del Parco Svizzero, mediante l'utilizzo di *plots* permanenti monitorati a partire dal 1915, è stato possibile verificare un aumento della ricchezza in specie (fanerogame) nelle praterie subalpine sottoposte a pascolo intensivo da parte dei cervi e una volta utilizzate per il pascolo del bestiame domestico (Schütz *et al.*, 2000).

4.2.8 FRUIZIONE SCIENTIFICA E TURISTICO-NATURALISTICA

La popolazione di cervo che occupa il territorio del Parco è ormai caratterizzata da una soddisfacente contattabilità (soprattutto nella fase estiva ed autunnale) che con il passare del tempo diventa sempre più evidente ed accentuata. L'assenza dell'attività venatoria senza dubbio favorisce questo fenomeno e, nel tempo, ha spinto i cervi a recuperare le loro originarie abitudini di animali diurni e legati agli ambienti aperti di prateria. In una simile situazione la fruibilità della specie anche a fini turistici diventa senza dubbio più efficace e di maggiore soddisfazione.

Inoltre, una popolazione di cervo come quella del Parco Nazionale dello Stelvio, con queste caratteristiche, con elevate densità e con una dinamica denso-dipendente, rappresenta sicuramente una preziosa fonte di studio per approfondire le conoscenze specifiche sui meccanismi naturali di crescita e regolazione delle popolazioni di fauna selvatica e sugli aspetti della loro ecologia.

Le alte densità presenti durante l'estate e durante il giorno anche nelle aree al di sopra del bosco favoriscono la contattabilità e la visibilità dei cervi anche da parte di turisti e persone non esperte. Il fenomeno si fa ancora più evidente e marcato durante il periodo riproduttivo in cui è relativamente facile ascoltare i bramiti dei maschi ed osservarne i comportamenti di corteggiamento e sfida.

Ciò nonostante gli animali, a seguito dell'incontro con l'uomo, rispondono fuggendo (sebbene a distanze sensibilmente inferiori rispetto al resto del territorio della Val di Sole) e mantengono abitudini di vita prevalentemente notturne. A questo fenomeno ha contribuito, nell'ultimo ventennio, la regolazione pressoché nulla dei flussi turistici e la prassi non regolamentata della fotografia che spinge le persone ad uscire dalla rete sentieristica e rincorrere i cervi, contribuendo ad aumentare il disturbo e a mantenere più elevate le distanze di fuga.

A tale proposito è importante sottolineare che non solo l'attività venatoria può causare disturbo, avere impatto e plasmare in modo significativo il comportamento di una specie sensibile e adattabile come il cervo. Qualsiasi tipo di disturbo, se prevedibile e regolare nello spazio e nel tempo, porta ad una sorta di abitudine (abituazione) e non diventa più tale.

La regolare frequentazione dei sentieri può essere tranquillamente tollerata dalla popolazione, tanto da far diminuire progressivamente le distanze di fuga. Tutto questo purché non si continui ad uscire dai sentieri stessi, rendendo così imprevedibile la fonte di disturbo. Inoltre, i disturbi non prevedibili che causano continuamente reazioni di fuga da parte dei cervi portano ad un continuo dispendio supplementare di energie preziose per la sopravvivenza.

Quindi, per mantenere alta la contattabilità del cervo nel Parco, è fondamentale che la fauna selvatica acquisti maggiore confidenza nei confronti dell'uomo modificando il proprio atteggiamento. Lo scopo può essere raggiunto attraverso un'adeguata sensibilità nei confronti del territorio, volta a ridurre allo stretto necessario le emissioni di rumore ed a rendere il comportamento umano il più prevedibile possibile.

Se ad esempio il disturbo viene arrecato in modo continuo (e imprevedibile) durante la seconda fase dell'inverno, soprattutto durante inverni particolarmente rigidi, si possono verificare condizioni di rischio, in quanto gli animali sono costretti a consumare troppe energie nel periodo di minore "disponibilità energetica".

E' questo il caso del disturbo arrecato dai cercatori di palchi che frequentano la montagna nei mesi di marzo e aprile. Se non opportunamente regolamentata, tale attività in anni particolari può essere dannosa per i tassi di sopravvivenza.

L'alta contattabilità all'interno del Parco, se opportunamente veicolata e promossa, potrebbe contribuire al turismo nel periodo estivo-autunnale, visto che il cervo è indubbiamente un animale che suscita empatia, forte interesse e coinvolgimento.

Un esempio interessante in tal senso è rappresentato dal **Parco Nazionale Svizzero**, nel cui territorio l'obbligo di non abbandonare i sentieri indicati ha determinato nel tempo una buona prevedibilità delle fonti di disturbo, aumentando progressivamente la confidenza del cervo nei confronti dell'uomo. L'ordinanza di regolamentazione di questi aspetti risale al 1983 e l'area protetta gode oggi di un vero e proprio turismo basato su tale peculiarità, che si intensifica ulteriormente durante la stagione dei bramiti, dimostrando che l'abituazione del cervo alla presenza dei turisti lungo i sentieri sia stato un processo comunque lungo nel tempo, ma che oggi permette di osservare in tutta tranquillità i cervi durante il giorno, senza scatenare le classiche reazioni di fuga che rendono gli avvistamenti puntiformi e fugaci.

Considerando il disturbo che, in contesti antropizzati e turistici come è il Parco dello Stelvio, può essere arrecato alla fauna selvatica, tra cui il cervo, l'esigenza di individuare apposite "zone di tranquillità-bramito" e regolamentarne gli accessi, secondo l'esempio svizzero, nasce spontanea, allo scopo di canalizzare le attività antropiche, specialmente nei periodi più delicati per la specie e in quelli in cui è più contattabile (ovvero in estate-autunno) e assicurare in questo modo agli animali zone di ritiro e di nutrimento sufficientemente estese. Le zone di tranquillità per la fauna selvatica permettono di separare – in un'ottica temporale e territoriale – l'utilizzazione degli spazi vitali da parte degli esseri umani e degli animali selvatici.

Ciò che il Parco Svizzero applica sull'intero suo territorio, quindi, potrebbe essere applicato, con le necessarie varianti, in una più limitata area dello Stelvio trentino a titolo sperimentale, per valutare e garantire nel tempo una migliore avvistabilità della fauna che potrebbe essere utilizzata a fini di un maggiore interesse eco-turistico.

Il Parco Nazionale dello Stelvio, nel 2018, ha elaborato e redatto un Progetto per l'istituzione di aree di tranquillità per il cervo nel periodo estivo ed autunnale (dei bramiti), allo scopo di promuovere lo sviluppo di un particolare turismo naturalistico che abbia come obiettivo l'avvistamento della fauna selvatica del Parco con particolare riferimento al cervo nel periodo del bramito, al fine di contribuire allo sviluppo economico delle valli di Peio e Rabbi e al contempo informare e sensibilizzare i visitatori dell'area protetta riguardo alle suddette tematiche ambientali.

Il **“Progetto per la valorizzazione turistica del bramito nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio”** nasce proprio in quest'ottica, sul modello svizzero, ed individua come aree possibili da istituire quali **“zone di tranquillità-bramito”**, una zona nell'area Cavaion - Cercen (Val di Peio) ed una zona in Val Maleda (Val di Rabbi). A queste si affiancherebbe, sempre in Val di Rabbi, una seconda area denominata **“Monte Sole”**, attigua a quella della Val Maleda nel suo lato orientale, per la quale sono previste le medesime indicazioni riportate di seguito ma per un periodo temporale più ristretto (Figura 4.93).



Figura 4.93. Le aree di tranquillità – bramito nel settore trentino PNS, con il dettaglio della rete sentieristica/stradale.

In queste zone verrebbe permesso il transito pedonale esclusivamente lungo i sentieri appositamente segnalati nel periodo compreso tra il 1 maggio e il 30 ottobre (Zone A - le aree Cavaion – Cercen e Val Maleda) e tra il 15 settembre ed il 20 ottobre (Zone B - attualmente l'area Monte Sole). È presumibile supporre che il passaggio di cani provocchi disturbo, pertanto se ne sconsiglia la presenza salvo

particolari situazioni (esempio cani da pastore). Per quanto riguarda il transito dei mezzi a motore lungo le strade forestali, non sarebbe necessario attuare particolari accorgimenti se non quello di evitare rumori inappropriati (per esempio, suonare il clacson) e non scendere dal veicolo se non in prossimità delle apposite piazzole. La regolamentazione del transito sulle strade forestali sarebbe in gestione alla struttura competente.

La vigilanza si prevede a carico degli agenti del Corpo Forestale Trentino delle Stazioni di Rabbi e di Peio. Il Progetto prevede anche una parte dedicata alla divulgazione di questi temi e della messa in atto di tali attività, grazie ad una specifica segnaletica in loco ed alla realizzazione di prodotti divulgativi specifici per informare la comunità locale ed i turisti/fruitori della montagna.

Al fine di promuovere un turismo naturalistico (Andare in Natura) finalizzato ad una maggiore avvistabilità della fauna selvatica con particolare riferimento al cervo all'interno delle due aree sopra indicate, il Progetto prevede anche specifiche iniziative, come escursioni specifiche o uscite notturne con scanner termici durante il periodo del bramito, simulazioni di censimenti del cervo a scopo didattico-informativo, realizzazione di torrette/altane di avvistamento per intercettare i cervi.

Per ulteriori dettagli, l'intero Progetto è fornito in allegato al presente documento (Allegato 10).

Il *“Progetto di Conservazione e Gestione del Cervo nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio e nell'UG Val di Sole 2022”* prevede un'azione specifica per la definizione di una strategia di organizzazione delle attività turistiche ai fini di una riduzione del disturbo sulla popolazione di cervo nei momenti stagionali maggiormente delicati, partendo dal sopra indicato progetto, nell'ottica di applicarlo e, nel tempo, incrementarlo.

4.3. CONSIDERAZIONI DI SINTESI SU STATUS E PROBLEMATICHE

4.3.1 GLI IMPATTI ECOLOGICI DELLA SOVRABBONDANZA DEI CERVI

Nell'arco dell'ultimo secolo, i temi della gestione delle popolazioni di Cervidi sono passati dalla necessità di fare aumentare le consistenze, regolamentare la caccia e realizzare il controllo dei predatori, al chiedersi quale sia la migliore soluzione per limitare le densità e i conseguenti impatti sulla funzionalità degli ecosistemi e sulle attività umane (Garrot *et al.*, 1993).

Come già accennato nell'introduzione, il considerare una popolazione *“sovrabbondante”* (*overabundant*) significa attribuirle un valore e dare un giudizio di merito che assume un chiaro significato solo se posto all'interno di uno specifico contesto e scenario umano (McShea *et al.*, 1997). Caughley (1981) ha proposto una serie di definizioni per sintetizzare i valori ecologici e non ecologici su cui solitamente si basa la diagnosi di *overabundance*. Una popolazione di cervi può essere considerata sovrabbondante nel caso in cui:

- minacci la salute o il benessere dell'uomo;

- sia troppo numerosa per il suo stesso benessere (in termini di parametri demografici e di costituzione);
- abbia un impatto significativo su altre specie o habitat importanti da un punto di vista economico o estetico;
- causi disfunzione negli ecosistemi.

I primi studi sistematici sull'*overabundance* dei Cervidi nacquero contestualmente alla nascita dell'ecologia della fauna selvatica tra gli anni '40 e gli anni '50 negli Stati Uniti (Leopold, 1933, Leopold *et al.*, 1947). Ampia considerazione è stata data all'argomento nel 1994, in una conferenza organizzata dallo *Smithsonian Institution* (McShea *et al.*, 1977 a e b) e nel 1997 in un numero monografico del *Wildlife Society Bulletin* (Vol. 25, n. 2). *Review* simili, con particolare riferimento agli effetti sulle foreste in Europa sono state pubblicate su *Forestry* (2001, Vol. 74, n. 3) e su *Forest Ecology and Management* (2003, Vol. 181, n. 2-3)

Il sovrasfruttamento delle popolazioni culminato nella seconda metà del XIX secolo portò verso un declino generalizzato, sia nelle consistenze sia negli areali di distribuzione, di numerose specie di Cervidi. La successiva protezione e regolamentazione della caccia favorì il progressivo e rapido incremento delle popolazioni in Europa e Nord America (Jedrzejewska *et al.*, 1997; Mysterud *et al.*, 2000). In questo processo l'Italia paga un ritardo di almeno 15-20 anni rispetto al mondo mitteleuropeo. Dagli anni '60 e '70 gli incrementi si fecero rapidi in risposta ai cambiamenti ambientali (abbandono dell'agricoltura come base primaria) e alla razionalizzazione della pressione venatoria. Densità superiori ai 10 capi/km² sono frequentemente verificate nelle zone temperate (Fuller e Gill, 2001; Russel *et al.*, 2001).

Il fattore principale che ha contribuito alla rapida espansione delle popolazioni di Cervidi è stato l'aumento del foraggio disponibile. Le diffuse attività agricole e selvicolturali hanno costantemente migliorato gli habitat lungo tutto il XX secolo (Alverson *et al.*, 1988). Le prime successioni degli ambiti forestali successive ai tagli forniscono cibo abbondante e di alta qualità che aumenta in modo significativo la *carrying capacity* degli habitat (Bobek *et al.*, 1984). A questo si deve aggiungere la progressiva riduzione dei predatori e il miglioramento delle pratiche venatorie. A metà del XX secolo il lupo è scomparso dalle Alpi, da un ventennio ha rifatto la sua comparsa sulle Alpi occidentali e da pochi anni è iniziato l'insediamento di branchi stabili all'interno del Parco. In assenza di predatori le popolazioni di Ungulati crescono più rapidamente e, in alcuni casi, superano la capacità portante determinata dalla quantità di alimento disponibile (McCullough, 1997; Saether *et al.*, 1996). Si è visto che i climi più moderati, come quelli delle Alpi meridionali e degli Appennini, possono contribuire all'*overabundance* delle popolazioni (Forchhammer *et al.*, 1998). Gli inverni miti favoriscono un aumento della massa corporea (Mysterud *et al.*, 2001) e diminuiscono i tassi di mortalità (Loison *et al.*, 1999), favorendo la crescita della popolazione.

Analogamente, con la nuova fase di espansione del lupo negli Appennini settentrionali e sulle Alpi, si sta verificando come, allo stato attuale delle conoscenze, la presenza stabile del predatore non sia al momento un fattore limitante per la crescita delle popolazioni di Ungulati selvatici.

Impatti sulle attività umane

Il cervo è in grado di generare impatti economici positivi o negativi e generalmente quelli negativi aumentano quando la popolazione si fa sovrabbondante (Conover, 1997). La brucatura della rinnovazione forestale riduce il valore economico della foresta, la sua diversità specifica e la stabilità ecologica. Inoltre il rallentamento della crescita degli alberi può diminuire la protezione che la foresta assicura nel contrastare l'erosione (Reimoser, 2003). Tuttavia è tuttora difficile stimare i costi dei danni da cervo per l'industria forestale. La perdita delle giovani piante causa una perdita economica sul lungo

termine solo se crea un danno sulla composizione e la qualità dei lotti delle piante da sfruttare. Nonostante l'apparente severità dei danni, il loro significato economico è considerato piccolo o trascurabile in Gran Bretagna (Putman, 1986; Putman e Moore, 1998). In contrasto i danni sono considerati un grosso problema negli Stati Uniti e in Austria dove il loro impatto annuale è stimato rispettivamente in 750 milioni di \$ (Conover, 1997) e 220 milioni di € (Reimoser, 2003). Lo scortecciamento può uccidere le piante, ma più spesso ne diminuisce la qualità rallentandone la crescita ed aumentando il rischio di infezioni fungine (Gill, 1992).

Reimoser (2003) suggerisce che l'entità del danno dipenda anche dal grado di "attrattività" della foresta oltre che dalla densità delle popolazioni. Le piante diventano più suscettibili al danno nel caso di (a) bassa densità di cibo alternativo, (b) bassa densità di pianticelle, (c) elevate concentrazioni di azoto nel suolo, (d) ricca copertura di sottobosco per nascondersi, (e) elevati indici di ecotono. Su scala più ampia, inoltre, gli impatti sulla vegetazione sono maggiori in ambienti molto frammentati (Reimoser, 2003) o a bassa produttività (Danell *et al.*, 1991).

Uno dei costi primari per la società è legato agli incidenti stradali che cominciano ad essere un problema serio in Europa e negli Stati Uniti. Le collisioni aumentano con la densità e con l'aumento del traffico. Groot Bruinderink e Hazebroek (1996) hanno stimato che ogni anno in Europa (Russia esclusa) si verificano 507.000 collisioni tra ungulati e veicoli che "costano" 300 morti, 30.000 feriti e 1 miliardo di dollari in danni materiali.

In genere alte densità favoriscono la trasmissione di agenti infettivi (Davidson e Doster, 1997). E' allo studio l'ipotesi che alte densità di Cervidi favoriscano l'aumento della trasmissione di zoonosi mediate dalle zecche aumentando l'abbondanza di queste (Ostfeld *et al.*, 1996; Wilson e Childs, 1997). Non è però il caso, al momento, del PNS che si trova a livelli altitudinali elevati.

Conseguenze ecologiche della sovrabbondanza dei cervi

I cervi influenzano la crescita, la riproduzione e la sopravvivenza delle piante consumandone foglie, apici, fiori e frutti. Le piante a loro volta si difendono dagli erbivori in vari modi e questo determina quali piante saranno brucate maggiormente, come esse risponderanno agli attacchi, come i singoli cervi e la popolazione aggireranno le difese e, infine, come in generale gli erbivori influenzeranno la produttività degli ecosistemi e il ricircolo dei nutrienti. In generale le piante dalla crescita lenta tollerano meno l'impatto della brucatura, particolarmente se questo è ripetuto. Per questo le piante tipiche del sottobosco, gli arbusti sciafili e i giovani semenzali possono essere particolarmente vulnerabili al brucamento. La presenza di alberi maturi può garantire il ripopolamento di un'area con la produzione di nuovi semenzali e alberelli se l'impatto della brucatura diminuisce per un congruo intervallo di tempo. E questo intervallo può essere lungo circa 70 anni come nel caso della *Tsuga* che ha un accrescimento lento (Anderson e Katz, 1993). Le foreste di conifere possono essere particolarmente intolleranti alla brucatura in quanto le piante investono molto nelle foglie, le cambiano lentamente e non fanno circolare i nutrienti verso le radici velocemente come le latifoglie decidue (Ammer, 1996). Inoltre, solitamente il cervo esercita il suo impatto sulle conifere durante l'inverno, quando le risorse alternative diventano scarse.

I cervi si cibano in modo selettivo e questo influenza le relazioni di competizione tra le specie vegetali. Questi effetti possono, a seconda delle situazioni locali, aumentare o diminuire la copertura o la diversità specifica. Il risultato dipende spesso dal fatto che i cervi si alimentino soprattutto su specie vegetali dominanti oppure no. Una alimentazione selettiva del cervo su piante dominanti di altezza maggiore, in praterie alpine, ha favorito ad esempio le specie di dimensioni minori ed ha causato un aumento della ricchezza in specie (Schütz *et al.*, 2003). Solitamente la diminuzione della copertura e della ricchezza specifica si manifesta nel caso in cui una specie resistente o tollerante alla brucatura diviene dominante. Sono riportati numerosi casi in cui l'elevata densità di cervi ha portato ad una

diminuzione della diversità specifica degli alberi (Gill e Beardall, 2001; Horsley *et al.*, 2003; Kuiters e Slim, 2002).

Influenzando le interazioni di competizione tra le piante e alterando le traiettorie delle successioni ecologiche della vegetazione, i cervi sono in grado di alterare i processi ecologici che includono i trasferimenti di energia, lo sviluppo del suolo e i cicli dell'acqua e dei nutrienti (Hobbs, 1996; Paine, 2000). Le deiezioni di animali in grado di compiere spostamenti notevoli possono in questo caso accelerare il ciclo dell'azoto e modificare la sua distribuzione sul territorio (Bargett e Wardle, 2003).

In caso di alte densità, la biomassa consumata dai cervi diventa notevole se confrontata con la biomassa presente in ambienti con bassa produttività come il sottobosco di foreste mature (Brathen e Oksanen, 2001). Per questo ci si attende che negli ecosistemi forestali i cervi riducano la produttività e rallentino il ciclo dei nutrienti.

Conseguenze sulle specie animali

I cervi possono esercitare effetti a cascata su altre specie animali (cascate trofiche) per competizione diretta per le risorse o indirettamente modificando la composizione e la struttura fisica degli habitat (Fuller, 2001; Stewart, 2001; Van Wieren, 1998). Ad esempio la brucatura del cervo può esercitare un effetto sulla composizione delle comunità di invertebrati, Uccelli e piccoli mammiferi (Tabella 4.33.). Solitamente la massima diversità si presenta con livelli moderati di brucatura (DeCalesta e Stout, 1997). Livelli più forti riducono la copertura e la complessità del sottobosco che spesso forniscono numerosi habitat per gli animali più piccoli. Le comunità di invertebrati e Uccelli sono particolarmente sensibili ai cambiamenti nel sottobosco e, in particolare nella densità fogliare (McShea e Rappole, 1997). DeCalesta (1994) ha dimostrato attraverso un esperimento controllato l'esistenza di una relazione negativa e non lineare tra la diversità specifica degli Uccelli e l'abbondanza di una popolazione di cervo coda bianca.

Tabella 4.33. Alcuni esempi di studi che verificano gli effetti delle elevate densità di cervo sulla struttura di comunità di invertebrati, Uccelli e piccoli mammiferi forestali.

Fonte	Tipo di foresta	Specie	Risultati
Bailey e Whitham, 2002	Prateria con pioppi	<i>Cervus elaphus</i>	Aumento del 30% della ricchezza in specie di artropodi e del 40% dell'abbondanza dopo l'esclusione della brucatura; declino del 69% della ricchezza e del 72% dell'abbondanza dopo una pesante brucatura.
Baines <i>et al.</i> , 1994	Foresta di conifere	<i>Cervus elaphus</i>	Abbondanza più elevata di Lepidotteri nei siti non brucati.
DeCalesta, 1994	Foresta di aceri e faggi	<i>Odocoileus virginianus</i>	Declino del 25% della ricchezza in specie di Uccelli nidificanti in foresta e del 37% dell'abbondanza tra le densità basse e alte di cervo. Nessun effetto sugli Uccelli nidificanti a terra e sull'apice delle chiome. Densità soglia di cervo tra 8 e 15 capi / km ² .
Moser e Witmer, 2000	Foresta di conifere	<i>Cervus elaphus</i>	Nessuna differenza in ricchezza in specie e abbondanza di Uccelli nelle aree brucate e non brucate.
Moser e Witmer, 2000	Foresta di conifere	<i>Cervus elaphus</i>	Maggiore ricchezza in specie e abbondanza di piccoli Mammiferi nelle aree non brucate rispetto a quelle brucate.

Interazione con i predatori

Il ruolo dei predatori nel controllo delle popolazioni di Ungulati rimane tuttora non chiaro e variabile in funzione delle condizioni locali. Esistono esempi particolari in cui l'introduzione di un predatore non è servita a controllare l'evoluzione numerica della popolazione (Peterson, 1999). Ricerche più recenti suggeriscono tuttavia che i grandi predatori (lupo e lince su tutti, in Europa) hanno un importante ruolo ecologico. Per un'analisi di tali aspetti si rimanda a quanto riportato al paragrafo 4.2.6.5.

Nella prosecuzione del capitolo vengono riassunte e presentate in modo sintetico le considerazioni specifiche sinora effettuate sullo *status* della popolazione di cervo e sulle problematiche e valenze che il suo *status* attuale esercita nel contesto ambientale, gestionale e socio-economico dell'UG.

4.3.2 LA SITUAZIONE NEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO TRENINO

Con una popolazione estiva all'interno del PN Stelvio Trentino che nell'ultima decina di anni è oscillato tra i 1.000 e i 2.000 cervi (al netto dei cerbiatti) e con una densità media su distribuzione estiva stimata intorno ai 19 cervi ogni 100 ha, il cervo del Parco (e più in generale di tutta la Val di Sole) rappresenta una delle realtà faunistiche più importanti - e a volte problematiche - di tutto l'arco alpino, ed un patrimonio da conservare scrupolosamente e da gestire con oculatezza.

Attualmente si stima che i cervi presenti nel Distretto faunistico della Val di Sole rappresentino il 34% della popolazione provinciale, pur occupando il 14% del complessivo areale del Trentino. Nello stesso distretto viene annualmente prelevato il 25% del complessivo piano provinciale. Questi numeri sono il risultato finale di una *escalation* progressiva, prima lenta e inavvertita, e negli ultimi decenni esplosiva e sotto gli occhi di tutti. Una simile crescita, veloce e continua, ha portato ad un sensibile aumento degli impatti sulla rinnovazione del bosco e al probabile innescarsi di fenomeni di competizione con altre specie faunistiche.

Nel Parco è attualmente stimata la presenza primaverile di circa 1.600 cervi che corrispondono, rispetto all'area occupata, a densità di circa 18 cervi per km². Tali densità sono tra le più alte note per l'arco alpino. Le elevate consistenze hanno innescato fenomeni di dipendenza dalla densità che hanno progressivamente diminuito i tassi di natalità ed incrementato i tassi di mortalità in funzione della densità stessa e della nevosità invernale. L'elevata mortalità invernale, in occasione di inverni particolarmente nevosi, pare attualmente il principale fattore in grado di regolare la dinamica della popolazione all'interno del Parco. Tale mortalità non è legata a fenomeni epidemici, ma a scarsità di cibo in relazione alle elevate densità (*starvation*). Gli accrescimenti della popolazione all'interno dell'area protetta sono quindi attualmente guidati dai meccanismi naturali di autoregolazione della specie e fluttuano attorno a valori medi costanti. Questa situazione tuttavia non può essere considerata "naturale", in quanto la concentrazione della popolazione nel territorio del Parco è dovuta alla risposta estremamente adattabile del cervo in rapporto alle attività umane, all'assetto del territorio in Val di Sole e alle strategie gestionali adottate.

La popolazione ormai da parecchi anni tende a rimanere all'interno dell'area protetta lungo tutto l'arco dell'anno e a concentrarsi nelle poche aree di svernamento disponibili, raggiungendo densità locali superiori ai 40 cervi per km². Una simile situazione con elevate densità di cervo comporta problemi e costi ambientali, sociali ed economici.

1. L'impatto da brucamento sulla rinnovazione forestale è notevole e rallenta la crescita del bosco e ingenera danni economici su vaste superfici in cui ASUC (Associazioni per gli usi civici, presenti soprattutto in Val di Peio) e Consortile (sorta di cooperative create per la gestione comune di proprietà private indivise, presenti soprattutto in Val di Rabbi) effettuano una gestione anche economica del bosco. Se non si può affermare che il brucamento incida in modo significativo nelle zone di estivazione, nelle aree in cui il cervo si concentra durante i mesi invernali la rinnovazione forestale è letteralmente ridotta a zero, non lasciando dubbi sull'evoluzione a medio termine del bosco.
2. Il brucamento del cervo è selettivo. Esistono essenze arboree brucate in misura di quanto sono disponibili (l'abete rosso) ed altre che vengono attivamente ricercate e selezionate per le loro caratteristiche pabulari. E' il caso dell'abete bianco e delle latifoglie (ormai potenzialmente presenti (sorbi, aceri, faggio). Il brucamento selettivo prolungato su alcune specie può creare un impatto di tipo ecologico portando ad un cambiamento specifico nella composizione del bosco e alla riduzione della presenza delle specie più appetite. Ciò è in contrasto anche con le attuali linee di conservazione e gestione delle foreste del Parco e della Provincia di Trento.
3. Soprattutto durante la fase primaverile di aprile e maggio, i cervi spostano la loro attività notturna di alimentazione sui prati di fondovalle che, nel momento più difficile e limitante dell'anno, per primi garantiscono la ricrescita della nuova erba. In questo periodo durante la notte si contano oltre 1.000 cervi distribuiti lungo i prati a sfalcio posti all'interno del Parco. Il cervo è un efficiente selezionatore e soprattutto in questa fase dell'anno, se può scegliere, ricerca attivamente i prati con l'erba di migliore qualità. Migliore qualità significa minore contenuto in fibra grezza e maggior contenuto in proteine e tali caratteristiche le si ritrovano nei prati ancora attivamente gestiti e sottoposti a regolare sfalcio. Il brucamento sistematico di tali prati causa una significativa diminuzione delle produzioni. Le stime effettuate quantificano l'ammacco nel 20-30% della produzione, per un ammontare economico che può variare dai 20.000 ai 40.000 euro. Il problema, tra l'altro, non è solamente economico perché i soggetti maggiormente colpiti sono quelli che contribuiscono attivamente al mantenimento delle attività tradizionali e dei paesaggi culturali. Esiste il rischio di aggiungere un ulteriore fattore critico ad una situazione che già necessita di aiuti e incentivi per sopravvivere e la cui importanza per il mantenimento degli ecosistemi legate ai paesaggi modellati dall'uomo è fuori discussione.
4. Il brucamento comincia ad essere significativo anche sui pascoli secondari delle malghe, causando una sensibile riduzione del primo foraggio disponibile per la monticazione dei domestici. Il fenomeno non è generalizzato, ma localizzato nelle aree di maggiore densità e in cui è più basso il rapporto pascolo disponibile/aree boscate. In tali situazioni l'ammacco può superare il 50%.
5. Nelle zone di margine dei centri abitati, per i motivi sopra ricordati, elevati sono i rischi di danno ai piccoli appezzamenti orticoli ad uso familiare, dovuti ad alimentazione e calpestio. Danni simili hanno uno scarso peso da un punto di vista strettamente economico, ma contribuiscono in modo forte a formare e modificare l'opinione che i locali hanno nei confronti del cervo.
6. L'elevata frequentazione dei fondivalle, soprattutto durante la prima fase dell'inverno e la primavera, è causa di un elevato numero di collisioni con autoveicoli. In media nell'ultimo decennio di verificano 35 incidenti all'anno. Si è visto come, a parità di altri fattori, il numero di incidenti sia proporzionale al numero di cervi presenti, e come la distribuzione delle collisioni si concentri in pochi punti caldi preferiti per gli spostamenti. Le problematiche legate alle collisioni

sono di due ordini, i danni economici legati alla rottura delle autovetture e rischi per l'incolumità personale.

7. Le consistenze elevate della popolazione sembrano avere innescato fenomeni di competizione con specie che condividono in parte la stessa nicchia trofica e spaziale come il capriolo. Il *trend* dei censimenti di capriolo in aree campione all'interno del Parco mostra un costante decremento, che ha portato all'attuale riduzione a un quarto dei caprioli che vengono avvistati rispetto a dieci anni fa ed ha un andamento decisamente opposto a quello della popolazione di cervo rilevato mediante i censimenti notturni. I monitoraggi per la stima della densità mediante *pellet group count* riportano valori di densità del cervo dieci volte superiori a quelli del capriolo (32 cervi/km² contro 3 caprioli/km²). Tale forma di competizione non porta alla scomparsa del capriolo, ma ne limita l'incremento e, soprattutto, lo spinge verso l'utilizzo delle aree sub-ottimali, in relazione alle esigenze ecologiche della specie. La situazione appena descritta porta probabilmente ad un decremento delle consistenze del capriolo, ad una diminuzione delle "condizioni medie" degli individui e a un minor grado di percettibilità. Il calo di percettibilità riduce in modo considerevole la fruibilità della specie, anche a fini turistici.
8. Negli ultimi anni si assiste ad un progressivo spostamento estivo della popolazione di cervo verso quote sempre più alte, nettamente al di sopra del limite della vegetazione arborea. Questo crea un'alta sovrapposizione spaziale tra il cervo e il camoscio e recentemente è stata dimostrata l'esistenza di interazioni di competizione (per sfruttamento e interferenza) tra le due specie con effetti sul raggiungimento delle condizioni minime necessarie per sopravvivere all'inverno per il camoscio. La dinamica di popolazione del camoscio nel Parco, dopo la grossa diminuzione a causa dell'inverno 2000-2001, particolarmente duro e nevoso, sembra entrata in una nuova fase di equilibrio, assestandosi su livelli di densità inferiori a quelli degli anni '90 (circa il 50% in meno), a fronte di una continua crescita del cervo. E' possibile mettere in evidenza come la densità del cervo influisca sull'accrescimento del camoscio sulla base dell'ipotesi di una competizione trofica e spaziale durante la fase estiva di alimentazione.
9. Il pesante effetto di riduzione del sottobosco nelle aree di massima concentrazione invernale può essere la causa indiretta della verificata diminuzione della presenza e della dinamica negativa di gallo cedrone e gallo forcello nel Parco, specie che già hanno problemi di conservazione. Nel caso del gallo cedrone, l'ipotesi di impatto negativo da parte del cervo si basa sugli effetti esercitati nelle zone di svernamento. In tali aree la componente del sottobosco risulta pesantemente brucata fino a ridursi sensibilmente e trasformarsi. La diminuzione della disponibilità dello strato arbustivo, fonte di riparo e alimentazione della prole (maggiore ricchezza di entomofauna), porterebbe ad una diminuzione dell'idoneità ambientale per il cedrone.

Una simile situazione con densità elevate comporta ugualmente altrettanti benefici da un punto di vista ambientale, sociale ed economico.

10. La presenza di una popolazione animale in grado di auto regolarsi rappresenta un'importante componente della biodiversità negli ecosistemi forestali. Una elevata (ma non eccessiva...) densità di popolazione contribuisce alla conservazione di habitat importanti. La progressiva chiusura dei pascoli secondari da parte di arbusti e alberi viene rallentata dal brucamento esercitato dal cervo. Tuttavia i meccanismi di autoregolazione della popolazione si innescano a causa di un generale scadimento della condizione e della costituzione della popolazione.

11. Gli elevati tassi di mortalità annuale della popolazione, legati alle alte densità, contribuiscono a meglio garantire la sopravvivenza dei livelli trofici superiori. Nel Parco dello Stelvio sono attualmente presenti 22-24 coppie territoriali di Aquila reale e 7 coppie nidificanti di Gipeto barbuto. Quest'ultimo si nutre esclusivamente di carogne e animali morti che trova grazie alla vista acuta, sorvolando vaste aree di territorio. La sua alimentazione si basa sulla disponibilità di carcasse e ossa di Ungulati selvatici e domestici. Non è probabilmente un caso che le quattro coppie si siano stabilite nel Parco e nelle aree limitrofe dove trovano una facile e abbondante fonte di cibo.
12. Il territorio del Parco Nazionale dello Stelvio riveste, per le elevate densità di Ungulati, un ruolo fondamentale per la conservazione di specie, quali i grandi predatori, tra i quali il lupo ha recentemente iniziato a riprodursi nell'area. Il cervo assume un ruolo chiave per la futura conservazione del lupo, in quanto sua specie preda d'elezione. Il ritorno del lupo non è evento lontano nel tempo e improbabile.
13. La presenza di un'area riproduttiva così importante e ricca di animali come il Parco, indubbiamente fornisce ulteriori opportunità di sfruttamento della stessa risorsa all'esterno del Parco e rende l'attività venatoria particolarmente ricca e di maggiore soddisfazione.
14. Le alte densità di cervo presenti durante l'estate e durante il giorno anche nelle aree al di sopra del bosco favoriscono la contattabilità e la visibilità dei cervi anche da parte di turisti e persone non esperte. Il fenomeno si fa ancora più evidente e marcato durante il periodo riproduttivo in cui è relativamente facile ascoltare i bramiti dei maschi ed osservarne i comportamenti di corteggiamento e sfida. Il cervo è un animale che indubbiamente suscita forte interesse e coinvolgimento. L'alta contattabilità all'interno del Parco, se opportunamente veicolata e promossa, potrebbe contribuire al turismo nel periodo estivo-autunnale

4.3.3 VERSO UNA VISIONE PER IL NUOVO PIANO DI CONSERVAZIONE E GESTIONE DEL CERVO

Se alcune specie traggono beneficio dalla presenza di popolazioni sovrabbondanti, dall'altra, alte densità di cervo possono eliminare altri taxa e modificare la composizione delle comunità e le proprietà degli ecosistemi (DeCalesa e Stout, 1997). Tra questi due estremi c'è tuttavia ancora molta incertezza ed è compito degli ecologi provare ad identificare dei livelli di densità soglia che garantiscano l'integrità ecologica e delle strategie per limitare l'impatto dei cervi. Per integrità ecologica si intende la capacità di un ecosistema di conservare tutte le sue componenti e le relazioni funzionali tra di esse a seguito di una perturbazione esterna (De Leo e Levin, 1997).

Quali specie sono influenzate dal cervo e a che livelli di densità?

In che tempi le piante, le foreste e i processi ecosistemici sono in grado di recuperare?

A che livello le popolazioni di cervo che creano impatti sono limitate dalle risorse di cibo, dai predatori o dalla caccia?

Tutte queste incertezze rendono scomoda la posizione di chi prova a dare raccomandazioni su come gestire i cervi. La gestione del cervo deve mutare l'attuale approccio basato sulla popolazione e adottare una visione che prenda in considerazione gli effetti su tutto l'ecosistema (McShea *et al.*, 1997). Anche gli aspetti legati alla gestione venatoria dovrebbero essere opportunamente documentati. E' ancora

difficile attualmente prevedere come l'abbattimento delle femmine filopatriche influenzi a livello locale le densità della popolazione (Coté *et al.*, 2004, McNulty *et al.*, 1997, Oyer e Porter, 2004).

In questa situazione, la gestione adattativa cerca di combinare gestione e ricerca usando le attività di gestione come casi di manipolazione sperimentale e incorporando i risultati delle ricerche più recenti nelle nuove pratiche gestionali (Walters, 1986). La "gestione a livello ecosistemico" può essere considerata un'estensione della gestione *sensu strictu* che da particolare risalto all'evoluzione della densità della popolazione in rapporto alla dinamica degli ecosistemi a varie scale (Christensen *et al.*, 1996). Un simile approccio sottolinea l'importanza di affrontare la gestione del cervo come parte di un sistema più complesso.

(Come) possono essere mitigati gli impatti dei cervi?

I forestali impiegano numerose tecniche per controllare l'impatto dei cervi a livello locale. Mantenere elevate densità di alberelli giovani ed aumentare la pressione di abbattimento può riuscire a garantire lo sviluppo di una sufficiente rinnovazione (Martin e Balzinger, 2002; Reimoser, 2003). Protezioni di plastica e recinzioni individuali sono efficaci ma costose (Coté *et al.*, 2004). Le recinzioni elettriche sono meno costose ma anche meno efficaci e di complessa manutenzione (Hygnstrom e Crafen, 1988). Anche i repellenti possono funzionare, ma hanno una durata breve che richiede frequenti somministrazioni (Nolte, 1998; Swihart *et al.*, 1991). Un simile accorgimento è utilizzato per ridurre il rischio di collisioni lungo le strade (Groot Bruinderink e Hazebroek, 1996). Catarifrangenti e allarmi acustici come gas esplosivi sembrano poco efficaci sul lungo termine a meno che non siano accoppiati a sensori di movimento (Belant *et al.*, 1996).

Il prelievo (mediante abbattimento o cattura e successivi rilasci) è uno dei metodi per effettuare un razionale controllo numerico delle popolazioni di cervo. La maggior parte dei *wildlife managers* considera il prelievo mediante abbattimento come il metodo più efficace ed efficiente in termini di rapporto costi-benefici (Brown *et al.*, 2000). Il prelievo mediante catture può avere un impatto di molto superiore in termini di costi-benefici e si pone il problema di trovare luoghi idonei al nuovo rilascio dei cervi catturati. Il prelievo mediante abbattimenti si deve avvalere di personale esperto o appositamente addestrato e deve essere programmato e organizzato in modo rigoroso e in modo tale da minimizzare i rischi e gli effetti negativi sulla popolazione. Chi effettua i prelievi in forma di controllo deve focalizzare gli abbattimenti sul segmento più giovane della popolazione ed effettuarli nei periodi dell'anno più indicati. I programmi di "Quality Deer Management" (QDM) rappresentano una proposta in relativa controtendenza alle pratiche attualmente più accettate.

QDM (<https://www.qdma.com>) è una pratica di gestione che unisce gestori, proprietari terrieri, agricoltori e cacciatori nell'obiettivo comune di produrre e mantenere popolazioni di cervi in equilibrio tra aspetti biologici e sociali e nel rispetto degli attuali vincoli ambientali, sociali e normativi. Questo approccio enfatizza i prelievi di femmine e animali giovani per ridurre le densità, in modo da favorire la crescita di individui maschi di buona qualità (Miller e Marchinton, 1995).

Nel prossimo futuro la necessità di attivare azioni di controllo numerico delle popolazioni (*culling*) continuerà ad aumentare in modo generalizzato (McIntosh *et al.*, 1995; McLean, 1999). Abbattimenti maggiormente orientati nei confronti delle femmine facilitano la riduzione delle consistenze e delle densità su scala locale perché sono i gruppi sociali di femmine ad avere un comportamento maggiormente filopatrino (Kilpatrick *et al.*, 2001; McNulty *et al.*, 1997; Sage *et al.*, 2003). Tale comportamento rallenta e/o previene la rapida ricolonizzazione delle aree in cui viene effettuato un controllo intensivo (Oyer e Porter, 2004).

In alcune particolari situazioni suburbane, il controllo viene esercitato da personale specializzato che effettua i prelievi di notte con carabine dotate di visori notturni e silenziatori. In altri casi sono stati sperimentati metodi di controllo delle nascite per prevenire e rallentare crescite indesiderate. Varie tecniche di controllo della fertilità e immunocontraccettive possono limitare la riproduzione nel cervo (McShea *et al.*, 1997a; Turner *et al.*, 1992; Waddell *et al.*, 2001). Tuttavia questi metodi richiedono azioni complesse (e spesso non realizzabili in situazioni naturali) e sconvolgono il normale

comportamento riproduttivo (Nettles, 1997), rendendo la loro applicazione costosa e difficile da realizzare su grande scala (McCullough *et al.*, 1997; McShea *et al.*, 1997a).

Spesso gli sforzi per il controllo delle popolazioni di Cervidi si sono basati sull'attività venatoria, sulla realizzazione di prelievi in forma specifica e sulla protezione specifica di piccole aree considerate di grande valore. E spesso gli sforzi si sono rivelati inadeguati per prevenire fenomeni di *overabundance* su vasta scala. Cacciatori ed ecologi della selvaggina contestano il fatto che spesso il problema sia ridotto all'eccessiva densità di cervi senza valutarne gli effetti sulle restanti componenti. Altri sostengono che i problemi siano solo di carattere locale o temporaneo. Anche quando si arriva ad un accordo generale sul fatto che le densità di popolazione creano problemi non tollerabili e che è necessario il controllo numerico, spesso non si trova alcun consenso su come raggiungere l'obiettivo. Né sembra emergere in modo chiaro tra i cacciatori un nuovo approccio etico che sottolinei il loro possibile ruolo ecologico nel limitare le popolazioni e gli impatti connessi.

In ogni caso, nella situazione attuale, i prelievi mediante abbattimenti potrebbero aiutare in modo concreto ed efficace la necessità di riduzione delle densità a livello locale e in questo caso i cacciatori locali potrebbero rappresentare un valido aiuto (Brown *et al.*, 2000; Coté *et al.*, 2004; Martin e Baltzinger, 2002). Tuttavia, poiché raramente i cacciatori comprendono appieno gli effetti che il cervo esercita sugli ecosistemi e le motivazioni di simili interventi diretti (Diefenbach *et al.*, 1997), i responsabili di questo tipo di pianificazione devono fornire ad essi ed alla società specifici obiettivi, strategie ed azioni per raggiungere gli scopi dichiarati e conservare al meglio gli ecosistemi.

In termini generali la situazione descritta nel Parco dello Stelvio Trentino vede il cervo come una risorsa comune che necessita di un adeguato controllo per conservare altri aspetti di carattere ecologico, sociale ed economico. Lo scopo di una "visione" a lungo termine (nel senso dato, dagli anglosassoni al termine "*vision*") di obiettivo, di elemento informatore delle azioni a lungo termine, è quello di fornire un quadro conciso cui tendere nei prossimi anni. In tal senso la "visione" possibile sotto riportata è composta da una breve serie di principi guida e, per avere buone probabilità di successo, dovrà essere supportata da tutte le categorie interessate e da un'ampia gamma di persone ed organizzazioni con diversi interessi e priorità. In termini generali la "visione" dovrebbe integrare verso obiettivi comuni anche le aree limitrofe al Parco con (anche) differenti finalità e ottenere una riduzione relativa delle consistenze della popolazione per migliorare gli equilibri ecologici legati alle interazioni con il bosco ed altre componenti faunistiche e beneficiare anche gli interessi forestali. Tuttavia, a seguito degli esiti avuti nei precedenti tentativi di programmazione e mediazione, per il presente Piano ci si limita a considerare e ad agire sulla parte di popolazione di cervo presente all'interno del Parco dello Stelvio.

Gli obiettivi della visione:

1. Una popolazione di cervo stabile, ben strutturata e distribuita è presente nel Parco.
2. La gestione del cervo è integrata con gli obiettivi locali di uso del territorio.
3. Gli squilibri ecologici all'interno del Parco vengono minimizzati.
4. La contattabilità e osservabilità del cervo nel Parco è ancora alta.
5. La popolazione di capriolo ricomincia a crescere.
6. Il cervo viene percepito come un valore in sé, che produce benefici economici, sociali ed ambientali sia a livello

Sarà quindi compito del Parco valutare tutti gli elementi e gli aspetti in gioco e stabilire l'eventuale opportunità di intervento all'interno dell'area protetta mediante controllo numerico, al fine di ridurre gli impatti negativi ritenuti più importanti.

4.3.4 QUADRO NORMATIVO DI RIFERIMENTO

La norma di riferimento per le aree naturali protette nazionali è la Legge 6 dicembre 1991, n. 394 - Legge quadro sulle aree protette, successivamente modificata dalla Legge 9 dicembre 1998, n. 426, che all'art. 11, comma 4, indica che all'interno del regolamento del parco, in deroga al divieto di cattura, uccisione, danneggiamento e disturbo delle specie animali, siano previsti “[...] eventuali prelievi faunistici ed abbattimenti selettivi necessari per ricomporre squilibri ecologici accertati dall’Ente parco. *Prelievi ed abbattimenti devono avvenire per iniziativa e sotto la diretta responsabilità e sorveglianza dell’Ente parco ed essere attuati dall’Ente parco o da persone all’uopo autorizzate dall’Ente parco stesso*”. Il comma 6 sancisce che *“il regolamento del parco è approvato dal Ministero dell’ambiente, previo parere degli enti locali interessati [...] e comunque d’intesa con le regioni e le province autonome interessate [...]”*.

Le pubblicazioni tecniche di Ispra “Linee Guida per la gestione degli Ungulati – Cervidi e Bovidi” (<https://www.isprambiente.gov.it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/linee-guida-per-la-gestione-degli-ungulati.-cervidi-e-bovidi>) e “Linee Guida per la gestione del Cinghiale nelle Aree Protette” (<https://www.isprambiente.gov.it/pubblicazioni/quaderni/conservazione-della-natura/linee-guida-per-la-gestione-del-cinghiale-sus-1>) tracciano le principali linee guida per l’applicazione di programmi di controllo anche all’interno delle aree protette.

Dell’attività di controllo numerico “nelle zone vietate alla caccia” parla anche il dettato della Legge 11 febbraio 1992, n. 157 – Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio, prevedendo per tale attività *“l’utilizzo di mezzi ecologici su parere dell’Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica”* (art. 19, comma 2). Tali aree tuttavia non corrispondono a quelle ricadenti nell’ambito di applicazione della già citata L. 394/1991 ma bensì a quelle istituite ai sensi della L. 157/1992, art. 8, comma 9, ovvero le Oasi di protezione e le Zone di ripopolamento e cattura. Tale dettato normativo pertanto è da considerarsi applicabile unicamente alle succitate tipologie di istituto ove vige il divieto di caccia.

Deroghe al regime di protezione della fauna sono previste anche dal Decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357 – Regolamento recante attuazione della Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche, successivamente modificato dal DMA 20 gennaio 1999 e dal DPR 12 marzo 2003 n. 120. Nell’art. 11, comma 1 del Decreto è previsto che, relativamente alle specie contenute nell’allegato D, lettera a, *“Il Ministero dell’ambiente e della tutela del territorio, sentiti per quanto di competenza il Ministero per le politiche agricole e l’Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, può autorizzare le deroghe [...] a condizione che non esista un’altra soluzione valida e che la deroga non pregiudichi il mantenimento, in uno stato di conservazione soddisfacente, delle popolazioni della specie interessata della sua area di distribuzione naturale [...]”*. Sempre nello stesso comma sono illustrate poi le finalità delle deroghe, tra le quali viene citata la necessità di *“proteggere la fauna e la flora selvatiche e conservare gli habitat naturali”* e di *“prevenire danni gravi, specificatamente alle colture, all’allevamento, ai boschi, al patrimonio ittico”*. Il comma 2 poi specifica che nei casi di cattura, prelievo o uccisione in deroga delle suddette specie *“sono comunque vietati tutti i mezzi non selettivi, suscettibili di provocare localmente la scomparsa o di perturbarne gravemente la tranquillità”*.

Un ulteriore riferimento normativo nazionale al fine della scelta degli strumenti da utilizzare nell’ambito di operazioni di controllo numerico è la Legge 20 luglio 2004, n. 189 - Disposizioni

concernenti il divieto di maltrattamento degli animali, nonché di impiego degli stessi in combattimenti clandestini o competizioni non autorizzate.

La disciplina del controllo numerico è inoltre prevista a livello sovranazionale nell'art. 9, commi 1 e 2 della Convenzione di Berna del 1979 ("Convenzione relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa"), nell'art. 9, commi 1-4 della Direttiva (CEE) 79/409 ("Conservazione degli uccelli selvatici") e nell'art. 16, comma 1 della Direttiva (CEE) 92/43 ("Conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche").

Ciò detto, nel caso delle necessità di controllo delle popolazioni nel Parco Nazionale dello Stelvio Trentino si rinvia all'inquadramento normativo riportato nelle premesse della Delibera di Giunta Provinciale di approvazione del presente Piano.