



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Linee guida per la gestione degli Ungulati

Cervidi e Bovidi



91/2013

MANUALI E LINEE GUIDA



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Linee guida per la gestione degli Ungulati

Cervidi e Bovidi

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), le Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA), le Agenzie Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (APPA) e le persone che agiscono per loro conto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo manuale.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.it

ISPRA, Manuali e Linee Guida 91/2013
ISBN 978-88-448-0617-0

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica
ISPRA

Grafica di copertina: Franco Iozzoli
Foto di copertina: Andrea dal Pian

Coordinamento editoriale:
Daria Mazzella
ISPRA – Settore Editoria

Settembre 2013

Autori

Elisabetta Raganella Pelliccioni, Francesco Riga e Silvano Toso

Luca Pedrotti ha collaborato alla stesura del capitolo dedicato al monitoraggio delle popolazioni.
Stefano Mattioli e Vito Mazzarone hanno collaborato alla stesura del paragrafo relativo al conteggio dei cervi maschi al bramito.

Revisione dei testi

Stefano Focardi e Vittorio Guberti hanno fornito utili commenti per l'elaborazione del capitolo 2.
Marco Apollonio, Riccardo Fontana, Sandro Lovari, Luca Mattioli, Stefano Mattioli, Vito Mazzarone, Piergiuseppe Meneguz, Chiara Mercuriali, Sandro Nicoloso, Luca Pedrotti, Franco Perco, Maurizio Ramanzin e Maria Luisa Zanni hanno provveduto ad una revisione critica dei capitoli dedicati alla gestione venatoria ed al controllo delle popolazioni.

Autori delle illustrazioni

A.M. De Marinis ha elaborato le sagome degli Ungulati utilizzate nel testo e per la quarta di copertina.

Ringraziamenti

Si ringraziano gli autori delle foto (menzionati nel testo).

Si ringrazia il Corpo Forestale dello Stato - Ufficio per la Biodiversità, Riserva Naturale dello Stato Bosco della Mesola per la foto del Cervo della Mesola realizzata da G. de Socio (ISPRA).

Indice

PRESENTAZIONE	4
1. CERVIDI E BOVIDI: STATUS, DISTRIBUZIONE E PRELIEVO	6
1.1 INQUADRAMENTO NORMATIVO	6
1.2 DISTRIBUZIONE, CONSISTENZA E PRELIEVO	8
1.3 GLI UNGULATI DI PARTICOLARE INTERESSE CONSERVAZIONISTICO A LIVELLO COMUNITARIO E NAZIONALE	10
1.3.1 <i>Il Capriolo italico</i>	10
1.3.2 <i>Il Cervo sardo</i>	13
1.3.3 <i>Il Cervo della Mesola</i>	15
1.3.4 <i>Il Camoscio appenninico</i>	17
1.3.5 <i>Lo Stambecco</i>	20
1.3.6 <i>La Capra di Montecristo</i>	22
1.3.7 <i>Il Muflone (popolazione sarda)</i>	24
1.4 GLI UNGULATI ALLOCTONI IN EUROPA E IN ITALIA	26
2. DINAMICA DI POPOLAZIONE	31
2.1 L'ACCRESIMENTO DELLE POPOLAZIONI: CONCETTI GENERALI	31
2.2 DINAMICA DI POPOLAZIONE E PRELIEVO: LE TEORIE	34
2.3 LA DEMOGRAFIA DEI GRANDI ERBIVORI	36
2.4 PRELIEVO VENATORIO, DINAMICA DI POPOLAZIONE ED EFFETTI EVOLUTIVI	39
3. IL MONITORAGGIO DELLE POPOLAZIONI	43
3.1 IL MONITORAGGIO: DEFINIZIONE	43
3.2 OBIETTIVI	44
3.3 CONCETTI DI BASE	44
3.3.1 <i>La probabilità di rilevamento</i>	45
3.3.2 <i>La strategia di campionamento</i>	45
3.4 E' POSSIBILE RILEVARE LA TENDENZA NELLA TRAIETTORIA DEMOGRAFICA DI UNA POPOLAZIONE?	47
3.4.1 <i>La potenza statistica</i>	49
3.5 LA QUANTIFICAZIONE DELLE DIMENSIONI DELLA POPOLAZIONE: ABBONDANZA RELATIVA ED ASSOLUTA	50
3.6 METODI DI CATTURA-MARCATURA-RICATTURA (CMR)	51
3.6.1 <i>Pianificazione e protocollo di applicazione</i>	54
3.7 METODI BASATI SULLA MISURAZIONE DELLE DISTANZE (<i>DISTANCE SAMPLING</i>)	55
3.7.1 <i>Protocollo di applicazione</i>	56
3.7.2 <i>Analisi dei dati</i>	57
3.8 CONTE DIRETTE	57
3.8.1 <i>Conte dirette da punti di vantaggio</i>	57
3.8.2 <i>Block count</i>	64
3.8.3 <i>Conte in battuta</i>	66
3.8.4 <i>Indici chilometrici di abbondanza (IKa)</i>	70
3.8.5 <i>Conteggio notturno con faro (spot-light count)</i>	73
3.9 CONTEGGIO DEI GRUPPI DI PELLETTI (<i>PELLET COUNT</i>)	76
3.9.1 <i>Pianificazione e protocollo di applicazione</i>	76
3.9.2 <i>FAR (Faecal Accumulation Rate)</i>	79
3.9.3 <i>FSC (Faecal Standing Crop)</i>	79
3.9.4 <i>Analisi dei dati</i>	79
3.9.5 <i>Valutazione dei risultati</i>	80
3.10 ALTRI METODI	81
3.10.1 <i>Trappolaggio fotografico</i>	81
3.10.2 <i>Conteggio dei cervi maschi in bramito</i>	83

3.11	METODI BASATI SUI DATI DI CACCIA	89
3.11.1	<i>Modelli change in ratio (CIR) e catch per unit effort (CUE)</i>	89
3.11.2	<i>Stima della consistenza a partire dai dati di prelievo (population reconstruction)</i>	91
3.12	GLI INDICATORI ECOLOGICI PER IL MONITORAGGIO DELLE POPOLAZIONI	92
3.13	MONITORAGGIO SANITARIO	95
3.14	QUANTIFICAZIONE DEI PARAMETRI DI POPOLAZIONE	96
3.14.1	<i>Le classi d'età riconoscibili in natura</i>	96
3.14.2	<i>Rapporto sessi (RS)</i>	99
3.14.3	<i>Rapporto giovani per femmina adulta (J/F_{ad})</i>	100
3.15	CONCLUSIONI IN MERITO AL MONITORAGGIO	101
4.	LA GESTIONE VENATORIA	102
4.1	ASPETTI NORMATIVI ED OBBLIGHI COMUNITARI.....	103
4.1.1	<i>Proposte emendative dell'attuale quadro normativo nazionale</i>	106
4.2	CHE COSA SI DEVE INTENDERE PER CACCIA DI SELEZIONE?.....	106
4.3	LA PIANIFICAZIONE TERRITORIALE AI FINI DELLA GESTIONE FAUNISTICO-VENATORIA DEGLI UNGULATI	110
4.3.1	<i>Gli strumenti di programmazione</i>	110
4.3.2	<i>Gli istituti di gestione faunistico-venatoria previsti dalla normativa</i>	112
4.3.3	<i>Identificazione delle unità territoriali funzionali alla gestione degli Ungulati</i>	115
4.4	MODELLI DI IDONEITÀ AMBIENTALE ED AGROFORESTALE	118
4.4.1	<i>Il territorio agro-silvo-pastorale ed il catasto ambientale</i>	118
4.4.2	<i>I modelli di idoneità ambientale e la Superficie Utile alla Specie – SUS</i>	119
4.4.3	<i>Le potenzialità del territorio per le diverse specie</i>	121
4.4.4	<i>Le densità obiettivo</i>	123
4.4.5	<i>La gestione dei Cervidi nelle aree problematiche</i>	124
4.5	LA QUANTIFICAZIONE DEL PRELIEVO NELLA PRATICA GESTIONALE.....	125
4.5.1	<i>La gestione del Daino e del Muflone</i>	127
4.6	LA RIPARTIZIONE DEL PRELIEVO NELLE CLASSI DI SESSO E D'ETÀ.....	129
4.7	LA PROGRAMMAZIONE TEMPORALE DEL PRELIEVO	131
4.8	LA CACCIA AGLI UNGULATI CON TERRENO INNEVATO	138
4.9	IL PRELIEVO VENATORIO DELLO STAMBECCO: UNA SCELTA POSSIBILE?.....	142
4.10	I CENTRI DI CONTROLLO ED I RILEVAMENTI BIOMETRICI	144
5.	IL CONTROLLO DELLE POPOLAZIONI	151
5.1	IL CONTROLLO DELLE POPOLAZIONI: DEFINIZIONE E RIFERIMENTI NORMATIVI	151
5.2	MOTIVAZIONI ED OBIETTIVI	153
5.3	METODI ECOLOGICI DI CONTROLLO INDIRECTO DELLE POPOLAZIONI.....	156
5.3.1	<i>Sistemi di esclusione e deterrenza</i>	156
5.3.2	<i>La manipolazione dell'habitat</i>	157
5.4	METODI DI CONTROLLO DIRETTO DELLE POPOLAZIONI.....	157
5.4.1	<i>La manipolazione della mortalità</i>	157
5.4.2	<i>La manipolazione della fertilità</i>	160
5.5	IL MONITORAGGIO DELL'EFFICACIA DEL CONTROLLO	161
5.6	ITER AUTORIZZATIVO	162
5.7	LA GESTIONE DEGLI UNGULATI ALLOCTONI	165
5.7.1	<i>Aspetti normativi</i>	166
6.	LE RESPONSABILITÀ, I RUOLI E LE FIGURE TECNICHE.....	177
6.1	ORGANIZZAZIONE OPERATIVA E FLUSSO DELLE INFORMAZIONI.....	178
7.	FORMAZIONE, EDUCAZIONE ED AGGIORNAMENTO	181
7.1	PROGRAMMI DIDATTICI PER L'ABILITAZIONE ALLA CACCIA SELETTIVA DEGLI UNGULATI E PER LE SUCCESSIVE SPECIALIZZAZIONI.....	182
7.2	ABILITAZIONI E MODALITÀ DI VALUTAZIONE	186

SCHEDE DI APPROFONDIMENTO

Scheda 1.1 - Cervo sika, Cervo europeo e Daino: un confronto	29
Scheda 3.1 - Il significato funzionale del bramito.....	87
Scheda 4.1 - Uso dei cani da seguita nella caccia ai Cervidi e Bovidi.....	108
Scheda 4.2 - Il prelievo selettivo del Cinghiale.....	137
Scheda 4.3 – Il foraggiamento artificiale: una pratica da evitare	140
Scheda 4.4 - Uso delle munizioni contenenti piombo per la caccia agli Ungulati: implicazioni sullo stato di conservazione degli uccelli da preda e sulla salute umana.....	146
<i>Alessandro Andreotti e Fabrizio Borghesi (ISPRA)</i>	
Scheda 5.1 - Prelievo venatorio e controllo di popolazione tramite abbattimento: un confronto	155
Scheda 5.2 - Norme in materia di consumo e commercializzazione della carne di Ungulati selvatici	167
<i>Armando Scari (SIEF, Società Italiana di Ecopatologia della Fauna)</i>	
Scheda 7.1 - La caccia con l'arco.....	189
<i>Valerio Cesari</i>	

UN CASO DI STUDIO - Il Cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio: effetto del controllo su popolazioni di ungulati all'interno di un'area protetta	192
<i>Luca Pedrotti, Anna Bonardi, Alessandro Gugiatti, Natalia Bragalanti, Giorgio Carmignola, Hanspeter Gunsch, Wolfgang Platter, Franco Perco.</i>	

BIBLIOGRAFIA	210
--------------------	-----

Presentazione

L'evoluzione del popolamento degli Ungulati rappresenta senza dubbio uno dei più notevoli mutamenti del quadro faunistico italiano negli ultimi decenni. I profondi cambiamenti socio-economici, culturali e normativi intervenuti a partire dalla metà del secolo scorso hanno determinato condizioni favorevoli ad una progressiva riconquista degli antichi areali ed oggi gli Ungulati hanno rioccupato una parte consistente del territorio nazionale dopo che per almeno trecento anni l'azione dell'uomo aveva provocato la loro sostanziale scomparsa; essi sono tornati dunque a svolgere un importante ruolo strutturale e funzionale nelle biocenosi italiane, con indubbie ricadute positive anche per la conservazione di altri taxa, in particolare i grandi Carnivori.

Nel contempo è tornato ad instaurarsi il complesso rapporto tra gli Ungulati e la società umana, che ha radici antichissime e che si sviluppa in tutte le articolazioni del passato ma in un nuovo contesto ambientale e culturale. La percezione di una realtà faunistica che esce dalla memoria storica raramente segue un approccio olistico e razionale: di volta in volta, in dipendenza degli interlocutori e degli interessi immediatamente coinvolti, gli Ungulati sono visti come una risorsa, estetica o economica, o come fonte di problemi derivanti dall'impatto che la loro presenza determina sull'agricoltura, i boschi e la sicurezza stradale. Purtroppo l'approccio seguito e le decisioni prese in sede locale troppo spesso non sono supportati da dati raccolti in maniera obiettiva e convenientemente elaborati. Basti pensare al fatto che solo poche amministrazioni sono in grado di presentare un quadro costantemente aggiornato e georeferenziato dei danni causati dagli Ungulati alle produzioni agricole basato su stime oggettive e tecnicamente convincenti.

Non v'è dubbio che la conservazione dei grandi erbivori selvatici, intesa nel senso più ampio del termine che include anche la gestione attiva attraverso il prelievo, rappresenta oggi una delle attività più rilevanti per gli organismi gestori e che le loro scelte di carattere normativo, programmatico ed operativo debbano essere fondate su solide basi scientifiche e tecniche. Le linee guida che qui presentiamo sono state redatte per ottemperare a questa esigenza.

Sin dalla metà degli anni '80 l'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (più recentemente confluito nell'ISPRA) si è occupato di biologia e conservazione degli Ungulati, dedicando una parte consistente della propria attività di ricerca a questi mammiferi attraverso studi di sistematica e filogenesi (su base sia morfologia sia genetica) e di eco-etologia, con particolare attenzione all'uso dello spazio e dell'habitat e alla dinamica delle popolazioni e non trascurando la sperimentazione di sistemi innovativi per la loro stima quantitativa. Rispondendo alla necessità di far confluire in maniera organica ed omogeneamente strutturata le informazioni raccolte dagli organismi gestori periferici relativamente al monitoraggio delle popolazioni, ISPRA ha predisposto e costantemente curato una Banca Dati Nazionale dedicata agli Ungulati. Le conoscenze in tal modo acquisite, unitamente a quelle derivanti dall'esame della letteratura scientifica e tecnica internazionale, hanno permesso all'Istituto di svolgere il proprio ruolo di organismo di consulenza per lo Stato e le amministrazioni locali, come previsto dalla normativa. In questo contesto sono stati prodotti diversi documenti tecnici su singole specie e su diversi aspetti della gestione degli Ungulati, che vengono di volta in volta richiamati anche nel testo del presente lavoro come fonti di consultazione. Una specifica pubblicazione ha riguardato il Cinghiale¹, specie che presenta problematicità ed esigenze gestionali particolari.

Queste nuove linee guida, dedicate a Cervidi e Bovidi, rappresentano una parte dei prodotti previsti dalla convenzione inerente il monitoraggio, la conservazione e la gestione degli Ungulati, stipulata fra l'INFS, oggi ISPRA, e il Ministero dell'Ambiente – Direzione generale per la protezione della Natura e del Mare. Esse costituiscono un aggiornamento delle indicazioni generali per la gestione degli Ungulati che vennero fornite dall'INFS nel 1992² e tengono conto non solo dell'evoluzione delle conoscenze acquisite negli ultimi due decenni sulla biologia delle diverse specie ma anche di un'analisi critica delle esperienze gestionali sin qui condotte.

L'approccio generale seguito non poteva che collocare le linee guida nel contesto dei principi di conservazione della fauna universalmente accettati e nel quadro normativo, internazionale e nazionale, che a questi principi si ispira. I costanti richiami alle norme vigenti sono dettati dalla volontà

¹ Monaco A., B. Franzetti, L. Pedrotti e S. Toso, 2003 – Linee guida per la gestione del Cinghiale. Min. Politiche Agricole e Forestali – Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica pp.116.

² Tosi G., S. Toso, 1992 – Indicazioni generali per la gestione degli Ungulati. Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina, Documenti Tecnici, 11.

di dare concretezza applicativa alle indicazioni fornite, anche se non si è rinunciato a sottolineare alcune incongruenze e a suggerire possibili miglioramenti.

Nella consapevolezza del ruolo fondamentale rivestito da questo aspetto, sono stati descritti i metodi disponibili per la valutazione della consistenza delle popolazioni, evidenziandone i limiti sia concettuali sia applicativi, allo scopo di orientare le scelte dei gestori in funzione dei diversi contesti faunistici ed ambientali e delle risorse umane ed economiche disponibili ma sempre nel rispetto degli assunti propri di ciascun metodo. In termini generali infatti l'imprecisione delle stime quantitative rappresenta un elemento critico per la conservazione delle popolazioni nel lungo termine e vi è la necessità di migliorare sensibilmente la qualità del monitoraggio.

Un altro elemento che ha ricevuto particolare attenzione è quello dell'organizzazione territoriale, la cui pianificazione rappresenta una fase indispensabile per il raggiungimento degli obiettivi della gestione attraverso un processo di integrazione armonica dei diversi livelli decisionali ed amministrativi. Viene proposto un modello che descrive in maniera ordinata e dettagliata i contenuti degli strumenti di programmazione e le modalità con cui i relativi indirizzi debbono essere calati sul territorio in funzione del rapporto specie-ambiente, dando concretezza ai concetti di vocazionalità e densità obiettivo.

Un ampio capitolo è dedicato alla quantificazione del prelievo, alla sua ripartizione nelle classi demografiche ed ai periodi in cui dovrebbe essere esercitato in funzione delle caratteristiche di ciascuna specie ma anche del contesto ambientale ove si svolge, operando il miglior compromesso fra esigenze determinate dalle fasi biologiche e comportamentali delle specie e quelle di carattere pratico ed operativo, in modo da garantire le migliori possibilità di realizzazione dei piani programmati.

Diversi capitoli chiave, in particolare quelli dedicati alla gestione venatoria ed al controllo delle popolazioni, sono stati sottoposti ad una revisione critica da parte dei ricercatori e dei tecnici faunistici che maggiormente si sono occupati di biologia e gestione degli Ungulati a livello nazionale. I loro contributi sono stati determinanti nel migliorare il testo, la cui formulazione finale rimane tuttavia il frutto delle scelte operate dagli autori, in particolare nel caso di alcuni temi dibattuti sui quali non si è registrata una posizione univoca.

Si è cercato di adottare un livello di approfondimento teorico degli argomenti trattati commisurato allo scopo della pubblicazione, che intende fornire un supporto soprattutto ai tecnici faunistici che operano nelle amministrazioni pubbliche (Ministeri, Regioni, Provincie ed Enti Parco) e negli istituti di gestione venatoria (Ambiti Territoriali di Caccia, Comprensori Alpini ed Aziende faunistiche) i quali posseggono generalmente una buona preparazione di base. Tuttavia la struttura del lavoro, articolata in capitoli tematici e schede di approfondimento di singoli argomenti, si presta anche a fornire informazioni ed indicazioni ad un pubblico più vasto (studenti delle scuole di specializzazione in scienze faunistiche, naturalisti, cacciatori, ecc.).

Negli ultimi tre decenni la diffusione degli Ungulati ha avuto come conseguenza lo sviluppo di modalità di gestione basate sul principio della sostenibilità dell'utilizzo, nelle sue diverse forme, di questa risorsa naturale rinnovabile attraverso l'attivazione di un circolo virtuoso che parte dalla conoscenza, si pone obiettivi definiti e mette in atto tecniche e strategie in grado di raggiungerli. Benché questo processo presenti ancora lacune, discontinuità ed una diffusione disomogenea, esso ha rappresentato un indubbio elemento di crescita culturale per tutti coloro che a vario titolo ed ai diversi livelli sono stati coinvolti, con indubbe ripercussioni positive che non riguardano solo un uso ecologicamente compatibile delle popolazioni degli Ungulati, ma che investono l'approccio generale alla conservazione della fauna. Se queste linee guida contribuiranno a mantenere vivo questo processo e a migliorarlo, avranno svolto il compito per il quale sono state pensate.

Silvano Toso

1. CERVIDI E BOVIDI: STATUS, DISTRIBUZIONE E PRELIEVO

1.1 Inquadramento normativo

I più rilevanti strumenti normativi di livello internazionale che riguardano la conservazione dei Cervidi e Bovidi italiani sono la Convenzione di Berna e la direttiva Habitat; entrambi rispondono ad un criterio di classificazione delle specie basato sul loro stato di conservazione in Europa e gerarchizzato in allegati che esprimono il diverso grado di protezione che deve essere accordato.

La **Convenzione di Berna**³ (Berna, 19-9-1979), approvata dalla Comunità Europea e ratificata in Italia con la legge n. 503 del 5 agosto 1981, stabilisce che tutte le specie di Cervidi e di Bovidi sono considerate “specie di fauna protetta” (Appendice III della Convenzione) ammettendone tuttavia lo sfruttamento purché regolamentato in modo tale da non compromettere la sopravvivenza delle specie (art. 7). Nessuna forma di sfruttamento diretto (cattura, detenzione e commercio, uccisione) o indiretto (disturbo, deterioramento dei siti di riproduzione o riposo) è invece possibile per le specie elencate nell’appendice II della convenzione (“Specie di fauna strettamente protette”, art.6), nella quale gli unici Ungulati italiani citati sono il Camoscio appenninico ed il Cervo sardo (Tab. 1.1).

Con l’emanazione della **Direttiva Habitat**⁴ (Direttiva 92/43/CEE del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche, recepita in Italia con il DPR 357 del 1997 e successive modifiche DPR 120 del 2003) vengono sostanzialmente ribadite – per ciò che attiene lo stato di conservazione delle specie di Ungulati trattati in questa sede – le medesime posizioni della Convenzione di Berna. I Cervidi – ad eccezione del Cervo sardo (specie prioritaria, menzionata negli allegati II e IV) - non sono citati nella direttiva, mentre fra i Bovidi lo Stambecco ed il Camoscio alpino sono menzionati nell’allegato V, che racchiude specie di interesse comunitario il cui prelievo in natura potrebbe essere oggetto di misure di gestione. Il Camoscio appenninico è inserito nell’allegato II ed è considerato specie prioritaria.



Figura 1.1 - La legge 157/92 accorda piena protezione allo Stambecco, in quanto la specie non è citata tra quelle cacciabili, pur non essendo elencata fra quelle particolarmente protette – Foto di Cristian Maganetti.

A livello nazionale lo status giuridico degli Ungulati presenti in Italia è sancito dalla **legge nazionale 157/92** che le colloca, a seconda della specie, nella lista delle specie particolarmente protette (art. 2) o in quella delle specie cacciabili (Art. 18). Le specie di elevato valore conservazionistico quali il Cervo sardo e il Camoscio appenninico (menzionate nell’art. 2) e le popolazioni di Muflone presenti in Sardegna (come specificato per questa specie nell’art. 18) sono escluse per legge dal prelievo venatorio. Lo Stambecco non è mai menzionato nella legge, ma non essendo elencato fra le specie cacciabili né fra quelle particolarmente protette, è da considerarsi specie protetta. Lo status giuridico delle specie di Ungulati italiani sulla base delle direttive internazionali e nella normativa nazionale è sintetizzato nella tabella 1.1.

³ <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/html/104.htm>; gli elenchi allegati sono aggiornati periodicamente dal Comitato permanente.

⁴ http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm

Tabella 1.1 - Posizione delle specie di Cervidi e Bovidi negli allegati delle normative nazionali ed internazionali inerenti la conservazione della fauna. Da notare che lo Stambecco è citato come specie protetta esclusivamente nell'appendice III della convenzione di Berna.

Specie	Normativa	Legge nazionale 157/92		Convenzione di Berna		Direttiva Habitat		
		Art. 2 ¹	Art. 18 ²	Allegato II ³	Allegato III ⁴	Allegato II ⁵	Allegato IV ⁶	Allegato V ⁷
<i>Capreolus capreolus</i> Capriolo			✓		✓			
<i>Cervus elaphus</i> Cervo			✓		✓			
<i>Cervus elaphus corsicanus</i> Cervo sardo	✓			✓		✓	✓	
<i>Dama dama</i> Daino			✓		✓			
<i>Ovis aries</i> Muflone			✓ (escluse le popolazioni sarde)		✓	Solo popolazioni sardo-corse	Solo popolazioni sardo-corse	
<i>Capra ibex</i> Stambecco					✓			✓
<i>Rupicapra rupicapra</i> Camoscio alpino			✓		✓			✓
<i>Rupicapra pyrenaica ornata</i> ⁸ Camoscio appenninico	✓			✓		✓	✓	

¹ Specie oggetto di tutela

² Specie cacciabili

³ Specie rigorosamente protette

⁴ Specie protette

⁵ Specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione

⁶ Specie animali e vegetali di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa

⁷ Specie animali e vegetali di interesse comunitario il cui prelievo nella natura e il cui sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione

⁸ In gran parte delle normative menzionate, il Camoscio appenninico è menzionato come sottospecie di *Rupicapra rupicapra*; attualmente il Camoscio appenninico è considerato invece la sottospecie *ornata* della specie *Rupicapra pyrenaica*.

1.2 Distribuzione, consistenza e prelievo

Sebbene negli ultimi anni si sia assistito ad un incremento delle popolazioni di gran parte degli Ungulati nonché dell'areale occupato, la loro attuale distribuzione a livello nazionale è ancora lontana da un'occupazione omogenea del territorio potenzialmente idoneo per le diverse specie, con la sola eccezione del Camoscio alpino, che ha sostanzialmente saturato l'areale potenziale. In particolare nell'Italia centro-meridionale le popolazioni sono ancora ridotte e frammentate. A conferma della sua plasticità ecologica, il Capriolo è la specie che si è diffusa più rapidamente e che attualmente occupa la percentuale maggiore di areale potenziale.

La tabella 1.2 mostra i dati sintetici relativi alla distribuzione, consistenza e prelievo degli Ungulati italiani; le informazioni sono tratte dalla Banca Dati Ungulati curata dall'ISPRA (Riga & Toso 2012).

Tabella 1.2 - Status e tendenza delle popolazioni di Ungulati presenti in Italia (Banca Dati Ungulati, report 2006-2010).

Specie	Areale occupato (Km ²)	N. di province in cui è presente	N. di province in cui è oggetto di prelievo	Consistenza (2010)	Tendenza rispetto al 2000	Carniere (2009-2010)
<i>Capriolo</i>	145.000	71	45	457.794	+35%	70.170
<i>Cervo</i>	54.000	58	22	67.788	+54%	10.032
<i>Daino</i>	5.000	60	23	17.697	-18%	3.770
<i>Camoscio</i>	42.000	23	19	131.714	+7%	12.889
<i>Muflone</i>	8.500	42	23	19.670	+92%	1.913
<i>Stambecco</i>	5.000	16	-	15.780	+21%	-



Figura 1.2 - Distribuzione del Cervo in Italia. In Sardegna, è presente il Cervo sardo (*Cervus elaphus corsicanus*)

Per quanto riguarda il Cervo (*Cervus elaphus*), il prelievo venatorio si realizza prevalentemente nell'arco alpino, mentre nell'area appenninica esso risulta circoscritto a poche popolazioni (Appennino tosco-emiliano e tosco-romagnolo, alcune aziende faunistico-venatorie); alcuni nuclei sono sottoposti a prelievo in forma di controllo. Nell'area alpina, la specie raramente raggiunge valori di densità superiori a 5 capi/100 ha (fanno eccezione alcuni settori del Piemonte e dell'area di confine fra Trentino e Lombardia), valori che hanno giustificato l'avvio del prelievo in questo contesto territoriale a partire da densità rilevate pari a 1,5 capi/100 ha. In ambiente appenninico la specie trova generalmente condizioni ambientali più favorevoli all'incremento delle popolazioni; nel comprensorio ACATE (Appennino tosco-emiliano) e nel comprensorio delle Foreste Casentinesi la specie è presente con densità pari a 12 capi/100 ha (monitoraggio mediante *distance sampling*, La Morgia & Focardi 2008). Nell'Appennino centro-settentrionale il Cervo è in incremento numerico e sta ampliando il proprio areale, tendenza che generalmente viene incoraggiata stabilendo una densità soglia per l'avvio degli abbattimenti ed un prelievo proporzionale alla densità rilevata.

Diversa la situazione per il Capriolo



Figura 1.3 - Distribuzione del Capriolo *Capreolus capreolus* in Italia. Alcune popolazioni dell'Italia centrale e quelle meridionali sono ascrivibili alla sottospecie *Capreolus capreolus italicicus* (in verde).

(*Capreolus capreolus*). La specie è infatti presente con una sostanziale continuità nell'arco alpino, dove raggiunge densità più elevate (5-10 capi/100 ha), nella parte centro-orientale. Un altro importante subareale è quello costituito dall'Appennino settentrionale e dalla Toscana sud-occidentale, dove le densità sono mediamente superiori a 10 capi/100 ha con valori assai più elevati in diverse situazioni locali. Nella porzione centrale della catena appenninica le popolazioni sono più rarefatte e meno consistenti e mancano pressoché totalmente in quella meridionale. La specie è oggetto di prelievo venatorio in gran parte dell'areale occupato. L'adozione di densità soglia per l'avvio del prelievo in alcune regioni (ad esempio Emilia Romagna) si è rivelata nel tempo efficace e funzionale al consolidamento delle popolazioni nonché utile a favorire l'espansione dell'areale di distribuzione. Per queste ragioni, è auspicabile che un'analogha strategia venga adottata nelle aree di nuova espansione della specie. Una considerazione analoga può essere estesa ad alcune aree delle Alpi centro-occidentali, dove la specie mostra ancora densità assai lontane da quelle potenzialmente raggiungibili.

Il Daino (*Dama dama*) ed il Muflone (*Ovis aries*) sono specie parautoctone (Par. 4.5.1) la cui presenza si deve probabilmente ad immissioni effettuate in tempi antichi. Il Daino è assente dall'arco alpino (con l'unica eccezione della popolazione della Foresta del Cansiglio) e ben distribuito in Toscana, Umbria ed Appennino toscano-romagnolo (Fig. 1.4).

Nell'Italia peninsulare il Muflone è presente, sebbene in modo frammentato, lungo l'arco alpino e sull'Appennino centro-settentrionale. Ancor più frammentato l'areale di distribuzione meridionale. In Sardegna, il Muflone non è oggetto di prelievo.



Figura 1.4 - Distribuzione del Daino (*Dama dama*, a sinistra) e del Muflone (*Ovis aries*, a destra) in Italia.

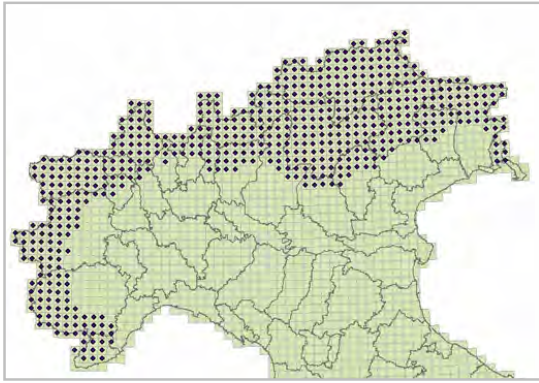


Figura 1.5 - *Distribuzione del Camoscio alpino*
Rupicapra rupicapra.

Il Camoscio alpino (*Rupicapra rupicapra*) è una specie tipicamente alpina, presente a densità comprese fra 3 e 10 capi/100 ha, con picchi localmente più elevati (fino a 24 capi/100 ha nel Parco Nazionale del Gran Paradiso). Attualmente la specie ha sostanzialmente occupato tutto l'areale potenziale, sia pure con densità assai variabili e spesso ancora decisamente inferiori a quelle potenziali. Generalmente il prelievo viene attuato con un tasso non superiore al 15%, più basso nelle aree in cui la specie mostra densità di poco superiori a quella individuata come soglia.



Figura 1.6 - *Camosci alpini* - Foto di Irene Zaina.

1.3 Gli Ungulati di particolare interesse conservazionistico a livello comunitario e nazionale

1.3.1 Il Capriolo italico

Distribuzione e status

Il Capriolo italico (*C. capreolus italicus*) è stato descritto da Festa (1925) sulla base di alcune caratteristiche morfologiche ed è attualmente presente nei tre nuclei storici della Tenuta Presidenziale di Castelporziano, dei Monti dell'Orsomarso (Parco Nazionale del Pollino) e della Foresta Umbra (Parco Nazionale del Gargano) nonché nella Toscana sud-occidentale e, come frutto di una recente reintroduzione, in Aspromonte.

Studi recenti condotti sulla variabilità genetica del Capriolo europeo hanno evidenziato che il Capriolo italico si identifica come un *pool* genico differenziato, caratterizzato da un proprio insieme di aplotipi mitocondriali e da varianti alleliche ai loci nucleari uniche (Randi *et al.*, 2004; Lorenzini & Lovari, 2006). Le condizioni di isolamento geografico, verificatesi probabilmente già alla fine del Pleistocene, hanno reso il Capriolo italico una identità distinta, perfettamente riconoscibile a livello genetico, anche in un contesto di grande variabilità come quello che caratterizza il Capriolo europeo.



Figura 1.7 - *Capriolo italico*, Castelporziano. Da notare il mantello invernale molto scuro e la doppia macchia golare bianca – Foto di Andrea Dal Pian.

Le analisi genetiche compiute recentemente hanno confermato la presenza di popolazioni ascrivibili alla sottospecie italiana anche in un'area circoscritta nella parte meridionale delle Province di Siena e Grosseto (con l'eccezione dell'Amiata) e nella parte settentrionale della Provincia di Viterbo. Inoltre negli ultimi anni sono state effettuate reintroduzioni con individui italiani nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano, nel Parco Nazionale dell'Aspromonte e sui Monti della Tolfa (Roma). Non risulta invece italiana, ma europea la piccola popolazione presente nel Parco Nazionale della Sila, originata da immissioni attuate a partire dagli anni '70.

Gestione e problemi di conservazione

I principali problemi di conservazione sono legati alle esigue dimensioni e all'isolamento riproduttivo di alcune popolazioni (ad es. quelle del Parco Nazionale del Gargano e della Tenuta Presidenziale di Castelporziano) ed al rischio di perdita dell'identità genetica causata dall'incrocio con il Capriolo europeo.

Per quanto riguarda il primo punto, i risultati delle analisi sul DNA hanno evidenziato che i nuclei di Capriolo italiano soffrono degli effetti negativi tipici delle popolazioni ridotte e geograficamente isolate. La scarsa consistenza e l'assenza di flusso genico dall'esterno, oltre al rischio di una mancata risposta demografica a variazioni ambientali repentine, comporta generalmente una perdita di variabilità genetica, con conseguente carenza di potenzialità evolutive nel lungo periodo. Le piccole popolazioni isolate di Capriolo italiano sono dunque vulnerabili ed appaiono particolarmente esposte ad eventi stocastici di tipo demografico, ambientale e genetico, che in queste situazioni possono prevalere sulle forze adattative. Il rischio di perdita delle caratteristiche genetiche della forma italiana è particolarmente alto nelle aree in cui le popolazioni di Capriolo europeo ed italiano sono in stretto contatto, come nella Toscana meridionale. Rischi di ibridazione a breve termine sono prevedibili anche per la popolazione dei Monti dell'Orsomarso, mentre l'isolamento delle popolazioni di Castelporziano e del Gargano non sembra possa essere colmato in tempi brevi. Altri elementi negativi per la conservazione del Capriolo italiano sono legati all'ingerenza dell'uomo e sono rappresentati in particolare dal bracconaggio sistematico, dal randagismo canino e dalle modificazioni ambientali.

Il Capriolo italiano non gode di un particolare regime di protezione e viene sfruttato dal punto di vista venatorio nelle aree in cui la caccia al Capriolo è consentita; di conseguenza nelle Province di Siena, Grosseto e Viterbo il prelievo venatorio del Capriolo interessa anche nuclei appartenenti alla sottospecie italiana. Tale prelievo, effettuato con i criteri della caccia di selezione, non sembra in grado di determinare un impatto negativo sulle popolazioni, come dimostrato dall'incremento della loro consistenza che si è registrato negli ultimi anni in queste aree.

Azioni di conservazione prioritarie

La conservazione del Capriolo italico passa attraverso l'adozione di una serie di misure prioritarie, già evidenziate nel Piano d'Azione Nazionale ad esso dedicato (Focardi *et al.*, 2009), che possono essere sintetizzate come segue.

1. *Incremento delle conoscenze sulle popolazioni storiche.* Il monitoraggio delle popolazioni di Capriolo italico risulta spesso problematico, principalmente a causa della bassa densità di popolazione e della limitata contattabilità degli individui, delle condizioni ambientali (che a volte rendono difficoltoso l'accesso alle aree occupate dal Capriolo) o della definizione stessa dell'area di presenza della sottospecie. Queste caratteristiche rendono spesso difficile anche l'individuazione di un idoneo metodo di stima delle consistenze. Risulta perciò prioritario stabilire una serie di procedure atte a colmare tali lacune ed a facilitare l'individuazione di metodi di stima delle consistenze adatti alle differenti situazioni ambientali, ma in grado di fornire risultati il più possibile accurati e confrontabili con quelli ottenuti in altre aree di studio. Una volta individuati, i protocolli di monitoraggio adeguati alle differenti situazioni socio-ambientali dovranno essere adottati dagli Enti responsabili della conservazione delle rispettive popolazioni, in modo da permettere un costante aggiornamento delle conoscenze sul loro *status*. Il monitoraggio dovrà, ovviamente, essere esteso anche agli aspetti genetici e sanitari.
2. *Incremento delle popolazioni di Capriolo italico nelle aree idonee.* Ai fini della conservazione del *taxon*, è necessario attuare un programma di rilasci finalizzati all'incremento numerico dei nuclei esistenti sui Monti della Tolfa, Cilento, Aspromonte, nonché alla costituzione di nuove popolazioni. Il programma di rilasci andrà inquadrato in una più ampia strategia di gestione del Capriolo nell'Italia centro-meridionale e, per la complessità e la delicatezza degli interventi, dovrà essere attuato secondo precisi standard tecnici. Si rende indispensabile, quindi, l'individuazione di un'area prioritaria di intervento, all'interno della quale vi sia la concreta possibilità di ristabilire nuclei vitali di questo *taxon*, senza rischio di inquinamento genetico dovuto ad ibridazione con caprioli europei. All'interno dell'areale individuato, le immissioni di caprioli italici dovrebbero essere attuate prioritariamente nelle aree in cui sia già stato realizzato uno studio di fattibilità propedeutico alle operazioni di reintroduzione o ripopolamento o in cui siano stati già avviati progetti di reintroduzione.
3. *Miglioramenti ambientali.* Gli habitat in cui il Capriolo italico ha trovato rifugio sono perlopiù boschi compatti degradati interrotti da poche aree semi-aperte a mosaico. I boschi compatti con poche radure sono spesso costituiti da cedui invecchiati a volta chiusa e fronde alte. Il sottobosco ha spesso uno sviluppo modesto, sia come conseguenza della chiusura della volta forestale sia per l'azione di sovrappascolo del bestiame domestico brado. Anche quando gli strati erbaceo e arbustivo sono presenti, non è raro che prevalgano poche specie per di più di scarsa appetibilità. All'interno dei complessi forestali i primi stadi di successione sono talvolta pressoché inesistenti; tratti di bosco giovane sono moderatamente presenti, per ricolonizzazione naturale, solo nei vecchi prati o pascoli abbandonati. Questi ultimi sono poco diffusi e spesso sono soggetti all'azione del sovrappascolo del bestiame e tendono ad essere sostituiti da felceti o praterie secondarie che presentano un valore pabulare molto basso se non addirittura nullo. Di conseguenza, la conservazione del Capriolo italico deve necessariamente prevedere interventi di miglioramento ambientale, sia nelle aree boscate sia in quelle aperte. Si tratta di misure complesse, utili solo se attuate su grandi comprensori ed in modo sufficientemente diffuso.
4. *Riduzione dei fattori di rischio.* Il Capriolo, per le sue caratteristiche morfologiche ed ecologiche, risulta svantaggiato nei rapporti di competizione con altre specie di Ungulati selvatici. Per la maggior sovrapposizione di nicchia, le interazioni con altri Cervidi sono quelle in grado di incidere in maniera più pesante sulle popolazioni di Capriolo, soprattutto in situazioni di elevata densità delle specie competitori. Nell'Italia centrale e meridionale, tale situazione si verifica soprattutto là dove popolazioni storiche di Capriolo italico si trovano in condizioni di simpatria con il Daino, la cui presenza può del resto rappresentare un fattore limitante anche per le neopopolazioni originate da interventi di reintroduzione. Di conseguenza un'importante azione di conservazione consiste nel mettere in atto idonee misure di gestione delle popolazioni di Daino presenti nell'areale di distribuzione del Capriolo italico. Altre azioni specifiche per la riduzione dei fattori di rischio sono la limitazione delle interazioni competitive con gli ungulati domestici, la

prevenzione del bracconaggio, il controllo del randagismo e l'interruzione delle immissioni di Capriolo europeo nell'areale potenziale della forma italiana.

5. *Pianificazione di una gestione venatoria compatibile con le politiche di conservazione.* Considerato il generale precario stato di conservazione delle popolazioni di Capriolo italiano è indispensabile che, nel rispetto della legislazione vigente, il prelievo sia ispirato ai più moderni e corretti principi di gestione faunistico-venatoria: le linee di intervento programmate in questo ambito devono mirare a stabilizzare nel tempo i vantaggi derivanti dalla "risorsa Capriolo", assicurando un prelievo commisurato alle consistenze e alla struttura delle popolazioni e compatibile con le politiche di conservazione del *taxon* a livello nazionale e locale. La pianificazione deve dunque assicurare il mantenimento o il raggiungimento di prestabilite densità obiettivo, definendo anche densità soglia minima (ad es. 10 capi/100 ha), al di sotto delle quali non è opportuno iniziare il prelievo venatorio.

1.3.2 Il Cervo sardo

Distribuzione e status



Figura 1.8 - *Cervo sardo.* Questa sottospecie presenta dimensioni corporee e sviluppo dei palchi inferiori a quelli caratteristici delle popolazioni continentali.

Il Cervo sardo (*Cervus elaphus corsicanus*) è una sottospecie del Cervo europeo, endemica della Sardegna e della Corsica. Le teorie più accreditate, vista la completa mancanza di resti fossili, ipotizzano che la sua diffusione in Sardegna e Corsica possa essere spiegata con l'introduzione di soggetti provenienti dal Medio Oriente o dal Nordafrica avvenuta nell'ultimo periodo dell'età del bronzo (1200 – 700 a. C.). Recenti indagini genetiche tuttavia propongono un'ipotesi filogeografica alternativa, supponendo un'origine italiana del Cervo sardo (Hmwe *et al.*, 2006; Zachos & Hartl, 2006, Hajji *et al.*, 2008). Abbondante ed ampiamente diffuso su entrambe le isole fino all'inizio del XX secolo, subì in seguito una forte contrazione della distribuzione

e della consistenza che portò all'estinzione della sottospecie dalla Corsica nel 1970 e alla riduzione dell'areale sardo in tre aree disgiunte e senza possibilità di interscambio di individui (Serrabus, Sulcis e Costa Verde). Grazie ad interventi di sensibilizzazione, gestionali e di tutela, negli ultimi anni si è verificato un incremento sia del numero dei capi, sia dell'areale distributivo (ad opera di reintroduzioni). Attualmente la sottospecie è presente in natura in cinque aree distinte caratterizzate da consistenze in costante aumento, stimate con censimenti al bramito (Par. 3.10.2). Sono inoltre da considerare anche i nuclei ospitati nelle aree recintate create dall'Ente Foreste Sardegna a partire dagli anni settanta del secolo scorso, con lo scopo di poter disporre di riproduttori da utilizzare per successivi rilasci in natura. Nel 2009 è iniziato un programma di reintroduzione del Cervo sardo in Ogliastra, nell'area dei Tacchi di Ulassai e di Montarbu. In totale si stima che in Sardegna siano presenti circa 7.000 individui.

Gestione e problemi di conservazione

Le principali cause che hanno portato alla rarefazione del Cervo sardo ed all'estinzione locale della specie nella maggior parte della Sardegna sono il disboscamento indiscriminato delle foreste dell'isola, l'eccessivo prelievo venatorio, gli incendi pastorali e la diffusione dell'allevamento degli

animali domestici. Tutto ciò ha determinato due condizioni particolarmente pericolose per la conservazione della specie:

- ▶ *frammentazione dell'habitat idoneo*. L'erosione dell'habitat ha di fatto isolato le diverse popolazioni (con l'interruzione degli scambi di individui fra nuclei diversi), riducendo la variabilità genetica delle popolazioni e, di conseguenza, la loro capacità ad affrontare i mutamenti ambientali.
- ▶ *riduzione della consistenza delle popolazioni*. Le basse densità di popolazione hanno esposto al pericolo di estinzione i nuclei rimasti isolati. Un numero di individui troppo basso rende, infatti, le popolazioni meno resistenti ad eventi catastrofici casuali (incendi, bracconaggio, estati particolarmente siccitose, ecc.).

L'azione dei fattori limitanti appena descritti si è sviluppata per molti decenni e quando sono state prese le prime misure di conservazione (il divieto di caccia alla specie risale al 1939), molte popolazioni erano ormai in uno stato di conservazione troppo compromesso ed in molte aree si è verificata l'estinzione della specie.

Allo stato attuale la sottospecie è protetta dalla normativa nazionale e regionale, anche se si verifica annualmente un discreto numero di abbattimenti illegali. Per quanto riguarda le modificazioni ambientali, la situazione è nettamente migliorata rispetto al passato, in quanto in Sardegna si è progressivamente sviluppata una gestione naturalistica degli habitat ed una pastorizia meno impattante, con una conseguente diminuzione del sovrappascolo e degli incendi.

Un potenziale rischio per la conservazione del Cervo sardo deriva indirettamente dai danni che la specie inizia a causare all'agricoltura in alcune aree, soprattutto nella Costa Verde e nel territorio di Castiadas (Serrabus), che potrebbero provocare atti di bracconaggio di protesta.

Azioni di conservazione prioritarie

Le misure giudicate prioritarie per la conservazione di questo *taxon* sono:

1. *Definizione di un programma di monitoraggio dell'evoluzione delle popolazioni*. Un punto critico per la conservazione del Cervo sardo è la messa a punto di metodi di monitoraggio attendibili ed applicati su tutto l'areale occupato. Oltre al classico metodo del bramito nelle aree di competenza dell'Ente Foreste, dovranno essere individuati altri metodi caratterizzati da minori errori di tipo inferenziale ed applicabili a ampie estensioni di territorio. Per la realizzazione di questa azione risulta indispensabile la collaborazione tra province, regione, Ente Foreste ed istituti di ricerca (Università sarde ed ISPRA).
2. *Programmazione degli ulteriori interventi di reintroduzione*. La strategia nazionale per la conservazione del Cervo sardo deve necessariamente prevedere la creazione di una rete di popolazioni in connessione tra di loro al fine di rendere improbabile l'estinzione locale. Il programma di reintroduzione realizzato in Ogliastra rappresenta solo un primo tassello di tale strategia che deve svilupparsi individuando altre aree di immissione (eventualmente anche in Corsica) e realizzando specifici studi di fattibilità che, tra i vari aspetti, tengano in considerazione l'idoneità dell'area di rilascio, le interazioni con altre specie di interesse conservazionistico, come il Muflone (*Ovis aries*) o di interesse economico (bestiame domestico), gli aspetti sanitari legati alle operazioni di reintroduzione ed un'adeguata comunicazione degli obiettivi e delle fasi del progetto di reintroduzione rivolta alle popolazioni locali. Come individui fondatori dovranno essere utilizzati sia gli individui presenti nelle aree faunistiche, sia quelli di cattura provenienti da popolazioni naturali.
3. *Attenuazione dei contrasti sociali derivanti dalla presenza della specie*. Risulta necessaria un'opera di sensibilizzazione dell'opinione pubblica in merito all'importanza conservazionistica della specie ed ai vantaggi indiretti che la sua presenza può comportare dal punto di vista economico e di immagine. A questo fine, sarebbe opportuno effettuare indagini mirate sull'atteggiamento delle popolazioni umane, sia nelle aree di presenza, sia nelle aree di possibile reintroduzione, e divulgarne i risultati, in particolare alle componenti sociali maggiormente interessate (agricoltori, allevatori, cacciatori, ambientalisti, rappresentanti politici). Come opzione di gestione, dovrà essere considerato anche il possibile utilizzo venatorio sostenibile della specie (attraverso azioni di carattere normativo e di formazione per introdurre la pratica della caccia di selezione) e l'utilizzo di

un consistente numero di individui delle popolazioni problematiche (Costa Verde, Serrabus) come materiale per i programmi di reintroduzione (si veda punto precedente).

4. *Prevenzione dei danni e miglioramenti ambientali.* Nelle aree di presenza delle popolazioni naturali, ed in prospettiva in tutte le aree di reintroduzione, dovranno essere adottati interventi di prevenzione dei danni e degli incidenti stradali quali recinzioni elettrificate sulle colture di pregio, segnaletica stradale specifica nelle aree a più alta probabilità di sinistri stradali, gestione dei boschi per incrementarne l'offerta pabulare, mantenimento di aree a vegetazione erbacea e coltivazioni a perdere. Tali azioni devono essere svolte in sinergia con quelle evidenziate al punto precedente.
5. *Realizzazione di una rete ecologica per la dispersione naturale della specie.* Confrontando la distribuzione attuale del Cervo sardo nell'area della Costa Verde con quella potenziale riportata nella "Carta delle vocazioni faunistiche della Regione Sardegna" e nei modelli di idoneità ambientale della "Rete Ecologica Nazionale" (Boitani *et al.*, 2002, Puddu *et al.*, 2009), appare evidente che molte aree confinanti con quelle occupate dalle popolazioni naturali, pur risultando idonee alla specie, non sono state ancora pienamente colonizzate. Si può ragionevolmente ipotizzare che i fattori limitanti che ostacolano questa colonizzazione siano la bassa disponibilità alimentare presente all'interno delle aree boschive e gli episodi di bracconaggio. Al fine di favorire la dispersione, sarebbe opportuno prevedere la pianificazione di una rete ecologica di aree idonee, costituita da "core areas" (ove insistono le popolazioni naturali) che svolgano la funzione di "sorgente di individui" ed aree idonee ad ospitare la specie o dove la specie è già presente ma a basse densità. Per assicurare la connettività tra i diversi componenti della rete ecologica occorrerebbe pianificare "corridoi ecologici" sulla base di dati storici e attuali di distribuzione della specie e delle sue preferenze ambientali.

1.3.3 Il Cervo della Mesola

I cervi della Riserva Naturale dello Stato "Bosco della Mesola" (FE) sono gli unici cervi autoctoni dell'Italia peninsulare e rappresentano un'entità faunistica rilevante dal punto di vista zoogeografico, ecologico, conservazionistico e storico. Sono caratterizzati da dimensioni corporee modeste, scarso dimorfismo sessuale e palchi semplificati rispetto a quelli generalmente mostrati da altre popolazioni di Cervo europeo. Queste caratteristiche sono tipiche di popolazioni adattate ad ambienti poco produttivi. È stata inoltre riscontrata l'esistenza di un genotipo mitocondriale unico, con una sequenza significativamente diversa da quelle delle altre popolazioni, a testimonianza della particolare identità genetica del Cervo della Mesola (Lorenzini *et al.*, 2005; Zachos *et al.*, 2009). La consistenza attuale della popolazione è di circa 200 individui.

Fattori limitanti

La sopravvivenza di questo Cervo è stata in passato ed è tuttora compromessa da una serie di minacce, la principale delle quali è costituita dalla presenza di un elevato numero di daini che riduce la qualità dell'habitat e la quantità di cibo disponibile per il Cervo. Inoltre, il nucleo è caratterizzato da una variabilità genetica estremamente ridotta e da un elevato tasso di inincrocio, oltre che da una produttività molto bassa. Infine, sono elevati i rischi collegati all'estrema esiguità dell'areale di distribuzione (ad esempio vulnerabilità a eventi catastrofici, malattie, ecc.). Recenti interventi attuati per ridurre numericamente il Daino e migliorare la qualità dell'habitat per il Cervo hanno determinato risultati positivi (incremento di abbondanza e produttività), ma ulteriori sforzi sono necessari.

Meno importante rispetto al passato risulta attualmente il fenomeno del bracconaggio, che negli ultimi anni è principalmente dovuto ad azioni di protesta nei confronti delle decisioni gestionali attuate dall'ente gestore dell'area protetta.



Figura 1.9 - *Esemplari di Cervo della Riserva Naturale dello Stato “Bosco della Mesola” (FE) - Foto di Giuseppe de Socio (ISPRA).*

Azioni di conservazione prioritarie

Le misure giudicate prioritarie per la conservazione di questo *taxon* (Lovari & Nobili 2010) sono:

1. *Rimozione della popolazione di Daino.* Pur se nella Riserva Naturale “Bosco della Mesola” non sono stati condotti studi mirati sui meccanismi che determinano la competizione tra i due Cervidi, è ragionevole ipotizzare che essi siano essenzialmente di tipo trofico, con impatto negativo sul Cervo. A seguito della importante riduzione della popolazione di Daino recentemente attuata è stato riscontrato un significativo miglioramento dello status del Cervo in termini di qualità media degli individui, aumento della fertilità e diminuzione del tasso di mortalità dei piccoli, a conferma del ruolo giocato dalla competizione come fattore limitante. Di conseguenza, la rimozione completa del Daino risulta l’intervento gestionale più importante da attuare nel breve periodo per favorire la conservazione del Cervo della Mesola. Per quanto riguarda le modalità con cui perseguire questo obiettivo, si evidenzia che l’abbattimento diretto risulta l’intervento gestionale sicuramente più efficace e meno oneroso, mentre non risulta concretamente praticabile il ricorso alle tecniche di controllo della fertilità, in quanto di difficile applicazione nel contesto specifico e caratterizzate da un rapporto costi/efficacia del tutto improponibile (Par. 5.4.2). Attività di cattura, se condotte in modo adeguato nei settori recintati previo controllo della presenza di esemplari di Cervo, potrebbero invece contribuire in modo rilevante a determinare un rapido decremento demografico del Daino. Gli individui catturati dovrebbero, comunque, essere abbattuti in quanto non risulta opportuna l’immissione in natura di questa specie problematica (Par. 4.5.1). Dal punto di vista operativo, si dovrebbe procedere all’abbattimento, settore per settore, utilizzando gli spazi recintati già presenti nella Riserva, anche mediante l’uso di altane mobili, per rendere più sicuro e efficace l’intervento. Una volta che l’efficienza di abbattimento tenderà a ridursi per diminuzione dei soggetti presenti e conseguente loro minore contattabilità, sarà necessario suddividere l’area interna di ciascun recinto in sotto-aree, attraverso l’utilizzo di teloni. Ove opportuno, per facilitare gli abbattimenti i daini potrebbero essere spinti verso le poste da una linea di battitori.
2. *Programma di monitoraggio nel Bosco della Mesola.* L’obiettivo di questa azione prioritaria è la realizzazione di una serie di interventi di monitoraggio della consistenza delle popolazioni di Cervo e Daino (anche al fine di valutare il successo degli interventi rimozione di quest’ultima specie), dello stato sanitario e delle caratteristiche genetiche della popolazione di Cervo. Quest’ultima attività consentirà di ottenere una banca dati genetica e quindi scegliere gli individui da utilizzare come fondatori per gli interventi di traslocazione in altre aree.
3. *Miglioramenti ambientali.* Una serie di interventi dovrebbe essere realizzata nelle aree aperte dei settori liberati dalla presenza dal Daino, ed essere finalizzati ad incrementare l’offerta trofica per il Cervo. Nel caso delle superfici a prato-pascolo già esistenti, va mantenuta alta la produttività del

cotico erboso attraverso sfalci periodici, risemine, concimazioni ed irrigazioni. Gli sfalci sono essenziali per stimolare il ringiovanimento del cotico, altrimenti destinato a selezionare specie meno appetibili e caratterizzate da un basso contenuto di nutrienti. Per le aree aperte che necessitano di un vero e proprio rifacimento del cotico attraverso arature, concimazioni, risemine, vanno previste recinzioni temporanee protettive (“chiudende”), in grado di evitare gli effetti del calpestio e del pascolo nella prima fase di assestamento. Nelle aree aperte dell’Elciola sarebbe opportuno realizzare interventi anche più impegnativi, come il rimodellamento della porzione nord del bacino artificiale, oggi quasi completamente insabbiato e occupato da un canneto, per convertire tutta la zona tra il viale di cipressi e il nuovo bacino idrico in nuove superfici a prato, con un sensibile incremento dell’area pascolabile dal Cervo: il recupero di ulteriori due ettari al pascolo potrebbe essere una misura utile ed auspicabile. Nel caso delle superfici forestali, le azioni di miglioramento ambientale finalizzate all’incremento dell’offerta trofica per il Cervo sono più complesse e di attuazione meno immediata. L’obiettivo principale deve essere quello di stimolare la ricrescita del sottobosco, sia attraverso interventi selvicolturali di diradamento con tagli selettivi, sia attraverso l’impiego di chiudende temporanee in grado di impedire il “sovrabrucamento” nel periodo iniziale di rinnovo del sottobosco.

4. *Costituzione di nuclei di Cervo della Mesola in altre aree.* Tale azione dovrebbe essere attuata attraverso l’immissione di 20-40 individui in 1-2 aree idonee, ovvero con caratteristiche ambientali simili a quelle presenti nel Bosco della Mesola, prive di daini e lontane dell’areale occupato da cervi di diversa origine, al fine di preservare l’identità genetica dei nuclei neoformati. Una prima analisi per individuare le aree idonee al rilascio è stata condotta a livello cartografico prendendo in considerazione le aree protette con le seguenti caratteristiche: idoneità ambientale; distanza di almeno 30 km dal più vicino nucleo di cervi e presenza di efficaci barriere ecologiche in grado di impedire tendenzialmente il contatto con i cervi della Mesola introdotti; assenza di popolazioni di Daino; altitudine inferiore a 800 m s.l.m. Le aree identificate (Tab. 1.3) dovranno essere oggetto di più specifiche indagini per definire quelle più idonee per quanto riguarda sia il contesto ambientale, sia quello sociale.

Il programma di reintroduzione dovrà essere realizzato in base ad un apposito studio di fattibilità che prenda in considerazione tutti gli aspetti che potrebbero interagire negativamente con il successo delle operazioni. Dovrà essere attuato anche un programma di monitoraggio post-rilascio, equipaggiando i fondatori con radiocollari satellitari e definita una strategia per mantenere una sufficiente variabilità genetica attraverso lo scambio di individui tra i nuclei neoformati e la popolazione sorgente, utilizzando le informazioni derivanti dall’apposita banca dati.

Tabella 1.3 - Alcune aree identificate come idonee per la fondazione di nuovi nuclei di Cervo della Mesola, e corrispondenti estensioni.

Area protetta	Sup. idonea (ha)
Parco Naturale Regionale del complesso lacuale Bracciano – Martignano Parco Regionale di Veio	31.784
Parco Naturale Regionale dei Nebrodi	84.756
Parco Naturale Regionale della Valle del Ticino	6.617
Parco Regionale del Taburno – Camposauro	14.342

1.3.4 Il Camoscio appenninico

Distribuzione e status

Rupicapra pyrenaica ornata è una sottospecie endemica presente esclusivamente nel nostro Paese ed è rappresentata da quattro distinte popolazioni presenti nella porzione centrale della catena montuosa appenninica nel Parco Nazionale d’Abruzzo, Lazio e Molise e, a seguito di recenti reintroduzioni, nei Parchi Nazionali del Gran Sasso-Monti della Laga, della Majella e dei Monti Sibillini, fig. 1.10).

La popolazione del Parco d'Abruzzo occupa attualmente le zone montuose del Gruppo della Camosciara (Amaro, Sterpi d'Alto, Boccanera, Capraro) e della Meta (Iamiccio, Petroso, Altare e Meta), anche se si hanno segnalazioni di individui isolati o piccoli gruppi in aree montuose limitrofe (catena delle Mainarde, Monte Forcone, Serra Capriola, Rocca Altiera, Monte Cavallo).

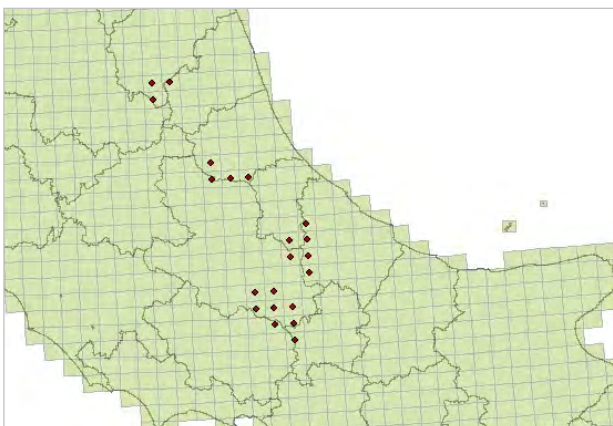


Figura 1.10 - *Distribuzione del Camoscio appenninico.*

Benché sia rilevabile un incremento della popolazione globale di Camoscio appenninico negli ultimi anni, non possono essere trascurate alcune problematiche relative alla conservazione della popolazione sorgente del Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise (PNALM), legate al decremento della consistenza verificatosi in anni recenti (645 capi nel 2005 e 518 capi nel 2009). Inoltre, i dati raccolti durante i censimenti annuali hanno evidenziato una popolazione destrutturata a causa di una ridotta presenza delle classi giovanili (individui di 1 anno, femmine sub-adulte e giovani-adulte). I conteggi estivi effettuati nel 2009 nelle aree più rappresentative del PNALM indicano infatti che le femmine giovani (2-6 anni) rappresentano solo il 6,2%

degli animali osservati; inoltre, il comprensorio della Val di Rose (l'unica area in cui è stato finora possibile effettuare catture di camosci mediante telenarcosi) presenta una situazione ancora più grave, in quanto la sopravvivenza al primo anno di vita dei piccoli è stata pari a zero.

Per quanto riguarda i nuclei derivanti dalle immissioni condotte nel Parco Nazionale della Majella (PNM) e del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga (PNGSML), va osservato che entrambi sono stati caratterizzati da un notevole incremento annuo, rispettivamente del 25,1% e del 23,5% (Mari e Lovari, 2006) ed hanno raggiunto una consistenza complessiva (2012) stimata in più di 1000 individui (720 capi per la popolazione del PNM e 450 per la popolazione del PNGSML).

Nel 2007 è iniziato un programma di introduzione benigna nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini con individui fondatori provenienti dal PNALM e dalle aree faunistiche del PNM; nel mese di agosto del 2013 sono stati immessi i primi camosci appenninici nel Parco Regionale Sirente Velino.

Problemi di conservazione

Il Camoscio appenninico è un *taxon* a rischio e vulnerabile a causa della consistenza ancora bassa sia in termini complessivi sia per quanto concerne le singole popolazioni. Le indagini sinora effettuate hanno mostrato la pressoché totale mancanza di variabilità genetica nel nucleo presente nel Parco Nazionale d'Abruzzo, probabilmente dovuta ai colli di bottiglia demografici subiti in corrispondenza delle due guerre mondiali.

Il principale fattore limitante per lo sviluppo delle popolazioni sembra essere la competizione spaziale e trofica con il bestiame domestico (in particolare con ovini e caprini) e, almeno nel PNALM, con la popolazione di Cervo, attualmente in fase di forte espansione in questa area. In merito al primo punto è stato avviato un processo di limitazione del pascolo nelle aree di primaria importanza per il Camoscio. Poche informazioni sono al momento disponibili sulla reale entità dell'impatto negativo che il Cervo esercita sulla dinamica di popolazione del Camoscio e sull'importanza degli abbattimenti illegali nel determinare i tassi di mortalità della popolazione del PNALM e condizionare le effettive capacità di dispersione e colonizzazione naturale della specie nelle aree limitrofe.

Azioni di conservazione prioritarie

Fondamentale per la conservazione del Camoscio appenninico risulta l'ampliamento dell'areale occupato e l'incremento della consistenza delle popolazioni attualmente presenti. Questi obiettivi sono perseguibili attraverso le seguenti azioni:

1. *Prosecuzione del programma di reintroduzione.* Come indicato dal Piano d'azione nazionale dedicato al Camoscio appenninico (Duprè *et al.*, 2001), è necessaria la prosecuzione delle operazioni di introduzione nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini e il completamento della reintroduzione nel Parco Regionale Sirente-Velino. L'obiettivo finale è quello di creare cinque popolazioni stabili nell'Appennino centrale. Per queste reintroduzioni, considerate le problematiche emerse nel PNALM, sarà necessario utilizzare individui fondatori provenienti principalmente dal Parco Nazionale della Majella e dal Parco Nazionale Gran Sasso e Monti delle Laga. Di conseguenza, risulta prioritario mettere a punto metodi di cattura nei parchi nazionali interessati, che possano permettere il reperimento degli individui necessari.
2. *Studio sulla dinamica della popolazione madre.* E' importante la realizzazione di un studio approfondito finalizzato ad accertare i fattori limitanti che impediscono alla popolazione presente nel PNALM di esprimere appieno il proprio potenziale biologico. Tale studio dovrà riguardare: la verifica oggettiva della dinamica della popolazione, la valutazione delle interazioni competitive tra il Camoscio e gli Ungulati domestici e selvatici, gli effetti del turismo e delle attività ricreative sulla dinamica della popolazione, l'analisi delle cause di mortalità nelle diverse classi sociali ed il ruolo dei cani vaganti e dei predatori naturali nel determinare la mortalità e l'uso dello spazio da parte dei camosci.
3. *Gestione delle "aree faunistiche".* Le aree recintate dove piccoli gruppi di camosci sono tenuti a scopo di educazione, denominate dagli enti gestori dei parchi "aree faunistiche", potrebbero svolgere un ruolo importante per la prosecuzione del programma di reintroduzione, a condizione, però, che vengano risolti alcuni punti critici in merito alla gestione delle stesse ed alle difficoltà nel reperimento degli individui. Allo stato attuale, infatti, l'utilizzo di individui appartenenti alle popolazioni naturali per popolare le aree faunistiche esistenti è da considerarsi inopportuno, in quanto ostacolerebbe il programma di introduzione benigna attualmente in corso nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini ed il programma di immissione previsto per i prossimi anni nel Parco Regionale del Sirente-Velino. Di conseguenza, è sempre più necessaria la realizzazione di un sistema che preveda una gestione unitaria di tutti i soggetti detenuti in cattività e che ottimizzi la produttività complessiva. In particolare, la verifica dovrà riguardare i seguenti punti: idoneità delle strutture; protocollo di gestione sanitaria; creazione di un registro genealogico e genetico di tutti gli individui che entrano a far parte del programma di *captive breeding*; analisi costi-benefici della gestione delle aree faunistiche.
4. *Pianificazione e realizzazione dei censimenti.* Si rende opportuna l'elaborazione di un protocollo condiviso per il monitoraggio periodico di tutti i nuclei di Camoscio appenninico che indichi le modalità di realizzazione del censimento e la parcellizzazione del territorio, i periodi in cui effettuare i censimenti ed i metodi di analisi dei dati raccolti. Su questa base tutte le Amministrazioni interessate dalla presenza della specie dovrebbero coordinarsi per organizzare i censimenti e condividere le informazioni sullo stato delle popolazioni.



Figura 1.11 - Femmina di Camoscio appenninico nel Parco Nazionale Gran Sasso - Monti della Laga, area di reintroduzione della specie - Foto di Gino Damiani.

1.3.5 Lo Stambecco

Distribuzione e status

In tempi storici lo Stambecco era presente in tutto l'arco alpino, ma già alla fine del XVIII secolo poteva considerarsi estinto in Austria ed in Slovenia. Fra il 1700 ed il 1800 lo Stambecco si estingueva sulle Alpi Bernesi ed in Francia. Nella seconda metà del XIX secolo la specie permaneva solo nel Gran Paradiso, dove un nucleo di 100 esemplari sopravvisse grazie alle misure di protezione, sebbene a scopo di caccia esclusiva, attuate dai reali di casa Savoia. Il regime di protezione accordato alla specie ha contribuito in maniera determinante all'incremento numerico della popolazione, affiancato successivamente dall'istituzione di aree protette dedicate alla specie che hanno favorito la ricolonizzazione di una parte dell'arco alpino. Quest'ultima è stata sostenuta soprattutto da reintroduzioni effettuate utilizzando fondatori provenienti dalla cattività prima e successivamente da catture operate nelle colonie madri, soprattutto quelle del Gran Paradiso e di Valdieri-Entraque. L'origine comune delle colonie di Stambecco, unitamente alle reintroduzioni effettuate con un numero limitato di fondatori, ha determinato nelle popolazioni studiate un livello bassissimo di variabilità genetica, fra le più basse riscontrate nei mammiferi.

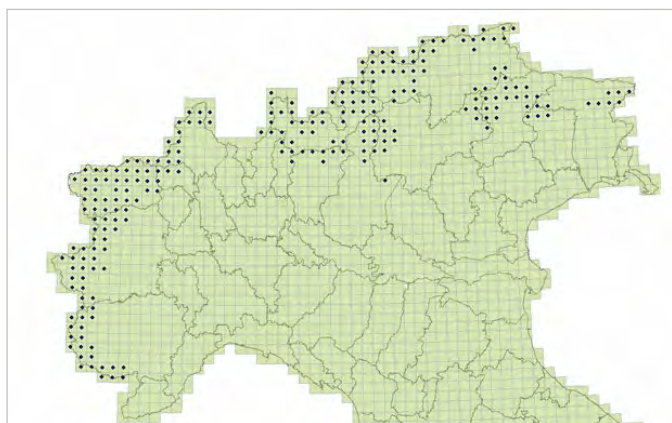


Figura 1.12 - Distribuzione dello Stambecco *Capra ibex lungo* l'arco alpino italiano.

potenzialità espresse dal territorio alpino. Nel nostro Paese (dati riferiti al triennio 2010-2012) si stimano presenti 63 colonie (circa 15.600 stambecchi, fig. 1.12). Le densità medie calcolate rispetto all'areale occupato dalle colonie varia fra un minimo di 2,9 capi/km² nelle Alpi Orientali a 3,2 capi/km² e 3,8 capi/km² in quelle Occidentali e Centrali rispettivamente. L'areale della specie copre tutte le regioni e le province alpine, con l'eccezione di Trieste, Gorizia, Varese, Biella ed Imperia (AA.VV., 2009).

Attualmente la specie è presente in tutti gli stati alpini (Francia, Italia, Svizzera, Austria, Germania e Slovenia) con una popolazione complessiva di 47.000 animali suddivisi in circa 150-160 colonie disgiunte. Benché il significato e le ricadute della bassa variabilità genetica rimangano ancora da chiarire (Maudet *et al.*, 2002), allo stato attuale la specie può essere considerata fuori pericolo di estinzione ed in continua crescita a partire dagli anni sessanta del secolo scorso (tassi di accrescimento compresi fra il 3% ed il 6%). Tuttavia in Italia, più che altrove, la distribuzione della specie risulta frammentata e lontana dal riflettere le

Gestione e problemi di conservazione

Nell'arco alpino lo Stambecco è sottoposto a diverse tipologie di gestione: prelievo con metodi selettivi in Svizzera, Austria e Slovenia e protezione totale in Francia, Germania ed Italia, con la sola eccezione della Provincia Autonoma di Bolzano. Infatti, con un proprio atto normativo (legge provinciale 17 luglio 1987 n. 14 “ *Norme per la protezione della selvaggina e l'esercizio della caccia*” e successive modifiche) la Provincia Autonoma di Bolzano ha avviato, a partire dal 1991, piani di controllo numerico delle popolazioni di Stambecco finalizzate “ *ad evitare che l'aumento eccessivo della specie pregiudicasse in modo notevole l'equilibrio biologico e la consistenza della fauna selvatica*” prevedendo che “ *fino al raggiungimento di consistenze che permettano la realizzazione di un prelievo costante e regolare, l'assessore provinciale competente in materia di caccia può, nelle riserve in cui viene accertata una consistenza soddisfacente, autorizzare piani di controllo...*”. Fino ad oggi in media il prelievo è stato dell'8% della popolazione, regolarmente censita (AA.VV., 2009).

Il numero di stambecchi attualmente presente in Italia è analogo a quello della Svizzera, dove la specie è da molti decenni ben rappresentata ed omogeneamente distribuita nonché oggetto di caccia

di selezione. Tuttavia, colmare il divario esistente fra l'areale potenziale e quello occupato rimane nel nostro Paese una priorità per la conservazione della specie. Questo processo è reso difficoltoso dalla lenta capacità di colonizzazione spontanea mostrata dalla specie, sia a causa dell'uso conservativo delle zone di svernamento sia per lo stretto legame con l'habitat alto-alpino, venendo così limitata la possibilità di compiere ampi spostamenti tra diversi massicci montuosi separati dai fondovalle. Quando localmente viene raggiunta un'elevata densità si verificano fenomeni di dispersione ad opera di individui solitamente giovani che spesso tuttavia fanno ritorno ai quartieri di svernamento d'origine. La colonizzazione stabile di un nuovo territorio si realizza quindi in un arco temporale molto lungo e probabilmente grazie a femmine colonizzatrici che permangono nelle nuove aree anche in inverno (Gauthier & Villaret 1990).



Figura 1.13 - Stambecco di circa 13 anni, Barbellino (Alta Valle Seriana, Bergamo) - Foto di Guido Tosi.

Un altro problema di conservazione per la specie è rappresentato dalla numerosità dei soggetti all'interno delle colonie. Il 30% delle colonie presenti nell'arco alpino italiano infatti conta meno di 100 individui e ciò determina il rischio di esposizione ad eventi stocastici negativi e agli effetti dell'*inbreeding*. Si ritiene che una popolazione minima superiore ai 100 capi possa ritenersi vitale in assenza di fenomeni epidemici (Berger 1990). Ed è proprio un fenomeno epidemico, la rogna sarcoptica, la causa della recente contrazione numerica della popolazione di Stambecco delle Alpi orientali, diminuita del 43% a seguito della malattia (AA.VV, 2009). La rogna sarcoptica, i cui effetti sono meglio noti nel Camoscio, è caratterizzata da elevati tassi di letalità e morbilità. Le risposte dell'ospite sono in gran parte determinate geneticamente e pertanto gli effetti della malattia sulle colonie piccole e a bassa diversità genetica possono risultare dirimenti.

Infine, il recente andamento demografico della storica popolazione di Stambecco del Parco Nazionale del Gran Paradiso merita attenzione, poiché dal 1993 ad oggi la popolazione si è pressoché dimezzata (AA.VV, 2009). Tale andamento è probabilmente dovuto ad una sinergia di diverse cause, fra le quali gli effetti della dipendenza dalla densità e mutamenti

climatici che hanno condizionato la fenologia della vegetazione in momenti chiave del ciclo biologico annuale degli stambecchi determinando importanti variazioni delle traiettorie demografiche della popolazione (Jacobson *et al.*, 2004, Sæther *et al.*, 2002).

Azioni di conservazione prioritarie

Considerate le problematiche sopra esposte, sono state individuate le azioni prioritarie per la conservazione delle popolazioni e l'incremento dell'areale distributivo, di seguito evidenziate (AA.VV, 2009).

1. *Definizione della scala di applicazione della strategia di conservazione.* L'area a cui fare riferimento per la conservazione della specie deve includere sia l'areale attualmente occupato sia quello potenziale e deve essere suddivisa in opportune unità di gestione. Le Unità di Gestione devono essere definite in modo tale da includere comprensori di presenza, reale o potenziale, che tengano conto delle capacità di spostamento esibite dalla specie.
2. *Monitoraggio delle popolazioni: stime quantitative, sorveglianza sanitaria e monitoraggio genetico.* La conoscenza della consistenza delle popolazioni e del loro status sanitario e genetico appare propedeutica alla pianificazione di qualsiasi intervento mirato alla conservazione della specie. Inoltre dovrebbero essere individuate tutte le colonie transfrontaliere, in modo tale da

ampliare il quadro conoscitivo tenendo in debita considerazione gli interventi di gestione attuati nelle aree di confine di Francia, Svizzera, Austria e Slovenia.

3. *Pianificazione e realizzazione di programmi di reintroduzione.* Tale attività va incoraggiata e proseguita con lo scopo di colmare il divario che ancora esiste fra distribuzione potenziale ed areale occupato. In tale processo occorre tenere in giusta considerazione il ruolo delle aree protette che dovrebbero rappresentare i siti d'elezione per la pianificazione di questo tipo di attività. Queste infatti hanno svolto un ruolo determinante per il mantenimento e la diffusione della specie, sia garantendone la protezione sia fornendo gli individui fondatori per le operazioni di reintroduzione. Inoltre, al fine di incrementare la variabilità genetica delle colonie occorre che i fondatori siano selezionati con cura (provenendo preferibilmente da 2-3 colonie diverse) e che sia rilasciato un adeguato numero di soggetti (50 in 3 anni). Particolare attenzione dovrà essere prestata agli aspetti sanitari connessi con le operazioni di traslocazione, al fine di evitare l'insorgenza di focolai epidemici nelle colonie e/o in altre popolazioni di Ungulati.
4. *Controllo del pascolo delle capre domestiche.* Il controllo del pascolo delle capre domestiche si configura come un intervento importante nelle aree di presenza e in quelle di reintroduzione. Sono noti infatti episodi di ibridazione con lo Stambecco, in particolare in areali periferici e per colonie in espansione. Inoltre, la presenza di capre domestiche comporta interferenze negative nell'uso dello spazio e nello sfruttamento delle risorse alimentari operate dalla specie.
5. *Analisi previsionali relative agli effetti dell'avvio del prelievo venatorio a carico della specie.* Sebbene nel nostro Paese la specie non sia più a rischio di estinzione, l'avvio di un eventuale prelievo selettivo dovrebbe essere attentamente valutato ed eventualmente avviato con modalità rigorosamente conservative, solo nell'ambito delle colonie che hanno già raggiunto densità soglia opportune. L'avvio del prelievo venatorio richiede in ogni caso un'attenta pianificazione sia in termini di definizione della densità soglia da considerare, sia in termini di pianificazione delle attività di monitoraggio all'interno di Unità Territoriali di Prelievo, opportunamente definite e dovrebbe essere attuato previa formazione dei cacciatori mediante specifici corsi di abilitazione (per maggiori dettagli vedi il par. 4.9).
6. *Valutazione dell'impatto del prelievo venatorio sul comportamento in funzione della fruizione turistica della specie.* L'avvio del prelievo venatorio potrebbe determinare alcune modifiche comportamentali tali da rendere gli animali più elusivi e limitarne gli spostamenti alle aree percepite come maggiormente sicure. Tale comportamento avrebbe come effetto una minor contattabilità dei soggetti da parte di quanti interessati all'osservazione della specie. Pertanto, il prelievo dovrebbe essere pianificato in modo tale da minimizzare l'insorgenza di questo fenomeno.

Considerata la complessità delle azioni e la scala di attuazione, la strategia di conservazione dello Stambecco appena proposta – che vede coinvolti diverse autorità territorialmente competenti (Stato, regioni, province, ecc.) - rappresenta una sfida che necessita di un elevato livello di coordinamento e collaborazione fra enti con diversi compiti istituzionali e diversa collocazione geografica.

1.3.6 La Capra di Montecristo

Distribuzione e status

La Capra dell'isola di Montecristo (*Capra hircus* Linnaeus 1758) è l'unica popolazione di capra che vive da lungo tempo allo stato realmente selvatico in Italia. La sua origine è quasi certamente domestica (Masseti 1998; Randi *et al.*, 1990) anche se con tutta probabilità si tratta di un ceppo molto antico e vicino geneticamente al progenitore selvatico *Capra aegagrus aegagrus* ERXLEBEN 1777, originario dell'Iran e dal quale si ritiene discendano tutte le moderne razze domestiche. La presenza della Capra sull'isola di Montecristo ha molto probabilmente seguito le vicende storiche che hanno coinvolto l'isola nel tempo. Toschi (1953) riporta due diverse posizioni circa l'origine della capra a Montecristo, una che vuole l'isola "naturalmente abitata da capre selvatiche" l'altra che attribuisce l'introduzione delle capre ai monaci che la abitarono per un lungo periodo di tempo, dal V al XVI secolo. Non è tuttavia da escludere un'introduzione ancora più antica, in epoca protostorica mentre è del tutto probabile che gli eventi di immissione di capre siano stati diversi nel corso del tempo. L'ultima data ufficiale risale al 1898 (Spagnesi *et al.*, 1986), anno in cui

l'isola - di proprietà della casa reale - veniva gestita come riserva di caccia e luogo di vacanza della famiglia reale.

Le capre di Montecristo presentano ampia variabilità dei colori del mantello, delle dimensioni e della forma delle corna (Fig. 1.14). Esistono infatti individui con mantello e caratteristiche morfologiche generali simili a quelle dell'Egagro o dell'Agrimi delle isole greche di Creta, Dia e Theodoru (popolazioni che pure hanno probabili origini da capre in una prima fase di domesticazione o che comunque sono state ibridate con capre domestiche - Bar Ghal *et al.*, 2002) ed altri che mostrano mantelli molto diversi dal fenotipo selvatico (mantelli bruno scuri o chiari, color crema, pezzati o completamente neri). Anche le corna presentano una certa variabilità di conformazione, che è sostanzialmente riconducibile a due tipi fondamentali: corna a scimitarra, simili alle corna della popolazioni di capre di Creta, e corna di tipo domestico, che presentano una più accentuata divergenza interapicale (Spagnesi *et al.*, 1986).

La popolazione ircina di Montecristo, oggi considerata una varietà di *Capra hircus*, in passato è stata assimilata al taxon *Capra aegagrus* e come tale tutelata sia dalla Direttiva Habitat (allegato II) sia dalla convenzione di Berna (allegato II). La Capra di Montecristo non è menzionata nella normativa nazionale (legge n. 157 del 1992).



Figura 1.14 - Esemplare maschio di *Capra di Montecristo* (*Capra hircus*) con manto chiaro - Foto di Adriano De Faveri (ISPRA).

In relazione al valore di conservazione delle capre rinselvatichite, l'IUCN *Caprinae Specialist Group* già dal 1986 individuava tre grandi gruppi: *i.* gruppi antichi che includono l'Agrimi e le pecore di Soay, ritenuti più vicini ai progenitori selvatici e tali da essere meritevoli di misure di conservazione e protezione *ii.* capre rinselvatichite recenti, tornate alla vita selvatica negli ultimi 200 anni circa *iii.* capre caratterizzate da fasi temporanee di vita selvatica e derivanti per lo più da forme arcaiche di pastoralismo e transumanza. L'esistenza dei primi due gruppi ed in particolare del primo, ha posto nel tempo interessanti quesiti concernenti l'opportunità della loro conservazione garantendo al contempo la sussistenza dei delicati equilibri

ecologici degli ambienti insulari che sovente ospitano queste popolazioni. Attualmente, la posizione dell'IUCN *Caprinae Specialist Group* è quella di valutare attentamente la valenza di questi gruppi nell'ambito del patrimonio di biodiversità.

Per quanto riguarda la popolazione di Montecristo va sottolineato che il suo valore come entità faunistica è legato, oltre che a valutazioni sull'antichità e sulla peculiarità della popolazione, all'importantissimo ruolo di specie *flagship* che ha svolto negli anni '70, quando la sua conservazione è stata in una certa misura strumentale alla costituzione della Riserva Naturale ed a sancire la protezione dell'intera isola, altrimenti destinata ad uno sfruttamento a fini turistici. Tali ragioni, di carattere storico e culturale, legano indissolubilmente la popolazione ircina all'isola e ne giustificano la conservazione.

Gestione e problemi di conservazione

La popolazione di capre di Montecristo è stata sottoposta negli anni a diversi regimi di gestione venatoria e di controllo numerico, con periodici, più o meno ampi intervalli di abbandono all'azione del bracconaggio. Al 1960 risalgono i primi abbattimenti di esemplari a scopo di studio sotto il controllo scientifico dell'allora Laboratorio di Zoologia applicata alla Caccia di Bologna. Fra il 1975 ed il 1977 vennero abbattuti 19 esemplari che unitamente a 36 carcasse rinvenute negli stessi anni sull'isola, hanno costituito il materiale per la prima monografia sulla Capra di Montecristo (Spagnesi *et al.*, 1986). Negli anni successivi fino al 1997 venne realizzato un prelievo pressoché

regolare mirato a contenere la popolazione al fine di favorire la persistenza e la rinnovazione della vegetazione, in particolare del Leccio (*Quercus ilex*). Dal 1997 le capre non sono più state oggetto di un monitoraggio esaustivo né di interventi di prelievo, fino al 2003, quando è ricominciato il monitoraggio sistematico della popolazione, con cadenza annuale. Dal 1992 al 2006 si è registrato un netto declino della consistenza (1992: N=458, intervalli di confidenza: 291-624; 2006: N=201 intervalli di confidenza: 136-202, AAVV 2006). Si stima che attualmente (2011) la popolazione minima vitale consista di 200 capi.

Il principale problema di conservazione è legato alla insularità della popolazione che rende più dirompenti gli effetti demografici della dipendenza dalla densità e dagli eventi stocastici. La Capra ha senz'altro contribuito all'alterazione dell'ecosistema dell'isola, determinando una banalizzazione della fitocenosi ed impedendo il rinnovamento del Leccio, in sinergia con altri fattori quali la diffusione di un albero alieno ed invasivo, *Ailanthus altissima*, e di una patologia che ha causato la riduzione dell'Erica (*Erica arborea*).

Azioni di conservazione prioritarie

Considerato quanto sopra esposto in relazione al valore conservazionistico del *taxon* ed ai suoi impatti sull'ecosistema di Montecristo, appare rilevante la carenza di conoscenze relative sia agli aspetti ecologici e demografici della popolazione ircina sia a quelli relativi agli effetti dell'azione di brucatura e consumo dei frutti del Leccio e di altre specie vegetali. E' da ritenersi prioritaria dunque l'acquisizione di conoscenze approfondite, mediante il monitoraggio sistematico e standardizzato della consistenza della popolazione e lo studio dei parametri demografici in una scala temporale adeguata. Si tratta infatti di un'azione indispensabile per comprendere i meccanismi di interazione tra la popolazione di capre e l'ecosistema e valutarne la portata e la possibile evoluzione al fine di poter adottare le misure di conservazione più opportune.

1.3.7 Il Muflone (popolazione sarda)

Distribuzione e status

L'origine del Muflone in Sardegna e Corsica si fa risalire al rinselvaticamento di un ovino domestico introdotto dall'uomo in età neolitica. Il Muflone viene dunque considerato una pecora derivante dalla forma selvatica *Ovis orientalis musimon* ed attualmente le popolazioni mediterranee presenti in Corsica ed in Sardegna (e, di conseguenza, tutte quelle derivanti da fondatori provenienti da queste isole) sono classificate come *Ovis aries* (IZCN, 2003).

L'introduzione in epoca antica fa sì che oggi questa specie sia considerata parte integrante della fauna del sistema sardo-corso, di cui è considerata un elemento importante, tutelato dalla normativa nazionale e dalla Direttiva Europea 92/43/CEE.

La popolazione sarda ha subito un pericoloso declino nel corso del XX secolo, durato fino agli anni '70, quando si stimavano complessivamente presenti circa 300 esemplari. Successivamente, grazie ad un maggior interessamento degli enti preposti alla conservazione della fauna, ad un'accresciuta sensibilizzazione dell'opinione pubblica e ad una conseguente diminuzione del bracconaggio, si è assistito ad un progressivo incremento del numero degli esemplari presenti (1.000 capi stimati nel 1980 e 1.100-1.600 nel 1983). Attualmente il Muflone è presente in Sardegna con circa 6.000 capi (Apollonio *et al.*, 2005) che si trovano tra l'Ogliastra, i Monti del Gennargentu e del Supramonte, il Monte Albo ed in alcune aree gestite dall'Azienda Foreste Demaniali (Capo Figari, Capo Cesano, Pabarile) e nel Parco dell'Asinara, dove la specie è stata reintrodotta. La Sardegna ospita il 40% della popolazione di Muflone presente sul territorio nazionale.

L'incremento della popolazione sarda è legato ad un più efficace controllo del bracconaggio, alla creazione di aree protette ed ad una più attenta pianificazione dell'uso del territorio che ha determinato la diminuzione del pascolo ovino nelle aree interessate dalla presenza del Muflone.

Le caratteristiche morfologiche non sono dissimili da quelle esibite dalla specie nell'Italia peninsulare. In Corsica le femmine con corna sono circa il 60% della popolazione ed è stato ipotizzato che ciò debba essere messo in relazione ad un grado minore di ibridazione con le pecore domestiche, in Sardegna, al contrario, il fenomeno è abbastanza raro. Specie rara a livello regionale, non minacciata a livello italiano, europeo e mondiale, è oggetto di tutela in Sardegna dove, in base alla legge regionale n. 23 del 1998, è classificata come "particolarmente protetta".

Problemi di conservazione

Benché il Muflone non corra alcun rischio di estinzione ed i fattori limitanti la dinamica demografica siano stati in buona parte rimossi, permangono alcuni elementi critici per la conservazione della popolazione sarda. Attualmente, le colonie occupano solo una parte del territorio idoneo e risultano tra loro disgiunte. Ancora oggi le maggiori minacce sono rappresentate dal bracconaggio, dall'allevamento ovino allo stato brado e dal randagismo canino. Un recente studio ha infatti evidenziato che la presenza degli ungulati domestici influisce in modo sostanziale a determinare la distribuzione della specie, che tende ad evitare le aree utilizzate per il pascolo intensivo del bestiame (Pipia *et al.*, 2006).



Figura 1.15 - Gruppo di mufloni maschi, Vezzano sul Crostolo, Reggio Emilia - Foto di Andrea Dal Pian.

Azioni di conservazione prioritarie

Considerato lo stato attuale delle popolazioni in Sardegna, gli interventi auspicabili sono finalizzati a mantenere il buon livello di conservazione che caratterizza attualmente la specie in Sardegna e possibilmente ad accrescerne la consistenza e l'areale; in questo contesto possono essere considerate prioritarie le azioni di seguito elencate:

1. *Definizione della scala di applicazione della strategia di conservazione.* Le attività di conservazione a carico della specie devono essere definite considerando l'intero areale di distribuzione e la totalità delle colonie presenti. In altre parole, gli interventi non dovrebbero concentrarsi su singole colonie ma dovrebbero essere pianificati in funzione della creazione di meta popolazioni, consentendo gli scambi di individui e di patrimonio genetico fra colonie adiacenti.
2. *Monitoraggio delle popolazioni e degli aspetti ecologici.* Le popolazioni dovrebbero essere oggetto di monitoraggio in tutto l'areale sardo mediante l'adozione di una metodologia standardizzata in grado di produrre risultati confrontabili. Le conoscenze sulla biologia della specie, relative in particolare alla demografia ed all'ecologia delle popolazioni sarde, appaiono attualmente ancora limitate e frutto di pochissimi studi. Considerata l'importanza attribuita alla specie, maggior attenzione dovrebbe essere prestata a colmare queste lacune conoscitive, consentendo in tal modo anche di orientare meglio le scelte gestionali.
3. *Controllo del pascolo degli ungulati domestici.* Il controllo del pascolo degli ungulati domestici ha giocato un ruolo determinante per l'incremento numerico del Muflone nel recente passato e rappresenta ancora un elemento chiave per la conservazione delle popolazioni sarde. Pertanto, nelle aree in cui si auspica un incremento della consistenza e della distribuzione della specie, definite nell'ambito degli strumenti di programmazione regionali, questo aspetto dovrebbe essere attentamente valutato al fine di ridurre significativamente sia gli episodi di ibridazione con la

pecora domestica, sia le interferenze negative nell'uso dello spazio e nello sfruttamento delle risorse alimentari.

1.4 Gli Ungulati alloctoni in Europa e in Italia

In Europa, l'immissione di Ungulati alloctoni è stato un fenomeno piuttosto comune nel passato, anche relativamente recente, motivata per lo più da interessi ricreativi, come la caccia e la creazione di parchi faunistici per ospitare animali esotici. Le introduzioni a fini venatori sono state pertanto spesso affiancate da rilasci intenzionali e da fughe da recinti che hanno determinato la distribuzione attuale degli Ungulati alloctoni. Questo complesso di motivazioni, che muovono da una combinazione di interessi di tipo estetico e venatorio, ha determinato il rilascio in natura di specie per lo più di dimensioni consistenti e con caratteristiche estetiche peculiari. Per queste ragioni, il Daino ed anche il Cervo sono le specie con il maggior numero di popolazioni naturalizzate in Europa ed in tutto il mondo (Lever, 1985). Più in generale, i Cervidi dominano il panorama mondiale delle introduzioni di grandi erbivori, in termini sia di frequenza sia di varietà di specie (Lever, 1985). In Europa i Cervidi alloctoni più diffusi ed ormai ampiamente naturalizzati sono il Daino (*Dama dama*) ed il Sika (*Cervus nippon*), presenti attualmente in 29 e 15 paesi rispettivamente. I dati riportati nella tabella 1.4 mostrano una sostanziale alterazione della distribuzione dei Cervidi, se si considera che la distribuzione naturale di questo *taxon* è caratterizzata da una bassa diversità di specie in Europa (dove le autoctone sono sostanzialmente 4: Cervo, Capriolo, Alce *Alces alces* e Renna *Rangifer tarandus*), una distribuzione ristretta a determinati habitat in Sud America, un'elevata diversità in Asia che contrasta con l'assenza virtuale di Cervidi in Africa (dove è presente il solo *Cervus elaphus barbarus*), continente in cui un ruolo ecologico simile è svolto da altri ruminanti.

Diversamente da quanto avviene in altri paesi europei, la presenza di Ungulati esotici in Italia è ancora fortemente contenuta ed è rappresentata sostanzialmente solo dal Muflone e dal Daino.

A livello aneddotico, per l'Italia è riportata in passato anche la presenza del Nilgau *Boselaphus tragocamelus* presente nella Tenuta di Castelporziano (Roma) per oltre un cinquantennio (1870-1943) e della Gazzella dorcas (*Gazella dorcas*) a San Rossore ai tempi di Umberto I (Apollonio, com. pers.).

Recentemente si è registrata l'introduzione dell'Ammotrigo (*Ammotragus lervia*) in Provincia di Varese, dove è presente con un piccolo nucleo di circa 20 soggetti, generatosi a partire da una fuga accidentale da un parco privato. Questo nucleo è oggetto di gestione mirata all'eradicazione, con parere favorevole dell'ISPRA.

Ancora più recente è la comparsa di Cervo sika (*Cervus nippon*) in Provincia di Trento e di Modena; come è noto, il Cervo sika è una minaccia grave per l'integrità genetica del Cervo europeo e pertanto dovrebbe essere immediatamente eliminato attraverso un programma di abbattimenti mirati; la scheda 1.1 illustra le differenze morfologiche tra Cervo sika, Cervo europeo e Daino apprezzabili in natura, che debbono essere ben conosciute dal personale a ciò incaricato.

Nelle tabelle che seguono è riportato un elenco delle specie di ungulati alloctoni presenti in Europa redatto integrando le informazioni desunte da *i*) DAISIE (*Delivering Alien Invasive Species Inventory for Europe*, <http://www.europe-aliens.org>), database che costituisce un inventario delle specie aliene invasive frutto di introduzioni posteriori al 1500 d. C., *ii*) Dolman & Waber (2008) per la distribuzione degli Artiodattili e *iii*) Apollonio *et al.* (2010).

Occorre notare che specie come il Camoscio alpino e lo Stambecco sono definite alloctone per le regioni riportate nella tabella; le due specie infatti sono endemiche solo di alcuni paesi europei: l'Europa sud orientale e le aree alpine di Francia, Svizzera, Austria, Germania ed Italia rispettivamente (IUCN *Red List of Threatened Species. Version 2010.2*, www.iucnredlist.org). Infine, in diversi paesi europei, inclusa l'Italia, sono stati registrati casi di ibridazione fra specie selvatiche – principalmente Muflone e Stambecco – e specie domestiche, rispettivamente pecora e capra; questi ibridi dovrebbero sempre essere oggetto di rimozione.

Tabella 1.4 - Distribuzione degli Ungulati alloctoni in Europa. Lo status delle diverse specie è indicato dal colore (si veda la legenda). Per la distribuzione europea si è fatto riferimento a Dolman & Waber (2008), a Apollonio et al. (2010) e a DAISIE che considera tuttavia solo le introduzioni recenti (posteriori al 1500 D.C). Nei casi di discordanza fra le fonti, è riportato lo status indicato dal lavoro di Apollonio et al. (2010) dal quale è ripresa anche la nomenclatura.

	Popolazioni stabilizzate
	Popolazioni non stabilizzate
	Specie localmente estinta
	? Status sconosciuto

BOVIDI							
STATO	<i>Ovis aries</i>	<i>Capra ibex</i>	<i>Ovibos moschatus</i>	<i>Bison bison</i>	<i>Rupicapra rupicapra</i>	<i>Ammotragus lervia</i>	<i>Capra aegagrus</i>
Gran Bretagna							
Germania							
Russia europea							
Rep. Ceca							
Croazia							
Slovenia							
Francia							
Austria							
Serbia							
Slovacchia					?		
Svizzera							
Bulgaria							
Islanda							
Romania							
Finlandia							
Ungheria							
Polonia							
Estonia							
Svezia							
Norvegia							
Belgio	?						
Danimarca							
Portogallo							
Spagna							
Moldavia							
Lituania							
Macedonia							
Olanda							
Grecia							

CERVIDI

STATO	<i>Dama dama</i>	<i>Cervus nippon</i>	<i>Odocoileus virginianus</i>	<i>Axis axis</i>	<i>Cervus canadensis</i>	<i>Muntiacus reevesi</i>	<i>Rangifer tarandus</i>	<i>Hydropotes inermis</i>	<i>Muntiacus muntjak</i>	<i>Odocoileus hemionus</i>
Gran Bretagna					?					
Germania								?		
Russia europea			?							
Francia										
Austria										
Irlanda										
Repubblica Ceca										
Polonia										
Croazia										
Lituania										
Moldavia										
Ucraina										
Svezia			?							
Serbia										
Slovacchia										
Svizzera										
Olanda										
Bulgaria										
Danimarca										
Finlandia										
Slovenia										
Ungheria										
Macedonia										
Norvegia										
Belgio										
Portogallo										
Latvia										
Romania										
Spagna										
Estonia										
Islanda										

SCHEDA 1.1 - CERVO SIKA, CERVO EUROPEO E DAINO: UN CONFRONTO

Originariamente il Cervo sika (Cervus nippon) era ampiamente distribuito in Asia orientale, dalle aree centrali della Cina fino al Giappone a ovest, in Corea a est, nella parte orientale della Russia e in Vietnam. Attualmente la specie è ancora diffusa in Giappone mentre in Cina presenta una distribuzione molto localizzata. Nell'areale di origine la specie è minacciata dalla perdita di habitat e dalla caccia, in particolare in Vietnam, Cina e Korea. In Vietnam e Taiwan la specie è cacciata sia per la carne che per il velluto del palco, che viene utilizzato nella medicina tradizionale. Nonostante sia in aumento in Giappone, qui come nella maggior parte dell'areale originario, la specie è minacciata dalla ibridazione con il Cervus elaphus, il cui allevamento era diffuso soprattutto in Giappone. La specie è classificata come "Least concern" dall'IUCN (IUCN Red List of Threatened Species).

La presenza del Cervo sika può passare inosservata per molto tempo se gli operatori, quali cacciatori, rilevatori biometrici, etc. non sono adeguatamente preparati a cogliere le caratteristiche diagnostiche utili alla corretta identificazione degli esemplari. La formazione diviene quindi indispensabile dopo le prime segnalazioni, al fine di fornire gli strumenti utili per ottimizzare il rilevamento e stabilire la distribuzione della specie sul territorio. Per queste ragioni, la Provincia di Modena in seguito alla segnalazione della presenza di un Cervo sika nel territorio provinciale ha organizzato una giornata di formazione rivolta ai cacciatori in primis ma più in generale agli operatori del settore. Le immagini che seguono sono desunte dal "Modulo di aggiornamento sul Cervo sika" (Regione Emilia Romagna ed ISPRA, 2013) predisposto a questo scopo. A questa iniziativa hanno fatto seguito scelte operative di gestione, finalizzate ad incentivare la rimozione, degli esemplari di sika o gli ibridi, nell'ambito dei piani di abbattimento del Cervo.

I caratteri diagnostici apprezzabili con una certa facilità sono la conformazione dello specchio anale e le dimensioni della coda.

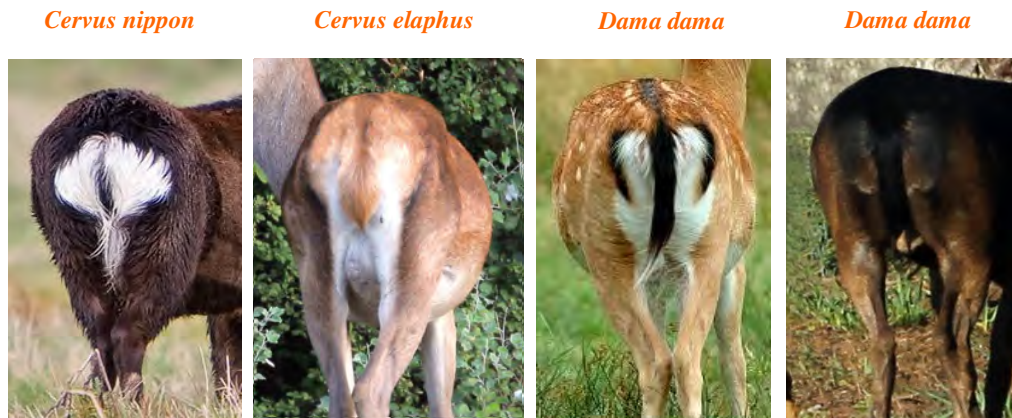


Figura 1.16 - Specchio anale e coda a confronto, nel Sika, nel Cervo europeo e nel Daino in manto estivo e nei soggetti melanici.

Nel Cervo sika lo specchio anale bianco non si estende alla groppa e la coda, con o senza striscia nera, è di lunghezza intermedia tra quella del Cervo europeo e quella del Daino. Nel Cervo europeo, lo specchio anale appare giallastro ed esteso alla groppa, mentre la coda è corta (Fig. 1.16). Nel Daino, infine, lo specchio anale è caratterizzato dal tipico disegno ad ancora rovesciata, mentre la coda è lunga e quasi costantemente in movimento.



Nei maschi di sika è generalmente ben visibile il cosiddetto “elmo” (Fig.1.17) che nelle femmine appare meno pronunciato. Nei maschi adulti sono apprezzabili le differenze nel trofeo. Nel sika la stanga si proietta quasi verticalmente rispetto al cranio e l'angolo tra la stanga e l'oculare è sempre minore di 90°. Negli ibridi è possibile che le caratteristiche sopra descritte risultino meno evidenti. Entrambi i maschi adulti abbattuti in Provincia di Modena, erano provvisti di elmo, mentre il palco presentava caratteristiche intermedie. Rispetto al Daino, il Sika possiede coda e muso più corti, mentre non è evidente il pomo d'Adamo, come invece avviene nel Daino. Un'altra importante caratteristica distintiva, utile anche nel caso delle femmine, è la pomellatura del manto. Questa nella parte latero-ventrale forma una linea spezzata nel sika e continua nel Daino.

Figura 1.17 - Maschio di Cervo sika con il caratteristico “elmo” frontale.

Cervus nippon



- ▶ *Dimensioni corporee notevolmente più piccole, simili a quelle di un palancone di Daino*
- ▶ *Massa corporea egualmente bilanciata tra treno anteriore e posteriore*
- ▶ *Mantello da cioccolato scuro a quasi nero con un numero variabile di piccole macchie bianche*
- ▶ *Specchio anale bianco, a volte con piccola striscia nera verticale; coda più lunga*
- ▶ *Area delle ghiandole metatarsali bianca*
- ▶ *Muso più corto; la testa rientra quasi in un triangolo equilatero*
- ▶ *Palco non coronato; 4 -6 cime, mai più di 6 o 8; stelo ridotto e rosa appiattita; mediano sub apicale*

Cervus elaphus



- ▶ *Dimensioni corporee notevolmente più grandi (quasi il doppio)*
- ▶ *Massa corporea maggiormente concentrata sul treno anteriore*
- ▶ *Mantello bruno più chiaro, senza macchie*
- ▶ *Specchio anale giallastro; coda più corta*
- ▶ *Area delle ghiandole metatarsali poco apparente*
- ▶ *Muso allungato (testa equina)*
- ▶ *Palco generalmente coronato, con 12 o più cime; mediano più prossimo all'oculare*

2. DINAMICA DI POPOLAZIONE

La dinamica di popolazione descrive le variazioni dell'abbondanza delle popolazioni e i fattori che le determinano. La comprensione delle teorie alla base della dinamica di popolazione, inclusa quella dei grandi erbivori, è utile perché il prelievo venatorio rappresenta uno tra i fattori in grado di determinare cambiamenti demografici importanti ed inoltre perché è basato sui principi di dinamica di popolazione. La trattazione che segue non intende essere esaustiva ed approfondita ma si propone solo di ricordare alcuni elementi di base e introdurre il lettore alla complessità dei meccanismi che regolano l'evoluzione delle popolazioni.

2.1 L'accrescimento delle popolazioni: concetti generali

Se si assume che una popolazione si accresca in modo continuo, e cioè che le nascite (e le morti) avvengono continuamente, la variazione della dimensione di una popolazione in un dato periodo è semplicemente determinata dalla differenza fra nascite e morti. Dal momento che il numero di nuovi nati dipende dal numero di animali che si riproducono, le nascite determinate da bN_t , dove b è il numero di nascite per individuo nell'unità di tempo (tasso istantaneo di nascita) e N_t è la dimensione della popolazione. Analogamente, anche il numero di morti può essere espresso dalla notazione dN_t , dove d è il tasso istantaneo di morte. La variazione della dimensione della popolazione in un dato periodo può essere formulata come segue:

$$\frac{dN}{dt} = (b-d)N_t = rN_t$$

r_m è il tasso intrinseco di accrescimento e rappresenta il tasso di crescita possibile per una data specie, in assenza di limitazioni ambientali. Questo modello di crescita è noto come modello esponenziale o malthusiano (Fig. 2.1).

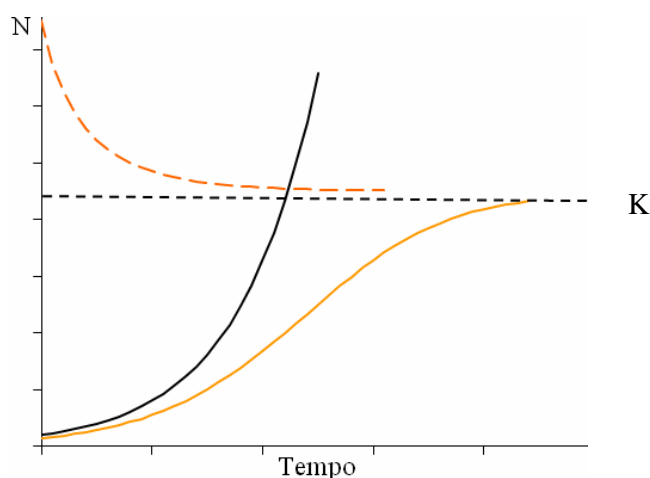


Figura 2.1 - Modello esponenziale o malthusiano di crescita di una popolazione (in grigio) e modello di accrescimento logistico (arancione chiaro e scuro). La linea tratteggiata è la capacità portante K . Nel modello logistico K rappresenta il punto di equilibrio cui tende la popolazione. Il prelievo sostenibile è una funzione della densità di popolazione, della capacità portante e del tasso massimo di crescita. A parità di densità e di capacità portante, le specie con tasso di crescita più elevato possono sostenere tassi di prelievo maggiori.

Popolazioni di specie molto diverse possono mostrare una crescita esponenziale per un determinato periodo di tempo, ad esempio quando la disponibilità di risorse è elevata e la competizione minima, come avviene nelle fasi iniziali di colonizzazione di nuovi ambienti, quando la popolazione si trova a bassa densità. Il tasso intrinseco di accrescimento sembra anche influenzato dal peso corporeo (Sinclair *et al.*, 2006) cosicché le specie di dimensioni più piccole sono in grado di rispondere più rapidamente alle variazioni ambientali rispetto a quelle più grandi. Tuttavia la variazione di r_m in funzione del peso corporeo non è accettata da tutti gli autori ed è oggetto di discussione (Loison *et al.*, 2002). Un'ipotesi alternativa prevede che r_m sia indipendente dal peso corporeo nelle specie di Ungulati monotoche (ossia che producono un solo piccolo per evento riproduttivo, come ad es. il Cervo) o debolmente politoche (con dimensione della cucciolata variabile da 1 a 3 piccoli, come ad esempio il Capriolo) con tassi di fecondità e sopravvivenza ed età riproduttiva molto simili.

Il modello teorico di crescita esponenziale deve ovviamente essere modificato per essere più realistico. La crescita delle popolazioni infatti non è illimitata nel lungo termine, al contrario è fortemente condizionata da una serie di fattori, intrinseci ed ambientali, che influiscono sia sui tassi di mortalità sia su quelli riproduttivi. I fattori densità indipendenti sono quelli che influiscono sul tasso di crescita delle popolazioni indipendentemente dalla loro dimensione (ad esempio le condizioni climatiche). I fattori densità dipendenti influiscono invece sulla crescita della popolazione in funzione della sua dimensione (ad esempio la competizione per l'accesso a risorse alimentari limitate). In altri termini, la limitazione delle risorse nell'ambiente causa una risposta densità dipendente nella crescita della popolazione stessa: all'aumentare di N , il tasso di nascita (b) diminuisce ed aumenta quello di mortalità (d). In una risposta densità dipendente, questi tassi dipendono dalla numerosità della popolazione e dalla capacità dell'ambiente di sostenerla. La condizione appena descritta è conosciuta come modello di accrescimento logistico, espresso dalla formula:

$$\frac{dN}{dt} = rN \left(\frac{K - N}{K} \right)$$

La variazione della dimensione della popolazione dipende dal tasso di accrescimento (r_m), dalla dimensione della popolazione (N) e dalla capacità portante dell'ambiente K . L'andamento della curva di crescita di una popolazione è riprodotto nella fig. 2.1. A densità molto basse (N piccolo), l'andamento della curva logistica è simile a quello della curva esponenziale: la popolazione incrementa secondo un tasso di crescita prossimo a quello massimo. All'aumentare della densità di popolazione, il tasso di incremento diminuisce e la popolazione rallenta la propria crescita fino ad annullarla quando viene raggiunto il valore corrispondente a K (Fig.2.1). Quando N eguaglia K (è raggiunta la capacità portante) la crescita si arresta, mentre se N supera K (ramo tratteggiato della curva) il tasso di crescita sarà negativo e la popolazione tenderà di nuovo verso K . K è quindi un punto di equilibrio poiché regola il rapporto tra mortalità e natalità. A valori di N inferiori a K (risorse disponibili) il tasso di natalità è più alto di quello di mortalità e quindi la popolazione si accresce. A valori di N superiori a K (risorse terminate) il tasso di mortalità è superiore a quello di natalità e quindi la popolazione diminuisce (Fig. 2.1).

In generale, la dipendenza dalla densità si osserva quando il tasso di accrescimento della popolazione è negativamente influenzato dalla densità. La diminuzione del tasso di accrescimento può realizzarsi attraverso un aumento della mortalità e/o ad una diminuzione della natalità. Le popolazioni che sperimentano una tale *feedback* negativo in funzione della densità si dicono "regolate" (Sinclair 2003) e tendono a rimanere nella condizione di equilibrio. Gli effetti negativi della densità possono manifestarsi nel breve termine ma più solitamente si osserva un effetto ritardato nel tempo.

Il modelli di accrescimento appena descritti si basano su una crescita demografica continua nel tempo. In molte specie animali, tuttavia, le nascite sono periodiche così come la mortalità mostra dei picchi definiti nel corso delle stagioni. La crescita delle popolazioni può essere quindi meglio descritta ricorrendo a modelli discreti che tengono conto delle modalità con cui le nascite e le morti si realizzano.

In tal caso si fa riferimento al **tasso finito di crescita** (λ), dato dal rapporto fra la dimensione della popolazione in due periodi consecutivi:

$$\lambda = N_{t+1} / N_t$$

così che $N_{t+1} = \lambda N_t$ dove λ rappresenta un fattore moltiplicativo che indica quanto una popolazione cambia da un anno al successivo. Se $\lambda = 1,28$, la popolazione si accresce del 28% all'anno. Se $\lambda < 1$, la popolazione è in declino.

I modelli presentati sono di tipo deterministico, ossia non tengono conto della variabilità nel tasso di crescita causata da fattori ambientali casuali o da variazioni casuali nelle *performance* degli individui per quanto riguarda il tasso di natalità e di mortalità (casualità demografica). Quest'ultima è particolarmente rilevante nelle piccole popolazioni, dove la casualità degli eventi di nascita e morte possono determinare l'estinzione della popolazione a prescindere dal valore di r_m . La casualità ambientale invece influisce sulle popolazioni indipendentemente dalla loro dimensione (Lande *et al.*, 2003).

Entrambi i modelli, esponenziale e logistico, forniscono una rappresentazione semplificata delle popolazioni rispetto alla realtà poiché non tengono conto della loro struttura in classi demografiche differenziate. Le popolazioni di Ungulati sono invece strutturate per classi di sesso e di età e quindi ogni classe è caratterizzata da propri, specifici, parametri demografici. Pertanto la dinamica delle popolazioni è influenzata in modo diverso a seconda del numero degli individui in ciascuna classe e della variazione dei corrispondenti parametri demografici. Tale complessità è descritta in modo più appropriato da modelli di tipo matriciale, anche se il modello logistico rimane un'efficace descrizione concettuale della modalità generale di crescita delle popolazioni.



Figura 2.2 - Le popolazioni di Ungulati sono strutturate per classi di età con specifici parametri demografici – Foto di Andrea Dal Pian.

La matrice di Leslie è uno dei modelli più conosciuti per descrivere l'accrescimento delle popolazioni strutturate per classi di sesso e d'età. Nella sua versione più semplice considera solo il genere femminile (Fig. 2.3) e una o più classi d'età. Il modello proietta il numero di femmine per classe d'età nel tempo, considerando la sopravvivenza e la fecondità età specifiche. La dimensione della popolazione al tempo $t+1$ sarà quindi determinata dal numero di individui che sopravvivono in ciascuna classe d'età (che a sua volta dipende dal tasso di sopravvivenza caratteristico di ciascuna classe) cui si aggiungono i nuovi nati prodotti in base alla fecondità età specifica, intesa come il numero di femmine prodotte per femmina riproduttrice che sopravvive fino alla classe successiva considerata nel modello (Caswell 1989). La traiettoria della popolazione può essere proiettata nella scala temporale desiderata, includendo anche altri parametri, come ad esempio la dipendenza dalla densità. Per applicare la matrice di Leslie è dunque necessario conoscere il numero di individui per ciascuna classe d'età, la sopravvivenza e la fecondità età specifiche.

Le matrici di Leslie sono utilizzate per l'analisi della elasticità demografica (Caswell 2001) che indica come ed in che misura cambiamenti in alcuni parametri (fecondità, sopravvivenza) possono influenzare crescita o decrescita numerica della popolazione (λ).

In una popolazione strutturata per classi d'età e a dimensione stabile (stesso N. di individui ogni anno) λ sarà usuale a 1. L'elasticità dei parametri demografici misura quanto ognuno dei parametri assegnato alle diverse classi d'età contribuisce nel determinare il valore di λ . Maggiore è il valore di elasticità del parametro esaminato maggiore sarà la sua capacità di contribuire (rispetto agli altri parametri assegnati alle diverse classi d'età) a determinare il valore di λ e quindi l'evoluzione della popolazione.

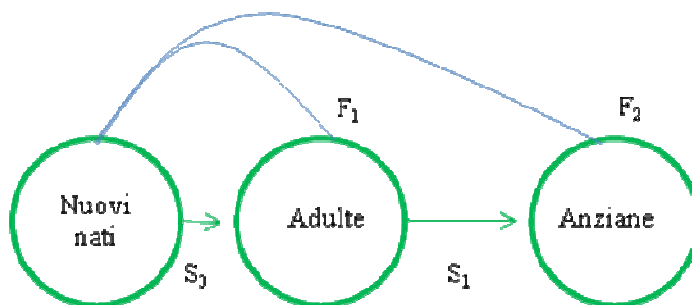


Figura 2.3 - Schema del modello di Leslie per tre classi d'età e un sesso, caratterizzato da sopravvivenze (S_0 e S_1) e fecondità (F_1 e F_2) età-specifiche.

Nella prassi gestionale l'applicazione rigorosa dei modelli matematici non è sempre possibile: la difficoltà di quantificazione della capacità portante ed il livello di conoscenza circa la reale funzione di densità dipendenza che lega l'andamento della popolazione alla sua dimensione rendono oltremodo complesso l'utilizzo dei modelli demografici. Tuttavia i dati a disposizione del gestore, così come l'utilizzo dei valori dei parametri demografici forniti dalla letteratura per diverse specie di Ungulati, possono contribuire alla formulazione di modelli sufficientemente robusti dal punto di vista biologico e comunque utilmente applicabili nella gestione. Semplificando: se si desidera che la popolazione debba incrementare sarà necessario non includere nel prelievo le classi d'età con la maggiore elasticità demografica, viceversa se il programma gestionale è ridurre numericamente la specie, proprio le classi a maggiore elasticità dovranno costituire la maggior parte del prelevato.

2.2 Dinamica di popolazione e prelievo: le teorie

La gestione venatoria degli Ungulati, così come di molte altre specie oggetto di prelievo, può avere obiettivi diversi: l'aumento dell'abbondanza e della distribuzione di una popolazione oppure il controllo delle sue dimensioni e della sua struttura demografica entro valori definiti. Esistono due principali teorie che descrivono gli effetti demografici del prelievo venatorio.

La teoria del surplus annuale assume che il prelievo venatorio rimuova una proporzione della popolazione che sarebbe comunque deceduta per altre cause di mortalità (ad esempio semplicemente anticipando una parte della mortalità invernale). Secondo questo approccio il prelievo è dunque considerato compensatorio, anche se nella pratica spesso si osserva solo una compensazione parziale: all'aumentare del tasso di prelievo oltre una certa soglia, la caccia finisce per causare una diminuzione della sopravvivenza annuale. Questo modello si applica in genere a specie con un elevato potenziale riproduttivo e che subiscono anche un'elevata mortalità naturale.

Per gli Ungulati il modello più appropriato per determinare il prelievo sostenibile (*Sustained Yield model* – Skalski *et al.*, 2005), è basato sul modello di accrescimento logistico descritto in precedenza. Sulla base della curva logistica, la maggior variazione netta dell'abbondanza di popolazione si colloca a $K/2$, ossia quando la popolazione è a metà circa della capacità portante (56% secondo McCulloch, 1984). Quindi una popolazione con abbondanza pari a circa $K/2$ fornisce il massimo prelievo sostenibile (Fig. 2.4). A $K/2$ il reclutamento di nuovi individui (numero di giovani prodotti per individuo adulto) è massimo ed è quindi massimo anche il tasso di accrescimento della popolazione: questo è il livello di popolazione in corrispondenza del quale può essere ottenuto il massimo prelievo possibile (MPS, massimo prelievo sostenibile, *maximum sustainable yield* – *MSY*).

Nel grafico della fig. 2.4, il MPS corrisponde ad un valore della dimensione di popolazione pari a 200 capi. Se il prelievo è a sinistra del MPS ed è maggiore del tasso di crescita della popolazione (triangolo aperto) la popolazione viene costantemente ridotta e tende all'estinzione, se è minore del tasso di crescita (punto B, triangolo pieno) tenderà invece ad aumentare. La condizione di sostenibilità o meno del prelievo è data dunque dalla differenza esistente fra tasso di prelievo e tasso di crescita della popolazione. Analogamente, se il prelievo è superiore al MPS, allora la popolazione tenderà al punto di equilibrio indipendentemente se è superiore (cerchio vuoto) o inferiore (cerchio pieno) al tasso di crescita (Fig. 2.4). Questo meccanismo evidenzia anche che il prelievo pianificato

sulla base di una quota fissa mantenuta inalterata nel tempo presenta rischi elevati di incidere negativamente sulle popolazioni. Nel caso in cui il tasso di prelievo si riveli superiore all'incremento della popolazione questa subirà un declino tanto più pronunciato quanto più lontana è la dimensione della popolazione dal valore che si ritiene corrisponda a quello del MPS. Il prelievo per quote fisse non consente quindi alcuna correzione tesa a ridefinirne l'ammontare nel caso in cui il reclutamento si manifesti inferiore a quanto atteso. Tale opzione è invece prevista dal prelievo proporzionale che prevede la variazione della quota prelevabile in funzione dell'abbondanza della popolazione stimata secondo una determinata cadenza temporale (idealmente annuale) introducendo quindi un elemento di valutazione e correzione della pressione di prelievo. Un' applicazione prudentiale e conservativa del prelievo proporzionale prevede la determinazione di un valore soglia nella dimensione della popolazione al di sotto del quale il prelievo non è praticabile. Una soglia maggiore, e di conseguenza un minor prelievo, andrebbe sempre scelta in situazioni caratterizzate da elevata stocasticità ambientale e nelle quali i processi di dinamica di popolazione sono poco conosciuti.

Operativamente il modello appena esposto presenta alcuni limiti. La capacità portante (K) infatti non è costante, ma varia in funzione dell'evoluzione dell'habitat e delle condizioni climatiche determinando una corrispondente variazione del $K/2$. A questo si aggiunge il ritardo con cui gli effetti di densità dipendenza si manifestano, in particolare negli Ungulati. Inoltre il MPS è influenzato dalla struttura per età e sessi applicate nel prelievo. E infine, sia N sia K non sempre sono noti con un sufficiente livello di approssimazione alla realtà.

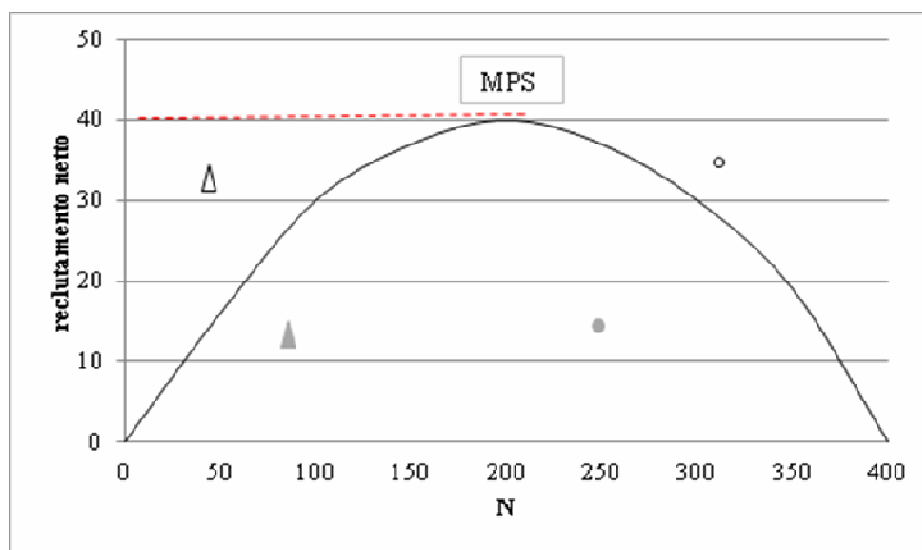


Figura 2.4 - Reclutamento netto in funzione della dimensione della popolazione. Nel caso portato ad esempio il MPS coincide con $N = 200$.

A titolo di esempio, Cederlund *et al.* (1998), sulla base di un modello che include la dipendenza dalla densità ha evidenziato che il MPS per il Capriolo è raggiunto quando la popolazione si trova al 63% di K . Questo modello non include però la mortalità naturale: la predazione può rappresentare una componente rilevante della mortalità annuale. In presenza di fattori di mortalità naturale (predazione e eventi meteorologici) il MPS si riduce notevolmente (Cederlund *et al.*, 1998).

Sinclair *et al.*, (2006) suggeriscono un approccio cautelativo che consiste nello stimare il MPS con i dati a disposizione (ad esempio le tendenze demografiche ricavate da indici) ridefinendolo di frequente con gli opportuni strumenti di monitoraggio, e nel mantenere il prelievo al di sotto del MPS, attenuando i rischi derivanti dai margini di incertezza associati ai metodi di stima correntemente usati. Questo approccio dovrebbe sempre essere adottato nelle prime fasi della gestione di una popolazione e comunque laddove l'obiettivo sia di tipo conservativo.

2.3 La demografia dei grandi erbivori

Nelle popolazioni di grandi erbivori (peso > 10 kg) le specie monotoche esibiscono tassi finiti di crescita (λ) in genere inferiori a quelle politoche. I tassi di crescita sono comunque relativamente elevati (Tab. 2.1) e permettono ai grandi erbivori di colonizzare rapidamente nuove aree.

I dati riportati in tabella 3 si riferiscono a diversi contesti europei dove le popolazioni sono state oggetto di studi scientifici pluriennali e riflettono le performance delle popolazioni della stessa specie in diversi contesti ambientali e/o in differenti fasi dell'occupazione dell'areale, indicando le capacità di incremento esibite dalle popolazioni in quei contesti.

Tabella 2.1 *Principali tassi medi annuali di incremento demografico (λ) quantificati per le popolazioni di Ungulati in diverse aree di studio. Per Camoscio e Stambecco i valori riportati da Loison et al. (2002), essendo relativi a popolazioni in fase iniziale di colonizzazione, possono essere considerati una buona approssimazione del tasso intrinseco di accrescimento.*

Specie	λ	Area di studio	prelievo	Riferimenti
Capriolo	1,15 ¹	Riserva Nazionale di Bauges (Alpi Francesi settentrionali)	no	Loison et al. 1994
	1,33	Tarn (Francia sud-occidentale)	si	Zannese et al. 2006
	1,37	Trois Fontaines (Francia orientale)	3	Gaillard et al. 1992
	1,03 -1,21 ²	Trois Fontaines (Francia orientale)	³	Nilsen et al. 2009
	1,44	Isola di Storfosna (Norvegia centrale)	no	Nilsen et al. 2009
	1,49	Isola di Storfosna (Norvegia centrale)	no	Andersen & Linnell 2000
	0,83	Østerdalen (Norvegia sud-orientale)	si	Nilsen et al. 2009
	0,84	Akershus/Østfold (Norvegia sud-orientale)	si	Nilsen et al. 2009
	1,04 -1,27 ⁴	Chizé (Francia occidentale)	3	Nilsen et al. 2009
	0,835	Tredozio (Forlì-Cesena, Italia)	si	Focardi et al. 2002
Cervo	1,10	Isola di Rum (Scotland)	no ⁵	Coulson et al. 2004
	1,021	Isola di Rum – North Block (Scotland)	?	Hone & Clutton-Brock 2007
	1,31-1,47	?	?	Sinclair 1996
	1,08 ⁶	Alto Casentino – Alto Tevere (Italia)	si	Mattioli 2009
	1,16	Trøndelag (Central Norway)	si	Langvatn & Loison 1999
Camoscio	1,28 ⁷	Bazès-Estibètes (Alpi Francesi)	no(?)	Loison et al. 2002
	1,02	Parco Nazionale dei Pirenei (Valle Cauterets -Francia)	no	Crampe et al. 2002
Stambecco	1,301	Isère (Alpi Francesi)	no(?)	Loison et al. 2002
	1,15 ⁸	Parco Nazionale Svizzero (Svizzera sud-orientale)	no	Sæther et al. 2002

1 Popolazione considerata in crescita.

2 Valori riferiti a condizioni di bassa ed alta densità di popolazione rispettivamente.

3 La popolazione è presente in un'area recintata e la sua dimensione è controllata da prelievi annuali; i parametri demografici sono corretti per tale forma di gestione e riflettono la demografia di una popolazione in assenza di prelievo.

4 I valori si riferiscono a condizioni di bassa densità e buone condizioni ambientali in estate e ad condizioni di alta densità e siccità estiva, rispettivamente.

5 Tasso medio misurato successivamente alla cessazione del prelievo.

6 Valore calcolato a partire dai dati tabella 7b, anni 1999-2009 in Mattioli 2009.

7 Popolazione in fase di colonizzazione.

8 Popolazione reintrodotta nella prima metà del '900.

La variazione delle consistenze demografiche dei grandi erbivori è determinata sia da fattori densità-dipendenti sia da fattori indipendenti dalla densità. Tra i primi troviamo la competizione intraspecifica che è stata modellizzata usando la curva logistica, le malattie trasmissibili e in alcuni casi la predazione. Tra i secondi i più rilevanti sono i fattori meteo-climatici, ma anche gli incendi boschivi e l'inquinamento ambientale. Le due classi di fattori in genere agiscono contemporaneamente ed interagiscono tra loro. Per esempio l'effetto di condizioni climatiche avverse può essere amplificato da elevate densità di popolazione.

La verifica dei fattori che determinano le variazioni della dimensione delle popolazioni ed il loro peso relativo è un elemento centrale in molti studi sull'ecologia degli Ungulati ed ha ovviamente un'importanza rilevante ai fini gestionali. Studi recenti hanno mostrato una combinazione di variazioni

ambientali casuali e di densità dipendenza agiscono in modo differenziato sui diversi parametri demografici e fisiologici (come la sopravvivenza età specifica e quelli legati alla riproduzione) che caratterizzano una popolazione, influenzando la traiettoria demografica.

A titolo di esempio, un recente lavoro sulla comunità di Ungulati della Tenuta Presidenziale di Castelporziano (Roma) ha mostrato che in ambiente mediterraneo, con clima generalmente mite, i meccanismi di densità-dipendenza e la competizione hanno effetti più marcati sulla dinamica di popolazione rispetto al clima e che tali meccanismi sono complicati dalle interazioni inter-specifiche, in termini di competizione, fra le diverse specie presenti (Capriolo, Cervo, Daino, Cinghiale e per qualche tempo Nilgau *Boselaphus tragocamelus* – Imperio *et al.*, 2011).

Il ciclo vitale delle specie di grandi erbivori è composto da varie fasi con tipici tassi riproduttivi e di sopravvivenza (Fig. 2.5), che possono mostrare variazioni temporali nella stessa popolazione (ad esempio da un anno al successivo) nonché fra diverse popolazioni della stessa specie.

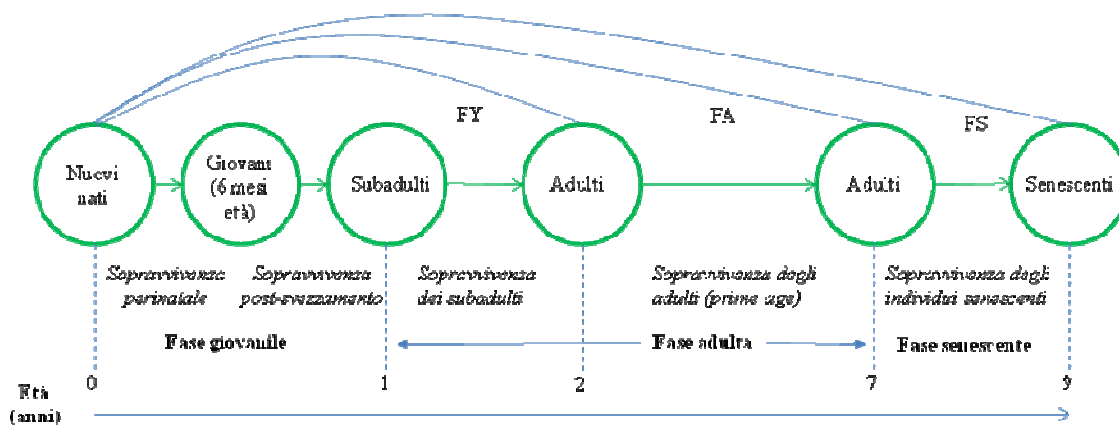


Figura 2.5 - Ciclo vitale di una femmina di Capriolo. Sono evidenziate la sopravvivenza e la fecondità età specifiche. FY: fecondità delle femmine subadulte (yearling, 2 anni circa); FA: fecondità delle femmine adulte (prime age, 3-7 anni); FS: fecondità femmine senescenti. Da Gaillard *et al.* (2000) modificato.

► La sopravvivenza età specifica

La sopravvivenza dei giovani (fase giovanile, fig. 2.5), che è alla base del rinnovamento della popolazione, è molto sensibile all'effetto dei fattori limitanti, siano essi densità dipendenti sia fattori ambientali stocastici (Gaillard *et al.*, 1998). Il valore della sopravvivenza in questa classe è in genere contenuto e piuttosto variabile nel tempo in molte popolazioni di Ungulati (Capriolo: 0,41-0,54, Gaillard *et al.*, 1997; ambiente appenninico 0,17-0,69, Focardi *et al.*, 2002; Cervo: 0,68, Clutton-Brock *et al.*, 1987, Raganella *et al.*, 2006). La gran parte della mortalità si verifica nel primo mese di vita e dipende da diverse cause. Anche la madre è in grado di modificare la speranza di vita dei giovani in base alla sua esperienza, generalmente correlata all'età. L'esperienza materna può infatti limitare anche la vulnerabilità dei nuovi nati alla predazione, che costituisce uno dei principali fattori di mortalità per questa classe demografica. Anche i fattori climatici durante la gestazione, attraverso un meccanismo di condizionamento della nutrizione materna, svolgono un effetto importante sulla sopravvivenza dei giovani. Analogamente, la quantità di precipitazioni e le forti escursioni termiche nei primi giorni di vita sono causa di variazione nella sopravvivenza annuale dei nuovi nati, in particolare per le specie politoche (Capriolo) e, ad alte densità, per quelle monotoche (ad esempio Cervo). La densità di popolazione sembra avere un effetto sulla sopravvivenza dei giovani in particolare nelle specie politoche, quali il Capriolo, dove il costo della riproduzione in termini energetici è superiore rispetto a quanto avviene nelle specie monotoche. Una minore quantità di fattori influenzano la sopravvivenza dei giovani dallo svezzamento all'anno di età. In generale, la sopravvivenza dalla nascita ad un anno di età è molto variabile sia nella medesima popolazione nel tempo sia fra diverse popolazioni. Dopo il compimento del primo anno di vita la sopravvivenza aumenta notevolmente e mostra una minore variabilità spazio-temporale; in assenza di prelievo, la densità di popolazione, le condizioni climatiche e la predazione rappresentano la maggior fonte di variabilità. Nella piena fase adulta, la sopravvivenza diviene elevata (studi con almeno 5 anni di dati di

monitoraggio delle popolazioni - Capriolo: 0,947 Gaillard *et al.*, 1998; Cervo: 0,955, Benton *et al.* 1995; Camoscio: 0,96 Loison *et al.*, 1994; Stambecco: 0,965, Toigo *et al.*, 1997; Muflone: 0,841, Cransac *et al.*, 1997) e stabile sia nel tempo e sia nel confronto fra popolazioni. In questa classe demografica gli effetti della densità o di variabili ambientali casuali, come le condizioni meteorologiche, sono comparativamente poco incidenti. La predazione, ove presente, rimane il principale fattore in grado di generare variazioni del tasso di sopravvivenza in questa fase del ciclo vitale. Le condizioni ambientali divengono invece importanti per la sopravvivenza degli individui senescenti, che sono caratterizzati da un basso tasso di sopravvivenza influenzato anche da caratteristiche individuali quali la massa corporea e la minore efficienza dei processi fisiologici di base.

► *I tassi riproduttivi*

La fecondità delle femmine adulte è in genere scarsamente variabile da un anno all'altro e poco influenzata da variabili ambientali e pertanto questo carattere può essere considerato un elemento caratteristico della storia naturale di ciascuna specie. Tuttavia, la massa corporea in sinergia con la densità di popolazione possono influire sulla fecondità delle femmine adulte, suggerendo che gli Ungulati siano caratterizzati da una strategia riproduttiva mirata a minimizzare i rischi legati alla riproduzione per le femmine. La fecondità diminuisce nella fase senescente, analogamente a quanto avviene per la sopravvivenza, ma studi approfonditi riguardanti questo segmento specifico della popolazione sono piuttosto scarsi e pertanto la conoscenza dei meccanismi in atto nella fase senescente è molto limitata.

Nelle specie politoche si assiste ad una variazione nella dimensione della cucciolata; le condizioni climatiche, in particolare quelle invernali, e la densità di popolazione sono alla base delle variazioni osservate in questo tasso riproduttivo, mediate, probabilmente, da un effetto diretto sulla massa corporea delle femmine (Capriolo: Hewison 1996; Hewison & Gaillard 2001, Focardi *et al.*, 2002).

In generale un aumento della densità di popolazione determina una riduzione dei parametri legati alla riproduzione che in ultima analisi possono riflettersi in una diminuzione del tasso di crescita della popolazione. In letteratura, per diverse specie, sono riportate variazioni del rapporto piccoli per femmina adulta in funzione della densità (Cervo, Coulson *et al.*, 2004; Daino, Braza *et al.*, 1990; Capriolo, Vincent *et al.*, 1995, Andersen & Linnell 2000).

Bonenfant *et al.* (2009) hanno rivisto i processi di dipendenza dalla densità dei più importanti parametri demografici negli Ungulati. Le ricerche compiute negli ultimi anni sulla demografia di grandi erbivori nonché l'applicazione di modelli per la quantificazione dei parametri demografici hanno confermato l'esistenza di una sequenza progressiva nella variazione dei tassi vitali mano a mano che la densità di popolazione si avvicina alla capacità portante dell'ambiente. In particolare si verifica:

- un aumento della mortalità giovanile;
- la riduzione dei tassi riproduttivi delle femmine adulte;
- un aumento della mortalità degli adulti.

Tale ipotesi, formulata oltre venti anni fa, è divenuta, in seguito alle evidenze acquisite su diverse specie e popolazioni, un paradigma in grado di descrivere l'andamento generale della demografia dei vertebrati e formulato come tale da Eberhardt (2002). All'aumentare della densità di popolazione, la riduzione della disponibilità di risorse determina dapprima una riduzione della sopravvivenza dei giovani, che può essere accompagnata da un ritardo dell'età riproduttiva, e successivamente dalla diminuzione della sopravvivenza degli adulti, che rappresenta l'ultima fase della sequenza (Eberhardt 1977). Benché questo non sia l'unico modello proposto per descrivere l'andamento degli effetti della densità dipendenza, è però quello che ad oggi ha avuto più riscontri empirici (Bonenfant *et al.*, 2009).

Anche i sistemi riproduttivi e quindi il rapporto sessi possono influire sulla traiettoria demografica delle popolazioni dei grandi erbivori. In linea teorica, nelle specie strettamente monogame –raramente rappresentate tra gli Ungulati– la rimozione di uno qualunque dei due sessi potrebbe risultare ugualmente importante ai fini delle variazioni indotte nella popolazione. Nelle specie poliginiche – come la maggioranza degli Ungulati – la crescita della popolazione dipende in misura maggiore dalla frazione femminile piuttosto che da quella maschile. Questo non implica naturalmente che la rimozione dei maschi riproduttivi non sortisca alcun effetto in termini di dinamica

di popolazione. Tuttavia in linea generale, se nella popolazione sono presenti un numero maggiore di femmine, questo si traduce in una maggior produttività della popolazione stessa fino ad un limite in cui la probabilità di riprodursi per ciascuna femmina diminuisce drasticamente in virtù della scarsità relativa di maschi (Mysterud *et al.*, 2002). Il rapporto sessi deve essere tuttavia fortemente sbilanciato a sfavore dei maschi per generare una riduzione della produttività. Studi compiuti su piccole popolazioni di Cervo in cattività hanno dimostrato che un rapporto di 1M:50F determina il crollo della produttività nella popolazione, rapporto che scende a 1:10 se si considerano solo i maschi giovani (Haigh & Hudson 1993). Specie caratterizzate da un sistema riproduttivo poliginico sono in grado di tollerare ampie deviazioni nella sex ratio, ma in virtù del meccanismo descritto, la sex ratio che determina la massima produttività è molto vicina al valore che ne determina un drastico crollo.

Gaillard e Yoccoz (2003) hanno dimostrato che negli Ungulati la sopravvivenza degli adulti, ed in particolare delle femmine, caratterizzata da una relativa stabilità temporale, incide sulla variazione demografica in misura molto maggiore della sopravvivenza dei giovani, che mostra invece un'elevata variabilità temporale. In altri termini, le variazioni ambientali influiscono in modo differente sulle componenti della fitness di una popolazione: i parametri riconducibili al reclutamento (*recruitment*) della popolazione, come la sopravvivenza dei giovani, sono sensibili alle variazioni ambientali mentre i parametri legati al mantenimento delle popolazioni (ad esempio la sopravvivenza degli adulti) appaiono relativamente stabili e insensibili alle variazioni sfavorevoli dell'ambiente. Nelle popolazioni di Ungulati non sottoposte a prelievo, la sopravvivenza degli adulti è il parametro più importante nel determinare la dinamica (maggiore elasticità). Tuttavia, poiché la sopravvivenza degli adulti è costantemente alta, la sua importanza è ridotta rispetto a quella di altri parametri, meno elastici ma più variabili, caratteristici di altre classi d'età. Così, nella sostanza, fatta salva la sopravvivenza degli adulti, la sopravvivenza – assai variabile – dei giovani diventa determinante ai fini dell'evoluzione numerica della popolazione. Un'alta percentuale di adulti sopravvive sempre, ma se per un certo numero di anni la sopravvivenza dei giovani si mantiene bassa mancherà il rinnovamento della popolazione che quindi tenderà al decremento con $\lambda < 1$ (si veda Johnson *et al.*, 2010) a dispetto dell'immutato valore di sopravvivenza e di elasticità demografico mostrato dagli adulti.

La differenza dei tempi generazionali (intesi come il tempo medio necessario affinché una femmina fertile dia origine a una nuova femmina e che questa diventi a sua volta fertile) tra i diversi gruppi di Mammiferi è in grado di spiegare al meglio l'elasticità di alcuni parametri demografici. Negli Ungulati le femmine adulte hanno normalmente sia un elevato tasso di sopravvivenza sia una lunga vita riproduttiva. Le femmine adulte rappresentano quindi l'architrave della popolazione (Gaillard *et al.*, 2000), senza la quale il decadimento numerico è in pratica ineluttabile. Nei micromammiferi, dove la speranza di vita degli adulti è molto più bassa, assume maggiore importanza (e quindi elasticità) il parametro demografico rappresentato dalla sopravvivenza dei giovani; non importa quanto gli adulti vivano ma piuttosto quanti giovani andranno a rimpiazzarli. In questo caso il tasso di reclutamento dei giovani è più importante del tasso di mortalità degli adulti. A titolo di confronto, i tempi generazionali quantificati per il Cervo sono pari a circa 5 anni (Mysterud *et al.*, 2009), quelli del Capriolo a 4-6 (Nilsen *et al.*, 2009), mentre per lo Stambecco a 8 anni (in cattività, Stuwe & Grodinsky, 1987).

Recentemente, Gaillard *et al.* (2008) hanno rilevato che anche le abitudini alimentari possono determinare un'influenza sui tempi generazionali delle popolazioni di pascolatori e brucatori. In particolare i brucatori, a parità di massa corporea, avrebbero tempi generazionali più rapidi dei pascolatori; ciò sarebbe dovuto principalmente ad un maggiore output riproduttivo (età della prima riproduzione più precoce e capacità di produrre un numero elevato di piccoli). Pertanto, in generale i brucatori, grazie al più breve tempo generazionale, dovrebbero meglio sopportare un'elevata pressione venatoria rispetto ai pascolatori o alle categorie intermedie.

2.4 Prelievo venatorio, dinamica di popolazione ed effetti evolutivi

Il prelievo venatorio spesso rappresenta la più importante causa di mortalità per gli Ungulati, altera sensibilmente la sopravvivenza degli adulti rispetto alle condizioni naturali (Langvatn & Loison 1999) e può generare rapidi cambiamenti, sia nella morfologia sia nelle componenti della fitness delle specie. La dinamica di popolazione e l'evoluzione delle componenti della fitness sono inevitabilmente interconnessi: le strategie e i sistemi riproduttivi, le modalità di investimento materno, la selezione del partner sono influenzati dalla sopravvivenza età specifica, dalle corrispondenti probabilità di

riproduzione e dal rapporto numerico tra i sessi (Festa-Bianchet, 2008). Le risposte evolutive sono rese molto rapide quando sono accompagnate da fenomeni demografici, come l'aumento di risorse procapite successivo alla riduzione della densità (Darimont *et al.*, 2009). Questi aspetti sono stati solo di recente oggetto di considerazione nella letteratura scientifica e Allendorf & Hard (2009) hanno fatto notare come sia sorprendente che Darwin stesso, che in gioventù aveva praticato questa attività, non abbia mai discusso le conseguenze evolutive della caccia e come questa potesse influenzare la selezione naturale o sessuale. Gli effetti evolutivi del prelievo sono emersi nel diciannovesimo secolo per quanto riguarda la pesca e più tardi per la caccia. Per esempio, gli effetti evolutivi della selezione di pesca basata sulla taglia hanno determinato l'anticipazione dell'età riproduttiva e la riduzione della taglia delle popolazioni ittiche coinvolte, con conseguenze a cascata sulla loro demografia e sulla struttura e composizione delle biocenosi marine.

Nel caso degli Ungulati, i possibili effetti del prelievo venatorio sull'evoluzione delle popolazioni dipendono prevalentemente dalla scelta degli individui da abbattere in conformità ad alcune caratteristiche fenotipiche, quali la dimensione corporea e/o le caratteristiche di palchi o corna, e dalla loro importanza relativa nel determinare variazioni della fitness nel medio e lungo termine. Questi caratteri, spesso determinati da una componente genetica multifattoriale, vengono così sfavoriti dal meccanismo evolutivo che riduce il contributo alla riproduzione dei soggetti che li mostrano. La caccia al trofeo, pratica ancora diffusa in diversi contesti gestionali ed in molti paesi, è un esempio di tale meccanismo. L'interesse venatorio per il trofeo della Pecora dalle grandi corna – *Ovis canadensis* - ne ha causato una diminuzione delle dimensioni ed un'alterazione della forma (Coltman *et al.*, 2003). Risultati simili sono riportati da Garel *et al.*, (2007) per il Muflone e questi autori suggeriscono di considerare le misurazioni delle corna, raccolte in ambito venatorio, per verificare i possibili effetti del prelievo selettivo per determinate caratteristiche. I rischi legati alla pratica della caccia al trofeo possono risultare un problema in particolare nei paesi in via di sviluppo dove la regolamentazione della caccia è carente o scarsamente osservata, con ricadute negative per la conservazione delle specie (Hofer 2002).

Fra le conseguenze dell'attività venatoria, è da considerare anche la perdita della variabilità genetica che si realizza mediante la riduzione della dimensione effettiva della popolazione (N_e). Si indica come dimensione effettiva di una popolazione il numero degli individui che ne fanno parte e partecipano alla riproduzione; essi rappresentano solo una parte della popolazione complessiva. Per grandi popolazioni questa suddivisione è irrilevante ma per popolazioni di piccole dimensioni può essere importante. Negli Ungulati non vi è una sostanziale differenza tra popolazione complessiva e popolazione effettiva se si considerano le femmine in età riproduttiva, visto che praticamente tutte partecipano alla riproduzione, ma questa differenza può essere rilevante per i maschi in quanto in molti casi non tutti gli individui contribuiscono allo stesso modo a determinare il pool genico della popolazione. Nelle specie monogame, in genere tutti i soggetti riproduttivi partecipano alla riproduzione mentre nelle specie poliginiche solo taluni maschi, con determinate caratteristiche, lo fanno. La caccia riduce la speranza di vita dei maschi ed il loro successo riproduttivo medio, con ripercussioni dirette proprio su N_e . Hard *et al.* (2006) attraverso simulazioni su popolazioni soggette a prelievo, hanno riscontrato che la caccia può determinare la riduzione di N_e se la mortalità dei maschi causata dal prelievo è molto alta (>25-30%) e che per mantenere N_e a livelli tali da garantire la funzionalità dei meccanismi di selezione naturale ed il potenziale adattativo nel lungo termine occorre applicare regimi di prelievo che riducono la mortalità dei maschi in modo che il rapporto sessi non scenda al di sotto di 18 maschi ogni 100 femmine.

Ricerche recenti hanno dimostrato che anche la composizione in sessi è uno dei maggiori determinanti della dinamica di popolazione negli Ungulati. Il prelievo sbilanciato a carico dei maschi, che, soprattutto in passato, ha caratterizzato la pratica venatoria di alcuni paesi, se raggiunge valori estremi può determinare un crollo della fecondità (Milner *et al.*, 2007). Inoltre il prelievo eccessivo dei maschi maturi dominanti può consentire ai maschi più giovani di prendere parte alla riproduzione determinando un ritardo nel periodo delle nascite o una loro minore sincronia (Mysterud *et al.*, 2002).

Un regime di prelievo che si concentri su soggetti di maggiori dimensioni provoca conseguenze demografiche negative, causate dalla maggior riproduzione dei soggetti con caratteristiche fisiche di bassa qualità. Va anche riportato che recentemente Mysterud & Bishof (2010) hanno ipotizzato che la forma di caccia detta "Wahlabschuß" (caccia selettiva o compensatoria⁵) mirata a rimuovere i maschi giovani di Cervo con trofeo di scarsa qualità consentirebbe ai maschi con

⁵ In questo contesto il significato del termine "caccia selettiva" non è assimilabile a quello adottato nelle presenti linee guida e definito nel paragrafo 4.2.

miglior trofeo di svilupparsi ed essere così disponibili in un secondo tempo, riducendo o annullando gli indesiderabili effetti microevolutivi di questo tipo di caccia.

La mortalità determinata dal prelievo venatorio può alterare sostanzialmente anche la composizione in classi di età. L'analisi dei principali parametri demografici per ciascuna classe d'età suggerisce che le popolazioni di Ungulati si siano evolute in condizioni di bassa e variabile sopravvivenza dei giovani e di elevata e stabile sopravvivenza degli adulti non senescenti. In genere nelle popolazioni soggette a prelievo, la mortalità degli adulti aumenta rispetto a quella che si registrerebbe in assenza di prelievo e pochissimi soggetti raggiungono la fase senescente. In altre parole, l'attività venatoria diminuisce la speranza di vita alla nascita e la popolazione tende a ringiovanire. Ipotizzando un prelievo del 20% di femmine adulte e assumendo una mortalità naturale additiva pari a circa il 2%, Festa-Bianchet (2008) ipotizza che solo il 38% di giovani raggiungerà l'età di cinque anni, contro una media del 75% (66-94%) quantificata in popolazioni di varie specie di ungulati non soggette a prelievo. Analogamente, per i maschi adulti, ipotizzando un prelievo del 35% ed una mortalità naturale del 3% - sensibilmente superiore a quella delle femmine - solo il 10% dei giovani sopravvivrà fino a cinque anni di età, contro una media del 57% (31-93%) quantificata in popolazioni non sfruttate. In genere dunque, l'attività venatoria determina una distribuzione troncata nelle classi di età, con uno sbilanciamento verso le classi più giovani ed un rapporto sessi in favore delle femmine (Solberg *et al.*, 2002). Il generale ringiovanimento della popolazione determina una composizione della popolazione con prevalenza delle classi di età, che risultano maggiormente soggette agli effetti delle variazioni ambientali e della dipendenza dalla densità. Questo può determinare più ampie fluttuazioni delle popolazioni in funzione dei fattori meteo-climatici, rispetto a quanto si osserva nelle popolazioni non soggette a prelievo; il fenomeno diviene particolarmente rilevante in condizioni di alta densità. D'altro canto, lo sbilanciamento in favore delle femmine determina un aumento del *reclutamento* della popolazione, anche se nei casi di sbilanciamento veramente eccessivo aumenterebbe la proporzione di femmine che non partecipano alla riproduzione.

Dal punto di vista teorico, il prelievo nelle classi giovanili e nella classe senescente, composta da individui caratterizzati da bassa sopravvivenza e bassi/assenti tassi riproduttivi, potrebbe generare il minor impatto sulla dinamica della popolazione, poiché sono le variazioni nella sopravvivenza delle classi mature ad avere il maggior impatto sulla variazione della dimensione della popolazione (Clutton Brock & Coulson, 1982). Per quanto attiene la classe senescente, tuttavia, in molte specie di Ungulati l'ipofertilità degli individui appartenenti alla più anziana coorti di età è scarsamente dimostrabile - e nella maggior parte delle popolazioni soggette a sfruttamento venatorio esse sono scarsamente rappresentate.

Benché numerosi studi abbiano confermato che le preferenze del cacciatore possono causare effetti evolutivi nel lungo termine, il tasso di prelievo esercitato sulla popolazione può essere più importante dei criteri selettivi adottati nell'indurre risposte evolutive (massa corporea delle le femmine di Cervo, Proaktor *et al.*, 2007; Mysterud 2011).

Un'altra questione rilevante riguarda la capacità del prelievo venatorio di influenzare il tasso di crescita della popolazione (λ). Poiché λ è funzione della sopravvivenza età-specifica, del tasso riproduttivo e dell'immigrazione di individui dalle aree circostanti, una pressione venatoria eccessiva su alcune classi può essere compensata dall'incremento della sopravvivenza di altre classi e/o dalla colonizzazione dell'area da parte di altri soggetti. Più in generale, quando il prelievo è finalizzato alla riduzione della popolazione occorre tenere presente che, rilassando gli effetti della densità, è possibile che si ottenga un incremento iniziale della densità stessa.

Un esempio di tale dinamica è fornito da Putman *et al.* (2005) che hanno analizzato gli effetti di un prelievo consistente, mirato alla riduzione del carico di pascolo, su una popolazione di Cervo in una riserva scozzese di 3940 ha (anni 1986-2001). Dopo un iniziale declino che ha portato la popolazione a raggiungere una consistenza minima nel periodo 1994-1995 e, per mantenere i livelli di densità raggiunti, sono stati applicati tassi ben superiori a quelli corrispondenti al *recruitment* della popolazione. Inoltre, mentre la proporzione dei maschi maturi è diminuita, quella dei giovani è aumentata, pur in assenza di altre variazioni legate alla massa corporea o alla fertilità delle femmine adulte. Gli autori hanno ipotizzato pertanto che si siano verificati fenomeni di immigrazione temporanea di animali dalle aree esterne, cosicché le variabili di condizione misurate nella riserva risultavano probabilmente condizionate da fattori esterni alla riserva stessa. Questo esempio mostra che anche la scala in cui vengono attuati gli interventi di gestione influenza le modalità di variazioni demografiche osservate. Relativamente al Capriolo, esperienze gestionali condotte in ambienti particolarmente favorevoli alla specie hanno mostrato che un tasso di prelievo pari al 40% della popolazione minima vitale è in grado di modificare la traiettoria della popolazione.

Sebbene molti degli effetti dell'attività venatoria siano stati adeguatamente studiati, sono ancora molti gli interrogativi che rimangono aperti. Ad esempio, se e in che tempi sia possibile un recupero delle caratteristiche fenotipiche alterate dall'attività venatoria e quali sono gli effetti che si riflettono sulle altre componenti dell'ecosistema. La scala temporale in cui molti degli effetti possono essere misurati costituisce un importante elemento di tale complessità. Una buona gestione delle popolazioni deve mirare anche a minimizzare gli impatti descritti, garantendo la sostenibilità del prelievo, nella sua più ampia accezione, nel lungo termine. Questo implica sostanzialmente anche un regime di gestione che non alteri sensibilmente le pressioni che la selezione naturale opera sulle popolazioni. Pertanto, l'attività venatoria non dovrebbe orientarsi su criteri di selezione morfologica ma riprodurre il più fedelmente possibile la mortalità naturale. In linea teorica, il prelievo dovrebbe interessare prevalentemente i giovani e il segmento senescente della popolazione (Proaktor *et al.*, 2007, Milner *et al.*, 2011). La sottrazione di maschi in eccellente forma fisica potrebbe essere sostenibile su una minima frazione degli esemplari presenti; tuttavia questi individui dovrebbero essere prelevati solo dopo aver dato loro la possibilità di esprimere il proprio potenziale riproduttivo, effettuando il prelievo dopo che hanno raggiunto la piena maturità e nel periodo post riproduttivo. Infine, se nei Cervidi la demografia e gli effetti del prelievo seguono le modalità descritte, questo non vale per specie come lo Stambecco, dove i maschi adulti sono caratterizzati al contrario da una maggior sopravvivenza, e il prelievo concertato sulle classi giovanili e adulti potrebbe favorire la presenza nella popolazione di un numero artificialmente elevato di maschi anziani.



Figura 2.6 - Cervo all'inizio della fase di senescenza. In quasi tutte le popolazioni cacciate gli individui che raggiungono questa età sono meno frequenti rispetto a quanto avviene in popolazioni non sottoposte a prelievo – Foto di Andrea Dal Pian.

3. IL MONITORAGGIO DELLE POPOLAZIONI

In questo capitolo sono esposti i principi generali che debbono essere considerati nello sviluppo di un programma di monitoraggio, nonché una descrizione delle metodologie per la quantificazione della densità di popolazione maggiormente applicabili nella pratica gestionale e basate su una validazione discussa nella letteratura scientifica. Al fine di fornire gli strumenti per valutare la qualità dei risultati dei programmi di monitoraggio vengono talvolta richiamate anche le necessarie procedure di analisi statistica. Ciascun metodo è discusso in funzione delle specie a cui può essere applicato. In generale, il monitoraggio della consistenza delle popolazioni o degli indici di tendenza deve essere organizzato all'interno delle unità di gestione per ciascuna specie, eventualmente ripartite ulteriormente in funzione del personale a disposizione, e del piano di campionamento.

3.1 Il monitoraggio: definizione

Il termine monitoraggio è stato spesso utilizzato per indicare attività anche molto diverse fra loro. In questo documento il termine identifica il processo generale in base al quale vengono raccolti ed organizzati i dati quantitativi riferiti ad alcune variabili demografiche e a diversi intervalli temporali, con la finalità di valutare periodicamente lo stato del sistema e trarre conclusioni in merito alle variazioni di stato osservate (Yoccoz, Nichols & Boulinier, 2001).

La pianificazione di un programma di monitoraggio deve rispondere a tre domande basilari: 1. Perché si attua il monitoraggio? 2. Quale dovrebbe esserne l'oggetto? 3. Come dovrebbe essere realizzato il monitoraggio? Mentre è difficile citare in maniera esaustiva i molteplici possibili obiettivi di un piano di monitoraggio, è sicuramente possibile e più utile ricondurli a due categorie più generali: la gestione e la ricerca scientifica. Le finalità del presente documento limitano la trattazione alla prima delle due categorie, anche se, laddove necessario, non saranno trascurati riferimenti alla seconda, in particolare per quanto riguarda alcuni concetti condivisi da entrambi gli approcci.

I programmi di monitoraggio associati a finalità gestionali devono sostanzialmente rispondere alla necessità di identificare lo stato del sistema e di fornire informazioni sulle modalità con cui il sistema risponde alle azioni di gestione poste in atto. La conoscenza dello stato del sistema è di ovvia importanza per la gestione: ad esempio se la dimensione di una popolazione è ritenuta troppo piccola, la gestione sarà finalizzata a consentirne l'incremento. L'analisi dei dati di monitoraggio per comprendere le modalità di risposta della popolazione agli interventi di gestione cui è sottoposta ha invece molti punti in comune con l'analisi dei medesimi dati nell'ambito delle finalità della ricerca scientifica, dove essi sono utilizzati per confrontare ipotesi alternative. In questo caso le risposte del sistema rivelate dal monitoraggio dovrebbero essere confrontate con ipotesi di tipo previsionale formulate a priori; relativamente alla gestione, questo presuppone la definizione preventiva di obiettivi stabiliti sulla base di variabili quantitative ben definite (ad esempio la densità di popolazione) ed il più possibile semplici.

La definizione delle variabili da sottoporre a monitoraggio è ampiamente determinata dagli obiettivi che s'intende raggiungere. Ai fini della gestione, è rilevante la determinazione della variabile di stato (ad esempio la dimensione della popolazione) ma anche di altre variabili ad essa associate ed in grado di caratterizzarla in modo più preciso (ad esempio, il numero di piccoli per femmina, la mortalità indotta dal prelievo, etc.). Sebbene nella gestione venatoria le attività di monitoraggio siano dedicate generalmente alla quantificazione della dimensione delle popolazioni ed alla loro caratterizzazione strutturale, recentemente trova spazio sempre più ampio la sperimentazione di metodologie finalizzate al monitoraggio della relazione popolazione – ambiente, che possono costituire una valida alternativa ai metodi di rilevazione diretta che a volte risultano difficilmente applicabili.

Diversamente dall'inventario, un corretto programma di monitoraggio di popolazione deve essere in grado di rilevare una variazione nel tempo del parametro oggetto di misurazione, qualora questa si verifichi. Il tasso e la direzione delle variazioni associate all'abbondanza della popolazione nel tempo e/o nello spazio rappresentano quindi il primo prodotto delle attività di monitoraggio a fini gestionali. Secondariamente, il monitoraggio della popolazione fornisce i dati utili a verificare l'efficacia delle azioni di gestione messe in atto ed in particolare ad accertare se siano stati generati gli effetti previsti sulle popolazioni. Nel caso della gestione degli Ungulati, basata solitamente su quantificazioni delle popolazioni minime vitali, il protocollo di monitoraggio dovrebbe garantire di rilevare variazioni demografiche importanti, che impongono la eventuale ridefinizione delle strategie

di gestione delle popolazioni. Affinché un metodo possa essere applicato nelle attività di monitoraggio, è necessario che esso sia stato validato su base scientifica, compito solitamente affidato alla ricerca metodologica che, attraverso la sperimentazione delinea gli assunti, la modalità di applicazione, i limiti e la qualità del risultato ottenibile.

La sfida che si trova più frequentemente ad affrontare il gestore è quella di individuare un metodo che, con i mezzi e le risorse a disposizione e la vastità dei territori interessati, risulti adeguato a produrre una quantificazione della consistenza di popolazione il più possibile vicina a quella reale. La letteratura specializzata offre un'ampia trattazione delle principali metodologie utili allo scopo ed il consistente numero di lavori che ne valutano criticamente la sperimentazione testimoniano la complessità della materia. Generalmente le metodologie messe in atto in ambito gestionale rappresentano quindi il miglior compromesso fra la qualità e quantità dei dati raccolti e la disponibilità di risorse, economiche ed umane, necessarie per ottenere le informazioni giudicate necessarie.

3.2 Obiettivi

Nel nostro Paese è la normativa nazionale di settore a dettare l'esigenza e a stabilire il primo obiettivo del monitoraggio: la conoscenza e la valutazione della tendenza delle popolazioni nel tempo. Infatti, lo Stato demanda ad un proprio ente – l'ISPRA⁶ – *“il compito di conoscere la consistenza del patrimonio ambientale costituito dalla fauna selvatica sull'intero territorio nazionale, di studiarne lo stato e l'evoluzione e di elaborare azioni di intervento volte a garantire la compatibilità delle azioni di gestione e conservazione con il mantenimento delle specie selvatiche in uno stato di conservazione soddisfacente”* (legge 157/92, art.7, comma 3). Negli ultimi anni sta divenendo sempre più critica la disponibilità di personale cui affidare il compito della collezione dei dati di base, operazione che generalmente richiede l'impegno ed il coordinamento di un elevato numero di persone. Nell'ultimo decennio infatti, si è assistito ad una diminuzione delle risorse economiche e del personale d'istituto che le pubbliche amministrazioni possono dedicare a questo compito, sempre più affidato al volontariato. Ma anche su quest'ultimo versante si registra una flessione dello sforzo praticabile; il numero dei cacciatori, che rappresentano a tutt'oggi la componente sociale più largamente e sistematicamente impegnata nella collezione dei dati di monitoraggio delle popolazioni di Ungulati ha mostrato una progressiva diminuzione. Questa circostanza pone non pochi problemi in molte realtà locali dove risulta impossibile o estremamente difficoltoso effettuare il monitoraggio delle popolazioni su larga scala applicando metodi che richiedono un elevato numero di addetti che debbono lavorare contemporaneamente e che devono possedere un'adeguata istruzione e capacità di effettuare i rilievi in modo standardizzato. A conferma di questo, occorre rilevare la sistematica carenza di dati sulle popolazioni di Ungulati all'interno delle aree protette, dove l'assenza di interessi venatori genera lacune conoscitive particolarmente evidenti, come emerso chiaramente nella compilazione della Banca Dati Ungulati curata dall'ISPRA (Carnevali *et al.*, 2009). La tendenza rilevata è destinata probabilmente ad aggravarsi nel prossimo futuro; per ragioni di tipo culturale infatti il ricambio generazionale tra le fila dei cacciatori non sembra in grado di compensare le defezioni. Tale circostanza apre un nuovo scenario, affrontabile attraverso due soluzioni, non necessariamente contrapposte. Da una parte sarebbe auspicabile che la realizzazione delle azioni concrete di gestione (e tra queste *in primis* il monitoraggio) vedesse la partecipazione di un maggior numero di categorie di portatori di interesse, a vantaggio di un incremento trasversale della conoscenza relativa alle problematiche della conservazione, intesa nella più ampia accezione del termine. D'altro canto può essere valutata la possibilità di utilizzare metodi indiretti di stima dello status e dell'evoluzione delle popolazioni che, pur assicurando il necessario rigore tecnico, consentano uno sforzo di campionamento più limitato rispetto a quello necessario per utilizzare i metodi oggi più diffusamente applicati.

3.3 Concetti di base

Esistono principalmente due fonti di errore che dovrebbero essere attentamente valutate in fase di pianificazione dei programmi di monitoraggio delle popolazioni: la probabilità di rilevamento degli animali e la strategia di campionamento. Questi due fondamentali concetti hanno importanti ricadute sulla qualità del risultato, sulla sua affidabilità e sul suo impiego a fini gestionali.

⁶ L' Istituto Superiore per la Ricerca e Protezione Ambientale (ISPRA) istituito con la legge 133/2008, art. 28, ha assorbito le funzioni, le risorse finanziarie, strumentali e di personale dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS) di cui alla legge 11 febbraio 1992 n. 157.

3.3.1 La probabilità di rilevamento

La maggioranza dei metodi utilizzati per la quantificazione delle popolazioni in natura non forniscono una conta completa degli individui ma piuttosto una quantificazione parziale. Generalmente infatti la probabilità di rilevamento di un individuo (β) è inferiore a uno e la relazione esistente fra gli individui contati (C) e la reale dimensione della popolazione (N) è data da:

$$E(C) = \beta N$$

dove $E(C)$ è il valore atteso delle conte, data la probabilità di rilevamento β . Per trasformare il numero di animali conteggiati in una stima della dimensione della popolazione, occorre conoscere la probabilità di rilevamento:

$$\hat{N} = \frac{C}{\hat{\beta}}$$

dove le notazioni " \hat{N} " e " $\hat{\beta}$ " indicano che le corrispondenti quantità (N e β) sono delle stime. Se, ad esempio sono stati contati 25 caprioli (C) ma si valuta che questo numero rappresenti solo il 25% (β) della popolazione reale allora questa sarà composta da 100 individui (25/0,25).

Sulla base del valore di β , le conte si definiscono complete (censimenti) solo quando $\beta=1$ (tutti gli animali sono rilevati) o incomplete ($\beta<1$); in quest'ultimo caso il valore ottenuto può essere corretto adeguatamente se β è quantificata. La probabilità di rilevamento può essere quantificata applicando alcuni metodi di stima delle popolazioni – *mark-resight*, *distance sampling* - sui quali si tornerà in seguito.

Diversi autori (Thompson *et al.*, 1998, Nichols *et al.*, 2000, Anderson 2001, Yoccoz *et al.*, 2001) fanno rilevare che gli indici di popolazione, come il numero degli individui effettivamente contattato (numero minimo di individui presenti), non corredati da una stima della probabilità di rilevamento siano da considerarsi sostanzialmente inutilizzabili per definire con un buon margine di precisione la consistenza di una popolazione. Le specifiche probabilità di rilevamento condizionano fortemente anche il confronto dei dati di popolazione nel tempo e nello spazio, ad indicare la rilevanza di questo concetto nello sviluppo dei metodi di monitoraggio. Nel caso in cui sia possibile dimostrare che β assume valori elevati ($\beta \geq 0,5$) e mostra una sostanziale costanza nel tempo (o una variazione di entità limitata), i conteggi, da intendersi come numero minimo di animali presenti (MNA, *minimum number alive*), possono comunque considerarsi di grande utilità a fini gestionali, soprattutto nell'individuazione di trend sul medio-lungo periodo.

3.3.2 La strategia di campionamento

L'applicazione di metodi per ottenere indici o stime di popolazione richiede che i dati siano collezionati attraverso un adeguato campionamento, la cui funzione è quella di fornire informazioni attendibili sul parametro di interesse (ad esempio numero di animali avvistati, numero di *pellet group* rinvenuti, ecc.) e consentire l'estrapolazione del dato (**inferenza**) alla porzione dell'area di studio non investigata. L'inferenza è dunque il processo mediante il quale le conclusioni desunte dai campioni vengono generalizzate anche alla frazione non campionata.

L'applicazione di un disegno di campionamento appropriato garantisce quindi che i campioni selezionati ai fini del monitoraggio siano rappresentativi dell'insieme oggetto d'indagine e che i risultati ottenuti possano essere estesi o estrapolati ad aree non campionate. L'obiettivo del disegno di campionamento è quello di massimizzare l'efficienza del processo fornendo le migliori stime statistiche con la minor variabilità ed al minor costo (Krebs 1989). Per una descrizione dettagliata delle strategie di campionamento, corredata delle quantificazioni necessarie, si rimanda ai lavori di Thompson *et al.* (1998), Cochran (1977) e Elzinga *et al.* (2001), mentre in questo contesto si è ritenuto utile fornire solo una breve descrizione delle modalità più comunemente utilizzate per la selezione delle unità di campionamento (UC), evidenziando al contempo i principi di base indispensabili per la realizzazione di un corretto programma di monitoraggio.

Una efficace strategia di campionamento deve basarsi su un criterio probabilistico, che prevede che ciascuna UC abbia la stessa probabilità di essere selezionata, applicando cioè una

procedura in cui la soggettività e l'opportunità siano sostituiti dalla casualità (Anderson, 2001). A tal fine, l'area di studio viene suddivisa in UC di uguali dimensioni, distinte e non sovrapposte, che formano la base per la selezione del campione. Attraverso il **campionamento casuale semplice** le UC da ispezionare sono selezionate, casualmente ed in modo indipendente, fra tutte quelle disponibili. Tuttavia, questo approccio non è efficiente se applicato su larga scala poiché tende a non essere bilanciato nello spazio: la localizzazione casuale può restituire UC raggruppate nello spazio e/o, in presenza di una bassa dimensione del campione, alcune aree possono risultare sovra- o sotto-rappresentate: pertanto l'applicazione di tale strategia deve essere limitata ad aree che presentino condizioni di elevata omogeneità ambientale. La precisione delle stime ottenute da un campionamento casuale dipende in larga misura dalla distribuzione degli individui e dal momento che raramente le popolazioni animali sono distribuite casualmente nello spazio, il campionamento casuale semplice può non essere la strategia di campionamento più appropriata.

Per ottenere UC distribuite con una certa uniformità nell'intera area campionata si può ricorrere al **campionamento sistematico**. Seguendo questa modalità, viene selezionata una UC ogni dato numero di UC (k_s), a partire da una prima UC selezionata casualmente. La componente di casualità nel processo di selezione delle UC è rappresentata dalla selezione casuale del punto di inizio. La scelta del "passo" - k_s - dipende invece dalla dimensione del campione: se le unità di campionamento potenziali sono 500 e la dimensione del campione è pari a 20, potrà essere selezionata una unità ogni 25 ($k_s = 500/20 = 25$, Thompson *et al.*, 2001). In ogni caso, la distanza fra due UC consecutive deve essere tale da garantire l'indipendenza delle osservazioni. Rispetto al campionamento casuale, quello sistematico è caratterizzato da una maggiore rappresentatività delle aree campione e da una conseguente maggiore precisione (Chocran 1977).

L'allocazione per strato delle unità di campionamento (**campionamento stratificato**) conferisce una ancora maggiore precisione alle stime. Alcune informazioni sono necessarie in tal caso per modulare il campionamento in funzione delle variabili che influenzano la distribuzione degli individui. Ad esempio, la stratificazione per tipologia di habitat è utile per tenere conto della variabilità derivante dalla diversa distribuzione degli animali in funzione della variabilità ambientale presente nell'area di studio. La ripartizione delle unità di campionamento all'interno di ciascuno strato dipende dalla variabilità e dalla estensione degli strati, anche se occorre tenere presente che per ottenere una stima di varianza ciascuno strato deve contenere almeno due unità di campionamento (Thompson *et al.*, 2001). Deve inoltre essere attentamente valutato lo sforzo d'indagine richiesto e quindi i costi operativi. Il modo più semplice per determinare quante UC debbano essere collocate in ogni strato è quello di ripartirle in modo proporzionale (**allocazione proporzionale**) alla estensione di ciascuno strato. L'allocazione proporzionale tuttavia non tiene conto della variazione fra strati e dunque è da considerarsi generalmente meno precisa rispetto ad altre modalità di allocazione secondo le quali lo strato caratterizzato dalla maggior variabilità contiene un numero maggiore di UC rispetto a quanto avviene per gli strati meno variabili (Cochran, 1977). Quest'ultima modalità di allocazione proporzionale in funzione della variabilità è conosciuta come **allocazione di Neyman**. Infine, merita menzione **l'allocazione ottimale** che considera anche il diverso costo di realizzazione del campionamento all'interno di ciascuno strato, ad esempio per ragioni di tipo logistico, e bilancia il costo di realizzazione con la variabilità all'interno di ciascuno strato. Una volta stabilito il numero di unità di campionamento all'interno di ciascuno strato, la selezione può avvenire con una delle modalità sopra esposte.

La scelta del disegno campionario dipende dalla sua efficienza intrinseca e dalla possibilità della sua applicazione pratica. In generale, la realizzazione di uno studio pilota aiuta nella selezione delle strategie di campionamento più appropriate nonché nella scelta della modalità di allocazione delle UC, consentendo una valutazione iniziale di valore orientativo della varianza ad essa associata.

Come si vedrà in seguito, i dati utilizzati per la gestione delle popolazioni di Ungulati scaturiscono da procedure di campionamento non sempre rigorose e quasi mai basate su criteri probabilistici e ciò si riflette sulla qualità del dato ricavato e, conseguentemente, sul grado di conoscenza del parametro di interesse. Il campionamento opportunistico - procedura mediante la quale i dati sono collezionati lungo percorsi o aree scelti ad hoc, quali strade, sentieri o aree ad elevata densità di animali, producono solitamente risultati non affidabili e dai quali non è possibile ricavare informazioni relative alla porzione di popolazione non campionata. Pertanto, è importante che le figure incaricate di operare le scelte gestionali tengano in debito conto la qualità ed i limiti dei dati conseguiti attraverso il monitoraggio, operando una valutazione critica delle procedure applicate ed

evitando forzature circa l'utilizzazione delle informazioni ottenute (ad esempio, applicare tassi di sottostima non quantificati in modo sperimentale).

3.4 E' possibile rilevare la tendenza nella traiettoria demografica di una popolazione?

Conoscere il tasso e la direzione di eventuali cambiamenti delle variabili demografiche è certamente l'informazione più importante per migliorare l'efficacia della gestione di una popolazione di Ungulati e verificarne gli effetti. Per una maggior facilità nell'esposizione dei concetti principali si farà riferimento alla dimensione della popolazione o agli indici ad essa correlati, ma quanto esposto può essere esteso a qualsiasi altra variabile demografica. Da un punto di vista analitico, la tendenza della popolazione è generalmente rilevabile attraverso una regressione lineare fra valori di abbondanza e la scala temporale, solitamente espressa in anni, in cui la medesima abbondanza è stata misurata. Tale analisi produce una quantificazione del tasso di cambiamento della popolazione nel tempo, sintetizzato dal valore della pendenza mostrato dalla retta di regressione. Da un punto di vista statistico se la pendenza della retta non è significativamente diversa da zero, la popolazione si assume stabile; se la pendenza è significativamente maggiore o minore di zero la popolazione si assume in crescita o in declino. Il concetto viene espresso dall'immagine di sintesi riportata in fig. 3.1: una linea che sale o scende in dipendenza del fatto che la popolazione aumenti o diminuisca nel tempo ma con pendenza sempre diversa da zero. Tuttavia, spesso il dato di base per valutare l'esistenza di una tendenza (*trend*) altro non è che una valutazione imprecisa della consistenza di popolazione o più comunemente una stima puntuale, un valore numerico privo di qualsiasi valutazione di variabilità associata.

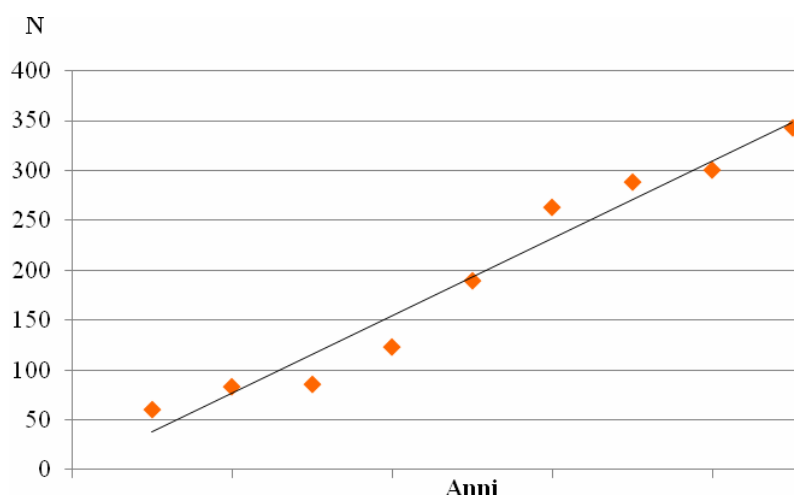


Figura 3.1 – L'uso della regressione lineare assume che la variazione dell'abbondanza sia lineare. La capacità di rilevare una tendenza nella popolazione dipende anche dalla precisione delle singole stime, che non è quantificata nel caso delle stime puntuali.

Tale limite è tanto più importante quanto più contenute sono le variazioni interannuali della dimensione della popolazione, come generalmente avviene nelle popolazioni di grandi erbivori. E' dunque lecito chiedersi quale sia la effettiva possibilità di rilevare una tendenza demografica sulla base dei dati a disposizione. Ci sono due elementi da considerare a riguardo: il dato di base, relativo alla dimensione della popolazione, e la potenza statistica. Sulla bontà dei dati di base (indici o densità assoluta) si tornerà in seguito, ma in questa sede occorre ricordare che la qualità di una stima si basa sulla combinazione di precisione e accuratezza, tipiche della tecnica applicata. L'**accuratezza** indica quanto il valore stimato sia vicino a quello reale mentre la **precisione** indica il grado di vicinanza di diverse stime ottenute per la medesima popolazione: tanto maggiore è la dispersione delle stime tanto maggiore è l'errore (Fig. 3.2).

Pertanto la precisione è un parametro che deve essere sempre quantificato se l'obiettivo del monitoraggio è quello di rilevare una eventuale tendenza demografica. Ma qual è l'ampiezza della variazione demografica che deve essere considerata biologicamente significativa e tale da indurre una modifica delle scelte gestionali? Non esiste una regola generale per stabilire questo valore né tantomeno quello del livello minimo di cambiamento demografico rilevabile, che deve essere comunque compatibile con le caratteristiche ecologiche della specie d'interesse, in particolare in relazione ai tassi demografici noti e ricavabili dalla letteratura, senza dimenticare che più le variazioni sono contenute più è difficile il loro rilevamento. Non deve essere inoltre trascurata un'attenta valutazione delle possibili diverse conseguenze che scaturiscono dal non rilevare un trend quando questo è in atto.

Infine, la scala temporale di osservazione non è un elemento trascurabile, dal momento che, contrariamente a quanto avviene con frequenza in altri gruppi sistematici, anche d'interesse gestionale (Lagomorfi, Galliformi, ecc.), le variazioni interannuali della demografia delle popolazioni di Ungulati sono generalmente contenute e una serie temporale di almeno tre anni è necessaria per poterne individuare la tendenza, anche se da un punto di vista analitico è difficile rilevare in modo affidabile il trend di una popolazione con meno di cinque osservazioni annuali (Elzinga *et al.*, 2001). Va da sé che la definizione a priori della variazione demografica attesa è di cruciale importanza nella pianificazione degli obiettivi della gestione delle popolazioni.

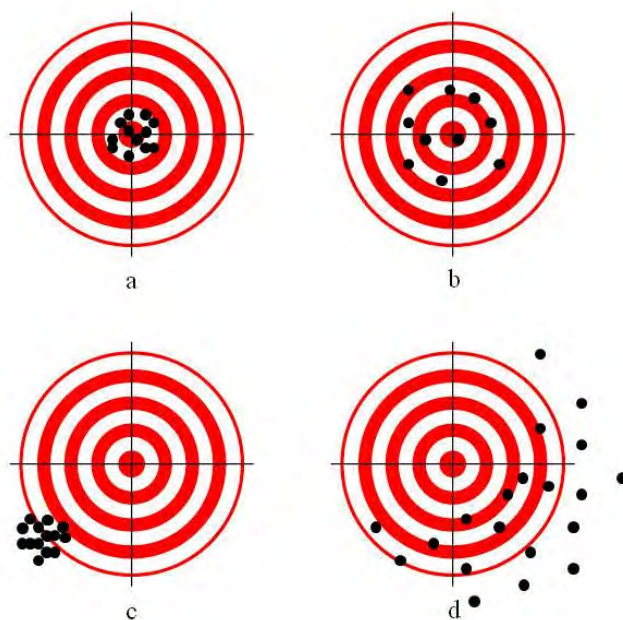


Figura 3.2 - Per spiegare i concetti di accuratezza e precisione si fa spesso ricorso all'analogia con la distribuzione dei colpi in un bersaglio. a: stima accurata e precisa; b stima :accurata ma non precisa; c: stima precisa ma non accurata(le misurazioni presentano un errore sistematico che le colloca tutte nel quadrante di sinistra); d: stima non accurata né precisa.

L'analisi della tendenza della popolazione può essere fortemente compromessa se i dati sono condizionati da fonti di variazione casuali e difficilmente controllabili: le condizioni atmosferiche, l'habitat, il periodo del giorno in cui vengono effettuate le osservazioni e, non ultima, la differenza fra osservatori nella capacità di rilevamento. Per tale ragione, è indispensabile che le procedure di raccolta dei dati di base siano standardizzate e la differenza fra le capacità degli osservatori sia rilevata ed efficacemente corretta.

3.4.1 La potenza statistica

Considerato che raramente si dispone di conte complete e che più frequentemente si utilizzano indici o stime di popolazione, è necessario valutare, in base alla qualità dei dati a disposizione, se si è in grado di rilevare una variazione demografica. Esiste infatti una certa probabilità di concludere che sia in atto una variazione quando invece questa non si verifica. La probabilità che ciò accada è definita p ed è di solito restituita dai test statistici applicati. Se, confrontando due valori, si ottiene un valore di $p=0,30$, questo indica che esiste una probabilità del 30% di ottenere i risultati osservati anche se nessuna variazione demografica è in atto. Generalmente si stabilisce un livello soglia di p al di sotto del quale i risultati vengono considerati attendibili (statisticamente significativi). Tale soglia si colloca arbitrariamente intorno ad un valore di $p=0,05$, ma in realtà dovrebbe essere calibrata sulle conseguenze che commettere un errore di valutazione può comportare per la popolazione oggetto di interesse.

In statistica, quando si giunge alla conclusione che è presente una variazione demografica quando questo è falso, si commette un errore di tipo I che si verifica con una probabilità denominata α , mentre se non si riesce a rilevare un cambiamento quando invece questo è in atto si commette un errore di tipo II che si verifica con una probabilità denominata β :

	NON C'È STATA ALCUNA VARIAZIONE	LA VARIAZIONE È REALE
IL SISTEMA DI MONITORAGGIO RILEVA UN CAMBIAMENTO	ERRORE DI TIPO I (α)	NESSUN ERRORE POTENZA ($1-\beta$)
IL SISTEMA DI MONITORAGGIO NON RILEVA VARIAZIONI	NESSUN ERRORE ($1-\alpha$)	ERRORE DI TIPO II (β)

Generalmente si stabilisce un valore di β compreso fra 0,5 e 0,10 come massimo rischio accettabile di commettere un errore di tipo II; la potenza statistica, ossia la capacità di rilevare un trend quando questo è effettivamente presente, è allora pari a 0,95-0,9 e si ricava da $1-\beta$. Un'elevata potenza statistica si ottiene con valori di $1-\beta$ prossimi a 1, corrispondenti ad un basso rischio di non rilevare un cambiamento quando questo è in atto.

Il concetto di potenza statistica è di particolare rilevanza ai fini della gestione delle popolazioni, poiché informa sulla solidità delle conclusioni cui si giunge analizzando i dati. La potenza statistica è legata a 4 parametri fondamentali:

n : il numero di campioni.

r : il tasso di cambiamento rilevabile della quantità misurata (in questo caso la consistenza di popolazione).

s : la deviazione standard, una misura della precisione associata alla quantità misurata.

α : la probabilità di commettere un errore del tipo I.

I suddetti parametri si pongono in relazione tra loro in maniera differente (per i dettagli si veda Gerrodette, 1987) in funzione della relazione esistente fra la variabilità del campione e la misura del parametro considerato (in questo caso la consistenza della popolazione). La potenza statistica aumenta quanto più marcata è la variazione demografica (con l'aumentare di r), quanto più numerosi sono i campioni (n) e quanto più precise sono le stime di popolazione (al diminuire della deviazione standard). Quindi la potenza statistica può essere aumentata anche incrementando le unità di campionamento e/o diminuendo il livello di variabilità, che in ultima analisi si traduce in una modifica del disegno di campionamento. La potenza statistica riflette tipicamente la precisione di un metodo piuttosto che la sua accuratezza. Se l'obiettivo del piano di monitoraggio è il rilevamento della tendenza demografica nel tempo, occorre stabilire il tasso minimo di cambiamento che si vuole rilevare e la scala temporale cui riferirlo. In linea generale minore è l'entità del cambiamento che si vuole rilevare, maggiore è il numero di campioni necessario alla sua rilevazione; analogamente se la scala temporale di osservazione è ridotta sarà necessario un numero di campioni particolarmente elevato.

Stime accurate e precise della variabile demografica (consistenza o indici) considerata sono dunque necessarie per rilevare la tendenza della popolazione. L'accuratezza può essere migliorata correggendo gli errori legati, ad esempio, all'osservabilità degli animali. La precisione è quantificata dalla varianza e può essere migliorata aumentando il numero delle repliche, aumentando il numero

delle aree campionate o stratificando il campione per quegli ambienti in cui è attesa una varianza più contenuta. Il concetto di varianza associata alle stime di consistenza include infatti due componenti: una varianza di tipo geografico, legata alla dispersione degli animali sul territorio e al tipo di campionamento, sulla quale è possibile intervenire, ed una tipica del metodo di stima.

La stima della precisione e dell'accuratezza è indispensabile quando si vogliono confrontare gli andamenti demografici di popolazioni diverse e la dinamica di una determinata popolazione nel tempo; in assenza di questi attributi i valori ottenuti rappresentano solo un "inventario" delle popolazioni in un determinato contesto ambientale.

Non va infine dimenticato che l'analisi della potenza statistica in fase di pianificazione consente di stabilire obiettivi realistici in termini di variazioni demografiche rilevabili, data la distribuzione e la consistenza della popolazione e le risorse economiche a disposizione. L'analisi della potenza in fase di elaborazione dei dati permette invece di stabilire il livello di attendibilità dei risultati, considerati i dati a disposizione e la variabilità associata.

Per eseguire un'analisi della potenza possono essere utilizzati diversi software *open source* scaricabili presso i seguenti siti:

<http://nhsbig.inhs.uiuc.edu/wes/populations.html> (Monitor)

<http://swfsc.noaa.gov/textblock.aspx?Division=PRD&ParentMenuId=228&id=4740> (Trends)

<http://www.psych.uni-duesseldorf.de/aap/projects/gpower/> (G*Power).

3.5 La quantificazione delle dimensioni della popolazione: abbondanza relativa ed assoluta

L'abbondanza assoluta si riferisce al numero totale degli individui di una popolazione in una determinata area, ne rappresenta una conta completa (censimento) e costituisce un obiettivo molto ambizioso e difficilmente perseguibile in condizioni naturali. Si ritiene generalmente che una stima di tale valore possa essere ottenuta utilizzando metodi che quantificano ed applicano la probabilità di rilevamento β , attraverso sistemi di catture e ricatture (CMR), oppure attraverso un'analisi delle distanze di rilevamento degli individui rispetto al rilevatore (*Distance sampling*). Tali tecniche tuttavia risultano spesso impraticabili su larga scala e/o producono stime sufficientemente accurate e precise della consistenza della popolazione solo in determinate condizioni. Esistono poi metodi di conta diretta che si pongono l'obiettivo di effettuare un conteggio totale ed esaustivo (assoluto) sull'intera area di distribuzione della popolazione sottoposta al conteggio stesso, caratterizzati da percentuali di sottostima più o meno alte a seconda della specie, del periodo e delle caratteristiche dell'area sottoposta a conteggio. Tali metodi, fra i quali ricordiamo le conte da punti di vantaggio, il *block count* e i conteggi notturni con fonti luminose, gli indici chilometrici di abbondanza, forniscono indici della dimensione della popolazione (abbondanza relativa) che generalmente non possono essere convertiti in valori di densità assoluta. L'applicazione di alcuni metodi indiretti, basati sulla rilevazione dei segni di presenza delle specie, può produrre risultati in termini di densità assoluta attraverso precise relazioni matematiche che legano i segni di presenza alla popolazione di appartenenza. Qualora non sia possibile correggere le conte parziali o ricondurre i segni di presenza al corrispondente numero di animali, si dispone dunque di indici di densità relativa, la cui validità si basa sull'assunto che il valore dell'indice sia correlato con la reale consistenza della popolazione, secondo relazioni non obbligatoriamente lineari, ma note. Se non si conosce la relazione che lega l'indice alla densità reale della popolazione esso non consente di stimarne la dimensione. Inoltre, nell'applicazione degli indici è necessario rispettare un altro assunto cruciale: la proporzionalità con la densità reale deve rimanere invariata nel tempo. Alcuni autori (Skalsky *et al.*, 2005) ritengono che gli indici possano essere utilizzati per valutare le tendenze generali delle popolazioni ma che siano inadeguati se utilizzati per la verifica di ipotesi più complesse relative ai processi demografici. Gli indici non ci informano dunque sulla densità assoluta di una popolazione ma il loro utilizzo rappresenta un buon approccio per il rilevamento su larga scala della presenza di specie difficilmente censibili o per il monitoraggio delle tendenze di popolazione nel tempo. Fortunatamente buona parte delle problematiche relative alla gestione delle popolazioni animali possono essere affrontate utilizzando indici di abbondanza relativa, mentre una stima accurata dell'abbondanza assoluta è necessaria per studiare le complesse relazioni esistenti fra densità e parametri demografici come la sopravvivenza, la riproduzione, l'emigrazione o l'immigrazione (Caughley 1977).

Un'altra importante distinzione riguarda la differenza fra la conta completa e la stima di popolazione. Laddove la dimensione della popolazione non derivi da una conta completa, non si

ottiene il numero di individui della popolazione bensì una sua stima, ossia un'approssimazione del valore della dimensione demografica. La qualità della stima dipende non solo dall'appropriatezza dei metodi adottati ma anche dalla strategia e dallo sforzo di campionamento messi in campo. L'applicazione di questi concetti è di importanza basilare nei programmi di monitoraggio su ampia scala. In questo contesto occorre ricordare che la rappresentatività delle aree campione e l'intensità del campionamento condizionano il livello di approssimazione delle stime.

L'uso delle stime di popolazione a fini gestionali non può evidentemente prescindere da un controllo della qualità dei dati raccolti, sulla base della corretta applicazione dei metodi e delle strategie di campionamento, e dalla valutazione della loro affidabilità, ossia dall'ampiezza dell'errore associato.

3.6 Metodi di cattura-marcatura-ricattura (CMR)

Il metodo si basa sul concetto di fondo secondo il quale il numero di animali catturato e marcato (reso individualmente riconoscibile) in una determinata occasione rappresenta un campione di dimensione nota della popolazione cui appartiene, possiede uguale probabilità di ricattura (o avvistamento) dei soggetti non marcati e che la proporzione degli individui marcati nel campione sottoposto a conteggio rappresenta una stima della proporzione di animali marcati nell'intera popolazione; la proporzione degli stessi animali – opportunamente marcati affinché siano riconoscibili – catturati in un'occasione successiva rappresenta un valido stimatore della probabilità di cattura, p .



Figura 3.3 - L'apposizione di marche auricolari secondo una combinazione univoca di colori e/o numeri consente il riconoscimento individuale dei soggetti – Foto di Andrea Dal Pian.

Questo stimatore può essere applicato per definire la dimensione dell'intera popolazione, N , purché la frazione di animali catturati e marcati sia distribuita in modo casuale nella popolazione oggetto del monitoraggio. Le catture e le marcature possono essere attuate in modi molto diversi: è infatti possibile effettuare vere e proprie catture con apposizione di marchi e successive ricatture anche solo di tipo visivo, catture/ricatture visive con definizione di marchi non artificiali ma riconducibili a caratteristiche individuali uniche e facilmente rilevabili, catture/ricatture basate su campionamento non invasivo e tipizzazione genetica.

In genere, nel caso degli Ungulati, viene applicato il caso specifico dei modelli di “marcatura – riavvistamento” (*mark – resight*). I soggetti vengono catturati una sola volta e dotati di marche/collari o di trasmettitori VHF/GPS che li rendono individualmente riconoscibili (Fig. 3.3). Ciascuna successiva “occasione” di ricattura è rappresentata dal riavvistamento e riconoscimento del soggetto stesso durante i conteggi ripetuti previsti dal piano di campionamento.

L'indice di Lincoln, conosciuto anche come stimatore di Lincoln-Petersen, rappresenta l'impalcatura teorica dalla quale sono derivati tutti i

modelli di CMR più complessi e sofisticati.

L'indice di Lincoln-Petersen può essere applicato solo quando le occasioni di cattura sono due, mentre con un numero maggiore di eventi di cattura si applicano altri modelli, in grado di rispondere diversamente al rispetto dei principali assunti. La consistenza della popolazione è stimata a partire dalla seguente semplice formula:

$$m_2: n_2 \approx n_1: N$$

dove:

n_1 ed n_2 sono il campione di individui catturati e marcati rispettivamente alla prima ed alla seconda occasione;

m_2 è il numero di individui che, fra gli n_2 , sono già marcati al momento della ricattura.
 N è la dimensione della popolazione.

Seguendo gli assunti, la proporzione di individui marcati catturati alla seconda occasione dovrebbe essere uguale alla proporzione di individui marcati in popolazione. Dall'uguaglianza fra i due rapporti può essere ricavato N , unico parametro sconosciuto. Tuttavia, il risultato è viziato per piccoli campioni (ad esempio, se il numero di ricatture è nullo, N è uguale a zero) e Chapman (1951) ha proposto la seguente formula alternativa:

$$\hat{N}_c = \left[\frac{(n_1 + 1)(n_2 + 1)}{(m_2 + 1)} \right]$$

dove la quantificazione della varianza associata consente di stabilire il grado di precisione della stima. La frazione di animali marcati sul totale della popolazione condiziona la variabilità associata alle stime di N . Se il numero di marcati è molto contenuto si produrranno stime con un alto margine di incertezza; se tale risultato non risponde in modo soddisfacente al livello di precisione richiesto, è possibile aumentare la precisione incrementando il numero delle occasioni di ricattura e/o il numero di animali marcati.

Gli assunti su cui si basa il modello di Lincoln- Petersen sono:

- 1) **La popolazione deve essere chiusa** (geograficamente e demograficamente). Eventi che generano una variazione demografica (nascite/ morti, immigrazione/emigrazione) devono essere nulli o trascurabili. Tale assunto può essere rispettato se gli intervalli fra occasioni successive di cattura sono adeguatamente brevi. In presenza di occasioni di cattura (k) >2 , sono stati elaborati modelli applicabili anche a popolazioni aperte (Jolly Seber).
- 2) **Tutti gli individui sono ugualmente catturabili in ciascuna delle occasioni di cattura previste.** La condizione in cui ciascun individuo ha una propria probabilità di cattura viene definita eterogeneità. In presenza di eterogeneità, le ricatture saranno condizionate dalle maggiori probabilità di cattura di alcuni individui, aumentando il valore di m_2 e generando un vizio negativo nella stima di N . Possibili deviazioni da questo assunto sono determinate sia dalla eterogeneità legata alla classe sociale (definita per sesso ed età), sia da risposte comportamentali alla cattura tali da generare ripulsa o attrazione, sia da variazione delle condizioni ambientali in grado di influire sull'efficienza di cattura.
Gli effetti dell'eterogeneità possono essere limitati variando, ad esempio, il sistema di cattura, ma in genere è difficile che questo assunto sia rispettato. Tuttavia in fase di analisi dei dati molti modelli sono in grado di tenere conto delle diverse fonti di variazione delle probabilità di cattura, anche se nessuna procedura statistica è in grado di limitare l'errore sistematico che si genera nei casi in cui un'elevata frazione della popolazione non risulti catturabile. Un elenco dei possibili modelli per popolazioni chiuse in grado di gestire l'eterogeneità di diversa origine è offerto dal software CAPTURE.
- 3) **I marchi non sono persi o non rilevati.** Le modalità di marcatura devono essere appropriate alla specie. I marchi possono rendere i soggetti individualmente riconoscibili (marche auricolari individuali, collari) o riconoscibili in base alla occasione di cattura (marche di colore differente a seconda dell'occasione di cattura). Solitamente nel monitoraggio delle popolazioni di Ungulati attraverso metodi di CMR si ricorre alle catture ed all'apposizione di marchi che rendono individualmente riconoscibili i soggetti e le ricatture sono sempre di tipo visivo (*mark-resight*, l'individuo è "catturato" ed identificato a vista). Il limite principale di questa variante del CMR è che la cattura e la marcatura del campione avviene solitamente una volta sola e che i soggetti non marcati avvistati nelle occasioni successive non possono venire marcati. Alcuni modelli implementati nel software Mark producono una stima di popolazione anche se i soggetti marcati non sono riconosciuti individualmente, ma solo come marcati.

Nei casi in cui la popolazione non possa considerarsi chiusa, si ricorre al modello Jolly-Seber che consente la stima di popolazione in ciascuna occasione di campionamento (vale a dire di cattura o ricattura), quantificando anche la sopravvivenza ed i tassi di nascita (e di immigrazione). Questo modello è soggetto al rispetto degli assunti 2 e 3 menzionati in precedenza, ai quali si aggiungono i seguenti:

- 1) **Ciascun individuo** marcato presente nella popolazione immediatamente dopo una occasione di cattura **ha la stessa probabilità di sopravvivenza fino alla occasione successiva.**
- 2) **Ciascun individuo ha la stessa probabilità di emigrare e l'emigrazione è permanente.**
- 3) **Le probabilità di cattura e sopravvivenza degli individui non sono correlate fra di loro.**

Infine, nei sistemi misti, ossia quando si effettua un monitoraggio a lungo termine, in cui si alternano momenti in cui la popolazione è chiusa a quelli in cui è aperta, si può ricorrere a modelli specifici implementati nel programma MARK.

Attualmente sono disponibili diversi software gratuiti in grado di generare stime di popolazione basate su modelli di CMR; i più largamente applicati, che offrono anche la maggiore versatilità analitica sono i programmi MARK e Capture. Questi software vengono costantemente aggiornati, aumentandone le potenzialità di analisi, sia in relazione ai modelli applicati che alla dimensione del campione e sono reperibili presso il sito internet dell'Università del Colorado (<http://warnercnr.colostate.edu/~gwhite/software.html>) che fornisce anche i corrispondenti manuali e una vasta bibliografia sull'argomento.

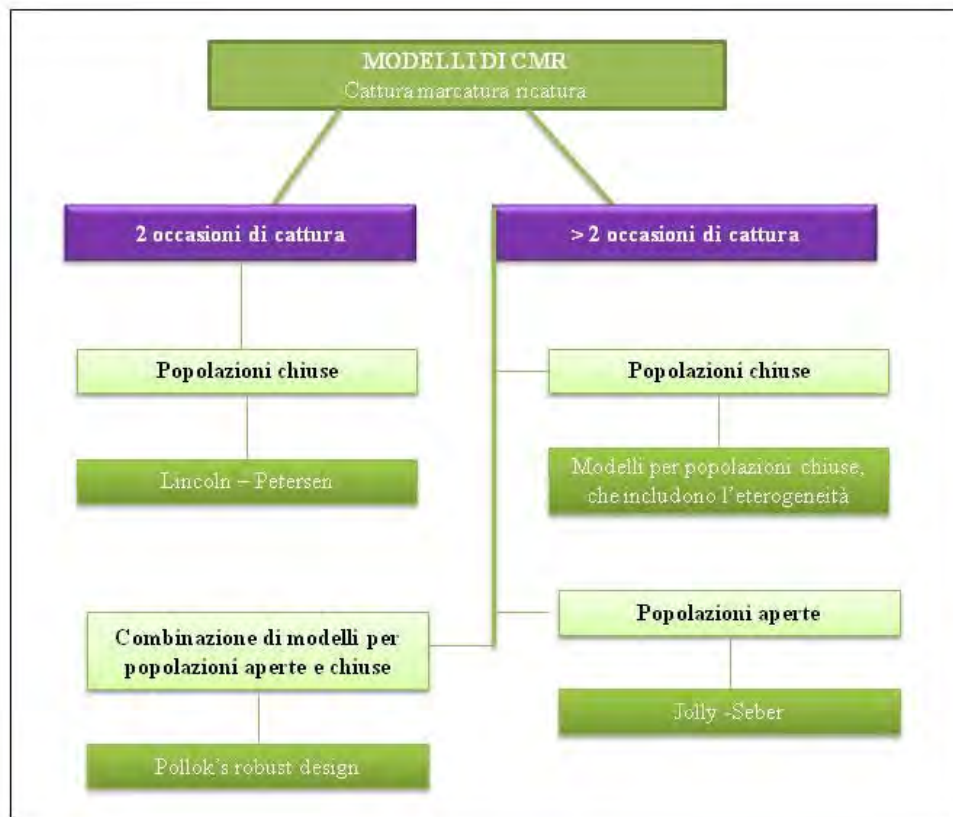


Figura 3.4 - Prospetto schematico delle relazioni esistenti fra le classi di modelli CMR (da Lancia et al., 2005, modificato).

3.6.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

L'applicazione dei protocolli CMR è solitamente molto costosa ed impraticabile su ampia scala e pertanto deve essere attentamente valutata in base al rapporto costi-benefici e alla luce degli obiettivi perseguiti e dell'accuratezza dei risultati richiesta. E' possibile tuttavia prevederne l'utilizzo in alcune aree rappresentative e utilizzare i risultati sia per quantificare la sottostima, sia come indicatori informativi della tendenza delle popolazioni riferita ad una più ampia scala spaziale. Solitamente i protocolli di CMR sono applicati laddove si richieda una qualità del dato di popolazione adeguata a testare ipotesi complesse relative ai processi ecologici, come ad esempio le modalità di dipendenza dalla densità dei parametri demografici. Nella gestione corrente è solitamente accettabile uno standard qualitativo inferiore, sempre che sia assicurata la coerenza tecnica e la correttezza dei metodi applicati.

L'applicazione del *mark-resight* richiede l'impiego di personale appositamente preparato per lo svolgimento delle attività di campo (Fig. 3.5) e di professionalità specifiche per la parte analitica.

La scelta dei materiali più appropriati per la realizzazione delle catture e per la marcatura è parte integrante della fase di pianificazione. La modalità di cattura deve essere selezionata in base alla compatibilità con le caratteristiche della specie ed in funzione delle diverse fasi biologiche nel ciclo annuale ma anche sulla base dell'efficienza, che dovrebbe essere tale da assicurare la marcatura di un congruo numero di individui. E' preferibile prevedere la realizzazione di sessioni di cattura periodiche in modo tale da sostituire gli individui deceduti o emigrati in modo permanente ed avere così un adeguato campione di soggetti marcati in ciascuna sessione di monitoraggio.



Figura 3.5 - L'applicazione del CMR richiede la cattura e la manipolazione dei soggetti. A sinistra, recinto utilizzato per la cattura di esemplari di Cervo – Foto di Elisabetta Raganella (ISPRA). A destra, cervi dotati di marche auricolari e collari (non radio) colorati e provvisti di catarifrangenti in modo da massimizzare i riconoscimenti individuali durante i conteggi primaverili notturni con fonti luminose – Foto Archivio Parco Nazionale dello Stelvio.

Per quanto attiene la scelta dei marchi per il riconoscimento individuale va osservato che nel caso degli Ungulati è possibile apporre collari contrassegnati in modo univoco tramite combinazioni di numeri, lettere e/o di bande colorate. L'apposizione di collari dotati di tecnologia VHF e/o GPS facilita il rilevamento e la conseguente quantificazione dei soggetti marcati presenti al momento dei conteggi. In alternativa, possono essere utilizzati collari colorati e univocamente numerati o marche auricolari che, applicate secondo combinazioni univoche di colori e/o numeri, consentono l'identificazione a distanza. In tal caso, in fase analitica sarà necessaria una quantificazione delle probabilità di ricattura di ciascun individuo, dal momento che non può essere nota con certezza la presenza dei soggetti marcati all'interno delle aree sottoposte a conteggi.

Il *mark-resight* si applica ai dati raccolti nell'ambito di qualsiasi tipo di conta diretta, purché ripetuta annualmente un congruo numero di volte, variabile a seconda della frazione di popolazione che è

stata marcata (dalle 3 alle 10 “occasioni” di riavvistamento). La registrazione dei dati dovrà includere la rilevazione e l’eventuale identificazione degli animali marcati osservati durante i conteggi, poiché questo consente di analizzare i dati secondo le modalità previste dal *mark resight*. In caso siano disponibili animali radio marcati, la loro presenza all’interno dei settori di osservazione deve essere verificata e registrata poco prima dell’inizio dei conteggi. Un esempio di applicazione pratica di *mark resight* ad una popolazione appenninica di Capriolo è discusso nel paragrafo dedicato alle conte dirette (Par. 3.8).

3.7 Metodi basati sulla misurazione delle distanze (*Distance sampling*)

Questi metodi utilizzano dati derivanti dalle conte incomplete e dalle misurazioni della distanza fra osservatore e individui o gruppi per stimare la densità di popolazione. Il valore delle distanze è utilizzato per stimare la probabilità di rilevamento, applicata poi per correggere le conte incomplete (Buckland *et al.*, 1993, 2001).

Le unità di campionamento possono essere puntiformi o transetti lineari. Le modalità di analisi e gli ambiti applicativi sono diversi; i transetti lineari sono da considerarsi più appropriati e sono solitamente utilizzati per la stima di popolazione degli Ungulati. Un buon disegno di campionamento è cruciale per ottenere risultati affidabili e deve dunque essere coerente con i principi generali già esposti nel par. 3.3.2. La raccolta dei dati prevede che un osservatore che si muove lungo un transetto lineare registri gli individui isolati ed i gruppi di individui avvistati su entrambi i lati del transetto, misurandone la distanza di avvistamento dal transetto. Dal momento che la distanza perpendicolare x è utilizzata per ottenere la stima, è essenziale che essa sia misurata o, considerato che raramente è possibile tale misurazione sul campo, che sia misurata la distanza radiale r e l’angolo, necessari per il calcolo di x (Fig. 3.6). Tale distanza è utilizzata per generare una funzione di avvistamento (*detection function*), muovendo dal presupposto che la probabilità di avvistamento diminuisce per distanze crescenti rispetto all’osservatore. Le distanze misurate in tutte le unità di campionamento sono utilizzate per calcolare la funzione di avvistamento, da cui si stima la frazione di animali non visti. La stima di densità si ottiene dalla formula seguente:

$$\hat{D} = \frac{n}{2wL \cdot \hat{P}_a}$$

dove:

\hat{D} è la stima di densità della popolazione;

n è il numero di animali avvistati entro una striscia ai lati del transetto di larghezza w ;

\hat{P}_a è il valore della probabilità di avvistamento;

w è la larghezza media dei transetti selezionata in base alla troncatura della *detection function*;

L è la lunghezza totale dei transetti.

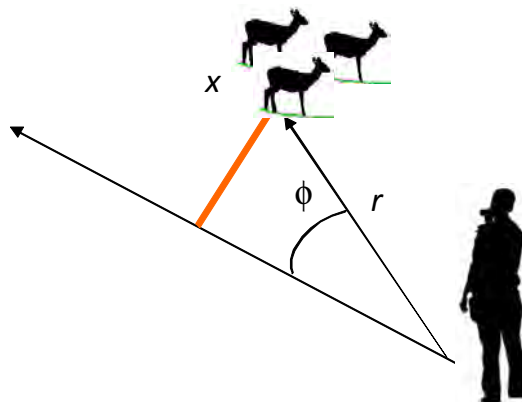


Figura 3.6 - Rilevamento dei dati ai fini dell’applicazione del distance sampling. r : distanza radiale e Φ angolo di rilevamento necessari per il calcolo di x : distanza perpendicolare. Un gruppo equivale ad un’osservazione.

La probabilità di avvistamento, variabile a seconda della specie, del periodo e delle caratteristiche dell'area, come accennato sopra, viene stimata sperimentalmente misurando tutte le distanze degli animali osservati e ipotizzando una relazione inversa tra probabilità e distanza (più un animale è lontano, meno sarà probabile il suo avvistamento). Dalla stima della *detection function* ($g(x)$) è possibile risalire alla stima della probabilità di avvistamento nella striscia di ampiezza “w” dei transetti percorsi:

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

La formula indica che la stima della densità è direttamente proporzionale alla probabilità che gli animali siano rilevati sul transetto. L'elemento chiave della stima di densità attraverso il *distance sampling* è la quantificazione della *detection function* che condiziona le proprietà statistiche della stima. Il *distance sampling*, analogamente al CMR, permette di ottenere una quantificazione della probabilità di avvistamento (β , \hat{P}_a), e, conseguentemente, di avere una stima robusta delle “sottostime” connesse alle attività di conteggio.

L'applicazione corretta del *distance sampling* è condizionata al rispetto di tre assunti principali:

1. Tutti gli individui presenti sul transetto sono rilevati (a distanza “zero” dal transetto la probabilità di avvistamento è uguale a 1).
2. Gli animali non si spostano prima di essere visti. Eventuali movimenti, se presenti, devono essere lenti e casuali rispetto a quelli dell'osservatore e relativamente infrequenti (ricorrenza inferiore al 5% - Buckland *et al.*, 1993). Sistemati movimenti di allontanamento o avvicinamento degli animali rispetto al transetto determineranno rispettivamente una sottostima o una sovrastima della densità. Gli spostamenti possono essere rilevati dal grafico delle distanze di rilevamento.
3. Le distanze di rilevamento e gli angoli sono misurati senza errore. Se gli errori di misurazione sono contenuti e casuali è tuttavia possibile ottenere stime di densità attendibili, purché il campione sia numeroso.

3.7.1 Protocollo di applicazione



Figura 3.7 - Immagine di un Daino ripresa all'infrarosso. L'uso delle termocamere è spesso associato all'applicazione del *distance sampling* – Foto di Barbara Franzetti (ISPRA).

La realizzazione di uno studio pilota aiuta a mettere in luce gli aspetti più importanti per garantire dati di base di qualità. Dal momento che la misurazione delle distanze svolge un ruolo chiave per l'applicazione del metodo, particolare attenzione deve essere dedicata questo aspetto. Per una veloce e corretta misurazione delle distanze occorre dotarsi di un telemetro corredato di bussola direzionale e di clinometro, utilizzato per misurare il dislivello fra l'operatore e gli individui osservati. La posizione dell'operatore è rilevata attraverso un GPS. Il *distance sampling* viene realizzato nelle ore della giornata in cui gli animali sono maggiormente attivi, quindi nelle prime ore di luce ed in quelle crepuscolari, ma può essere realizzato anche durante le ore notturne (Fig. 3.7), anche se in questo caso è necessario dotarsi di una strumentazione più sofisticata (visori ad intensificazione di luce

o termocamere). Generalmente, quando, durante la percorrenza del transetto, viene rilevato un gruppo, si procede alle misurazioni più importanti ai fini della stima (distanza, angolo ed inclinazione), alla quantificazione della numerosità del gruppo ed alla classificazione dei suoi componenti ed, infine, alla registrazione della posizione tramite GPS. Esempi di applicazione del *distance sampling* alla stima di popolazione degli Ungulati in diversi contesti ambientali italiani ed una disamina delle problematiche connesse sono riportate in Franzetti & Focardi (2006).

3.7.2 *Analisi dei dati*

Il programma DISTANCE (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance>, a cui si rimanda per i necessari approfondimenti) è stato appositamente studiato per sviluppare adeguati piani di monitoraggio mediante *distance sampling* ed elaborarne i risultati. Lo sviluppo teorico del metodo è in continua evoluzione, per estenderne l'applicazione a situazioni più complesse e conseguentemente anche il software è soggetto a continui miglioramenti.

3.8 Conte dirette

La tecnica dei conteggi diretti, si basa sull'osservazione, conteggio ed eventualmente classificazione (per sessi e classi di età) degli individui, generalmente negli habitat elettivi e nelle ore di maggiore attività.

La modalità di applicazione delle conte dirette varia in funzione della specie e dell'ambiente; si ascrivono a questa categoria almeno 4 tipi diversi di tecniche:

- le conte da punti di vantaggio;
- i *block-counts* (conteggio per osservazione diurna da percorsi e postazioni in comprensori parcellizzati);
- le conte in battuta;
- i conteggi lungo transetti lineari;
- i conteggi notturni con faro.

3.8.1 *Conte dirette da punti di vantaggio*

La realizzazione delle conte dirette da punti di vantaggio è possibile laddove l'habitat sia caratterizzato da una sufficiente estensione di aree nelle quali la contattabilità visiva degli animali è massima. Generalmente buoni risultati si ottengono dove più del 50% del territorio sia rappresentato da aree aperte e caratterizzato da un elevato grado di eterogeneità ambientale in termini di frammentazione dei diversi *patch* ambientali e di prevalenza degli ecotoni. Nel caso in cui sia presente una maggiore copertura di bosco o macchia, la differenza tra il campione osservato e la consistenza reale della popolazione potrebbe essere consistente ed i risultati ottenuti ne risulteranno necessariamente condizionati. Questa tecnica è ampiamente applicata per la valutazione della consistenza delle popolazioni di Cervidi e nasce con l'intento di addivenire ad una conta completa (abbondanza assoluta) degli individui appartenenti ad una popolazione, tanto che nel linguaggio corrente si indicano le conte dirette come "censimenti". Nella realtà, tuttavia è pressoché impossibile che con la sola osservazione diretta si ottenga una conta completa e quindi l'uso del termine "censimento" è inappropriato.

3.8.1.1 *Pianificazione e protocollo di applicazione*

In fase di pianificazione occorre identificare su carta topografica i settori di conta che andranno selezionati in modo tale che la loro dimensione rappresenti il miglior compromesso fra personale disponibile per l'ispezione delle aree aperte in essi incluse e l'unità di popolazione oggetto della campionamento. L'unità territoriale minima di gestione della popolazione varia in funzione della specie e può essere ripartita in settori di conta in cui realizzare i conteggi con le modalità di seguito esposte. In linea teorica, i settori di conta devono essere selezionati in modo tale che i confini coincidano con elementi topografici (creste, fiumi, strade, ecc.) che possano svolgere la funzione di

barriere semipemeabili, al fine di ridurre il più possibile doppi conteggi di animali in spostamento fra aree adiacenti (Mayle *et al.*, 1999); per ridurre ulteriormente questo rischio è utile che gli osservatori impegnati nella medesima area possano comunicare tra loro tramite radio o telefono portatile. Qualora non sia possibile eseguire le osservazione contemporaneamente su tutto il territorio, è possibile selezionare un certo numero di settori in maniera casuale fra tutti quelli potenziali identificati su carta. Questa procedura garantisce anche l'ispezione di aree a bassa densità di popolazione, generalmente oggetto di minor interesse e pertanto spesso trascurate.

Una volta individuati i settori di conta, si procede alla identificazione dei punti di osservazione che saranno distribuiti in modo da garantire la copertura delle aree aperte (parcelle di conta) idonee alla osservazione degli animali. Questa fase richiede una pianificazione su carta topografica o, meglio, su foto satellitare ed una verifica sul campo per accertare l'accessibilità dei punti di osservazione ed il campo visivo effettivo. All'interno di ciascun settore di conta dovrebbe essere garantita la copertura di tutte le aree di estensione minima pari ad un ettaro. Attraverso sopralluoghi di campo andrebbe verificata anche la presenza di veri e propri punti di vantaggio ("*vantage points*" *sensu* Ratcliffe & Mayle, 1992), siti dai quali è possibile ispezionare aree di vasta estensione e di solito dislocati lungo creste o versanti opposti al punto di osservazione (Fig. 3.8 e 3.9). In questo caso occorre tener conto che, in condizioni di buona visibilità e con gli strumenti ottici normalmente utilizzati (cannocchiali con 40/60 ingrandimenti), la distanza massima alla quale è possibile classificare correttamente gli animali varia fino ad un massimo di 1 km per specie come il Cervo ed il Daino, ma risulta più ridotta, 0,5 km, per specie dalle dimensioni più contenute come il Capriolo (Mayle *et al.*, 1999). Le osservazioni possono essere effettuate anche lungo percorsi prestabiliti, avendo cura di selezionare percorsi e punti di osservazione in modo tale che il rischio di mescolamento degli individui fra le aree di osservazione sia minimizzato.

Essendo l'osservabilità degli animali un elemento che pregiudica l'applicabilità del metodo, le conte dirette devono essere realizzate prima della ripresa vegetativa delle essenze forestali nonché in funzione del ciclo biologico di ciascuna specie, ossia quando non siano ancora in atto meccanismi comportamentali in grado di determinare la segregazione degli individui (fase territoriale, stagione dei parti o degli amori). In generale il periodo ottimale si colloca in concomitanza della ripresa vegetativa nelle aree aperte che, a sua volta, dipende dalle caratteristiche climatiche ed altitudinali dell'unità territoriale di gestione in cui si opera (da metà febbraio nelle aree schiettamente mediterranee alla metà di giugno nei settori elevati della catena alpina). Le fasi del ciclo giornaliero in cui concentrare le osservazioni coincidono, in particolare per i Cervidi, con le ore crepuscolari (alba e tramonto) in cui si registrano i picchi di contattabilità legati al comportamento alimentare. Le osservazioni devono avere la durata almeno di due ore (sessione di conta). Questo arco di tempo risulta un buon compromesso fra probabilità di avvistare gli animali ed il loro rimescolamento fra parcelle di conta adiacenti ed entro la stessa area, eventualità che rende più probabili i doppi conteggi, in particolare nelle aree caratterizzate da densità elevate. Nel caso del Capriolo questa durata rappresenta il tempo che intercorre fra la fine di un ciclo di ruminazione e l'inizio di un nuovo ciclo di alimentazione e ciò aumenta le possibilità di contattare gli animali (Ratcliffe & Mayle 1992). Ciascuna parcella di conta deve essere perlustrata sistematicamente con l'ausilio di un binocolo e, in caso venissero rilevati animali, la determinazione della classe di sesso e di età va operata facendo uso di un cannocchiale; entrambi questi strumenti risultano indispensabili. I dati sono registrati su un'apposita scheda cartacea sulla quale sono riportati anche elementi utili al controllo dei doppi conteggi fra settori di conta adiacenti (ora e direzione di spostamento).

Per ciascun settore di conta devono essere eseguite complessivamente almeno 4 sessioni di conteggio (una sessione di conta e tre repliche), al fine di attenuare il rischio che variazioni nel numero degli animali conteggiati siano legati ad eventi casuali (ad esempio condizioni meteo, disturbo antropico, ecc., Ratcliffe & Mayle, 1992). In ogni caso i risultati di una sessione di conta non potranno essere utilizzati se le osservazioni sono avvenute in condizioni meteorologiche sfavorevoli (vento forte, pioggia battente, nebbia, ecc.) e sarà necessario realizzare ulteriori sessioni.

Le quattro sessioni di conta andrebbero completate preferibilmente in un arco di tempo tale da diminuire la probabilità che si verifichino processi demografici o modificazioni nell'uso dello spazio che potrebbero causare una variazione dell'entità della popolazione (tendenzialmente pochi giorni consecutivi)



Figura 3.8 - Esempio di due settori di conta (linea verde) adiacenti definita per i conteggi del Capriolo in un'area dell'Appennino forlivese (Tredozio, Forlì-Cesena). I confini coincidono con elementi del paesaggio che possono funzionare da barriere. In questo caso, il monitoraggio di animali radio marcati ha consentito di accertare che la strada di fondovalle ed il fiume limitavano fortemente gli spostamenti degli animali da un versante all'altro. I siti di osservazione sono collocati in prossimità delle aree aperte visibili all'interno dei settori. In questo contesto, il posizionamento di osservatori in uno dei due versanti consentiva un'ampia visibilità nel versante opposto.

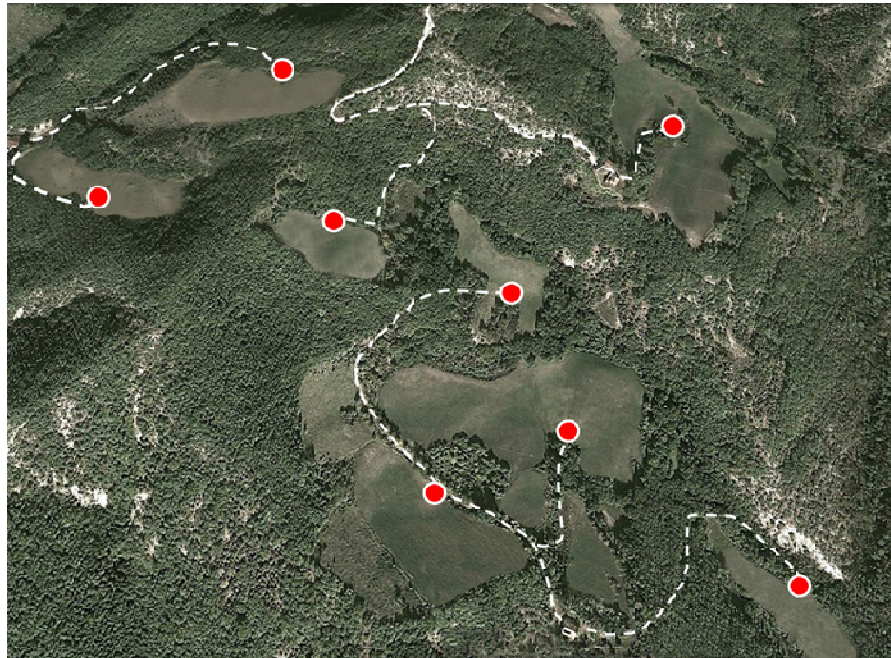


Figura 3.9 - Collocazione dei punti fissi di avvistamento (cerchi rossi) in corrispondenza delle aree aperte ed indicazione dei percorsi per raggiungerli (linee bianche tratteggiate) in un'area collinare. I punti di avvistamento sono scelti in base ai dislivelli, in modo da consentire la massima copertura visiva con il minimo numero di osservatori.

La standardizzazione delle modalità di rilevamento è necessaria al fine di ridurre al minimo la fonte di variabilità legata dall'osservatore. In particolare va assicurata la standardizzazione sia nelle modalità di rilevamento - scansione sistematica dell'area di rilevamento, quantificazione dei gruppi e classificazione dei soggetti – sia nel trattamento di casi particolari. Ad esempio, nel caso di singoli

animali o gruppi che scompaiono dal campo visivo, nuovi gruppi possono essere conteggiati solo valutando attentamente la composizione del gruppo e l'ora di inizio della loro osservazione; occorre pertanto fornire agli operatori indicazioni precise su come trattare questi casi, in particolare qualora permanga il dubbio del doppio conteggio.

Una mappa, anche fotografica, riportante la precisa attribuzione delle aree/parcelle di conta, i punti di vantaggio ed i tragitti lineari dovrebbe essere consegnata a ciascun osservatore prima dell'inizio delle sessioni di conta, in modo tale che sia più facile la corretta collocazione delle osservazioni.



Figura 3.10 - L'utilizzo di altane rende più agevoli le operazioni di osservazione e conteggio degli animali - Foto di Andrea Dal Pian.

3.8.1.2 Analisi dei dati e presentazione dei risultati

I conteggi diretti forniscono la dimensione della **popolazione minima vitale (MNA – minimum number alive)** o il valore medio degli individui (**IPS index of population size, indice della dimensione di popolazione**), per sessione di conta. In particolare si possono calcolare i seguenti indici:

- MNA. Questo valore si può ottenere *i)* considerando la sessione di conta in cui è stato contattato il numero massimo di animali *ii)* realizzando una conta composita, ossia considerando il massimo numero di individui osservato in ciascuna classe di sesso ed età nelle diverse sessioni realizzate. Quest'ultima opzione è praticabile solo quando il numero di soggetti indeterminati è assai contenuto, poiché in caso contrario la sottostima rispetto al numero reale di individui presenti risulterebbe ulteriormente accresciuta.
- IPS. Questo valore fornisce una quantificazione della varianza temporale fra le sessioni ed è caratterizzato da una deviazione standard (DS) e da un coefficiente di variazione (CV), calcolati come segue:

$$SD = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n}$$

dove \bar{x} è il numero medio di animali per sessione, x_i è il numero totale di animali osservato nella *i*-esima sessione, *n* è il numero totale delle sessioni di osservazione realizzate. Il coefficiente di variazione CV:

$$CV = 100 \frac{SD}{\bar{x}}$$

esprime in percentuale la variabilità associata in funzione della media.

Al valore della dimensione della popolazione si associa anche il calcolo dei parametri di popolazione (rapporto sessi, numero di piccoli per femmina) descritti in seguito. Il calcolo di tali parametri dipende dalle classi di sesso ed età identificabili al momento della realizzazione di conteggi.

Ai fini di una rapida consultazione, i dati ottenuti dalle conte dirette devono essere riassunti in una o più tabelle contenenti:

- ▶ i risultati di ciascuna sessione di conta con indicazione della data e del periodo della giornata (alba o tramonto) in cui sono state svolte. I risultati delle conte devono essere riportati specificando la ripartizione in classi di sesso e di età, includendo gli indeterminati (per sesso, per età o per entrambe le categorie);
- ▶ l'estensione di ciascun settore di conta;
- ▶ il numero di osservatori per ciascuna settore/sessione di conta.

3.8.1.3 Valutazione dei risultati

Nell'ambito della gestione delle popolazioni a fini venatori, la dimensione minima della popolazione rappresenta un dato importante per la programmazione del prelievo e, nell'impossibilità di applicare tecniche più sofisticate di stima, la calibrazione del prelievo sulla MNA può ritenersi accettabile. Benché sia accertato che le conte dirette forniscono valutazioni in difetto rispetto alla reale consistenza, in assenza di una quantificazione oggettiva dell'ampiezza della sottostima, i risultati delle conte dirette devono essere considerati un indice della dimensione della popolazione ed utilizzati come tali, senza apportare alcuna correzione nel tentativo di compensare la sottostima. Le conte effettuate "sul primo verde" infatti fotografano una distribuzione degli individui che non può essere considerata casuale.

Al fine di calibrare gli interventi di gestione per renderli più aderenti agli obiettivi posti e di accertarne gli effetti sulle popolazioni, è indispensabile che gli indici derivati dalle conte dirette siano effettivamente in grado di rilevare le variazioni demografiche in atto. Se i protocolli di applicazione sono rispettati, questa possibilità è concreta. Il numero di ripetizioni necessarie andrebbe calibrato su ciascuna popolazione in ciascun contesto ambientale, possibilmente attraverso uno studio pilota mirato a quantificare la variabilità nel totale degli individui conteggiati in ciascuna sessione e valutando quali sono i requisiti di campionamento necessari per rilevare variazioni demografiche di una determinata entità. In generale, occorre tener presente che nel caso degli Ungulati le variazioni demografiche interannuali sono generalmente molto contenute ed una eventuale tendenza della popolazione è rilevabile solo sul lungo termine, da cui la necessità di assicurare serie temporali di dati demografici sufficientemente lunghe.

Per poter applicare gli indici descritti in questo paragrafo ai fini della gestione delle popolazioni, occorre dunque conoscerne il livello di precisione e la capacità di rilevare una tendenza demografica. Benché la dimensione minima della popolazione possa essere ritenuta sufficiente per la programmazione annuale del prelievo, la possibilità di accertare una tendenza demografica è essenziale ai fini della conservazione nella sua più ampia accezione.

Nella letteratura specializzata sono presenti diversi lavori nei quali entrambi questi elementi sono stati analizzati comparando i risultati con quelli ottenuti applicando un metodo alternativo di riferimento utilizzato per calibrare l'accuratezza degli indici. Per quanto attiene l'accuratezza degli indici IPS o MNA, uno studio condotto sul Capriolo in ambiente appenninico (Iannuzzo *et al.*, 2010) ha rivelato, attraverso un confronto con metodi di riferimento, che i valori sono altamente correlati, anche se la regressione lineare è spesso inadatta a descrivere la relazione esistente fra indice e dimensione della popolazione. Nel caso appena citato, in media l'IPS ed il MNA rappresentano il 66% ed il 79% della consistenza stimata attraverso il *mark-resight*, con alcune differenze a livello locale. L'entità media della sottostima per l'IPS è pari al 34% (range: 21%-62%) e al 21% (6%-54%) per il MNA.

Tabella 3.1 - Consistenza della popolazione di Capriolo per anni e diverse porzioni dell'area di studio, stimata attraverso osservazioni da punti fissi. I dati si riferiscono ad una popolazione dell'Appennino forlivese (Tredozio, FO-CE). I settori sono adiacenti e separati da una strada di fondovalle e da un corso d'acqua. In ciascun anno sono state eseguite quattro sessioni di conta complessive e consecutive per ciascun settore, ad eccezione del 1996 (n=3). MR: stima di popolazione ottenuta tramite mark-resight; MNA: numero minimo di individui vivi ottenuto attraverso la conta composita; IPS: numero medio di individui. CV: coefficiente di variazione riportato in percentuale; MR vs MNA: $F=11,97$, $p=0,004$, $B=0,54\pm 0,2$; MR vs IPS : $F=17,89$, $p=0,001$, $B=0,72\pm 0,17$ (dati sottoposti a trasformazione logaritmica)

Sub-area	Anno	MR	If _{inf}	If _{sup}	MNA	IPS±sd	CV
Collinaccia	1996	133	120	156	108	95±20	21
	1997	114	113	122	112	83±13	15
	1998	94	87	107	84	58±23	41
	1999	77	70	91	67	59±18	30
	2000	74	69	86	66	58±18	31
	2001	73	65	89	58	47±2	4
	2002	52	45	67	40	34±4	11
	2003	50	44	63	41	36±5	14
	2004	65	62	81	61	49±7	14
	Monti	1997	102	90	124	77	73±0,7
1998		143	105	221	68	55±16	28
1999		104	97	119	93	82±9	11
2000		89	82	102	76	71±8	11
2001		100	91	118	86	72±10	14
2002		53	46	70	45	37±8	23
2003		134	93	228	62	51±9	18
2004		73	50	138	39	31±2	7

Pur confermando la tendenza degli indici a produrre valutazioni in difetto della consistenza, tali risultati indicano anche che l'ampiezza della sottostima non può essere generalizzata né per quanto riguarda la consistenza della medesima popolazione nel tempo (ad esempio nel confronto tra anni diversi) né di popolazioni diverse nello spazio (ad esempio due popolazioni adiacenti).

Per quanto attiene l'analisi dell'andamento demografico delle due popolazioni, nell'area di Collinaccia la tendenza, rilevabile anche a vista nei dati del grafico, è confermata sia dai dati di MR sia dagli indici di popolazione. Nell'area di Monti invece l'ampiezza della variabilità dei dati non consente di trarre conclusioni definitive.

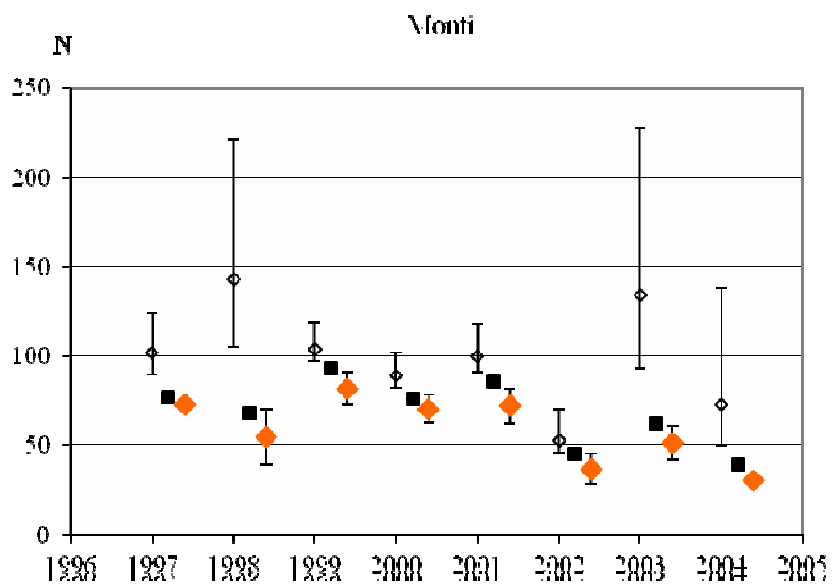
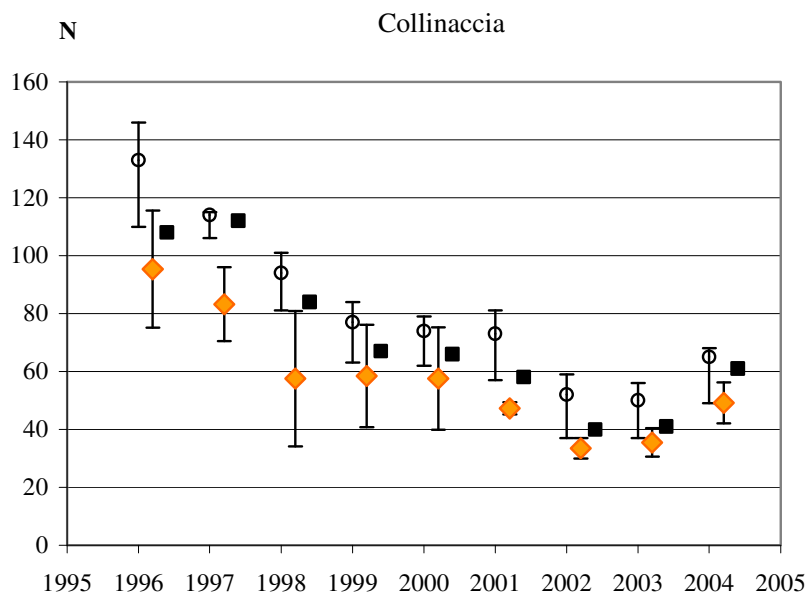


Figura 3.11 - Andamento della popolazione di Capriolo dell'Appennino forlivese negli anni, secondo gli indici (quadrato pieno: MNA, rombo arancione: IPS) ed il metodo di riferimento MR (cerchio). Gli indici forniscono una valutazione in difetto della reale dimensione della popolazione.

3.8.2 Block count

La tecnica del block count (Maruyama e Nakama, 1983) è ampiamente applicata per la stima degli Ungulati alpini, del Muflone e del Camoscio appenninico (Jacobson *et al.*, 2004). I conteggi avvengono effettuando osservazioni nelle parti aperte dei versanti (praterie primarie e secondarie, pareti rocciose, nevai, radure presenti nelle fasce forestali e negli arbusteti). Anche questa tecnica, come quella vista in precedenza, prevede il rilevamento simultaneo degli animali condotto da più osservatori tra loro coordinati, ma la fase di pianificazione (scelta delle aree, ecc.) è calibrata sulle caratteristiche di aggregazione e distributive delle specie alpine, che solitamente formano colonie legate a specifici massicci montuosi. Il *block count* pertanto rappresenta una tecnica di monitoraggio estensivo dell'areale di ciascuna popolazione.

3.8.2.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

Il *block count* può essere definito un conteggio per osservazione diretta tramite cerca e aspetto combinati (conteggio esaustivo per osservazione diretta diurna, in comprensori omogenei settorializzati e parcellizzati lungo percorsi prestabiliti e/o da punti fissi” - ONCFS, 1985; Tosi & Scherini, 1991). Il conteggio deve essere effettuato sull'intera area di distribuzione della popolazione (unità di popolazione = comprensorio, da non confondersi con il comprensorio alpino, cap. 4) in quanto le specie per cui la tecnica viene impiegata hanno una distribuzione tipicamente aggregata che mal si adatta ai monitoraggi per aree campione. La tecnica richiede un elevato sforzo di pianificazione che non può prescindere da una conoscenza preliminare delle aree tradizionalmente frequentate dalla popolazione. La suddivisione spaziale delle unità territoriali di interesse segue un ordine gerarchico. E' infatti necessario che sia individuato il comprensorio che contiene l'unità di popolazione, costituita da una o più colonie, sufficientemente isolata rispetto a popolazioni vicine. Nel comprensorio i conteggi sono sempre effettuati in modo esaustivo e contemporaneo, assegnando a ciascun operatore una precisa parcella di conteggio, che viene ispezionata percorrendo più frequentemente tragitti lineari prestabiliti di lunghezza variabile in funzione della topografia, dell'accessibilità e dell'habitat, ma anche utilizzando punti fissi di osservazione, posti in punti strategici, spesso sul versante opposto a quello da sottoporre a osservazione. Ciascuna parcella di conteggio viene individuata su base cartografica basandosi su elementi morfologici che ne facilitino il riconoscimento in campo. È importante predisporre una idonea cartografia, da consegnare a ciascun osservatore, che riporti in modo chiaro i confini della parcella da sottoporre a conteggio ed il percorso/punti fissi di osservazione da seguire, in modo da garantire la migliore standardizzazione del metodo.

Nel caso in cui non fosse possibile sottoporre a conteggio l'intero comprensorio in un'unica sessione contemporanea, lo stesso viene suddiviso in settori di osservazione da ispezionare in giornate successive, e pertanto sufficientemente isolati da ritenere minime le possibilità di spostamento degli animali da un settore all'altro durante il periodo necessario a ispezionare l'intero comprensorio (Tosi e Scherini, 1991). Gli elementi del paesaggio utili a delimitare i settori sono le strade di fondovalle ma anche le aree poco frequentate quali ghiacciai, nevai e pietraie estese. Per la realizzazione dei conteggi, i settori sono suddivisi a loro volta in parcelle di conteggio assegnate a ciascun osservatore; in questo caso è l'ispezione di ciascun settore, piuttosto che del comprensorio, ad avvenire in contemporanea. Le parcelle di conteggio sono caratterizzate da un'estensione media di 100-330 ha, ma variabile da 30-100 ha in aree dove la struttura del paesaggio è particolarmente articolata e chiusa da vegetazione arborea e fino ad un massimo di 700 ha nel caso delle aree sommitali aperte ed estese (Tosi e Scherini 1991). La dimensione della parcella deve consentirne l'ispezione da parte di un operatore in massimo 4 ore. Maruyama & Nakama (1983) hanno sottolineato la necessità di predisporre un disegno sperimentale che definisca l'estensione media delle parcelle di conteggio in base alle caratteristiche del territorio. Per questo vengono effettuate più repliche di conteggio riducendo progressivamente l'estensione delle parcelle affidate a ciascun osservatore. Al diminuire della superficie media “osservata” da ciascun operatore, il numero di soggetti conteggiati aumenta sino a raggiungere un valore asintotico che individua così le dimensioni ottimali delle parcelle da affidare a ciascun osservatore.

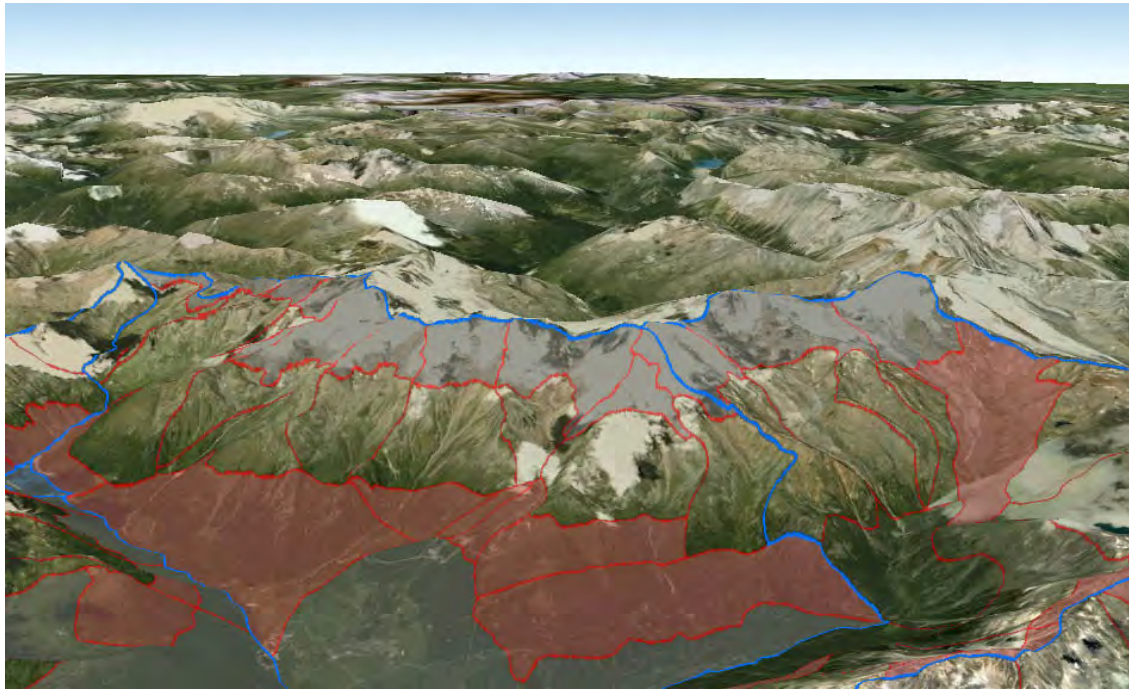


Figura 3.12 Schema di block count per il Camoscio alpino nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio (elaborazione fornita da L. Pedrotti). E' riportata la suddivisione in parcelle di rilevamento di due settori adiacenti. Le aree in grigio rappresentano parcelle in cui la specie è assente, quelle in rosa parcelle in cui è presente in modo sporadico mentre quelle trasparenti sono le parcelle in cui la specie è regolarmente presente e le uniche dove si concentra il rilevamento. La dimensione di ciascuno dei due settori è di circa 4000 ha e la dimensione delle parcelle all'interno di ciascuno di essi varia fra un minimo di 153 ha ad un massimo di 900 ha (dimensione media 385 ± 192 ha).

Il periodo per l'esecuzione dei conteggi è variabile in funzione della specie considerata. Per il Camoscio, i periodi più indicati sono quello invernale, febbraio-aprile, presso i quartieri di svernamento e quello estivo, luglio-agosto, quando gli animali si concentrano presso i quartieri di estivazione. I conteggi tardo invernali forniscono una valutazione della consistenza minima della popolazione al netto delle perdite invernali mentre quelli estivi offrono la possibilità di quantificare anche i nuovi nati e sono pertanto da preferirsi nell'ipotesi di un unico censimento annuale. Tuttavia in quest'ultimo caso si registra la minore contattabilità delle classi maschili che tendono a rimanere a quote inferiori e all'interno delle aree boscate. Per ovviare a tale limite, è possibile effettuare osservazioni supplementari nel periodo riproduttivo. In generale durante i conteggi estivi la percentuale di individui conteggiati e indeterminati per sesso ed età può variare dal 15 al 20% (Tosi & Scherini, 1991).

I medesimi periodi possono essere adottati anche per il monitoraggio dello Stambecco, ma una possibile opzione è anche quella di eseguire i conteggi alla fine di maggio quando gli stambecchi frequentano i pascoli ed i boschi radi posti alle quote inferiori per sfruttare l'inizio della ripresa vegetativa.

I periodi suggeriti per il Muflone sono quelli che vanno da marzo a maggio e da luglio ad ottobre, quando gli animali sono presenti presso i quartieri di estivazione. In questo periodo tuttavia gli individui possono risultare maggiormente dispersi sul territorio. La scelta della stagione più idonea in cui effettuare i conteggi deriva da un compromesso che deve tendere a conciliare i seguenti requisiti: massimizzazione della stabilità e contattabilità dei gruppi; presenza nelle stesse aree di tutte le classi sociali; massima concentrazione della popolazione su aree di estensione limitata; buona accessibilità delle aree in cui effettuare i conteggi; scadenze per l'utilizzo dei dati ottenuti.

Anche per le specie alpine i momenti migliori della giornata per eseguire le osservazioni sono le prime tre ore di luce e quelle che precedono l'oscurità, anche se in montagna ed in particolare in estate, la mattina in genere offre le migliori condizioni di visibilità. Durante le osservazioni, gli operatori dovrebbero essere in grado di comunicare tra loro al fine di limitare il rischio dei doppi conteggi.

Considerato il notevole impegno di personale necessario per eseguire questo genere di conteggio e le difficoltà logistiche che spesso debbono essere affrontate, di norma non vengono realizzate repliche.

3.8.2.2 *Analisi dei dati e presentazione dei risultati*

I conteggi mediante *block count* possono essere trattati come quelli derivanti dalle conte dirette da punti di vantaggio, anche se, in assenza di repliche, l'IPS non è calcolabile. Si tratta dunque di considerare il numero effettivo di animali osservati (che verrà assimilato al MNA), su cui viene calcolata anche la struttura di popolazione. Anche in questo caso non è possibile applicare alcun tasso di sottostima, salvo che questo non sia stato quantificato in modo appropriato.

3.8.2.3 *Valutazione dei risultati*

Jacobson *et al.* (2004) hanno riscontrato un'elevata correlazione fra le quantificazioni primaverili ed autunnali della popolazione di Stambecco nel Gran Paradiso, fornendo elementi a sostegno di una buona affidabilità dei conteggi effettuati mediante la tecnica descritta. In popolazioni di Stambecco, Largo *et al.* (2008), utilizzando l'ausilio di animali marcati, hanno dimostrato come i conteggi mediante *block count* permettano di monitorare in modo robusto il *trend* di evoluzione numerica delle popolazioni ma fanno notare come l'effettuazione di più repliche di conteggio entro lo stesso anno sia importante per verificare il rischio di eccessive sottostime.

Il numero medio di individui conteggiato lungo transetti lineari è risultato correlato con la dimensione della popolazione quantificata con il CMR, di cui riproduce la stessa tendenza nella traiettoria demografica, in popolazioni di Camoscio in ambiente subalpino (Bazès, Pirenei francesi e Les Bauges, Loison *et al.*, 2006). Gli stessi Autori hanno calcolato che per ottenere un aumento apprezzabile della precisione delle stime utilizzando percorsi lineari nelle aree idonee occorrerebbe effettuare un minimo di ripetizioni (10 e 5 rispettivamente per le due aree menzionate). Benché il numero di ripetizioni necessarie non sia generalizzabile da un contesto all'altro (poiché strettamente dipendente dalla varianza nel numero di individui conteggiati in ciascuna sessione), lo studio fornisce comunque un'evidenza dell'importanza del numero di ripetizioni nei processi di valutazione della consistenza di popolazione.

3.8.3 *Conte in battuta*

Questa modalità di conte è, fra i metodi diretti, l'unica praticabile nelle aree caratterizzate da copertura boscosa fitta, continua ed estesa. Generalmente le conte in battuta vengono effettuate in aree dove le caratteristiche e l'estensione del manto forestale non consentono la realizzazione di altre forme di conteggio diretto, ad esempio laddove il bosco interessi più del 50% dell'area sottoposta a monitoraggio, e dove la distribuzione spaziale della popolazione rende credibile l'applicazione della tecnica per una quantificazione della consistenza. La tecnica consiste fondamentalmente nel rilevamento a vista degli animali, spinti da un fronte mobile di battitori, da parte di osservatori fermi e posizionati in maniera opportuna.

3.8.3.1 *Pianificazione e protocollo di applicazione*

I settori di battuta devono avere una dimensione minima di 15 ha, mentre l'estensione massima è variabile e dipende dalle difficoltà operative riscontrabili (necessità di un maggior numero di operatori, rischio di formazione di un fronte di battuta non allineato, ecc.) nel condurre in maniera corretta battute su superfici molto ampie. Il numero dei settori di conte e la superficie complessiva di battuta sono determinati dalla disponibilità delle risorse umane ed economiche, nonché dai livelli di precisione richiesti; tuttavia per ragioni di robustezza statistica, il campionamento deve interessare una porzione di bosco non inferiore al 10-15% dell'estensione complessiva di questa tipologia ambientale presente nell'unità territoriale di gestione (Pucek *et al.*, 1975). Tale percentuale di campionamento può essere ritenuta adeguata se le battute sono realizzate nel periodo adatto, quando la distribuzione nello spazio degli individui appartenenti alla specie interessata è tendenzialmente

della popolazione. La scelta delle aree campione non deve naturalmente concentrarsi nelle aree a maggior densità locale, ma deve rispettare, nell'ambito della stratificazione adottata, una certa casualità.

La realizzazione vera e propria della battuta consiste nell'avanzamento graduale di un fronte composto da un certo numero di battitori, disposti ad intervalli variabili da 5 a 25 metri in funzione della visibilità in bosco. I battitori procedono in costante allineamento ed in modo tale che i battitori consecutivi siano sempre in contatto visivo. Una serie di osservatori (detti badatori) fissi è dislocata presso postazioni numerate (poste) distribuite lungo i confini dei settori di battuta ad una distanza generalmente compresa fra 25 e 50 metri, da calibrare comunque in funzione della topografia e dell'habitat e tale da assicurare il contatto visivo fra osservatori consecutivi. Gli osservatori hanno il compito di conteggiare tutti gli individui che superino la linea delle poste, mentre i battitori conteggiano solo gli animali che si muoveranno in senso inverso a quello della battuta, uscendo dal settore alle loro spalle. Ciascun battitore dovrà contare solo gli animali che, sfondando il fronte di battuta, passino alla propria destra o in alternativa alla propria sinistra. Analogamente, le poste dovranno tener nota degli animali che transitino o a destra o a sinistra di ciascun osservatore, secondo le istruzioni impartite dal coordinatore della battuta. Come già osservato, il numero di osservatori e di battitori necessario per la corretta esecuzione delle battute dipende dalla morfologia del territorio e dal grado di copertura del bosco; mediamente sono necessari da 1 a 3 battitori per ettaro di superficie, mentre il numero degli osservatori può essere ancora più variabile. Al termine di ciascuna battuta un breve confronto fra tutti gli operatori consentirà di valutare la corretta realizzazione delle battute ed eventualmente risolvere questioni legate a doppi conteggi.



Figura 3.14 - Durante la realizzazione delle conte in battuta è importante mantenere l'allineamento e la coordinazione degli operatori che compongono il fronte di battuta – Foto di Luca Mattioli.

Per assicurare una corretta realizzazione delle battute occorre definire in anticipo ruoli e mansioni di ciascun partecipante. E' necessario individuare un coordinatore, che comunicherà le modalità di conta e che stabilirà di volta in volta le modalità di avanzamento del fronte ed un responsabile (detto serrafila) ogni cinque - dieci battitori, che garantirà la trasmissione delle indicazioni del coordinatore al proprio gruppo di battitori e lungo il fronte. Tali figure provvederanno a coordinare gruppi di 10 battitori circa ognuno e saranno collocate centralmente rispetto a questi ultimi; saranno inoltre incaricate della disposizione dei battitori ad inizio battuta e di raccogliere le schede di rilevamento dati del proprio gruppo a fine battuta, per consegnarle al coordinatore della battuta.

Nel caso del Capriolo, il periodo utile per la realizzazione delle conte in battuta dovrebbe coincidere con quello in cui la distribuzione degli individui tende ad essere relativamente meno aggregata e più casuale, che nel nostro Paese si colloca nei mesi di febbraio-marzo (maggio-giugno, secondo C.E.M.A.G.R.E.F., 1984). Questo periodo, oltre a non interferire con fasi particolarmente delicate del ciclo biologico della specie, si colloca in un momento dell'anno in cui le condizioni di visibilità in bosco, in funzione della fascia climatico - altitudinale, sono ancora buone poiché la ripresa vegetativa si trova in una fase iniziale. Nelle aree appenniniche, il periodo ottimale può collocarsi all'inizio della primavera, da marzo fino alla fine di aprile, mentre una realizzazione delle battute nel mese di giugno e più in generale da giugno a febbraio – oltretutto arrecare disturbo nel periodo dei parti, interferirebbe con l'attività venatoria in corso e le quantificazioni ottenute potrebbero risultare fortemente viziate. Le battute si eseguono nelle ore centrali della giornata quando gli animali utilizzano preferibilmente le aree boschive come siti di riposo e di rifugio. Dal momento che la classificazione degli animali durante le battute è difficoltosa, occorre affiancare alle battute anche alcune sessioni di osservazione, da svolgersi nello stesso periodo, atte a rilevare la struttura della popolazione.

3.8.3.2 *Analisi dei dati*

I dati ottenuti sono relativi al numero di esemplari conteggiati in ciascun settore di battuta. Il totale degli animali viene rapportato al totale degli ettari campionati, osservando la stratificazione se prevista dallo schema di campionamento, ed ottenendo così un valore di densità. Se è stato correttamente campionato almeno il 10% di bosco presente nella unità territoriale di riferimento è possibile estendere il valore di densità ottenuto alla estensione totale del bosco per ottenere un valore di consistenza complessiva della popolazione. E' utile calcolare anche il valore medio e la varianza entro ciascuno strato, in modo tale da ottenere una quantificazione della variabilità esistente nella distribuzione degli animali in funzione delle tipologie ambientali individuate.

3.8.3.3 *Valutazione dei risultati*

Esistono diversi limiti che rendono problematico l'uso della battuta come tecnica di valutazione quantitativa delle popolazioni di Ungulati. In generale è possibile ottenere la consistenza minima della popolazione, sufficiente per la programmazione di un prelievo prudentiale e sostenibile, ma non esiste alcun lavoro in letteratura che abbia valutato se le conte in battuta siano adatte a produrre indici di popolazione in grado delineare in modo affidabile la traiettoria demografica. Un esame critico della letteratura disponibile evidenzia considerazioni piuttosto contraddittorie riguardo a tale tecnica per quanto concerne sia la sua applicazione in generale, sia in relazione alle specie per le quali può fornire risultati affidabili. Quasi tutti gli autori sono concordi invece nel riconoscere che, essendo la distinzione delle classi sociali piuttosto difficile da effettuarsi su esemplari in fuga, la caratterizzazione qualitativa del contatto è soggetta a molti errori. L'errore di classificazione più frequente riguarda le classi dei maschi giovani e delle femmine, particolarmente accentuata se le conte sono realizzate in autunno (Mayle *et al.*, 1999). Inoltre, nei casi di bosco o macchia molto fitti, può risultare difficile muovere gli animali dai loro siti di rifugio.

Un confronto fra le stime di popolazione ottenute con le conte in battuta e con il CMR ha mostrato che le conte in battuta possono produrre valutazioni in eccesso rispetto a quanto ottenuto con il metodo di riferimento (Van Laere *et al.*, 1998), in particolare in condizioni di elevata densità di popolazione. Altri autori considerano le conte in battuta, analogamente ad altri metodi di derivazione venatoria, totalmente inaffidabili (Cederlund *et al.*, 1998) sottolineando che ad alte densità i doppi conteggi sarebbero frequenti ed inevitabili.

L'influenza della densità sull'accuratezza delle conte in battuta è confermata anche da altri autori (Borkowsky *et al.*, 2011) secondi i quali ad alte densità (> 10 capi/100 ha) la consistenza della popolazione valutata attraverso le conte in battuta può ricadere entro il 20% del valore reale il 90% delle volte, mentre a densità inferiori la consistenza ottenuta può essere anche molto lontana da quella reale. In tal caso, l'accuratezza è non solo molto bassa ma anche variabile, ed è impossibile proporre un ragionevole fattore di correzione. Anche dimensione e numero dei settori di battuta e livello di aggregazione specie-specifico influiscono sull'accuratezza dei risultati delle conte in battuta, sia pure

in maniera secondaria rispetto alla densità. Per ottenere un leggero incremento dell'accuratezza è preferibile definire settori di conta piccoli e numerosi piuttosto che pochi settori di grandi dimensioni. Per quanto attiene gli effetti del livello di aggregazione proprio di ciascuna specie Borkowsky *et al.*, (2011) ritengono che la conta in battuta sia più idonea per quantificare le popolazioni di Capriolo, non solo perché questa specie presenta in genere densità maggiori rispetto a quelle mostrate dal Cervo, ma anche perché esibisce un livello di aggregazione inferiore. La conta in battuta è ritenuta però applicabile ad entrambe le specie quando queste sono presenti a densità pari almeno a 5-7 capi/100 ha.

L'inadeguatezza della tecnica in relazione alla valutazione della consistenza delle popolazioni di Cervo è sostenuta da altri autori (C.T.G.R.E.F. 1976), con motivazioni legate all'uso dello spazio operato dalla specie. Mayle *et al.* (1999) ritengono che questo metodo sia invece maggiormente adatto per valutare le consistenze di specie di grandi dimensioni e più propense a "scorrere" davanti ai battitori, come il Cervo, mentre quelle più piccole e più territoriali, come il Capriolo, sarebbero più difficili da muovere dalle aree di rifugio e quindi meno contattabili.

Un altro importante problema, messo in luce da Davis *et al.* (2012), è legato alla localizzazione delle aree di battuta rispetto alla tipologia di habitat circostante. Infatti, le aree di battuta adiacenti ad aree aperte restituiscono densità maggiorate, a causa della tendenza degli animali a concentrarsi nella porzione della parcella occupata dal bosco; per tale ragione viene proposta una correzione, ottenuta moltiplicando la densità riferita alla parcella di battuta per la percentuale di bosco presente in un buffer di 1 km intorno alla medesima parcella. La stessa problematica può sussistere in caso di aree di battuta che includano una parte di aree aperte, condizione che dovrebbe essere evitata.

Tenendo in debito conto quanto riportato nella letteratura specializzata e valutando al contempo le possibili alternative utili alla quantificazione delle popolazioni nelle aree caratterizzate da una fitta ed estesa copertura boscosa, è lecito ritenere che le conte in battuta debbano essere effettuate solo in assenza di metodi alternativi ed attenendosi alla pianificazione ed al protocollo riportati in precedenza. Occorre tuttavia ribadire che, sebbene il dato così ricavato si possa ritenere sufficiente per la quantificazione del prelievo (almeno dal punto di vista quantitativo), questa tecnica non consente di valutare con un buon grado di accuratezza alcuni importanti elementi che sono alla base della demografia delle popolazioni. Sarebbe dunque opportuno prevedere l'adozione di metodi alternativi affidabili almeno in una parte significativa del territorio sottoposto a monitoraggio tramite battuta, al fine di verificare l'andamento della popolazione nel tempo.

3.8.4 Indici chilometrici di abbondanza (IKa)

Si tratta di un indice di consistenza generalmente adottato per i Cervidi (Acevedo *et al.*, 2008, Groupe Chevreuil, 1991), che prevede che il conteggio sia effettuato lungo percorsi prestabiliti.

3.8.4.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

La pianificazione riguarda principalmente la selezione dei percorsi da ispezionare che deve seguire un criterio di tipo probabilistico, secondo un'ideale strategia di campionamento. L'intensità di campionamento dovrebbe essere calcolata effettuando uno studio pilota. Per tutte le quantificazioni basate su transekti, la dimensione del campione dovrebbe essere calcolata sulla base dei livelli di accuratezza e precisione richiesti, applicando la seguente formula (Harestad & Jones 1981):

$$E = \frac{tCV}{\sqrt{n}}$$

E = errore ammissibile (espresso come percentuale della media)

n = numero di repliche effettuato

t = valore della statistica t di Student per n

CV = coefficiente di variazione della stima (rapporto media/ deviazione standard)

A titolo indicativo, un'intensità di campionamento di circa 12/15 km per 100 ha è da considerarsi elevata; la soglia minima può essere fissata in 3 km/100 ha (Groupe Chevreuil, 1991). La dinamica degli stadi evolutivi della vegetazione può costituire un limite all'utilizzo nel tempo dei

medesimi percorsi, cosicché quando un sito raggiunge uno stadio serale tale da impedire la osservabilità degli animali, devono essere individuati nuovi transetti.

Il periodo ottimale per la realizzazione dei percorsi diurni si colloca all'inizio della ripresa vegetativa nelle aree aperte, quando la visibilità anche in bosco è massima e l'osservabilità degli animali è tendenzialmente omogenea per tutte le classi sociali. Per il Cervo è generalmente consigliato il periodo compreso fra la fine di gennaio e la fine di aprile. L'orario ottimale è invece quello che comprende i picchi di attività noti per la specie, e, compatibilmente con la visibilità, si colloca nelle ore successive all'alba e le due – tre che precedono il tramonto. Lo stesso numero di uscite dovrebbe essere realizzato all'alba e al tramonto. La lunghezza del circuito e/o il numero degli operatori deve essere stabilito tenendo conto della collocazione temporale della percorrenza, avendo cura di eseguire i conteggi entro le tre ore dopo l'alba e prima del tramonto.

3.8.4.2 *Analisi dei dati e presentazione dei risultati*

Dati il numero di circuiti ed il numero complessivo di sessioni effettuate, l'indice chilometrico, applicabile agli individui conteggiati o ai gruppi rilevati (Acevedo *et al.*, 2008), si ricava utilizzando le seguenti quantificazioni (Vincent *et al.*, 1991, Groupe Chevreuil, 1991):

IKc: *calcolato per ciascun circuito:*

$$IKc = \frac{n_i}{l_i}$$

dove n_i è il numero di individui o gruppi conteggiati lungo il transetto i di lunghezza pari a l_i . Questa formula restituisce il numero di animali avvistati per chilometro percorso.

IKs: *calcolato per ciascuna sessione:*

$$IKs = \frac{\sum IKc}{N}$$

dove N è il numero di circuiti ispezionati.

IKa: *calcolato in riferimento al numero di repliche realizzate*

$$IKa = \frac{\sum IKs}{m}$$

dove m è il numero di repliche realizzate.

Per “gruppo” si intende uno o più individui che si muovono associati nella medesima direzione. Individui che alla prima osservazione risultino separati da una distanza maggiore di 50 m sono da considerarsi afferenti a gruppi diversi (Clutton Brock *et al.*, 1982). Questa definizione di gruppo è solitamente applicata per la classificazione delle osservazioni dirette relative alla maggioranza delle specie di Ungulati.

L'errore standard si calcola con la seguente formula (Groupe Chevreuil, 1991):

$$es = \sqrt{\frac{(IKs_1 - IKa)^2 + \dots + (IKs_m - IKa)^2}{m(m-1)}}$$

Un esempio di elaborazione dei dati relativi all'IKa è riportato nella tabella 3.2.

All'IKa può essere associata anche una stima puntuale, ossia un numero assoluto che rappresenta il numero massimo di individui osservati. In tal caso, sarà considerata l'uscita in cui è stato conteggiato il maggior numero di animali, ponendo attenzione all'eliminazione di eventuali doppi conteggi.

Tabella 3.2 Dati di base per il calcolo dell'IKa. Nell'esempio riportato, relativo al Capriolo, sono stati percorsi 15 transetti (n) di lunghezza variabile (l), espressa in chilometri, per tre volte complessive (m, numero delle ripetizioni). Il numero degli individui conteggiati è ripartito per ciascuna sessione e per ciascun transetto. Al valore dell'IKa si associa un errore standard di 0,248, da cui si calcolano gli intervalli di confidenza 0,96-3,11 (i gradi di libertà sono calcolati a partire dal numero di ripetizioni). Da Groupe Chevreuil (1991), modificato.

Transetto n.	l (km)	Animali conteggiati			IKc			IKa
		1°	2°	3°	1°	2°	3°	
1	14	2	12	25	0,14	0,86	1,79	
2	10	32	14	29	3,20	1,40	2,90	
3	7	6	11	19	0,86	1,57	2,71	
4	15	30	3	1	2,00	0,20	0,07	
5	13	2	6	16	0,15	0,46	1,23	
6	12	32	31	20	2,67	2,58	1,67	
7	14	6	15	11	0,43	1,07	0,79	
8	9	22	2	0	2,44	0,22	0,00	
9	4	30	38	8	7,50	9,50	2,00	
10	12	10	24	16	0,83	2,00	1,33	
11	7	31	21	21	4,43	3,00	3,00	
12	7	18	36	7	2,57	5,14	1,00	
13	12	8	38	0	0,67	3,17	0,00	
14	9	12	21	25	1,33	2,33	2,78	
15	14	38	33	28	2,71	2,36	2,00	
				IKs	2,13	2,39	1,55	2,02±1,08

3.8.4.3 Valutazione dei risultati

L'indice chilometrico di abbondanza è una misura di abbondanza relativa e pertanto non può essere utilizzato per produrre stime di densità. Gli stessi protocolli di campionamento, sia pure con modalità di rilevamento differenti, possono però essere utilizzate per l'applicazione del *distance sampling*, che elabora invece stime di densità.

L'indice chilometrico è stato sperimentato sul Capriolo (Vincent *et al.*, 1991) dove si è rivelato efficace, previa standardizzazione delle procedure di rilevamento, per stimare le variazioni demografiche nel tempo. Tuttavia, la sensibilità dell'indice varia in funzione della densità di popolazione e l'indice risulta efficace nel rilevare le variazioni solo per valori di densità superiori a 12 capi/100 ha (Vincent *et al.*, 1991).

Il conteggio lungo percorsi lineari, benché caratterizzato da costi modesti e da una relativa facilità di applicazione, andrebbe utilizzato con cautela e solo quando nessun'altra alternativa risulti praticabile. Infatti i risultati sono soggetti ad ampie variazioni legate al comportamento degli animali; gli errori dovuti a quest'ultimo fattore sono solo in parte minimizzabili osservando una rigorosa standardizzazione (tempi di percorrenza, periodo di esecuzione nel ciclo biologico annuale, condizioni meteo-climatiche, ecc.).

Sebbene gli indici chilometrici siano piuttosto popolari come tecnica di monitoraggio a fini gestionali, tale metodo tende oggi ad essere sostituito dal *distance sampling* su transetti lineari.

3.8.5 Conteggio notturno con faro (spot-light count)



Figura 3.15 - Cervi illuminati dal fascio di luce del faro - Foto di Luca Pedrotti.

conteggi per aree campione, ma è preferibile effettuare conteggi esaustivi sul totale dell'areale stabilmente frequentato da una determinata popolazione in un certo periodo dell'anno. Al fine di ottimizzare il rapporto sforzi/benefici, è preferibile scegliere i periodi in cui l'areale di distribuzione della popolazione risulti di minore estensione, come ad esempio in primavera. In questo periodo infatti si realizza la massima concentrazione delle popolazioni sui prati-pascoli di fondovalle in cui più precocemente avviene la ripresa vegetativa.

Il conteggio notturno con l'ausilio del faro, generalmente adottato per il monitoraggio delle popolazioni di Cervidi, e di Cervo in particolare, si basa sulla quantificazione degli animali osservati nelle aree aperte durante la notte. Solitamente viene effettuato da un veicolo ed è condizionato fortemente dalla disponibilità di aree aperte a ridosso dei percorsi, dal loro uso da parte delle specie oggetto del monitoraggio e soprattutto dalla disponibilità di un buon reticolo viario. In ragione dell'ecologia del Cervo e della distribuzione spaziale prevalentemente aggregata delle sue popolazioni, è in genere sconsigliabile procedere per

3.8.5.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

Il comprensorio da sottoporre a conteggio viene suddiviso in settori di 600-800 ha. Ciascun settore è affidato a un equipaggio di osservatori, munito di automezzo e di fari mobili. Gli itinerari (di norma lungo le strade forestali che intercettano le aree a prato/pascolo in cui si concentrano i soggetti per l'alimentazione notturna) sono percorsi illuminando e osservando i due lati della strada. L'operazione viene ripetuta per tre notti entro un periodo di tempo relativamente breve e corrispondente al picco della ripresa vegetativa, sugli stessi itinerari. In fase di pianificazione vanno identificati e standardizzati tutti i percorsi da assegnare a ciascun equipaggio, entro ciascun settore.

La dislocazione di percorsi idonei all'interno dei settori va attentamente analizzata facendo uso di foto satellitari e/o carte topografiche in cui siano riportati tutti i livelli gerarchici del reticolo stradale nonché tenendo in considerazione presenza ed ampiezza delle aree aperte a ridosso di ciascun percorso, compresi i luoghi prossimi alle abitazioni. Tutti i potenziali percorsi praticabili devono essere identificati su carta e verificati sul campo attraverso specifici sopralluoghi. Occorre inoltre stabilire le modalità di percorrenza, i tempi e la coordinazione degli equipaggi, nel caso in cui siano coinvolti più equipaggi contemporaneamente. Le modalità di riconoscimento delle specie, di classificazione e di quantificazione – degli individui o dei gruppi – devono essere stabilite in anticipo al fine di garantire la standardizzazione della raccolta dati.

Ogni automezzo può coprire proficuamente dai 400 ai 1000 ha/notte, corrispondenti a 20-40 Km percorsi alla velocità media di 10-15 Km/h. Il riconoscimento della specie – in caso di compresenza di più specie – avviene attraverso un'attenta osservazione con il binocolo ed è aiutata dal colore della luce riflessa dal *tapetum lucidum*. Può risultare più complessa la determinazione delle classi sociali, ed è preferibile concentrarsi su questo solo dopo ad aver quantificato tutti gli individui avvistati. I cervi sono identificabili a distanza grazie al riflesso giallo-aranciato del tappeto lucido. La densità delle strade percorribili con automezzo deve essere elevata, prossima ai 4-6 Km per 100 ha. Inoltre le strade dovrebbero essere ben distribuite su tutto il territorio. La conta degli animali presso le aree di foraggiamento notturne andrebbe effettuata di preferenza quando le aree aperte divengono

maggiormente attrattive da un punto di vista alimentare, generalmente fra marzo e maggio, in funzione dell'altitudine (picco dei massimi conteggi nelle Alpi interne meridionali compreso tra il 20 e il 30 aprile). I percorsi (transetti) dovrebbero essere completati nel minor tempo possibile; e, comunque, l'intero campionamento deve essere effettuato in una sola notte entro ciascuna unità di gestione. A tal fine, dovrebbero essere coinvolti nel programma un numero di equipaggi adeguato, avendo cura di garantire la contemporaneità delle attività di conta nelle aree di potenziale sovrapposizione ed una valutazione critica dei risultati con riguardo alla possibilità di doppi conteggi. Ciascun equipaggio è mediamente composto da 3 - 4 persone con compiti ben differenziati: il caposquadra, conoscitore del territorio, alla guida; un passeggero che annota le osservazioni e aiuta nell'identificazione degli animali; 1 - 2 osservatori con fari, che illuminano ciascun lato della strada. In caso di avvistamenti, a vettura ferma, l'identificazione viene completata con l'aiuto dei binocoli. Nel caso di distribuzione di aree di conta da entrambi i lati del percorso può risultare vantaggioso raddoppiare la dotazione di fari ed osservatori in modo tale da ispezionare entrambi i lati contemporaneamente. Sono necessari fari con lampade da 12 volt con un'intensità del fascio luminoso compresa fra 100,000 e 500,000 candele, muniti di un impugnatura che permetta un loro facile orientamento; con tale equipaggiamento la distanza utile teorica di avvistamento dei cervi è di circa 300 m; in pratica varia in funzione della copertura della vegetazione. L'ispezione dei transetti andrebbe iniziata circa 1 ora dopo il tramonto, ma l'orario è variabile in funzione della specie e del grado di disturbo arrecato alle diverse popolazioni. Nel caso di uno studio effettuato sulla popolazione di Cervo del Parco Naturale di Paneveggio - Pale di San Martino ad esempio, la contattabilità dei soggetti è risultata migliore nella prima parte della notte (22.00-22.30), mentre per le popolazioni di Cervo del Parco Nazionale dello Stelvio è risultato più conveniente iniziare i conteggi tra le 22.30 e le 23.00 e prostrarli sino alle 2.00-3.00 della mattina successiva. I conteggi dovrebbero protrarsi per un massimo di quattro ore, al fine di evitare un eccessivo rimescolamento degli animali.

È auspicabile la realizzazione di repliche che devono essere condotte nel minor tempo possibile (una settimana circa, due in caso di unità di gestione di dimensioni considerevoli), compatibilmente con la permanenza delle condizioni idonee alla realizzazione dei conteggi ed effettuate osservando un ordine di ispezione dei transetti diverso in ciascuna sessione. A seguito di più uscite, verrà tenuta in considerazione la sessione in cui è stato contato il maggior numero di soggetti.

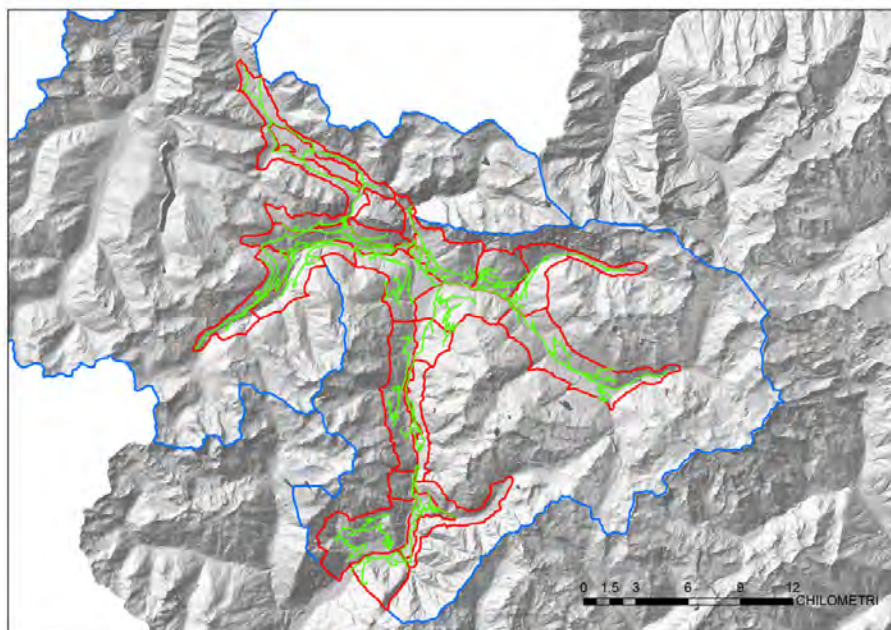


Figura 3.16 - Pianificazione di conteggio notturno con fari per il Cervo in una delle unità di gestione del settore lombardo del Parco Nazionale dello Stelvio e del Compensorio Alpino Alta Valtellina (Sondrio). In blu sono riportati i confini dell'unità di gestione contemporaneamente sottoposta a conteggio (circa 700 km²); in verde la pianificazione dei percorsi standardizzati lungo le strade forestali; in rosso la suddivisione in settori assegnati a ciascun equipaggio (circa 165 km²).

3.8.5.2 *Analisi dei dati*

La probabilità media di avvistamento cresce in relazione alla percentuale di aree aperte presenti nell'unità di gestione. Il metodo dà risultati soddisfacenti in zone di montagna e pianura, a condizione che ci sia una sufficiente presenza di aree aperte e di strade percorribili con automezzo. E' invece di difficile applicazione in zone montane con versanti ripidi e con copertura boscosa continua. In genere può essere conteggiata dal 50% al 75% della consistenza stimata della popolazione. La probabilità di avvistamento nei due sessi non è simile e la sottostima dei maschi risulta in genere maggiore e il particolare periodo stagionale (caduta dei palchi), di fatto impedisce, in caso di branchi numerosi, un'identificazione percentualmente significativa dei soggetti.

Le conte notturne con faro forniscono solo il numero minimo di animali vivi al momento dei conteggi e non possono essere utilizzate per ottenere stime di abbondanza assoluta attraverso estrapolazioni dei dati rilevati ad aree non campionate (Mayle *et al.*, 1999). Deve essere infatti considerato sia il limite determinato dal fatto che vengono conteggiati esemplari in habitat e porzioni del territorio dove questi si concentrano a fini alimentari (distribuzione non casuale), sia, molto spesso, l'impossibilità di applicare un'adeguata strategia di campionamento per la selezione dei percorsi, forzatamente legati alla disponibilità di strade percorribili. Alcuni autori hanno tradotto le conte effettuate mediante *spotlight* anche in indici chilometrici (relativo agli individui e relativo ai gruppi, Garel *et al.*, 2010a).

Come nel caso delle conte dirette da punti di vantaggio, è possibile applicare modelli di *mark-resight* nel caso si disponga di animali marcati e riconoscibili individualmente per valutare la percentuale di sottostima dei conteggi e la sua variabilità a seconda delle aree e degli anni.

3.8.5.3 *Valutazione dei risultati*

Esperienze condotte nella foresta di Chizè (Francia) sul Capriolo, hanno mostrato che i valori di densità quantificati mediante *spotlight* non hanno rilevato variazioni significative a fronte di una diminuzione del 30% avvenuta nella popolazione. Garel *et al.* (2010a) hanno invece riscontrato che le conte notturne con il faro possono essere considerate un utile strumento per rilevare le variazioni demografiche annuali in una popolazione di Cervo. Questi autori hanno calcolato due tipi di indici chilometrici: uno basato sul numero di gruppi avvistati (AI-G) e l'altro basato sul solo numero di individui (AI-I), entrambi conteggiati lungo tre percorsi ispezionati contemporaneamente, secondo una tempistica (due volte al mese per tre mesi), dettata dalle esigenze di sperimentazione e di valutazione scientifica delle metodologie applicate.

L'indice basato sul numero di gruppi ha mostrato una correlazione migliore con la stima della popolazione ottenuta attraverso il CMR, analogamente a quanto già riscontrato da Acevedo *et al.* (2008, metodo di riferimento: *distance sampling*) per la medesima specie, probabilmente a causa della maggior facilità di rilevamento dei gruppi rispetto agli individui, ma anche a causa della elevata copertura boscosa (> 80%) dell'area di studio. In questo contesto ambientale infatti, la capacità della specie di formare grandi gruppi come nelle aree aperte è fortemente compromessa e, all'aumentare della densità, si registra un aumento del numero dei gruppi piuttosto che un aumento della numerosità di ciascun gruppo. Inoltre, il valore degli indici è risultato fortemente influenzato dalle condizioni di visibilità durante l'ispezione dei transetti. Pertanto, l'analisi dei dati derivanti dai conteggi notturni lungo percorsi lineari dovrebbe considerare l'effetto delle variabili misurabili (lunghezza dei percorsi, condizioni di visibilità) sul valore finale degli indici. Garel *et al.* (2010a) hanno rilevato che il valore dell'indice basato sul numero di individui (AI-I) aumenta in modo non proporzionale alla variazione della dimensione della popolazione basata sul CMR e pertanto, in casi simili, le conte notturne lungo percorsi lineari non possono essere utilizzate come stime di abbondanza assoluta della popolazione, in particolare nell'analisi dei modelli demografici (Garel *et al.*, 2010a, Acevedo *et al.*, 2008). Tuttavia è importante sottolineare come questa sperimentazione sia stata condotta in aree di limitata estensione (2674 ha), ben inferiore a quelle richieste per il monitoraggio di un'unità di popolazione, e in tempi troppo lunghi (tre mesi) per poter considerare "chiusa" la popolazione monitorata.

In ambiente alpino generalmente la frequentazione dei prati di fondovalle da parte del Cervo in primavera è molto marcata, a vantaggio di una maggior contattabilità dei soggetti lungo il reticolo stradale. A titolo di esempio, nel Parco Nazionale dello Stelvio, i conteggi notturni con faro condotti a fine inverno lungo i prati di fondovalle sono caratterizzati da una sottostima percentuale, rispetto alla

consistenza calcolata mediante modelli di *mark-resight*, relativamente poco variabile in una delle unità di gestione indagate (valore medio 35%; variazione dal 32 al 38%; correlazione tra MNA e stima mediante *mark-resight* $r=0,97$) e mediamente superiore e maggiormente variabile in una seconda unità di gestione, caratterizzata da maggiori coefficienti di boscosità e minore penetrazione del reticolo viario (valore medio 45%; variazione dal 35 al 53%; correlazione tra MNA e stima mediante *mark-resight* $r=0,56$ - tabella 3.3).

Tabella 3.3 -Consistenza delle popolazioni di Cervo in due diverse unità di gestione del Parco Nazionale dello Stelvio, stimata attraverso conteggi notturni con faro. In ciascun anno sono state eseguite quattro-cinque sessioni di conteggio complessive e consecutive per ciascuna unità di gestione. MR: stima di popolazione ottenuta tramite *mark-resight* (numero di cervi marcati disponibili 23-56; numero cervi marcati avvistati per anno 15-35); MNA: numero minimo di individui vivi ottenuto come conteggio complessivo massimo nella sessione migliore; IPS: numero medio di individui. CV: coefficiente di variazione riportato in percentuale; Sottostima: differenza percentuale tra quanto conteggiato durante il conteggio massimo e la stima ottenuta mediante *mark-resight*.

Unità di gestione	Anno	MR	If _{inf}	If _{sup}	MNA	IPS±sd	Sottostima
Val di Sole (TN)	2004	1.748	1.476	2.155	1.084		38%
	2005	1.710	1.474	2.055	1.162		32%
	2006	1.688	1.460	2.016	1.109		34%
	2007	1.528	1.253	1.993	952		38%
	2008	2.035	1.762	2.455	1.368		33%
Alta Valtellina (SO)	2008	1.492	1.081	2.059	866	767±86,0	42%
	2009	1.250	1.002	1.560	810	695±94,7	35%
	2010	1.319	1.059	1.642	690	597±34,7	48%
	2011	1.287	1.021	1.624	600	572±20,1	53%
	2012	1.318	1.098	1.582	704	641±69,0	47%
	2013				726	675±47,0	

3.9 Conteggio dei gruppi di pellet (*pellet count*)

Il *pellet count* è stato largamente adottato per il monitoraggio su ampia scala fin dalla sua prima descrizione (Bennet *et al.*, 1940). Pensato per ottenere un indice di abbondanza relativa, è stato utilizzato anche per accertare la distribuzione ed analizzare l'uso dell'habitat, sebbene quest'ultimo impiego sia ampiamente controverso, nonché per lo sviluppo di modelli predittivi elaborati attraverso l'ausilio di un GIS. Generalmente la tecnica è applicata per ottenere una stima dell'abbondanza dei Cervidi in ambienti caratterizzati da un'estesa copertura di bosco, laddove altre metodologie risultano inapplicabili o caratterizzate da un rapporto costi/benefici non soddisfacente. Il concetto di base è che la densità dei gruppi di *pellet* è correlata al numero medio di animali presenti nella medesima area per un dato periodo. Esistono due tipologie principali di *pellet count* : FSC (*Faecal Standing Crop*) e FAR (*Faecal Accumulation Rate*), che si differenziano, come si vedrà meglio in seguito, sia nella fase operativa sia in quella dell'analisi dei dati.

3.9.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

La tecnica consiste nel conteggio del numero di gruppi di *pellet* (PG) presenti all'interno di unità spaziali di campionamento (UC) selezionate secondo un procedura di tipo probabilistico, solitamente osservando una stratificazione per habitat al fine di migliorare la precisione del risultato (Marques *et al.*, 2001). L'UC è generalmente rappresentata da una striscia o da un'area circolare. L'utilizzo di un GIS facilita le operazioni di stratificazione e di selezione delle UC, che verranno successivamente localizzate sul campo grazie alla coppia di coordinate scelta per identificare l'UC stessa. Le UC da ispezionare, opportunamente identificate su carta, sono successivamente localizzate sul campo con l'ausilio di un GPS e di una carta topografica o foto satellitare in cui è riportata la localizzazione di ciascuna unità di campionamento. Un picchetto deve essere posizionato nel punto di inizio e la lettura dell'unità di campionamento deve avvenire avvalendosi di una rotella metrica

ancorata al picchetto e svolta durante l'ispezione in modo tale da indicare la linea mediana del transetto - se di forma rettangolare/quadrata - o il raggio se di forma circolare. Una barra metrica verrà utilizzata per stabilire la distanza dal centro del transetto per il corretto conteggio dei gruppi di *pellet* presenti. Infine, è necessaria una bussola per mantenere il corretto orientamento dell'UC durante l'ispezione (Fig. 3.17).

E' importante che la lettura dell'unità di campionamento sia eseguita in modo attento, sistematico e standardizzato, ricorrendo, se necessario, alla suddivisione dell'unità in caso di UC molto estese. Nel caso in cui venga applicata al *Pellet Count* la tecnica del *Distance Sampling*, le UC sono rappresentate da transetti di lunghezza definita, distribuiti nell'area di campionamento secondo quanto già illustrato. In questo caso non è necessario essere sicuri di aver conteggiato tutti i PG presenti entro l'ampiezza della striscia definita dallo schema di campionamento. Per ogni PG conteggiato, in questo caso viene misurata anche la distanza perpendicolare dal transetto in modo da stimare la probabilità di avvistamento degli stessi e passare dal numero di PG avvistati alla stima dei PG presenti lungo il transetto. La selezione della strategia di campionamento è l'aspetto più importante della fase di pianificazione e quello da cui dipende in parte la qualità del risultato. Uno studio pilota è raccomandabile, al fine di comprendere se la tecnica è appropriata tenuto conto degli obiettivi, delle risorse economiche ed umane a disposizione, del contesto ambientale, della distribuzione dell'abbondanza della specie target, elementi questi ultimi che condizionano fortemente lo sforzo di campionamento ed il risultato finale. In particolare lo studio pilota è funzionale alla quantificazione dello sforzo di campionamento (lunghezza totale dei percorsi) utile ad ottenere stime caratterizzate dal grado di variabilità desiderato (Buckland *et al.*, 1993):

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

Dove:

b è un parametro che tiene conto della varianza di n e della sua diminuzione di contattabilità e può variare tra 1,5 e 3 (Burnham *et al.*, 1980).

cv è il coefficiente di variazione della densità stimata, indicatore della precisione della stessa. Tale valore deve essere stabilito a priori in base alle proprie esigenze (ad esempio, se si desidera una precisione della stima del 10%, CV=0,1, è possibile calcolare quanti km lineari occorrerà percorrere per raggiungere tale livello di precisione).

L₀ = lunghezza totale dei transetti percorsi nello studio pilota.

n₀ = numero di gruppi di *pellet* rinvenuti.

La preparazione degli operatori è un elemento rilevante per la corretta applicazione del *pellet count*. L'errore di rilevamento può costituire infatti un'importante fonte di variabilità nel risultato finale ed è quindi necessario che il numero degli operatori coinvolti sia limitato e che questi siano oggetto di un'adeguata formazione specifica. Inoltre, la capacità di lettura individuale delle unità di campionamento dovrebbe essere valutata attraverso una prova sul campo appositamente pianificata. Prima dell'inizio della raccolta dati occorre definire in modo univoco la modalità di quantificazione dei gruppi di *pellet* e stabilire regole per il trattamento e la classificazione di tutti i casi in cui la lettura delle UC si presti a dubbi ed ambiguità di rilevamento. Questi casi sono in parte noti e trattati nella letteratura specializzata, tuttavia l'esecuzione dello studio pilota aiuterà ad individuarne altri contribuendo a standardizzare la modalità di rilevamento fra gli operatori.

Si definisce *pellet group* un accumulo di almeno 6 *pellet* prodotti nello stesso evento (Mayle *et al.*, 1999). Alcuni autori ritengono invece che un minimo di 18 *pellet* debba essere considerato un gruppo, nei casi in cui quest'ultimo sia integro e recente, considerando 6 *pellet* il numero limite per un gruppo nei casi in cui questo sia decomposto (Campbell *et al.*, 2004). Questa definizione è di utilità pratica e serve a classificare i casi in cui la consistenza del gruppo risulta particolarmente modesta, stabilendo un limite inferiore di consistenza affinché un PG possa essere registrato, dal momento che un PG è costituito in genere da un numero di *pellet* molto più numerosi (fino a 40). L'esame del colore, delle dimensioni e della composizione dei singoli *pellet* aiuta invece a determinarne l'appartenenza al medesimo gruppo.

Nei Cervidi non è infrequente la deposizione dei PG quando gli animali sono in movimento, determinando così la formazione di una striscia, caso in cui occorre prestare particolare attenzione al corretto rilevamento del numero di PG. Quando un PG è presente sul bordo dell'unità di campionamento la sua inclusione od esclusione deve essere stabilita sulla base della percentuale di *pellet* all'interno o all'esterno dell'unità di campionamento; qualora i PG siano stati depositi esattamente sul bordo dell'unità di campionamento, devono essere inclusi ed esclusi dalla conta in modo alternato (Mayle *et. al.*, 1999). Nei casi in cui siano presenti più specie di Ungulati i cui escrementi potrebbero talvolta risultare difficilmente distinguibili, questi possono essere classificati in una categoria composita, che includa più specie ad es. una categoria mista "Daino/Cervo", ecc.

In considerazione degli aspetti metodologici sopra evidenziati, appare necessario un attento monitoraggio delle modalità di rilevamento dei *pellet*, che dovrebbe essere accompagnata, in particolare nella fase iniziale, da momenti di verifica e discussione fra rilevatori e coordinatore dell'attività, affinché sia garantita un'applicazione standardizzata e siano affrontate le principali difficoltà incontrate nel contesto ambientale specifico.



Figura 3.17 - Applicazione del pellet count in un'area appenninica. Una rotella metrica indica la linea mediana dell'unità di campionamento, in questo caso di forma rettangolare - Foto Archivio Progetto Life 2000- Parco Nazionale Appennino Tosco-Emiliano.



Figura 3.18 - La numerosità dei pellet all'interno di uno stesso gruppo può essere molto diversa mentre l'esame del colore, delle dimensioni e della composizione dei singoli pellet aiuta invece a determinarne l'appartenenza al medesimo gruppo. A sinistra pellet group di Capriolo (Foto di Adriano De Faveri, ISPRA), a destra pellet group di Cervo (Foto di Luca Pedrotti). Le immagini non sono in scala.

3.9.2 FAR (*Faecal Accumulation Rate*)

Il FAR si misura ripulendo inizialmente le unità di campionamento da tutti i gruppi di *pellet* presenti ed effettuando successivamente una lettura delle medesime UC al fine di quantificare i gruppi di *pellet* accumulatisi nel tempo intercorso fra la prima e la seconda visita. Il numero di PG rimossi può essere registrato al fine di consentire anche l'applicazione della FSC. Le UC devono essere dunque adeguatamente marcate sul terreno in modo da facilitarne il ritrovamento successivamente. L'intervallo di tempo che deve intercorrere fra la prima e la seconda visita deve essere tale da massimizzare la deposizione dei PG all'interno delle UC. Se è noto un tempo di decadimento dei PG, la data della seconda visita deve essere anticipata rispetto alla data prevista per il loro deterioramento. Qualora il tempo di decadimento relativo all'area di studio ed ai rispettivi habitat non fosse noto, Ratcliffe & Mayle (1992) suggeriscono di osservare un intervallo di tempo fra la prima e la seconda visita pari a circa 2-3 mesi.

L'applicazione standard della modalità FAR comporta un elevato sforzo di campionamento (due visite per ciascuna unità di campionamento) cui è associato anche un tempo elevato per l'ispezione delle UC che, come detto, alla prima visita devono essere ripulite dei PG presenti. Alcuni autori hanno pertanto proposto di marcare sul campo il PG rinvenuti alla prima visita e valutare lo stato dei medesimi gruppi al momento della seconda visita ("*combination plot technique*") quantificando in questo modo sia il tasso di accumulo di nuovi PG sia il tempo di decadimento di PG recenti marcati al momento della prima visita. La *combination plot technique* consente inoltre di calcolare la densità di popolazione mediante FSC in entrambe le visite. Per i dettagli applicativi ed analitici si veda Swanson *et al.* (2008).

3.9.3 FSC (*Faecal Standing Crop*)

Secondo questa modalità, le UC vengono ispezionate una sola volta. Il FSC si misura quantificando il numero di PG presenti nelle UC, successivamente convertito in una stima della dimensione della popolazione utilizzando alcuni parametri quali il tasso di defecazione specie-specifico ed il tasso di decadimento dei PG. I *pellet group* possono anche essere conteggiati applicando la tecnica del *distance sampling* descritta in precedenza. In tal caso, il *distance sampling* è utilizzato per quantificare la densità dei PG lungo transeetti lineari, con le medesime modalità riferite al conteggio degli animali. Successivamente, la densità di PG così ottenuta viene tradotta in densità di animali utilizzando tempi di decadimento e tassi di defecazione (FSC).

3.9.4 *Analisi dei dati*

Solitamente il campionamento per la conta dei gruppi di *pellet* viene attuato nell'intera area di studio (benché sia possibile operare su aree campione selezionate adottando un'adeguata strategia di campionamento) e pertanto i risultati esprimono la densità media della specie riferita a quest'ultima. Nell'applicazione di entrambi i metodi (FSC e FAR), per consentire l'analisi dei dati occorre conoscere il tasso di defecazione di ciascuna specie trattata. Seguendo un approccio rigoroso, la quantificazione del tasso di defecazione dovrebbe costituire parte integrante del programma di monitoraggio mediante *pellet count* e dovrebbe essere quantificato attraverso esperimenti specifici condotti nell'area di studio su nuclei in cattività non alimentati artificialmente e valutando anche eventuali differenze in funzione della classe sociale di appartenenza dei diversi individui. Tuttavia questa scelta è raramente praticabile e la misura del tasso di defecazione viene desunta dalla letteratura (Tab. 3.4) che fornisce valori abbastanza coerenti per ciascuna specie. Nel caso del Capriolo, Ratcliffe & Mayle (1999) affermano che il tasso di defecazione varia poco fra diverse aree geografiche e habitat e pertanto suggeriscono l'uso del valore medio dell'intervallo riportato da Mitchell *et al.* (1985) pari a 20 PG/giorno.

Il FSC richiede la conoscenza ulteriore del tempo di decadimento di un gruppo di *pellet*. Anche tale parametro, eventualmente misurato in funzione delle medesime tipologie di habitat considerate nel campionamento, dovrebbe essere ottenuto eseguendo una misurazione ad hoc nell'area di studio, posizionando PG appena depositi o prelevati da capi abbattuti negli habitat dell'area di studio e programmando il controllo regolare del loro stato di decadimento (per i disegni sperimentali si veda Ratcliffe & Mayle, 1992 e Laing *et al.*, 2003). I tempi di decadimento riportati in letteratura sono

molto variabili ed habitat specifici; in diverse tipologie di bosco ad esempio sono stati misurati tempi che, per la specie Capriolo, oscillano da un massimo di $295 \pm 59,7$ ad un minimo di $150 \pm 59,7$ giorni (Smart *et al.* 2004). Il decadimento più lento è stato misurato da Tsaparis *et al.* (2009) ancora per il Capriolo, nelle foreste di conifere (media 154,8 giorni, estremi 131-186), mentre il più rapido si riscontra nelle aree aperte (media 126,4 giorni, estremi 88- 177). Uno studio condotto nel Parco Nazionale dello Stelvio ha mostrato che le differenze nel tempo di decadimento di *pellets* di Capriolo sono determinate principalmente dalla stagione di deposizione e dall'habitat. Il tempo di decadimento in inverno è 185 giorni mentre in estate i *pellets* si deteriorano più rapidamente (86 giorni – Sotti *et al.* 2008). Nell'Appennino tosco-emiliano (Garfagnana) il tempo medio di decadimento dei *pellet* di Cervo deposti in inverno è risultato di 12,1 mesi (intervallo di variazione 2-27) mentre in estate di 5,8 mesi (1-23, Catullo, 1996).

Tabella 3.4 - Sintesi dei tassi di defecazione (F) calcolati per alcune specie di Cervidi.

Specie	F	Rif.
Capriolo	20(17-23)	Mitchell <i>et al.</i> , 1985.
	14	Dobiáš <i>et al.</i> , 1996
Cervo	25 (19-29)	Mitchell and McCowan 1984
	19	Dobiáš <i>et al.</i> , 1996
	24-33	Mitchell <i>et al.</i> , 1983
Daino	21,4	Mayle <i>et al.</i> , 1996
	$26,5 \pm 2,25^1$	Massei & Genov 1998

¹ Ambiente mediterraneo, periodo invernale. Alla stima è associato l'errore standard.

Il numero di animali per ettaro si ottiene da:

$$N/ha = \frac{N_{PG}/a}{T * F}$$

dove:

N_{PG}/a è il numero di PG per area campionata espressa in ettari

T è il tempo medio di deterioramento per un PG per le analisi relative al FSC

F è il tasso di defecazione.

Una variante della modalità di analisi descritta per il FAR prevede la realizzazione della sola seconda visita e l'inserimento nella formula del tempo di accumulo (TdA) al posto di T (Harkonen & Heikkila, 1999). Questo è possibile identificando un momento che coincida chiaramente con l'inizio del periodo di accumulo del PG, ad esempio la fine del periodo di caduta delle foglie in autunno.

La statistica descrittiva applicata ai PG rinvenuti lungo i transetti consente di ottenere una stima della varianza, da utilizzare per quantificare la precisione. Occorre tener presente che, laddove i transetti effettivamente campionati abbiano lunghezze differenti, a causa di fattori riscontrati sul campo, non è possibile trattare allo stesso modo le UC ed occorre inserire gli opportuni aggiustamenti (si veda ad esempio la varianza per campioni pesati, Buckland *et al.*, 1993) che tengano conto della diversa superficie delle unità di campionamento.

3.9.5 Valutazione dei risultati

Le due modalità di realizzazione della conta dei *pellets* sono caratterizzate da diversi livelli di precisione e di costo complessivo, elementi utili ad orientare la scelta del metodo più confacente agli obiettivi prefissati ed alle disponibilità economiche, logistiche ed organizzative su cui si può contare. La precisione di entrambi i metodi sembra fortemente influenzata dalla densità di popolazione: entrambi sono poco efficaci a bassa densità (<5 capi/km²), dove non sarebbero in grado di rilevare una diminuzione del 10% della popolazione se non dopo molti anni di monitoraggio (Smart *et al.*, 2004).

A parità di condizioni, il FSC produce stime più precise rispetto al FAR, anche se le differenze relative sono piuttosto contenute (Campbell *et al.*, 2004, Smart *et al.*, 2004) e dipendenti dal tempo di accumulo necessario per applicare il FAR. In generale infatti, maggiore è il tempo di accumulo e minore la divergenza nella precisione dei risultati delle due tecniche; va rimarcato tuttavia che se tempi di accumulo sono troppo lunghi si può verificare l'insorgenza di fenomeni di deterioramento dei PG, che determinano una non corretta applicazione della tecnica. La precisione dei risultati ottenibili con il FAR può anche risentire di un maggior numero di unità di campionamento a conta zero e di un campione complessivamente più ridotto, considerato lo sforzo di rilevamento (due visite). La precisione dell'FSC aumenta se i PG sono quantificati mediante *distance sampling* (Campbell *et al.*, 2004).

Anche il FSC presenta alcuni limiti, essendo soggetto ad errori sistematici legati alla difficoltà di rilevamento e classificazione di PG in via di deterioramento (Neff, 1968) ed alla corretta quantificazione dei tassi di defecazione e decadimento. Per queste ragioni, Campbell e collaboratori (2004, area di studio: Scozia) hanno concluso che la stima della densità mediante FAR conferisce una maggior solidità alle scelte gestionali, altrimenti più rischiose in assenza di una corretta quantificazione dei tassi di decadimento dei PG. In apparente contrasto con tali conclusioni, Smart *et al.* (2004) ritengono invece che il FSC sia più affidabile del FAR, tanto da poter essere considerato una valida alternativa ad altri metodi quali *distance sampling* mediante tecnologia ad infrarossi, ma sottolineano come le migliori prestazioni della tecnica dipendano da una corretta quantificazione dei tempi di decadimento, habitat e sito specifici, dei gruppi di *pellets*.

In linea generale dunque, la conta dei gruppi di *pellets* può essere considerata un efficace strumento di monitoraggio della popolazione ma difficilmente può divenire una pratica di routine nell'ambito della gestione venatoria. Il conteggio dei gruppi di *pellets*, potrebbe essere una tecnica da affiancare ai metodi classici di monitoraggio, laddove i dati di consistenza della popolazione prodotti non consentano di rilevarne la dinamica. In tal caso, un rilievo tramite *pellet count* ogni 2-5 anni con un adeguato sforzo di campionamento potrebbe essere sufficiente a verificare eventuali cambiamenti nella consistenza della popolazione (Smart *et al.*, 2004). La realizzazione di uno studio pilota appare tuttavia indispensabile per accertare quale delle due modalità di applicazione sia più idonea al contesto ambientale ed agli obiettivi previsti e per ottenere informazioni circa la capacità di risoluzione della tecnica in funzione dell'entità delle variazioni demografiche che si desidera rilevare.

3.10 Altri metodi

3.10.1 Trappolaggio fotografico

Il trappolaggio fotografico con attivazione tramite infrarossi è una tecnica relativamente economica e non invasiva che consente di catturare immagini di animali in movimento, sia durante il giorno sia nelle ore notturne.

La tecnica è stata utilizzata, spesso con buoni risultati, per rilevare la presenza di specie particolarmente elusive o presenti in aree caratterizzate da fitta copertura, e pertanto difficili da ispezionare. Inizialmente il trappolaggio fotografico è stato utilizzato anche con l'intento di ricavare un indice di abbondanza di popolazione – il numero di fotografie per unità di tempo – la cui affidabilità è stata tuttavia contestata da molti autori, poiché variazioni non quantificabili nella probabilità di rilevamento possono condizionare il valore dell'indice (Pollock *et al.*, 2002). L'utilizzo del tasso di rilevamento fotografico come indice di abbondanza nasce dalla considerazione che all'aumentare della densità di popolazione anche il numero di contatti con la fotocamera dovrebbe aumentare.

L'applicazione di modelli CMR che utilizzano la "ricattura" fotografica di animali individualmente riconoscibili o marcati si è dimostrata invece efficace per produrre stime di densità di popolazione affidabili, anche se la quantificazione dell'area effettivamente campionata rimane un punto debole ed è stata spesso calcolata con modalità prive di solide basi teoriche e pertanto discutibili. Alcuni autori ritengono che sia possibile derivare stime di abbondanza dal tasso di cattura fotografica solo quando il processo di ripresa è adeguatamente descritto da un specifico modello, anche in assenza di animali marcati o individualmente riconoscibili. L'impianto teorico del modello che descrive il tasso di cattura (ossia il tasso a cui avviene il contatto fra gli individui e la fotocamera) deriva dalla teoria cinetica dei gas, secondo la quale il numero atteso di contatti fra le particelle è funzione del rapporto fra l'area coperta nello spostamento dalle particelle stesse e l'area totale che le

contiene. Per un oggetto come la fotocamera, fermo e con area di rilevamento pari alla sezione di un cono ideale, ben descritta da un angolo e dal raggio, la densità di popolazione in funzione del tasso di cattura fotografica è dato da:



$$D = \frac{y}{t} \frac{\pi}{v r (2 + \theta)}$$

Dove:

y/t è il numero di fotografie nell'unità di tempo,
 v è la velocità di spostamento degli animali,
 r e θ i parametri che definiscono l'area di ispezione della fotocamera (per i dettagli della derivazione della formula si veda Rowcliffe *et al.*, 2008).

Figura 3.19 - Esempio di modello di fototrappola utilizzata per scatti o riprese in sequenza – Foto di Adriano De Faveri (ISPRA)



Figura 3.20 - Immagine notturna di un gruppo di caprioli ottenuta con fototrappola – Foto di Adriano De Faveri (ISPRA).

Nel caso di specie che vivono in gruppi, la densità sarà riferita a questi ultimi e sarà necessaria una stima indipendente della numerosità dei gruppi per ottenere la densità di popolazione. La varianza può essere calcolata con il *bootstrapping* non parametrico, ossia utilizzando un elevato campione di valori di densità calcolate attraverso ricampionamento.

I parametri relativi alla fotocamera (raggio ed angolo di rilevamento) sono di facile quantificazione, mentre più problematica appare la determinazione dei parametri relativi agli individui (dimensione dei gruppi e velocità di spostamento). La velocità di spostamento, in particolare, è soggetta ad ampie variazioni in funzione dell'habitat, della densità di popolazione, della classe sociale, della stagione, ecc. e dovrebbe essere sempre quantificata nell'area oggetto del campionamento.

Gli assunti da cui dipende l'appropriata applicazione del metodo sono sostanzialmente tre:

-
- 1. Gli animali si muovono in modo conforme al modello applicato per descrivere il processo di rilevamento da parte della fotocamera.** In altre parole, gli animali – come le particelle di gas – si muovono indipendentemente l'uno dall'altro ed in modo casuale. Sebbene tale affermazione possa essere considerata poco realistica se applicata alla fauna, Rowcliffe *et al.* (2008) ritengono che il modello fornisca una buona approssimazione del processo di rilevamento degli animali e che si possa ritenere sufficientemente robusto, pur considerando le deviazioni dall'assunto causate dal comportamento degli individui.
 - 2. Le fotografie rappresentano contatti indipendenti fra la fotocamera e gli animali.** L'indipendenza del movimento degli animali rispetto alle fotocamere è legata alla modalità di posizionamento delle fotocamere. La collocazione delle fotocamere in modo da massimizzare i contatti con la specie target o l'insorgenza del comportamento di evitazione della fotocamera a seguito di shock da flash rappresentano alcuni esempi di violazione di questo assunto. Il posizionamento delle fotocamere deve rispettare una precisa strategia di campionamento favorendo al contempo per ciascuna fotocamera la migliore prospettiva per poter rilevare gli animali. Rimane invece problematico il trattamento del rilevamento degli stessi individui/gruppi che entrano ed escono dal campo visivo della fotocamera. L'applicazione di un tempo di latenza fra uno scatto ed il successivo può aiutare a minimizzare l'effetto di questi contatti multipli ma l'approccio migliore rimane quello di definire i contatti indipendenti sulla base di caratteristiche tipiche degli individui o dei gruppi (Rowcliffe *et al.*, 2008).
 - 3. La popolazione è chiusa.** Questo assunto – già discusso in precedenza – può essere ragionevolmente rispettato se il periodo di campionamento è attuato in un arco temporale tanto breve da potersi ragionevolmente considerare nulli i processi demografici che alterano la dimensione della popolazione (emigrazione/immigrazione, nascite e morti).

Sebbene la tecnica sia da ritenersi promettente, le limitazioni cui è soggetta – legate in particolare alla dislocazione casuale delle fotocamere e alla quantificazione dei parametri riferiti agli animali da inserire nella formula sopra riportata – non devono essere sottovalutate. Da un punto di vista teorico, sono necessari stimatori migliori ed una conoscenza più approfondita dell'effetto della variabilità – spaziale e temporale - dei parametri del modello.

In un recente lavoro Rovero & Marshall (2008) hanno misurato il grado di concordanza fra l'indice ricavato dal tasso di cattura fotografica (rapporto tra numero di fotografie indipendenti e n. di giorni in cui la fotocamera è rimasta attiva, riportato a 100) con la densità di popolazione stimata attraverso *distance sampling*, rilevata lungo i medesimi transetti lineari ed applicando la formula della teoria cinetica dei gas, come proposto da Rowcliffe *et al.* (2008). I risultati, riferiti ad una popolazione di Duiker *Cephalophus harvey*, hanno rivelato un'elevata concordanza con le stime ottenute tramite *distance sampling* ($R^2 = 0,90$, densità compresa fra 2,07 e 13,32 ind./Km²) mentre la formula di conversione di Rowcliffe *et al.* (2008) sembra generare una sovrastima sistematica rispetto al metodo di riferimento (*distance sampling*). In relazione all'indice di abbondanza relativa, gli autori hanno calcolato un miglioramento della precisione all'aumentare dello sforzo di rilevamento, fino ad un picco corrispondente a 250-300 giorni/fotocamera, oltre il quale non è più apprezzabile alcun incremento della precisione.

In conclusione dunque, sebbene l'uso delle fotocamere per il calcolo di indici di abbondanza possa essere ritenuta una tecnica promettente e particolarmente interessante considerato il rapporto costi/benefici nonché di particolare utilità in ambienti caratterizzati da fitta vegetazione, il sistema richiede una calibrazione iniziale e periodica applicando un metodo di referenza, condizione che al momento ne limita fortemente l'applicabilità.

3.10.2 Conteggio dei cervi maschi in bramito

Nel 1977 Langvatn ha ideato un metodo di stima della consistenza delle popolazioni di Cervo basato sulla conta dei maschi in bramito. Successivamente, la stessa idea di base, con alcune varianti, è stata applicata in diversi paesi europei (Bobek *et al.*, 1986, Albaret *et al.*, 1989, Mazzarone *et al.*, 1989, 1991, Ciucci *et al.* 2009, Douhard *et al.*, 2013). Il metodo proposto da Langvatn si basa sulla conoscenza della struttura sociale della popolazione – stimata attraverso avvistamenti diretti o dati di

abbattimento – ponendo come variabile centrale il numero di maschi in bramito, individuati e conteggiati grazie alla loro attività vocale durante il periodo riproduttivo. L'idea di base consiste nel considerare che in una popolazione i diversi segmenti – di sesso e classi di età – sono distribuiti secondo rapporti tipici.

Secondo quanto proposto da Langvatn (1977), la dimensione della popolazione può essere ricavata conoscendo la sola consistenza dei maschi di quattro e più anni che ne fanno parte. Il calcolo si può quindi basare sul conteggio dei maschi in bramito, se il rapporto fra questi e quelli che non bramiscono è noto in quella particolare area e in uno specifico ambito temporale. Osservazioni dirette, effettuate durante il periodo riproduttivo, così come dati di matrice venatoria possono essere utilizzati per determinare la struttura della popolazione, necessaria per il calcolo della sua consistenza complessiva.

L'acquisizione di maggiori conoscenze relative alla biologia riproduttiva della specie ha reso molto debole l'assunto che la frazione di maschi che partecipano alla riproduzione possa essere facilmente quantificata mediante le osservazioni dirette, mettendo quindi in discussione tutto l'impianto metodologico proposto da Langvatn. Inoltre, gli spostamenti compiuti dagli individui durante le sessioni di rilievo possono rendere difficile il conteggio di una parte consistente dei maschi.

In Italia la conta dei maschi in bramito e la successiva stima della consistenza di popolazione ha avuto una genesi diversa, motivata dalle difficoltà di applicazione di metodi per la quantificazione della consistenza basati sull'osservazione diretta in ambienti (ad es. le Foreste Casentinesi) con elevata copertura forestale. Per tale motivo, e per evitare i problemi di sovrastima dei maschi in bramito conseguenti alla loro mobilità, Mazzarone *et al.* (1989, 1991) hanno sviluppato una tecnica, descritta di seguito, tesa a quantificare il numero minimo certo di maschi adulti presenti nell'area riproduttiva, conteggiati utilizzando triangolazioni acustiche effettuate in contemporanea da diverse postazioni di ascolto che coprono aree di elevata estensione corrispondenti ai quartieri riproduttivi ed alle aree a questi adiacenti.

3.10.2.1 Pianificazione e protocollo di applicazione

L'applicazione del metodo richiede una buona conoscenza del territorio e della distribuzione dell'areale di riproduzione. L'estensione e la localizzazione dei quartieri riproduttivi è ottenuta mediante sopralluoghi specifici da effettuarsi in autunno, mirati a definire la distribuzione dei maschi in bramito. All'interno dell'areale riproduttivo così individuato vengono definite le aree di rilevamento, nelle quali vengono localizzati i punti d'ascolto, in modo tale da coprire con un'unica sessione (poi ripetuta in giorni successivi) tutti i quartieri riproduttivi della popolazione. Se ciò non risulta possibile, si dovrebbe tendere a dividere l'areale riproduttivo in 2-3 sub-aree di conteggio comunque di ampie dimensioni, da rilevare in nottate diverse, avendo cura di porre i confini delle sub-aree lungo linee naturali o artificiali che possano limitare gli spostamenti degli animali.



Figura 3.21 - Orientamento tramite bussola del quadrante goniometrico utilizzato per il rilevamento dei maschi al bramito (Foto di Silvana Mattiello, da Mattiello & Mazzarone, 2010).

Tali aree devono essere sufficientemente estese (ad esempio 20-30.000 ha/notte, nell'area del Casentino). La densità dei punti di ascolto entro area di campionamento varia, in media, da 1 a 3 punti/kmq planimetrico (Mattioli, 1999). I punti di ascolto vanno situati in posizioni sommitali, caratterizzati da un buona copertura acustica del territorio circostante, sovrapposta tra punti contigui, per rendere possibili le triangolazioni in fase di elaborazione. In ciascun punto d'ascolto, immediatamente prima dell'inizio dei rilievi, l'operatore assegnato provvederà a collocare un quadrante goniometrico orientato a nord, attraverso una bussola di precisione, per la rilevazione degli azimuth dei bramiti durante le conte. Un'attenta fase di pianificazione realizzata con l'ausilio di carte topografiche ed immagini satellitari ed attraverso appositi sopralluoghi è necessaria ai fini della definizione e della mappatura dei settori di

monitoraggio e per la migliore collocazione dei punti di ascolto. Considerato il repertorio vocale dei cervi (due varianti di bramito e la tosse di minaccia, udibile solo a breve distanza) e la particolarità della tecnica di conta, è necessario prevedere almeno un incontro specifico finalizzato alla preparazione degli operatori in modo da assicurare una sufficiente standardizzazione nella raccolta dati e così da impartire ai rilevatori le corrette istruzioni di rilevamento e di compilazione della relativa scheda. La raccolta dei dati consta di tre fasi descritte di seguito.

Sessioni di ascolto continuato

Al fine di collocare la conta dei maschi che bramiscono nelle ore notturne di maggiore attività vocale, è opportuno realizzare alcune sessioni di ascolto continuativo, che includano le ore crepuscolari e quelle notturne (ad es. dalle 20:00 alle 8:00) in cui vengono registrati i bramiti emessi. Analogamente, per verificare se la realizzazione dei conteggi ha centrato il momento di massima attività vocale (picco) nella stagione, occorre rilevare i bramiti sia prima sia dopo il presunto picco. Tali rilevamenti, realizzati in siti campione collocati entro le aree riproduttive, forniscono la fenologia del bramito in forma di indici (numero di bramiti e numero di cervi per unità di tempo) e rappresentano una fase irrinunciabile dell'applicazione del metodo. Mazzarone *et al.* (1991), per le Foreste Casentinesi, hanno riscontrato che il picco della frequenza dei bramiti si colloca nell'ultima settimana di settembre nelle ore comprese tra le 21 e le 24 e tra le 3 e le 6. Bocci *et al.* (2012) indicano che l'attività di bramito mostra un picco 5-7 ore dopo il tramonto.

La conta dei maschi in bramito

Il conteggio e la localizzazione dei maschi in bramito avviene attraverso un sistema di ascolto contemporaneo e triangolazione acustica, effettuata mediante un quadrante goniometrico orientato a nord e dotato di una freccia mobile con la quale misurare la direzione (azimuth) di provenienza dei bramiti. Il rilevamento sul campo è effettuato in contemporanea in tutti i punti d'ascolto, in genere di notte, per un periodo di tre ore continuative. In ciascun punto di ascolto, di norma, vengono dislocati due operatori che provvedono a registrare, per ciascun minuto su una apposita scheda, i bramiti ascoltati e la direzione di provenienza. In genere, viene registrato il/i suono/i emesso/i in un'unica fase di espirazione. Ai fini dell'analisi vengono conteggiati i maschi localmente attivi durante la sessione di conta e rilevati contemporaneamente da più punti d'ascolto. Può essere utile per una prima scrematura dei dati, registrate sulla scheda la "distanza relativa" fra il Cervo in bramito ed il punto di ascolto. Tenendo conto che è impossibile giungere ad una misurazione, si utilizzano tre classi principali: vicino (si può sentire il rumore dei movimenti dell'individuo in bramito), a media distanza (si possono distinguere tutti i suoi bramiti) e lontano (si perdono probabilmente alcuni bramiti).

I conteggi al bramito sono eseguiti in due/tre sessioni consecutive e ravvicinate (eseguite a distanza di 24-48 ore dalla prima). La necessità di effettuare una o più repliche è evidenziata anche da Bocci *et al.* (2012), che suggeriscono che l'analisi spettrografica dei suoni emessi durante il periodo del bramito potrebbe migliorare l'applicazione di questo metodo, evitando doppi conteggi di maschi in bramito che si spostano durante la sessione di rilevamento.

La conoscenza della struttura di popolazione

L'esatta determinazione della percentuale dei maschi adulti che bramiscono rappresenta un punto critico nel passaggio dai risultati del conteggio al bramito alla quantificazione della consistenza della popolazione. Tale valore dovrebbe essere acquisito tramite l'osservazione diretta di un campione numeroso di animali in rilievi standard, utilizzando predefiniti percorsi e punti di osservazione, in tutto l'areale della popolazione, durante un ampio periodo, precedente e successivo alla conta (in genere da luglio a dicembre). Ciò, allo scopo di evitare i possibili problemi di sovra/sotto stima di alcune classi, relativi alla diversa osservabilità annuale. In alternativa possono essere utilizzati i dati di struttura derivanti dagli abbattimenti (se effettuati in modo casuale).

3.10.2.2 Analisi dei dati

La posizione (data da una coppia di coordinate) ed il numero dei maschi in bramito viene ottenuta mediante le triangolazioni su carta degli azimut riferiti a bramiti rilevati simultaneamente ($\pm 1s$). La triangolazione può essere realizzata anche utilizzando software specifici a partire dalle coordinate del punto di ascolto e dagli azimuth rilevati, che consentono di eseguire una prima scrematura dei risultati. Tuttavia è fondamentale eseguire una elaborazione su carta tracciando le direzioni di provenienza dei bramiti di ciascun punto di ascolto sulla carta topografica dell'area di studio.

La ricostruzione delle localizzazioni dei diversi maschi adulti durante le tre ore di ascolto non è immediata né facile. E' utile elaborare una mappa per ogni mezz'ora di rilevamento. Per definire il numero di maschi in bramito è suggerita la sovrapposizione di almeno 6 mappe.

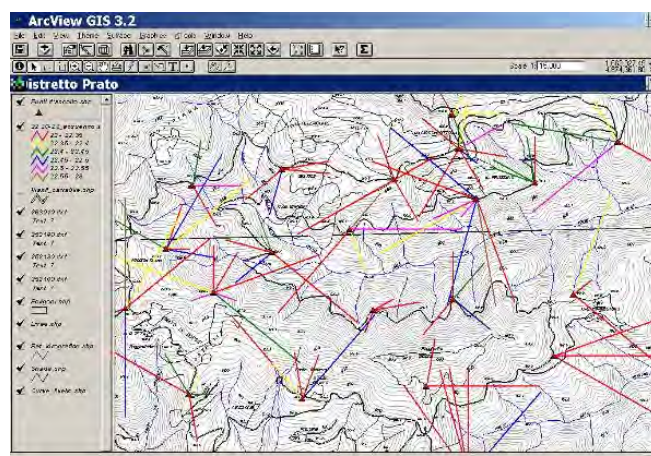


Figura 3.22 - Esempio di elaborazione informatizzata dei censimenti al bramito mediante GIS (elaborazione: M. Viliani e F. Sacconi, da Mattiello & Mazzarone 2010).

La quantificazione della consistenza della popolazione si ricava attraverso la seguente equazione:

$$N = \frac{MA}{(\text{prop})MA}$$

dove MA è il numero di maschi adulti conteggiati mediante bramito e (prop)MA è la percentuale di maschi adulti nella popolazione. La consistenza così ottenuta può essere ripartita in classi sociali secondo i dati di struttura di popolazione. Per una più estesa e dettagliata descrizione del metodo si può fare riferimento a Mattiello e Mazzarone (2010).

SCHEDA 3.1 - IL SIGNIFICATO FUNZIONALE DEL BRAMITO



Figura 3.23 - Maschio in bramito - Foto di Andrea Dal Pian.

Il bramito è la tipica vocalizzazione emessa in brevi serie continuative dai maschi di Cervo durante il periodo degli amori attraverso una vibrazione della laringe nel corso di una rapida e violenta espirazione. Il periodo di attività vocale dura in genere 3-4 settimane, durante le quali il tasso di bramito può variare notevolmente, con periodi di bassa attività vocale (circa 2 bramiti al minuto) e periodi più intensi che generalmente corrispondono al verificarsi delle contese fra maschi (Clutton-Brock & Albon 1979). Il bramito viene definito “segnale onesto” perché fornisce informazioni obiettive relative alla forza fisica dell’individuo che lo emette (Reby et al., 2003). Nelle dispute fra maschi avrebbe la funzione di rendere palese la propria capacità combattiva al fine di evitare scontri fisici, impegnativi e potenzialmente pericolosi (Reby et al., 2005). McComb (1987, 1991) ha ipotizzato che il bramito serva anche per attrarre le femmine, che preferirebbero maschi con un elevato tasso di bramito, indipendentemente dal tono della vocalizzazione emessa, nonché per stimolare l’ovulazione nelle femmine, sincronizzando l’estro e aumentando il successo riproduttivo. Questo tipo di interazione supporterebbe anche l’ipotesi che il bramito abbia la funzione di ridurre la dispersione dell’harem (Bowyer & Kitchen 1987 per il Wapiti). Secondo Reby et al., (2001) le femmine sono in grado di distinguere i maschi che bramiscono sulla base della struttura acustica dei bramiti stessi. Più recentemente, alcuni autori (Charlton et al., 2007) hanno dimostrato che le femmine utilizzano la struttura acustica del bramito per valutare il livello di maturità del maschio, sfruttando la relazione esistente fra il suono emesso e la dimensione corporea; infatti la laringe mobile sposta il suono verso la gabbia toracica che fa da cassa di risonanza cosicché più il torace è imponente più il bramito è forte. Le femmine sceglierebbero quindi maschi che emettono bramiti caratterizzati da “formanti” (cioè le risonanze del tratto vocale) più bassi, tipici dei maschi maturi e di maggiori dimensioni. Le preferenze espresse in tal senso dalle femmine riproduttive si tradurrebbero nella produzione di una prole più competitiva (Charlton et al., 2007). Anche nel lavoro di Charlton et al. (2008) viene ipotizzato che le femmine utilizzino i formanti come segnali acustici per giudicare la maturità e la dimensione corporea dei maschi e riconoscere ed evitare i maschi, ancora immaturi per la riproduzione dal punto di vista comportamentale. La densità di popolazione può influenzare il livello di competizione fra maschi nel periodo riproduttivo. Ad esempio ad elevate densità si potrebbe determinare nella popolazione uno sbilanciamento nella sex ratio in favore delle femmine ed una conseguente riduzione della competizione fra maschi nel periodo riproduttivo (Clutton-Brock et al., 1997). Questo potrebbe incidere anche sull’attività vocale dei maschi nel medesimo periodo, rendendo complessa la relazione fra attività vocale dei maschi e densità di popolazione.

Nonostante l'estesa applicazione, l'affidabilità di tale metodo non è ancora stata adeguatamente verificata su popolazioni di dimensione note o attraverso un confronto con i risultati ottenuti applicando altri metodi (*mark resight, distance sampling*, ecc.) alla stessa popolazione. Dzieciolowski *et al.* (1996) hanno confrontato i dati (relativi ad un solo anno di campionamento) delle conte al bramito secondo il metodo di Mazzarone *et al.* (1989) con quelli derivanti dai conteggi in battuta nella foresta planiziale di Bialoweza trovando una buona corrispondenza tra i risultati delle due stime. In Sardegna il *pellet count* (Lovari *et al.*, 2007) ha fornito dati in sintonia con quelli ottenuti col conteggio dei maschi in bramito.

Le conoscenze acquisite in merito ai fattori che influenzano il comportamento riproduttivo nel Cervo pongono alcuni interrogativi in merito alla capacità del metodo di fornire una stima affidabile della popolazione e/o di una sua variazione nel tempo. Infatti, la fenologia del bramito è influenzata dalla struttura per età del segmento maschile della popolazione, dal momento che per i maschi pienamente maturi la stagione riproduttiva inizia prima e termina più precocemente rispetto a quanto avviene per quelli relativamente più giovani (Yoccoz *et al.*, 2002). Anche la composizione in classi di età delle femmine influenza la riproduzione. Una preponderanza di femmine giovani o subadulte si correla con stagioni riproduttive meno sincrone e prevedibili (Loe *et al.*, 2005). Oltre a fattori di tipo demografico e sociale, anche elementi di tipo stocastico (fattori climatici e meteorologici) possono influenzare l'attività del bramito in modo imprevedibile. L'applicazione del metodo in un'area appenninica della Toscana ha mostrato che il picco dell'attività di bramito e la sua durata variano di anno in anno (intervalli di circa 10-12 giorni), così come la sincronia fra le conte ed il picco di attività vocale (Ciucci *et al.*, 2009).

La variabilità indotta dagli elementi menzionati determina, secondo Ciucci *et al.* (2009), una grande difficoltà nell'interpretazione dei risultati, dal momento che le variazioni osservate potrebbero non essere legate a reali variazioni demografiche ma piuttosto alla presenza di picchi uni/multi modali dell'attività di bramito, al livello di sincronia fra conte e picco del bramito di anno in anno e da ultimo anche alle condizioni in cui gli operatori hanno rilevato i dati. Del resto lo stesso Langvatn (1977) ha affermato che sia la proporzione di maschi in bramito che la fenologia del bramito possono variare in funzione di numerosi fattori (distanze interindividuali, fase dell'estro, età dei maschi, densità di popolazione) e ciò è confermato da lavori pubblicati più di recente. Tali fonti di variabilità possono essere considerate nell'interpretazione dei risultati ma per la loro stessa natura non possono essere incluse in correttivi di tipo quantitativo né minimizzate tramite l'applicazione di rigidi protocolli di raccolta dati.

Più recentemente Douhard *et al.* (2013) hanno confrontato i risultati ottenuti mediante rilevamento dei maschi al bramito con l'indice prodotto attraverso il conteggio notturno con faro lungo percorsi lineari in tardo inverno ed inizio della primavera, riscontrando che le due misure non risultano correlate. Inoltre, i conteggi che includono i maschi in bramito rilevati acusticamente risultano correlati in particolare con la temperatura, il cui aumento è probabilmente causa di una riduzione nell'attività degli animali. Tuttavia, la tecnica è applicata da Douhard *et al.* (2013) in modo assai diverso rispetto a Mazzarone *et al.* (1989) e pertanto le conclusioni degli autori sono di scarsa utilità ai fini della validazione del metodo secondo la descrizione presentata. Inoltre, come già evidenziato relativamente ai conteggi notturni con faro, l'area di sperimentazione è piuttosto ridotta (27 kmq) e la mancata corrispondenza fra i dati autunnali (conte al bramito) e quelli primaverili (conteggi notturni con faro) è attesa, considerate le modalità di uso dello spazio esibite dalla specie, in particolare per quanto riguarda l'ampiezza degli spazi vitali e l'elevata mobilità stagionale.

Stanti i limiti sopra evidenziati, questa tecnica potrebbe essere utilizzata in situazioni in cui è atteso un rapido incremento della popolazione nel tempo (aree di reintroduzione, di recente colonizzazione o espansione dell'areale) o laddove si voglia controllare la stabilizzazione o l'espansione delle aree di bramito, anche se, a basse densità di popolazione, l'attività vocale dei maschi potrebbe essere molto contenuta. In queste circostanze l'applicazione del metodo potrebbe essere utile per verificare un incremento della popolazione e/o una sua stabilizzazione nel lungo termine (si veda Lovari *et al.*, 2007, per il Cervo sardo). Se utilizzata nelle aree di montagna e/o con elevata copertura boscosa e qualora rappresenti l'unica fonte di informazione per la determinazione della consistenza delle popolazioni di Cervo ai fini della programmazione del prelievo, i dati vanno valutati con cautela ed è estremamente consigliabile l'utilizzo parallelo di altre metodologie di confronto.

Tabella 3.5 - Confronto fra l'approccio metodologico di Langvatn e quello di Mazzarone per le conte del Cervo al bramito.

Fasi	Metodo	
	Langvatn (1977) ¹	Mazzarone (1989) ²
Conta dei maschi in bramito	Osservazioni dirette	Triangolazione acustica a distanza, notturna
Valutazione della struttura della popolazione	Osservazioni dirette nel periodo del bramito	Osservazioni casuali nel corso dell'anno (luglio-dicembre), dati di caccia
Quantificazione della dimensione della popolazione	Applicazione della formula come in Langvatn (1997) ³	Proporzione fra maschi in bramito e classi sociali osservate nella popolazione

1 Bobek *et al.* 1986;

2 Albaret *et al.* 1989; Mazzarone *et al.* 1991; Lovari *et al.*, 2007; Ciucci *et al.* 2009;

3 Le conte sono realizzate all'alba ed al tramonto durante il periodo del bramito. I cervi sono conteggiati ponendo particolare attenzione alla classificazione per sesso ed età e all'esistenza di un harem. Tutte le osservazioni effettuate nel periodo del bramito sono poi valutate criticamente in funzione del livello di attività del bramito (n. di maschi bramitati riferiti ad un livello alto/medio/basso/molto basso di bramito). Successivamente tutte le osservazioni vengono ripartite per ciascun livello di bramito stabilito e vengono calcolate le frequenze osservate di gruppi sociali ed unità in funzione dell'attività di bramito. I valori ottenuti sono utilizzati nell'equazione per la stima della popolazione (riferita a ciascun livello di attività di bramito):

$$N=B+(B*H)b+B*C+(B*H)c+B*$$

Dove:

B= numero di maschi in bramito osservati

b= frequenza media del numero di maschi con harem rispetto al totale dei maschi bramitati osservati

C= frequenza media di maschi non bramitati rispetto al totale dei maschi bramitati osservati

c= frequenza media di adulti non bramitati con harem rispetto al totale dei maschi bramitati osservati

H= dimensione media degli harem (da cui sono esclusi i maschi adulti)

x₁, x₂,... x_n = numero delle differenti unità sociali non incluse in B,C,H.

y₁,y₂,... y_n = frequenza media di osservazione rispetto a tutti i maschi in bramito osservati

L'equazione è calcolata per ciascun valore di B nell'ambito di ciascun livello di attività di bramito, in tal modo si ottiene una curva nella quale si può identificare un asintoto corrispondente ad un range di valori di N risultante.

3.11 Metodi basati sui dati di caccia

3.11.1 Modelli change in ratio (CIR) e catch per unit effort (CUE)

I metodi di *change in ratio* – letteralmente variazione del rapporto – stimano la dimensione della popolazione sulla base di una variazione osservata nel rapporto fra due gruppi (ad esempio maschi e femmine) in seguito ad una rimozione di entità nota operata nei medesimi gruppi (ad esempio attraverso il prelievo venatorio). La funzione che calcola la dimensione della popolazione basata su CIR è la seguente (Paulik & Robson, 1969):

$$N_1 = \frac{(Q_x - p_2 Q)}{(p_2 - p_1)}$$

Dove:

N₁ è la dimensione della popolazione al tempo 1,

p₁ e p₂ è la proporzione di x animali nella popolazione rispettivamente al tempo 1 e 2,

Q_x è il cambiamento netto di x individui dal tempo 1 al 2,

Q è il totale dei soggetti rimossi dalla popolazione.

Il processo analitico relativo al CIR è stato ampiamente sviluppato per incorporare più di due classi di soggetti e più di un evento di rimozione.

La realizzazione dei metodi CIR richiede generalmente una combinazione di dati derivanti da osservazioni dirette e prelievo e può risultare di facile applicazione poiché basato sull'uso di dati disponibile grazie all'attività di gestione routinaria. Questo metodo è tuttavia applicabile solo laddove

siano attuate rimozioni selettive di determinate categorie di animali, cosicché il rapporto fra due categorie di soggetti vari in seguito alla rimozione, mentre in caso contrario occorre ricorrere ad altre tecniche (modelli di rimozione a sforzo costante e *catch per unit effort*).

Gli assunti su cui si fonda l'applicazione del metodo sono:

1. La popolazione è chiusa, fatta eccezione per la sottrazione di individui dovuta al prelievo che è quantificata con certezza. Questo assunto può essere violato in numerosi modi, dei quali il più frequente è senz'altro il prelievo sommerso (per bracconaggio, mancate registrazioni di capi abbattuti, mortalità selettiva per cause non venatorie).
2. La probabilità di rilevamento degli animali nel periodo di campionamento è indipendente dalla categoria a cui appartengono. Questo assunto è soggetto a violazione per quelle specie socialmente organizzate per gruppi familiari o coppie ma la violazione non determina un errore nella stima di popolazione bensì in quella relativa alla varianza.

Naturalmente i gruppi selezionati per il CIR devono essere identificati sulla base di caratteristiche facilmente distinguibili e la proporzione dei due gruppi nel prelevato deve essere diversa dalla medesima proporzione nella popolazione prima del prelievo.

Occorre prestare attenzione a non violare i principali assunti. Il più importante – la popolazione deve essere chiusa, vale a dire esente da immigrazione/nascite o emigrazione/morti – può essere garantito realizzando la raccolta dati in tempi brevi ed in periodi in cui emigrazione, mortalità o *recruitment* presentano i valori minimi (Williams *et al.*, 2001).

I modelli *catch per unit effort* si basano sul presupposto che, in una popolazione soggetta a prelievo, lo sforzo di caccia tenderà ad aumentare nel tempo e conseguentemente il C.P.U.E (sforzo di caccia x carniere realizzato, conosciuto anche come Indice Cinegetico d'Abbondanza) diminuirà. Attraverso una regressione lineare questo modello restituisce il valore prima dell'inizio prelievo, che deve essere consistente e quantificato senza errori, sul totale della popolazione. Nel caso degli Ungulati poligastrici, i tassi di prelievo applicati sono quasi sempre ben inferiori al 50% della consistenza stimata, in relazione ai tassi intrinseci di accrescimento delle diverse specie. In questo caso i modelli di C.P.U.E. non potranno fornire stime robuste di consistenza, ma potranno comunque essere applicati per valutare trend significativi nella variazione di questo parametro.

Anche in questo caso la popolazione deve essere chiusa (eccetto che in relazione al prelievo) ed inoltre ciascun individuo deve avere la stessa probabilità di essere abbattuto e la vulnerabilità dei soggetti deve rimanere costante nel tempo. L'applicazione di questo metodo di stima agli Ungulati selvatici è piuttosto contenuta e limitata per lo più a studi nordamericani (ad esempio Skalski *et al.*, 2007). Per una trattazione esaustiva si veda Skalski *et al.* (2005).

Un indice relativo allo sforzo di caccia – numero di cervi visto al giorno, come rilevato dai cacciatori annotando il numero giornaliero dei capi contattati – ivi incluse le giornate senza osservazioni - durante il periodo venatorio è stato utilizzato in un lavoro di monitoraggio del Cervo in Norvegia (Mysterud *et al.*, 2007) ed ha mostrato una buona coerenza con l'analisi della popolazione condotta mediante lo studio delle coorti. Benché l'indice sia intuitivamente molto sensibile a variazioni nel numero di cacciatori o dei giorni di caccia, gli Autori hanno riscontrato che l'indice corretto per lo sforzo effettivo funziona peggio del solo numero giornaliero di soggetti avvistati, a causa della relazione inversa esistente fra il numero dei cervi avvistati e la densità di popolazione. In letteratura si riscontra anche l'uso di alcuni indicatori molto semplici derivanti dallo sforzo di caccia e considerati spesso buoni indicatori per approssimazione della densità di popolazione, quali ad esempio il numero di capi abbattuti per 100 cacciatori nei primi due giorni della stagione venatoria (Zannese *et al.*, 2006), il numero di giorni necessario per abbattere il primo capo ed il numero di capi abbattuti per ciascuna uscita.

Nel Distretto faunistico della Val di Sole (Trentino occidentale), il successo di caccia, calcolato come rapporto tra il numero di maschi adulti abbattuti nei primi 6 giorni di caccia e il numero di cacciatori autorizzati per ogni anno, ha messo in luce una flessione negativa della popolazione di Capriolo, non evidenziata dai conteggi diretti ed in accordo con i risultati della ricostruzione della popolazione a partire dai dati di mortalità (Sotti *et al.*, 2008). I dati di caccia vengono generalmente desunti dall'attività venatoria esercitata nei primi giorni di apertura, quando la motivazione dei cacciatori è maggiore ed è presumibilmente massimo il numero delle uscite.

Nonostante sia necessaria un'adeguata sperimentazione nei contesti ambientali e gestionali italiani, l'applicazione degli indici basati sui dati di caccia – unitamente all'analisi delle coorti di

popolazione descritta nel paragrafo successivo - merita maggior attenzione ed è auspicabile una sua adozione, quantomeno in via sperimentale. Sebbene la loro relazione con la densità sia probabilmente complessa, tali indicatori potrebbero essere utilizzati, vista la loro rapida e facile acquisizione, come fonte d'informazione ausiliaria, in abbinamento con i risultati ottenuti applicando i metodi correntemente utilizzati nelle attività di monitoraggio.

3.11.2 *Stima della consistenza a partire dai dati di prelievo (population reconstruction)*

Questi metodi si basano sull'analisi delle *coorti* (l'insieme di soggetti ascrivibili allo stesso anno di nascita) come desunto tramite valutazione dell'età dei capi abbattuti e di quelli rinvenuti morti. L'unità biologica fondamentale per questi modelli è proprio la *coorte*; la classificazione dei soggetti in base all'anno di nascita, stante la corretta attribuzione dell'età in anni, è piuttosto facile nei Cervidi e nella maggioranza dei Bovidi, nei quali la stagione delle nascite è concentrata in un preciso periodo dell'anno. Obiettivo di questo metodo è il calcolo in senso retrospettivo delle consistenze annuali età-specifiche e da queste la derivazione della consistenza complessiva della popolazione ottenuta sommando la numerosità delle diverse classi.

Questo metodo si basa sull'assunto che tutti i soggetti abbattuti o rinvenuti vengano dichiarati, registrati ed esaminati. Tale assunto spesso non è soddisfatto. Tuttavia, se il numero di soggetti non rinvenuti e abbattuti in modo illegale può essere considerato costante, è possibile ottenere un valore di consistenza minima certa della popolazione, tanto più prossima al valore reale quanto più la mortalità non rilevata risulta percentualmente trascurabile.

Sull'età esatta alla morte per ciascun capo abbattuto/rinvenuto morto viene calibrata la scala temporale dei dati, precedenti all'anno cui si riferisce la stima, necessari per la corretta applicazione del metodo. Per recuperare tutti i dati di una coorte è necessario aspettare che gli individui della coorte stessa siano morti e tale intervallo di tempo dipende dalla storia naturale della specie considerata e dall'età media della popolazione studiata (Davis *et al.*, 2007; Skalski *et al.*, 2005). Nel caso del Cervo, ad esempio, la stima retrospettiva fornisce dati potenzialmente significativi con un ritardo di 8-10 anni. Attraverso la ricostruzione delle popolazioni in base alle coorti è possibile calcolare anche diversi parametri di popolazione, quali numero di piccoli per femmina ed il rapporto sessi.

I diversi approcci analitici basati su questo modello generale differiscono nelle modalità con cui sono ottenuti i valori di sopravvivenza e prelievo, fondamentali per le analisi (Skalski *et al.*, 2005) e per l'inserimento di altre variabili, fino a formare modelli più complessi. Maggiore è la consistenza e la qualità dei dati cosiddetti ausiliari, come ad esempio la produttività delle femmine, più precisi saranno i risultati ottenuti.

Benché rappresentino una semplificazione della realtà e siano soggetti ad errori casuali e sistematici (Gove *et al.*, 2002), i modelli di ricostruzione della popolazione possono fornire un utile strumento per la verifica delle tendenze demografiche, attenuando il livello di incertezza insito nei dati demografici ottenuti con i metodi di monitoraggio comunemente usati nelle attività di gestione. Un esempio dell'applicazione di questo metodo è mostrato nella figura 3.24.

È auspicabile che nel prossimo futuro la raccolta dei dati per l'applicazione di modelli di questo tipo diventi parte integrante della gestione delle specie oggetto di caccia. A tal proposito, si evidenziano gli elementi di particolare rilevanza di seguito discussi.

- ▶ Considerato che la maggioranza dei dati di base proviene dall'attività caccia, è necessario assicurare *i*) un processo appropriato di raccolta ed archiviazione dei dati di matrice venatoria, in modo tale che risultino completi e di rapida utilizzazione. Inoltre risulta indispensabile organizzare in modo efficiente il rilevamento di soggetti rinvenuti morti per altre cause e *ii*) una standardizzazione nelle modalità di attribuzione dell'età sui capi abbattuti e rinvenuti morti, che applichi procedure affidabili e testate. Per questo scopo l'atlante "Valutazione dell'età dei Cervidi tramite esame della dentatura" prodotto da ISPRA (De Marinis e Toso, 2013) può fornire il supporto teorico e pratico necessario.
- ▶ Il metodo impone anche la ricerca dei capi morti per cause non venatorie. Infatti i soli dati di prelievo non sempre possono essere considerati rappresentativi, sia perché alcune classi sociali (ad esempio le femmine) sono talvolta abbattute proporzionalmente meno rispetto ad altre per diverse ragioni, sia perché il numero dei capi da abbattere è calcolato in base ad una quantificazione della popolazione stessa. La ricerca di soggetti deceduti per cause naturali ha

una duplice valenza poiché consente parallelamente di realizzare la sorveglianza sanitaria passiva delle popolazioni (Par. 3.13).

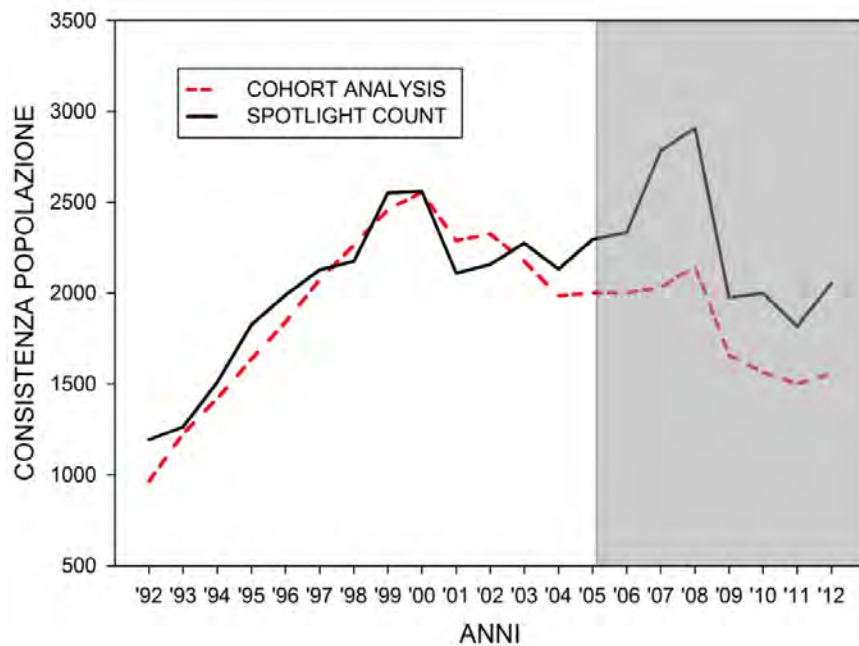


Figura 3.24 - Correlazione tra stime di consistenza ottenute mediante conte notturne con il faro, cui è stata applicata la percentuale media di sottostima quantificata con modelli di mark-resight, e stime di consistenza ricavate mediante population reconstruction ($F=176,6$, $P<0,01$; $r^2=0,97$). L'area grigia rappresenta il periodo temporale per cui non è ancora possibile, in relazione all'aspettativa di vita del Cervo, avere stime significative. Dati relativi al Distretto Faunistico "Val di Sole" dove i dati sui cervi abbattuti e rinvenuti morti sono collezionati a partire dal 1973 (Nave & Pedrotti, 2005).

3.12 Gli indicatori ecologici per il monitoraggio delle popolazioni

L'applicazione degli indicatori ecologici nella gestione è stata incoraggiata da Cederlund *et al.* (1998) e negli ultimi anni lo sviluppo di indicatori è stato oggetto di sperimentazione e ricerca applicata. Il concetto di indicatore ecologico è considerato sia in contesti di gestione attiva che di conservazione, essendo utilizzato diffusamente nei programmi di monitoraggio ambientale. In generale un indicatore ecologico rileva uno stato di stress ambientale agli inizi dell'insorgenza, fornendo così un efficace strumento per la predisposizione tempestiva di interventi idonei ed opportunamente pianificati. Un indicatore ecologico efficace è caratterizzato da molti requisiti, fra i quali vanno menzionati la facilità di rilevamento, la sensibilità e la prevedibilità della risposta agli stress ambientali (Dale & Beyler, 2001).






Nel contesto specifico della gestione delle popolazioni di Ungulati, indicatori in grado di fornire informazioni sulla risposta delle popolazioni e del loro habitat a variazioni della densità delle popolazioni stesse possono costituire efficaci strumenti di monitoraggio per migliorare la gestione. L'efficacia degli indicatori in funzione della relazione popolazione - ambiente è strettamente connessa al concetto di densità dipendenza. Quest'ultima si definisce come la dipendenza di un parametro demografico da cambiamenti nella dimensione della popolazione. La curva teorica che descrive la densità dipendenza (modello logistico generalizzato) indica che oltre una certa soglia le *performances* individuali, unitamente alla produttività della popolazione, decrescono rapidamente all'aumentare della dimensione della popolazione stessa, fino al raggiungimento della saturazione (si veda il Cap. 2). Molti lavori scientifici hanno dimostrato che nel Capriolo le *performances* delle popolazioni sono influenzate fortemente dalla qualità dell'ambiente e dalla disponibilità delle risorse anche ad una ristretta scala spaziale, cosicché la gestione può basarsi sulla relazione fra le popolazioni e l'ambiente piuttosto che sulla dimensione della popolazione. Questo è l'approccio recentemente adottato da diversi paesi europei come la Francia, dove da tempo è in corso la sperimentazione di indicatori.

I principali indicatori fino ad ora sperimentati riguardano il Capriolo, specie caratterizzata da una rapida capacità di risposta a condizioni ambientali mutevoli (Tab. 3.6). La relazione inversa fra gli

indicatori utilizzati e la densità di popolazione emerge laddove la densità diviene fonte di competizione e di limitazione delle risorse. Pertanto le relazioni potrebbero essere più difficilmente rilevabili in ambienti molto produttivi, dove l'effetto limitante della densità sulle risorse potrebbe richiedere tempi più lunghi e soglie di densità molto elevate, oppure dove le densità delle popolazioni permangono su livelli molto bassi.

Gran parte degli indicatori è misurabile sui capi abbattuti, con il vantaggio di una relativamente facile acquisizione. La disponibilità di capi derivanti dall'attività venatoria rappresenta quindi un'importante risorsa ai fini della sperimentazione ed un'occasione di coinvolgimento attivo e consapevole del mondo venatorio ai problemi di gestione delle popolazioni naturali. D'altro canto, tuttavia, la traduzione in quote di prelievo delle informazioni fornite dagli indicatori ecologici non è immediata. La sinergia di informazioni derivanti dall'applicazione di più indicatori può aiutare a capire meglio il processo in atto, dal momento che spesso non è dato sapere se le variazioni osservate siano dovute ad una variazione della densità di popolazione o ad una variazione della qualità dell'habitat.

Tabella 3.6 - Principali indicatori della relazione popolazione-ambiente sperimentati ed applicati nel caso del Capriolo. E' riportato sinteticamente il processo mediante il quale la misura dei parametri proposti è correlata con l'ambiente. Per le principali misurazioni biometriche è possibile fare riferimento anche a Mattioli e De Marinis (2009).

INDICE	MISURAZIONE	CARATTERISTICHE		Rif.
indice di brucatura	Misura della pressione di brucatura in unità di campionamento di 1 m ²	L'indice è in grado di tracciare variazioni di densità di popolazione		Morellet <i>et al.</i> , 2001
peso invernale dei giovani	NE (non eviscerata) ed E (completamente eviscerata)	Il peso dei giovani è correlato negativamente con la densità di popolazione nell'anno di nascita e l'eventuale svantaggio ponderale si mantiene almeno fino all'inizio dell'inverno (assenza di compensazione post-svezzamento)		Gaillard <i>et al.</i> , 1996 Pettorelli <i>et al.</i> , 2001
lunghezza della mandibola	LM1: dalla estremità infradentale (fra i due incisivi) al processo articolare; LM2: dalla estremità infradentale al gonion (angolo mandibolare), misurata con il goniometro sugli adulti di varie coorti.	La lunghezza della mandibola degli adulti è inversamente correlata con la densità di popolazione nell'anno di nascita e riflette un'alimentazione inadeguata legata a limitazioni ambientali subite nella fase giovanile		Zannese <i>et al.</i> , 2006a Blant & Gaillard 2004 Hewison <i>et al.</i> , 1996
lunghezza del garretto posteriore dei giovani	Sul piede posteriore disteso dal calcagno alla punta dello zoccolo, in inverno, sui giovani	Il piede posteriore cresce rapidamente subito dopo la nascita e la sua crescita si arresta precocemente. Fornisce informazioni circa la tendenza delle popolazioni in funzione dell'ambiente.		Garel <i>et al.</i> 2010 Zannese <i>et al.</i> , 2006b Toigo <i>et al.</i> 2006
Successo riproduttivo delle femmine	Numero di piccoli per femmina adulta (età > 2 anni)	Esiste una relazione inversa tra il numero di piccoli per femmina e la densità di popolazione		Vincent <i>et al.</i> , 1995

Trattandosi di misurazioni da effettuare su capi abbattuti, la modalità di raccolta dati richiede un'elevata standardizzazione al fine di evitare che errori insiti nella misurazione conducano all'impossibilità di utilizzare i dati raccolti al fine di elaborare l'indicatore prescelto. Le differenze nel rilevamento delle misurazioni sui capi abbattuti (errore di misurazione) causate da una diversa strumentazione adottata e/o da un diverso comportamento dell'operatore possono essere attenuate affidando le misurazioni ad un singolo operatore e/o standardizzando le misurazioni effettuate dagli operatori coinvolti, riducendone il numero e realizzando uno specifico addestramento (si veda anche par. 4.10). La dimensione del campione e la sua rappresentatività sono particolarmente rilevanti anche nel caso s'intenda utilizzare gli indicatori, che dovranno essere dunque relativi a popolazioni da cui derivino carnieri annuali in grado di fornire un adeguato numero di campioni per ciascuna classe demografica di rilevanza.

3.13 Monitoraggio sanitario

La verifica dello stato sanitario delle popolazioni e in particolare di quelle sottoposte ad attività venatoria, risponde a diverse esigenze, tra le quali deve essere annoverata la ricerca di malattie:

- a) soggette a denuncia obbligatoria a norme del Regolamento di Polizia Veterinaria (ad esempio *Chronic Wasting Disease* del Cervo);
- b) a carattere zoonosico che possono essere trasmesse all'uomo (rabbia nella Volpe, trichinella nel Cinghiale);
- c) che possono determinare crolli nella dinamica di popolazione delle specie ospiti (rogna nel Camoscio);

E' bene chiarire che non esiste un unico modello di sorveglianza sanitaria adatto per tutte le esigenze; in particolare la verifica dell'effetto che una malattia può avere sulla dinamica di popolazione è questione assai complessa e che necessita di un'approfondita analisi supportata sia da ottimi dati di campo sia da un accurato disegno sperimentale.

Per quanto riguarda la diagnosi precoce delle malattie di cui ai punti a) e b) (la cosiddetta "early detection") il ruolo dei cacciatori e degli operatori faunistici in generale è il più importante in assoluto, se possibile addirittura superiore a quello degli stessi servizi Veterinari. La diagnosi precoce si basa infatti sulla sorveglianza passiva; attività che prevede che ogni forma di inconsueta mortalità o il verificarsi di casi clinici di malattia nella fauna selvatica vengano immediatamente comunicati alle autorità competenti, le quali avranno il compito di verificare i casi segnalati, anche considerando la situazione epidemiologica in atto ed eventualmente diagnosticando con esattezza la malattia presente. Il ruolo chiave di questo approccio è rivestito comunque da coloro che frequentano attivamente ed assiduamente le aree naturali ed hanno quindi maggiore possibilità di osservare i casi di morte o di malattia.

Tale approccio è più compiutamente presentato in: "Sistema di sorveglianza sanitaria della fauna selvatica ai fini della prevenzione delle infezioni delle persone, degli animali domestici e delle loro produzioni"⁷ (AAVV, 2012), al quale si rimanda per una trattazione approfondita dell'argomento.

⁷ (http://www.saluter.it/documentazione/materiale-informativo/manuali/fauna_selvatica_2013.pdf)

3.14 Quantificazione dei parametri di popolazione

I parametri che caratterizzano la popolazione possono essere quantificati solo quando il metodo adottato per la stima della consistenza consente di classificare correttamente gli individui osservati ripartendoli nelle diverse classi sociali. Pertanto, tali informazioni sono ricavabili dall'applicazione delle tecniche di conteggio diretto, con l'eccezione delle conte in battuta e, spesso, dei conteggi notturni con faro effettuati in periodo primaverile. Alla luce dei limiti evidenziati nei paragrafi che seguono e tenuto conto che la loro variabilità naturale non è nota, gli indici di struttura esposti forniscono informazioni parziali e da valutare criticamente e mai in modo disgiunto da altri elementi quali la consistenza della popolazione e l'entità e la struttura del prelievo realizzato.

3.14.1 *Le classi d'età riconoscibili in natura*

La classificazione dei soggetti avvistati è alla base del calcolo dei parametri di popolazione di seguito descritti. La classificazione avviene solitamente secondo il genere e per classi di età che comprendono una (ad es. piccoli dell'anno, individui di un anno compiuto - giovani) o più coorti, ma che risultano distinguibili sulla base di caratteristiche morfologiche e comportamentali. La presenza di appendici frontali più cospicue ed una maggiore gradualità nello sviluppo della massa corporea consente per quasi tutte le specie trattate una classificazione in base all'età più dettagliata nei maschi rispetto alle femmine. Nella pratica queste ultime sono generalmente ascrivibili a sole due classi, essendo possibile la sola distinzione in giovani ed adulte.









Figura 3.25 - Gruppo autunnale di cervi in cui sono visibili femmine di I e di II classe e piccoli dell'anno (classe 0) - Foto di Andrea Dal Pian.

Negli Ungulati poligastrici presenti in Italia le nascite sono concentrate nel tempo e questo facilita enormemente la classificazione dei soggetti in funzione del periodo in cui vengono osservati gli animali. Dal momento che il riconoscimento delle classi sociali in natura si basa sull'analisi della morfologia e della taglia degli individui osservati, è bene ricordare che questi caratteri possono mostrare, nell'ambito della stessa specie, consistenti variazioni in funzione delle popolazioni e del contesto ecologico. Ad esempio, le popolazioni di Cervo presenti nell'Appennino settentrionale tendono a presentare una migliore forma fisica rispetto alle popolazioni alpine, risultando, a parità di età più massicci nella struttura corporea e a sviluppare più precocemente palchi dotati di corona.

Ai fini venatori, viene solitamente identificato un numero variabile di classi di età per ciascuna specie, solo in parte confrontabili. Nella tabella 3.7 è proposta la suddivisione che dovrebbe essere adottata a livello nazionale e che tiene conto sia della necessità di attribuire un significato biologico a ciascuna classe, soprattutto in relazione al ruolo demografico ricoperto, sia delle oggettive possibilità

di determinazione attraverso l'osservazione in natura. All'interno di ciascuna classe, l'età viene attribuita in termini di anni compiuti (ad esempio si considerano di 1 anno – compiuto – tutti gli individui dai 12 ai 23 mesi e di 2 anni tutti gli individui dai 24 ai 35 mesi). In tutte le specie, la classe 0 e la classe I corrispondono rispettivamente ai piccoli ed ai giovani; nello Stambecco, anche la seconda classe racchiude soggetti giovani. Nel caso delle femmine, con la parziale eccezione del Camoscio, la classe II include molte coorti e la classificazione è assai semplificata. Non esistono infatti criteri oggettivi per poter operare un'ulteriore ripartizione e la valutazione degli elementi diagnostici, caratterizzati peraltro da una certa variabilità individuale, quali forma del muso, comportamento, ecc. renderebbe troppo soggettiva la discriminazione, rendendo la classificazione di dubbia utilità.

Tabella 3.7 - Corrispondenza fra classi di età proposte per l'uso gestionale ed età in anni compiuti, secondo il genere. Per lo Stambecco, è riportata in corsivo la classificazione delle femmine riconoscibili in estate-autunno. Le figure non sono in scala.

		Classi d'età					
		0	I	II	III	IV	V
	M	<1	1	≥2			
	F	<1	1	≥2			
	M	<1	1	2-4	5-10	≥11	
	F		1	≥2			
	M		1 ¹	2-5 ²	≥5 ³		
	F	<1	1	≥2			
	M	<1	1	2-3	4-10	≥11	
	F		1	2-3	4-10	≥11	
	M	<1	1	2-3	4-6	≥7	
	F	<1	1	≥2			
	M	<1	1	2	3-5	6-10	≥11
	F		1-2/1	≥3/2	-/ >3		

1 Nel Daino i maschi di questa classe sono chiamati "fusoni".

2 Nel Daino i maschi di questa classe sono chiamati "balestroni".

3 Nel Daino i maschi di questa classe sono chiamati "palanconi".

I maschi del Cervo afferenti alla seconda classe sono considerati subadulti mentre la maturità viene raggiunta a partire da 5 anni (la III classe include gli adulti-giovani ed i maschi maturi, mentre la IV i maschi senior). La stessa modalità di maturazione sociale secondo la classe si riscontra nel Camoscio, sia per i maschi sia per le femmine, e nel Muflone, dove la classificazione delle femmine si ferma tuttavia alla seconda classe.

I maschi di Stambecco raggiungono la maturità a partire dai sei anni (IV classe: adulti; V classe: senior adulti maturi) mentre i soggetti di 3-5 anni sono considerati subadulti. La classificazione delle femmine in questa specie può arrivare alla III classe nella stagione estiva-autunnale.

Le classi d'età riconoscibili in natura variano in funzione del periodo in cui vengono condotte le osservazioni talvolta anche in base al contesto ambientale. Nel caso del Cervo, nei contesti alpini ad esempio, è possibile distinguere le femmine giovani (classe I, 1 anno compiuto di età) se le







osservazioni sono svolte in estate o in autunno. Nei Cervidi classi superiori alla seconda sono proponibili solo per il Cervo ed il Daino e limitatamente al sesso maschile (Tab. 3.8).

Nel Camoscio non è sempre facile la distinzione in base al genere per il segmento giovanile della popolazione (soggetti di un anno compiuto di età, dai 12 ai 23 mesi), e la corretta classificazione è condizionata fortemente dalla distanza e dall'abilità dell'osservatore. La distinzione in base al genere è invece praticabile su individui più maturi (quindi a partire dalla classe II). La medesima difficoltà si osserva anche nello Stambecco nel periodo primaverile quando, analogamente a quanto avviene per il Camoscio, la distinzione in base al genere è praticata dai tre anni compiuti in poi, anche in relazione alle notevoli distanze da cui vengono di norma effettuate le osservazioni in questo periodo. In estate invece, è possibile una classificazione maggiormente precisa in base al genere per i giovani maschi di uno e due anni compiuti, mentre le femmine sono ascrivibili a due classi. I capretti osservati in estate non sono classificabili in base al genere, sia per lo Stambecco, sia per il Camoscio.







Dal momento che sia nei Cervidi che nei Bovidi le nascite si concentrano in un periodo ristretto dell'anno (maggio-luglio) il cambio di classe viene collocato per convenzione al 1 maggio, con l'accortezza, nel caso in cui vengano effettuati monitoraggi quantitativi primaverili, che lo stesso scatti successivamente alla loro realizzazione, ma comunque non oltre la seconda metà di maggio.

Tabella 3.8 Classi di età da utilizzarsi per la classificazione dei soggetti in base all'età in funzione del periodo in cui vengono effettuate le osservazioni. M - F: sessi distinguibili; M/F sessi non distinguibili.

Inverno - primavera

Specie	Classe 0	Classe I	Classe II	Classe III	Classe IV	Classe V
	M-F		M-F			
	M/F	M-F	M-F	M	M	
	M/F	M-F	M-F	M	M	
	M/F	M-F	M-F	M-F	M-F	
	M-F	M-F	M-F	M-F	M	
	M/F	M/F	M-F	M	M	M

Estate - autunno

Specie	Classe 0	Classe I	Classe II	Classe III	Classe IV	Classe V
	M-F	M-F	M-F			
	M/F	M-F	M-F	M	M	
	M/F	M-F	M-F	M	M	
	M/F	M-F	M-F	M-F	M-F	
	M-F	M-F	M-F	M-F	M	
	M/F	M-F	M-F	M-F	M	M

3.14.2 Rapporto sessi (RS)

La quantificazione del RS, o *sex ratio*, che indica la composizione in sessi della popolazione e fornisce un'indicazione delle sue potenzialità riproduttive, dipende dalla fase biologica considerata e conseguentemente possono essere identificati: 1. il rapporto sessi primario – alla fecondazione, 2. quello secondario, alla nascita, 3. quello di terzo ordine, nei giovani e 4. quello di quarto ordine, negli adulti (Skalski *et al.*, 2005).

Il rapporto sessi è influenzato da numerosi fattori quali il clima e la densità (per il Cervo si veda Mysterud *et al.*, 2000), la capacità competitiva dei due sessi, lo stato nutrizionale delle femmine riproduttrici. La gestione venatoria può comportare rilevanti perturbazioni al rapporto sessi delle popolazioni quando viene prelevato in maniera preferenziale un segmento della popolazione, ad esempio quello maschile nella caccia orientata all'acquisizione del trofeo. Ciò può essere determinato di volta in volta dai regolamenti di prelievo, dalla volontà dei cacciatori o da difficoltà oggettive nel completamento dei piani di prelievo delle femmine per ragioni climatico-ambientali. In generale i cambiamenti nella *sex ratio* influenzano maggiormente la demografia delle specie monogame, la cui produttività è massima in presenza di un rapporto sessi paritario (1:1). Per le specie poliginiche invece, la relazione fra produttività della popolazione e rapporto sessi è più complessa e non sarà massima in corrispondenza di un RS paritario, dal momento che non tutti i maschi partecipano alla riproduzione ed i maschi non riproduttori competono con le femmine per l'accesso alle risorse. In questo caso la maggior produttività si realizza quando il RS è sbilanciato in favore delle femmine, anche se un eccessivo squilibrio può teoricamente comportare che non tutte le femmine risultino fecondate (Skalski *et al.*, 2005, Mysterud *et al.*, 2002). Tuttavia, i dati disponibili per alcune specie di Cervidi e relativi a gruppi allevati in piccoli recinti, hanno mostrato che il valore del RS deve essere pesantemente sbilanciato per determinare un crollo della produttività: nel Cervo ad esempio la produttività si riduce per valori di m:f pari a 1:10 e 1:50 rispettivamente nei giovani e negli adulti (Haihg & Hudson 1993).

Il RS può essere espresso in diversi modi, di seguito riportati.

$$RS_p = N_{FP} / N_{MP} = (N_F + N_{FJ}) / (N_M + N_{MJ}) \quad (1)$$

Dove:

N_F = numero di femmine adulte

N_M = numero di maschi adulti

N_{FJ} = numero di femmine giovani

N_{MJ} = numero di maschi giovani

RS_p esprime il rapporto sessi riferito alla intera popolazione senza distinzione in classi di età

$$RS_{F/M} = N_F / N_M \quad (2)$$

$RS_{F/M}$ esprime il numero di femmine adulte per maschi adulti nella popolazione. Un valore equivalente può essere ricavato anche per il segmento giovanile della popolazione. Per “adulti” si intendono i soggetti classificati a partire dalla classe seconda inclusa, per tutte le specie.

Il RS può anche essere espresso come proporzione di maschi complessivamente o per ciascuna classe di età:

$$RS^8 = N_M / (N_M + N_F) \quad (3)$$

Per caratterizzare le popolazioni la cui consistenza è oggetto di monitoraggio e prelievo è utile quantificare il rapporto sessi indipendentemente per i giovani e per la frazione adulta e riproduttiva della popolazione usando la formula (3). Il RS riferito agli adulti è di particolare interesse per stabilire che non siano in atto meccanismi in grado di causare sbilanciamenti eccessivi in questo valore, tenuto conto che nelle specie poliginiche (tutte le specie di Ungulati italiani anche se con modalità ed intensità differenti) è lecito attendersi un rapporto sessi naturale sbilanciato in favore delle femmine (generalmente entro un intervallo 1:1,2 – 1:1,5).

⁸ A questo valore può essere associato l'errore standard binomiale per il calcolo degli intervalli di confidenza: $SE = \sqrt{p(1-p)/(N_F + N_M)}$. Per il calcolo dell'SE relativamente alle altre notazioni si veda Skalski *et al.*, 2005.

E' importante tenere conto che in alcune specie (ad es. nel Camoscio e nel Cervo) la probabilità di avvistamento nei due sessi può essere significativamente differente in relazione alle modalità di aggregazione sociale e alle differenti scelte di habitat durante il ciclo annuale e di ciò si deve adeguatamente tenere conto nelle conclusioni che si possono trarre dalle stime del rapporto tra i sessi derivanti dalle osservazioni dirette.

Il rapporto sessi può anche essere calcolato utilizzando i dati di ricostruzione della popolazione (Par. 3.11.2), considerando tuttavia i soli animali rinvenuti morti, dal momento che i dati relativi agli abbattimenti influenzerebbero in modo sistematico la stima in quanto basati sui piani venatori e non sull'effettiva *sex ratio* della popolazione stessa.

3.14.3 Rapporto giovani per femmina adulta (J/F_{ad})

Questo indice rende conto della produttività della popolazione al netto della mortalità neonatale e di quella che intercorre nel primo inverno di vita per le specie la cui consistenza viene stimata in primavera; esso rappresenta dunque una sintesi di importanti parametri di popolazione quali i tassi di natalità, quelli di sopravvivenza perinatale e quelli di sopravvivenza autunnale/invernale. Caughley (1974) ha messo in luce che drastiche variazioni nella dimensione della popolazione possono non essere rilevate da questo rapporto e che lo stesso andamento si può riscontrare in popolazioni soggette a variazioni di segno opposto. Inoltre, gli indici basati su rapporti fra i diversi segmenti della popolazione generalmente non considerano la variazione temporale nella probabilità di rilevamento delle differenti classi di sesso e di età e ciò può generare risultati fuorvianti (Nichols, 1992). Bonenfant *et al.* (2005) hanno dimostrato che nel Cervo il rapporto giovani per femmina adulta varia nel tempo in funzione della variazione nel legame madre piccolo nel corso del primo anno di vita ed hanno indicato nel mese di settembre il periodo migliore per la quantificazione di questo indice. Nella fase pre-riproduttiva infatti è massima la probabilità di osservare i nuovi nati al seguito delle madri ed i gruppi matriarcali sono oramai consolidati; tuttavia, secondo i risultati del lavoro appena citato, la probabilità di osservare una madre con il suo piccolo, anche se massima in questo periodo, è comunque inferiore al 50% e tale da sollevare dubbi sull'utilità dell'indice. L'osservazione diretta in aree aperte (o al limite del bosco, nelle aree alpine in estate) consente una misura accettabile di tale indice poiché in questi ambienti è massima la probabilità di osservare una femmina con il proprio piccolo. Inoltre gli stessi autori hanno anche evidenziato che un buon numero di osservazioni effettuate in sessioni ripetute contribuisce a fornire informazioni più accurate, che possono essere utilmente considerate a fini gestionali. Gli indici di *sex ratio* ricavati da altre tecniche di stima che non prevedono repliche sono invece da considerare con estrema cautela.

L'indice si calcola come di seguito riportato, utilizzando le stesse notazioni riportate nel paragrafo precedente:

$$J/F_{ad} = (N_{MJ} + N_{FJ}) / (N_F)$$

Il rapporto può essere calcolato sia considerando come afferenti ai "giovani" i soggetti di età inferiore all'anno (in questo caso può essere definito rapporto piccoli/femmine e fornisce indicazioni sui tassi di natalità della popolazione, con le problematiche e le difficoltà sopra riportate), sia i soggetti di 1 anno di età in estate-autunno (in questo caso può essere definito rapporto giovani/femmine e fornisce indicazioni sui tassi di reclutamento. Questi due indici forniscono informazioni differenti e relative a coorti diverse, ma utili a descrivere la sopravvivenza dei piccoli nel corso degli anni ed i tassi potenziali di reclutamento della popolazione.

Harris *et al.* (2008) ritengono che il numero di piccoli per femmina rifletta nel Cervo in modo significativo la dinamica di uno dei due componenti del rapporto, ed in particolare la sopravvivenza dei giovani. E' noto infatti che questo parametro è altamente variabile negli Ungulati, al contrario della sopravvivenza delle femmine, il cui valore pressoché stabile nel tempo si presta pertanto come denominatore nell'indice poiché è improbabile che riesca a mascherare la variabilità del denominatore. Questo indice, soprattutto se acquisito in tardo inverno – primavera, può quindi rappresentare una stima del reclutamento della popolazione. Gli stessi Autori hanno invece dimostrato l'inefficacia dell'indice relativamente alla sua capacità di riflettere il tasso di fecondità della popolazione: infatti spesso la fecondità (che rappresenta la produttività potenziale di una popolazione) è decisamente superiore al rapporto piccoli per femmina derivato dalle osservazioni nel corso dell'estate.

Per poter utilizzare al meglio le informazioni fornite dal numero di piccoli per femmina occorre considerare che le osservazioni condotte in diversi periodi dell'anno non sono paragonabili e

che pertanto un buon protocollo di monitoraggio della popolazione deve prevedere il rilevamento nella medesima stagione nel corso degli anni (McCullogh *et al.*, 1994).

3.15 Conclusioni in merito al monitoraggio

La precedente disamina delle metodologie disponibili per la valutazione della consistenza delle popolazioni ed applicabili a fini gestionali ha evidenziato i numerosi limiti, sia concettuali sia applicativi, che le caratterizzano. L'imprecisione delle stime ricavabili può non rappresentare un elemento critico per la conservazione delle popolazioni nel lungo termine quando il prelievo venatorio è calibrato sulle consistenze minime accertate e pertanto si rivela conservativo. Esistono peraltro problematiche di diversa origine che spingono ad adottare un diverso approccio che tenga conto della necessità di migliorare sensibilmente la qualità del monitoraggio.

Innanzitutto le stime puntuali raramente consentono una obbiettiva valutazione della tendenza della popolazione, se non in tempi successivi al momento in cui il fenomeno inizia a manifestarsi. Ciò evidentemente limita la possibilità di intervenire tempestivamente ed evitare il sovrasfruttamento di una popolazione in flessione numerica. D'altro canto, la sottostima della consistenza determina l'assegnazione di quote di prelievo significativamente inferiori rispetto a quanto si potrebbe ottenere conoscendo la dimensione effettiva della popolazione. Questo non rappresenta un problema secondario poiché influisce direttamente sulla motivazione dei cacciatori e quindi sulla loro disponibilità ad effettuare correttamente le attività di monitoraggio delle popolazioni ma soprattutto sul raggiungimento degli obiettivi di densità determinati dalla pianificazione territoriale. Per queste ragioni sarebbe opportuno poter disporre, per la stessa popolazione, sull'incrocio delle informazioni derivanti da uno dei metodi classici di stima quantitativa con quelle ricavabili dall'applicazione di uno o più indici, in modo da ottenere una rappresentazione più accurata dei processi demografici in atto.

Di conseguenza, dovrebbe essere valutata la possibilità di applicare i metodi di stima più attendibili, anche se più onerosi; considerata la limitatezza delle risorse economiche generalmente disponibili, sarebbe quantomeno opportuno prevederne l'applicazione almeno ogni 2-3 anni, per una verifica affidabile dello stato e della tendenza delle popolazioni oggetto di prelievo.

In particolare nel caso dei Cervidi, ai metodi più comunemente utilizzati e "socialmente" preferiti dai volontari (conteggi da punti fissi, battute su aree campione e conteggio dei maschi bramitanti per il Cervo) dovrebbero essere affiancati metodi di stima in grado di fornire anche una misura dell'errore, fra i quali ad esempio il *pellet group count*. Inoltre, come evidenziato precedentemente, questo metodo potrebbe essere applicato con successo nel caso di distretti caratterizzate da ampie superfici forestali e con disponibilità di risorse umane insufficienti per la realizzazione di battute su percentuali di superficie rappresentative (situazione sempre più comune in molte aree dell'Appennino settentrionale e delle Alpi). Tuttavia, è necessario sottolineare che il *pellet group count* (così come il *distance sampling* applicato alla termografia a infrarossi) deve essere affidato a tecnici professionisti in quanto è richiesta una particolare preparazione ed un impegno intenso e concentrato nel tempo, incompatibile con la disponibilità dei volontari e con il loro interesse.

4. LA GESTIONE VENATORIA



Figura 4.1 Fin dai tempi più remoti gli ungulati hanno rappresentato gli animali maggiormente cacciati dall'uomo in ogni epoca e continente. Dipinto rupestre con cacciatori preistorici e cervi rinvenuti nelle Grotte di Lascaux e risalente al Paleolitico superiore (circa 17.500 anni fa).

Per un lungo periodo l'esercizio della caccia è stato uno dei motori principali dell'evoluzione dell'uomo ed ha rappresentato una costante nella storia della civilizzazione sia per quanto riguarda gli aspetti pratici, come fonte primaria o secondaria di sostentamento, sia per ciò che concerne gli aspetti culturali. Non deve dunque stupire che anche la regolamentazione formale del prelievo venatorio abbia radici antichissime, fra le più antiche se confrontate con quelle di altri ambiti dell'ecologia applicata. Esiste traccia di forme di regolamentazione della caccia risalenti al 2500 a.C. in Egitto, oppure al tredicesimo secolo quando, sotto il regno di Genghis Khan, i mongoli restringevano la caccia a soli quattro mesi invernali al fine di garantire la conservazione delle popolazioni selvatiche. Nonostante alcuni esempi di regolamentazione siano così antichi, non sono rari i casi in cui il prelievo eccessivo ha portato alla scomparsa locale o globale di diverse specie o ha condotto altre sulla soglia dell'estinzione. In Eurasia, Africa ed America gli Ungulati poligastrici hanno rappresentato fin dal più remoto passato e rappresentano tuttora uno dei più importanti gruppi di animali selvatici oggetto di prelievo da parte dell'uomo per procurarsi carne, pelli, palchi e corna, e per trarre dalla loro lavorazione oggetti, amuleti e medicinali. La caccia praticata per fini ludico-ricreativi è un'acquisizione relativamente più recente e la sua diffusione è parallela alla emanazione di specifiche normative dettate dalla volontà di garantire un soddisfacente stato di conservazione delle specie. In questo quadro generale si inserisce anche il caso italiano che ha visto, soprattutto a

partire dal tardo medioevo, depauperarsi progressivamente le popolazioni di Ungulati a causa dello sfruttamento diretto e delle modificazioni ambientali indotte dalle attività agro-silvo-pastorali e dalla crescita della popolazione umana. Si tratta di un fenomeno che ha raggiunto il proprio apice alla metà del secolo scorso quando Cervidi e Bovidi si trovarono rappresentati da poche, piccole popolazioni spesso caratterizzate da areali disgiunti. Una situazione simile, anche se in certi paesi meno estrema, si è verificata nel resto dell'Europa ed ha indotto le autorità competenti a promuovere misure di conservazione tra le quali la regolamentazione della caccia ha avuto un ruolo rilevante.

Lo sviluppo e la corretta applicazione di opportune regolamentazioni del prelievo consente di utilizzare le popolazioni a fini venatori in modo sostenibile e nel rispetto dei principi di conservazione della biodiversità. Il livello di conoscenza della biologia delle specie oggi disponibile, nonché l'adozione di tecniche di monitoraggio standardizzate, sono in grado di indirizzare la gestione venatoria verso il raggiungimento di obiettivi ben definiti in termini di diffusione, struttura e dinamica delle popolazioni, in dipendenza delle esigenze espresse dal contesto locale. Negli ultimi decenni la volontà di basare la gestione su approcci di carattere scientifico e l'applicazione dei principi di biologia della conservazione alla regolamentazione del prelievo hanno segnato un decisivo elemento di progresso rispetto alla gestione venatoria praticata all'inizio del XX secolo, spesso caratterizzata da un approccio per prove ed errori e basata su conoscenze derivanti da un *mix* di aneddotica venatoria ed osservazioni occasionali.

Un decisivo cambiamento, iniziato negli Stati Uniti negli anni '30 del novecento ad opera di Aldo Leopold e diffusosi anche in Europa a metà dello stesso secolo, ha determinato lo sviluppo di un approccio alla gestione guidato in maniera sinergica dai risultati della ricerca scientifica e dalla evoluzione della normativa relativa alla conservazione della fauna, di cui oggi è possibile cogliere i benefici nella prassi gestionale. In Europa, nello stesso periodo, la cultura mitteleuropea di matrice germanofona è la prima ad occuparsi della gestione tecnico-scientifica della caccia, in particolare quella rivolta agli Ungulati. Tuttavia, nonostante l'approccio alla gestione delle specie sia sempre più orientato a riconoscere la necessità di solide basi oggettive, permane tuttora un elevato livello di incertezza ed approssimazione, legato prevalentemente all'acquisizione dei dati relativi alla dimensione ed all'andamento delle popolazioni e dei corrispondenti parametri demografici. Questa

circostanza è strettamente legata alla disponibilità delle risorse economiche ed umane che sarebbero necessarie per realizzare programmi di stima quantitativa delle popolazioni in grado di fornire un quadro attendibile del loro stato e della loro dinamica. Le modalità di monitoraggio più diffusamente adottate nel contesto della gestione venatoria corrente forniscono quasi sempre solo la quantificazione del minimo numero di animali vivi, in base alla quale vengono operate le scelte gestionali. Del resto, in assenza di fattori correttivi calibrati in funzione della realtà ambientale espressa da ciascuna unità territoriale di gestione, non è possibile applicare alcuna inferenza statistica e, pur nella consapevolezza dei loro limiti, è necessario utilizzare al meglio i dati disponibili. In quest'ottica sono maturate le indicazioni di organizzazione e gestione del prelievo degli Ungulati esposte nei paragrafi che seguono.



Figura 4.2 - L'abbandono della montagna e delle attività agricole registrato intorno agli anni cinquanta del secolo scorso ha favorito l'incremento delle popolazioni di Ungulati, grazie ad un aumento delle superfici degli habitat idonei. Nelle foto viene confrontata la medesima area in una cartolina degli anni 50 e in una foto recente (2004) - Foto di Elisabetta Raganella (ISPRA).

4.1 Aspetti normativi ed obblighi comunitari

Gli orientamenti generali in merito all'utilizzo delle risorse naturali – ivi incluse quelle faunistiche - sono stabiliti da diverse convenzioni internazionali nonché da leggi nazionali che ne fissano i principi, stabilendo limiti e responsabilità.

La **Convenzione di Berna** (firmata dalla Comunità Europea a Berna nel 1979) ammette lo sfruttamento di Cervidi e Bovidi, che deve tuttavia essere regolato in modo da non compromettere la sopravvivenza delle specie (art. 7) e considerando al contempo le esigenze di carattere ecologico, scientifico, culturale, economico e ricreativo connesse alla loro gestione (art. 2). Il principio sancito dalla convenzione sottolinea dunque la necessità della conservazione delle risorse faunistiche e subordina la possibilità del loro utilizzo al fatto che il prelievo sia attuato in modo sostenibile dalle popolazioni garantendone la permanenza nel lungo termine.

La **Convenzione sulla Biodiversità**, approvata a Rio de Janeiro nel 1992, ribadisce quanto stabilito dalla convenzione di Berna, trasferendolo a livello di ecosistema. Sviluppando il concetto di biodiversità, questa convenzione menziona esplicitamente l'uso sostenibile delle sue componenti, stabilendo i principi generali per la sua conservazione e promuovendo la ricerca come strumento utile per la conservazione stessa e per l'utilizzazione durevole delle risorse ambientali.

In ambito europeo, l'emanazione della **Direttiva Habitat** (Direttiva 92/43/CEE del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche) e di quella Uccelli, (Direttiva 79/409/CEE del 2 aprile 1979 e successiva Direttiva 147/2009 CE, concernente la conservazione degli uccelli selvatici) contribuisce a dare grande impulso all'applicazione dei principi sopra evidenziati, stabilendone le modalità concrete di attuazione sul

territorio degli stati membri, standardizzando le procedure a livello europeo e imponendo a ciascun paese una ricognizione della presenza e dello stato di conservazione delle proprie risorse relativamente a flora, fauna ed habitat. Con la direttiva Habitat vengono stabiliti i presupposti per la creazione di una rete ecologica europea di zone speciali di conservazione, la rete Natura 2000. Si stimola l'attenzione degli organismi di gestione verso il legame fra le specie ed il territorio che le ospita, in particolare nei siti Natura 2000 voluti dalla direttiva, legame che impone una valutazione a priori degli effetti delle attività umane, ivi inclusa quella venatoria, sulle componenti della biocenosi per la tutela delle quali ciascun sito è istituito. Viene pertanto stabilito un principio di carattere generale tendente ad evitare che vengano approvati ed applicati strumenti di gestione territoriale nonché effettuate attività in conflitto con le esigenze di conservazione degli habitat e delle specie di interesse comunitario.

In quest'ottica dunque piani territoriali, urbanistici e di settore, ivi compresi i piani faunistico venatori e le loro varianti, devono prevedere uno studio teso ad individuare e valutare gli effetti che il piano può avere sul sito – valutazione di incidenza -, tenuto conto degli obiettivi di conservazione del medesimo. Attraverso l'applicazione della direttiva, la conservazione delle specie e degli habitat sono strettamente interconnesse e le specie animali e vegetali di interesse comunitario per le quali si richiede la designazione di zone speciali di conservazione sono identificate ed elencate nell'allegato II.

La direttiva Habitat è stata recepita in Italia attraverso il DPR n. 357 del 1997 e le successive modificazioni apportate con il DPR n. 120 del 2003. Le norme di recepimento hanno stabilito le modalità di attuazione e di rispetto dei vincoli e delle prescrizioni riportate nella direttiva sul territorio nazionale e sono state esse stesse oggetto di valutazione da parte della Commissione Europea al fine di determinare l'effettiva aderenza con quanto stabilito a livello comunitario. Benché la maggioranza delle specie di Ungulati presenti nel nostro Paese non siano inserite in alcuno degli allegati della direttiva (Cap. 1), gli effetti sui siti Natura 2000 dell'attività venatoria nel suo complesso – così come programmata nell'ambito degli strumenti specifici – devono comunque essere valutati *ex ante* e sottoposti all'esame ed all'approvazione delle autorità competenti, in funzione della loro rilevanza (nazionale, regionale, provinciale). In linea di principio la caccia è un'attività ammissibile nei siti Natura 2000, purché attuata nel rispetto dei vincoli posti dallo stato di protezione delle specie riportate negli allegati ed a condizione che gli obiettivi di conservazione di habitat e specie del sito stesso non vengano compromessi. Per quanto riguarda la realizzazione di interventi di carattere eccezionale, non previsti all'interno degli strumenti di programmazione pluriennale, quali ad esempio gli interventi di controllo diretto delle popolazioni (si veda Cap. 5), in genere è necessaria una specifica valutazione di incidenza con le medesime finalità, se questi sono effettuati nell'ambito di siti Natura 2000.

A livello nazionale, il prelievo venatorio degli Ungulati, come quello della restante fauna selvatica omeoterma, è regolato dalla **legge 11 febbraio 1992, n.157**, che menziona e recepisce sia le direttive europee sia alcune convenzioni internazionali (quella di Berna e quella di Parigi avente come oggetto gli uccelli). La legge 157/92 consente l'esercizio dell'attività venatoria purché essa non si ponga in contrasto con l'esigenza di conservazione della fauna selvatica che viene indicata come patrimonio indisponibile dello Stato, tutelato nell'interesse della comunità nazionale ed internazionale ed impone l'attuazione uniforme sul territorio nazionale dei principi esposti. Essa stabilisce anche le modalità di programmazione della gestione venatoria attraverso lo strumento dei Piani Faunistico Venatori regionali e provinciali che organizzano il territorio agro-silvo-pastorale e le attività di gestione faunistica finalizzandole al raggiungimento ed alla conservazione della densità ottimale per ciascuna specie.

Attraverso l'enunciazione dei compiti affidati all'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (oggi ISPRA), la legge sancisce anche la necessità di un riferimento tecnico-scientifico per la gestione nel rispetto della centralità dello Stato, relativamente alla definizione dei principi generali e dei livelli minimi di conservazione delle specie. L'ISPRA assume anche il compito di monitorare l'andamento delle popolazioni faunistiche a livello nazionale, di controllare e valutare gli interventi faunistici operati dagli enti locali e di esprimere i pareri tecnico-scientifici previsti dalla legge stessa in materia di prelievo venatorio. In diverse occasioni la Corte Costituzionale ha riconosciuto alla legge n. 157/92 il carattere di norma fondamentale di riforma economico-sociale ed ha evidenziato che in questo contesto le disposizioni che individuano le specie ammesse al prelievo venatorio e quelle volte ad assicurare la sopravvivenza e la riproduzione delle specie cacciabili, anche attraverso la definizione dei limiti massimi della stagione venatoria, risultano di competenza dello Stato (si vedano le sentenze n. 35 del 1995, n. 272 del 1996). Le disposizioni contenute nella legge 11 febbraio 1992 n. 157 hanno fornito solo alcuni degli strumenti di base per la programmazione della gestione delle popolazioni di Cervidi e Bovidi e le carenze rilevabili nella normativa nazionale in merito a questa materia sono state solo in parte colmate dalle leggi regionali di recepimento. Ad esempio, benché la legge 157/92 non stabilisca che gli Ungulati poligastrici debbano essere cacciati esclusivamente in forma selettiva (Par.

4.2), questa scelta normativa e gestionale è stata adottata dalla maggior parte delle regioni, prevedendo che la caccia si realizzi sulla base di piani di abbattimento quantitativi e ripartiti per classi di sesso ed età. L'adozione di questo sistema gestionale è possibile solo attraverso la caccia individuale senza l'ausilio di cani (Scheda n. 4.1).

Per quanto attiene i tempi del prelievo venatorio degli Ungulati poligastrici, la legge n. 157/92 stabilisce un periodo compreso fra il 1° ottobre ed il 30 novembre, offrendo alle regioni la possibilità di anticipo dell'apertura al primo di agosto e di chiusura il 31 gennaio, nel rispetto dell'arco temporale complessivo stabilito dalla legge stessa e pari a due mesi. L'adozione di periodi diversi da quelli stabiliti nell'art.18 può essere autorizzata, comunque all'interno del periodo 1 settembre – 31 gennaio, previo parere dell'INFS (oggi ISPRA), a garanzia di coerenza nella gestione di queste specie a criteri scientifici e tecnici basati sulla biologia delle diverse specie anche per quanto riguarda la collocazione temporale del prelievo. Successivamente, è stato introdotto un elemento di flessibilità nella definizione dei periodi utilizzabili per la caccia di selezione agli Ungulati, sentito l'ISPRA. Infatti la **legge 248 del 2 dicembre 2005, art. 11 quaterdecies c. 5**, consente, solo nel caso del prelievo selettivo, la caccia agli Ungulati anche al di fuori dei periodi stabiliti dalla legge quadro⁹. Nonostante il possibile ampliamento del periodo utilizzabile per la caccia selettiva degli Ungulati, la caccia, anche quella di selezione, è vietata sui *“terreni coperti in tutto o nella maggior parte di neve”* salvo che nella Zona faunistica delle Alpi (si veda a tal proposito il par. 4.8).

Infine, va osservato che alcune amministrazioni locali, segnatamente le Province a statuto speciale di Trento e Bolzano e la Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, si sono dotate di normative che si discostano in parte dalla legge quadro nazionale, soprattutto per quanto riguarda i periodi di caccia.

Secondo quanto previsto dall'art. 10 c.1 della legge 157/92 la gestione delle specie non “carnivore” deve far coincidere le densità reali con quelle ritenute ottimali nel territorio agro-silvo-pastorale sottoposto a pianificazione. Nel caso degli Ungulati poligastrici il concetto di densità ottimale richiamato dal legislatore può ragionevolmente essere assimilato a quello di densità agro-forestale, che tiene conto – oltretutto dell'idoneità dell'habitat a soddisfare le esigenze ecologiche delle specie - anche degli impatti che queste possono determinare su attività umane di primaria valenza economica e sociale. Questo concetto deve trovare pratica applicazione negli strumenti di programmazione che verranno trattati in seguito nel dettaglio.

In osservanza dei principi esposti dalla legge, la gestione venatoria degli Ungulati poligastrici si deve attuare nel rispetto dei seguenti passaggi fondamentali:

- ▶ la definizione delle unità territoriali di gestione per ciascuna specie (Par. 4.3.3);
- ▶ la definizione, negli strumenti di pianificazione regionali e provinciali, degli obiettivi della gestione di ciascuna specie e delle attività necessarie per il loro raggiungimento, alla cui attuazione provvedono sulla base di appositi piani annuali i diversi soggetti deputati alla gestione. Tali obiettivi riguardano la distribuzione, la consistenza, la densità e la struttura delle popolazioni;
- ▶ la valutazione della consistenza e della dinamica delle popolazioni locali per ciascuna specie;
- ▶ la pianificazione del prelievo con definizione della consistenza e della struttura del piano di abbattimento per ciascuna specie in ogni unità territoriale di gestione;
- ▶ la verifica del prelievo effettuato attraverso la valutazione dello sforzo di caccia e l'esame dei capi abbattuti;
- ▶ la verifica del grado di raggiungimento degli obiettivi quantitativi e qualitativi prefissati, utile ad orientare le scelte successive.

⁹ Con sentenza 4172/2013 il Consiglio di Stato ha confermato che ai sensi di questa norma le regioni possono consentire la caccia di selezione agli Ungulati anche al di fuori dei periodi e dell'arco temporale indicati dalla legge quadro.

4.1.1 Proposte emendative dell'attuale quadro normativo nazionale

L'esperienza maturata nell'ultimo ventennio per ciò che riguarda la gestione faunistico-venatoria degli Ungulati poligastrici induce a considerare opportune alcune integrazioni o modifiche della legge quadro; in particolare vanno segnalate le proposte emendative di seguito evidenziate.

- ▶ La definizione esplicita ed univoca del concetto di prelievo venatorio selettivo (Par. 4.2).
- ▶ La previsione della caccia di selezione come unica modalità di prelievo per Cervidi e Bovidi (Scheda 4.1).
- ▶ L'introduzione della possibilità di esercitare il prelievo venatorio selettivo degli Ungulati negli istituti finalizzati alla gestione venatoria ma in cui vige il divieto di caccia di cui alla legge n. 157/92, art. 10, comma 8, lettere a), b), c) e d) e nelle foreste demaniali. Tale possibilità non si configura in contrasto con il carattere degli istituti citati, che hanno generalmente dimensioni modeste, e consentirebbe di evitare i problemi derivanti da una eccessiva parcellizzazione del territorio che non trova riscontro nelle caratteristiche di estensione degli home range ed uso dello spazio da parte delle popolazioni degli Ungulati.
- ▶ La possibilità di esercitare la caccia selettiva degli Ungulati sul terreno innevato anche al di fuori della Zona faunistica delle Alpi (Par. 4.8).
- ▶ La previsione dell'uso di munizioni atossiche per la caccia agli Ungulati (Andreotti & Borghesi 2012; scheda 4.4).
- ▶ La previsione di percorsi formativi e di procedure di abilitazione per la caccia selettiva degli Ungulati univoci e con valenza, anche normativa, nazionale (Cap. 7).

4.2 Che cosa si deve intendere per caccia di selezione?

Selezionare significa operare una scelta tra i vari elementi che compongono un insieme secondo un criterio prestabilito. Se si applica questo concetto di base al prelievo annuale di individui da una popolazione di Ungulati selvatici i criteri di scelta possono essere diversi. Nel caso degli Ungulati poligastrici infatti, durante l'esercizio venatorio l'osservazione diretta consente di distinguere, meglio di quanto avvenga per la maggior parte delle altre specie di interesse cinegetico, il sesso, la classe di età e, in una certa misura, la "qualità" degli individui contattati, dando la possibilità al cacciatore di operare una scelta preventiva del capo da abbattere. Dal punto di vista teorico i criteri di scelta possono essere sostanzialmente tre, ognuno caratterizzato da vantaggi e punti a sfavore.

1) Criterio casuale

Il prelievo avviene rispettando un piano solo quantitativo e la scelta del capo è lasciata alla libera volontà di ciascun cacciatore. Un criterio di questo genere, non ponendo limiti qualitativi prestabiliti, ottimizza il rapporto tra lo sforzo di caccia esercitato e la realizzazione del piano di prelievo, ad esempio in termini di giornate di caccia, individuali e complessive, necessarie per completare il piano stesso. Se la scelta fosse del tutto casuale e si rivolgesse al primo animale che si trova nelle condizioni di poter essere abbattuto e se la probabilità di contattare gli individui appartenenti alle diverse classi sociali fosse la stessa, in linea teorica il prelievo non condurrebbe ad una destrutturazione della popolazione, vale a dire ad un indesiderabile rapporto tra i sessi e le classi d'età. Nella pratica tuttavia entrambe queste condizioni difficilmente si realizzano. La scelta del cacciatore è quasi sempre orientata da criteri utilitaristici (dimensione degli animali e quindi quantità di carne ottenibile), estetici e culturali (presenza e qualità del trofeo). D'altra parte la contattabilità delle classi sociali nell'ambito di ciascuna specie non è la stessa e varia in funzione di diversi parametri comportamentali che a loro volta possono mutare nel corso del ciclo annuale.

2) Criterio basato sulla struttura della popolazione

Il piano di prelievo quantitativo viene ripartito nelle classi di sesso e di età predefinite in funzione della struttura osservata durante i censimenti e della necessità di mantenerla o correggerla qualora si discosti da quella ritenuta opportuna; nell'ambito di ciascuna classe il prelievo non tiene conto delle caratteristiche di ciascun individuo (condizioni fisiche, tipologia e sviluppo del trofeo, stato della muta, ecc.). Un approccio di questo tipo considera opportunamente la necessità di evitare gravi alterazioni della struttura naturale delle popolazioni

con le conseguenti ricadute sull'evoluzione delle stesse in tempi medi e lunghi, anche se i valori di riferimento sono spesso difficili da determinare (quasi tutte le popolazioni sono sottoposte a prelievo) e possono variare in funzione della densità e della fase demografica in cui si trova ciascuna popolazione.

3) Criterio basato sulla struttura della popolazione e la qualità degli individui nell'ambito di ciascuna classe d'età

Si tratta dell'approccio originariamente seguito per orientare il prelievo nella fase storica e nel contesto geografico - culturale che ha visto nascere la caccia selettiva degli Ungulati (la Mitteleuropa della fine del XIX sec.). Questo approccio si basa sulla convinzione di poter migliorare progressivamente la qualità di una popolazione (con attenzione soprattutto alla massa ed alla conformazione dei trofei) abbattendo preferenzialmente i soggetti con caratteristiche inferiori alla media espressa dalla popolazione. Dopo molti decenni di applicazione questo modello, che mutua in parte i concetti di selezione artificiale praticata sugli animali allevati, ha mostrato una serie di limiti, teorici e pratici, che ne hanno sostanzialmente decretato il fallimento. I principali elementi critici sono i seguenti:

- ▶ Una selezione artificiale come quella attuata sugli animali domestici è inapplicabile ad una popolazione selvatica, dove l'accesso alla riproduzione da parte dei diversi individui non è controllabile. Ad esempio la qualità del trofeo è determinata in larga misura anche dal patrimonio genetico femminile, la cui qualità non è conoscibile, visto che nei Cervidi le femmine non portano appendici craniali, con la sola eccezione della Renna (*Rangifer tarandus*).
- ▶ Le caratteristiche genetiche, e di conseguenza quelle fenotipiche, di una popolazione di animali selvatici sono orientate dalla selezione naturale; questa agisce attraverso l'azione di numerosi fattori ambientali che nella maggior parte dei casi sfuggono al controllo del gestore.
- ▶ I caratteri fenotipici di un individuo sono spesso l'espressione di sistemi poligenici, mentre gli elementi di giudizio acquisibili attraverso la semplice osservazione degli individui in natura sono pochi, e non sono in grado di svelare le interrelazioni tra caratteri determinati dallo stesso complesso genetico.
- ▶ La scelta del capo da prelevare basata sulle dimensioni del trofeo risulta poco giustificabile in termini biologici, perché tende a sopravvalutare il valore adattativo di questo carattere nel determinare la *fitness* complessiva della popolazione di riferimento ed in alcuni casi può determinare la riduzione della variabilità genetica.



Figura 4.3 - La scelta del capo da prelevare basata sulle dimensioni del trofeo risulta poco giustificabile in termini biologici - Foto di Andrea Dal Pian, Monte Sole.

La consapevolezza dei limiti appena evidenziati deve indurre alla scelta del secondo dei criteri citati, che appare più realistico ed ha semplicemente l'obiettivo di mantenere la struttura delle popolazioni in una condizione prossima a quella naturale. Il miglioramento della qualità media degli individui è invece in una certa misura raggiungibile in maniera indiretta, attraverso interventi sull'ambiente e la regolazione della densità di popolazione.

In sintesi dunque per caccia di selezione si deve intendere un prelievo basato su un piano annuale, quantitativo e qualitativo per classi di sesso e di età, elaborato sulla base di stime periodiche della consistenza e struttura della popolazione cacciata ed attuato con tecniche venatorie in grado di consentire il rispetto delle previsioni del piano. Queste tecniche sono rappresentate dalla caccia individuale, all'aspetto o alla cerca, che comporta un'attenta osservazione e scelta preventiva del capo da abbattere. Le forme di caccia che prevedono che gli animali vengano forzati da battitori o cani non rispondono a questi requisiti e non possono essere quindi considerate selettive (Scheda n. 4.1).

SCHEDA 4.1 - USO DEI CANI DA SEGUITA NELLA CACCIA AI CERVIDI E BOVIDI

Cervidi e Bovidi dovrebbero essere cacciati esclusivamente in forma individuale, all'aspetto e/o alla cerca, con armi a canna rigata dotate di ottica di mira e senza l'ausilio dei cani, per le ragioni di seguito evidenziate.

- (1) Il metodo di caccia in cui gli Ungulati vengono scovati e inseguiti dai cani da seguita (**braccata**) induce un comportamento di fuga negli animali coinvolti, di solito rendendo problematica, spesso impossibile o quantomeno troppo affrettata, una scelta del capo da abbattere nel rispetto di un piano di prelievo qualitativo per classi di sesso e di età. Questo può condurre a una destrutturazione delle popolazioni cacciate, come spesso riscontrato in Italia, ad esempio nelle popolazioni di Cinghiale soggette a questo tipo di caccia, condizione in contrasto con i principi di conservazione della fauna selvatica.*
- (2) Spinti dai cani, generalmente gli animali arrivano in corsa alle poste: il tiro ha una precisione molto inferiore in queste condizioni rispetto a quello effettuato su animali fermi e con l'arma in appoggio, determinando una più elevata percentuale di capi feriti e non recuperati. In tal modo lo stesso rispetto di un piano di prelievo quantitativo diventa più difficile e meno controllabile e si pongono evidenti problemi sul piano biologico, deontologico ed economico.*
- (3) Il disturbo causato sia alle specie cacciate, sia alle altre presenti nella stessa area, indipendentemente dalla gravità delle sue conseguenze, che dipende da svariati fattori, è certamente superiore nel caso delle cacce collettive con l'uso dei cani da seguita rispetto a quello determinato dalla pratica della caccia individuale senza ausiliari. Le alterazioni alla normale vita di relazione e attività degli Ungulati sono particolarmente intense nel caso di braccate ripetute più volte nelle stesse località con cadenza frequente e, specialmente, nel caso dell'uso di mute composte da molti ausiliari appartenenti a razze diverse, che presentano una scarsa coesione, specializzazione ed educazione.*
- (4) Dal punto di vista biologico, fisiologico e comportamentale, gli studi pubblicati su questi temi confermano che l'inseguimento prolungato e intenso da parte della muta provoca uno stress elevato dell'animale cacciato, che può portare a danni non recuperabili, anche se questo non viene abbattuto. Ciò, attraverso una sensibile, a volte irreparabile, alterazione di parametri fisiologici con il consumo della maggioranza delle riserve energetiche a disponibilità immediata. Sono anche stati documentati analoghi effetti sugli individui non direttamente braccati. Le alterazioni fisiologiche prodotte con l'inseguimento prolungato comportano inoltre la possibilità di generare alterazioni delle carni tali da comprometterne le qualità organolettiche.*
- (5) Se le specie vengono cacciate nel periodo degli accoppiamenti (Cervo, Daino, Capriolo e Muflone), si hanno conseguenze estremamente negative sul decorso naturale di questi ultimi. Nelle specie sociali e in assenza di interferenze umane, il periodo degli accoppiamenti è breve e intenso e qualsiasi alterazione che costringa i soggetti a consistenti spostamenti, con eventuali fenomeni di dispersione non naturale, non può che essere negativa.*

Analoga considerazione può essere fatta se la braccata viene utilizzata come metodo di caccia nel periodo post-nuziale, cioè nel momento in cui gli animali (in particolare i maschi) necessitano di riposo e debbono recuperare energie per far fronte all'inverno.

- (6) Del tutto pretestuosa ed infondata è la teoria che la caccia con i cani da seguita contribuisca a mantenere o a rafforzare caratteristiche positive (robustezza, "qualità" comportamentali e ottimale capacità di dispersione) nelle popolazioni cacciate.*

Una siffatta selezione non solo è in conflitto con le conoscenze della biologia, ma non è oggettivamente dimostrata, a parità di condizioni ambientali e di gestione pregressa delle popolazioni.



Figura 4.4 - *L'inseguimento prolungato e intenso da parte della muta provoca uno stress elevato dell'animale cacciato, che può portare a danni non recuperabili, anche se questo non viene abbattuto.*

Non vanno infine trascurati gli aspetti culturali legati alle diverse forme di caccia. Negli ultimi decenni, in diverse aree del Paese, la diffusione di una consapevole ed evoluta caccia di selezione ha rappresentato un forte elemento di crescita culturale del mondo venatorio, con ottime ripercussioni che non riguardano solo un uso biologicamente e deontologicamente compatibile delle popolazioni di Ungulati, ma che investono l'approccio generale alla gestione faunistico-venatoria e alla conservazione delle risorse naturali. L'introduzione della possibilità di cacciare i Cervidi ed i Bovidi con

i cani da seguita, ovvero la conferma di questa prassi relativamente ai Cervidi in alcune regioni dell'arco alpino, rischierebbe di introdurre un elemento perturbatore in questo processo, proprio nel momento in cui è invece auspicabile che esso si consolidi definitivamente.

Anche la più volte reiterata richiesta di introdurre questa pratica "in forma sperimentale" non trova alcun concreto fondamento. Non si comprende infatti in cosa possa risiedere la sperimentalità di una simile iniziativa. Che gli Ungulati possano essere cacciati con i cani (mute, coppie, singolo) è ben noto ed esistono esperienze in tal senso sia in Italia (alcune province nord-orientali), sia all'estero (Francia, Svizzera, Belgio, Paesi Scandinavi). Rimangono tuttavia evidenti gli aspetti critici sopra ricordati. La scelta delle amministrazioni pubbliche delegate alla stesura di leggi e regolamenti venatori riguarda solo il grado di accettabilità di questa pratica.

In sintesi, la decisione di mantenere o di introdurre la braccata per la caccia a Cervidi e Bovidi non può essere sostenuta con argomenti di natura biologica o tecnica a fronte di una migliore alternativa perfettamente praticabile (cioè la caccia di selezione).

4.3 La pianificazione territoriale ai fini della gestione faunistico-venatoria degli Ungulati

La pianificazione territoriale rappresenta una fase indispensabile nello sviluppo dei programmi di conservazione e gestione della fauna, che a partire dallo stato delle conoscenze sulla specie e sulle sue relazioni con l'ambiente a livello locale delinea gli obiettivi da perseguire ed individua gli interventi opportuni e le relative modalità di attuazione, integrando le esigenze di conservazione delle specie con quelle economiche, sociali e culturali. La pianificazione territoriale costituisce così lo strumento che orienta a livello locale gli obiettivi di gestione integrandoli ad una più ampia scala, solitamente regionale. Negli ultimi decenni lo sviluppo di modelli di idoneità biotici ed agroforestali riferiti alle singole specie ha contribuito a migliorare la qualità ed il livello di dettaglio della programmazione territoriale, offrendo al contempo la possibilità di verificarne la coerenza ad una scala più ampia. I modelli di idoneità conducono alla classificazione del territorio in base a classi di idoneità crescente, stabilite in base alla presenza ed alla disposizione delle risorse ambientali classificate in funzione delle esigenze ecologiche della specie. Il calcolo delle densità – biotica e agroforestale – veniva in passato effettuato attraverso l'adozione di semplici modelli qualitativi ideati ed applicati in Centro Europa; attualmente è disponibile un livello di conoscenza maggiore relativo alle densità raggiungibili dalle popolazioni degli Ungulati nelle aree gestite ed è possibile proporre valori di densità potenziali per le aree a diversa idoneità desunti sulla base dell'esperienza e della conoscenza del territorio.

4.3.1 Gli strumenti di programmazione

In questo paragrafo verranno trattati l'organizzazione territoriale finalizzata alla caccia di selezione per le diverse specie e la pianificazione del prelievo in funzione dell'obiettivo generale di assicurare la sua sostenibilità in ossequio al quadro normativo vigente ed ai principi di conservazione della fauna, pur nella considerazione delle esigenze di modulazione delle densità locali in funzione delle caratteristiche di uso del suolo e delle diverse esigenze di pianificazione. La legge 11 febbraio 1992 n. 157, all'art. 1 dispone che il prelievo venatorio sia ammesso “*purché non contrasti con le esigenze della conservazione della fauna e non arrechi danno alle attività agricole*”. Tali finalità sono perseguite attraverso la pianificazione faunistico-venatoria, estesa a tutto il territorio agro-silvo-pastorale ed attuata attraverso la sua destinazione differenziata (art. 10). In quest'ottica, le Regioni, con il proprio piano faunistico, debbono fornire un quadro aggiornato della vocazione territoriale, della distribuzione e dello status delle diverse specie ed indicare le scelte gestionali di fondo. Con il medesimo strumento le Regioni, alle quali spetta il ruolo chiave di coordinare i piani faunistico-venatori provinciali (PFVP), forniscono alle Province gli indirizzi per la pianificazione della gestione degli Ungulati tenendo conto delle realtà socio-economiche ed ambientali del proprio territorio (Fig. 4.5). Nell'ambito degli strumenti di programmazione diverse Regioni hanno redatto la Carta delle vocazioni faunistiche del territorio di competenza. Si tratta di uno strumento utile per la pianificazione, sebbene non previsto dalla legge quadro nazionale. In questo contesto il termine vocazione non va assimilato a quello di idoneità biotica, ma piuttosto a quello di idoneità agroforestale.

Il PFVP rappresenta infatti il prodotto di un processo partecipato di interesse pubblico che vede il contributo delle categorie dei principali portatori d'interesse e degli Enti territoriali che operano in ambito provinciale. Alla predisposizione del PFVP è indispensabile partecipino attivamente anche i gestori delle Aree Protette Nazionali e Regionali, al fine di condividere gli obiettivi di gestione degli Ungulati su una scala territoriale ampia e le attività necessarie al loro raggiungimento, pur nel rispetto delle finalità assegnate dal quadro normativo a ciascun istituto. Il PFVP svolge funzione di indirizzo per quanto attiene i compiti degli organismi di gestione subordinati e stabilisce anche i criteri che determinano la destinazione d'uso del territorio e la localizzazione dei diversi istituti di gestione venatoria e di protezione previsti dalla legge.

I PFVP hanno durata solitamente quinquennale e pertanto rappresentano uno strumento di gestione flessibile ed adattabile nel breve periodo alla mutevolezza delle condizioni ambientali, faunistiche e sociali espresse dal territorio. Trattandosi di uno strumento che programma l'uso di risorse naturali ed in ottemperanza agli obblighi comunitari relativi alla conservazione dei siti Natura 2000 (Direttiva Habitat, 92/43/CEE) e all'uso sostenibile della biodiversità (Direttiva 2001/42/CE, concernente la valutazione degli effetti di determinati piani e programmi sull'ambiente), il PFVP deve essere sottoposto sia a Valutazione di incidenza che a Valutazione ambientale strategica (VAS). Secondo le disposizioni vigenti i piani per i quali vi è l'obbligo di effettuare una valutazione

dell'impatto ambientale in più di una direttiva comunitaria devono prevedere procedure coordinate e comuni che soddisfino ciascuna normativa per evitare inutili duplicazioni. A tal fine, nell'ambito del piano, deve essere redatto un rapporto ambientale in cui siano individuati, descritti e valutati gli effetti significativi che l'attuazione del piano stesso potrebbe avere sull'ambiente e le ragionevoli alternative proponibili così come prevede la Dir. 2001/42/CE. Inoltre, per ciascun sito facente parte della Rete Natura 2000, ai sensi della Dir.92/43/CE, occorre valutare i possibili impatti che l'attività venatoria e le pratiche ad essa collegate (ad esempio miglioramenti ambientali a fini faunistici, reintroduzioni, catture, etc.) potrebbero avere sulle specie o sugli habitat oggetto di tutela presenti nel sito. In caso di incidenza significativa le attività previste possono essere svolte solo se esistono possibili misure di mitigazione in grado di assicurare comunque l'obiettivo di conservazione.

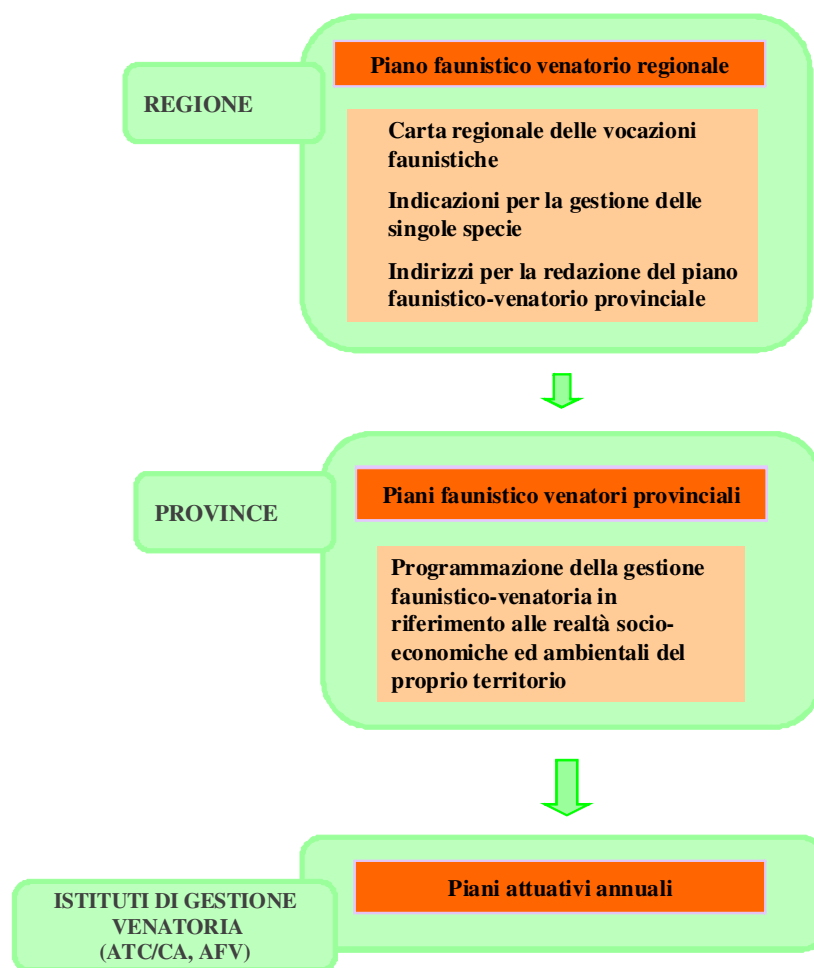


Figura 4.5 - Schema degli strumenti di programmazione territoriali stabiliti dalla legge 157/92 disposti in ordine gerarchico.

4.3.2 Gli istituti di gestione faunistico-venatoria previsti dalla normativa

L'organizzazione del territorio aperto alla caccia in Italia scaturisce da un principio di fondo secondo il quale "la fauna selvatica è un bene indisponibile dello Stato ed è tutelata nell'interesse della comunità nazionale ed internazionale" (Legge 157/92, Art.1, comma 1). L'applicazione di tale principio genera una profonda diversità fra l'Italia e la maggior parte degli altri paesi europei per ciò che concerne il regime giuridico che riguarda la proprietà della selvaggina e l'accesso ai fondi privati per l'esercizio della caccia. In generale negli altri paesi europei la gestione della fauna è facoltà dei proprietari dei fondi – singoli o consorziati – che possono riservare a se stessi il diritto di caccia oppure cederlo, generalmente a titolo oneroso, ad altri. Seguendo questo modello i proprietari-gestori stabiliscono le quote di prelievo e ricevono un beneficio economico in grado incrementare il reddito agricolo e compensare le perdite dovute ai danni da selvaggina alle coltivazioni. Nel nostro Paese invece la gestione della fauna compete allo Stato e, per delega, ai diversi enti territoriali subordinati; il diritto di caccia è concesso a tutti i cittadini, purché in possesso dei requisiti stabiliti a norma di legge e di una specifica abilitazione.

La dimensione complessiva del territorio ove l'attività venatoria è riservata ai privati è relativamente contenuta, perché la legge prevede che gli istituti di caccia privati (siano essi aziende faunistico-venatorie, aziende agri-turistico-venatore o centri privati di riproduzione della fauna selvatica) non possano occupare più del 15% del territorio agroforestale di ciascuna regione (legge n. 157/92, art.10, comma 5). Nel restante territorio è prevista l'applicazione di un modello di caccia sociale che vede negli Ambiti Territoriali di Caccia (ATC) e nei Comprensori Alpini (CA) i soggetti gestori. Gli ATC sono gli istituti di gestione dei contesti appenninici, pre-alpini e mediterranei mentre i Comprensori Alpini (CA) si collocano nella zona faunistica delle Alpi.

La suddivisione in ATC e CA, non solo nominale, nasce dalla volontà del legislatore di considerare l'area alpina come una zona faunistica a sé stante (legge 157/92, art.11, comma 1), soggetta a norme più restrittive tese alla tutela dell'ecosistema (ad esempio le immissioni faunistiche possono essere attuate solo previo parere favorevole dell'ISPRA) nel rispetto delle consuetudini e delle tradizioni locali. I due istituti, dotati di propri organi di gestione, sono invece sostanzialmente assimilabili sotto il profilo tecnico. Per quanto riguarda il loro numero ed estensione, la legge quadro stabilisce il limite inferiore (almeno due ATC per provincia), lasciando quindi ampia libertà alle amministrazioni locali nell'organizzazione del territorio agro-silvo-pastorale, che di fatto hanno quasi sempre optato per la creazione di ATC e CA di grandi dimensioni (molte decine di migliaia di ettari). L'attuale organizzazione del territorio aperto alla caccia risente tuttavia dei trascorsi storici delle diverse regioni ed in alcuni casi ne rappresenta una diretta eredità. Nelle Alpi orientali ad esempio, il territorio provinciale è suddiviso in riserve comunali, subcomunali o intercomunali, con superficie generalmente pari a qualche migliaio di ettari, dove il diritto di caccia è riservato ai soli soci, in osservanza degli usi e delle consuetudini locali storicamente presenti.

La dimensione degli ATC/CA, che dovrebbe tenere conto anche delle caratteristiche ambientali e faunistiche dell'area, è un parametro cruciale da cui dipende la funzionalità di questi istituti dal punto di vista sia tecnico-funzionale sia amministrativo. Sotto il profilo tecnico, rimangono valide, in termini generali che tengono conto anche della gestione di altri gruppi diversi dagli Ungulati (Lagomorfi, Galliformi, ecc.), le dimensioni proposte da Spagnesi *et al.* (1992) che avevano suggerito estensioni comprese fra qualche migliaio di ettari ed un massimo di 10.000-15.000 ha. Sia pure con larga approssimazione, queste dimensioni corrispondono per quasi tutte le specie allo spazio occupato da unità di popolazione distinte su cui praticare la gestione e valutarne le conseguenze. Purtroppo, queste indicazioni non sono state generalmente recepite ed attualmente l'esistenza di ATC di estensione eccessiva comporta non poche difficoltà di gestione degli Ungulati e della fauna selvatica in genere. In tutte le realtà in cui sono state adottate unità di gestione di dimensioni analoghe a quelle proposte, si è potuto constatare un bilancio positivo fra i costi ed i benefici delle attività connesse con l'attuazione della programmazione e della prassi gestionale che determina il funzionamento dell'unità di gestione.

Limitatamente alla gestione degli Ungulati, alcune regioni hanno assai opportunamente previsto che ATC e CA siano ulteriormente ripartiti in distretti di dimensione adeguata alle caratteristiche ambientali e faunistiche del territorio ed alle conseguenti esigenze gestionali (Fig. 4.6). In alcuni casi essi risultano diversi in funzione della specie di riferimento mentre in altri non esiste una distinzione di questo tipo. Spesso l'unità minima è quella rappresentata dai distretti per la gestione del Capriolo che vengono accorpati per la gestione delle specie con maggiori esigenze spaziali. La gestione delle popolazioni si attua nei distretti, che nell'ambito della programmazione faunistico-venatoria rappresentano dunque l'unità territoriale di base. Nel caso del Cervo la gestione delle popolazioni deve ragionevolmente discostarsi da questo approccio, dal momento che la specie richiede

– come si vedrà in seguito - una diversa scala spaziale di programmazione degli interventi gestionali che nella maggior parte dei casi deve coinvolgere consorzi di distretti, a volte anche afferenti a diverse province.

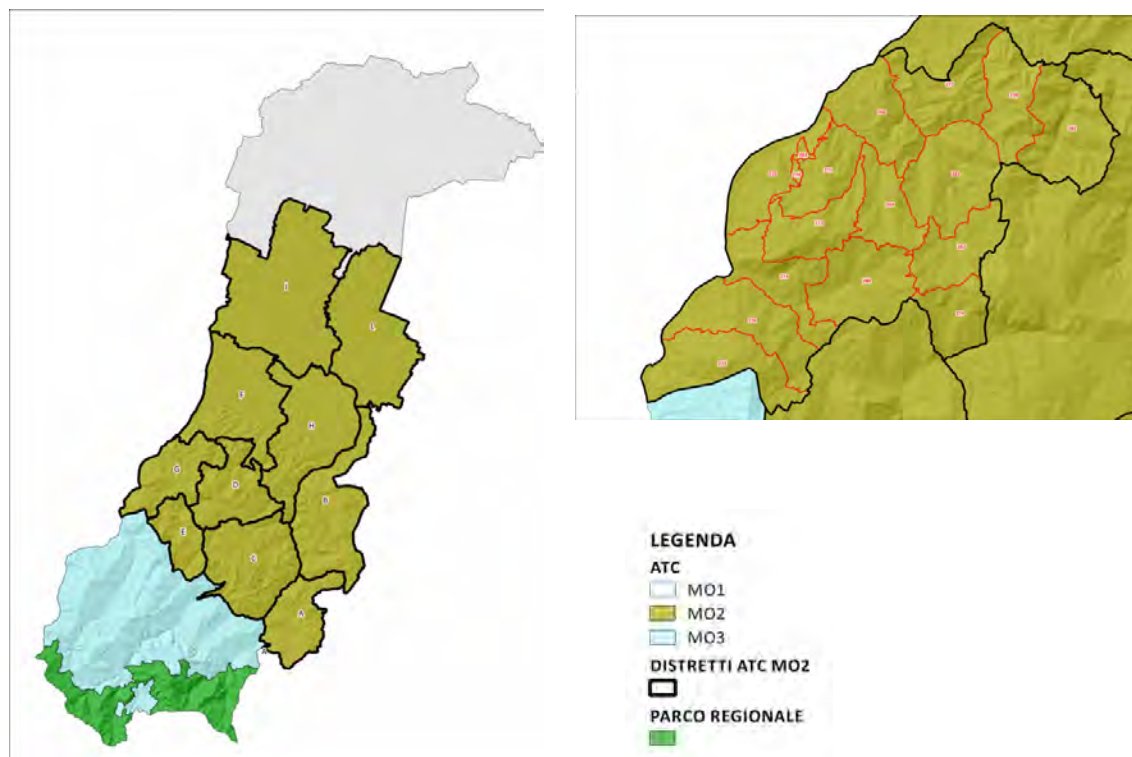


Figura 4.6 - Esempio di organizzazione delle unità territoriali per la gestione degli Ungulati, in questo caso Capriolo, nella Provincia di Modena. Sono evidenziati gli ATC e i distretti all'interno dell'ATC MO2; tali distretti sono ulteriormente ripartiti in unità territoriali di gestione (a sinistra) che includono un'unità di popolazione e dove si concentrano le attività di monitoraggio della consistenza e di prelievo (Provincia di Modena, Studio Geco).

Come già accennato, per quanto riguarda il territorio riservato alla caccia privata la legge 157/92 (art. 16) individua due istituti principali: le aziende faunistico-venatorie (AFV) e quelle agri-turistico-venatorie (AATV). Le prime concretizzano una concessione in favore di privati che, pur riservandosi il diritto esclusivo di caccia, devono assicurare una gestione conservativa della fauna, nell'ambito delle indicazioni degli strumenti di programmazione regionali e provinciali e rispettando i limiti posti dagli appositi regolamenti e dall'atto di concessione. Le aziende agri-turistico-venatorie, pensate per attuare il prelievo di fauna a scopo commerciale e di incentivo dell'economia agricola, debbono ricadere in aree caratterizzate da agricoltura svantaggiata e occupare preferibilmente territori di scarso interesse faunistico; in questa tipologia di azienda è possibile il prelievo della sola fauna proveniente da allevamento e ciò si concretizza sostanzialmente, nel caso degli Ungulati, nell'abbattimento di animali all'interno di aree recintate. Recentemente tuttavia la diffusione naturale degli Ungulati ha interessato largamente anche il territorio occupato dalle AATV, ponendo problemi di compatibilità delle conseguenti esigenze di prelievo venatorio con il rispetto del dettato normativo. Una possibile soluzione, già adottata da alcune amministrazioni, consiste nell'affidare la gestione degli Ungulati presenti nelle AATV al distretto dell'ATC in cui l'azienda ricade.

Accanto agli istituti, pubblici o privati, in cui è consentita la caccia, la legge 157/92 prevede l'istituzione di oasi di protezione, zone di ripopolamento e cattura, centri pubblici e privati per la riproduzione della fauna selvatica (art. 10, comma 8) funzionali alla gestione faunistico-venatoria complessiva, ma nei quali la caccia non è consentita. Nella Zona faunistica delle Alpi, soprattutto in passato, oasi di protezione dedicate al Camoscio ed allo Stambecco hanno svolto un ruolo importante nella conservazione di queste specie ed hanno favorito la conseguente ricolonizzazione del territorio limitrofo. Una funzione analoga hanno svolto alcune oasi di protezione e zone di ripopolamento e cattura nell'area appenninica per quanto riguarda il Capriolo ed il Cervo.

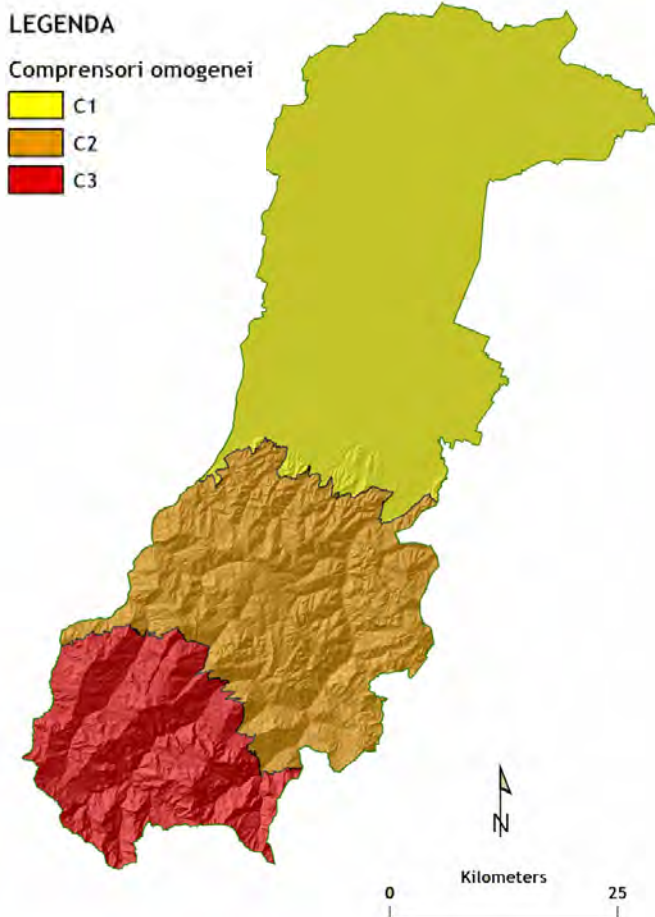


Figura 4.7 - *Comprensori omogenei (3) della Provincia di Modena. I comprensori comprendono aree omogenee sotto l'aspetto ambientale e faunistico. C1: comprensorio di pianura, C2: comprensorio di collina; C3 comprensorio di montagna (Provincia di Modena, Studio Geco).*

Le zone di ripopolamento e cattura (ZRC) sono generalmente istituite per favorire la produzione naturale della piccola selvaggina, e sebbene in passato abbiano svolto un ruolo analogo alle oasi nel determinare l'espansione degli Ungulati, attualmente in determinati contesti possono porre problemi all'applicazione delle opportune strategie di gestione per questa componente della fauna e pertanto un emendamento della norma che consentisse il prelievo venatorio selettivo in questi istituti risulta auspicabile (Par. 4.1.1).

Anche se la legge quadro nazionale non prevede altre tipologie di istituti di gestione, l'istituzione nell'ambito di territori destinati alla caccia programmata di aree a parziale divieto di caccia (per specie o per tempi) può risultare funzionale alla stabilizzazione delle specie ed all'incremento delle popolazioni. A questo tipo d'istituto sono riconducibili le aree di rispetto all'interno degli ATC e le aree di bramito, queste ultime dedicate specificamente alla gestione del Cervo. Le prime hanno sostanzialmente la stessa funzione delle ZRC e sono generalmente create per consentire l'insediamento e la riproduzione di nuclei di piccola selvaggina che, almeno temporaneamente, non può essere soggetta a prelievo venatorio; nelle aree di rispetto tuttavia la caccia rimane consentita per altre specie, in particolare per gli Ungulati.

Le aree di bramito sono generalmente caratterizzate da un'estensione variabile da 300-500 ha e sono funzionali alla stabilizzazione delle popolazioni attraverso la protezione di aree cruciali per la riproduzione della specie. L'istituzione delle aree di bramito inserite in ATC/CA – interdette per un congruo periodo di tempo a tutte le forme di caccia e possibilmente a tutte le forme di interferenza antropica – costituisce un importante strumento della gestione di una specie che risulta particolarmente sensibile al disturbo nella stagione riproduttiva.

Naturalmente accanto agli istituti a divieto di caccia previsti dalla 157/92 rivestono grande importanza a fini gestionali i Parchi Nazionali e il Sistema delle Aree Protette regionali, istituiti ai sensi della legge 394 del 6 dicembre 1991 ("Legge quadro sulle aree protette"), anche se non vanno taciuti i problemi di raccordo con la gestione attuata nei territori ad essi contigui in quanto amministrati da altre leggi, uffici e personale.

Gli istituti di tutela e quelli in cui è consentito l'esercizio della caccia previsti dalla legge 157/92 sono collocati in Comprensori omogenei (Legge 157/92, art. 10 c. 7, Fig. 4.7), in cui, nell'ambito del piano faunistico venatorio, viene organizzato il territorio su scala provinciale. I comprensori devono includere fasce di territorio omogenee sotto l'aspetto ambientale e faunistico in modo tale da rendere coerente la programmazione e la realizzazione degli interventi di gestione.

Le disposizioni in materia di organizzazione territoriale ai fini della gestione faunistica stabilite dalla legge nazionale sono state recepite dalle leggi emanate dalle singole regioni e frequentemente la traduzione in termini operativi si è realizzata attraverso la stesura di appositi regolamenti per la gestione degli Ungulati. Questo processo ha spesso generato una molteplicità di

termini diversi per indicare concetti simili. Al fine di garantire un linguaggio univoco e comune si suggerisce di utilizzare la terminologia adottata nelle presenti linee guida.

4.3.3 Identificazione delle unità territoriali funzionali alla gestione degli Ungulati

In linea teorica, l'unità di gestione dovrebbe rappresentare quella porzione di territorio occupata da un'unità di popolazione la cui dinamica risulta scarsamente influenzata da fenomeni di immigrazione ed emigrazione, in modo tale da facilitare le operazioni di gestione e avere la possibilità di verificarne gli effetti. In altri termini, l'estensione e la localizzazione delle unità di gestione deve avere un significato ecologico e al contempo risultare compatibile con le necessità di carattere più strettamente logistico ed organizzativo.

In linea di principio, i distretti di gestione dovrebbero contenere le "unità significativa di conservazione" (*Evolutionary significant unit*, ESU), definizione utilizzata per identificare i taxa prioritari (a livello di popolazioni e sottospecie) e meglio indirizzare gli sforzi di conservazione (ad esempio i programmi di *captive breeding* - Moritz 1994). Tuttavia la difficoltà ad identificare in modo corretto le ESU, rende di scarsa utilità il loro uso nel gestione della fauna, soprattutto nel caso di specie e popolazioni con ampia distribuzione e notevoli possibilità di scambio di individui. Più utile è, invece, utilizzare le "unità di gestione" (*management unit*, MU), ovvero segmenti di popolazione funzionalmente indipendenti, che possono essere identificate usando diversi strumenti o indicatori (*marker* genetici, caratteristiche riproduttive, comportamento e morfologia) e di conseguenza, sono appropriati per obiettivi gestionali o conservazionistici a breve termine (Moritz, 1994).

Benché del tutto corretto sotto il profilo teorico, risulta difficile adottare questo approccio nella prassi gestionale. E' infatti improbabile che siano disponibili risorse economiche sufficienti a caratterizzare sotto il profilo genetico le diverse unità di popolazione, anche solo restringendo l'interesse a quelle oggetto di prelievo

Un approccio più conveniente dal punto di vista pratico consiste, invece, nel prendere in considerazione alcuni elementi del paesaggio che limitano o impediscono i movimenti degli animali per l'individuazione delle unità territoriali funzionali alla gestione degli Ungulati; tale prassi trova riscontro anche nei dati di letteratura. Coulon *et al.* (2006) ad esempio hanno concluso che gli individui di Capriolo separati da barriere anche non del tutto invalicabili, quali autostrade e corsi d'acqua, potrebbero non appartenere ad una singola popolazione panmittica. Una differenziazione su base genetica è stata riscontrata anche per il Cervo nelle *highlands* scozzesi, dove i laghi costieri, i versanti montani, le strade principali e le foreste sono stati identificati come barriere al flusso genico (Perez-Espona *et al.* 2008).

L'esistenza di variazioni nella dinamica di popolazione degli Ungulati anche ad una scala spaziale relativamente ridotta in risposta alla eterogeneità ambientale induce a ritenere che la definizione delle unità di gestione sia possibile sulla base di criteri più strettamente ecologici. Nel Capriolo ad esempio, è stata rilevata una differenza nella sopravvivenza dei piccoli alla scala di *home range* materno (Pettorelli *et al.*, 2005) nonché l'esistenza di processi demografici diversi in ambiti di pochi chilometri quadrati (Pettorelli *et al.*, 2003, Focardi *et al.*, 2002), analoga situazione è stata rilevata anche in popolazioni di Cervo (Coulson *et al.*, 1999). Come già ricordato, l'organizzazione territoriale della gestione degli Ungulati deve tendenzialmente rispondere all'esigenza di collocare nello spazio un'unità di popolazione che possa essere gestita come fosse un'entità indipendente dal punto di vista demografico, un'entità la cui dinamica non è sostanzialmente condizionata da fenomeni di emigrazione ed immigrazione. L'unità di popolazione può dunque essere definita come "*un'unità biologica che può essere ragionevolmente descritta da tassi di nascita, di morte, rapporto sessi e ripartizione in classi di età*" (Caughley, 1977). Individuare in maniera univoca l'unità di popolazione comporta il vantaggio di poter quantificare e prevedere gli effetti del prelievo – e più in generale delle azioni di gestione messe in atto - sulla sua demografia. Caratteristiche ecologiche come la mobilità, la dimensione degli *home range* e le modalità di occupazione dello spazio nel ciclo annuale da parte di una popolazione sono elementi che dovrebbero orientare la scelta dell'estensione dell'unità territoriale di gestione. Dal momento che spesso gli individui si distribuiscono nello spazio con una certa continuità, nella pratica risulta più utile avere una chiara idea della relazione esistente fra i confini dell'area selezionata e il grado di discontinuità fra le aggregazioni di individui, affinché sia possibile comprendere a quale unità di popolazione sono riferiti i parametri misurati ed eventualmente apportare correttivi ai confini delle aree. In fase di programmazione, questi concetti debbono essere considerati fin dal momento in cui si delimitano le aree in cui realizzare il monitoraggio delle popolazioni.

Per specie generalmente altamente filopatriche come il Capriolo, unità territoriali pari a 1000 ettari sono spesso in grado di contenere vere e proprie unità di popolazione, anche se la presenza di popolazioni caratterizzate da dinamica indipendente è stata rilevata ad una scala territoriale ancora più ridotta (< 400 ha, Focardi *et al.*, 2002). Il Cervo invece è caratterizzato da un'elevata mobilità e la popolazione si distribuisce in genere in "areali pulsanti" che cambiano al variare delle stagioni nel ciclo annuale e ciò determina la necessità che le unità territoriali di gestione di questa specie siano caratterizzate da dimensioni assai maggiori. Nel caso del Cervo dunque per poter identificare l'unità di gestione è di vitale importanza conoscere la dinamica di occupazione dello spazio che caratterizza la popolazione nel ciclo annuale. In molte realtà territoriali italiane la specie mostra un'occupazione dello spazio peculiare, con le aree di bramito oppure quelle di svernamento disgiunte da quelle stabilmente occupate nel resto dell'anno, circostanza che dovrebbe determinare un'elevata estensione delle corrispondenti unità di gestione.

Per le medesime ragioni, nel caso del Cervo le stesse attività di monitoraggio andrebbero estese in tutto o in parte anche alle aree protette (istituite ai sensi sia della legge 157/92, sia della legge 394/91), pur mantenendo il prelievo venatorio, in ossequio alle norme vigenti, solo al di fuori di tali aree. Per questa specie la gestione complessiva va programmata per vaste unità territoriali di gestione ("comprensori cervo" da non confondersi con i CA ed i "comprensori omogenei" di cui alla legge 157/92, art. 10, comma 7), in grado di comprendere tutte le parti dell'areale utilizzate nelle diverse stagioni, mentre la distribuzione e la realizzazione del piano di prelievo è bene siano organizzate in distretti all'interno dei comprensori (Fig. 4.8). In questo modo si favorisce il legame dei cacciatori con un territorio ben conosciuto con indubbi riflessi positivi sulla efficienza di prelievo. I distretti finalizzati alla gestione del Capriolo e del Cervo possono essere un sottoinsieme del comprensorio destinato alla gestione del Cervo, rendendo così più agevoli alcune attività di programmazione. Il prelievo calibrato sulla dimensione della popolazione che occupa il comprensorio di gestione sarà modulato nei diversi distretti sia in funzione della superficie relativa utile alla specie, sia in considerazione di elementi di carattere economico e sociale.

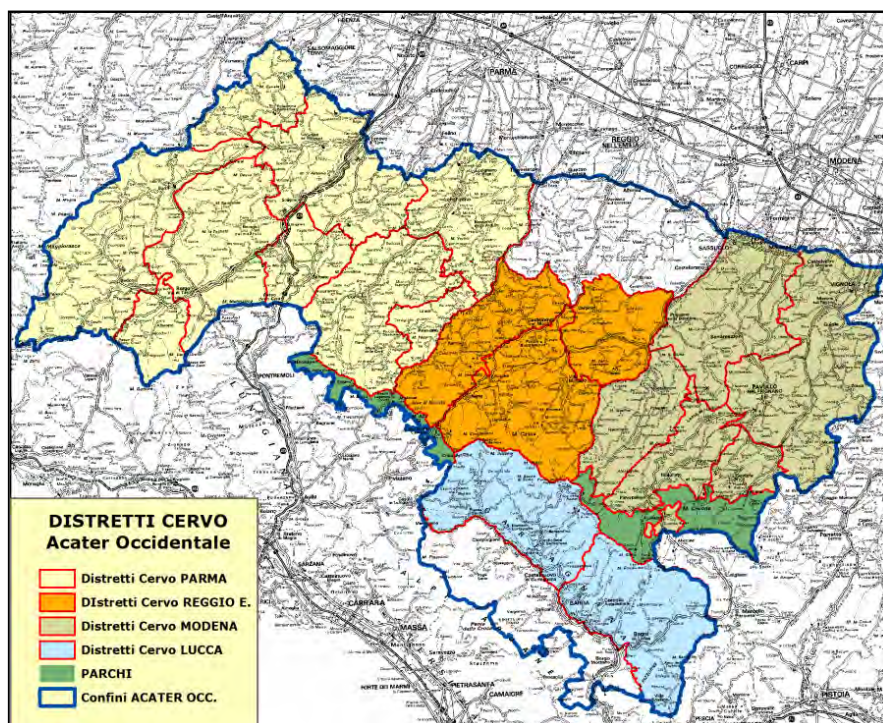


Figura 4.8 - Comprensorio di gestione del Cervo. La popolazione si distribuisce in quattro province, il cui coordinamento è necessario per le attività connesse alla gestione della specie. Nell'ambito di ciascuna provincia, il territorio ai fini del prelievo è suddiviso in distretti che possono coincidere con uno o più distretti definiti per il Capriolo.

La gestione del Cervo nelle AFV non può invece prescindere da quella in cui la specie viene sottoposta nel territorio limitrofo e pertanto risulta indispensabile che la gestione venga concertata con gli istituti confinanti. Questo implica un efficiente coordinamento sia nella realizzazione del monitoraggio che nella ripartizione del prelievo, che sarà attribuito in funzione della superficie utile alla specie presente in ciascun istituto.

Nel caso del Camoscio, dello Stambecco e del Muflone, tendenzialmente l'unità territoriale di gestione può coincidere con il massiccio montuoso occupato dalle popolazioni, nella considerazione che i fondovalle rappresentano generalmente efficaci barriere per il movimento degli individui. Considerate le peculiarità sopra evidenziate è in molti casi opportuno che le unità di gestione per i Cervidi ed i Bovidi non siano del tutto coincidenti, ma piuttosto complementari.

Analogamente a quanto avviene in fase di programmazione delle unità territoriali, anche le modalità di attuazione della prassi venatoria devono tenere in debito conto le caratteristiche ecologiche delle diverse specie. Per il Capriolo nelle aree appenniniche e mediterranee la gestione dovrebbe prevedere uno stretto legame fra aree di monitoraggio e di prelievo, poiché in questo modo è possibile valutare – ad una scala spaziale conveniente per la specie – la risposta della popolazione, fornendo così gli elementi utili a calibrare le azioni successive coerentemente con gli obiettivi fissati. Più complicata si presenta la situazione dove le popolazioni possono mostrare un comportamento migratorio, come nei contesti alpini. Nella maggioranza dei casi tale legame non ha invece alcun fondamento per una specie come il Cervo, in virtù dei vasti territori visitati dalla specie nel corso del suo ciclo annuale e generalmente non coincidenti con le aree in cui si realizza il monitoraggio.

Sulla base di quanto esposto in precedenza, l'organizzazione del territorio per la gestione degli Ungulati risulta necessariamente un'operazione complessa. L'estensione dell'unità di gestione deve conciliare requisiti di tipo operativo (confini naturali e/o artificiali ben identificabili, agevole organizzazione delle attività di monitoraggio, realizzazione del prelievo, dislocazione dei centri di controllo dei capi abbattuti, ecc.) e caratteristiche ecologiche delle popolazioni. Inoltre, i confini amministrativi, provinciali e regionali, condizionano necessariamente l'organizzazione territoriale delle unità di gestione, anche se per alcune specie in diversi contesti locali il superamento dei limiti amministrativi è un requisito fondamentale per la corretta gestione. La struttura qui proposta è gerarchica e proiettata su una scala spaziale decrescente che nel suo complesso concilia per quanto possibile – in una visione adattativa e pertanto dinamica – esigenze di carattere ecologico – che sono prioritarie - amministrativo, logistico ed operativo.

In tabella 4.1 sono forniti valori indicativi di superficie dei distretti e comprensori di gestione in funzione della specie. Ai fini della realizzazione del monitoraggio, i distretti possono essere ulteriormente suddivisi in aree funzionali all'applicazione delle tecniche ritenute più opportune per ciascuna specie e in relazione al contesto ambientale.

In fase di programmazione gli obiettivi della gestione degli Ungulati, per ciascun distretto o comprensorio, devono essere chiaramente identificati. Laddove si realizza un utilizzo venatorio delle popolazioni dovrebbero essere indicate le densità obiettivo (Par. 4.4.4) che si desidera raggiungere e mantenere sulla base del tipo di uso del suolo, del livello di tollerabilità degli impatti sulle attività antropiche nonché del grado di risoluzione dei metodi di monitoraggio adottati.

Tabella 4.1 - Estensione indicativa di riferimento delle unità territoriali di gestione per ciascuna specie. Le superfici sono espresse in ettari. Per i dettagli si veda il testo.

Specie	Comprensorio	Superficie del distretto (in ha)	
		Alpi	Prealpi/Appennino e aree mediterranee
<i>Capriolo</i>		2.000-10.000	1.000-5.000
<i>Cervo</i>	20.000-120.000		5.000-20.000
<i>Daino</i>			1.000-10.000
<i>Muflone</i>		5.000-10.000	1.000-5.000
<i>Camoscio</i>	Massiccio montuoso	5.000-10.000	-
<i>Stambecco</i>	Massiccio montuoso	5.000-10.000	-

4.4 Modelli di idoneità ambientale ed agroforestale

Lo sviluppo di modelli di idoneità ambientale è divenuta una pratica sempre più utilizzata nella programmazione della gestione faunistica. Le carte tematiche che ne derivano sono divenute un importante strumento di supporto sia per quanto attiene l'organizzazione territoriale (individuazione dei comprensori omogenei e delle diverse unità di gestione) sia per quanto attiene la programmazione della prassi gestionale rivolta alle singole specie. La base dati minima coincide con la cartografia di uso del suolo disponibile alla quale si aggiungono numerosi altri importanti tematismi come altimetria, reticolo idrografico, rete stradale, ecc. che permettono lo sviluppo di modelli con diversi livelli di dettaglio. Lo sviluppo dei modelli genera carte tematiche di scala e valore informativo diversi – suddivisione del territorio in unità ambientali omogenee da una parte e carte delle vocazioni faunistiche dall'altra – ma utilizzate poi in maniera sinergica per stabilire le direttive di gestione applicabili a ciascuna specie.

4.4.1 Il territorio agro-silvo-pastorale ed il catasto ambientale

L'organizzazione territoriale finalizzata alla gestione faunistico-venatoria è stabilita dalla legge nazionale 157/92, che indica il territorio agro-silvo-pastorale (TASP) come la porzione della superficie di ciascuna regione alla quale riferire la relativa pianificazione (art.10, comma 1). Nell'ambito del TASP debbono essere individuati e localizzati i diversi istituti già menzionati nel par. 4.3.2.

La definizione del TASP in modo certo ed univoco è di fondamentale importanza poiché, a questa si riferiscono alcuni significativi parametri della pianificazione faunistico - venatoria, quali:

- ▶ la percentuale di superficie destinata agli istituti finalizzati alla protezione della fauna¹⁰ di cui fanno parte sia aree precluse alla caccia per effetto di altre leggi (in particolare la legge n. 394 del 1991) sia gli istituti in cui vige il divieto di caccia previsti dalla stessa legge 157/92 (art. 10, comma 3);
- ▶ il numero e l'estensione relativa degli istituti a gestione privata (applicazione di una quota massima di territorio destinabile a AFV e ATV);
- ▶ il numero di cacciatori ammissibili negli ATC e nei CA (applicazione del coefficiente di densità venatoria (art.14, comma 3).

L'interpretazione del termine “agro-silvo-pastorale” fornita dall'INFS successivamente all'entrata in vigore della legge superava la sua interpretazione letterale, che avrebbe determinato l'esclusione di porzioni di territorio di rilevante interesse faunistico (ad esempio, i corsi d'acqua, gli improduttivi, gli incolti, i calanchi, le rocce etc.) evidenziando che la gestione faunistica andava invece estesa a tutto il territorio idoneo alla fauna (Spagnesi *et al.*, 1992). Tale accezione mantiene la sua validità, avvalorata anche dalla recente espansione dell'areale di specie quali il Cervo ed il Capriolo e dall'occupazione di nuovi territori da parte di molte specie di Ungulati. Il TASP deve essere definito nell'ambito dei piani faunistico-venatori, dove è riportata la modalità di calcolo secondo indicazioni fornite dall'amministrazione competente. In generale, devono escludersi dal calcolo del TASP le aree improduttive di origine antropica (aree urbanizzate ed infrastrutture lineari come strade, ferrovie, canali con sponde artificiali e spazi accessori).

Non è possibile fornire regole generalizzabili di maggior dettaglio, in particolare in relazione alle modalità di esclusione di alcune tipologie ambientali teoricamente ascrivibili alla categoria “improduttivo naturale” (ad es. roccia nuda, ghiaieti, nevai), che devono invece essere valutate in relazione a ciascun caso specifico. Ad esempio, per quanto attiene la definizione delle aree urbanizzate, i fabbricati rurali sparsi, ma anche i piccoli insediamenti rurali, potrebbero non rappresentare una forte limitazione alla distribuzione della fauna, ivi inclusa quella ungulata.

Le aree non ricomprese nel TASP non dovrebbero essere comunque ricomprese nella quota minima da destinare alle aree di protezione della fauna. Infatti, sebbene in tali aree non sia consentita l'attività venatoria, non è operante al contempo una “*regolamentazione intesa ad agevolare la sosta*

¹⁰ Il territorio agro-silvo-pastorale di ogni regione è destinato per una quota dal 20 al 30 per cento a protezione della fauna selvatica, fatta eccezione per il territorio delle Alpi di ciascuna regione, che costituisce zona faunistica a sé stante ed è destinato a protezione nella percentuale dal 10 al 20 per cento (art.10 c. 3)

della fauna, la riproduzione, la cura della prole”, come invece avviene negli istituti di protezione (Consiglio di Stato, sentenza n. 4972 del 21 Maggio 2002).

La definizione del TASP si basa sui dati di catasto ambientale, a sua volta costruito integrando informazioni cartografiche e dati ambientali georeferenziati in ambiente GIS (*Geographic Information System*), uno strumento che assolve in modo rapido alle funzioni di classificazione del territorio e calcolo delle superficie delle categorie ambientali di interesse.

Il programma Corine (*Coordinated Information on the European Environment*,) Land Cover (European Environmental Agency, 2000) ha realizzato una carta di uso del suolo al fine di acquisire e divulgare in forma standardizzata le informazioni relative allo stato delle risorse naturali e dell'uso del suolo a livello europeo. Tuttavia il programma Corine è caratterizzato da una bassa risoluzione ed ha selezionato un numero limitato di tipologie ambientali. Risulta quindi utile la produzione di carte di uso del suolo che, pur mantenendo le specifiche dei livelli del Corine LC, utilizzino sottocategorie in grado di rappresentare meglio le peculiarità ambientali a livello locale. La base cartografica per l'elaborazione del TASP dovrebbe garantire la disponibilità di dati accurati e la possibilità di rapidi aggiornamenti, in considerazione della rapidità del cambiamento quali-quantitativo cui è soggetto il TASP a causa dell'incremento dell'urbanizzazione e delle infrastrutture.

Le tradizionali metodologie di aggiornamento e produzione cartografica si basano su immagini ottenute mediante voli fotogrammetrici ma negli ultimi anni la messa in orbita di satelliti (ad esempio, Quickbird, le cui immagini sono visualizzate da *Google Earth*) dotati di sensori che permettono l'acquisizione di immagini in modalità pancromatica multi spettrale ad alta risoluzione (0,6-2,5 m nel pancromatico e 2,4-5 m nel multi spettrale) ha fornito la possibilità di elaborare cartografie a media scala – 1:25.000 e 1:10.000 – con maggior dettaglio e precisione geometrica, ottenute attraverso la fotointerpretazione delle immagini satellitari. Queste possono costituire la base per la redazione di carte dell'uso del suolo, successivamente integrate con carte tematiche relative ad infrastrutture viarie, idrografia e altimetria, utili per la produzione di numerose altre carte tematiche. Una cartografia digitale con queste caratteristiche risulta estremamente utile in sede di stesura degli strumenti di pianificazione (carte regionali delle vocazioni faunistiche, piani faunistico-venatori), per aggiornare la programmazione alle rapide modificazioni degli ambienti nonché per sviluppare modelli predittivi che tengano conto anche dell'effetto ambientale dei mutamenti climatici.

Infine, occorre sottolineare che le cartografie prodotte da regioni confinanti dovrebbero essere facilmente integrate per gli scopi programmatici ed operativi rivolti alla gestione di popolazioni condivise, operazione che presuppone un coordinamento da parte delle Amministrazioni competenti.

4.4.2 I modelli di idoneità ambientale e la Superficie Utile alla Specie – SUS

Tutti i metodi che sviluppano modelli di idoneità ambientale si basano sul rilevamento delle relazioni esistenti fra caratteristiche dell'habitat e la presenza o l'abbondanza delle specie. Le misure rilevate sulle tipologie ambientali sono messe in relazione con le esigenze ecologiche delle specie di interesse. Tali relazioni vengono esplicitate attraverso lo sviluppo di modelli matematici che conducono ad una formulazione della relazione specie-ambiente che si propone di evidenziare il peso delle diverse variabili ambientali nel determinare la distribuzione/abbondanza delle specie.

I modelli qualitativi dell'habitat – conosciuti anche come multi criterio – si basano sulla individuazione di attributi che identificano il livello di idoneità di un determinato habitat in funzione della specie. Tale idoneità è stabilita in base a rilievi di campo o, più frequentemente, su valutazioni non oggettivabili in maniera quantitativa (“opinione dell'esperto”). A ciascuna delle tipologie ambientali potenzialmente rilevanti viene assegnato un peso che riflette il giudizio espresso dall'esperto sulla sua importanza relativa per la presenza della specie.

I più comuni modelli di questo tipo sono rappresentati dagli *Habitat Suitability Index*, HSI. Sviluppati agli inizi degli anni ottanta dall'*United States Fish and Wildlife Service* (1981); essi si basano su una procedura di valutazione dell'habitat che assegna ad un selezionato set di variabili ambientali - considerate importanti per la sopravvivenza e la riproduzione della specie – un indice di idoneità su scala 0-1 per ciascuna variabile. Successivamente, a ciascuna variabile critica viene assegnato un peso e gli indici di idoneità relativi a ciascuna variabile vengono combinati in un singolo indice sintetico di idoneità dell'habitat (HSI). La scelta della modalità di combinazione dei singoli indici dovrebbe basarsi sulla comprensione dei meccanismi di dipendenza della specie dal proprio habitat.

Molti autori hanno evidenziato i numerosi limiti degli HSI, legati alla mancata considerazione della correlazione esistente fra le variabili ambientali o al fatto che, essendo gli indici basati su opinioni di esperti, non esistono evidenze empiriche che colleghino l'habitat al successo demografico della specie (Lindenmayer & Burgman 2005). Di fatto l'unico modo per validare la capacità predittiva di tali modelli è quello di confrontare le previsioni ottenute con nuove osservazioni di campo. Tuttavia gli HSI consentono una rapida e facile applicazione e possono tenere conto di fonti di conoscenza quali l'esperienza e il giudizio di un esperto che difficilmente possono essere incorporate in modelli matematici più elaborati. L'applicazione di tali indici può dunque costituire una forma di analisi preliminare per evidenziare lacune conoscitive e/o prevedere l'impatto di cambiamenti ambientali, da testare successivamente in modo più rigoroso (Lindenmayer & Burgman 2005). La formulazione dei modelli per i vertebrati italiani prodotta nell'ambito della Rete Ecologica Nazionale (REN, Boitani *et al.*, 2002) ha adottato questo approccio, classificando l'idoneità per gli Ungulati delle diverse categorie ambientali, riferite al Corine Land Cover livello 3, secondo punteggi di idoneità ambientale (0: non idoneo; 1: bassa idoneità; 2: media idoneità; 3: alta idoneità).

Pur nei limiti di tali modelli di tipo deterministico, legati non da ultimo alla soggettività della valutazione, le opinioni degli esperti categorizzate in punteggi hanno un importante valore sintetico e consentono di ottenere una valutazione generale di base particolarmente utile se il modello è formalizzato su ampia scala.

I modelli statistici rappresentano invece un'alternativa che tende ad esaminare su una base più oggettivamente quantificabile la relazione esistente fra habitat e/o elementi del paesaggio e specie. L'analisi avviene applicando un set di procedure noto come GLM *Generalized Linear Models* e GAM *Generalized Additive Models* ed includono analisi particolarmente adatte alla modellistica, quali ad esempio la regressione logistica e quella di Poisson. Fra i modelli disponibili occorre anche citare i modelli ENFA (*Ecological Niche Factor Analysis*, Hirzel *et al.*, 2002, 2007) e MAXENT (*Maximum Entropy*, Phillips *et al.*, 2006) e BIOMOD (Thuiller *et al.*, 2009) che si basano sul solo trattamento dei dati di presenza, eliminando i problemi relativi alla difficoltà di riconoscere la reale assenza della specie (falsi negativi); per tali modelli sono stati sviluppati specifici programmi *open source* o routine sulla piattaforma R.

Senza entrare in una descrizione dettagliata (per la quale si rimanda alla letteratura specializzata), basterà dire che questi modelli descrivono, attraverso un'espressione matematica, la relazione esistente fra un set di variabili ambientali e la presenza di una specie. In questi casi l'indicatore d'idoneità può essere rappresentato ad esempio dalla presenza rilevata o dalla densità di popolazione. In linea generale è raccomandabile utilizzare un numero contenuto e selezionato di variabili ambientali (esplicative) al fine di evitare la produzione di modelli con scarso valore generale. Inoltre, occorre ricordare che un modello caratterizzato da una buona capacità esplicativa non necessariamente ha buona capacità predittiva. In tal senso il metodo migliore per valutare la potenza predittiva di un modello è quella di testarla con dati indipendenti. Infine, occorre ricordare che qualsiasi modello sarà caratterizzato da buone capacità predittive solo se la sua formulazione è stata originata da un'adeguata conoscenza del fenomeno biologico e da un corretto trattamento del processo statistico.

L'applicazione dei modelli sopra menzionati dovrebbe condurre alla definizione della Superficie Utile alla Specie (**SUS**), che rappresenta la superficie di riferimento per il calcolo delle densità di popolazione, a partire dai dati di consistenza ottenuti mediante i monitoraggi annuali.

Lo sviluppo dei modelli di idoneità si è andato perfezionando negli ultimi anni; ove applicati essi consentono una più oggettiva individuazione dell'area potenzialmente idonea ad ospitare le specie e, in questo ambito, dei gradienti di densità di popolazione prevedibili. Nel periodo antecedente l'affermarsi dell'uso dei modelli di idoneità, o comunque nel periodo necessario affinché questi divenissero una procedura di uso consolidato da parte degli enti competenti, si è fatto ricorso a quantificazioni che, per quanto grossolane, forniscono una base utile per la determinazione della SUS. Per il Capriolo ed il Cervo questa misura è ottenuta sommando le superfici di boschi, aree a cespugli, prati e pascoli, coltivi e la superficie dell'improduttivo, quest'ultima corretta per un fattore numerico di 0,25, secondo la seguente espressione:

$$\text{S.U.S. Capriolo/Cervo} = \text{AB} + \text{APP} + \text{AC} + 0,25\text{AI}$$

Nel caso del Camoscio, vengono incluse le categorie ambientali di maggior interesse per la specie:

$$\text{S.U.S. Camoscio} = 0,5 \text{ALM} + 0,75 \text{ABC} + \text{APP} + \text{AI}$$

dove:

AB: superficie delle formazioni boschive e a cespugli
ABC: superficie dei boschi di conifere
ALM: superficie dei boschi di latifoglie e misti
APP: superficie delle aree di prato-pascolo
AC: superficie delle coltivazioni (seminativi)
AI: superficie improduttivo naturale

In considerazione del progresso tecnologico e della disponibilità di nuove procedure analitiche atte a identificare ed a quantificare l'estensione delle superfici idonee ad ospitare le diverse specie, la formula speditiva sopra riportata dovrebbe essere abbandonata per passare rapidamente all'utilizzo di modalità più appropriate (GIS e sviluppo di modelli di idoneità).

4.4.3 Le potenzialità del territorio per le diverse specie

L'idoneità dell'habitat per le specie si definisce come la capacità di fornire le risorse necessarie per la sopravvivenza e la riproduzione; l'habitat idoneo è dunque quello che provvede a soddisfare tutte le esigenze biologiche di una specie e consente la permanenza delle popolazioni nel lungo termine. Le indicazioni che seguono hanno il semplice scopo di fornire una descrizione generale delle preferenze ambientali delle diverse specie, mentre per lo sviluppo di modelli risulterebbe necessaria una trattazione di assai maggiore dettaglio, che esce dagli scopi del presente lavoro.

Le esigenze delle specie di Ungulati presenti nel nostro Paese sono per molti aspetti simili, come confermato anche dall'ampia sovrapposizione dei loro areali. Alcune, come il Capriolo, sono molto plastiche, presentando una distribuzione ecologica pressoché continua che va dalla macchia mediterranea costiera alle praterie dell'orizzonte alto-alpino ed attraversa tutto il gradiente altitudinale e vegetazionale compreso tra questi estremi. Il Capriolo preferisce utilizzare le fasce di ecotono tra bosco-macchia e praterie-coltivazioni, pertanto alcune caratteristiche del paesaggio che descrivono la complessità strutturale della matrice ambientale contribuiscono ad aumentare l'idoneità di un territorio. La specie è spesso associata alle prime fasi della successione secondaria della vegetazione forestale, caratterizzate da una maggiore diversità strutturale e di specie, nonché ricche di risorse trofiche. La persistenza e la profondità del manto nevoso rappresentano invece un forte limite alla presenza della specie, come dimostra anche la correlazione inversa esistente fra profondità della neve e sopravvivenza degli individui, indipendentemente dalla classe d'età riscontrata in diversi studi (Fruzinski & Łabudzki, 1982; Gaillard *et al.*, 1993). L' "optimum ecologico" per la specie coincide con un elevato grado di frammentazione e dispersione delle diverse tipologie ambientali, condizione che nel nostro Paese si riscontra prevalentemente nella fascia collinare media in corrispondenza di entrambe le principali catene montuose. Boschi estesi di latifoglie, unitamente al limite altitudinale che incide sulla permanenza del manto nevoso, condizioni che tipicamente corrispondono alle fasce alto appenniniche ed alpine, determinano invece un'idoneità ambientale complessivamente inferiore per questa specie. Degna di menzione è la recente (ri)colonizzazione di parte della Pianura Padana, un ambito geografico-ambientale caratterizzato da un elevato grado di antropizzazione e da ambienti forestali con una superficie complessiva ridottissima e fortemente frammentata (Fontana & Lanzi 2011; Mantovani, 2008): l'occupazione di questi territori, evidenzia la notevole capacità di adattamento di questo Cervide.

Il Cervo accetta meglio del Capriolo un habitat relativamente poco diversificato e frammentato. In Italia frequenta di preferenza i boschi di latifoglie o misti alternati a vaste radure e pascoli, ma si trova anche nelle foreste di conifere, nelle boscaglie ripariali dei corsi d'acqua e, in Sardegna, nella tipica macchia mediterranea. La stessa popolazione può utilizzare ambienti diversi nel corso del ciclo annuale, ad esempio lungo un gradiente altitudinale. Alcuni autori hanno riscontrato una preferenza per i boschi in cui si realizza la compresenza di conifere e latifoglie, selezionati in funzione della proporzione di conifere in modo differente nelle stagioni. Durante l'inverno i boschi con elevata proporzione di conifere offrirebbero condizioni microclimatiche migliori (Debeljak *et al.*, 2001) mentre d'estate boschi caratterizzati da una minor proporzione di resinose sarebbero preferiti dalle femmine in allattamento, in virtù della quantità e della qualità delle risorse trofiche rappresentata dalla disponibilità di erba e cespugli con rigenerazione (Clutton-Brock *et al.*, 1982). Nella regione alpina, dove l'inverno rappresenta il principale fattore limitante, assumono particolare importanza le aree di svernamento, che si identificano con versanti esposti a sud e sono caratterizzate da aree boscate in grado di offrire riparo dal freddo e dal vento. Contrariamente a quanto avviene per il Capriolo, il

Cervo risulta particolarmente sensibile al disturbo causato dall'uomo e dalle sue attività, che possono condizionare fortemente la distribuzione della specie. Soprattutto in condizioni di forte innevamento il disturbo antropico, in particolare quello imprevedibile, può contribuire ad un aumento della mortalità. In risposta al disturbo, gli individui possono frequentare boschi con aree caratterizzate da fitto rinnovamento, che offrono adeguato rifugio e tranquillità.

Il Daino è un Cervide proprio dei climi temperati e caldi e pertanto mal sopporta i climi rigidi e le precipitazioni nevose. Benché il suo habitat originale sia caratterizzato da vegetazione mediterranea con alternanza di macchia e bosco aperto, la specie ha mostrato un'elevata capacità di adattamento ad un ampio spettro di ambienti, ad eccezione di quelli alpini. In Italia, occupa boschi costieri e la macchia mediterranea, ma è presente anche in ambienti collinari con boschi di latifoglie fino a 1300 m slm.

In linea generale, la presenza di superfici aperte frammiste al bosco aumenta l'idoneità degli ambienti forestali per tutti i Cervidi, grazie ad un incremento del grado di ecotono e dell'offerta alimentare.

Il Camoscio è un tipico abitante dell'orizzonte montano, subalpino e alpino. L'occupazione dell'habitat è spesso diversificata nel corso delle stagioni, anche con differenze nelle classi sociali, ma in generale la specie è legata alle aree forestali di conifere e latifoglie interrotte da pareti rocciose con cenge inerbite, alle praterie primarie oltre il limite della vegetazione arborea ed alle boscaglie di pino mugo ed ontano. La fascia altitudinale frequentata è generalmente compresa fra 1000 e 2500 m slm anche se, a conferma d'un certo grado di adattabilità, è stata riscontrata la colonizzazione spontanea di aree boscate di bassa montagna (400-500 m slm) e addirittura di aree prossime al livello del mare (Carso triestino), dove sembra comunque importante la percentuale di roccia esposta.

L'habitat elettivo dello Stambecco si sovrappone ampiamente a quello già descritto per il Camoscio. Il *range* altitudinale è piuttosto ampio, essendo generalmente disgiunti l'areale estivo (2.300 – 3.200 m slm) e quello invernale (1.600 – 2.800 m slm). Le precipitazioni nevose influenzano la dinamica di popolazione, la sopravvivenza invernale è infatti influenzata dalla quantità di neve caduta al suolo (Grøtan *et al.*, 2008; Jacobson *et al.*, 2004; Sæther *et al.*, 2007) e questa variabile sembra essere un fattore chiave in grado di limitare la crescita delle popolazioni. Per lo svernamento, è rilevante la disponibilità di versanti estesi esposti a sud e a sud-ovest e con pendenze medie (35-45°), dove la neve tende a sciogliersi più rapidamente (Grignolio *et al.*, 2004). Le pareti rocciose e le praterie d'alta quota rappresentano habitat d'elezione per la specie, mentre le formazioni forestali chiuse sono raramente frequentate.



Figura 4.9 - Le aree aperte con vegetazione erbacea sono frequentate contemporaneamente da più specie di Cervidi – Foto di Andrea Dal Pian.

Il Muflone è una specie adattata agli ambienti collinari e di bassa montagna. Occupa generalmente terreni aperti, ma mostra una maggior predilezione per le zone boscate, con presenza di consistenti affioramenti rocciosi, con cui mantiene sempre un legame molto forte essendo utilizzate

dalla specie come aree di fuga e rifugio. In Italia continentale la specie si è adattata ad un notevole ventaglio di ambienti fino 2500 m di altitudine. In inverno può compiere spostamenti, anche consistenti, in risposta all'innevamento, mal tollerato dalla specie.

4.4.4 Le densità obiettivo

Una volta individuate le potenzialità del territorio e determinato l'areale effettivo e quello potenziale per ciascuna specie, ai fini della programmazione faunistica è utile definire un valore di riferimento che stabilisca la densità ritenuta desiderabile nel territorio sottoposto a caccia programmata. Tale valore è utilizzato come obiettivo da raggiungere o mantenere attraverso gli opportuni strumenti gestionali, in coerenza col dettato normativo (legge 157/92, art. 10, comma 1) che prevede il conseguimento delle densità ottimali per le varie specie, sia attraverso interventi di riqualificazione ambientale sia attraverso il prelievo venatorio.

In genere il valore della densità obiettivo viene identificato con la "densità agro-forestale" che dovrebbe rendere compatibile, a livello di ciascun distretto di gestione, la presenza della fauna ungulata con le attività antropiche, in particolare quelle di carattere economico, e con il rinnovo forestale. La "densità biotica" invece esprime la densità che ciascuna specie può raggiungere considerando esclusivamente i fattori limitanti naturali che ne condizionano la dinamica e risulta spesso superiore a quella stabilita dal gestore utilizzando criteri socio-economici.

La definizione della densità obiettivo assume un significato importante nella gestione degli Ungulati, in particolare nei contesti geografico-ambientali ove l'estesa presenza di coltivazioni passibili di danneggiamento determina una diminuzione del livello di idoneità ambientale secondo un'accezione condizionata dalla valutazione del potenziale conflitto (Fig. 4.10). In questo contesto il prelievo periodico di una parte delle popolazioni realizzato attraverso l'attività venatoria rappresenta uno strumento di attuazione delle politiche di gestione faunistica.

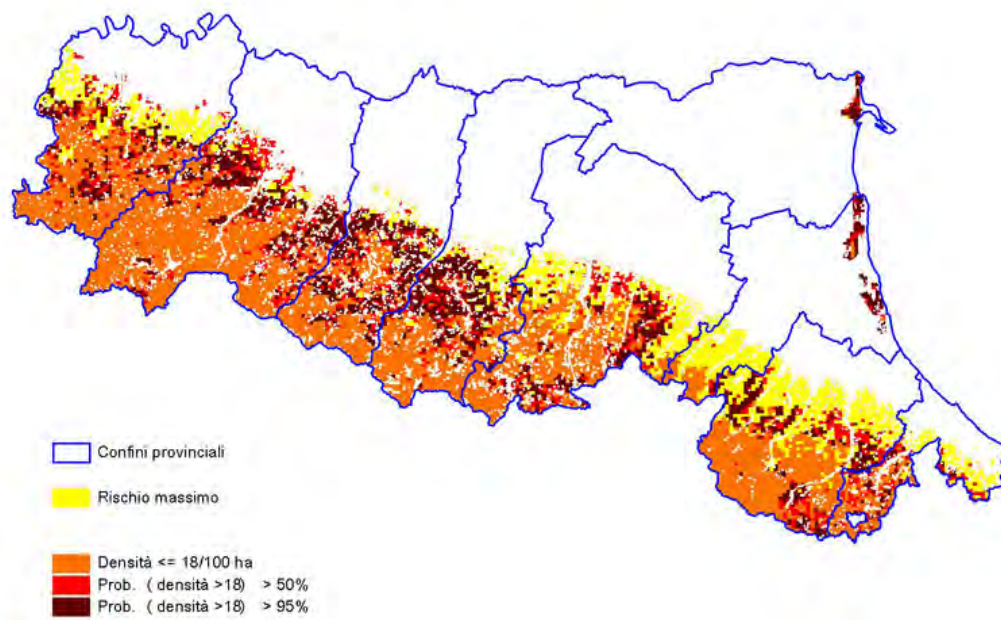


Figura 4.10 - Carta che mostra la classificazione del territorio regionale dell'Emilia Romagna in funzione del rischio agroforestale utilizzata per la programmazione delle densità obiettivo per la specie Capriolo. In tutta l'area di pianura è definita una densità obiettivo tendente a zero, mentre nelle fasce collinari e montane la densità obiettivo è stabilita in funzione del grado di rischio (Carta delle vocazioni faunistiche dell'Emilia Romagna, aggiornamento 2013 – S.T.E.R.N.A., Regione Emilia Romagna).

Solitamente la densità obiettivo si esprime attraverso un intervallo di valori generato da una valutazione congiunta di dati riguardanti le colture (tipologia, distribuzione, densità ed incidenza dei danni) ed il livello di presenza faunistica (densità di popolazione) ed è quindi estremamente variabile in funzione dei diversi contesti ambientali e nel tempo. Esistono tuttavia alcuni elementi di principio che devono essere considerati nella sua formulazione; in particolare:

- ▶ le densità obiettivo devono essere coerenti con le effettive caratteristiche del territorio per quanto attiene l'uso del suolo; pertanto, appare inopportuno fissare valori di densità molto inferiori a quella biotica nei contesti a scarsa valenza agricola o dove non sussistano dati sperimentali a supporto dell'esistenza di un danno effettivo alla rinnovazione forestale;
- ▶ affinché sussista coerenza tra la programmazione e l'attuazione delle direttive di gestione a livello locale, le densità obiettivo devono essere stabilite tenuto conto delle modalità, del periodo nel ciclo annuale e della scala con cui viene effettuata la valutazione quantitativa delle popolazioni e della variabilità ad essa associata.

4.4.5 La gestione dei Cervidi nelle aree problematiche¹¹

Gli obiettivi di gestione stabiliti dall'Amministrazione competente possono prevedere che in aree nelle quali l'agricoltura è fortemente indirizzata verso coltivazioni particolarmente sensibili ed in quelle caratterizzate da una elevata presenza di infrastrutture antropiche sia desiderabile mantenere le popolazioni di Cervidi ad una densità estremamente contenuta (densità obiettivo tendente a zero). E' il caso delle aree di pianura (ad esempio la Pianura Padana) dove le caratteristiche dell'uso del suolo e lo sviluppo del reticolo stradale pongono seri problemi di compatibilità con la presenza di popolazioni di Ungulati. Ferma restando l'organizzazione territoriale esposta in precedenza, l'obiettivo di riduzione e mantenimento della densità di popolazione a valori minimi dovrebbe essere perseguito attuando una gestione non conservativa delle popolazioni. Tale forma di gestione presuppone una programmazione degli obiettivi su ampia scala (regionale e provinciale) finalizzati oltreché alla riduzione delle densità nelle aree problematiche, alla limitazione della dispersione dei soggetti dalle aree vocate contigue, che generalmente funzionano da serbatoio per una più o meno rapida ricolonizzazione. E' di particolare importanza evidenziare che la gestione dei Cervidi nelle aree problematiche ma aperte alla caccia dovrebbe avvenire, tranne che in casi eccezionali, mediante gli strumenti e le modalità previsti per l'attività venatoria ordinaria, senza ricorrere all'applicazione dell'art. 19 ("Controllo della fauna selvatica") della legge 157/92. Come si vedrà in seguito (Cap. 5), il ricorso al controllo di popolazione è giustificato da specifiche motivazioni, fra le quali non è previsto il raggiungimento delle densità obiettivo.

Il monitoraggio della consistenza delle popolazioni e dei fenomeni conflittuali appare di particolare rilevanza in queste aree. L'incidenza e la localizzazione geografica degli episodi di danneggiamento alle produzioni agricole e degli incidenti stradali in cui sono coinvolti esemplari di Cervidi consentono una modulazione nello spazio del prelievo, che dovrà essere attuato di preferenza nelle aree di maggior criticità, contribuendo all'attenuazione dei conflitti.

L'esperienza fino ad oggi maturata in relazione alla gestione dei Cervidi nelle aree problematiche ha evidenziato come possano sussistere in questi contesti serie difficoltà nell'attuazione dei piani di prelievo, legati principalmente al rapporto tra lo sforzo di caccia e l'effettiva realizzazione del piano programmato e dunque alla possibilità di attuare il prelievo nei tempi stabiliti dal calendario venatorio. In tal caso può essere opportuno introdurre modalità più flessibili di assegnazione dei capi, in grado di consentire una maggior libertà nella selezione del capo da abbattere in ciascuna uscita, pur nel rispetto del piano di prelievo programmato e della sua ripartizione qualitativa.

¹¹ Nel linguaggio gestionale corrente viene spesso usata la dicitura "aree non vocate" dando a questo termine un significato gestionale e non biologico.



Figura 4. 11 - Caprioli nella pianura reggiana. (Da Fontana & Lanzi 2010).

Ad esempio potrebbe essere prevista un'assegnazione "aperta" (a scalare) dei capi da prelevare. L'obiettivo di riduzione della densità dovrebbe essere tuttavia perseguito nei tempi stabiliti per la caccia di selezione, senza ricorrere ad un ampliamento del periodo in cui effettuare il prelievo.

Un altro aspetto critico della gestione venatoria nelle aree problematiche è connesso con l'uso di armi da fuoco in una matrice ambientale fortemente antropizzata. In generale, è necessario che siano individuati e fissati idonei punti di sparo, selezionati tenendo in considerazione il fattore della sicurezza pubblica. Nelle aree di pianura s'impone l'uso di appostamenti sopraelevati (altane fisse o mobili) che dovrebbero essere dotate di schermature in grado di limitare il tiro solo verso settori non a rischio.

La colonizzazione delle aree problematiche è un fenomeno che interessa principalmente le specie Cervo e Capriolo mentre le indicazioni generali per la gestione del Daino e del Muflone, riportate nel paragrafo 4.5.1, tendono di per sé a limitare l'espansione delle relative popolazioni nelle aree critiche.

4.5 La quantificazione del prelievo nella pratica gestionale

Nel nostro Paese lo stato di conservazione e la distribuzione degli Ungulati sono cambiati profondamente nel corso degli ultimi cinquant'anni. Grazie alla sinergia di diverse componenti, in atto già a partire dagli anni settanta, come l'evoluzione dell'uso del suolo nelle aree montane, l'entrata in vigore di nuove normative in ambito venatorio, l'istituzione di aree protette e le reintroduzioni, l'estensione dell'areale occupato dagli Ungulati e le densità di popolazione hanno subito un generale incremento. Questo fenomeno è risultato particolarmente evidente nell'ultimo ventennio per specie come il Capriolo ed il Cervo ed ha imposto un'evoluzione parallela anche nell'approccio alla gestione, in particolare per quanto riguarda i tassi di prelievo programmati ed applicati.

I principi generali e gli obiettivi della gestione degli Ungulati furono trattati, successivamente all'entrata in vigore della legge 157/92, nel "Documento orientativo sui criteri di omogeneità e congruenza per la pianificazione faunistico-venatoria" prodotto dall'INFS (Spagnesi *et al.*, 1992) ed in maniera più approfondita nel Documento Tecnico n. 11 (Tosi & Toso, 1992). Le indicazioni fornite rispondevano alla finalità di colmare il divario esistente fra l'areale occupato da ciascuna specie e quello potenziale, di favorire il ripristino di zoocenosi il più possibile diversificate e complete di tutte le componenti e di consentire un esercizio della caccia commisurato alle consistenze delle popolazioni e compatibile con le altre forme di fruizione delle risorse faunistiche. Veniva sottolineato il ruolo rilevante, mantenuto tuttora, della programmazione territoriale e l'esigenza di conciliare la presenza degli Ungulati con le attività antropiche, esplicitata attraverso la definizione dei concetti di densità biotica e di densità agroforestale, da utilizzare a seconda dei casi per assestare le popolazioni.

In alcune regioni i principi espressi nei documenti sopra citati sono stati tradotti nella pratica anche attraverso la definizione di valori soglia di densità calibrati localmente per l'avvio del prelievo, ed attraverso una programmazione puntuale del tasso di prelievo in funzione dei livelli di densità mostrati dalle popolazioni, fino a stabilire in molti casi un tasso massimo, pari all'IUA (Incremento Utile Annuo, bilancio fra gli incrementi – natalità ed immigrazione – e le perdite – mortalità ed emigrazione – nella popolazione) nei casi in cui la gestione venatoria fosse finalizzata alla stabilizzazione della consistenza.

Tenuto conto dell'espansione degli areali e dell'incremento demografico mostrato dagli Ungulati negli ultimi anni, diverse regioni e province, nell'ambito dei propri strumenti di programmazione faunistico-venatoria, hanno stabilito per ciascuna specie densità obiettivo diversificate nel territorio da esse amministrato, da perseguire su scala quinquennale.

Benché sia necessario considerare l'esigenza di minimizzare gli impatti che gli Ungulati esercitano sul patrimonio agricolo e forestale, la scelta dei valori di densità deve tuttavia tenere conto della necessità di mantenere popolazioni con significato biologico, caratterizzate quindi da determinate dimensioni minime. Seguendo tale principio, le valutazioni dell'idoneità ambientale e dei possibili impatti devono essere effettuate nella maniera più oggettiva possibile. Avendo come riferimento la densità obiettivo predefinita, il tasso di prelievo applicabile deve scaturire sia da un'attenta valutazione dell'andamento della popolazione nel tempo e dei relativi parametri demografici (soprattutto il rapporto sessi ed il numero di piccoli per femmina), sia da un'analisi critica dei risultati del prelievo realizzato negli anni precedenti e delle perdite causate da altri fattori di mortalità indipendenti dalla caccia.

Va anche ricordato che una valutazione più ampia del contesto ambientale che ospita una popolazione deve contribuire a formulare le scelte relative al prelievo venatorio. Come già accennato in precedenza, l'ampiezza dell'areale ed il livello di saturazione degli habitat idonei nonché i possibili fenomeni di competizione interspecifica sono elementi che devono essere considerati attentamente per stabilire l'entità del prelievo in funzione degli obiettivi di gestione. In tutti i contesti in cui la densità di popolazione risulti ancora lontana dalla densità obiettivo fissata dal piano faunistico venatorio è auspicabile che il prelievo sia calibrato sulla densità di popolazione secondo le modalità esposte in tabella 4.2; inoltre è opportuno stabilire un valore soglia di densità che determina la possibilità di avviare o proseguire il prelievo, attenuando il rischio che nel caso di piccole popolazioni le oscillazioni demografiche possano determinare il rischio di estinzioni locali.

I valori di riferimento per la densità soglia riportati in tabella 4.2 sono formulati sulla base di un'analisi di diverse esperienze gestionali applicate in Italia sugli Ungulati in una fase in cui l'obiettivo della gestione era quello di favorire l'espansione sia numerica sia distributiva delle popolazioni e considerando valori demografici quantificati mediante conte dirette. Un simile approccio dovrebbe essere attualmente seguito nell'Italia centro-meridionale, dove il popolamento degli Ungulati poligastrici risulta ancora in una prima fase di evoluzione positiva, e nelle aree alpine laddove le popolazioni non risultino ancora ben consolidate sul territorio.

L'adozione della densità soglia nella pratica della gestione non deve tuttavia essere causa di forzature nell'applicazione delle metodologie di conta con il fine di raggiungere tale valore. In altri termini, la selezione delle aree deve essere oggetto di un'attenta valutazione critica al fine di evitare che siano individuate unità di gestione di dimensioni troppo ridotte in cui tale valore si dimostri raggiunto con il solo scopo di attivare il prelievo. Tale pratica non risulterebbe coerente con le indicazioni fornite in queste linee guida, con le quantificazioni di superficie fornite nella tabella 4.1 per ciascuna specie nonché, più in generale, con la necessità di gestire popolazioni – nel senso ecologico del termine – piuttosto che nuclei di individui.

Il valore di densità soglia è un riferimento utile anche per la modulazione del prelievo tenuto conto degli obiettivi di gestione. Nei casi in cui la popolazione si assesti su valori di densità di poco superiori alla densità soglia, e laddove si voglia garantire un ulteriore incremento/diffusione locale della popolazione, occorrerà attuare un prelievo decisamente inferiore al tasso massimo proposto, al fine di non rallentare eccessivamente l'accrescimento della popolazione.

In generale la definizione dei tassi di prelievo deve tener conto non solo della densità registrata ma anche dell'andamento della popolazione nel tempo. Gli ambienti alpini mostrano una generale minore recettività per i Cervidi rispetto a quelli appenninici e mediterranei e le variazioni stocastiche cui sono soggette le popolazioni, conseguenti ad eventi climatici molto impattanti e non prevedibili, sono più pronunciate nell'ambiente alpino imponendo una maggior prudenza nella pianificazione del prelievo.

Tabella 4.2 - Calibrazione del massimo tasso di prelievo in funzione della densità (D), espressa in capi/100 ha e valore delle densità minima (densità soglia, d.s.) per l'avvio del prelievo. I valori esposti scaturiscono da una valutazione critica dei risultati conseguiti dalla gestione degli Ungulati degli ultimi 15-20 anni in diversi contesti italiani. Per la gestione venatoria del Daino e del Muflone viene suggerito un tasso di prelievo elevato, uguale all'incremento della popolazione, per ottenere la stabilità, o superiore nel caso sia perseguita la rimozione totale dei nuclei (per i principi di gestione di queste due specie si veda il par. 4.5.1).

Area	Specie	d. s.	Tasso di prelievo in funzione della densità					
			d.s. < D < 10	10 ≤ D ≤ 15	15 < D ≤ 20	20 < D ≤ 25	D > 25	
Appennino, Prealpi ed aree mediterranee	Capriolo	10	-	≤ 15%	≤ 20%	≤ 25%	30%	
	Cervo	2	≤ 10%	≤ 15%	≤ 25%	≤ 30%	30%	
Alpi	Capriolo	5	≤ 10%	≤ 10%	≤ 15%	≤ 18%	20%	
				d.s. < D < 3	3 ≤ D ≤ 6	6 < D ≤ 10		
	Cervo	1,5	≤ 10%	≤ 25%	≤ 30%			
				d.s. < D < 5	6 ≤ D ≤ 10	10 < D ≤ 15		
	Camoscio	3	≤ 5%	≤ 15%	≤ 18%			
Tutto l'areale	Daino	-	≥ 35%					
Areale peninsulare	Muflone	-	≥ 35%					

Per quanto attiene il Cervo, gli incrementi osservati in ambiente alpino si collocano intorno al 15-20% delle consistenze estive, inferiori a quelle osservate in ambiente appenninico (30-35%). Il Capriolo è, fra gli Ungulati poligastrici, la specie in grado di mostrare gli incrementi più consistenti, teoricamente pari anche al 50% della consistenza, con medie di circa il 35-40% nelle situazioni ambientali più idonee e nelle fasi di colonizzazione di nuovi territori. Le popolazioni di Camoscio in genere sono caratterizzate da incrementi che si attestano intorno a valori del 15% - 20% in annate favorevoli, relativamente modesti se paragonati a quelli di altri Ungulati.

I valori citati rappresentano quindi il limite superiore per la definizione del numero di capi da abbattere, salvo i casi in cui l'obiettivo sia un ridimensionamento delle popolazioni; essi sono un utile riferimento per la programmazione del prelievo, ma, così come tutte le indicazioni gestionali di carattere pratico fornite nel presente documento (ripartizione nelle classi d'età e tempi di realizzazione del prelievo) non devono essere applicati attraverso automatismi acritici, ma piuttosto devono essere adottati alla luce di un'attenta analisi critica dei parametri relativi a ciascuna popolazione - in particolare l'andamento demografico - degli obiettivi di gestione e delle oggettive capacità di completamento equilibrato del piano, al fine di evitare la destrutturazione delle popolazioni.

Infine, il tasso di prelievo applicato deve tenere conto della percentuale di completamento dei piani delle precedenti stagioni venatorie. E' infatti necessario che la tendenza della popolazione sia valutata alla luce del prelievo effettivo, attuato sulla popolazione e che il prelievo sia commisurato alla capacità di realizzazione stessa del piano. In ogni caso, qualora il piano non sia completato, occorre porre in atto tutte le misure necessarie a garantire che il prelievo effettuato sia equilibrato fra i sessi e le classi d'età.

4.5.1 La gestione del Daino e del Muflone

La gestione del Daino e del Muflone può, per alcuni aspetti, sfuggire ai principi esposti per gli altri Ungulati. Si tratta infatti di specie da molto tempo naturalizzate nel nostro Paese e quindi considerate para-autoctone (AAVV, 2007) che, come tali, presentano problematiche maggiormente legate al contenimento delle popolazioni piuttosto che alla loro conservazione, anche in relazione ai fenomeni di competizione che possono generare nei confronti dei Cervidi e dei Bovidi autoctoni.

L'areale del Daino nell'Europa centrale ed occidentale è da ritenersi completamente artificiale. La specie, originaria delle terre che si affacciano sulla sponda più orientale del Mediterraneo, è stata infatti ripetutamente introdotta nel resto del continente e fortemente manipolata, come dimostra l'elevata variabilità nella colorazione del mantello nelle diverse popolazioni, per la maggior parte originate da piccoli nuclei. Sembra che i Fenici, intorno all'anno 1000 a. C. avessero iniziato la diffusione della specie lungo le coste del Mediterraneo. Questa origine è attribuita alla popolazione di Rodi ed a quella presente in Sardegna fino alla fine degli anni sessanta. Sebbene tipicamente mediterranea, la specie è caratterizzata da un'elevata plasticità ecologica che ne determina l'adattabilità ad una notevole varietà di ambienti, con l'esclusione delle aree di montagna elevata, soprattutto se caratterizzate da innevamento prolungato, e delle zone più aride. L'attuale distribuzione in Italia è frutto delle numerose introduzioni operate soprattutto negli anni '60 e '70; nel dopoguerra la specie era confinata nelle tenute presidenziali di San Rossore e Castelporziano, nella Riserva del Bosco della Mesola e sui Monti dell'Uccellina. Il Daino è pressoché assente dall'arco alpino e si concentra nelle aree appenniniche e mediterranee centro settentrionali, con nuclei localizzati presenti anche nel Meridione ed in Sicilia; in Sardegna la specie è stata di nuovo immessa in anni recenti.

Le linee di gestione suggerite per il Daino prevedono la conservazione dei nuclei storici in ambiente mediterraneo (Tenute di S. Rossore e Castelporziano, Parco Regionale della Maremma) e delle popolazioni maggiormente affermate presenti nell'Appennino centro-settentrionale (settore alessandrino - genovese, toscano-emiliano e toscano-romagnolo). In questi casi andrebbero mantenute densità compatibili con la rinnovazione forestale e dovrebbe essere previsto il congelamento dell'areale, attraverso la rimozione sistematica degli individui in dispersione. I piccoli nuclei isolati e quelli di recente formazione, spesso originati da fughe da recinti o da introduzioni abusive, dovrebbero essere totalmente rimossi.

Il Muflone origina dalla domesticazione dell'*Ovis orientalis* avvenuta nel Vicino Oriente già agli inizi del Neolitico. Nel corso del Neolitico antico (VI millennio a.C.) queste pecore ancora in una fase precoce di domesticazione vennero introdotte in Sardegna ed in Corsica dove formarono popolazioni consistenti dalle quali, in tempi assai più recenti, vennero prelevati i fondatori utilizzati per dare origine alle numerose popolazioni oggi presenti nell'Europa continentale. Infatti, il primo nucleo presente nell'Italia peninsulare fu introdotto in Casentino da Karl Siemon, ex amministratore forestale del Granduca di Toscana, nel 1870 e fu anche il primo in completa libertà in tutta Europa. In Austria e Boemia verso la fine del 1700 furono importati alcuni mufloni solo in aree recintate.

Le introduzioni e la conseguente colonizzazione dei alcuni settori delle Alpi italiane rappresentano un evento relativamente recente, realizzatosi nella seconda metà del novecento. Attualmente, l'area di distribuzione, costituita da nuclei spesso fortemente disgiunti, interessa l'Appennino centro settentrionale, l'arco alpino, la Sardegna e diverse isole tirreniche (Elba, Capraia, Isola del Giglio – Toscana; Zannone – Lazio; Marettimo – Sicilia); nel versante adriatico, il Muflone è presente nel promontorio del Gargano. Le popolazioni sono quasi sempre caratterizzate da un basso numero di individui e si presentano tra loro isolate. Gli indirizzi di gestione suggeriti dall'ISPRA tendono a scoraggiare fortemente l'ulteriore diffusione della specie. Infatti nell'area alpina è ipotizzabile l'esistenza di competizione (intolleranza spaziale e competizione alimentare) esercitata a svantaggio del Camoscio, specie autoctona la cui conservazione deve risultare prioritaria. Per le medesime ragioni deve essere evitata qualsiasi immissione nell'areale attuale e potenziale del Camoscio appenninico, specie di particolare interesse conservazionistico. Le popolazioni di consistenza pari o superiore a 200-250 capi dovrebbero essere gestite in modo tale da impedirne l'ulteriore crescita numerica e l'espansione dell'areale, mentre i piccoli nuclei di recente formazione dovrebbero essere rimossi. La specie dovrebbe essere rimossa in particolare dalle piccole isole dove i danni alla vegetazione naturale arrecati da capre e pecore rendono questi animali non compatibili con la conservazione dei fragili ecosistemi in esse rappresentati (Campbell & Donlan 2005).

La popolazione sarda merita un approccio diverso, in funzione della sua origine antica e dell'assenza di competizione con altri Bovidi selvatici; l'attuale espansione dell'areale ed incremento demografico dovrebbe essere ulteriormente favorito e, in prospettiva, la specie potrebbe essere assoggettata ad un prelievo venatorio conservativo.

Per entrambe le specie il tasso di prelievo indicato coincide con la capacità di incremento delle popolazioni o è ad esso superiore, in funzione degli obiettivi di gestione stabiliti per le singole popolazioni. In particolare, la capacità di incremento del Daino è valutabile in circa il 30-35% della consistenza primaverile, mentre per il Muflone la capacità di incremento varia da un minimo del 20% ad un massimo del 40%.

4.6 La ripartizione del prelievo nelle classi di sesso e d'età

Il prelievo venatorio costituisce un'interferenza nell'evoluzione delle popolazioni in grado di modificarne il profilo demografico, con effetti riscontrabili anche nel lungo termine e successivamente ad una sua eventuale sospensione (Coulson *et al.*, 2004). Considerata la portata del cambiamento che può generarsi, il prelievo venatorio deve essere praticato secondo modalità che, oltre a garantirne la sostenibilità, consentano anche il perdurare dei processi di selezione naturale in atto, in modo tale da contenere le interferenze nel processo evolutivo delle popolazioni stesse. Una corretta ripartizione del prelievo nelle diverse classi sociali che rappresentano la struttura di una popolazione risulta dunque un imperativo irrinunciabile.

Sebbene la valutazione critica dei risultati ottenuti fino ad oggi nella gestione venatoria degli Ungulati nel nostro Paese fornisca utili indicazioni, non è possibile operare delle generalizzazioni relative alla ripartizione del prelievo per struttura di popolazione. Una volta applicati alcuni principi cardine, la determinazione quantitativa e la ripartizione dei piani di prelievo nelle varie classi è un'operazione da effettuare in base alla valutazione critica e comparativa delle condizioni locali, di popolazione e di habitat a loro volta desunte da una costante attività di monitoraggio.

Il prospetto che segue (Tab. 4.3) si riferisce a popolazioni caratterizzate da una presenza consolidata e da una distribuzione ampia e continua e risponde ad obiettivi di gestione mirati al mantenimento delle densità e delle strutture osservate.

Si è optato per una scelta di classi demografiche ragionevolmente distinguibili in natura e già descritte nel capitolo 3. La ripartizione nelle classi viene effettuata sulla base del prelievo complessivo quantificato applicando il tasso predefinito al contingente effettivamente contato, salvo i casi in cui un adeguato campionamento non consenta di stimare la consistenza attraverso estrapolazioni. Nel caso dei Cervidi generalmente la consistenza delle popolazioni viene stimata nel periodo pre-riproduttivo, quando ancora non è presente la componente di nuovi nati; la quantificazione di questa classe nel piano di prelievo è dunque un processo indipendente dalla relativa consistenza accertata e si basa sull'applicazione di un tasso stabilito a priori e in coerenza con il resto del piano. I valori di densità misurata e di densità obiettivo si riferiscono alla frazione adulta della popolazione, che sono determinanti per la sua evoluzione. Nel caso del Camoscio alpino la consistenza delle popolazioni viene monitorata in genere durante il periodo estivo ed in questo caso si dispone anche di una stima della componente dei nuovi nati.

La ripartizione proposta risponde, come già accennato, ad un obiettivo conservativo e risultano accettabili scostamenti non superiori a $\pm 5\%$ dei valori proposti, applicabili solo fino alla seconda classe. Naturalmente scostamenti maggiori possono essere valutati nel caso in cui si accerti la necessità di correggere destrutturazioni derivate da processi gestionali errati attuati negli anni precedenti (caso tipico la destrutturazione per genere causata da un eccessivo abbattimento di maschi).

Per quanto riguarda la ripartizione secondo il genere, occorre considerare che in condizioni naturali il rapporto sessi è prossimo alla parità nelle specie monogamiche, con una leggera preponderanza delle femmine in quelle poliginiche (Clutton-Brock, 1991). Dal punto di vista pratico-gestionale in generale è opportuno che tale rapporto sia mantenuto anche con gli abbattimenti che incideranno in ugual misura su entrambi i sessi (Tosi & Toso 1992). Nei casi in cui l'obiettivo sia la riduzione della popolazione occorrerà incidere, almeno in una determinata fase temporale, in maniera più sostanziale sulle classi femminili, applicando un piano di prelievo complessivamente più elevato. Nei Cervidi, al fine di favorire l'incremento della popolazione è invece opportuno incidere maggiormente sulle classi giovanili (classi "0" e "I") lasciando pressoché inalterato il contingente delle femmine riproduttive ed applicando un tasso di prelievo complessivamente contenuto ed inferiore al tasso di accrescimento della popolazione stessa.

Nel caso del Camoscio l'abbattimento degli individui di classe 0 può essere evitato in considerazione del tasso di mortalità naturale relativamente elevato che caratterizza questa classe. In generale l'abbattimento delle femmine dovrebbe riguardare solo quelle non allattanti ma nel caso di piani di prelievo numericamente consistenti può essere ammissibile e opportuno prevedere una piccola percentuale di camosci di classe 0.

Le principali differenze riscontrabili in ambiente alpino rispetto ai contesti appenninici o mediterranei riguardano, per alcune specie, il riconoscimento delle diverse classi d'età in funzione del periodo in cui si attuano i prelievi o la determinazione della consistenza alla quale applicare il prelievo.






Per il Camoscio e per gli abbattimenti autunnali di Cervo e Daino, la distinzione in natura secondo il sesso della frazione più giovane della popolazione (classe "0") risulta di fatto poco

praticabile, pertanto si ritiene accettabile che la parte di piano relativo a questa classe non sia ripartita secondo il genere. Il rapporto sessi in questa classe d'età deve tuttavia essere registrato nei capi abbattuti, in modo da verificare, sia pure a posteriori, l'incidenza relativa del prelievo. Sempre con riferimento al Camoscio, anche nel caso in cui la consistenza venisse quantificata in estate, quando la classe 0 è già presente, il tasso di prelievo deve comunque essere applicato alla consistenza accertata al netto dei nuovi nati.

Le femmine dei Cervidi nell'area alpina sono oggetto di prelievo agli inizi dell'autunno quando sono ancora riconoscibili a distanza gli elementi diagnostici che consentono la distinzione tra gli individui di classe I e quelli adulti, distinzione che pertanto deve essere riportata nel piano. La classe dei nuovi nati (classe 0) è distinguibile in base al genere nel Capriolo ma non lo è in maniera agevole nel Cervo e nel Daino.

Nell'area appenninica e mediterranea le femmine giovani (classe I) ed adulte (classe II) di Capriolo sono difficilmente distinguibili nel periodo in cui si effettuano gli abbattimenti e pertanto queste due classi sono spesso accorpate nella programmazione del prelievo (classe I/II). La verifica dell'età deve quindi essere operata sui capi abbattuti ed il dato relativo riportato nelle apposite schede e, successivamente, nella relazione di sintesi relativa al piano di abbattimento realizzato. I nuovi nati (classe 0) di Capriolo sono oggetto di prelievo in un periodo in cui la distinzione del sesso è solitamente possibile, pertanto la ripartizione secondo il genere dovrebbe essere riportata già nel piano di abbattimento proposto, mentre nel caso di Cervo e Daino nel medesimo periodo il riconoscimento del sesso in questa classe è difficoltoso e pertanto il dato può essere registrato attraverso il controllo dei capi abbattuti.

Tabella 4.3 - Ripartizione strutturale del prelievo, nel caso di popolazioni equilibrate per quanto concerne la distribuzione degli individui nelle classi d'età riconoscibili e in corrispondenza di un obiettivo di gestione mirato al mantenimento della consistenza e della struttura della popolazione. Le percentuali riportate s'intendono applicate al totale dei capi previsti nel piano. Sono accettabili variazioni non superiori al 5% delle percentuali indicate, ad esclusione delle classi III e IV.

		classe 0	classe I	classe II	classe III	classe IV	Totale
	♂	12%	13%	25%			50%
	♀	13%	12%	25%			50%
	totale	25%	25%	50%			100%
	♂	(15%)	15%	10%	5%	5%	50%
	♀	(15%)	15%	20%			50%
	totale	30%	30%	30%	5%	5%	100%
	♂	(14%)	13%	18%	3%	2%	50%
	♀	(14%)	13%	23%			50%
	totale	28%	26%	41%	3%	2%	100%
	♂	(2,5%)	15%	10%	15%	5%	
	♀	(2,5%)	15%	10%	10%	15%	
	M/F totale	5%	30%	20%	25%	20%	100%
	♂	15%	15%	10%	5%	5%	50%
	♀	15%	15%	20%			50%
	M/F totale	30%	30%	30%	5%	5%	100%

4.7 La programmazione temporale del prelievo

La caccia di selezione agli Ungulati, oltre ad essere programmata sulla base di piani di prelievo, viene esercitata individualmente con tecniche poco “invasive” e non genera pertanto un apprezzabile disturbo sulle altre componenti faunistiche e sull’ambiente più in generale. Tenendo conto di queste caratteristiche, gli strumenti legislativi vigenti conferiscono ampia libertà alle Regioni, sentito il parere dell’ISPRA, in merito alla definizione dei tempi di prelievo (Par. 4.1). La programmazione temporale del prelievo selettivo deve basarsi sostanzialmente su elementi legati alla biologia delle specie e alle caratteristiche del contesto ambientale ove si svolge, operando il miglior compromesso fra esigenze determinate dalle fasi biologiche e comportamentali delle specie target e quelle di carattere pratico ed operativo, che devono garantire le migliori possibilità di realizzazione del piano.

Nello schema che segue (Tavola 4.1) sono riportati le fasi del ciclo biologico delle specie di Cervidi e Bovidi e la sovrapposizione con il periodo di prelievo ritenuto accettabile, tenuto anche conto dei diversi contesti ambientali che caratterizzano il nostro Paese. Può risultare conveniente applicare i tempi di prelievo indicati per i contesti appenninici e mediterranei anche a quei settori geograficamente alpini ma caratterizzati da condizioni climatico-ambientali particolari (area insubrica, versanti meridionali delle Prealpi). In ogni caso i limiti temporali indicati devono intendersi quelli massimi per ciascuna specie relativamente alle due tipologie geografico-ambientali; naturalmente gli enti gestori possono applicare restrizioni rispetto ai limiti estremi indicati, in funzione delle esigenze locali.

La scelta dei periodi di realizzazione del prelievo deve tenere conto di alcuni elementi di criticità legati all’abbattimento dei maschi riproduttori durante il periodo degli amori e in quello che lo precede. Gli effetti della rimozione dei maschi potenzialmente riproduttori nel periodo che precede la stagione degli accoppiamenti è stata oggetto di diverse analisi critiche, che tuttavia non hanno sinora prodotto indicazioni ben supportate e definitive. Si può ragionevolmente ipotizzare che le conseguenze siano diverse in dipendenza della strategia riproduttiva adottata dalle diverse specie. In tal senso vanno distinte le specie altamente poliginiche (Cervo e Daino) da quelle con strategie riproduttive più semplici. In generale, per tutte le specie è lecito attendersi un effetto pronunciato quando il prelievo dei maschi è elevato e fortemente localizzato, condizione che deve essere evitata dagli organi gestori. Nel caso del Cervo in ambiente appenninico, una parziale sovrapposizione del periodo di prelievo con la fase terminale della stagione riproduttiva può risultare un compromesso accettabile al fine di consentire l’abbattimento dei maschi adulti, che a partire dalla metà di ottobre mostrano un indice di contattabilità molto basso.

In ogni caso, è preferibile non attuare alcun prelievo durante il periodo degli accoppiamenti per tutte le specie (con poche eccezioni), dovendo garantire la necessaria tranquillità durante una delle fasi più delicate del ciclo biologico annuale.

Nel caso delle femmine, le fasi biologiche che devono essere salvaguardate nella programmazione dei tempi di prelievo sono anche quelle in cui si realizzano i parti, l’allattamento e la fase di dipendenza dei nuovi nati. L’abbattimento delle femmine adulte in quest’ultimo periodo infatti priverebbe i giovani del supporto materno (considerando sia la fase di allattamento sia in quella di “apprendimento”) rischiando di introdurre una fonte di mortalità additiva per quest’ultima classe. Nel Camoscio l’abbattimento contestuale di femmina e piccolo, previsto in diversi regolamenti locali, risulta criticabile in funzione della difficoltà pratica di riconoscere la corretta associazione madre-figlio durante il periodo di caccia, che coincide largamente con una fase di aggregazione sociale.

Il prelievo dei maschi dei Cervidi nel periodo di caduta e ricrescita dei palchi dovrebbe, tendenzialmente, essere sospeso. Tale sospensione, che non presenta motivazioni strettamente biologiche, è legata al fatto che con la caduta del palco viene meno un elemento che contribuisce alla determinazione dell’età ed a ragioni di ordine culturale che determinano un ridotto interesse venatorio nei confronti di maschi privi di palco o con palco in velluto. Per queste ragioni il prelievo dei maschi adulti (classi III e IV) di Cervo nelle aree appenniniche si ritiene vada interrotto alla metà di febbraio. Inoltre, tenuto conto delle condizioni climatiche ed ambientali che possono limitare i periodi utili alla realizzazione del prelievo, deve essere salvaguardata la compatibilità della caccia di selezione con altre forme di caccia (caccia vagante alla piccola selvaggina e caccia collettiva al Cinghiale), che possono determinare una notevole riduzione dell’efficienza del prelievo selettivo.



Figura 4.12 - *Il periodo di prelievo del Camoscio dovrebbe terminare quando gli animali si insediano nei quartieri di svernamento. A causa delle diminuzione delle risorse trofiche e della ridotta disponibilità di habitat il Camoscio è in questo periodo particolarmente sensibile al disturbo causato dalla caccia - Foto di Gabriele Ricci.*

Nell'arco alpino, pur permanendo le criticità legate alle fasi biologiche delle specie, la programmazione temporale del prelievo è condizionata dalla limitata accessibilità delle aree di caccia a partire già dalla metà di dicembre che non consente un prelievo efficiente nei mesi invernali. Pertanto, nell'area alpina il periodo idoneo all'esercizio della caccia risulta necessariamente più ridotto e sostanzialmente concentrato nella tarda estate e nell'autunno.

Nel caso del Camoscio, la stagione di caccia deve tener conto dell'uso dello spazio operato dalla specie in inverno quando, già dalla metà di dicembre, o anche prima in funzione della profondità della copertura nevosa, gli individui si spostano verso i quartieri di svernamento generalmente localizzati ad altitudini minori ed esposti a sud, raggiungendo localmente densità anche molto elevate. In questo periodo, la specie attraversa una fase critica per la ridotta disponibilità di habitat, risultando pertanto particolarmente sensibile al disturbo provocato dalla caccia. Il limite generale del 15 dicembre indicato per la chiusura della caccia a questa specie potrebbe essere superato di una quindicina di giorni nel caso di popolazioni che frequentano stabilmente aree prealpine caratterizzate da ampia copertura forestale e scarsa presenza di roccia esposta. I periodi di prelievo suggeriti per il Camoscio sono dunque frutto di un compromesso fra tutti gli elementi menzionati e privilegia la necessità di assicurare il minimo disturbo possibile nei quartieri di svernamento, determinando necessariamente una sovrapposizione della stagione venatoria con il periodo degli accoppiamenti.

Il Muflone è caratterizzato da una stagione riproduttiva piuttosto estesa, che dalla metà di settembre può arrivare fino a dicembre con il picco generalmente collocabile in ottobre, e da una stagione dei parti altrettanto ampia (da marzo a settembre). I periodi suggeriti per il prelievo del Muflone sulle Alpi coincidono con quelli del Camoscio e per le stesse ragioni.

Per quanto riguarda il Daino, assente sull'arco alpino, il prelievo dei maschi si dovrebbe attuare in due fasi solo in parte sovrapposte per maschi giovani ed adulti, evitando di interferire col periodo degli accoppiamenti.

Tavola 4.1 - Periodi da adottarsi per la caccia selettiva degli Ungulati (aree tratteggiate in blu), in funzione delle principali fasi biologiche delle specie e delle aree biogeografiche. I mesi sono suddivisi in quindicine. M = maschi; F= femmine. 0, I, II, III e IV indicano le classi di età. Le principali fasi biologiche sono indicate in arancione (nascite, riproduzione, caduta dei palchi, presenza presso i quartieri di svernamento). Il periodo indicato per la caduta dei palchi può subire alcune variazioni in funzione dell'età e di fattori climatici.

ALPI



		maggio	Giugno	luglio	agosto	settembre	ottobre	novembre	dicembre	gennaio	febbraio	marzo	aprile
0	M												
	F												
I	M												
	F												
II	M												
	F												

Nascite
Riproduzione
Caduta dei palchi



		maggio	Giugno	luglio	agosto	settembre	ottobre	novembre	dicembre	gennaio	febbraio	marzo	aprile
0	M												
	F												
I	M												
	F												
II	M												
	F												
III	M												
IV	M												

Nascite
Riproduzione
Caduta dei palchi

ALPI



		maggio	Giugno	luglio	agosto	settembre	ottobre	novembre	dicembre	gennaio	febbraio	marzo	aprile
0	M												
	F												
I	M												
	F												
II	M												
	F												
III	M												
	F												
IV	M												
	F												

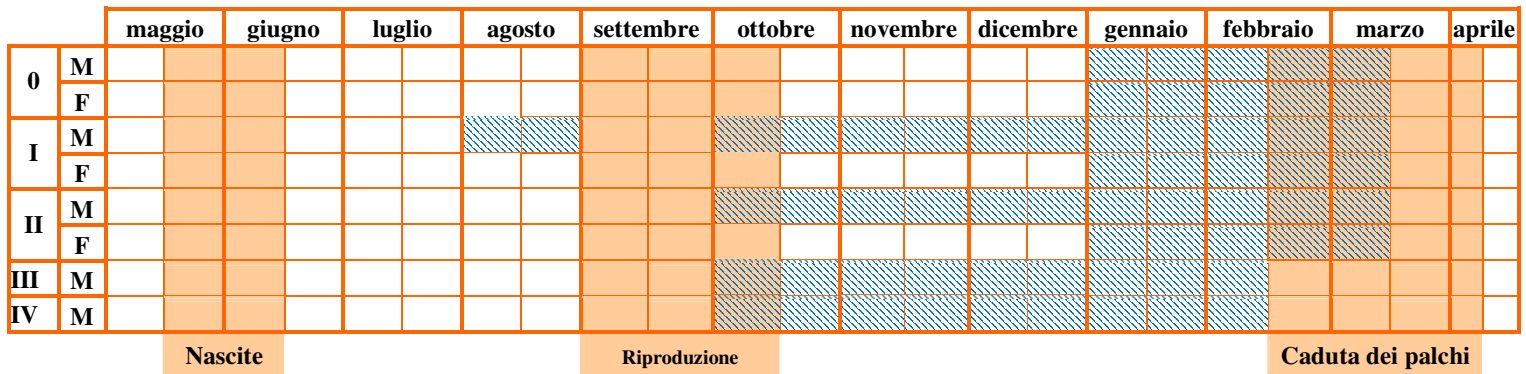
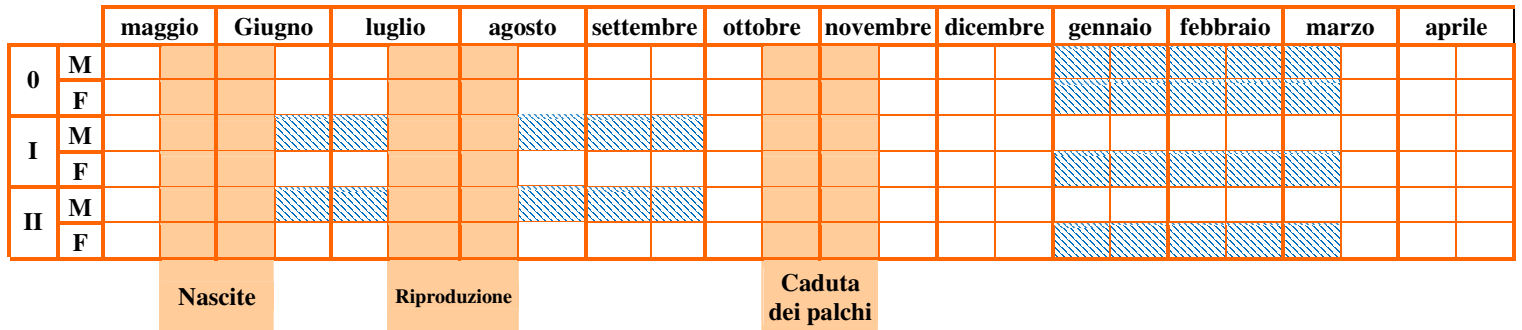
Nascite
Riproduzione
Presenza presso i quartieri di svernamento



		maggio	giugno	luglio	agosto	settembre	ottobre	novembre	dicembre	gennaio	febbraio	marzo	aprile
0	M												
	F												
I	M												
	F												
II	M												
	F												
III	M												
IV	M												

Riproduzione
Nascite

PREALPI, APPENNINO E AREE MEDITERRANEE



PREALPI, APPENNINO E AREE MEDITERRANEE



		maggio	giugno	luglio	agosto	settembre	ottobre	novembre	dicembre	gennaio	febbraio	marzo	aprile
0	M												
	F												
I	M												
	F												
II	M												
	F												
III	M												
IV	M												
		Nascite					Riproduzione					Caduta dei palchi	




		maggio	giugno	luglio	agosto	settembre	ottobre	novembre	dicembre	gennaio	febbraio	marzo	aprile	
0	M													
	F													
I	M													
	F													
II	M													
	F													
III	M													
IV	M													
								Riproduzione				Nascite		

SCHEDA 4.2 - IL PRELIEVO SELETTIVO DEL CINGHIALE

In merito alla programmazione temporale del prelievo, è utile fare riferimento anche all'attività venatoria che ha per oggetto il Cinghiale, specie solitamente prelevata con metodi diversi da quelli selettivi. Le tecniche di prelievo più largamente adottate sono infatti i sistemi di caccia collettiva, quali la battuta, la braccata e la girata. Tali tecniche sono state ampiamente trattate nelle "Linee guida per la gestione del Cinghiale" (Monaco et al., 2003) alle quali si rimanda per eventuali approfondimenti. Si ritiene tuttavia utile in questa sede evidenziare l'opportunità del prelievo in selezione anche per questa specie, peraltro ampiamente diffusa oltralpe e nei paesi balcanici, suggerendone pertanto il periodo più idoneo. In Italia tale pratica risulterebbe attuabile ed efficace in buona parte del territorio, e consentirebbe di intervenire anche nel momento delle semine dei cereali primaverili (ad esempio sorgo e mais) e soprattutto nel momento della loro maturazione lattea, quando i danni causati dalla specie sono particolarmente rilevanti. La collocazione temporale del prelievo in selezione a carico di questa specie è riportata in tabella 4.4 e tiene conto del fatto che le nascite si concentrano in primavera ed alla fine dell'estate. A titolo di confronto, si riportano i periodi suggeriti anche per le altre tecniche di caccia. L'esercizio della caccia al Cinghiale in selezione per un periodo così esteso – circa nove mesi - è possibile solo in considerazione del bassissimo impatto che il prelievo in selezione esercita sulle altre componenti dell'ecosistema, al contrario di quanto si verifica con le altre tecniche di prelievo menzionate in precedenza e più diffusamente adottate in Italia.

Tabella. 4.4 - Tempi di realizzazione del prelievo venatorio sul Cinghiale *Sus scrofa* in funzione delle tecniche di caccia adottate.

	Tecnica di prelievo	Classi sociali	Periodo
	Selezione	Tutte, ad eccezione delle femmine adulte	15 aprile -31 gennaio
		Femmine adulte	1 ottobre -31 gennaio
	Braccata/Battuta	tutte	1 novembre – 31 gennaio ¹
	Girata	tutte	1 novembre – 31 gennaio ¹

¹ Con possibilità di anticipo di un mese, nel rispetto dell'arco temporale massimo (3 mesi, legge n. 157/92, art. 18)

La caccia di selezione su terreno innevato dovrebbe essere consentita anche nel caso del Cinghiale. La tecnica di caccia al Cinghiale in girata, che prevede l'utilizzo di un solo cane con funzione di limiere ed un piccolo numero di poste, risulta un poco più impattante, ma ciascuna azione di caccia interessa una piccola porzione di territorio (poche decine di ettari) e pertanto può essere considerata accettabile in un corretto rapporto costi-benefici considerando la necessità di completare i piani di prelievo per questa specie la cui proliferazione può determinare localmente danni consistenti alle attività agricole. Dovrebbe invece essere esclusa dalla deroga al divieto di caccia su terreno innevato la possibilità di esercitare la caccia al Cinghiale in braccata che, presupponendo l'azione di un numero considerevole di cani da seguita e di battitori, risulta decisamente più impattante.

Infine, è necessario ricordare che per questa specie il controllo di popolazione - realizzato in base al dettato dell'art. 11 comma 4 della legge 394/91 e/o dell'art. 19 della legge 157/92 - deve essere attuato con modalità che presentino i requisiti di selettività (interspecifica ed intraspecifica) e di basso impatto sulle altre componenti della biocenosi. La braccata dovrebbe pertanto essere sempre esclusa mentre il controllo tramite girata è bene non venga esercitato nei mesi da aprile a settembre, periodo in cui è elevata la presenza di nuovi nati di altre specie.

4.8 La caccia agli Ungulati con terreno innevato



Figura 4.13 - Il prelievo venatorio degli Ungulati su terreni coperti in tutto o nella maggior parte di neve, è attualmente vietato, salvo che nella zona faunistica Alpi – Foto di Danilo Liboi.

Il divieto generale di caccia "su terreni coperti in tutto o nella maggior parte di neve", stabilito dalla legge n. 157/92, art. 21, comma 1, lettera m), risulta funzionale all'esigenza di tutelare la selvaggina nel caso in cui condizioni climatico-ambientali particolari possono determinare una maggiore frequenza di abbattimento rispetto a quanto avviene in condizioni ordinarie a causa di una modificazione del comportamento delle diverse specie (concentrazione in pochi siti idonei al reperimento del cibo, maggiori difficoltà di spostamento, ecc.).

Va notato che il divieto in questione è inserito in un *corpus* normativo in cui il prelievo di fauna selvatica a scopo venatorio è regolamentato dal meccanismo della cosiddetta "caccia programmata" secondo il quale esiste un carniere annuale potenziale per ciascun cacciatore (dato dal numero teorico di capi abbattibili per ciascuna giornata di caccia moltiplicato per il numero di giornate teoricamente utilizzabili secondo le disposizioni del calendario venatorio regionale) che tuttavia non trova alcun riscontro con la reale densità delle popolazioni locali delle specie cacciate. In questo contesto il legislatore ha inserito una serie di divieti, tra cui quello in esame, tendenti appunto ad evitare, sia pure in maniera indiretta, un prelievo eccessivo.

Una deroga al divieto di caccia su terreno innevato, riferita esclusivamente al prelievo selettivo degli Ungulati, risulta invece pienamente giustificata per le seguenti ragioni:

- ▶ Il prelievo non viene attuato secondo il meccanismo della caccia programmata, ma nel rispetto di piani di abbattimento annuali, quantitativi e qualitativi per classi di sesso e di età, formulati sulla base di appositi censimenti e tenendo conto dell'incremento utile annuo di ciascuna popolazione sottoposta a prelievo. A ciascun cacciatore abilitato al prelievo viene assegnato nominalmente uno o più capi da abbattere nel corso di ciascuna stagione venatoria e nell'ambito di un determinato distretto di caccia. Stanti queste condizioni, il divieto di caccia su terreno innevato perde totalmente di significato in quanto il numero di capi abbattibili viene stabilito a priori e non esiste la possibilità che le suddette condizioni climatico-ambientali possano determinare un prelievo eccessivo.
- ▶ La caccia di selezione, che viene esercitata dal singolo cacciatore all'aspetto e/o alla cerca ma senza l'ausilio di cani, risulta complessivamente assai poco impattante, sia sulle specie oggetto di prelievo sia su quelle che potenzialmente potrebbero essere oggetto di disturbo indiretto, anche in presenza di terreno coperto di neve. L'esperienza degli anni trascorsi ha dimostrato che il divieto di caccia agli Ungulati su terreno innevato determina spesso l'impossibilità di completare i piani di prelievo previsti, poiché la stagione di caccia si colloca anche nei mesi invernali, durante i quali, soprattutto nella aree montane, le neviccate sono frequenti e rappresentano un evento climatico del tutto normale. A sua volta ciò comporta due conseguenze negative:
 - a) non possono essere rispettati i piani di assestamento faunistico delle unità territoriali di gestione (Ambiti territoriali di caccia, Distretti di gestione faunistico-venatoria degli Ungulati, Aziende faunistico-venatorie) che prevedono il mantenimento di densità di Ungulati compatibili con un uso diversificato del territorio (agricoltura, selvicoltura, ecc.);

b) visto che, per ragioni biologiche e tecniche, durante i mesi invernali dovrebbe essere esercitato il prelievo di solo alcune classi d'età, il mancato completamento dei piani di prelievo per effetto del divieto in esame comporta una destrutturazione delle popolazioni cacciate; ciò rappresenta una condizione innaturale ed indesiderabile.

Va infine ricordato che la stessa legge 157/92 non prevede il divieto di caccia su terreno coperto di neve nella Zona faunistica delle Alpi e che un simile divieto non trova riscontro in alcuna legislazione degli altri paesi europei. Le mutate condizioni faunistiche (notevole diffusione recente degli Ungulati nell'Appennino centro-settentrionale) ed il mutato quadro normativo che consente il prelievo venatorio selettivo degli Ungulati in un periodo allargato rendono tale divieto non solo superato, ma addirittura controproducente per la conduzione di un esercizio venatorio rispettoso dei principi di conservazione delle risorse faunistiche.

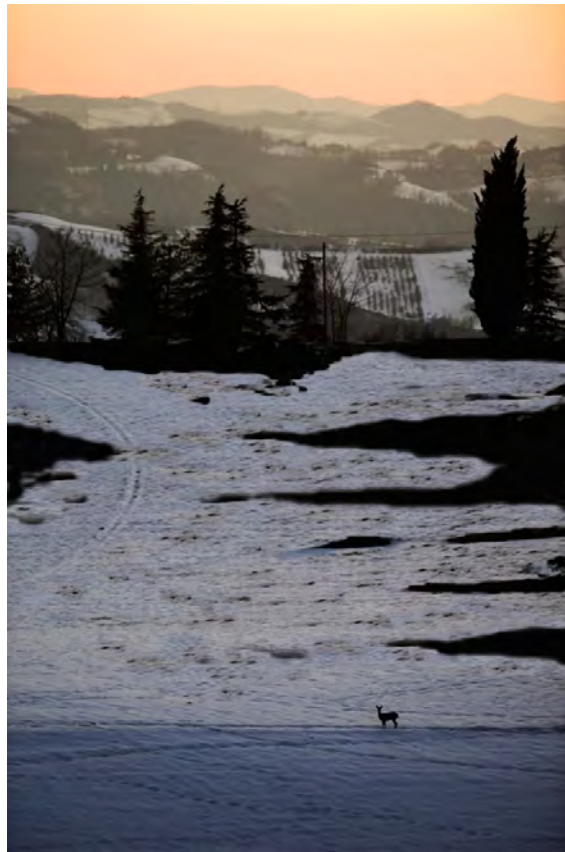


Figura 4.14 – *L'art. 21 della Legge 157/1992 stabilisce il divieto di caccia “su terreni coperti in tutto o nella maggior parte di neve, salvo che nella zona faunistica delle Alpi <...>” (comma 1, m). Nei casi di copertura nevosa discontinua sul territorio, risulta difficile stabilire quando debba essere applicato il divieto di caccia – Foto di Adriano De Faveri (ISPRA).*

SCHEDA 4.3 – IL FORAGGIAMENTO ARTIFICIALE: UNA PRATICA DA EVITARE

Il foraggiamento artificiale degli Ungulati, in particolare dei Cervidi, è una pratica diffusa in Europa continentale ed in Nord America. Benché in Italia sia praticata in maniera costante solo in alcune aree dell'arco alpino, l'opportunità di fornire alle popolazioni di Cervidi alimento supplementare viene spesso riproposta in concomitanza di inverni particolarmente nevosi da parte di diversi enti gestori. E' dunque importante in questa sede proporre un'analisi critica su questo argomento.

Le motivazioni che vengono addotte a sostegno del foraggiamento sono legate al miglioramento delle condizioni fisiche degli animali, in particolare durante l'inverno o in periodi di forte siccità, all'incremento dell'output riproduttivo e della fertilità, al miglioramento della qualità dei trofei e non da ultimo al contenimento degli impatti sulle attività agricole (foraggiamento dissuasivo). In alcuni casi il foraggiamento è anche praticato con l'intento di aumentare la visibilità degli animali a fini turistici.



Figura 4.15 - La letteratura scientifica è concorde nel considerare il foraggiamento artificiale una pratica non solo scarsamente efficace a sostenere le popolazioni di Cervidi nei periodi critici ma addirittura dannosa, a fronte di costi economici elevati.

In premessa va osservato che il processo evolutivo delle singole specie ha fatto sì che gli ungulati selvatici sopravvivano in natura anche a fronte di condizioni climatiche critiche avendo sviluppato particolari strategie di adattamento. Evidentemente questo va inteso non per ogni singolo individuo, bensì per l'intera popolazione. Durante la stagione invernale gli animali riducono al minimo i loro spostamenti, cercano riparo nei luoghi più soleggiati e meno esposti alle intemperie, riducono il metabolismo di base e di conseguenza il loro fabbisogno energetico, adattano progressivamente il loro apparato digestivo ad utilizzare un'alimentazione diversa da quella disponibile nelle altre stagioni, consumano progressivamente le loro riserve di grasso e successivamente anche parte delle proteine muscolari. La parte densità dipendente della mortalità invernale tende a penalizzare gli individui più deboli e favorisce quelli più resistenti e rappresenta uno dei principali fattori della selezione naturale. Se si osserva il fenomeno in serie storiche sufficientemente lunghe, la mortalità invernale rappresenta semplicemente un elemento che, attraverso un meccanismo omeostatico, mantiene la densità di popolazione in equilibrio con le risorse offerte dall'ambiente. Il foraggiamento altera in maniera artificiale questo meccanismo e pertanto dovrebbe essere evitato in linea di principio ed indipendentemente da qualsiasi considerazione sul rapporto costi/benefici dell'operazione in termini utilitaristici.

Putman & Stains (2004) hanno esaminato le evidenze scientifiche disponibili in grado di attestare l'efficacia di questa pratica in funzione degli obiettivi sopra ricordati, analizzandone anche gli effetti indesiderabili. In generale, il foraggiamento artificiale sembra avere un' ripercussione molto contenuta sulla massa corporea e la fertilità. Gli effetti sulla dimensione e la qualità del trofeo sono meno chiari, ma sembrano condizionati maggiormente dalla limitata disponibilità di minerali nell'ambiente naturale. Benché i risultati degli effetti sulla sopravvivenza non siano del tutto concordi, sembra evidente che per essere efficace, anche se in modo limitato, l'alimentazione artificiale deve essere iniziata in largo anticipo rispetto al periodo critico, solitamente invernale, piuttosto che quando si realizza la maggior mortalità e che il foraggio deve essere somministrato su ampia scala utilizzando un numero consistente di siti. Questo per ragioni legate al tempo di adattamento richiesto dal ruminante per la digestione del foraggio artificiale, molto diverso dalle risorse alimentari disponibili in natura ma anche perché, durante l'inverno, gli animali utilizzano prima le riserve di grasso poi le proteine corporee arrivando ad uno stato di denutrizione irreversibile molto prima della morte (Bassano & Mussa 1998): in questa fase il foraggiamento artificiale non è più in grado di invertire il processo. Non va dimenticato tuttavia che il foraggiamento diffuso risulta generalmente difficile da mantenere in maniera costante durante l'inverno, particolarmente in montagna dove spesso l'accessibilità dei siti è preclusa per lunghi periodi.

Il foraggiamento artificiale può inoltre innescare modifiche dell'uso dell'habitat che si rivelano fatali per gli individui. Putman & Staines (2004) riportano il caso delle femmine di Cervo in Scozia, che abbandonano, assieme ai piccoli, i quartieri di svernamento per frequentare i siti di foraggiamento dove però la competizione con i maschi condiziona il loro accesso al foraggio. Questo determina per le femmine ed i piccoli una mortalità più elevata di quella registrata in condizioni naturali. Presso i siti di foraggiamento si evidenzia anche un aumento delle interazioni aggressive determinate dalla competizione per l'accesso al foraggio e quindi un aumento dello stress, cosicché solo alcune classi di sesso ed età sono in grado di usufruirne, con effetti negativi soprattutto sugli individui più giovani.

Non esistono invece dati sufficienti a valutare in modo oggettivo l'efficacia del foraggiamento dissuasivo. Alcune evidenze "aneddotiche" mostrerebbero che in casi particolari questa pratica sia utile per distribuire in maniera meno aggregata la densità di cervi nei quartieri di svernamento. Di fatto tuttavia anche in questi casi non possono essere sottovalutati i problemi derivanti dalla dipendenza degli animali dall'alimentazione artificiale che spesso comporta anche una intensificazione dei danni alla foresta nei pressi dei siti di foraggiamento.

L'innaturale concentrazione di animali presso i siti di foraggiamento comporta infine un aumento significativo del rischio di trasmissione delle malattie nell'ambito della stessa specie e fra specie diverse, contribuendo anche ad endemizzare alcune patologie.

Alla luce di queste considerazioni, la pratica del foraggiamento artificiale degli Ungulati deve essere fortemente scoraggiata, sia nel territorio soggetto a gestione venatoria sia nelle aree protette, promuovendo invece la gestione delle popolazioni a livelli compatibili con la capacità portante dell'ambiente nel lungo termine. Infine, occorre aggiungere che la sospensione improvvisa del foraggiamento artificiale, laddove praticato, potrebbe comportare un aumento della mortalità, in particolare nei soggetti frequentatori abituali, ed un incremento degli impatti sulla vegetazione naturale presente nei dintorni del sito. E' pertanto consigliabile una sospensione graduale, provvedendo a distribuire l'alimento su un maggior numero di siti ed interrompere il foraggiamento dopo qualche anno.

4.9 Il prelievo venatorio dello Stambecco: una scelta possibile?

Il prelievo venatorio dello Stambecco sarebbe possibile solo a seguito di una modifica della legge nazionale 157/92 tesa ad inserire la specie nell'elenco di quelle cacciabili di cui all'art. 18, comma 1; tale modifica potrebbe essere attuata secondo le modalità indicate nel comma 3 del medesimo articolo, ove si prevede che il presidente del Consiglio dei Ministri, su proposta del Ministero delle Politiche Agricole d'intesa con il Ministero dell'Ambiente, possa emanare un apposito provvedimento sulla base di valutazioni di ordine tecnico, sentito il parere dell'ISPRA. Tale provvedimento non contrasterebbe con il dettato della Direttiva Habitat (92/43/CEE) in quanto la specie è elencata nell'allegato V "*Specie animali e vegetali di interesse comunitario il cui prelievo nella natura e il cui sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione*". L'articolo 10 del DPR 357/97, che recepisce la direttiva Habitat, prevede che le misure da adottare affinché il prelievo di specie inserite nell'allegato V risulti compatibile con il loro mantenimento in uno stato di conservazione soddisfacente siano stabilite dalle Regioni sulla base dei dati di monitoraggio delle relative popolazioni. Queste misure debbono prevedere anche una stretta regolamentazione del prelievo, sia in relazione alle quote annuali concesse, sia alle modalità ed ai periodi di attuazione e, più in generale, vincolano l'amministrazione competente ad un'attenta pianificazione nonché ad uno stretto controllo della gestione.

Al di là degli aspetti meramente giuridici e procedurali vale la pena evidenziare le condizioni di natura tecnica che potrebbero consentire il prelievo venatorio dello Stambecco. In tal senso va ricordato che la protezione accordata alla specie, unitamente alle numerose iniziative di traslocazione ed immissione – anche all'esterno di aree protette – ha senza dubbio contribuito al sensibile miglioramento dello stato di conservazione di questo bovide, che ha mostrato, dagli anni '80 ad oggi, un incremento medio annuo pari al 5%. Allo stato attuale dunque, la specie può considerarsi fuori pericolo di estinzione. Esistono poi consolidate esperienze relative al prelievo venatorio della specie condotte in Svizzera, Austria e Slovenia, che forniscono importanti elementi per una valutazione critica della modalità e degli effetti del prelievo sulla struttura e sulla dinamica di popolazione.

Per supportare un'ipotesi di inserimento dello Stambecco tra le specie cacciabili, la Provincia di Sondrio ha istituito nel 2007 un gruppo di lavoro che ha visto anche la partecipazione dell'ISPRA e che ha delineato le migliori opzioni di conservazione e gestione della specie. Il gruppo di lavoro ha prodotto il documento "Piano di conservazione, diffusione e gestione dello Stambecco sull'arco alpino" (AAVV, 2009) dove è stata analizzata la situazione distributiva e demografica della specie nel nostro Paese, sono stati evidenziati i principali problemi di conservazione che la caratterizzano e sono state fornite indicazioni dettagliate circa le premesse metodologiche e la prassi gestionale necessarie per favorire un'ulteriore miglioramento del suo status e consentire un eventuale utilizzo venatorio delle popolazioni. Il gruppo di lavoro ha concluso che il prelievo venatorio, con i mezzi e le modalità della caccia di selezione, è un'opzione possibile fatti salvi alcuni requisiti minimi di consistenza e dinamica di popolazione e solo nell'ambito di una strategia di conservazione di più ampio respiro, che includa anche la realizzazione di nuove immissioni nelle aree idonee e la salvaguardia dei corridoi ecologici necessari per garantire il flusso genico nell'ambito di metapopolazioni diffuse.

Per unità territoriale di prelievo (UTP) si intende l'area entro cui si ha intenzione di dare avvio alla gestione venatoria della popolazione e a cui si fa riferimento per i conteggi e le conseguenti stime di densità reale. L'UTP può rappresentare solo una parte dell'intera UG (unità di gestione) e deve essere delimitata da confini ben identificabili, coincidenti con i rilievi fisiografici dei gruppi montuosi. L'UTP deve comprendere, al suo interno, sia aree di svernamento, sia aree di estivazione di una stessa sub-popolazione di stambecchi.

In particolare, la gestione venatoria è ritenuta possibile ove siano rispettate le seguenti condizioni:

- ▶ siano applicati metodi standardizzati di monitoraggio e siano definite in modo rigoroso le unità territoriali di prelievo (UTP, distretti), in modo da poter riferire ad esse i valori di densità di popolazione da utilizzare come riferimento per le scelte gestionali;
- ▶ siano presenti densità minime pari a 3,5 capi/100 ha nell'unità territoriale di prelievo, che deve avere una estensione minima di 5.000 ha (corrispondenti ad una consistenza minima di 175 capi entro la medesima unità);
- ▶ non siano consentiti abbattimenti qualora l'IUA medio della popolazione all'interno dell'unità territoriale di prelievo (verificato in base alla serie dei censimenti degli ultimi tre anni) risulti inferiore o pari a zero;

-
- ▶ la consistenza della popolazione entro l'unità territoriale di gestione sia superiore a 1000 capi, al netto dei soggetti di età inferiore ad un anno, oppure la consistenza della popolazione sia superiore a 500 capi, al netto dei soggetti di età inferiore ad un anno e la sua dinamica sia stata caratterizzata da un trend positivo nel precedente triennio.

I valori di densità reale si calcolano, per ciascuna unità territoriale di prelievo, rispetto all'estensione delle aree effettivamente utilizzate dagli stambecchi, all'interno dell'UTP stessa, sia durante la stagione estiva che in quella invernale. I valori di densità minima per l'avvio del prelievo sono stati stabiliti in base a quelli riscontrati nella Confederazione Elvetica su popolazioni in fase di stabilità e comprese fra 2 ed 8 capi/100 ha.



Figura 4.16 - Maschi di Stambecco di 2 e 3 anni – Foto di Luca Pedrotti.

Il tasso di prelievo suggerito dal gruppo di lavoro non può superare il 5% della consistenza al netto dei capretti. Un simile tasso, molto conservativo, è funzionale all'obiettivo principale di garantire comunque la crescita delle popolazioni. Inoltre, il piano annuale di prelievo dovrebbe essere realizzato per il 50% da catture al fine di assicurare la realizzazione di ulteriori iniziative di traslocazione e per la parte rimanente mediante abbattimenti, mantenendo annualmente una parità fra abbattimenti e catture nell'ambito di ciascuna unità di gestione. Le classi d'età da utilizzarsi per i prelievi sono solo due per le femmine (classe I: femmine di 1-2 anni; classe II: femmine di tre o più anni), mentre per i maschi sono previste cinque classi (classe I: 1 anno; classe II: 2 anni; classe III: 3-5 anni, classe IV: 6-10 anni; classe V: 11 + anni).

Per quanto attiene la strutturazione del piano di abbattimento, questo deve essere ripartito equamente fra maschi e femmine, escludendo dal prelievo le femmine allattanti e, in una prima fase, i maschi di età pari o superiore ad 11 anni (V classe), almeno fino a quando la percentuale di maschi di questa classe non sia pari al 22% nella popolazione. Gli individui di un anno di età (maschi e femmine) dovrebbero essere inclusi nei piani di prelievo solo nel caso di popolazioni con strutture d'età molto giovani e caratterizzate da elevati tassi annuali di accrescimento. Per le altre classi di età il prelievo dovrebbe essere programmato in modo proporzionale alla loro rappresentatività nella consistenza complessiva della popolazione. La classe 0 non è soggetta a prelievo.

Il gruppo di lavoro ha individuato 17 unità di gestione che si identificano con comprensori montuosi tra loro sufficientemente isolati. Ciascuna unità di gestione comprende una popolazione di Stambecco costituita da colonie spazialmente separate. Sono state identificate 19 colonie transfrontaliere, per la cui gestione si renderebbe necessario un coordinamento ed uno scambio di informazioni fra gli organi competenti. In ciascuna unità di gestione dovrebbero essere identificate

alcune aree di rispetto, interdette al prelievo venatorio della specie, coincidenti con i principali corridoi di spostamento degli stambecchi fra le diverse colonie e/o con le zone periferiche delle aree di distribuzione, in cui le densità registrate sono ancora molto contenute.

Gli stambecchi censiti all'interno delle aree protette istituite ai sensi della legge 394/91 e quelle a divieto di caccia istituite ai sensi della legge 157/92 concorrono al calcolo della consistenza minima necessaria per dare avvio alla gestione venatoria. Per la predisposizione dei piani di prelievo, si deve tenere conto solo dei soggetti presenti all'esterno delle aree protette ai sensi della legge 394/91 (non si considerano gli stambecchi censiti all'interno dei Parchi Nazionali, dei Parchi Naturali, delle Riserve statali).

Ai fini della corretta gestione e conservazione della specie sono previste anche attività relative alla sorveglianza sanitaria, attiva e passiva, ed al monitoraggio genetico mirato all'allestimento di una banca dati genetica, utile ad orientare le reintroduzioni.

Per quanto attiene i periodi di attuazione del prelievo, viene indicato come ottimale per le classi maschili quello compreso tra agosto e novembre, mentre per le femmine viene suggerito il posticipo dell'apertura al mese di ottobre.

4.10 I centri di controllo ed i rilevamenti biometrici

La disponibilità dei capi abbattuti costituisce una fonte di informazioni di primaria importanza per la conoscenza delle popolazioni cacciate. Nel capitolo 3. si è visto come la misurazione di alcuni parametri biometrici sia informativa sullo stato e la tendenza delle popolazioni e sia utile anche per caratterizzare sotto il profilo morfologico popolazioni diverse. E' auspicabile che la raccolta dei dati biometrici sia incorporata nelle attività ordinarie di gestione venatoria attraverso la creazione dei centri di controllo, presso i quali personale qualificato si occupi del monitoraggio dei capi abbattuti, dalla misurazione alla archiviazione ed all'analisi dei dati. Questo passaggio appare fondamentale anche al fine di affiancare dati quantitativi di condizione morfo-fisiologica delle popolazioni a quelli spesso più incerti derivanti dai sistemi di monitoraggio della loro consistenza.

La progettazione di un centro di controllo deve tener conto della necessità di far fronte all'afflusso regolare e pressoché continuo di capi da esaminare e misurare nel corso della stagione venatoria, nel rispetto delle norme igienico-sanitarie e secondo protocolli che limitino la possibilità di errori e/o la dispersione dei dati. La conformità del locale prescelto a requisiti minimi, l'applicazione da parte del personale coinvolto di elementari regole di igiene e l'impiego corretto di attrezzature e utensili adatti allo scopo sono misure sufficienti a contenere i rischi sanitari connessi alla manipolazione di carcasse potenzialmente fonte di agenti patogeni per gli operatori e a preservare la salubrità delle carni destinate al consumo (Armaroli 2009). Per la descrizione degli ambienti e delle principali attrezzature si rimanda ad Armaroli (2009). In questa sede occorre sottolineare la necessità di una standardizzazione delle modalità di rilevamento e degli strumenti utilizzati, al fine di contenere il più possibile le fonti di variabilità dei dati imputabili al rilevatore ed alle tecniche utilizzate. Le modalità di rilevamento e gli strumenti di misurazione sono descritte in modo esaustivo nella "*Guida al rilevamento biometrico degli Ungulati*" (Mattioli & De Marinis 2009) alle cui indicazioni è opportuno attenersi per ottimizzare la possibilità di confronto di dati provenienti da aree geografiche differenti.

Oltre ai parametri più strettamente funzionali ai fini del monitoraggio delle popolazioni, appare di primaria importanza la caratterizzazione dei soggetti abbattuti secondo la classe di età. Dal momento che negli Ungulati il riconoscimento in natura di alcune classi sociali è difficoltoso, tanto che alcune classi in particolare nel segmento femminile risultano accorpate, l'ispezione dei capi abbattuti offre la possibilità di caratterizzare più precisamente il carniere rispetto all'età. L'analisi dello stato di eruzione della dentatura è utile per la valutazione dell'età entro limiti temporali che variano da specie a specie, mentre successivamente occorre esaminare lo stato di usura della tavola dentaria. In considerazione della grande variabilità mostrata dalle popolazioni a riguardo, legata non solo al tipo di ambiente ma anche al sesso, l'ISPRA ha predisposto una guida (De Marinis & Toso, 2013; De Marinis, a, b, 2013) all'identificazione dei caratteri diagnostici per una corretta classificazione dell'età dei Cervidi italiani sulla base sia dell'eruzione, sia dell'usura. Benché la disponibilità di una guida di riferimento sia utile a diminuire la variabilità inter ed intra-osservatore è comunque necessario che tali valutazioni siano effettuate dagli operatori biometrici dopo aver eseguito una prova di calibrazione tesa a quantificare la coerenza fra diversi osservatori nell'attribuzione dell'età in base all'usura e, se disponibili mandibole di età nota, a caratterizzare la frequenza ed il tipo di errore. Per ciascuna specie, queste prove devono essere eseguite su un campione diversificato per

classi di età e bilanciato per quanto riguarda il genere, nonché derivante dall'area biogeografia (Alpi o Appennino) di interesse. E' naturalmente necessario eseguire nuovi test di calibrazione nel caso in cui si dovessero analizzare campioni relativi a popolazioni provenienti da altre aree biogeografiche. Nel Cervo, ad esempio, popolazioni alpine ed appenniniche hanno infatti mostrato una modalità di usura della tavola dentaria profondamente differente, la cui valutazione richiede una calibrazione a livello locale (De Marinis & Toso, 2013).

Per un'analisi dettagliata dell'importanza e dei campi di utilizzo della biometria applicata agli Ungulati si rimanda al già citato lavoro di Mattioli e De Marinis (2009) e a quanto esposto nel capitolo dedicato al monitoraggio delle popolazioni. In questa sede preme tuttavia fornire un elenco dei principali rilevamenti da effettuare sui capi abbattuti, che dovrebbero essere considerati irrinunciabili poiché utili a comprendere i processi demografici in atto:

- ▶ genere: il sesso degli individui abbattuti va verificato in tutte le specie/classi dove nel piano siano previsti accorpamenti (ad esempio la classe dei nuovi nati, o la prima classe nel Camoscio).
- ▶ classe d'età: le classi accorpate nel piano (in particolare I/II nelle femmine) dovrebbero essere ripartite secondo l'età stimata in base all'esame della tavola dentaria utilizzando la già citata guida di riferimento (De Marinis & Toso, 2013);
- ▶ peso corporeo eviscerato (in maniera standardizzata e con bilance correttamente tarate);
- ▶ misure lineari: lunghezza del piede posteriore (garretto), lunghezza della mandibola.
- ▶ Stato riproduttivo nelle femmine: lo stato di gravidanza delle femmine, così come il numero di embrioni o feti, il loro sesso e possibilmente anche lo stadio di sviluppo come quantificato dal rilevamento delle misure lineari, deve sempre essere registrato, almeno su un campione significativo dei capi abbattuti. A tal proposito è possibile fare riferimento alle schede specifiche presenti in Mattioli e De Marinis (2009), relative all'analisi dello stato riproduttivo delle femmine, all'identificazione del sesso nei feti e alle modalità di rilevamento delle misure su feto/embrione.

Ulteriori verifiche di carattere morfologico che possono rivelarsi utili sono il peso del trofeo nei Cervidi per individuare l'evoluzione di questo carattere, anch'esso in parte indice di condizione nelle popolazioni.



Figura 4.17 - Un centro di controllo deve essere attrezzato per il rilevamento e la registrazione di tutte le misure biometriche – Foto Archivio ISPRA.

SCHEDA 4.4 - USO DELLE MUNIZIONI CONTENENTI PIOMBO PER LA CACCIA AGLI UNGULATI: IMPLICAZIONI SULLO STATO DI CONSERVAZIONE DEGLI UCCELLI DA PREDÀ E SULLA SALUTE UMANA

A. Andreotti e F. Borghesi (ISPRA)

Premessa

Il piombo è un metallo poco presente sulla superficie terrestre. Sono rarissime e molto localizzate le fonti naturali di contaminazione per la biosfera; un'elevata presenza di piombo in ambiente si riscontra soprattutto per effetto di attività antropiche che in varie forme insistono o hanno insistito su larga scala (es. inquinamento derivante dal piombo tetraetile delle benzine o dall'arseniato di piombo in agricoltura) o in contesti più localizzati (contaminazione da attività mineraria, discariche, attività industriali, militari, ricreative e venatorie, ecc.). Il piombo, se assorbito per inalazione, ingestione o per contatto prolungato con la pelle, mostra proprietà altamente tossiche per tutti gli organismi, dando luogo a una forma di avvelenamento (saturnismo) che in casi gravi può comportare una serie di disfunzioni, fino a provocare la morte. La pericolosità di questo elemento è dovuta alla sua affinità chimica con altre sostanze che prendono parte alle reazioni biochimiche all'interno degli organismi viventi appartenenti a gruppi sistematici anche molto diversi, tra cui rientrano Pesci, Uccelli e Mammiferi. È stato evidenziato, ad esempio, come il piombo interferisca con alcuni enzimi preposti alla produzione dell'emoglobina e alteri il rilascio degli impulsi in determinate terminazioni nervose (Locke e Thomas, 1996; Pokras e Kneeland, 2009).

Implicazioni derivanti dall'uso di munizioni contenenti piombo sulla conservazione della fauna

Già da oltre un secolo è noto che il piombo utilizzato nelle cartucce da caccia è causa di avvelenamento per gli animali selvatici. Sino ad un recente passato, tuttavia, si era soliti associare il problema del saturnismo esclusivamente alla caccia nelle zone umide, in quanto si riteneva che solo gli uccelli acquatici potessero assumere i pallini di piombo scambiandoli per semi o ingerendoli per errore al posto dei sassolini (grit) necessari per favorire la digestione del cibo (Beintema, 2001).

Nuovi studi hanno invece dimostrato come l'intossicazione colpisca anche animali legati ad ambienti terrestri. L'ingestione del piombo disperso durante l'esercizio dell'attività venatoria è stata riscontrata in Galliformi e Columbiformi ed è stata ipotizzata nel caso delle beccacce e persino dei picchi (Petersson, 1999; Scheuhammer et al., 1999; Potts, 2005; Strom, 2005; Fisher et al., 2006; Mörner e Kreager et al., 2008; Franson et al. 2009; Thomas et al., 2009).

Gli uccelli da preda non rientrano fra le specie che prelevano e ingeriscono il piombo direttamente dal suolo o dai sedimenti, ma anch'essi sono soggetti al saturnismo derivante dalle munizioni da caccia. Ad essere esposte sono soprattutto le specie che si alimentano di mammiferi e uccelli morti, feriti o debilitati: la maggior parte dei rapaci, nutrendosi di animali colpiti dai cacciatori e non recuperati - oppure affetti a loro volta da saturnismo - ingeriscono insieme alla carne anche il piombo, che rapidamente entra nelle vie metaboliche e ne causa l'avvelenamento (Donázar et al., 2002; Pain et al., 2007; Krone et al., 2009). Contrariamente a quanto si potrebbe pensare, l'ingestione di piccoli frammenti di piombo non avviene solamente nei casi in cui le prede sono state colpite con munizionamento spezzato, ma anche quando sono state raggiunte da un proiettile sparato da un'arma a canna rigata. Specifiche indagini hanno dimostrato che quando il proiettile entra nel corpo di un ungulato tende a frammentarsi, producendo un elevato numero di schegge che s'irradiano nei muscoli e negli organi anche a distanze considerevoli rispetto alla zona colpita (Fig. 4.18) (Hunt et al., 2006; Dobrowolska e Melosik, 2008; Krone et al., 2009).

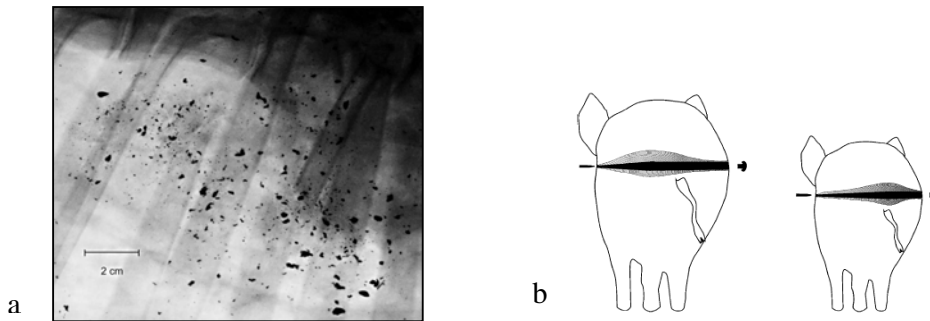


Figura 4.18 - a Radiografia laterale della parte mediana del torace di una femmina di Cervo dalla coda bianca *Odocoileus virginianus* ucciso nel Wyoming settentrionale nel 2004 con un proiettile standard di piombo rivestito di rame. I frammenti sono disposti in massima parte in un intorno di circa 12 cm dal tramite prodotto dal proiettile (da Hunt et al., 2006). b - Rappresentazione schematica della traiettoria di un proiettile in un animale adulto e giovane, in cui viene indicata la parte del tessuto contaminata dal piombo (da Dobrowolska e Melosik, 2008).

Le prime evidenze della gravità del problema sono state raccolte nel corso di studi condotti per la conservazione di condor e avvoltoi. Le popolazioni di uccelli necrofagi che si alimentano sugli ungulati non recuperati dai cacciatori o sulle viscere che vengono abbandonate sul luogo dell'abbattimento sono risultate molto vulnerabili. Il caso del Condor della California *Gymnogyps californianus* è stato particolarmente studiato; i ricercatori sono concordi nel ritenere che il saturnismo rappresenti la principale causa di mortalità per questa specie, al punto da pregiudicarne la sopravvivenza in natura (Snyder e Snyder, 2005; Cade, 2007).

Un numero crescente di ricerche condotte in diverse parti del mondo sta dimostrando come il fenomeno sia tutt'altro che circoscritto. L'assunzione dei frammenti di piombo avviene con frequenza nelle aree dove è praticata la caccia agli ungulati; inoltre a rimanerne vittima non sono solo condor e avvoltoi, ma anche molti altri rapaci che si alimentano sulle carcasse di ungulati morti, come ad esempio l'Aquila reale *Aquila chrysaetos* (Kennner et al., 2007) e l'Aquila di mare *Haliaeetus albicilla* (Helander et al., 2009; Krone et al., 2009).

Nel caso dei grandi uccelli da preda il piombo determina un impatto particolarmente negativo sulla dinamica di popolazione a causa della loro biologia riproduttiva: questi animali sono molto longevi, raggiungono tardi la maturità sessuale (talvolta anche al sesto-settimo anno di vita) e hanno una bassa produttività (allevano uno o al massimo due pulcini in un anno, e non tutti gli anni). È stato calcolato che mediamente i Condor della California devono vivere tra i 18 e i 23 anni affinché possano riprodursi un numero sufficiente di volte da garantire la sopravvivenza della specie (Cade, 2007). In un arco temporale così lungo, ogni individuo ha molte probabilità di ingerire frammenti di munizioni e di subire forme di intossicazione più o meno gravi, che lo possono portare alla morte o alla sterilità. Diversamente, altri uccelli, più prolifici e in grado di riprodursi già nel secondo anno di vita (come ad esempio i Corvidi), risentono meno, a livello di popolazione, degli effetti del saturnismo.

In Italia, i rapaci più esposti all'ingestione di frammenti di piombo contenuti nelle carcasse degli ungulati sono gli avvoltoi (soprattutto Gipeto *Gypaetus barbatus* e Grifone *Gyps fulvus*), i nibbi (Nibbio reale *Milvus milvus* e Nibbio bruno *Milvus migrans*) e le aquile (in particolare l'Aquila reale) (Fig. 4.19).



Figura 4.19 - Cinghiale *Sus* scrofa ucciso nel corso di una braccata in Sardegna. Soggetti feriti e non recuperati dai cacciatori possono morire e diventare alimento per i grifoni dell'ultima colonia che ancora sopravvive sull'isola, con conseguente rischio di avvelenamento (Foto Alessandro Andreotti). A destra, Grifone in alimentazione su una carcassa – Foto di Massimo Piacentino.

Nel corso del progetto internazionale per la reintroduzione del Gipeto sulle Alpi (Fig. 4.20), avviato nel 1986 e tuttora in corso, il saturnismo è stato accertato come causa di decesso per sette dei 90 individui rinvenuti morti (H. Frey, dato inedito). Il dato è preoccupante in relazione al fatto che la consapevolezza di questa problematica è stata acquisita solo di recente: sino a pochi anni fa l'avvelenamento da piombo non veniva ricercato tra le possibili cause di decesso o debilitazione degli animali recuperati. L'accertamento del primo caso di intossicazione, infatti, risale solamente all'inverno del 2005 ed è riferito ad un soggetto di nome Doraja recuperato in Austria e successivamente rilasciato nel Parco Nazionale degli Alti Tauri (Knollseisen et al., 2006). In Italia un individuo intossicato da piombo (Ikarus) venne ritrovato in forte stato di inedia in Val di Rabbi (TN) nel dicembre del 2008. Nel giugno del 2009, dopo alcuni mesi di cure, fu liberato nel settore altoatesino del Parco Nazionale dello Stelvio in buone condizioni fisiche, ma venne nuovamente recuperato in Svizzera in evidente difficoltà nel dicembre 2009; morì nelle settimane successive (E. Bassi, dato inedito).



Figura 4.20 - A sinistra, coppia di gipeti detenuti in cattività per produrre i giovani destinati ad essere reintrodotti in natura (Foto di Alessandro Andreotti). A destra, giovane di Gipeto intento a nutrirsi di un osso – Foto di Massimo Piacentino.

Considerata la rilevanza del problema, nel 2009 il Parco Nazionale dello Stelvio e l'Amministrazione Provinciale di Sondrio hanno avviato uno studio sperimentale, in collaborazione con la Facoltà di Veterinaria dell'Università di Milano, volto a indagare la frequenza e la consistenza di frammenti di piombo nelle viscere di ungulati colpiti da arma da fuoco, in un'area dove attualmente si registra il maggior numero di coppie di Gipeto nidificanti in Italia. Lo studio ha accertato la presenza di frammenti di piombo in un'alta percentuale dei visceri analizzati (95 su 153, pari al 62,1%), confermando la rilevanza del rischio: (Bassi et al., in stampa)

Effetti del piombo sulla salute umana

Le forme di avvelenamento acuto legate all'assunzione da piombo nell'uomo sono note da molto tempo. Sintomi dell'avvelenamento sono l'ipertensione, la riduzione delle funzioni renali, il declino delle funzioni cognitive, anomalie delle funzioni riproduttive negli adulti e ritardo di sviluppo nei bambini. Nei casi più gravi, in cui la vita è a repentaglio, si manifestano coliche addominali, costipazione, affaticamento, anemia, neuropatia a livello periferico e, nella maggior parte dei casi, alterazioni delle funzioni del sistema nervoso centrale, che possono portare a convulsioni e coma. Solo di recente si è scoperto che anche esposizioni prolungate a bassi livelli portano a problemi cronici per la salute umana. In questi casi gli effetti del piombo possono essere non specifici e persino asintomatici, per cui spesso l'intossicazione risulta difficilmente diagnosticabile. L'assunzione di dosi bassissime è sufficiente a determinare danni permanenti al sistema nervoso per il feto in crescita o per il bambino, pertanto le donne in stato di gravidanza e i giovani sono da considerare soggetti particolarmente a rischio.

Riguardo agli effetti del piombo sui bambini, indagini condotte su vasta scala negli USA hanno evidenziato come ad un incremento della concentrazione di questo elemento nel sangue da meno di uno a 10 µg per decilitro corrisponda un abbassamento medio del quoziente intellettivo (QI) di 6,2 punti (Kosnett, 2009). Nel caso di contaminazioni che interessano una quota significativa di popolazione, pertanto, il piombo può determinare pesanti ricadute sociali, portando ad un aumento percentuale di soggetti con ritardi mentali gravi (Fig. 4.21).

Una volta accertata la pericolosità del piombo anche a dosi molto basse, le autorità sanitarie europee hanno segnalato la necessità di ridurre il più possibile le concentrazioni di questo metallo nei cibi, non ritenendo sicuri i valori limite precedentemente indicati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (EFSA, 2010). Negli ultimi decenni è stato bandito l'impiego del piombo in svariati settori produttivi. Solo per citare alcuni esempi, è stato rimosso dalle benzine ed è vietato nella produzione di vernici, inchiostri, leghe per saldature, tubazioni e giocattoli per l'infanzia. Anche l'uso del piombo nelle munizioni da caccia è oggetto di attenzione per gli effetti negativi che può determinare sull'ambiente e sulla salute dell'uomo. Su questo tema ISPRA ha provveduto a redigere un documento tecnico in cui sono illustrati in dettaglio i diversi aspetti del problema e in cui vengono indicate possibili soluzioni (Andreotti e Borghesi, 2012).

L'intossicazione degli uccelli da preda ha portato l'attenzione dei ricercatori anche sugli effetti che il consumo di selvaggina può avere nei riguardi della salute umana. Studi effettuati con varie tecniche diagnostiche hanno dimostrato come gli alimenti derivati dagli ungulati abbattuti e destinati al consumo umano possano contenere frammenti di piombo anche molto fini e in numero inaspettatamente elevato (Fig. 4.22). Tali frammenti non sono rimossi durante la macellazione e il successivo confezionamento delle carni; la loro ingestione da parte dei consumatori è inevitabile non potendo essere percepiti durante la masticazione e, inoltre, le piccole particelle risultano facilmente assimilabili una volta entrati nell'apparato digerente (Cornatzer et al., 2009; Hunt et al., 2009; Tsuji et al., 2009).

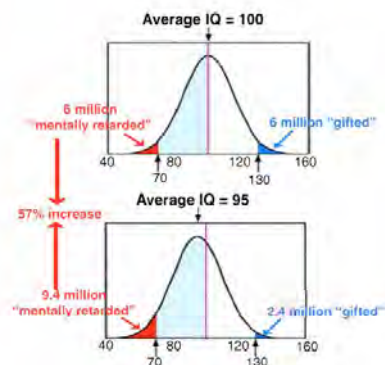


Figura 4.21 - Effetti di un abbassamento medio del QI pari a 6 punti in una popolazione di cento milioni di persone. Il numero di soggetti mentalmente ritardati (QI < 70) aumenta del 57%, passando da 6 a 9,4 milioni, mentre il numero di soggetti con intelligenza superiore alla media (QI > 130) scende da 6 a 2,4 milioni (da Kosnett, 2009).

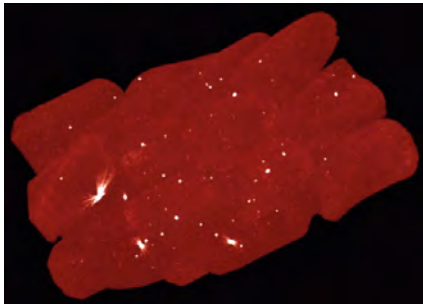


Figura 4.22 - Immagine di circa 20 confezioni di carne di selvaggina da 1 libbra ciascuna (1 libbra = 453,6 grammi) ottenuta tramite tomografia computerizzata ad alta definizione. Le tracce bianche rappresentano i frammenti inclusi nel tessuto (Cornatzer et al., 2009).

L'elevata frequenza con cui le carni degli ungulati abbattuti risulta contaminata trova conferma nelle indagini effettuate a scala europea dall'Autorità europea per la sicurezza alimentare (EFSA). I dati raccolti in 21 Paesi europei mostrano come nei cinghiali vi siano concentrazioni medie di piombo nelle carni pari a 1.143 $\mu\text{g}/\text{kg}$, cento volte superiori a quelle riscontrate nei maiali, e presentino picchi sino a 232.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (EFSA, 2012). Anche le fasi di preparazione dei cibi giocano un ruolo importante nel favorire l'assunzione del piombo: durante la cottura, le alte temperature e l'utilizzo di ingredienti che accrescono l'acidità, come l'aceto, favoriscono la dissoluzione di questo metallo, che viene così a diffondersi nel sugo e nelle carni (Mateo et al., 2007).

Studi condotti su animali in laboratorio (suini) o sull'uomo suggeriscono come il consumo di pasti a base di selvaggina abbattuta con

munizionamento tradizionale comporti un innalzamento dei livelli di piombo nel sangue, tali da destare preoccupazione sanitaria (Bjerregaard et al., 2004; Hunt et al., 2009).

Soluzioni alternative e comportamenti per ridurre i rischi

Nel caso della caccia agli ungulati, per ovviare ai problemi derivanti dall'utilizzo di munizioni contenenti piombo è sufficiente sostituire i proiettili tradizionali con nuovi modelli realizzati con materiali atossici. Le esperienze maturate nei Paesi dove l'uso del piombo è bandito da tempo mostrano come sia possibile impiegare munizioni alternative che presentano buone proprietà balistiche e costi simili rispetto a quelle tradizionali. Queste munizioni sono oggi realizzate dalle maggiori case produttrici e sono largamente reperibili sul mercato. Al momento, il materiale più utilizzato in sostituzione al piombo è il rame (Knott et al., 2009); il rame consente di realizzare proiettili che all'impatto con i tessuti dell'animale si aprono, aumentando il proprio diametro e cedendo efficacemente la propria energia cinetica senza alcuna frammentazione; ciò consente di ottenere effetti terminali persino migliori di quelli dei proiettili contenenti piombo.

Anche per i fucili a canna liscia, utilizzati per la caccia al Cinghiale, sono disponibili munizioni alternative prive di piombo. Tali munizioni sino ad ora sono state poco utilizzate, in quanto immesse sul mercato solo di recente. Va tuttavia ricordato che, anche per la caccia al Cinghiale, è raccomandato l'uso esclusivo di armi a canna rigata, per i vantaggi che ne derivano in termini di sicurezza, data la minore tendenza dei proiettili delle carabine a frammentarsi e rimbalzare.

Per quanto concerne i consumatori, si consiglia prudenza qualora non si abbia la certezza che i capi siano stati abbattuti utilizzando munizionamento atossico. In assenza di garanzie, è opportuno che i bambini e le donne in stato di gravidanza si astengano dal consumare selvaggina, per prevenire gli effetti negativi che il piombo esercita sullo sviluppo del sistema nervoso. Per le altre categorie meno sensibili, si sconsiglia il consumo frequente e la cottura delle carni con condimenti ad elevata acidità. Queste precauzioni valgono non soltanto nel caso degli ungulati selvatici, ma più in generale per tutta la selvaggina (Andreotti e Borghesi, 2012).

5. IL CONTROLLO DELLE POPOLAZIONI

La recente espansione degli Ungulati nel nostro Paese ha comportato la comparsa o l'aumento della conflittualità fra alcune attività antropiche e le popolazioni di questi animali e in alcuni contesti impatti indesiderabili sulla conservazione a medio-lungo termine di altre componenti delle biocenosi. In molti casi la natura del conflitto è caratterizzata da una forte componente emotiva, legata alla percezione dell'impatto da parte delle categorie maggiormente esposte, percezione che non sempre è basata su una stima oggettiva e sulla reale entità del danno.

In questo contesto gioca un ruolo culturale non secondario la perdita della memoria storica della presenza degli Ungulati selvatici nel territorio forestale e rurale. Esiste tuttavia anche una componente del conflitto oggettivabile e determinata dalla ricaduta economica e/o ambientale dell'impatto che questi animali possono esercitare. In termini gestionali l'attenuazione del conflitto è perseguibile attraverso l'utilizzo sinergico ed attentamente modulato della prevenzione del danno e della regolazione della distribuzione spaziale e della densità delle popolazioni. Come si è visto in precedenza, il prelievo venatorio, oltre che una forma di utilizzo della fauna selvatica, può essere considerato anche uno strumento di gestione delle specie, attraverso il quale perseguire gli obiettivi di programmazione della presenza delle diverse specie sul territorio alla luce delle valenze ambientali che esso esprime e delle esigenze economiche. Va tuttavia considerato che, stante il vigente quadro normativo, il prelievo venatorio non è consentito nelle aree protette - nella più ampia accezione del termine - e che dunque in queste aree è necessario ricorrere ad altri strumenti.

Inoltre, anche nelle aree aperte alla caccia, i casi in cui la gestione ordinaria delle specie non ha portato alla risoluzione di problematiche di matrice economica sono divenute relativamente frequenti, tanto da determinare il ricorso all'uso degli strumenti di gestione straordinaria delle popolazioni previsti dalla legge. A questa categoria si ascrive il controllo numerico delle popolazioni, che può essere definito come un'azione che consente - attraverso la manipolazione di alcuni parametri demografici - di agire nel breve termine sulle popolazioni, riducendole al fine di limitare gli elementi di conflitto con le attività umane. In alcuni casi all'effetto demografico si associano anche cambiamenti nell'uso dello spazio da parte delle popolazioni oggetto di controllo numerico, con ricadute positive nel determinare la riduzione dei conflitti.

Pur riconoscendo l'importanza degli elementi di carattere culturale e sociale nel determinare il rapporto Uomo-Ungulati, l'approccio seguito in questa sede privilegerà gli aspetti tecnici e normativi del controllo numerico come strumento di gestione. La "dimensione umana" del problema, certamente rilevante in quanto in grado di orientare le scelte dei decisori, dovrebbe invece essere attentamente analizzata nell'ambito del processo di costruzione della programmazione faunistico-territoriale e gestita attraverso campagne di sensibilizzazione ed educazione mirate ad incrementare la conoscenza oggettiva degli impatti che i grandi erbivori possono determinare e delle modalità con cui questi possono essere mitigati.

5.1 Il controllo delle popolazioni: definizione e riferimenti normativi

In un'accezione molto ampia, con il termine "controllo" si intende genericamente un intervento di gestione che imprime una variazione al sistema portandolo da uno stato definito ad uno più desiderabile (Sinclair *et al.*, 2006). Nell'ambito della gestione faunistica, il controllo - contrariamente al prelievo sostenibile - non rappresenta una forma di utilizzo della fauna per scopi ludici o commerciali, ma un intervento di "polizia faunistica" motivato da esigenze ambientali, economiche o sanitarie. A questo concetto si richiamano gli articoli della legislazione nazionale ed internazionale che contemplano la possibilità di attuare il controllo delle popolazioni faunistiche in deroga al generale regime di protezione accordato a questa componente ambientale. Nello specifico, il controllo della fauna selvatica applicabile al caso degli Ungulati trova riscontro nelle seguenti normative:

- ▶ **Legge 11 febbraio 1992, n. 157** "*Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio*". L'art. 19, comma 2, prevede il ricorso al controllo anche nelle zone vietate alla caccia (e.g. zone protette ai sensi della medesima legge) ed in linea teorica su tutte le specie, sulla base di motivazioni diversificate che vanno dalla presenza di danni al patrimonio agricolo a motivi sanitari o di "selezione biologica". Secondo il dettato di questo articolo il controllo deve sempre avere il requisito della selettività, ossia non incidere su altre

componenti delle zoocenosi in maniera diretta (mortalità e disturbo), ed essere esercitato prioritariamente con “*metodi ecologici*”, vale a dire con sistemi che escludono il prelievo di individui (sia con abbattimento, sia attraverso cattura e traslocazione) ma influenzano in maniera indiretta la dinamica delle popolazioni o limitano l’accesso ad una risorsa danneggiabile da parte degli animali. Se, ad esempio, il controllo è proposto al fine di limitare i danni alle colture agricole, questo dovrà essere esercitato prioritariamente limitando l’accesso alle colture e solo successivamente alla verifica dell’inefficacia di questo provvedimento (anche considerando il rapporto costi/benefici), attraverso un intervento diretto sulle popolazioni tramite catture e/o abbattimenti. Pertanto, ai sensi della legge 157/92, l’avvio del controllo numerico è subordinato alla comprovata inefficacia dei sistemi di controllo ecologici nel ridurre l’impatto delle popolazioni; la verifica della inefficacia dei sistemi adottati costituisce una parte rilevante dell’istruttoria necessaria ai fini della relativa autorizzazione.

- ▶ **Decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357**, recante l’attuazione della Direttiva 92/43/CEE, successivamente modificato dal D.M.A. 20 gennaio 1999 e dal D.P.R. 12 marzo 2003 n.120, che all’art. 11 c. 1, in deroga al regime di protezione delle specie menzionate negli allegati alla stessa direttiva, ammette il ricorso al controllo delle popolazioni secondo un approccio in larga misura assimilabile a quello adottato dalla legge 157/92.
- ▶ **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, prevede, nell’ambito del regolamento del Parco la possibilità di esercitare il controllo di specie faunistiche attraverso il prelievo – altrimenti strettamente proibito – e solo al fine di ricomporre eventuali “*squilibri ecologici*” accertati dall’Ente Parco. Sia il concetto di squilibrio ecologico sia più in generale quello di funzionalità ecologica si riferiscono tuttavia agli ecosistemi naturali, per i quali deve essere garantita la permanenza e la funzionalità nel lungo termine. Un ecosistema è caratterizzato da un equilibrio ecologico dinamico nel tempo ma tendenzialmente in grado di conservare le caratteristiche qualitative e quantitative che ne consentono il corretto funzionamento. Qualsiasi elemento capace di alterare le caratteristiche quali-quantitative del sistema è causa di uno squilibrio ecologico che ne mette a rischio la funzionalità. Per fornire un esempio concreto, un bosco nel quale non sia più rintracciabile la rinnovazione di una o più essenze forestali è caratterizzato da un evidente squilibrio ecologico strutturale e funzionale.

In linea di principio il danneggiamento delle colture da reddito da parte della fauna selvatica non può essere considerato uno squilibrio ecologico ai sensi della normativa citata, poiché la sua valenza è fondamentalmente economica. Tuttavia tra i principi generali della legge 394/91 vi è anche “*l’applicazione di metodi di gestione o di restauro ambientale idonei a realizzare un’integrazione tra uomo e ambiente naturale, anche mediante la salvaguardia dei valori antropologici, archeologici, storici e architettonici e delle attività agro-silvo-pastorali e tradizionali*” (art. 1, comma 3, lettera b). Questo passaggio della norma sembra riconoscere agli ambienti di paraclimax creati e mantenuti dall’uomo un valore ambientale da tutelare nell’ambito delle aree protette. In alcuni casi l’impatto della fauna sulle attività tradizionali che consentono il mantenimento di ecosistemi secondari e di un “paesaggio storico” può rappresentare un problema che gli organismi gestori si trovano ad affrontare. Nella legge 394/91 è assente ogni riferimento alla necessità di adottare prioritariamente i “metodi ecologici”, menzionati invece dalla legge 157/92. Anche nelle aree protette sembra tuttavia plausibile il ricorso all’applicazione sistematica del combinato disposto degli articoli 22 e 19, rispettivamente delle leggi 394/91 e 157/92, prevedendo in primo luogo il ricorso ai metodi ecologici e solo secondariamente, dimostrata l’inefficacia di questi ultimi, al controllo numerico delle popolazioni.

Nelle aree protette nazionali, la legge quadro stabilisce che “*L’Ente Parco è tenuto ad indennizzare i danni provocati dalla fauna selvatica nel parco*” (art. 15, comma 3) secondo le modalità stabilite dal regolamento (comma 4). Le aree protette regionali sembrerebbero pertanto escluse da tale formulazione. Un riferimento normativo che regola l’indennizzo dei danni causati dalla fauna selvatica è invece rintracciabile nei provvedimenti normativi di diverse regioni, con una formulazione che estende la possibilità di indennizzo anche alle aree protette regionali e che prevede l’adozione prioritaria di metodi ecologici.

Per quanto riguarda la normativa internazionale, va rilevato come sia la Convenzione di Berna (art. 9) - e la rispettiva legge nazionale di recepimento (legge 503/81, art. 9) - sia la direttiva habitat (CEE 43/92, art. 16) ammettano deroghe al regime di protezione delle specie menzionate nei rispettivi allegati, in funzione della risoluzione di problematiche economiche ed ecologiche causate dalle specie, identificandole come soluzione estrema in assenza di alternative. La ratifica della direttiva Habitat impone alle autorità nazionali competenti di redigere annualmente un rapporto sulle specie menzionate negli allegati e per le quali siano state concesse eventuali deroghe. Nell'ambito delle specie di ungulati presenti in Italia, le disposizioni della direttiva Habitat si applicano solamente al Cervo sardo, al Camoscio appenninico, al Muflone sardo e allo Stambecco (si veda anche il Cap.1), poiché le altre non sono menzionate negli allegati della direttiva.

Infine, i nuovi regolamenti emanati nel 2004 dalla Comunità Europea ed entrati in vigore dal 2006 introducono alcune importanti novità che riguardano sia gli interventi di controllo della fauna sia l'attività venatoria, poiché riguardano la commercializzazione delle carni e quindi gli aspetti relativi alla sicurezza alimentare. I regolamenti del cosiddetto "Pacchetto Igiene" si affiancano dunque alla normativa nazionale in materia di caccia e controllo della fauna. Le indicazioni in merito alle procedure che riguardano la destinazione dei capi abbattuti, in caccia e in controllo, e la loro connessione con la normativa nazionale sono presentate nella scheda 5.1.

5.2 Motivazioni ed obiettivi

Sulla base della normativa vigente e considerati gli aspetti di natura tecnica, il controllo numerico può essere considerato la misura di gestione più appropriata:

- ▶ se la specie coinvolta è riconosciuta ed è effettivamente la causa del problema percepito;
- ▶ se i metodi ecologici previsti per legge e prioritariamente messi in atto sono risultati, sulla base di dati oggettivi, inefficaci allo scopo di contenere gli impatti esercitati dalla fauna;
- ▶ se la realizzazione del controllo non comporta alcun effetto collaterale sulle specie non target;
- ▶ se, rispetto al problema per il quale viene messo in atto, rappresenta la strategia con il miglior rapporto costi/benefici.

Di fatto, dunque il controllo numerico può essere correttamente attuato solo successivamente ad un processo di monitoraggio, di analisi e di valutazione critica del fenomeno conflittuale e quando nessuna alternativa indiretta si sia dimostrata efficace e conveniente. Il controllo si configura dunque come un intervento con requisiti di straordinarietà e di urgenza che lo rendono inadatto ad essere inserito fra gli strumenti contemplati nella pianificazione faunistico-venatoria ordinaria. Conseguentemente, nel territorio cacciabile, il mancato completamento dei piani di prelievo venatorio approvati non può essere considerato una valida motivazione per il ricorso al controllo numerico¹². Esistono peraltro diverse situazioni (soprattutto nelle aree protette dove l'attività venatoria è sempre preclusa) in cui, qualora il controllo numerico diretto si dimostri la strategia con il miglior rapporto costi/benefici, le azioni possono acquisire un carattere routinario e non di straordinarietà. In questi casi sarebbe opportuno attuare una pianificazione faunistico-ambientale con respiro temporale adeguato e basata su approcci ben definiti ed i cui risultati siano oggettivamente verificabili.

¹² A supporto di quest'ultimo punto, si può citare la sentenza della Corte Costituzionale n. 387 del 4 novembre 2008 che, in risposta ad un ricorso mosso contro la legge sulla caccia della Provincia di Bolzano, dichiara illegittimo il ricorso al controllo in caso di mancato completamento dei piani di abbattimento degli Ungulati al di fuori delle procedure stabilite dall'art. 19 della legge 157/92.



Figura 5.1 - Esempi di impatto del Cervo sui boschi di Abete bianco (*Abies alba*) per scortecciamento e brucatura - Foto di Elisabetta Raganella (ISPRA).

L'obiettivo del controllo numerico di una popolazione deve essere dunque sempre chiaramente definito ed i suoi effetti debbono essere verificabili e misurabili al termine delle operazioni. L'esito atteso deve identificarsi con l'attenuazione dell'entità del conflitto (danni a colture di pregio, impatto sulla rinnovazione forestale o sui pascoli, etc.) e non necessariamente con la riduzione della popolazione ritenuta causa del danno. Valutare l'efficacia di un'azione di controllo di popolazione quantificando la riduzione della popolazione è un processo privo di fondamento logico poiché spesso la densità di popolazione e l'entità dell'impatto da essa causato non sono direttamente proporzionali. Tale considerazione è particolarmente importante poiché impone la realizzazione di un articolato programma di monitoraggio dell'impatto che consenta un confronto ex ante ex post mirato a valutare l'efficacia delle azioni intraprese.

Rimane aperto il problema della definizione caso per caso della soglia di impatto sopportabile, che non può essere risolto se non attraverso una mediazione tra interessi in parte contrapposti ed attraverso una concertazione tra le parti sociali interessate. Nel caso della stima dei danni alle colture agricole o agli ecosistemi forestali è auspicabile venga stabilito a priori, per ciascuna area o tipologia colturale, un livello di danneggiamento tollerabile, da considerare come valore-soglia di riferimento che deve tuttavia considerare anche il normale rischio d'impresa. Va osservato che risulta difficile, e forse improprio, applicare questo concetto nel caso di piccole parcelle coltivate inserite in ampi complessi forestali o in altri contesti ambientali caratterizzati da un elevato grado di naturalità, nei quali il rischio di danneggiamento può essere estremo anche in presenza di densità di Ungulati non particolarmente rilevanti.

Esistono infine situazioni in cui la rimozione di singoli individui si rende necessaria per ragioni legate alla loro sicurezza o alla pubblica incolumità, che rappresentano una fattispecie non esplicitamente prevista dalle norme sinora citate. Fanno parte di questa casistica gli animali impigliati in recinzioni, quelli caduti in vasche o canali e quelli che si sono avventurati in aree urbane con forte presenza del traffico veicolare o all'interno delle recinzioni che delimitano le autostrade. In questi casi, che presuppongono un intervento immediato, le procedure autorizzative rimangono in capo agli organi di polizia e alle autorità sanitarie che dovrebbero concordare a livello locale le opportune modalità.

SCHEDA 5.1 - PRELIEVO VENATORIO E CONTROLLO DI POPOLAZIONE TRAMITE ABBATTIMENTO: UN CONFRONTO

Nella tabella che segue vengono evidenziate le differenze esistenti fra il controllo numerico di popolazione e l'esercizio venatorio, così come scaturiscono dai riferimenti normativi. Il carattere di provvedimento straordinario tipico delle operazioni di controllo è rilevabile anche nell'assenza, teorica, di limitazioni temporali o di mezzi per la sua realizzazione nonché in relazione alle specie potenzialmente target, fatte salve le motivazioni e le modalità di attuazione.

	Controllo	Prelievo venatorio
Riferimenti normativi nazionali	Legge n. 157/92, art. 19; Legge n. 394/91, art. 11	Legge n. 157/92, art. 12 e 18
Motivazioni	Problemi ecologici, economici e sanitari	Utilizzo di una risorsa naturale rinnovabile
Obiettivi	Attenuare/risolvere squilibri ecologici o conflitti con attività umane	Attuare il prelievo in modo sostenibile
Specie	Potenzialmente tutte	Solo quelle elencate nell'art. 18 della legge n. 157/92
Mezzi	Tutti purché selettivi	Limitati a quelli previsti dall'art. 13 della legge n. 157/92
Tempi	Non prestabiliti	Limitati a quelli previsti dall'art. 18 della legge n. 157/92
Operatori	Personale d'istituto o specificamente autorizzato	Cittadini con i requisiti di cui all'art. 22 della legge n.157/92

Nel caso degli Ungulati l'abbattimento a scopo di controllo delle popolazioni deve avvenire con le stesse armi utilizzate per la caccia selettiva (carabine dotate di ottica di mira), mentre tempi, orari e modalità (ad esempio l'uso di fonti luminose) possono differire da quelli utilizzabili per l'esercizio venatorio.

Per quanto attiene gli operatori preposti alla realizzazione del controllo, l'art. 19 della legge 157/92 (comma 2) stabilisce che questa attività possa essere condotta da personale d'istituto (guardie forestali, polizia provinciale, ecc.) e dai proprietari o conduttori dei fondi sui quali si attua il piano, provvisti di licenza per l'esercizio venatorio. Nei casi in cui il controllo sia realizzato nelle aree protette ai sensi della legge 394/91 (art. 11 e 22), gli abbattimenti devono essere attuati dal personale dell'Ente Parco o da soggetti dallo stesso espressamente autorizzati. Molto spesso la disponibilità di personale d'istituto non è sufficiente per la realizzazione dei piani di controllo e pertanto le amministrazioni responsabili individuano altri soggetti – purché muniti di licenza di caccia ed adeguatamente formati- al fine di coadiuvare le guardie nella realizzazione degli abbattimenti. Ciò ha comportato in molti casi forti reazioni da parte del mondo protezionista, che ha ravvisato in questa scelta operativa una criticabile concessione al mondo venatorio. L'esperienza sinora maturata ha peraltro evidenziato come in molti contesti l'utilizzo di personale d'istituto non sia stato attivato o si sia rivelato insufficiente per ragioni organizzative ed economiche.

Va ricordato che l'ISPRA non entra nel merito degli aspetti socio-culturali e politici delle scelte operate dagli organismi gestori in questa materia, ma ritiene che in ogni caso le figure individuate debbano essere dotate delle adeguate conoscenze tecniche acquisite attraverso un'adeguata formazione. Nel capitolo 7 sono riportati i programmi didattici ed i contenuti dei corsi dedicati alla formazione nell'ambito della gestione degli Ungulati che possono costituire in utile riferimento. In ogni caso è necessaria, già in fase di pianificazione, un'attribuzione di ruoli e responsabilità tecnico-operative ed una chiara identificazione dei soggetti coinvolti.

5.3 Metodi ecologici di controllo indiretto delle popolazioni

Come già precedentemente accennato, a questa categoria si ascrivono tutti gli interventi di prevenzione, mirati a limitare i conflitti con le attività antropiche senza intervenire direttamente sulle popolazioni ritenute responsabili degli impatti rilevati.

5.3.1 Sistemi di esclusione e deterrenza

In generale la modalità più efficace per ridurre gli impatti negativi di una specie e quella che prioritariamente deve essere considerata al fine di limitare i conflitti è quella di impedire o ridurre sostanzialmente il suo accesso ai siti sensibili attraverso la messa in opera di sistemi di esclusione o di deterrenza. Nel caso di danni alle attività agricole, possono essere applicati diversi dispositivi, dalle recinzioni fisse al pastore elettrico (Fig. 5.2), dai repellenti olfattivi a quelli acustici. Per una trattazione dettagliata dei i metodi di prevenzione dei danni e protezione delle colture per contenere l'impatto causato dai Cervidi si rimanda all'apposito documento tecnico prodotto da ISPRA (Riga *et al.*, 2011).

In relazione ai conflitti con le attività agricole, va evidenziato che le recenti modifiche delle pratiche colturali che hanno interessato diverse produzioni, in particolare frutteti e vigneti, tesi a minimizzare i costi associati alla raccolta del prodotto, hanno reso maggiormente sensibili le piante al danneggiamento da parte dei Cervidi; fra queste, si ricordano gli impianti con innesti nanizzanti e più in generale quelli mirati al contenimento della crescita in altezza delle piante che espongono maggiormente queste ultime alla brucatura degli apici vegetativi.



Figura 5.2 - Recinzione elettrificata ed elettrificatore alimentato con energia solare, utilizzata nel Parco di Monteveglio (BO) – Foto di Elisabetta Raganella (ISPRA).

Le recinzioni fisse hanno lo svantaggio di costituire barriere impermeabili per alcune specie di mammiferi, possono avere l'effetto di concentrare la popolazione in altre aree e possono determinare un indesiderabile impatto paesaggistico. L'applicazione dei sistemi di deterrenza dovrebbe essere programmata nel tempo e possibilmente limitata al periodo di maggior sensibilità delle colture, in modo da minimizzare l'effetto barriera dei dispositivi, evitare l'assuefazione da parte dell'entità faunistica che si desidera tenere lontana e ridurre il costo di esercizio.

Occorre infine ribadire che, nel caso di danni alle pratiche agricole, è necessario mantenere un elevato livello di protezione delle colture anche qualora sia in atto il controllo numerico (diretto) della popolazione, poiché, anche a densità di popolazione relativamente ridotte, sia l'appetibilità sia l'accessibilità rendono le colture particolarmente sensibili ad episodi di danneggiamento.

5.3.2 La manipolazione dell'habitat

Si tratta di interventi mirati alla modificazione degli habitat in modo da ridurre l'impatto delle popolazioni attraverso l'incremento dell'offerta trofica alternativa a quella rappresentata dalle coltivazioni e/o della disponibilità di situazioni ambientali adatte al riposo/rifugio, creando anche corridoi ecologici che facilitino la connettività tra aree diverse. Questi interventi possono essere applicati sia per ridurre i danni alle coltivazioni o al rinnovo forestale, sia per minimizzare il rischio di collisioni sulla rete stradale.

A tal riguardo tuttavia va ricordato come interventi di questo genere debbano essere realizzati con cautela e costantemente verificati nei loro effetti poiché, aumentando nel lungo termine l'idoneità dell'habitat, possono indurre incrementi indesiderati delle popolazioni faunistiche. Inoltre, nel caso dei danneggiamenti alle colture, come già riportato in precedenza, se l'accesso alle parcelle sensibili rimane inalterato è lecito attendersi che gli episodi di danneggiamento possano continuare, in dipendenza del grado di appetibilità dell'essenza coltivata.

5.4 Metodi di controllo diretto delle popolazioni

Il controllo diretto di una popolazione si può attuare alterando alcuni significativi parametri demografici che caratterizzano la sua dinamica, in particolare la mortalità e la fecondità. Il tasso di mortalità può essere condizionato sia attraverso gli abbattimenti sia attraverso la cattura e la traslocazione degli individui, operazioni tra loro assimilabili sotto il profilo demografico. La limitazione della produttività delle popolazioni attraverso un'alterazione della fertilità è un'operazione di gran lunga più complessa; i metodi attualmente disponibili sono ancora in fase di sperimentazione e questa opzione non può, al momento, essere considerata una modalità concreta per il controllo delle popolazioni.

5.4.1 La manipolazione della mortalità

La manipolazione della mortalità avviene attraverso la sottrazione di individui alla popolazione, sia attraverso abbattimenti sia attraverso catture. In entrambi i casi è necessario che tutti gli animali prelevati siano identificati univocamente per i principali caratteri (sesso, età, biometria, etc.) e registrati in un archivio informatizzato. Tale prassi deve ritenersi irrinunciabile poiché i dati sugli animali catturati/abbattuti forniscono rilevanti informazioni sullo stato della popolazione che costituiscono un portato conoscitivo indispensabile per orientare la gestione delle popolazioni in maniera costantemente adattativa.

5.4.1.1 Il prelievo tramite abbattimenti

La motivazione più frequente per il ricorso al controllo di popolazione è l'impatto sulle attività agricole e/o sulla rinnovazione forestale generato dagli Ungulati ed è a questo tipo di conflitto che si farà riferimento nel testo che segue.

Il controllo numerico si effettua tramite la stesura e l'applicazione di piani di abbattimento concepiti in funzione degli obiettivi da perseguire (riduzione dei danni) tenendo conto della consistenza della popolazione e dell'incremento atteso. Per ottenere una sensibile riduzione della popolazione occorre applicare un tasso di prelievo superiore all'incremento mostrato dalla popolazione ed in questo senso diviene imperativo il rispetto del piano di prelievo del segmento femminile, responsabile di influenzarne maggiormente la dinamica. Va ricordato che la riduzione della densità di una popolazione induce rapide risposte demografiche, che si traducono in un incremento della produttività delle femmine e della sopravvivenza delle classi giovanili. Pertanto, il piano di controllo numerico deve prevedere una capacità operativa adeguata ed una scala temporale che consenta di annullare gli incrementi della popolazione conseguenti al rilassamento della dipendenza dalla densità.

Tra gli Ungulati poligastrici, il Cervo, il Daino ed il Capriolo sono le specie più frequentemente implicate in fenomeni di danneggiamento delle produzioni agricole e di impatto sul rinnovo delle foreste, mentre i Bovidi selvatici (Camoscio, Stambecco e Muflone), a causa della loro

distribuzione geografica ed ecologica risultano generalmente assai poco impattanti. Per quanto riguarda il Cervo, i presupposti conoscitivi per la realizzazione del controllo devono basarsi sulle medesime indicazioni già esposte per la gestione venatoria della specie, tenendo in considerazione la necessità di agire sull'unità di popolazione. Lo stretto coordinamento fra gli enti gestori competenti per territorio, necessario anche ai fini del monitoraggio, è dunque indispensabile. Considerati gli impatti che la specie può causare alla rinnovazione forestale è bene prevedere sia il monitoraggio della popolazione sia quello dello stato della rinnovazione forestale su un'adeguata scala temporale, in modo da rilevare tempestivamente ed in modo oggettivo gli impatti e valutare le soluzioni più opportune.

Si deve peraltro essere consci del fatto che la valutazione degli effetti della brucatura e dello scortecciamento sulla composizione e la dinamica del bosco è un'operazione difficile, a causa dei tempi in cui gli effetti del fenomeno si manifestano e della quantità di variabili che entrano in gioco in questo processo. Laddove la specie è presente, ed in particolare ove sia ragionevole prevedere un incremento delle popolazioni, il monitoraggio dell'assetto forestale dovrebbe costituire parte integrante del piano di gestione. Il Cervo, inoltre, risulta particolarmente sensibile dal punto di vista comportamentale al disturbo antropico causato dagli abbattimenti e pertanto occorre tenere in conto i possibili effetti degli spostamenti che gli individui possono compiere in risposta al prelievo. Una simile analisi potrebbe inoltre risultare utile per modulare il controllo (in termini di tempi e luoghi) non solo per ridurre le densità, ma anche per tentare di orientare la distribuzione spaziale della popolazione.

Il controllo delle popolazioni di Capriolo appare meno complesso, in considerazione della diversa strategia di uso dello spazio e della minore mobilità, se confrontata con quella mostrata dal Cervo.

Stante l'esigenza di assicurare un basso impatto dell'esercizio del controllo sulle altre componenti dell'ecosistema, in accordo con il principio di selettività richiesto dalla legge, il prelievo effettuato da singoli operatori all'aspetto o alla cerca con armi a canna rigata e con ottica di mira risulta la modalità da adottare e, in linea teorica, quella praticabile in qualsiasi momento dell'anno, anche se generalmente si tende ad evitare di agire nei periodi critici (riproduzione, allattamento e cura della prole). L'ubicazione degli interventi di controllo dipende dalla specie coinvolta; per quanto riguarda il Cervo, dovrebbe coincidere con le aree di maggior concentrazione degli individui nel corso dell'anno (aggregazioni tardo invernali) quando più favorevole si mostra il rapporto tra sforzo impiegato e risultati ottenuti, mentre nel caso del Capriolo gli interventi dovrebbero essere realizzati in particolare a ridosso dei siti in cui si registrano gli impatti più consistenti. In entrambi i casi tuttavia, occorre aver identificato correttamente l'unità di popolazione sulla quale si agisce, al fine di verificare gli effetti del prelievo sulla sua consistenza e struttura.

L'adozione di un piano di abbattimento strutturato per classi rende il controllo numerico assimilabile al prelievo in selezione sotto il profilo strettamente procedurale. Pertanto, sono generalmente da escludersi i prelievi notturni con ausilio di sorgenti luminose, poiché non offrono adeguate garanzie di selettività relativamente alle classi d'età. In alcuni casi, tuttavia, quando si riscontri la necessità di una rapida riduzione numerica della popolazione, propedeutica alla realizzazione del prelievo ripartito in classi, e nei casi in cui l'accessibilità del territorio limiti fortemente le possibilità di realizzare gli interventi di controllo nei tempi stabiliti, è ammissibile il ricorso all'abbattimento notturno con l'ausilio del faro o di strumenti di puntamento dotati di sistemi ad intensificazione di luce o termici. Più in generale, in queste circostanze risulta accettabile un prelievo iniziale di tipo sostanzialmente quantitativo considerando classi assai semplificate.

Infine, in considerazione delle recenti evidenze relative agli effetti della contaminazione da piombo delle carni di ungulati abbattuti con munizioni contenenti questo metallo (scheda 4.4) e nella prospettiva che queste munizioni siano sostituite totalmente in un prossimo futuro anche nella normale pratica venatoria, nelle operazioni di controllo numerico delle popolazioni di ungulati sarebbe opportuno fin da subito fossero utilizzate munizioni atossiche che sono attualmente disponibili sul mercato e la cui efficacia è quanto meno assimilabile a quella mostrata dalle munizioni di tipo tradizionale.

5.4.1.2 Il prelievo tramite catture

La cattura con traslocazione comporta la rimozione di individui da una popolazione e pertanto è del tutto assimilabile sotto il profilo demografico agli abbattimenti. Analogamente a quanto richiesto per gli abbattimenti in regime di controllo, anche la realizzazione delle catture deve mantenere il carattere di selettività specifica e di minor impatto possibile sulle specie non target. I sistemi ed il periodo di realizzazione delle catture andranno pertanto valutati attentamente in funzione della specie e dell'ecosistema interessati. Inoltre sarà necessario definire in anticipo un protocollo operativo di concerto con la ASL competente per territorio al fine di garantire il rispetto di tutte le normative sanitarie, anche relativamente alla destinazione delle spoglie nel caso in cui i capi siano abbattuti, soprattutto se destinate al consumo alimentare. La cattura dei Cervidi è un'operazione che comporta un notevole sforzo organizzativo ed un elevato investimento in termini di risorse umane e/o di materiali. Pertanto, la sua efficacia in funzione del carattere di urgenza ed eccezionalità tipico degli interventi di controllo va attentamente valutato attraverso un confronto fra i costi da sostenere ed i benefici possibili. In questa sede appare opportuno evidenziare i vantaggi e gli svantaggi delle catture come tecnica di controllo, considerando il possibile destino dei soggetti catturati. A tal riguardo sono individuabili sostanzialmente tre opzioni:

- ▶ La traslocazione in altre aree. Si tratta di un'operazione assimilabile alla reintroduzione o al ripopolamento. In base alle indicazioni di gestione fornite nel cap. 4, tale opzione è da escludersi per specie come il Muflone ed il Daino, di cui occorre limitare la diffusione. Per quanto riguarda il Cervo ed il Capriolo, ammesso che la cattura risulti un'opzione vantaggiosa sotto il profilo costi/benefici, gli animali possono essere rilasciati nelle aree protette e più in generale in territori idonei ancora non colonizzati dalle specie, osservando le prescrizioni necessarie per l'attuazione delle reintroduzioni (AA.VV., 2007; IUCN 2012). Tuttavia, nella maggior parte dei casi, la traslocazione non è compatibile con le esigenze di controllo demografico di una popolazione (con l'eccezione del Cinghiale) che richiedono la cattura di un numero rilevante di animali e quindi uno sforzo non sostenibile in termine di costi e di concreta fattibilità dell'operazione.
- ▶ Il trasferimento in recinti. In linea generale il rilascio in recinti appare criticabile sotto il profilo tecnico, considerati il rischio di fuga, particolarmente grave per le due specie parautoctone, e più in generale a causa della gestione artificiale delle specie che ne deriva, con molteplici ricadute negative di carattere biologico, sanitario e culturale. In caso di traslocazione/trasferimento l'idoneità sanitaria degli animali dovrà essere accertata e dovrà essere garantito l'utilizzo di mezzi di trasporto adeguati e provvisti dei necessari documenti di viaggio, sempre nel rispetto della normativa sanitaria vigente. Tutti questi aspetti, che contribuiscono a rendere problematica la logistica delle operazioni e ad incrementarne i costi, dovranno essere attentamente affrontati in fase di programmazione del piano di controllo.
- ▶ Soppressione. La soppressione all'interno delle strutture di cattura (chiusini, *corral*, ecc.), utilizzando i mezzi contemplati dal Regolamento CE N. 1099/2009 relativo alla protezione degli animali durante l'abbattimento in vigore dal gennaio 2013, appare una soluzione possibile ma problematica che, in ogni caso, deve essere concordata con la competente autorità sanitaria.

In relazione a quest'ultimo punto, occorre evidenziare che, diversamente da quanto avviene in altri paesi europei, in Italia non esistono documenti adottati in via ufficiale che definiscano in dettaglio le modalità di manipolazione e trattamento degli animali selvatici nel rispetto del benessere animale ed alle quali gli operatori possano concretamente fare riferimento. Tale aspetto è peraltro rilevante anche ai fini della scelta dei più appropriati strumenti di controllo numerico. Il riferimento normativo - la legge n. 189 del 20 luglio 2004 "Disposizioni concernenti il divieto di maltrattamento degli animali, nonché di impiego degli stessi in combattimenti clandestini o competizioni non autorizzate" - contiene solo disposizioni di carattere generale, che è necessario trasferire ai casi di manipolazione di fauna selvatica.

5.4.2 La manipolazione della fertilità

Nell'ultimo decennio, soprattutto negli Stati Uniti, sono state sperimentate tecniche di controllo non cruento delle popolazioni di alcune specie di Cervidi, al fine di ridurre l'abbondanza nelle aree protette e nelle aree suburbane dove l'abbattimento risulta problematico per motivi di sicurezza e spesso contrastato dall'opinione pubblica. La sperimentazione ha riguardato principalmente i metodi di controllo della fertilità, che agiscono riducendo l'*output* riproduttivo, in modo da renderlo uguale o inferiore al tasso di mortalità. Per ridurre effettivamente la crescita della popolazione è naturalmente necessario trattare un'elevata proporzione di femmine adulte. Questo approccio tuttavia si è rivelato meno efficace di quanto sembrava promettere agli inizi della sperimentazione. Nonostante la mole di studi sperimentali realizzati, sinora non si sono registrati infatti progressi rilevanti nello sviluppo di agenti contraccettivi con bassi effetti collaterali e commercialmente disponibili, il cui uso risulti economicamente sostenibile e la cui applicazione sia realmente efficace per il controllo demografico di popolazioni non confinate. Come si evincerà dalla breve descrizione delle principali tecniche di seguito riportata, i limiti più rilevanti riguardano principalmente il sistema di somministrazione ma anche la commercializzazione dei principi attivi ed il relativo iter di autorizzazione all'uso, i possibili effetti sul benessere animale e sulle specie non target, la fattibilità economica, nonché i rischi per la salute umana. Negli Stati Uniti l'uso di questo tipo di presidi è soggetto a forti limitazioni e nella maggioranza dei casi è ristretto ai soli fini della sperimentazione. In Europa ed in Italia non è mai stata realizzata alcuna esperienza di controllo di fertilità in popolazioni di Cervidi o Bovidi allo stato selvatico; nel Regno Unito è in corso di sperimentazione l'uso di immunocontraccettivi per limitare la fertilità in cinghiali tenuti in cattività.

Esistono sostanzialmente due tipi di approcci, uno chimico basato sulla somministrazione di ormoni o altre sostanze in grado di alterare il quadro ormonale correlato alla riproduzione ed un altro che invece sfrutta la risposta immunologica dell'organismo per bloccare, con diverse modalità, la fertilità. Derivando da sperimentazioni condotte negli Stati Uniti, i metodi di controllo della fertilità descritti di seguito si riferiscono principalmente al Cervo della Virginia (*Odocoileus virginianus*) ed al Cervo mulo (*Odocoileus hemionus*).

5.4.2.1 L'uso di steroidi, ormoni e sostanze non ormonali

La contraccezione attraverso somministrazione di progesterone è stata sperimentata con un discreto successo sia sul Cervo mulo che sul Cervo coda bianca. La sostanza, posta all'interno di proiettili di idrossipropilcellulosa e somministrata con particolari fucili, causa la soppressione dell'estro nelle femmine e la depressione del comportamento sessuale nei maschi (Fagerstone *et al.* 2002). Naturalmente il limite di applicabilità è determinato dallo sforzo necessario per ottenere il trattamento di una elevata percentuale di individui nell'ambito della popolazione da controllare, a sua volta condizionato dalla limitata portata dei fucili impiegati e dalla contattabilità e distanza di fuga degli animali.

Il megestrolo acetato (MGA) è invece un composto steroide sperimentato nel Cervo coda bianca in cui inibisce la riproduzione se ingerito giornalmente o impiantato (Fagerstone *et al.*, 2002). Gli steroidi hanno il vantaggio di poter essere somministrati anche oralmente oltretutto attraverso un impianto; tuttavia la loro applicazione si è rivelata poco praticabile come strumento di gestione. Se somministrati oralmente infatti l'efficacia di questi farmaci è limitata al breve periodo e un effetto duraturo è raggiungibile solo attraverso somministrazioni ripetute, rendendo l'applicazione pratica costosa e difficilmente realizzabile nella maggioranza delle situazioni. Anche gli impianti, del resto, comportano un notevole investimento economico e di risorse umane, dal momento che necessitano quasi sempre la cattura, la manipolazione e la realizzazione di trattamenti chirurgici. Inoltre alcuni steroidi possono persistere nei tessuti ed entrare nella catena alimentare, con effetti indesiderabili dal punto di vista ambientale. Negli Stati Uniti l'uso degli steroidi sui cervi selvatici non è consentito, a causa di questioni irrisolte riguardanti gli effetti dell'esposizione prolungata al farmaco degli animali trattati, l'impatto delle carcasse trattate nella catena alimentare e gli effetti del consumo delle carni da parte dell'uomo. Questi elementi di rischio, insieme alle difficoltà di somministrazione, rendono ancora inapplicabile questo metodo su ampia scala in popolazioni non confinate.

Recentemente è stata sperimentata, anche su popolazioni selvatiche, l'efficacia del Leuprolide, un antagonista dell'ormone che libera le gonadotropine, somministrato attraverso impianti biodegradabili. Un esperimento condotto nel Parco Nazionale delle Montagne Rocciose in Colorado

ha evidenziato un tasso di gravidanza differente nel gruppo di femmine di Cervo trattate rispetto a quello del gruppo di controllo (0% vs 79% rispettivamente – Conner *et al.*, 2007) con effetti reversibili e ripristino delle funzioni riproduttive l'anno successivo. L'uso del Leuprolide è tuttavia costoso (150–200 dollari per ciascuna dose) e richiede trattamenti annuali durante il periodo pre-riproduttivo quando i cervi sono ampiamente dispersi sul territorio, una condizione che diminuisce fortemente l'efficienza e la prevedibilità delle catture (Conner *et al.*, 2007).

5.4.2.2 *L'immunocontraccezione*

Attraverso l'applicazione di questa tecnica il sistema immunitario è stimolato, in seguito a somministrazione di vaccini, a produrre anticorpi contro le proteine dei gameti, gli ormoni riproduttivi o altre proteine coinvolte nel processo riproduttivo. La tecnica, sperimentata nel Cervo coda bianca e nei cavalli inselvatichiti, mantiene la propria efficacia fino a quattro anni con un solo trattamento iniziale. I vaccini possono intervenire in fasi diverse del ciclo riproduttivo. Possono ad esempio stimolare anticorpi in grado di legarsi alla zona pellucida (vaccino PZP) impedendo la fecondazione dell'ovulo o la sua maturazione, anche se le femmine trattate mostrano estri multipli ed un prolungamento della stagione riproduttiva. Nel Cervidi è stato dimostrato che la contraccezione si raggiunge somministrando con un fucile lanciasiringhe una dose di vaccino iniziale ed una di rinforzo. Va ricordato tuttavia che il vaccino, il cui effetto è reversibile, è efficace per la maggior parte delle specie di mammiferi, ad eccezione dei roditori, e pertanto necessita di un sistema di somministrazione altamente selettivo per la specie target.

Il vaccino GnRh agisce stimolando la produzione di anticorpi in grado di bloccare gli ormoni che rilasciano le gonadotropine, causando così atrofia delle gonadi ed infertilità in entrambi i sessi, senza generare estri multipli nelle femmine. L'uso di questo vaccino influisce anche sul comportamento degli individui trattati, riducendo l'attività sessuale in entrambi i sessi e pertanto il trattamento può rappresentare un tecnica utile nei casi in cui i danni o il conflitto con le attività umane siano causati anche dal comportamento nel periodo riproduttivo. La modalità di somministrazione è analoga a quella del vaccino PZP, del quale condivide anche i limiti (aspecificità).

Il costo dell'immunocontraccezione – stimato attorno a 1000 \$/individuo – e la necessità di trattare un adeguato numero di animali potrebbero limitarne l'uso – una volta risolte le problematiche collaterali - solo a particolari contesti ambientali, come ad esempio piccoli nuclei in ambienti insulari ed abituati alla presenza dell'uomo.

5.5 Il monitoraggio dell'efficacia del controllo

In un contesto di gestione adattativa, il monitoraggio misura il progresso nel raggiungimento degli obiettivi (che, si ricorda, nel caso del controllo numerico di popolazione coincidono con la sensibile riduzione o l'eliminazione degli impatti indesiderati) fornendo le evidenze necessarie a mantenere o ri-orientare gli interventi messi in atto. Il paradigma “imparare attraverso la realizzazione pratica” (*learn by doing*) che caratterizza la gestione adattativa trova nelle attività di controllo la sua più efficace applicazione ed il monitoraggio costante dei risultati è parte integrante del processo. Prima di pianificare un robusto sistema di monitoraggio occorre che gli obiettivi siano chiaramente stabiliti. Come già evidenziato in precedenza, la determinazione di un livello di tollerabilità del danno è dunque funzionale anche alla programmazione del monitoraggio ed alla valutazione dell'efficacia degli interventi messi in atto. Nei casi di danni alla rinnovazione forestale, i criteri tesi a stabilire un valore soglia necessario per garantire nel lungo termine la rigenerazione del bosco sono sempre passibili di critiche dal punto di vista metodologico; questo rende più incerta la definizione degli obiettivi dell'intervento di controllo e ne impone la modulazione su diverse scale temporali. In queste situazioni l'applicazione di una strategia integrata di gestione dei boschi e delle popolazioni di ungulati è probabilmente l'unica via praticabile su grande scala.

Almeno in linea di principio la stima dell'impatto sulle coltivazioni risulta più agevole e la definizione di obiettivi quantitativi di riduzione del danno più perseguibile; pertanto il piano di monitoraggio deve prevedere innanzitutto la quantificazione dell'entità e la verifica della distribuzione geografica dei danni a partire dai dati peritali e comunque con le medesime modalità per tutta la durata del piano. In questo contesto si potrà fare riferimento anche al sistema dei modelli DPSIR (Riga *et al.*, 2011).

Posto che la variabile primaria che deve essere valutata è la diminuzione dell'impatto, il monitoraggio deve riguardare anche altri parametri, quali l'efficacia dei sistemi di prevenzione e le variazioni demografiche della popolazione oggetto del controllo numerico. La quantificazione di questi elementi con cadenza regolare (solitamente annuale) fornisce gli strumenti utili a reindirizzare gli interventi di gestione o lo sforzo profuso, qualora gli obiettivi prefissati risultassero ancora distanti dall'essere raggiunti.

5.6 Iter autorizzativo

Nel territorio cacciabile ed in quello protetto ai sensi della legge 157/92(art. 19, comma 2) all'ISPRA è conferito il compito di valutare l'efficacia dei sistemi di controllo ecologici messi in atto; in caso di comprovata inefficacia degli stessi le regioni possono autorizzare piani di controllo tramite prelievo.

Il coinvolgimento dell'ISPRA come organismo di consulenza non è invece formalmente previsto nel caso di interventi di controllo faunistico nelle aree protette istituite ai sensi della legge 394/91; tuttavia, indipendentemente dal dettato normativo, è facoltà dell'ente gestore dell'area protetta, qualora lo ritenga opportuno, richiedere un parere all'Istituto sull'adeguatezza tecnica dei piani di controllo; tale richiesta di fatto è divenuta prassi per la maggior parte dei parchi italiani, anche perché regolarmente sollecitata dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

Va inoltre evidenziato che diverse Regioni prevedono nelle proprie norme di recepimento della legge quadro nazionale l'espressione del parere tecnico dell'ISPRA per il controllo della fauna anche nei parchi regionali ed in alcuni casi (ad esempio la legge n. 6/2005 dell'Emilia Romagna) la posizione espressa nel parere risulta vincolante. La valutazione della documentazione relativa ai piani di controllo operata da ISPRA si basa sull'analisi critica dei dati di natura biologica e tecnica ma tiene anche conto dei limiti posti dal quadro normativo. La rilevanza degli impatti viene valutata anche alla luce dei sistemi di controllo indiretto messi in atto ed in particolare della loro efficacia. L'adeguatezza dei sistemi applicati è parte integrante del processo di valutazione, mentre, per evidenti ragioni di ordine pratico e logistico, la correttezza nell'applicazione degli stessi sul campo si assume garantita dall'autorità competente per territorio. Nella maggior parte dei casi parallelamente all'esecuzione di un piano di controllo numerico deve essere previsto il continuo utilizzo dei sistemi di controllo indiretto (prevenzione degli impatti) ed il monitoraggio della loro corretta applicazione e della loro efficacia nonché il monitoraggio della popolazione coinvolta.

La standardizzazione nelle modalità di richiesta di parere, relative in particolare alla modalità di presentazione dei dati, è da considerarsi un requisito fondamentale al fine di garantire un trattamento il più possibile coerente della varietà di casi rispetto ai quali l'ISPRA è chiamato ad esprimersi. La documentazione fornita consente di constatare l'esistenza dei presupposti per l'attivazione del controllo di popolazione richiesti dalla normativa di riferimento e di esprimere un motivato parere in merito.

La descrizione che segue rappresenta il livello ottimale di informazioni che devono essere prodotte per motivare gli interventi di controllo. Il grado di complessità delle informazioni necessarie dipende dalla specie coinvolta e dal contesto ambientale. Solitamente gli Ungulati oggetto di controllo numerico sono il Cervo, il Capriolo e in qualche caso anche il Daino ed il Muflone. Fra queste il Cervo si distingue per una gestione più complessa ed articolata che rende altrettanto articolata la documentazione necessaria.

CARATTERIZZAZIONE DEL CONTESTO PREOPERATIVO

► Individuazione delle motivazioni che portano a ritenere necessario l'intervento

Le motivazioni alla base della richiesta di controllo devono essere accuratamente descritte. Solitamente le motivazioni sono da ricercarsi negli impatti causati alle attività agricole, ai complessi forestali e alla competizione esercitata dalla specie oggetto della richiesta su altre componenti faunistiche e/o vegetazionali dell'ecosistema che risultano di interesse conservazionistico.

► **Definizione dei dati necessari e delle modalità per la loro acquisizione**

Gli interventi di controllo devono fondarsi su dati quantitativi, attuali e pregressi, relativi allo status della popolazione oggetto dell'intervento e sugli impatti da questa esercitati. I dati di base devono dunque essere esplicitati, così come le metodologie applicate per la loro raccolta.

► **Definizione dell'area di riferimento e individuazione dell'Unità Territoriale di Gestione**

La problematica lamentata deve essere inquadrata territorialmente e deve essere individuata l'unità di gestione della popolazione nella quale si intende attuare gli interventi, fornendone una dettagliata caratterizzazione ambientale. A tal proposito, assume particolare rilevanza la natura dell'istituto di gestione coinvolto e l'eventuale sovrapposizione, totale o parziale, con aree protette e con i siti della rete Natura 2000. Qualora più istituti risultino coinvolti è necessario venga esplicitato il livello di accordo e coordinamento necessario per la realizzazione del piano.

► **Valutazione dello status della popolazione oggetto dell'intervento**

La popolazione oggetto dell'intervento proposto deve essere caratterizzata descrivendo:

- quadro storico dello status e della distribuzione;
- areale aggiornato, evidenziando in funzione della specie e anche le aree di estivazione e svernamento e/o l'areale riproduttivo;
- consistenza e, se disponibile, struttura demografica e dinamica di popolazione nell'unità di gestione (UdG);
- informazioni sulla mortalità naturale (cause, andamento temporale, stagionalità) e venatoria (efficienza del prelievo, piani di abbattimento programmati e realizzati);
- analisi dei dati biometrici (condizione e costituzione) se disponibili;
- stato sanitario.

► **Analisi dell'impatto**

Caratterizzazione degli impatti causati dalla specie e corrispondente valutazione economica.

- *Impatti sulle attività agricole.* La caratterizzazione dell'impatto sulle attività agricole merita una trattazione estesa, riferita a ciascun appezzamento, che deve contenere informazioni circa:
 - le attività agricole presenti nella unità di gestione;
 - i sistemi ecologici messi in atto nell'unità di gestione, anche per quelle aziende che non hanno subito alcun danneggiamento, e le modalità della loro applicazione. I sistemi ecologici si configurano generalmente come sistemi di prevenzione che devono essere descritti in dettaglio specificando le modalità di installazione e manutenzione (selezione delle piante/appezzamenti da proteggere, distanza tra i fili nel caso di recinzioni elettrificate ed altezza complessiva, intensità della corrente, altezza e tipologia degli *shelter*, intervallo temporale osservato nel rinnovo dei repellenti, ecc.);
 - la tipologia delle colture danneggiate;
 - la tipologia e la quantificazione del danno (brucatura degli apici vegetativi, asportazione dei frutti, scortecciamento, etc.; per una descrizione esaustiva della tipologia del danno si veda Riga *et al.*, 2011);
 - la localizzazione (mappatura) e l'andamento temporale degli eventi di danneggiamento;
 - le modalità ed il personale preposto all'accertamento del danno;
 - la quantificazione economica del danno come da perizia.
- *Impatti sulla rinnovazione del bosco.* Questo genere di impatti presuppone che siano già in atto piani di monitoraggio forestale in grado di verificare la variazione della capacità rigenerativa del bosco. Tali impatti vanno descritti unitamente ad una serie di informazioni utili a caratterizzare il complesso forestale (composizione specifica e struttura, tipo di gestione). Valutazioni di carattere economico previsionale nonché quelle più strettamente ecologiche legate alla funzionalità dell'ecosistema sono necessarie per caratterizzare in dettaglio il livello di impatto.

-
- *Interazioni (negative) con altre componenti dell' ecosistema* (habitat e fauna).
 - *Incidenza delle collisioni con autoveicoli*. Le collisioni con autoveicoli sono diventate in tempi recenti una problematica sempre più diffusa. Tale fenomeno deve essere caratterizzato evidenziando i siti del reticolo viario maggiormente coinvolti e descrivendo le misure di prevenzione eventualmente poste in essere.

PIANO DI CONTROLLO NUMERICO DELLA POPOLAZIONE

E' necessario indicare i risultati attesi sulla base degli interventi programmati, mediante il raggiungimento obiettivi specifici. Questi sono relativi alla popolazione oggetto del piano ed alla riduzione degli impatti economici e/o ecologici e devono essere realistici e concreti. Il piano dovrebbe riferirsi ad una scala temporale adeguata agli obiettivi prefissati, prevedendo una fase operativa ed una di verifica, in base alla quale eventualmente rimodulare le scelte. Gli elementi descrittivi sono i seguenti:

- Obiettivi specifici del piano di controllo (consistenze e densità attuali e densità da raggiungere mediante il piano, nell'ambito dell'UG);
- Area d'intervento;
- Durata del piano e periodi di realizzazione;
- Mezzi e modalità di realizzazione delle azioni di prelievo (catture e/o abbattimenti);
- Dimensione numerica del piano (complessiva ed annuale) e sua ripartizione nelle classi sociali;
- Personale impiegato (abilitazioni conseguite, ruoli e responsabilità);
- Trattamento delle carcasse dei soggetti abbattuti;
- Piano Integrato di Gestione Venatoria della popolazione dell'UG, se pertinente;
- Risultati attesi e definizione degli indicatori utili alla loro valutazione.

► Azioni di monitoraggio

- Tempistica e descrizione delle modalità di monitoraggio adottate per le valutazioni quantitative della popolazione;
- Monitoraggio degli impatti, della funzionalità e dell'efficacia dei sistemi di prevenzione eventualmente messi in opera;
- Monitoraggio delle azioni inerenti il piano di controllo (sforzo di controllo, entità del prelievo e ripartizione del prelievo in funzione degli impatti);
- Monitoraggio dei capi abbattuti (rilevamenti biometrici);

Fra le azioni complementari al piano occorre prevedere e descrivere, in funzione della specie e del contesto, eventuali modifiche dei criteri di gestione venatoria finalizzate ad ottenere una nuova distribuzione della popolazione nell'area oggetto di intervento e in quelle limitrofe, una zonizzazione delle aree di prelievo utile ad una distribuzione del prelievo a livello locale ed in funzione degli impatti, la definizione di aree di particolare rilevanza per l'ecologia della specie (ad esempio, Zone di Rispetto, aree di bramito etc.).

I piani di controllo dovrebbero essere corredati da un apposito regolamento che definisce le modalità di attuazione delle attività di controllo e di trattamento dei capi abbattuti.

► Studio di valutazione di incidenza del Piano di gestione/controllo numerico della popolazione ai sensi della Direttiva Habitat

In base a quanto previsto dal D.P.R. 8 settembre 1997 n. 357 di attuazione della direttiva Habitat, come modificato dal D.P.R. 12 marzo 2003, n. 120, art. 5, commi 2 e 3, nei proposti siti di importanza comunitaria (pSIC), nei siti di importanza comunitaria (SIC) e nelle zone speciali di conservazione (ZSC), *“i proponenti di interventi non direttamente connessi e necessari al mantenimento in uno stato di conservazione soddisfacente della specie e degli habitat presenti nel sito, ma che possono avere incidenze significative sul sito stesso, singolarmente o congiuntamente ad altri interventi, presentano, ai fini della valutazione di incidenza, uno studio volto ad individuare e valutare [...] i principali effetti che detti interventi possono avere sul proposto sito di importanza comunitaria, sul sito di importanza comunitaria o sulla zona speciale di conservazione, tenuto conto degli obiettivi di conservazione del sito”*.

Lo specifico studio necessario alla valutazione di incidenza deve essere redatto secondo gli indirizzi riportati nell'Allegato G del sopra citato D.P.R. 8 settembre 1997 n. 357.

5.7 La gestione degli Ungulati alloctoni

La gestione degli Ungulati alloctoni merita una trattazione particolare per le notevoli differenze - sia sotto il profilo normativo che sotto quello biologico e conservazionistico - che separano questa problematica da quella della gestione degli Ungulati autoctoni.

Una specie si definisce alloctona quando la sua presenza in un determinato contesto geografico ambientale non dipende dai processi evolutivi o da fenomeni di immigrazione naturale ma è il frutto di un'azione compiuta dall'uomo. Le specie alloctone introdotte in tempi antichi o storici (antecedentemente al 1500 d.C.) sono definite "parautoctone" (AAVV, 2007) poiché gran parte di esse ha finito per integrarsi negli ecosistemi attuali ed è tradizionalmente considerata come parte della fauna locale dal punto di vista culturale. Basti pensare, nel contesto italiano, al Cervo sardo ed al Muflone sardo introdotti probabilmente già in epoca protostorica nel sistema geografico sardo-corso. Questi due *taxa* sono attualmente considerati "endemismi", sono menzionati nell'allegato II della direttiva Habitat e sono stati inseriti nella lista delle specie protette dalla normativa nazionale. La posizione del Consiglio d'Europa in merito alle specie anticamente introdotte prevede che la loro conservazione sia possibile solo qualora il ripristino degli ecosistemi originari - alterati dalle introduzioni - non sia più perseguibile e se la conservazione di tali specie non genera conflitti con la conservazione delle specie native, che rimane prioritario. Naturalmente l'espansione degli areali deve essere evitata, se non nelle aree contigue a quelle di presenza e solo successivamente ad uno studio di valutazione di impatto. Un caso particolare, che può comunque essere ascritto alla categoria degli Ungulati parautoctoni, è la Capra di Montecristo introdotta nell'isola probabilmente nel Neolitico utilizzando soggetti derivanti da una prima fase di domesticazione dell'Egagro (*Capra aegagrus*); essa rappresenta attualmente la più antica popolazione di capra allo stato selvatico esistente in Italia.

Il problema degli ungulati alloctoni introdotti recentemente - e più in generale di tutte le specie alloctone problematiche - è divenuta una priorità nelle politiche di conservazione della biodiversità di molti paesi europei, soprattutto nei casi in cui la presenza di tali specie comporta effettivi, seri impatti negativi per le specie autoctone e per gli ecosistemi. Per queste specie l'eradicazione, ossia la rimozione completa e permanente di tutte le popolazioni da una determinata area attraverso interventi mirati e concentrati nel tempo, è infatti prevista dalla "Strategia Nazionale per la Biodiversità" e, a livello internazionale, dalle "Linee guida per la prevenzione, l'introduzione e la mitigazione degli impatti delle specie alloctone che minacciano gli ecosistemi, gli habitat o le specie" ("*CBD Guiding Principles*" adottati con Decisione VI/23 dalla VI Conferenza degli Stati aderenti alla Convenzione sulla Biodiversità, *The Hague*, 7-19 aprile 2002).

Nell'Italia peninsulare sono due gli ungulati considerati parautoctoni: il Muflone ed il Daino. La completa rimozione su scala nazionale di queste due specie è da considerarsi attualmente impraticabile ma le popolazioni "storiche" esistenti dovrebbero essere oggetto di una gestione mirata al congelamento del loro areale e conseguentemente ad un controllo della loro dinamica. S'impone invece la rimozione dei nuovi nuclei con scarso significato biologico e spesso frutto di introduzioni involontarie o illegali (si veda il paragrafo 4.5.1). Essendo le due specie cacciabili nella maggior parte del territorio in cui sono presenti, la strategia di gestione appena suggerita dovrebbe essere sostanzialmente perseguita mediante il prelievo venatorio, attraverso un'opportuna presa di coscienza delle Amministrazioni competenti e le conseguenti scelte programmatiche ed operative.

Lo strumento del controllo, anche a fini di rimozione, deve essere utilizzato per la gestione delle due specie nelle aree protette ai sensi della legge 394/91, dove l'attività venatoria non è consentita. Il Daino è oggetto di controllo numerico in diverse aree protette quali l'isola di Albarella (Parco regionale del Delta del Po), la Riserva Naturale di Berignone (Pisa), il Parco regionale di Migliarino San Rossore Massaciuccoli, il Parco Regionale della Maremma ed il Bosco della Mesola, dove la competizione da esso generata esercita ripercussioni negative sulla popolazione di Cervo, ritenuto appartenente all'ecotipo autoctono dei boschi planiziali padani (Hmwe *et al.*, 2006). Una problematica analoga si riscontra anche nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano ove la presenza di una numerosa popolazione di Daino risulta uno dei principali fattori limitanti per la conservazione della locale popolazione di Capriolo italico. Analogamente a quanto avviene per il Daino, anche il Muflone è oggetto di gestione attraverso controllo numerico delle popolazioni e secondo le medesime

direttive in diverse aree protette della penisola (ad esempio nelle isole di Capraia, Elba e Giglio facenti parte del Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano).

5.7.1 Aspetti normativi

Nel panorama normativo internazionale relativo alla conservazione della fauna e della biodiversità, esistono numerosi riferimenti alle specie alloctone. Il Comitato Permanente della Convenzione di Berna ha approvato diverse raccomandazioni relative a questa in materia, che impegnano gli stati membri a prevenire l'introduzione delle specie alloctone – salvo autorizzate eccezioni e previa valutazione del rischio – e a rimuovere totalmente, quando possibile, le specie alloctone che minacciano la diversità biologica dell'Europa.

Agli stessi principi s'ispirano i contenuti delle convenzioni di Bonn e di Barcellona; la convenzione sulla Diversità Biologica impegna le parti contraenti a vietare l'introduzione di specie alloctone che minacciano gli ecosistemi ed a controllarle o ad eradicarle quando possibile (art. 8, comma h). L'approccio alla gestione delle specie aliene a livello europeo è dettagliato nella "Strategia Europea in merito alle specie aliene invasive" (Genovesi & Shine 2004, <http://www.cbd.int/doc/external/cop-09/bern-01-en.pdf>) adottata anche dal Comitato Permanente della Convenzione di Berna. Il documento espone le direttive per la gestione delle specie alloctone in un quadro articolato e completo, proponendo azioni concrete di prevenzione, eradicazione e controllo che gli stati membri dovrebbero adottare unitamente ad altri interventi, quali l'informazione e la sensibilizzazione dell'opinione pubblica in materia di specie aliene.

Per quanto attiene la normativa nazionale, il DPR n. 357/97, recante l'attuazione della direttiva Habitat ed il DPR n. 120/03, che ne modifica ed integra i contenuti, definiscono il contesto normativo di riferimento per la gestione delle specie alloctone; in particolare viene sancito il divieto di introduzione, reintroduzione e ripopolamento (art.12 del DPR 120/03), finalizzato a prevenire gli impatti sugli ecosistemi generabili dall'immissione di specie alloctone. La legge n. 157/92 recepisce la normativa sovranazionale appena evidenziata ma le specie alloctone non sono mai esplicitamente menzionate (come d'altra parte in nessun'altra legge nazionale) - né lo è l'eradicazione in riferimento alla loro gestione. Pertanto, l'adeguamento della prassi gestionale alla strategia europea per le specie alloctone passa attraverso l'adozione degli strumenti menzionati nel dettato normativo inerente il controllo faunistico (art. 22 e 19 comma 2, delle leggi 394/91 e 157/92 rispettivamente). Va tuttavia notato che è attualmente in fase di approvazione da parte dell'Unione Europea uno specifico regolamento sulla gestione delle specie aliene.

Le linee guida sulle immissioni faunistiche (AAVV, 2007) ribadiscono il divieto di immissione per tutte le specie alloctone ad eccezione di quelle per le quali sia stato accertato, attraverso studi adeguati sotto il profilo scientifico e tecnico, che l'immissione non comporti rischi per le specie e gli habitat tutelati dal DPR n. 357/97. In tal caso, è necessario richiedere specifica autorizzazione al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, allegando una dettagliata analisi dei rischi che dimostri, sulla base di un approccio olistico ed interdisciplinare nonché su specifiche analisi quali-quantitative, l'assenza di impatti negativi nei riguardi delle specie menzionate nel DPR sopra citato. Relativamente agli Ungulati, l'introduzione di specie alloctone risulta nella maggioranza dei casi rischiosa per la conservazione delle specie di Ungulati autoctoni e potenzialmente impattante per gli ecosistemi forestali e rurali ed è pertanto considerata inammissibile.

SCHEDA 5.2 - NORME IN MATERIA DI CONSUMO E COMMERCIALIZZAZIONE DELLA CARNE DI UNGULATI SELVATICI.

Armando Scari (SIEF, Società Italiana di Ecopatologia della Fauna)

Nell'ambito dei provvedimenti normativi comunitari, meglio conosciuti come "Pacchetto Igiene" (Regolamenti CE 852/2004, 853/2004, 854/2004, 882/2004 e Direttiva CE 41/2004), vengono definiti i principi comuni che sono alla base della legislazione europea in materia di alimenti, evidenziando le modalità di applicazione e gli obiettivi che gli stati membri debbono perseguire. Anche per le varie fasi che vanno dalla produzione alla commercializzazione delle carni degli animali selvatici a vita libera abbattuti a caccia vengono dettati specifici requisiti igienici che gli operatori del settore devono rispettare.

Gli operatori

Sulla base di un'attenta lettura dell'articolato normativo è possibile effettuare una sommaria distinzione degli operatori/cacciatori coinvolti basandosi non sulla modalità di svolgimento della loro attività sul campo ma bensì sulla destinazione finale dei capi o delle carni degli animali da loro abbattuti.

Questi operatori/cacciatori possono essere suddivisi in tre categorie

✓ Cacciatore "sportivo"

Rappresenta la figura storica del cacciatore nella sua accezione comune così come individuata dall'art. 12 della legge 11 febbraio 1992 n. 157.

Questo soggetto è uso consumare entro le mura domestiche, in regime di "autoconsumo", le carni acquisite durante la propria attività venatoria e non è vincolato al rispetto di alcuna norma nazionale o comunitaria in materia di igiene degli alimenti, per il semplice fatto che il Regolamento (CE) n. 852/2004 non è applicabile nella fattispecie. Infatti l'art. 1 comma 2 recita:

Pertanto gli unici vincoli legislativi a cui è sottoposto il cacciatore "sportivo" riguardano esclusivamente le leggi in campo venatorio e di uso e detenzione delle armi.

✓ Cacciatore sportivo "che occasionalmente cede"

La produzione primaria, a cui la caccia è assimilata, come sancito all'art. 3 comma 17 del Regolamento (CE) n. 178/2002, non rientra nel campo di applicazione dei regolamenti comunitari come precedentemente sottolineato.

Tuttavia, in questo contesto, non viene esclusa la possibilità che modiche quantità di prodotti primari, ossia di selvaggina cacciata, possano essere occasionalmente forniti direttamente dal produttore primario, in questo

Legge 157/92, art. 12 c.1

L'attività venatoria si svolge per una concessione che lo Stato rilascia ai cittadini che la richiedano e che posseggano i requisiti previsti dalla presente legge

...

Reg. (CE) n. 852/2004, art.1,c.2

Il presente regolamento non si applica:

- a. alla produzione primaria per uso domestico privato;*

Reg. (CE) n. 178/2002, art.3, c.17

"produzione primaria" significa tutte le fasi della produzione, dell'allevamento o della coltivazione di prodotti primari, compresi il raccolto, la mungitura e la produzione zootecnica precedente la macellazione e comprese la caccia e la pesca e la raccolta di prodotti selvatici".

caso il cacciatore, al consumatore finale o a dettaglianti locali, come previsto dall'art. 1, comma 2 del Regolamento (CE) n. 852/2004:

Lo stesso concetto è ribadito anche all'art. 1, comma 3 del Regolamento (CE) n. 853/2004:

I cacciatori che occasionalmente cedono il proprio carniere in questo specifico caso sono soggetti non solo al rispetto della normativa venatoria ma anche al soddisfacimento dei requisiti stabiliti dalla legislazione sanitaria nazionale in ottemperanza a quanto previsto all'art. 1, comma 3 Regolamento (CE) n. 852/2004.

In particolare la legislazione nazionale, per garantire la corretta applicazione dei principi sicurezza alimentare comunitari, si è ispirata a quanto previsto nell'accordo Stato Regioni "Linee guida applicative del Regolamento n. 852/2004/CE" n. 2470 e nell'accordo Stato Regioni "Linee guida applicative del Regolamento n. 853/2004/CE n. 2477" entrambi del 09 febbraio 2006, i quali stabiliscono:

- 1) il livello locale
- 2) la quantità
- 3) le certificazioni accompagnatorie
- 4) gli obblighi dell'operatore del settore alimentare interessato alla cessione

Reg. (CE) n. 852/2004, art.1, c.2

Il presente regolamento non si applica:

- a) alla fornitura diretta di piccoli quantitativi di prodotti primari dal produttore al consumatore finale o a dettaglianti locali che forniscono direttamente il consumatore finale.

Reg. (CE) n. 853/2004, art.1, c.3

3. Il presente regolamento non si applica:

- e) ai cacciatori che forniscono piccoli quantitativi di selvaggina selvatica o di carne di selvaggina selvatica direttamente al consumatore finale o ai laboratori annessi agli esercizi di commercio al dettaglio o di somministrazione a livello locale che riforniscono il consumatore finale.

Reg. (CE) n. 852/2004, art.1, c.3

Gli Stati membri stabiliscono, in conformità alla legislazione nazionale, norme che disciplinano le attività di cui al paragrafo 2, lettera c). Siffatte norme nazionali garantiscono il conseguimento degli obiettivi del presente regolamento.

Linee guida applicative del Regolamento n. 852-853/2004/CE Allegato A comma 1

... Pertanto, il "livello locale" viene ad essere identificato nel territorio della Provincia in cui insiste l'azienda e nel territorio delle Province contermini ...

... Per quanto riguarda la selvaggina di grossa taglia, fatte salve le pertinenti normative in materia venatoria, il limite è stabilito in un capo/cacciatore/anno ...

... Nel caso della selvaggina il cacciatore deve comunicare in forma scritta all'esercente l'attività di commercio al dettaglio o di somministrazione la zona di provenienza degli animali cacciati ...

... Le carni dei suidi e degli altri animali selvatici soggetti alla trichinellosi restano soggette ai

5) i criteri con cui l'autorità competente controlla questo tipo di commercio

✓ Cacciatore "professionista"

A questa categoria appartengono gli operatori previsti all'art. 11, comma 4 della Legge 6 dicembre 1991 n. 394 e al successivo art. 22 comma 6.

Queste figure, altrimenti chiamate "selecontrollori", sono rappresentate da persone espressamente autorizzate dall'Ente Parco, qualora in carenza di personale d'istituto, ad operare per specifici interventi di controllo numerico della fauna.

In maniera analoga i selecontrollori possono essere utilizzati da parte delle Amministrazioni Regionali, o per sub-delega dalle Province, in virtù dell'art. 19, comma 2 della Legge 11 febbraio 1992 n.157.

provvedimenti sanitari relativi alla Trichinella ai fini del rispetto dei principi di sicurezza alimentare....

... è oggetto di verifica da parte delle Autorità Sanitarie insieme agli altri aspetti pertinenti, ai sensi e con le procedure previste dal Reg. 882/2004 ...

Legge 394/91

Art. 11, c.4. Il regolamento del parco stabilisce altresì le eventuali deroghe ai divieti di cui al comma 3. Per quanto riguarda la lettera a) del medesimo comma 3, esso prevede eventuali prelievi faunistici ed eventuali abbattimenti selettivi, necessari per ricomporre squilibri ecologici accertati dall'Ente parco. Prelievi e abbattimenti devono avvenire per iniziativa e sotto la diretta responsabilità e sorveglianza dell'Ente parco ed essere attuati dal personale dell'Ente parco o da persone all'uopo espressamente autorizzate dall'Ente parco stesso."

Art. 22, c.6. Nei parchi naturali regionali e nelle riserve naturali regionali l'attività venatoria è vietata, salvo eventuali prelievi faunistici ed abbattimenti selettivi necessari per ricomporre squilibri ecologici.

Detti prelievi ed abbattimenti devono avvenire in conformità al regolamento del parco o, qualora non esista, alle direttive regionali per iniziativa e sotto la diretta responsabilità e sorveglianza dell'organismo di gestione del parco e devono essere attuati dal personale da esso dipendente o da persone da esso autorizzate.

Legge 157/92, art. 19 c.2

Le regioni, per la migliore gestione del patrimonio zootecnico, per la tutela del suolo, per motivi sanitari, per la selezione biologica, per la tutela del patrimonio storico-artistico, per la tutela delle

A questa figura vanno associati anche il personale dell'Ente parco, le guardie venatorie dipendenti dalle amministrazioni provinciali, gli agenti del corpo forestale, le guardie comunali, i proprietari ed i conduttori dei fondi, che, in ottemperanza alle citate leggi 394/91 e 157/92, possono operare per l'attuazione dei piani di abbattimento finalizzati alla riduzione numerica delle popolazioni di animali selvatici presenti all'interno di particolari aree.

Tutti i soggetti appena citati, per poter svolgere il compito affidatogli e nel rispetto delle norme sanitarie, debbono essere persone formate ai sensi del Regolamento (CE) 853/04, allegato III.

Quest'obbligo di possedere una specifica formazione è sottolineato anche nell'accordo Stato Regioni "Linee guida applicative del Regolamento n. 853/2004/CE n. 2477/06:

Per questo vincolo ed ai sensi del Regolamento (CE) 853/04, allegato III, sezione IV, capitolo 1, diventa imprescindibile per gli operatori coinvolti nei prelievi la partecipazione, con esito finale favorevole, ad un corso di formazione.

produzioni zoo-agro-forestali ed ittiche, provvedono al controllo delle specie di fauna selvatica anche nelle zone vietate alla caccia. Tale controllo, esercitato selettivamente, viene praticato di norma mediante l'utilizzo di metodi ecologici su parere dell'Istituto nazionale per la fauna selvatica. Qualora l'Istituto verifici l'inefficacia dei predetti metodi, le regioni possono autorizzare piani di abbattimento. Tali piani devono essere attuati dalle guardie venatorie dipendenti dalle amministrazioni provinciali.

Queste ultime potranno altresì avvalersi dei proprietari o conduttori dei fondi sui quali si attuano i piani medesimi, purché muniti di licenza per l'esercizio venatorio, nonché delle guardie forestali e delle guardie comunali munite di licenza per l'esercizio venatorio.

Reg.(CE) 853/04, allegato III

Sezione IV: Carni di selvaggina selvatica

Capitolo I: Corsi di formazione per cacciatori in materia di igiene e di sanità

1. Le persone che cacciano selvaggina selvatica al fine di commercializzarla per il consumo umano devono disporre di sufficienti nozioni in materia di patologie della selvaggina e di produzione e trattamento della selvaggina e delle carni di selvaggina dopo la caccia per poter eseguire un esame preliminare della selvaggina stessa sul posto.

"Linee guida applicative del Regolamento n. 853/2004/CE n. 2477/06" Allegato A, punto I

... In ogni caso rientra nel campo di applicazione del regolamento (CE) n. 853/2004 la cessione dei capi di selvaggina di grossa taglia abbattuti nell'ambito dei piani selettivi di diradamento della fauna selvatica o comunque nel corso di programmi di abbattimento preventivamente

Nella stessa norma è anche sancita l'obbligatorietà di far pervenire le carcasse degli animali abbattuti nel corso dei prelievi presso un Centro di Lavorazione della Selvaggina per la successiva commercializzazione, previo nulla osta conseguente a visita veterinaria:

L'obbligo di far transitare gli animali abbattuti presso un Centro di Lavorazione della Selvaggina trova le basi della sua applicazione anche nell'art. 1, comma 1, della legge 11 febbraio 1992 n. 157.

Pertanto un animale selvatico, quando prelevato con l'azione di controllo numerico all'interno di particolari aree vincolate, non è di proprietà dell'operatore, che, se utilizzato in sostituzione del personale dipendente di un ente deve essere considerato esclusivamente un mero prestatore d'opera, bensì dello Stato il quale provvederà alla sua commercializzazione attraverso i canali ufficiali.

Per meglio chiarire il significato del disposto normativo sopra citato, va inoltre sottolineato che l'attività di prelievo o di abbattimento, che avvengono per iniziativa e sotto la diretta responsabilità e sorveglianza dell'Ente gestore dell'area o se del caso delle Regioni, non sono da considerarsi attività venatoria che, come previsto dall'articolo 12 comma 1 della Legge 157/92, avviene per concessione dello Stato e non per autorizzazione di un ente.

In questa particolare situazione non trova applicazione pure il comma 6 del medesimo articolo

In questo contesto va inoltre ricordato quanto recita l'art. 828 del Codice Civile:

A questa categoria di professionisti appartengono anche quei cacciatori operanti in riserve aziende faunistiche venatorie o in allevamenti di selvaggina che riforniscono direttamente i CLS dei prodotti della caccia.

autorizzati o battute di caccia organizzate.

In questo caso le carcasse devono essere trasferite in un centro di lavorazione della selvaggina, come definito al punto 1.18, Sezione I dell'allegato I del regolamento n. 853/04/CE, per essere sottoposte a visita ispettiva veterinaria ed esitate al consumo solo dopo avere superato con esito favorevole il controllo veterinario ed essere state sottoposte a bollatura sanitaria.

Legge 157/92, art. 1 c.1

La fauna selvatica è patrimonio indisponibile dello Stato ed è tutelata nell'interesse della comunità nazionale ed internazionale.

Legge 157/92, art. 12

c.1 L'attività venatoria si svolge per una concessione che lo Stato rilascia ai cittadini che la richiedano e che posseggano i requisiti previsti dalla presente legge

c.6 La fauna selvatica abbattuta durante l'esercizio venatorio nel rispetto delle disposizioni della presente legge appartiene a colui che l'ha cacciata.

Codice Civile, art. 828

“I beni che fanno parte del patrimonio dello Stato, delle province e dei comuni sono soggetti alle regole particolari che li concernono e, in quanto non diversamente disposto, alle regole del presente codice. I beni che fanno parte del patrimonio indisponibile

non possono essere sottratti alla loro destinazione se non nei modi stabiliti dalle leggi che li riguardano.”

Corsi di formazione per cacciatori/selecontrollori

La possibilità di commercializzare i capi abbattuti durante l'attività venatoria o di contenimento numerico delle popolazioni, comporta una condivisione delle responsabilità "sul campo" da parte di tutti gli attori coinvolti nella filiera alimentare (selecontrollori, cacciatori, agenti di vigilanza, servizio veterinario, etc.); questa necessità appare evidente dal fatto che all' art. 5, comma 1 del Regolamento (CE) 854/04 viene ribadita l'obbligatorietà ad eseguire una visita preventiva (*ante-mortem*) sugli animali nella fase pre-abbattimento.

Questa indagine ispettiva, da sempre compito istituzionale del veterinario ispettore, per ovvi motivi logistici non risulta praticabile sugli animali selvatici e tantomeno la stessa può ricalcare la metodologia ispettiva tradizionale svolta presso il macello; per questi motivi ed in deroga a quanto sancito dall'art. 5, il Regolamento (CE) 854/04 prevede all'allegato I sezione I capo II punto B, che l'ispezione ante-mortem sul territorio possa essere espletata da altre figure professionali, non sanitarie, purché queste abbiano partecipato ad un corso di formazione come indicato dal Regolamento (CE) 853/04 allegato III sezione IV capitolo I comma 4.

L'operatore così formato svolge un compito determinante per il veterinario ispettore, fornendogli indicazioni raccolte "sul campo" utili per poter licenziare al libero consumo, o ad altro destino, le carni nella successiva visita *post mortem*.

Reg. (CE) 854/04, art.5, c.1

Il veterinario ufficiale svolge compiti ispettivi nei macelli che commercializzano carni fresche, nei centri di lavorazione della selvaggina in particolare per quanto riguarda:

- a) ...*
- b) l'ispezione ante-mortem*
- ...*

Regolamento (CE) 854/04, allegato I sezione I, capo II, punto B

4. ... e nel caso di selvaggina cacciata, il veterinario ufficiale presso il macello o lo stabilimento di manipolazione della selvaggina esamina la dichiarazione di accompagnamento della carcassa dell'animale rilasciata rispettivamente dal veterinario o dalla persona formata in conformità del regolamento (CE) n. 853/2004.

Regolamento (CE) 853/04 allegato III sezione IV capitolo I c. 4

La formazione deve essere dispensata in modo tale da garantire all'autorità competente che i cacciatori dispongano delle necessarie nozioni. Essa dovrebbe contemplare almeno le seguenti materie:

- a) normale quadro anatomico, fisiologico e comportamentale della selvaggina selvatica;*
- b) comportamenti anomali e modificazioni patologiche riscontrabili nella selvaggina selvatica a seguito di malattie, contaminazioni ambientali o altri fattori che possono incidere sulla salute umana dopo il consumo;*
- c) norme igienico-sanitarie e tecniche adeguate per la manipolazione, il*

Questo *ispettore laico* può essere uno solo dei componenti della squadra di cui al Regolamento (CE) 853/04 allegato III sezione IV capitolo I oppure un responsabile, purché tale operatore sia presente sul territorio e sia in grado di intervenire nell'immediatezza dell'abbattimento.

Quest'ultima opportunità risulta maggiormente indicata nel caso di riserve faunistico-venatorie e non è auspicabile venga applicata nel caso di piani di diradamento all'interno di aree protette.

L'organizzazione dei corsi per "selecontrollori" è compito delle organizzazioni venatorie o degli enti interessati al loro impiego come indicato dal Regolamento (CE) 853/04 allegato III sezione IV capitolo I comma 5.

Sarà invece cura dell'autorità sanitaria territorialmente competente valutare la completezza e la correttezza della formazione erogata.

Trattamento della selvaggina sul campo

Il Regolamento (CE) 853/04 fornisce all'operatore indicazioni circa il comportamento e le operazioni che devono essere espletate sul campo, nel più breve tempo possibile dopo l'abbattimento dell'animale, in particolare:

trasporto, l'eviscerazione ecc. di capi di selvaggina selvatica dopo l'abbattimento;

d) disposizioni legislative ed amministrative concernenti le condizioni di sanità e igiene pubblica e degli animali per la commercializzazione della selvaggina selvatica

Reg. (CE) 853/04, allegato III sezione IV, capitolo I

2. Tuttavia è sufficiente se almeno una persona tra i componenti di un gruppo di cacciatori dispone delle nozioni di cui al punto 1. I riferimenti a una «persona formata» contenuti nella presente sezione riguardano tali persone.

3. La persona formata potrebbe anche essere il responsabile di una riserva venatoria o un allevatore di selvaggina, se fanno parte del gruppo di cacciatori o si trovano nelle immediate vicinanze del luogo in cui avviene la caccia. In quest'ultimo caso il cacciatore deve presentare la selvaggina al responsabile della riserva venatoria o all'allevatore di selvaggina ed informarli di qualsiasi comportamento anomalo osservato prima dell'abbattimento.

Reg. (CE) 853/04, allegato III, sezione IV, capitolo I, c.5

L'autorità competente dovrebbe incoraggiare le associazioni venatorie a dispensare tale formazione.

Reg.(CE) 853/04, allegato III

Sezione IV: *Carni di selvaggina prelevata in natura*

Capitolo II: *Trattamento della selvaggina grossa*

1. Dopo l'abbattimento, la selvaggina grossa deve essere

privata dello stomaco e dell'intestino il più rapidamente possibile e, se necessario, essere dissanguata.

2. La persona formata deve effettuare un esame della carcassa e dei visceri asportati volto a individuare eventuali caratteristiche indicanti che la carne presenta un rischio per la salute. L'esame deve essere eseguito al più presto dopo l'abbattimento.

Rifiuti di Origine Animale: normativa

Durante le manualità conseguenti al trattamento della carcassa degli animali cacciati nel loro habitat naturale vengono generati sul campo prodotti non destinati al consumo umano (visceri addominali, visceri toracici) che ai sensi del Regolamento (CE) n. 1069/2009 art. 2, comma 2, possono essere abbandonati in loco.

Qualora le operazioni di evisceramento riguardino un capo appartenente ad un piano selettivo di diradamento alla presenza di un operatore formato ai sensi del Regolamento (CE) 853/04 allegato III sezione IV capitolo I comma 4 in grado di effettuare la prescritta visita *ante-mortem* e di certificare in forma scritta l'assenza di anomalie, è possibile anche in questo caso abbandonare i visceri sul posto.

L'obbligo di trasportare alcuni visceri presso un Centro Lavorazione della Selvaggina sussiste nel momento in cui insorgano sospetti o dubbi, di carattere sanitario, da parte dell'operatore durante la visita *ante-mortem* o se in loco non è presente alcuna persona formata in grado di attestare quanto previsto al punto 3.

Regolamento (CE) n. 1069/2009 art. 2, c.2

Il presente regolamento non si applica ai seguenti sottoprodotti di origine animale:

b) corpi interi o parti di selvaggina non raccolti dopo l'uccisione, nel rispetto delle buone prassi venatorie, fatto salvo il regolamento (CE) n. 853/2004;

c) sottoprodotti di origine animale derivati da selvaggina e carni di selvaggina di cui all'articolo 1, paragrafo 3, lettera e), del regolamento (CE) n. 853/2004;

Reg.(CE) 853/04, allegato III

Sezione IV: Carni di selvaggina prelevata in natura

Capitolo II: Trattamento della selvaggina grossa

3 La persona formata deve effettuare un esame della carcassa e dei visceri asportati volto a individuare eventuali caratteristiche indicanti che la carne presenta un rischio per la salute. L'esame deve essere eseguito al più presto dopo l'abbattimento.

...

4. a) la persona formata deve allegare alla carcassa una dichiarazione con numero di serie che attesti quanto sopra. Questa dichiarazione deve inoltre indicare la data, l'ora e il luogo dell'abbattimento. In tal caso, non è necessario che la testa e i visceri accompagnino la carcassa ...

L'eventuale rimozione dei visceri dal terreno di caccia diventa facoltà dell'Ente gestore del prelievo il quale deve prevedere all'interno del proprio "Regolamento di esecuzione" l'obbligatorietà di consegnare tutti i visceri, assieme alle carcasse, presso il Centro Lavorazione della Selvaggina individuato indicandone anche le modalità (si veda ad esempio quanto previsto dal Parco Nazionale dello Stelvio)

Qualora i visceri siano pervenuti ad un Centro di Lavorazione della Selvaggina devono essere smaltiti, come pure le parti non edibili della carcassa, nel rispetto del Regolamento (CE) n 1069/2009 come previsto all'art. 4 comma 1, in quanto tali rifiuti rientrano tra quelli previsti all'art. 2 comma 1 del medesimo regolamento

4. b) *In altre circostanze la testa (eccetto le zanne, i palchi e le corna) e tutti i visceri eccetto lo stomaco e l'intestino, devono accompagnare la carcassa. La persona formata che ha effettuato l'esame deve informare l'autorità competente delle caratteristiche anomale, del comportamento anormale o del sospetto di contaminazione ambientale che gli hanno impedito di rilasciare una dichiarazione ai sensi della lettera a).*

4. c) *Se nessuna persona formata è disponibile per effettuare l'esame di cui al punto 2 in un caso specifico, la testa (eccetto le zanne, i palchi e le corna) e tutti i visceri eccetto lo stomaco e gli intestini devono accompagnare la carcassa*

Regolamento per la realizzazione delle attività di controllo numerico della popolazione di Cervo dell'Unità di gestione "Valfurva – Sondalo" LO2, mediante abbattimenti con l'ausilio di personale appositamente formato (coadiuvanti) – anno 2011

...

Ogni animale abbattuto deve essere consegnato completamente eviscerato al Centro di Lavorazione della Selvaggina; i visceri devono essere contestualmente consegnati in un sacco a parte sul quale viene indicato il numero della fascetta apposta al capo.

...

Non appena gli operatori generano sottoprodotti animali o prodotti derivati che rientrano nell'ambito di applicazione del presente regolamento, essi li identificano e provvedono affinché siano trattati in conformità del presente regolamento (punto di partenza).

1. Il presente regolamento si applica:

a) ai sottoprodotti di origine animale e ai prodotti derivati che sono esclusi dal consumo umano in forza della legislazione comunitaria;

FONTI NORMATIVE

Regolamenti del “pacchetto igiene”

REG. CE n° 852/04 "Sull'igiene dei prodotti alimentari"

Norme sulla produzione primaria, i manuali di corretta prassi igienica e l'istituzione dell'Autorità europea per la sicurezza alimentare (EFSA).

REG. CE n° 853/04 "Norme specifiche in materia di igiene per gli alimenti di origine animale"

Sono esclusi gli alimenti di origine vegetale e gli alimenti misti.

REG. CE n° 854/04 "Norme specifiche per l'organizzazione di controlli ufficiali sui prodotti di origine animale destinati al consumo umano".

REG. CE n° 882/04 "Relativo ai controlli ufficiali intesi a verificare la conformità alla normativa in materia di mangimi e di alimenti e alle norme sulla salute e sul benessere degli animali".

DIR. CE 41/04 “*Che abroga alcune direttive recanti norme sull'igiene dei prodotti alimentari e le disposizioni sanitarie per la produzione e la commercializzazione di determinati prodotti di origine animale destinati al consumo umano e che modifica le direttive 89/662/CEE del Consiglio e 92/118/CEE e la decisione 95/408/CE del Consiglio.*”

Linee guida applicative del Regolamento n. 852/2004/CE

6. LE RESPONSABILITÀ, I RUOLI E LE FIGURE TECNICHE

L'organizzazione della gestione degli Ungulati comporta un elevato sforzo in termini di risorse umane nonché la necessità di una buona organizzazione di tutte le fasi operative - dal monitoraggio al prelievo - con una chiara individuazione dei ruoli e delle responsabilità. Le azioni principali che supportano il processo gestionale sono rappresentate dal monitoraggio e dall'analisi dei suoi risultati (parametri demografici delle popolazioni, carnieri conseguiti, sforzo di caccia, biometria ed indici di status dei capi abbattuti) e dalla redazione dei piani di prelievo per la stagione venatoria successiva (Tab. 6.1); questo processo dovrebbe realizzarsi in maniera circolare ed adattativa, in funzione del livello di aderenza dei risultati ottenuti agli obiettivi prefissati.

Secondo quanto stabilito dalla legge 157/92, l'organismo di gestione dell'ATC "*promuove e organizza le attività di ricognizione delle risorse ambientali e della consistenza faunistica <...>*" (art. 14, comma 11) in sintonia con la programmazione regionale ed in accordo con i piani faunistici venatori provinciali. Sebbene la legge non menzioni esplicitamente i compiti dei CA, quelli elencati per gli ATC possono ritenersi validi anche per i CA, in virtù della somiglianza funzionale e della finalità comune dei due istituti. La legge prevede che il comitato di gestione dell'ATC sia composto da rappresentanze delle parti sociali e della pubblica amministrazione, integrando così interessi ed esigenze diverse nella gestione faunistica; la normativa non prevede tuttavia l'impiego di una figura tecnica (**tecnico faunistico**, par. 7.2), dotata della necessaria professionalità, specificamente preposta alla organizzazione operativa della gestione ed alla elaborazione dei dati di monitoraggio e prelievo. E' invece opportuno che questi enti si avvalgano di tali figure, a garanzia dell'attuazione di una gestione delle popolazioni selvatiche tecnicamente corretta e di un efficiente trattamento dei dati, sotto il profilo sia della elaborazione finale sia dell'archiviazione. Per la gestione del Cervo, è opportuno che tale figura sia dotata di conoscenze particolarmente approfondite relative alla specie ed alle problematiche connesse alla sua gestione.

Occorre ricordare che, in osservanza del principio sancito dall' art. 1 comma 1 della legge 157/92 ("*La fauna selvatica è patrimonio indisponibile dello Stato ed è tutelata nell'interesse della comunità nazionale ed internazionale*") e di quanto disposto dal successivo art. 9, le regioni e, per sub-delega, le province, hanno il compito di vigilare affinché la gestione attuata dagli ATC/CA nonché dalle AFV e ATV risulti in sintonia con il complesso del quadro normativo vigente e con gli strumenti di programmazione regionale (carta faunistica, indirizzi, ecc.) e provinciali (piano faunistico-venatorio). Nel caso in cui sia attuato il controllo della popolazione, in virtù del carattere di eccezionalità proprio di questo strumento di gestione, la Provincia o l'Ente Parco - a seconda che si tratti di aree aperte alla caccia o protette ai sensi della 157/92 oppure di aree protette ai sensi della 394/91 rispettivamente - sono direttamente investite della responsabilità delle operazioni e sono tenuti a designare le figure coinvolte e le rispettive mansioni nonché a vigilare sulla correttezza delle modalità attuative. Ferme restando le responsabilità sancite dalla legge, è opportuno vengano identificati alcuni responsabili intermedi in grado di gestire le attività di campo e di raccolta dati nel modo più efficiente possibile.

Generalmente l'indicazione delle figure tecniche coinvolte nella gestione faunistico-venatoria degli Ungulati è contenuta nei regolamenti regionali che ne stabiliscono le modalità.

Tabella 6.1 - Rappresentazione schematica delle fasi della gestione degli Ungulati relative a monitoraggio e prelievo, con indicazione delle responsabilità e delle figure coinvolte. Per i dettagli si veda il testo.

MONITORAGGIO DELLE POPOLAZIONI	REDAZIONE DEI PIANI DI PRELIEVO	ATTUAZIONE DEL PRELIEVO
<u>Fasi</u>	<u>Fasi</u>	<u>Fasi</u>
Pianificazione	Analisi dei dati	Pianificazione
Organizzazione territoriale ed elaborazione della cartografia tematica; scelta della metodologia appropriata; definizione della strategia di campionamento e delle modalità di raccolta dei dati; definizione della tempistica, dei ruoli e delle responsabilità degli operatori.	Elaborazione critica dei dati demografici e di prelievo; valutazione dei risultati in funzione degli obiettivi di gestione. Programmazione del prelievo in funzione degli obiettivi di gestione; redazione della relazione tecnica	Assegnazione dei capi da prelevare per distretto e per cacciatore; organizzazione dei centri di controllo e delle modalità operative di funzionamento; organizzazione del monitoraggio dell'andamento del prelievo.
Realizzazione		Verifica delle modalità di monitoraggio dell'andamento del prelievo e della operatività dei centri di raccolta
Compilazione delle schede di rilevamento e verifica dei dati.		
Prima elaborazione e trasmissione dei dati	Trasmissione della relazione tecnica	Raccolta ed archiviazione dei dati relativi ai capi prelevati.
<u>Responsabilità</u> ATC/CA: Consiglio direttivo/Commissione tecnica Ungulati AFV: concessionari PARCHI: ente di gestione	<u>Responsabilità</u> ATC/CA: consiglio direttivo AFV: concessionari	<u>Responsabilità</u> Provincia – ATC/CA – AFV
<u>Figure coinvolte</u> Tecnico faunistico Cacciatori di Ungulati abilitati Censitori volontari	<u>Figure coinvolte</u> Tecnico faunistico	<u>Figure coinvolte</u> Cacciatore di Ungulati con metodi selettivi abilitato, Rilevatore biometrico, Tecnico faunistico

6.1 Organizzazione operativa e flusso delle informazioni

La scelta del metodo di monitoraggio condiziona in maniera sostanziale la complessità dell'organizzazione e del flusso delle informazioni in fase operativa. Metodi complessi e che richiedono l'intervento di specialisti, quali ad esempio il *pellet-count*, necessitano della presenza di pochi operatori e di un unico responsabile che coordini la raccolta dati in tutta l'area di indagine, mentre i metodi di conta generalmente più utilizzati, come le conte dirette e quelle in battuta, vedono la partecipazione di un elevato numero di operatori, un'applicazione su vasta scala e necessitano di almeno due livelli di coordinamento. In ogni caso i ruoli e le responsabilità devono essere chiaramente definiti prima dell'avvio delle attività, in modo tale da assicurare il corretto e coordinato svolgimento delle operazioni. In particolare, occorrerà porre la massima attenzione all'identificazione dei ruoli, in modo tale che sia sempre definita ed individuata la figura dotata di potere decisionale che operi costantemente come referente per gli operatori coinvolti e si renda garante dei risultati presso gli organismi di gestione e controllo. Questa condizione è indispensabile per garantire il corretto

svolgimento delle operazioni, la successiva centralizzazione dei dati raccolti e la loro verifica in maniera omogenea ed univoca.

Di seguito si riporta un esempio di organizzazione relativo ai conteggi diretti ma il medesimo approccio dovrebbe essere adottato indipendentemente dal metodo di monitoraggio applicato, fatti salvi i casi in cui sia necessario ricorrere a specialisti.

L'organizzazione operativa dei conteggi diretti necessita di incontri preliminari fra le diverse figure coinvolte in modo tale che siano comunicate le indicazioni necessarie al regolare svolgimento delle attività. E' sempre opportuno almeno un incontro preventivo durante il quale saranno spiegate le modalità di raccolta dati, ivi incluso il trattamento di casi dubbi, e di compilazione delle schede.

Ai fini della gestione degli Ungulati, gli ambiti territoriali di caccia ed i comprensori alpini sono organizzati in distretti e questi ultimi in settori di conta. Il **responsabile di distretto** costituisce l'elemento di connessione fra le aree di conta e l'amministrazione dell'ATC/CA, avendo il compito di coordinare i responsabili dei settori di conta e di ricevere da questi i dati raccolti in ciascuna sessione di rilevamento, nonché quelli riassuntivi riguardanti la consistenza della popolazione.

La figura centrale per le operazioni di monitoraggio, sia in fase di pianificazione che di realizzazione, è il **responsabile del settore di conta**¹³. Tale figura contribuisce alla organizzazione territoriale del monitoraggio in fase di pianificazione e successivamente si occupa della corretta attuazione delle modalità di conta adottate. Al responsabile del settore di conta spettano i compiti di seguito evidenziati:

- localizzazione dei punti di osservazione/percorsi più adeguati e/o delle aree di battuta, istruzione e coordinamento dei **censitori**;
- verifica dell'adeguatezza degli strumenti utilizzati (ottiche e schede) e verificare il corretto svolgimento delle attività di raccolta dati;
- esercizio della capacità decisionale in tutti i casi in cui si verificano situazioni impreviste in fase di realizzazione;
- raccolta delle schede relative a ciascuna sessione di conta e valutazione critica dei dati in esse riportati (ad esempio eliminazione dei doppi conteggi), anche attraverso un confronto diretto con gli operatori immediatamente successivo al termine della sessione di conta;
- compilazione della scheda riassuntiva relativa a ciascuna sessione di conta, indicando anche il numero di censitori che vi hanno partecipato e le aree di osservazione coperte.

Ai **censitori** (selecacciatori o censitori volontari abilitati) spetta il compito di svolgere le operazioni di conta, di determinare la classe di sesso e d'età degli animali osservati e di compilare le schede secondo le istruzioni ricevute. Il **censitore volontario** è una figura recentemente introdotta in alcuni regolamenti locali (ad es. in Emilia Romagna). Si tratta di soggetti che per interessi e finalità diverse da quelle venatorie partecipano alle attività di monitoraggio. La partecipazione di componenti della società diverse da quella venatoria alle operazioni di censimento, oltre a rappresentare un'indubbia risorsa che migliora la capacità di realizzazione del monitoraggio, è fortemente auspicabile ed andrebbe incentivata, poiché rappresenta un modo concreto di sostanziare il principio secondo il quale la fauna rappresenta un patrimonio dell'intera collettività e la sua conservazione, che vede nella conoscenza dello stato delle popolazioni una premessa basilare, un interesse generale.

Il conferimento dei capi abbattuti da parte dei **selecacciatori** presso un apposito centro di controllo rappresenta un altro momento fondamentale della prassi gestionale che dovrebbe essere reso obbligatorio. Generalmente i regolamenti locali prescrivono che il capo prelevato debba essere conferito al centro di raccolta entro 24 ore dal momento dell'abbattimento. E' necessario che presso i centri di raccolta siano presenti i **rilevatori biometrici**, figure appositamente formate ed abilitate, che effettuano le prescritte verifiche e misurazioni sui capi abbattuti conferiti al centro di raccolta. Questa

¹³ In questo contesto si è usato il termine settore di conta dal momento che le conte dirette da punti fissi sono la modalità più largamente applicata per la quantificazione delle popolazioni. Tuttavia, il concetto di responsabile del settore di conta è generalizzabile e deve essere esteso all'identificazione del responsabile di tutte quelle unità territoriali (transetti, parcelle di battuta) il cui monitoraggio sia realizzato da figure differenti e che necessiti del coordinamento di una squadra composta da più operatori.

figura garantisce una migliore standardizzazione delle misure effettuate eliminando una rilevante fonte di errore che si determina quando queste vengono prese da rilevatori sempre diversi. Il rilevatore biometrico ha inoltre il compito di segnalare all'ATC - o alla polizia provinciale, per le AFV - eventuali errori di classe d'età commessi nell'effettuazione del prelievo e stabilisce anche la necessità di prelevare campioni per accertamenti diagnostici in tutti i casi in cui siano rilevati sulle spoglie segni di un alterato stato di salute (imbrattamento perianale, malformazione scheletrica, lesioni cutanee, scolo nasale, etc.). Il rilevatore biometrico ha anche il compito di archiviare i dati e di trasmetterli all'ATC ed alla Provincia.

Per quanto attiene le attività di controllo di popolazione, ivi inclusi i casi in cui questo viene attuato nell'ambito di aree protette ai sensi della legge 394/91, come già detto in precedenza l'individuazione dei soggetti preposti alla realizzazione degli abbattimenti deve essere strettamente controllata dall'ente competente per territorio, responsabile del corretto andamento delle operazioni.

Infine, esiste un'altra figura la cui reperibilità dovrebbe essere garantita durante il periodo di realizzazione dei prelievi: si tratta del **conduttore del cane da traccia** che interviene nei casi di ferimento degli esemplari tentandone il recupero. In diverse province è stato organizzato un "servizio di recupero" che funziona, sulla base di un apposito regolamento, grazie all'opera di diversi binomi cane-conduttore abilitati attraverso specifici corsi ed esami ed iscritti in un apposito albo.

Come si è visto, l'organizzazione delle attività di monitoraggio e l'attuazione corretta del prelievo sono fortemente condizionate da una buona organizzazione e definizione dei ruoli. Tuttavia anche l'utilizzo dei dati statistici inerenti lo sforzo di caccia contribuisce a migliorare le pratiche gestionali. Va ricordato che l'elaborazione di indici di caccia contribuisce a incrementare in modo significativo le informazioni relative alle popolazioni gestite; attualmente tuttavia tali informazioni sono raccolte per lo più in formato cartaceo. Nel prossimo futuro gli sforzi si dovranno concentrare sullo sviluppo di modalità più efficaci per ottimizzare l'archiviazione dei dati di prelievo, in modo tale da velocizzare la trasmissione e l'archiviazione in apposite banche dati. Affinché le tecniche di valutazione indiretta della dinamica delle popolazioni legate allo sforzo di caccia possano essere correttamente applicate a fini analitici, occorre garantire la standardizzazione nella raccolta dati, la chiara ed univoca definizione dei dati da registrare ed una veloce modalità di trasmissione ed archiviazione degli stessi.

Una procedura telematica di registrazione- in sostituzione della modalità cartacea oggi generalmente adottata contribuirebbe enormemente ad aumentare l'efficienza del sistema. Pertanto è auspicabile che ciascun ente gestore investa adeguate risorse per agevolare un'evoluzione in tal senso delle procedure di raccolta ed archiviazione dei dati di caccia.

7. FORMAZIONE, EDUCAZIONE ED AGGIORNAMENTO

La qualificazione delle diverse figure impegnate nella gestione faunistica è estremamente rilevante per garantire sia la qualità dei dati di base sia la corretta esecuzione delle diverse fasi operative. Negli ultimi anni la gestione faunistica si è andata delineando sempre più chiaramente come un'attività che deve essere supportata da solide basi scientifiche e rappresenta una delle applicazioni della disciplina di sintesi chiamata biologia della conservazione, attualmente presente come indirizzo nei corsi di laurea di diverse università. A conferma di questa tendenza, la formazione specifica della figura di tecnico faunistico è divenuta oggetto di master post-universitari e corsi di specializzazione. Attualmente dunque, la preparazione delle figure professionali operanti nella gestione faunistica, in particolare quella del tecnico faunistico, può e deve essere garantita da una preparazione di tipo universitario.

La necessità di un'adeguata formazione si estende anche ai fruitori della risorsa faunistica, i cacciatori, sia per quanto riguarda le nozioni di base, sia per ciò che concerne le diverse possibili specializzazioni. In quasi tutti i paesi europei l'abilitazione alla caccia viene rilasciata solo successivamente al superamento di esami e dopo frequentazione di corsi specifici, il cui programma è approvato dalle autorità competenti. In questi paesi è emerso con evidenza che l'educazione obbligatoria in ambito venatorio è stato il maggior determinante nel migliorare la prassi gestionale, nel favorire un migliore inserimento dei cacciatori nel tessuto sociale e nel ridurre gli incidenti durante l'attività venatoria. L'attivazione di corsi propedeutici al rilascio dell'abilitazione dovrebbe essere pertanto incentivata al fine di sviluppare negli aspiranti le conoscenze, le capacità ed i comportamenti necessari per divenire cacciatori preparati e responsabili.

In Italia l'abilitazione all'esercizio della caccia è subordinata al superamento di un esame pubblico dinanzi ad apposita commissione nominata dalla Regione (legge 157/92, art. 22, commi 2 e 4). La norma indica gli argomenti oggetto delle prove di esame, ma non introduce l'obbligo di partecipazione a corsi di formazione; questi generalmente vengono organizzati dalle associazioni venatorie e gli aspiranti cacciatori li seguono su base volontaristica. Questi corsi "di base" sono nella maggioranza dei casi strutturati in modo tale da non fornire una preparazione adeguata per ciò che attiene la biologia e la gestione venatoria degli Ungulati. Consapevoli di queste carenze e della necessità di una formazione specifica per i cacciatori interessati a praticare la caccia selettiva agli Ungulati, diverse regioni (ad esempio Emilia Romagna, Toscana) hanno previsto una specifica abilitazione, conseguibile previa frequentazione di appositi corsi e superamento dell'esame finale.

Al di là dell'acquisizione della preparazione di base, risulta auspicabile anche l'organizzazione regolare di attività di informazione ed aggiornamento per i cacciatori abilitati, ad esempio in concomitanza con le mostre dei trofei (Fig. 7.1).

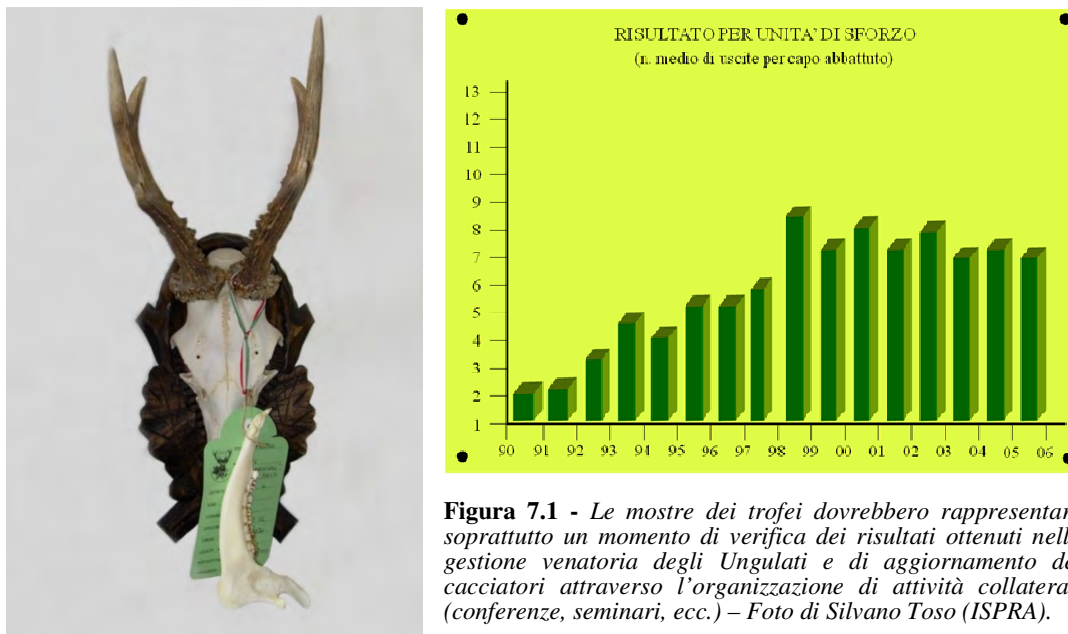


Figura 7.1 - Le mostre dei trofei dovrebbero rappresentare soprattutto un momento di verifica dei risultati ottenuti nella gestione venatoria degli Ungulati e di aggiornamento dei cacciatori attraverso l'organizzazione di attività collaterali (conferenze, seminari, ecc.) – Foto di Silvano Toso (ISPRA).

Di seguito vengono proposti i programmi dei corsi ritenuti idonei al conseguimento di una preparazione sufficiente e le modalità di abilitazione, anche al fine di assicurare una auspicabile omogeneità a livello nazionale. Quelli presentati debbono essere considerati come gli elementi didattici e di verifica minimi ed indispensabili; naturalmente un maggiore impegno da parte degli organizzatori dei corsi, in particolare per quanto riguarda il numero delle ore dedicate alle esercitazioni “di campo”, non potrebbe che essere considerato favorevolmente.

7.1 Programmi didattici per l’abilitazione alla caccia selettiva degli Ungulati e per le successive specializzazioni

Nelle tabelle che seguono sono esposti gli argomenti che si ritiene debbano caratterizzare la formazione delle diverse figure coinvolte nella gestione faunistico venatoria degli Ungulati. Il programma complessivo si articola secondo moduli i cui argomenti devono essere selezionati e/o approfonditi in funzione del tipo di formazione perseguita.

La formazione del **cacciatore di selezione** deve contemplare la trattazione degli argomenti dei moduli I, II, III, IV (Tab. 7.1) e le esercitazioni pratiche (modulo V, A e B, tab. 7.2). Nell’ambito del modulo I, oltre alla trattazione delle nozioni di base sugli Ungulati e la loro gestione, è previsto vengano sviluppati anche i temi riguardanti le norme nazionali e locali che regolano questa forma di caccia nonché gli indirizzi di programmazione della gestione stabiliti dalle amministrazioni che organizzano il corso.

Dal momento che, in diverse realtà locali, è previsto che si possa ottenere l’abilitazione alla caccia di selezione anche solo per alcune specie di Ungulati, il modulo II va sviluppato relativamente alle specie di interesse.

Tabella 7.1 - Argomenti teorici di base trattati in lezioni frontali nell'ambito dei corsi di abilitazione delle diverse figure coinvolte nella gestione faunistica. La durata si riferisce al corso finalizzato all'abilitazione alla caccia di selezione. Le specie oggetto del II modulo sono quelle cacciabili secondo la normativa nazionale.

Modulo	ARGOMENTI	Durata (ore)
I PARTE GENERALE	Generalità sugli Ungulati Sistematica - Morfologia - Eco-etologia - Distribuzione e status delle specie italiane.	2
	Concetti di ecologia applicata Struttura e dinamica di popolazione - Fattori limitanti - Incremento utile annuo e basi biologiche della sostenibilità del prelievo - Capacità portante dell'ambiente - Densità biotica e agroforestale.	2
	Principi e metodi per la stima quantitativa delle popolazioni Stime di abbondanza - Metodi diretti ed indiretti - Criteri di campionamento - Modalità di applicazione a casi concreti.	2
	Riqualificazione ambientale e faunistica Interventi di miglioramento ambientale - Reintroduzioni.	1
	Quadro normativo relativo alla gestione faunistica degli Ungulati Leggi nazionali e regionali - Regolamenti provinciali - Il piano faunistico venatorio.	1
II PARTE SPECIALE	Ecologia Comportamento sociale - Ciclo biologico annuale - Biologia riproduttiva e dinamica di popolazione - Habitat, alimentazione, competitori e predatori - Interazioni con le attività economiche: impatti sul bosco e sulle produzioni agricole.	2
	Criteri per il riconoscimento in natura Classi di sesso e di età - Tracce e segni di presenza.	1
	Monitoraggio Determinazione della struttura e della consistenza delle popolazioni.	1
	Pianificazione del prelievo Criteri per la quantificazione e la caratterizzazione dei piani di prelievo.	1
	Ispezione dei capi abbattuti (esercitazione in aula) Stima dell'età - Valutazione del trofeo - Importanza dei rilievi biometrici.	3
	III IL PRELIEVO	Prelievo Periodi di caccia - Comportamento ed etica venatoria.
Tecniche di prelievo Aspetto e cerca - Organizzazione del prelievo - Percorsi di <i>pirsch</i> , altane, appostamenti a terra e loro sistemazione - Strumenti ottici - Armi e munizioni - Norme di sicurezza.	3	
Balistica Nozioni fondamentali - Balistica terminale - Reazione al tiro - Valutazione e verifica degli effetti del tiro.	2	
Recupero dei capi feriti con i cani da traccia Comportamento in caso di ferimento e obbligo di segnalazione - Il servizio di recupero: organizzazione e regolamentazione.	1	
Trattamento dei capi abbattuti Trattamento della spoglia - Compilazione delle schede di abbattimento - Prelievo e conservazione di organi e tessuti per indagini biologiche e sanitarie - Norme sanitarie.	3	
IV LA CACCIA CON L'ARCO	Descrizione dell'attrezzatura L'arco, le frecce, le punte - Meccanismo di funzionamento - Scelta dei materiali.	3
	Tecniche di caccia Vagante, aspetto, <i>tree-stand</i> - Accessori - Allenamento - Norme di sicurezza.	1
	Il tiro Pendenze, distanze, angolo di tiro, zona vitale - Reazione al tiro - Cenni sulla tracciatura e recupero.	2
	Etica della caccia con l'arco	1

La durata della trattazione di ciascun argomento nell'ambito del II modulo deve intendersi per ciascuna specie per la quale si richiede l'abilitazione all'esercizio del prelievo.

Per quanto attiene il V modulo, va sottolineato che l'esercitazione relativa al trattamento dei capi abbattuti deve consentire a ciascun partecipante di valutare un adeguato numero di mandibole e trofei nonché di acquisire familiarità nell'uso della strumentazione utilizzata per le misurazioni. Analogamente, l'esercitazione di maneggio delle armi e di tiro simulato deve garantire a ciascun partecipante di svolgere le relative simulazioni assistite e pertanto la durata andrà quantificata in modo tale da assicurare un'adeguata preparazione a tutti gli iscritti

Tabella 7.2 - *Contenuti delle esercitazioni finalizzate all'abilitazione del cacciatore di selezione. Le esercitazioni sono svolte sul campo, ad eccezione della parte relativa ai capi abbattuti che è svolta in laboratorio.*

Modulo	Parte	ARGOMENTI	Durata
V ESERCITAZIONI PRATICHE	A	Riconoscimento in natura Tracce e segni di presenza - Simulazioni dei diversi metodi di censimento con compilazione delle schede di rilevamento - Valutazione in natura delle classi di sesso ed età.	1 giorno
		Trattamento dei capi abbattuti Rilievo delle misure biometriche e compilazione delle schede.	4 ore (minimo)
	B	Esercitazione pratica di maneggio e tiro con armi a canna rigata dotate di ottica di mira o con l'arco	4 ore (minimo)

Il programma presentato dovrebbe garantire l'omogeneità della preparazione dei cacciatori afferenti a diverse regioni d'Italia, facilitando la valutazione delle relative equipollenze da parte delle Amministrazioni competenti. Sarebbe tuttavia opportuno che l'abilitazione ottenuta mediante i corsi e le modalità sopra descritte avesse validità nazionale, eliminando i problemi connessi con la gestione delle equipollenze.

Il medesimo percorso formativo dovrebbe essere seguito dai cacciatori di selezione che intendano utilizzare l'arco. L'art. 13 comma 2 della legge 157/1992 prevede in maniera generale l'utilizzo di questo mezzo di caccia ma sinora solo poche amministrazioni locali ne consentono l'uso per il prelievo selettivo degli Ungulati. L'esperienza maturata negli ultimi decenni in molti paesi ha dimostrato che l'arco, se utilizzato correttamente (in particolare per ciò che concerne la tipologia delle frecce e la distanza di tiro) consente l'abbattimento degli Ungulati in maniera adeguata agli standard tecnici ed etici che caratterizzano l'abbattimento con un'arma da fuoco a canna rigata. Inoltre, poiché la gittata utile dell'arco in termini venatori è molto ridotta (massimo 30 metri), il riconoscimento preventivo della classe di sesso e di età dell'animale da prelevare, presupposto di base della caccia selettiva, risulta facilitato. Per la medesima ragione in diversi paesi l'arco viene utilizzato per il prelievo in aree ad alta densità abitativa, dove l'uso delle armi da fuoco, a gittata ben più lunga, risulta meno indicato.

La preparazione dei cacciatori che intendano commercializzare le carni degli animali abbattuti deve essere integrata con un ulteriore modulo, finalizzato a fornire la preparazione necessaria a svolgere le ispezioni richieste dal Regolamento (CE) 854/04 (Scheda 5.2 – tab. 7.3).

Qualora le Amministrazioni provinciali o gli Enti parco intendessero avvalersi dei cacciatori di selezione per l'attuazione di interventi di controllo ai sensi dell'art. 19 della legge 157/92 o dell'art. 22, comma 6 della legge 394/91, sarebbe opportuno che tale personale venisse appositamente formato e reso consapevole della natura delle attività che è chiamato a svolgere su specifico incarico e sotto il coordinamento dell'ente responsabile dell'intervento. La qualifica di **coadiutore al controllo** o **selecontrollore** è conferita a cacciatori di selezione che hanno seguito uno specifico approfondimento in materia di controllo (Tab. 7.4). Benché tale figura non sia prevista in quanto tale né dalla legge 157/92 né dalla legge 394/91 essa è attualmente contemplata in diverse normative regionali.

Tabella 7.3 - Contenuti della formazione dei cacciatori che intendano commercializzare le carni ai sensi del Regolamento (CE) 854/04.

Modulo	ARGOMENTI	Durata
VI ASPETTI SANITARI	<p><i>Normale quadro anatomico, fisiologico e comportamentale della selvaggina</i></p> <p>Comportamenti anomali e modificazioni patologiche riscontrabili a seguito di malattie, contaminazioni ambientali o altri fattori che possono incidere sulla salute umana dopo il consumo</p> <p><i>Norme igienico-sanitarie e tecniche</i> adeguate per la manipolazione, il trasporto, l'eviscerazione ecc. di capi di selvaggina selvatica dopo l'abbattimento</p> <p><i>Disposizioni legislative ed amministrative</i> concernenti le condizioni di sanità e igiene pubblica e degli animali per la commercializzazione della selvaggina selvatica</p>	1 giorno

Tabella 7.4 - Percorso formativo del coadiutore per interventi di controllo. Gli argomenti sono trattati in lezioni frontali.

Modulo	ARGOMENTI	Durata (ore)
I ASPETTI NORMATIVI	<p><i>Normativa nazionale di riferimento (157/92 e 394/91)</i></p> <p>Principali differenze fra caccia e controllo - La figura del coadiuvante al controllo - Obblighi comunitari.</p> <p><i>Sorveglianza sanitaria</i></p> <p>Coadiutore come Operatore Settore Alimentare (OSA) - Commercializzazione delle carni di selvaggina - Centro Lavorazione Carni - Valutazione <i>ante</i> e <i>post mortem</i> - Prassi sanitaria.</p>	3 3
II IL PIANO DI GESTIONE	<p><i>Presentazione del piano di gestione</i></p> <p>Status e gestione complessiva della specie - Il contesto operativo e le motivazioni - Gli obiettivi del controllo - Contenuti del piano - L'<i>iter</i> autorizzativo.</p> <p><i>Modalità operative</i></p> <p>Ruoli e responsabilità - Obblighi del coadiuvante - Organizzazione delle attività di abbattimento in controllo - Regolamentazione e ripartizione territoriale del prelievo.</p>	1 2

Il percorso formativo degli **operatori abilitati al monitoraggio** (censitori volontari) e dei **rilevatori biometrici** coincide con quello dei cacciatori di selezione, ma esclude la sezione relativa alla balistica e al prelievo (modulo III), nonché la parte B del modulo V (esercitazione di tiro). Per i rilevatori biometrici sarebbe opportuno un approfondimento sulle tematiche riportate in tab. 7.5 (si veda anche Mattioli & Demarinis 2009). I percorsi didattici dedicati alle due figure si differenziano nella sezione relativa alle esercitazioni pratiche, poiché viene dato maggior peso alle competenze richieste dalla rispettiva qualifica. Inoltre, è necessario un periodo di tirocinio documentato in cui i partecipanti lavorino affiancati da censitori/rilevatori esperti per almeno una stagione venatoria.

Per tutte le figure è auspicabile vengano organizzati periodici corsi di aggiornamento inerenti l'evoluzione dello stato delle popolazioni, le emergenze di conservazione, le innovazioni in ambito venatorio ed i progressi relativi agli strumenti ed alle tecniche di gestione, in modo tale da mantenere costantemente elevato il livello di interesse e di competenza.

Tabella 7.5 - Modulo di approfondimento per la formazione del rilevatore biometrico.

Modulo	ARGOMENTI	Durata (ore)
RILEVAMENTO BIOMETRICO	Importanza del rilevamento biometrico Casi di studio rappresentativi dell'importanza dei rilevamenti nella gestione.	1
	Tecniche di rilevamento Strumenti utilizzati per le principali misurazioni - Standardizzazione delle procedure - Esempi di caratterizzazione biometrica degli Ungulati per classi di sesso ed età.	2

7.2 Abilitazioni e modalità di valutazione

Per quanto attiene i **cacciatori di selezione**, la prova di abilitazione deve accertare l'acquisizione delle conoscenze e delle competenze (Tab. 7.6) specifiche trattate nel corso. Il rilascio dell'abilitazione spetta alla Regione o, per sub-delega, alla Provincia, coerentemente con quanto stabilito dall'art. 22 della legge 157/1992. Per quanto attiene i cacciatori di selezione con l'arco, alla prova di tiro con la carabina dovrà essere sostituita (o affiancata) da una specifica prova di tiro con l'arco diversificata in base ai due tipi di arco comunemente utilizzati (sagoma posta a 15/20 m per l'arco ricurvo e 25/30 m per l'arco *compound*), applicando i medesimi criteri per il rilascio dell'abilitazione. L'ammissione all'esame di abilitazione è condizionata alla frequenza di almeno i tre quarti delle lezioni frontali ed alla partecipazione a tutte le esercitazioni.

Tabella 7.6 - Modalità di svolgimento e criteri di abilitazione per l'esercizio della caccia agli Ungulati in selezione. L'arma utilizzata è la carabina con cannocchiale montato o una delle due tipologie di arco.

Esame per l'abilitazione all'esercizio della caccia selettiva degli Ungulati		
	Prove	Criteri di abilitazione
Prova scritta	20 quiz a tre risposte – moduli I e III 5 quiz a tre risposte, per ciascuna specie – modulo II.	80% risposte esatte
Prova orale	Riconoscimento sesso e classe di età da diapositive, filmati e/o video Riconoscimento classe di età su mandibole.	100% riconoscimenti corretti 100% riconoscimenti corretti
Prova di maneggio dell'arma	- 5 tiri (in appoggio sul banco) su sagoma fissa di Capriolo o Camoscio posta a 100 m. - 5 tiri su sagoma Capriolo o Camoscio posta a 15/20 per l'arco ricurvo e 25/30 m per l'arco <i>compound</i>	Centrata l'area vitale delle sagome (15 cm di diametro) con almeno 4 tiri

La qualifica di coadiutore al controllo dovrebbe essere conseguita previo superamento di una prova scritta ed avendo superato la prova di tiro, analoga a quella prevista per i cacciatori di selezione (Tab. 7.7).

Tabella 7.7 - Criteri per il riconoscimento della qualifica di coadiutore al controllo.

Esame per la qualifica di coadiutore al controllo		
	Prove	Criteri di abilitazione
Prova scritta	30 quiz a risposta multipla – moduli I e III	80% risposte esatte
Prova di tiro	5 tiri (in appoggio sul banco) su sagoma fissa di Capriolo a 100 m	Centrata l'area vitale delle sagome (15 cm di diametro) con almeno 4 tiri

Il riconoscimento della qualifica di **operatore abilitato al monitoraggio e rilevatore biometrico** è affidata alla valutazione operata dal tutor durante il periodo di tirocinio e spetta in ultima istanza all'amministrazione competente (Regione e/o Provincia). Per entrambe le figure è previsto un test di calibrazione – a cura dello stesso tutor - per verificare la correttezza delle classificazioni in natura o delle misurazioni biometriche effettuate dal candidato (Tab.7. 8). I risultati devono essere riportati in una specifica scheda sulla quale si baserà il giudizio ed il rilascio della qualifica da parte dell'ente competente, che è tenuto anche a stabilire i criteri di validità del riconoscimento rilasciato.

Tabella 7.8 - Criteri per il riconoscimento della qualifica di operatore abilitato ai rilievi biometrici e operatore abilitato al monitoraggio.

Riconoscimento della qualifica di operatore abilitato ai rilievi biometrici		
		Criteri di ammissione
Tirocinio	Presenza presso il centro di raccolta durante una stagione venatoria	90% di presenze
Valutazione del tutor	Compilazione della scheda di valutazione Risultati del test di calibrazione	Valutazione positiva del tutor anche in relazione al test di calibrazione
Riconoscimento della qualifica di operatore abilitato al monitoraggio		
Tirocinio	Partecipazione ad almeno 10 uscite durante una stagione di monitoraggio della popolazione	90% di presenze
Valutazione del tutor	Compilazione della scheda di valutazione Risultati del test di calibrazione	Valutazione positiva del tutor anche in relazione al test di calibrazione

La figura professionale del **tecnico faunistico** è stata introdotta solo in un numero limitato di normative regionali. La Regione Emilia Romagna ad esempio (RR 1 del 27/05/2008 e nei precedenti regolamenti fin dal 1995) definisce i compiti ed il ruolo del tecnico faunistico nell'ambito della gestione degli Ungulati. In particolare, per questa figura viene richiesta la laurea in discipline biologiche ed una specifica specializzazione conseguita presso una sede universitaria o attestata dall'ISPRA, previo colloquio. All'ISPRA spetta anche il riconoscimento della qualifica. Altre regioni che prevedono la figura del tecnico faunistico nei propri strumenti normativi procedono al suo riconoscimento in modo autonomo, pur condividendo i requisiti minimi richiesti e la necessità di accertare il possesso di conoscenze specifiche. La gestione faunistica del Cervo richiede una particolare preparazione relativa alla specie ed alle problematiche gestionali ad essa connesse; in tal caso il tecnico faunistico dovrà essere in possesso di comprovata esperienza specifica e di adeguate conoscenze attestata mediante la pubblicazione di articoli scientifici e report gestionali o frequentazioni di appositi stage o "apprendistati".

Il riconoscimento dovrebbe avvenire dopo aver verificato, in base al CV o tramite colloquio, il possesso delle conoscenze specifiche richieste dal ruolo (Tab. 7.9). Il colloquio, teso ad accertare la necessaria padronanza degli argomenti di gestione faunistica e di ecologia degli Ungulati, consiste nel rispondere in maniera esaustiva e completa ad almeno tre domande, estratte a caso dal candidato, su argomenti relativi al monitoraggio, alla gestione ed alla normativa nazionale e regionale. L'esito è affidato alla valutazione di una Commissione appositamente formata.

Tabella 7.9 – *Requisiti e modalità di valutazione per il riconoscimento della qualifica di tecnico faunistico. Si procede ad una valutazione diretta tramite colloquio solo qualora il CV non evidenzi che il candidato sia in possesso delle adeguate conoscenze. La valutazione del tecnico faunistico per la specie Cervo si basa sulla valutazione di titoli attinenti alla gestione della specie.*

Riconoscimento della qualifica di tecnico faunistico	
Requisiti	Laurea, vecchio ordinamento o specialistica, in biologia, scienze naturali, scienze ambientali, veterinaria, scienze forestali e scienze agrarie. Corso di specializzazione post-lauream /master in materia di gestione faunistica, gestione degli ecosistemi, ecologia.
Curriculum vitae	CV redatto secondo il formato europeo in cui siano evidenziati per ciascuna prestazione professionale i prodotti attesi (relazioni tecniche o altro).
Colloquio orale	Discussione dei titoli presentati; domande relative all'ecologia ed alla gestione degli Ungulati; discussione degli aspetti normativi nazionali e regionali (per la regione di competenza).

SCHEDA 7.1 - LA CACCIA CON L'ARCO

Valerio Cesari



Pratica e diffusione

La caccia con l'arco, oggi praticata in moltissimi paesi, può essere definita come una moderna tecnica venatoria e, contrariamente al comune pensiero che la relega a semplice retaggio di un passato che apparentemente sembra non appartenerci più, essa mantiene invece inalterate alcune caratteristiche che la collocano nel panorama attuale come un mezzo di caccia estremamente efficace, eco-compatibile, etico e sicuro, costituendo quindi una validissima alternativa all'uso della tradizionale arma da fuoco.

Sviluppata con un crescendo esponenziale negli USA agli inizi degli anni 60, la caccia con l'arco si è diffusa molto velocemente nel resto del mondo e ora conta svariati milioni di praticanti sparsi nei cinque continenti; approdata in Europa negli anni '70 la caccia con l'arco ha conquistato spazio e credibilità, anche se con qualche difficoltà, all'interno delle varie leggi nazionali che regolano il prelievo venatorio nei paesi europei ed il numero dei praticanti è decisamente in crescita. In Italia la caccia con l'arco è consentita dal 2° comma dell'articolo 13 della legge 157/92.

Caratteristiche

Sotto il profilo del rapporto preda-predatore, la caccia con l'arco risveglia nel cacciatore lo stimolo per una contesa più equilibrata, dove, a differenza di quanto accade nell'uso delle armi da fuoco, la componente umana prevale sulla parte tecnica e gioca un ruolo rilevante, se non addirittura determinante, ai fini del risultato finale. Non più quindi la ricerca esasperata della tecnologia con strumenti sempre più sofisticati bensì un ritorno al concetto ancestrale della caccia dove l'essere umano diventa protagonista principale rispetto al mezzo che usa.

La caccia con l'arco privilegia inoltre gli aspetti più naturalistici della caccia; grandi silenzi, lunghe attese, rumori, odori, tutto viene esasperato e aumentato durante l'attesa di un contatto ravvicinato con la preda e mentre le distanze si riducono aumenta la conoscenza e la sicurezza del cacciatore nell'identificare la preda per specie, classe e sesso.

Aspetti tecnici

L'attrezzatura



Figura 7.2 - Le due principali tipologie di arco: ricurvo (a destra) e compound (a sinistra).

Arco, freccia, punta a lame: sono le tre parole che prese singolarmente possono identificare l'uso dell'arco come mezzo di caccia ma da un punto di vista squisitamente tecnico, solo un perfetto insieme di queste tre "parole" creano quella che può essere considerata un'arma efficace. Non solo l'arco, non solo la freccia o la punta a lame ma tutti e tre insieme nelle corrette combinazioni contribuiscono in modo determinante al risultato finale; avremo così modo di utilizzare l'arco ricurvo o l'arco compound, la freccia in carbonio o in alluminio, una punta a due, tre o quattro lame taglienti; ma qualunque sia la scelta su cui ci si orienta, la giusta combinazione ci darà la certezza di utilizzare un'arma incredibilmente efficace.

Le tecniche di caccia

La caccia con l'arco è una "caccia di agguato" con l'obiettivo quindi di sorprendere l'animale in condizioni di assoluta tranquillità nel suo ambiente. Per fare ciò occorre avere una adeguata conoscenza del territorio in cui si pratica e un'ottima conoscenza del comportamento animale.

Le forme di caccia possono consistere nella caccia all'aspetto o in forma vagante; nella caccia all'aspetto si può optare per l'aspetto a terra oppure su di un albero, in un contesto di sicurezza, utilizzando una apposita piattaforma denominata "treestand".

Compatibilità della caccia con l'arco per il prelievo selettivo degli ungulati

L'impiego dell'arco nel prelievo degli ungulati, se questo strumento è utilizzato in base a corretti principi e secondo una prassi adeguata, costituisce un valido mezzo alternativo all'impiego delle armi da fuoco in quanto oltre all'inegabile efficacia terminale, offre una maggior certezza dell'identificazione dell'animale soggetto al prelievo, è privo di invasività ambientale e offre una sicurezza passiva totale.

Impiego dell'arco in zone particolari

Sulla base di quanto detto, l'arco può ragionevolmente offrirsi come metodo alternativo di prelievo nelle zone di particolare criticità dove l'utilizzo dell'arma da fuoco può risultare non agevole, opportuno o contrario a leggi e regolamenti, quali le zone destinate a parco naturale o in prossimità di centri abitati.

Adeguamenti degli standard per la caccia di selezione all'uso dell'arco

Di assoluto rilievo risultano i requisiti richiesti al cacciatore di selezione con l'arco, il quale oltre a seguire il medesimo percorso previsto dalle attuali normative in materia di prelievi di selezione, deve integrare le sue conoscenze con un percorso specifico imperniato sugli aspetti salienti della caccia con l'arco.

Di altrettanta rilevante importanza è la prova finale di tiro che, al pari della prova di sparo, dovrà mettere in evidenza le capacità del candidato arciere; tale prova potrà essere differenziata nelle distanze in base al tipo di arco utilizzato distinguendo in 15/20 metri le distanze richieste per arco ricurvo (ricomprendendo longbow e flatbow) e 25/30 metri quelle richieste per arco compound.

L'avvicinamento del cacciatore all'uso dell'arco

L'arco utilizzato come mezzo per la caccia si trasforma da attrezzo sportivo ad arma; questo motivo è più che sufficiente per meritarsi la medesima considerazione e soprattutto la massima attenzione che una qualsiasi altra arma merita.

Il cacciatore che desidera provare l'esperienza della caccia con l'arco deve comprendere che la caccia con l'arco esce sicuramente dagli standard a cui normalmente si è abituati ma non è né più facile e neppure più difficile: è semplicemente diversa.

Diventa, a questo punto, importante l'approccio mentale che il cacciatore avrà durante le ore di formazione obbligatoria e nel contempo altrettanto importante sarà il messaggio che il relatore del corso riuscirà a trasmettere; messaggio che nasce dall'impiego di una didattica che non faccia uso solo di nozioni tecniche ma improntata anche al rispetto delle norme di sicurezza attive e passive a salvaguardia della incolumità propria e altrui.

UN CASO DI STUDIO

IL CERVO NEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO: EFFETTO DEL CONTROLLO SU POPOLAZIONI DI UNGULATI ALL'INTERNO DI UN'AREA PROTETTA

Luca Pedrotti¹, Anna Bonardi², Alessandro Gugliatti¹, Natalia Bragalanti¹, Giorgio Carmignola³, Hanspeter Gunsch¹, Wolfgang Platter¹, Franco Perco⁴.

1 Consorzio del Parco Nazionale dello Stelvio

2 Università degli Studi di Milano-Bicocca – Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio

3 Ufficio Caccia e Pesca – Provincia di Bolzano

4. Parco Nazionale dei Monti Sibillini

1. PERCHÉ OCCUPARSI DI CERVI? - Individuazione del problema che porta a ritenere necessaria l'attivazione del controllo

L'interesse specifico nei confronti del Cervo nasce negli amministratori del Parco Nazionale dello Stelvio verso la fine degli anni '90 per far fronte alle continue e 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 sociali, si potevano includere le opinioni negative sulle alte densità e concentrazioni di Cervo, considerate una minaccia per l'elevato rischio di collisioni con gli autoveicoli e una possibile causa di malattie a carattere epidemico, responsabili di una diminuzione della "qualità" della popolazione e di elevate mortalità (Perco *et al.*, 2001).

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, e 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 (naturali o semi-naturali) hanno per l'uomo. Il "danno", quindi, è sempre tale solo in rapporto al punto di vista umano e della società che non possiede, solitamente, un'opinione univoca nelle sue diverse componenti.

Un simile approccio antropocentrico potrebbe apparire eccessivo nel caso delle 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 umane. 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. Per l'Italia, ad esempio, è stato calcolato che solo il 14% del territorio si trova a una distanza di almeno 5 km da una struttura antropica (Ferroni e Romano, 2009). 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 sulle aree circostanti (solitamente tali effetti sono positivi, ma il caso non è generalizzabile).

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 e se tale livello sia compatibile con gli interessi dell'uomo. Gli attuali quesiti e ipotesi sulla regolazione naturale e sulla stabilità degli ecosistemi non possono essere risolti sul medio-breve periodo con il 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.

2. IL CERVO NEL PARCO NAZIONALE DELLO STELVIO - La situazione in termini numerici e di densità

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

Con una popolazione primaverile che negli ultimi cinque anni ha oscillato tra i 6.000 e i 7.000 individui (oltre 10.000 se consideriamo anche le zone limitrofe) e con densità medie stimate tra i 5 e i 25 cervi ogni kmq, a seconda dell'area considerata, il Cervo del Parco dello Stelvio rappresenta una delle realtà faunistiche più importanti di tutto l'arco alpino e un patrimonio da conservare scrupolosamente e da gestire con oculatazza. La situazione non è omogenea in tutto il vasto territorio, né è semplicemente possibile considerare i cervi dello Stelvio come un'unica popolazione. Il Parco si estende su 1.341 kmq (Figura 1a), comprende aree della Regione Lombardia e delle Province di Bolzano e Trento ed è attraversato da creste montuose che di fatto tendono a separare nuclei di cervi demograficamente unitari, benché non geneticamente distinti (unità di popolazione). Per questo il territorio dell'area protetta e le aree limitrofe sono state suddivise in sette Unità di gestione (UG, Figura 1b; estensione media 45.500 ha, deviazione standard 23.070 ha) che grossomodo corrispondono a unità di popolazione indipendenti. In alcune zone non è ancora chiaro quali siano i confini da prendere in considerazione. Per questo i cervi vengono catturati e marcati individualmente e ne viene studiato il comportamento migratorio stagionale.

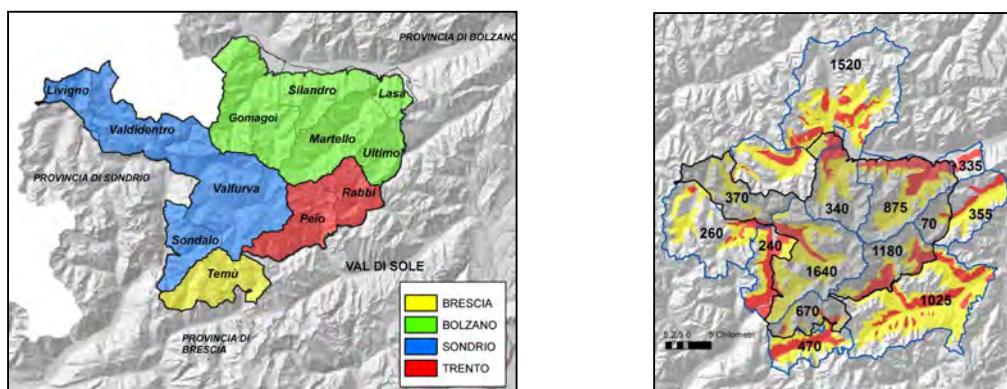


Figura 1 (a) Il Parco Nazionale dello Stelvio ha una superficie di 1.310 kmq; in diversi colori i territori appartenenti a diverse province; le linee più sottili rappresentano i confini delle stazioni forestali. **(b)** Area di distribuzione e consistenza delle popolazioni di Cervo nel Parco e nelle aree limitrofe che comprendono unità di popolazione sufficientemente omogenee; in giallo le aree occupate durante l'estate, in rosso quelle di massima concentrazione invernale; il territorio del Parco è evidenziato con una tonalità di grigio più scura. In blu i confini delle diverse Unità di gestione / Unità di popolazione.

3. IL RUOLO DEL CERVO NEGLI ECOSISTEMI DEL PARCO - Le conoscenze per valutare la necessità e l'opportunità di una riduzione numerica delle popolazioni.

3.1 Come conoscere le popolazioni e valutarne lo stato

Le basi tecnico-scientifiche necessarie a fornire indicazioni per risolvere i problemi causati dalla fauna selvatica comprendono conoscenze 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.

Per questo il Parco ha deciso di affrontare e analizzare il problema e di acquisire maggiori conoscenze, prima carenti, sullo *status* delle popolazioni e sugli impatti da esse arrecati, prima di proporre qualsiasi intervento. Una corretta gestione della fauna implica una conoscenza approfondita

della risorsa che si vuole conservare e utilizzare, della sua distribuzione, della sua consistenza, della sua evoluzione, del suo stato e anche dei suoi spostamenti. La raccolta delle informazioni in questo caso ha riguardato numerosi aspetti legati all'ecologia del Cervo nel Parco, alle sue condizioni sanitarie e agli impatti creati all'ecosistema da popolazioni così numerose.

Il Cervo è una specie estremamente flessibile. Ha una notevole capacità di ottimizzare l'utilizzo delle risorse disponibili e per questo è in grado di compiere migrazioni stagionali di notevole entità per trovare le migliori condizioni sia durante l'estate, sia in inverno. Di conseguenza si adatta in modo rapido a nuove situazioni, ma resta una specie estremamente sensibile al disturbo antropico. Per questo è importante studiarne il comportamento a livello locale, perché la sua ecletticità fa sì che non risponda allo stesso modo a tutte le latitudini del suo amplissimo areale che va dal nord Africa alla Norvegia.

Uno dei punti fondamentali, da affrontare in termini di conoscenza, riguarda la stima della consistenza numerica della popolazione e dei suoi parametri demografici e di struttura. Il conteggio dei cervi è spesso affetto da un notevole rumore di fondo e, se organizzato in modo adeguato, fornisce comunque una sottostima dovuta a probabilità di avvistamento inferiori al 100% per le abitudini notturne e il comportamento spesso schivo della specie. Per valutare con accuratezza la consistenza della popolazione sono stati applicati in questi anni differenti metodi di censimento tra loro indipendenti. Questo ha permesso di avere dati indipendenti e tra loro confrontabili e di calcolare con buona accuratezza la sottostima che si ottiene durante i tradizionali conteggi notturni primaverili con il faro. Ai tradizionali censimenti per osservazione diretta, all'interno del Parco si sono affiancati metodi di valutazione quantitativa basati sulla disponibilità di un campione di animali marcati individualmente (*mark-resight*) (Franceschina, 2009, Pedrotti e Bragalanti, 2008, Pedrotti e Gugiatti, 2010), metodi basati sull'utilizzo di termocamere all'infrarosso (Franzetti e Focardi, 2006) e metodi basati sul conteggio di indici di presenza, quali le fatte, cui è stata applicata la tecnica del *distance sampling* (Pedrotti e Bragalanti, 2008, Pedrotti *et al.*, 2008, Penasa, 2006). Tutti hanno fornito risultati concordanti tra loro (Figura 2) ed hanno messo in luce che la sottostima dei conteggi primaverili notturni con faro in questi anni è oscillata dal 32% al 38% (Tab. 1).

Tabella 1 Sottostima dei censimenti notturni primaverili valutata mediante *mark-resight* in base ai cervi marcati, con radio collari e collari colorati dotati di placche catarifrangenti, e riavvistati nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio; MPS minima dimensione delle popolazione; IC intervallo di confidenza. La stima è stata effettuata con il software Noremark, applicando il modello immigrazione/emigrazione e lo stimatore di Bowden.

ANNO	N ripetizioni	N marcati	Consistenza stimata	IC 95%	MPS	Sottostima
2004	4	26	1.748	1.476 – 2.155	1.084	38%
2005	4	24	1.710	1.474 – 2.055	1.162	32%
2006	4	26	1.688	1.460 – 2.016	1.109	34%
2007	4	13	1.528 [#]	1.253 – 1.993	952	38%
2008	4	21	2.035	1.762 – 2.455	1.368	33%
MEDIA						35%

[#] la stima si riferisce ad una sola delle due stazioni forestali in cui è diviso il settore trentino del Parco.

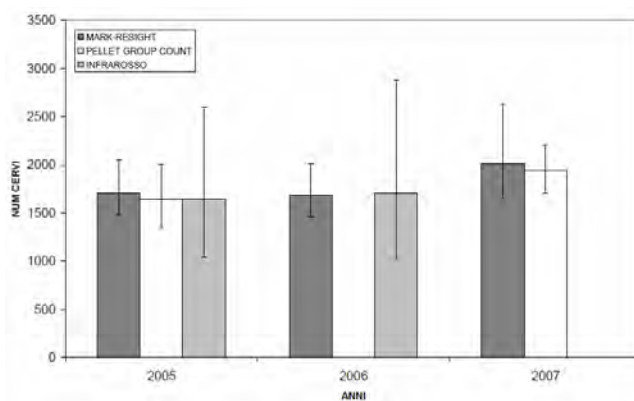


Figura 2 Stime di consistenza della popolazione di Cervo del settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio. Confronto tra i risultati ottenuti in tre diversi anni, applicando metodi tra loro indipendenti. I valori ottenuti sono molto simili tra loro. Le barre rappresentano la media delle stime con l'intervallo di confidenza al 95%. Il conteggio con l'ausilio di scanner termici è stato effettuato mediante distance sampling da personale dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica nello stesso periodo in cui venivano effettuati i censimenti primaverili notturni cui è stato applicato il mark-resight. Analogamente al pellet group count è stato applicato al metodo del distance sampling lungo transesti standardizzati effettuati in circa 20 giornate durante aprile-maggio. Il tasso di decadimento delle fatte è stato stimato nell'area di studio con apposito disegno sperimentale.

3.2. La regolazione naturale delle popolazioni di Cervo nel Parco - Il ruolo della densità e della neve nella dinamica della popolazione di Cervo negli ultimi vent'anni

La ripetizione standardizzata delle valutazioni quantitative delle popolazioni nel tempo consente di valutare in modo critico la loro evoluzione e di testare ipotesi circa i fattori che ne determinano l'andamento.

In qualsiasi popolazione di Cervo non sottoposta a sfruttamento venatorio, la dinamica è legata alla disponibilità *pro-capite* delle risorse alimentari, che diminuisce all'aumentare della densità di popolazione. In ambiente alpino, inoltre, la disponibilità delle risorse può variare molto di anno in anno a seconda soprattutto della quantità di neve che cade e permane al suolo durante l'inverno. Questa sorta di "imprevedibilità" di medio periodo fa sì che la consistenza di una popolazione nella fase finale della sua curva di crescita non rimanga stabile, ma continui ad oscillare sopra e sotto un valore di equilibrio a seconda degli andamenti invernali. Più la variabilità della nevosità è 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.

Nel caso del Cervo del Parco dello Stelvio la maggior parte delle popolazioni si trova ormai in situazioni prossime alla capacità portante e fluttua con oscillazioni più o meno ampie a seconda degli andamenti invernali. Gli effetti sono evidenti sulla condizione della popolazione e sull'andamento dei parametri demografici. Esiste ad esempio uno sbilanciamento naturale del rapporto tra i sessi a favore delle femmine (1,45 femmine per maschio nel periodo 1996-2001, stimato in base alla *cohort analysis*; Bonardi, 2009). I tassi di fertilità (stimati in base all'analisi dei tratti riproduttivi) e il rapporto cerbiatti/femmine sono progressivamente diminuiti in modo significativo all'aumentare della densità (Figura 3) e inversamente è successo per i tassi di mortalità naturale invernale.

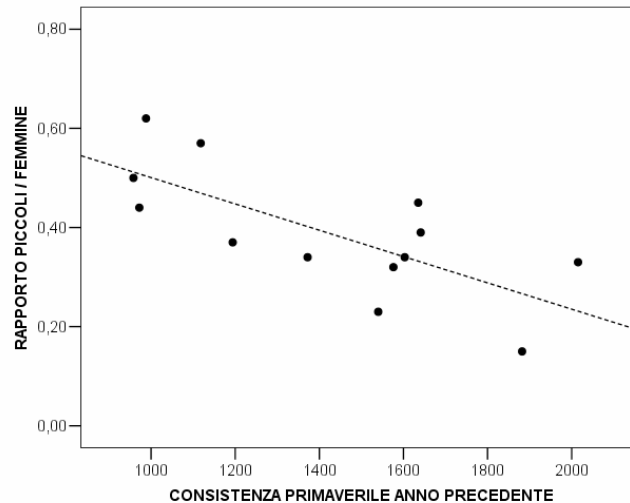


Figura 3 La produttività dipende in modo diretto dalla densità di popolazione. E' possibile evidenziare una relazione significativa e inversa tra consistenza della popolazione di cervi del settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio e produttività, espressa in questo caso come rapporto tra piccoli e femmine (Regressione lineare $F=11,9$, $p<0,05$; $R^2=0,52$). La consistenza di popolazione rilevata in base ai censimenti primaverili si riferisce all'anno precedente. Il rapporto tra piccoli e femmine fa riferimento al periodo estivo (luglio/agosto) ed è stimato per osservazione diretta durante il censimento per block-count del Camoscio con N variabile tra 498 e 985.

In base ad una serie storica relativamente lunga (dal 1983 al 2009), relativa all'evoluzione numerica della popolazione di Cervo del settore trentino del Parco, agli andamenti meteo-climatici invernali e al numero di animali annualmente rinvenuti morti di cause naturali, è stato possibile verificare e quantificare i fattori che regolano l'evoluzione della popolazione (Figura 4a). La consistenza della popolazione presenta ampie fluttuazioni attorno a due valori medi di capacità portante (K con inverni caratterizzati da nevosità media superiore a 53 cm: 2.712 cervi; K con nevosità media inferiore ai 53 cm: 5.606 cervi). La dinamica della popolazione è risultata densità-dipendente, con tassi di accrescimento che dipendono in modo significativo e negativo anche dall'andamento climatico (best model: altezza media neve + interazione densità*altezza media neve, con effetto soglia; ΔAIC dal modello successivo =2,7; $R^2=0,91$). Il modello permette di stimare un tasso finito di crescita - R_0 di 1,28 (analogo ad un incremento utile annuo massimo, a basse densità, del 28%).

Lo sviluppo di modelli demografici è utile in fase decisionale per simulare possibili scenari futuri che prevedono differenti opzioni gestionali (Figura 4b). Ad esempio, la stima della variazione della capacità portante annuale in base alla permanenza del manto nevoso permette di valutare quale livello di densità potrebbe essere raggiunto e mantenuto per evitare o ridurre l'entità dei grossi *crash* demografici in occasione di inverni particolarmente duri (Figura 5). Il dibattito sulla necessità di gestione della popolazione di Cervo all'interno del Parco si focalizza inoltre sulla possibilità di stabilire quale sia il livello di regolazione naturale delle popolazioni. Nel caso specifico dello Stelvio tale livello per i cervi sembra essersi assestato su valori di densità che comunque creano, come si vedrà successivamente, un impatto all'ecosistema e alle attività socio-economiche.

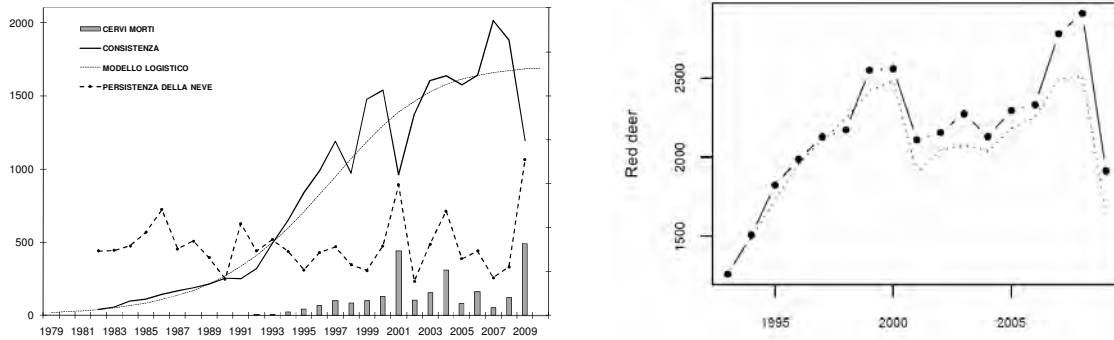


Figura 4 (a) Nella stabilizzazione della consistenza complessiva della popolazione di Cervo all'interno del settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio, anche la mortalità naturale amplificata in caso di elevata densità di popolazione (linea continua) e di inverni particolarmente rigidi (barre grigie - altezza media del manto nevoso in cm dal 1993 al 2009) gioca un ruolo importante; (b) modello di dinamica di popolazione del Cervo nel settore trentino del Parco dello Stelvio in funzione della densità di popolazione e della nevosità, con effetto soglia; consistenza osservata negli anni (linea continua) e stime di consistenza ricostruite in base al miglior modello selezionato (linea tratteggiata); il livello soglia dell'altezza media della neve è di 53 cm.

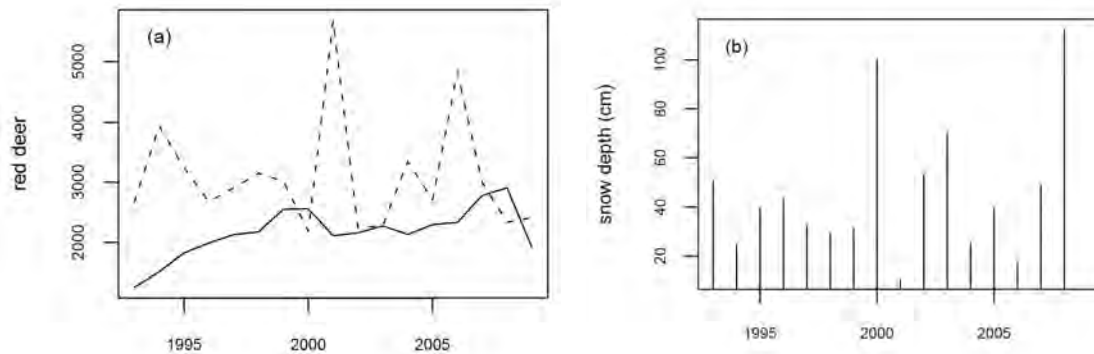


Figura 5 (a) Capacità portante annua stimata in base al modello selezionato, in funzione dell'andamento della nevosità invernale (linea tratteggiata) e dinamica della popolazione di Cervo osservata (linea continua); (b) altezza media del manto nevoso in cm dal 1993 al 2009 (Stazione sciistica di Peio Tarlenta, 2.100 m - dati forniti dal Dipartimento Protezione Civile e Infrastrutture - Ufficio Previsioni e Organizzazione della Provincia Autonoma di Trento).

Nell'ambito di una complessiva valutazione dello *status* delle popolazioni è importante poter conoscere la condizione e lo "stato di salute" degli animali per interpretare il significato delle attuali densità raggiunte dalle popolazioni, alla luce della qualità degli habitat occupati e ai potenziali effetti sulla vegetazione. Per questo, dal 1998, su tutti i soggetti rinvenuti morti vengono registrati sesso, età, peso, e le principali misurazioni biometriche e vengono conservati reni e tratto riproduttivo. Tutto ciò viene fatto anche su tutti i cervi prelevati in controllo e, a campione, sui prelievi venatori esterni al Parco ma ricompresi nelle Unità di gestione (UG) precedentemente definite. Nel periodo 1998-2005 è stato effettuato un approfondito *screening* sanitario che ha rilevato come in tutte le popolazioni di Cervo del Parco ci sia un'alta prevalenza di soggetti che hanno contratto la paratubercolosi e come, secondo i veterinari (Bertoletti e Bianchi, 2009, Pasolli, Cova e Bregoli in Pedrotti e Bragalanti, 2008), la specie possa essere considerata un serbatoio per la malattia. Tuttavia, l'evoluzione delle popolazioni nell'ultimo decennio ha mostrato come tale fattore non incida in modo significativo sulle dinamiche di accrescimento.

Le popolazioni delle UG settentrionali (settore sudtirolese - BZ) presentano una condizione e una costituzione inferiori, a causa delle elevate densità e della scarsa qualità degli habitat occupati. Anche il valore dei parametri riproduttivi mette in evidenza l'insorgenza di meccanismi atti a deprimere i tassi di natalità e regolare gli incrementi della popolazione. Tale situazione deve essere considerata una naturale conseguenza delle elevate consistenze che innescano fenomeni di

autoregolazione nelle popolazioni. E' possibile affermare come la condizione media delle popolazioni sia andata diminuendo dagli anni '90 ad oggi. L'applicazione di un GLM per entrambi i sessi ha permesso di evidenziare come, nel periodo di studio, il peso dei cervi dell'UG Val di Sole (TN) sia stato influenzato in modo significativo, oltre che dalla classe di età e dalla settimana dell'anno, anche dall'anno di campionamento ed abbia mostrato una progressiva diminuzione (differenze tra anni, $F = 3,08$; $n=10$; $p<0,001$).

A titolo di esempio, la Figura 6 e la Tabella 2 mostrano come i pesi medi delle femmine dell'UG Val di Sole (Provincia di Trento) siano significativamente diminuiti dal 1990 ad oggi, verosimilmente in relazione al costante aumento della densità della popolazione sino all'inizio di questo secolo e come gli stessi pesi medi siano significativamente inferiori nelle Riserve di caccia contigue al Parco, in cui le densità di popolazione sono più elevate (GLM, tra periodi $F = 16,97$, $n=2$; $p<0,001$; tra aree $F = 72,62$, $n=1$, $p<0,001$).

Tabella 2 Stima delle medie marginali del peso delle femmine di Cervo (tutte le classi di età) abbattute in caccia nell'UG Val di Sole (TN), in due diversi periodi temporali e nelle riserve di caccia contigue al Parco o lontane da esso.

	Media	ES	95% IC
Tra il 1996 e il 2003	58,4	0,3	57,9 – 58,9
Tra il 2004 e il 2008	56,9	0,3	56,4 – 57,4
Riserve confinanti con il Parco dello Stelvio	56,1	0,3	55,6 – 56,7
Riserve dell'UG, lontane dal Parco dello Stelvio	59,2	0,2	58,7 – 59,6

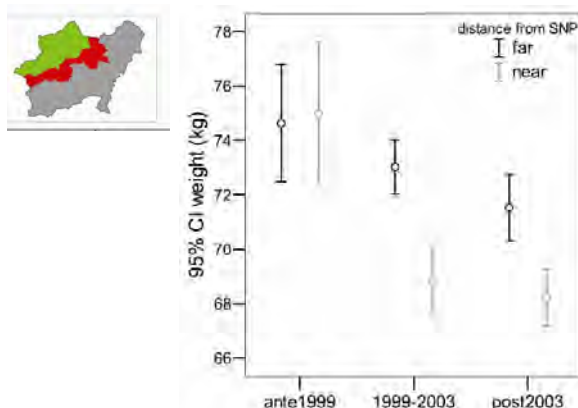


Figura 6 Evoluzione dei pesi medi delle femmine (solo adulte di 3 o più anni) in funzione delle variazioni di densità, nello spazio e nel tempo. Peso medio completamente eviscerato \pm intervallo di confidenza del 95%, delle femmine abbattute nelle riserve di caccia dell'UG Val di Sole (TN) in tre differenti periodi temporali (ante 1999, densità nel Parco ancora basse – valore medio 5 cervi/kmq; post 2003, densità significativamente più alte – valore medio 18 cervi / kmq) e nelle aree limitrofe (near) al Parco e in quelle più lontane (far).

3.3. Esempi di individuazione e quantificazione del problema – L'impatto sulla rinnovazione forestale

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

La presenza di popolazioni caratterizzate da elevate densità da oltre 15 anni ha creato un notevole impatto sulla rinnovazione forestale, con percentuali di piante brucate in continuo aumento laddove le densità permangono alte. I risultati del monitoraggio effettuato nel 1998-99 (Figura 7a) lungo transetti standardizzati (Carmignola, 2001) hanno evidenziato la gravità dell'impatto e hanno portato alle seguenti considerazioni: la percentuale media di brucamento a carico della rinnovazione forestale è superiore a quella registrata in altre regioni dell'arco alpino con analoghi rilievi; in alcune zone del Parco il livello di brucamento è così elevato (superiore al 60%) da pregiudicare l'affermazione e lo sviluppo della rinnovazione forestale; le zone in cui è stato rilevato il carico di morso più elevatosi sovrappongono a quelle in cui si verificano le massime concentrazioni di Cervo durante il periodo invernale.

La ripetizione del monitoraggio nel settore lombardo del Parco a dieci anni di distanza (Figura 7b) evidenzia come la percentuale delle giovani piante brucate sia aumentata in quantità ed estensione territoriale, a seguito della costante pressione di elevate densità di popolazione. L'impatto è di natura quantitativa, legato al rallentamento della crescita del bosco, e di natura qualitativa perché il brucamento è selettivo per specie e porta ad una significativa diminuzione della presenza delle latifoglie, già scarse per motivi ecologici. Le consistenti modifiche alla composizione e alla struttura del sottobosco nelle zone di svernamento permettono inoltre di avanzare ipotesi relative a un influsso negativo su specie faunistiche già in cattivo stato di conservazione come il gallo cedrone (*Tetrao urogallus*, Angeli e Pedrotti, 2007 a e 2007b).

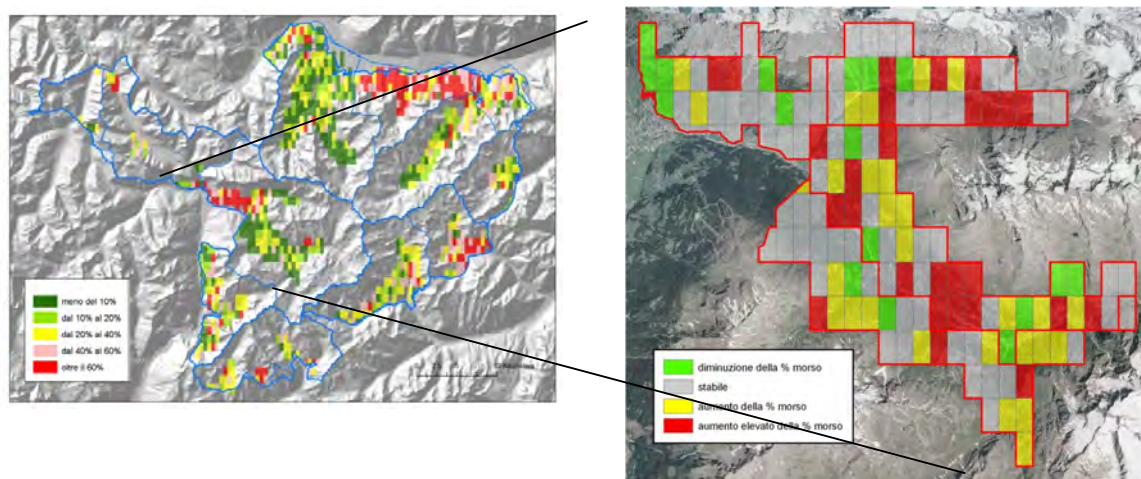


Figura 7 Effetti delle alte densità di Cervo sulla vegetazione; (a) percentuale del carico da morso dell'apice vegetativo della rinnovazione forestale sulle conifere, rilevato nel 1998 mediante transetti campione standardizzati nel Parco dello Stelvio; le più colpite risultano essere le zone di svernamento in cui sono presenti elevatissime concentrazioni di Cervo; (b) variazione della percentuale del carico da morso nei quadranti indagati della Stazione Forestale di Valfurva (Sondrio, Lombardia) da un confronto tra i rilievi del 1998 e quelli del 2009; i quadranti con elevata percentuale di impatto sono aumentati significativamente.

3.4. Esempi di individuazione e quantificazione del problema – Le relazioni con il Capriolo e con il Camoscio

Cervo e Capriolo (*Capreolus capreolus*), pur essendo specie sufficientemente diverse in termini strutturali, sociali e di esigenze ecologiche, possono avere un'ampia sovrapposizione di nicchia, soprattutto nel caso in cui le densità di una delle due sia elevata. Il fenomeno di competizione si può basare 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 di riferimento chiaro e complessivo (Bartos *et al.*, 2002; Latham *et al.*, 1996; Latham *et al.*, 1999; Putman, 1986; Richard *et al.*, 2010; Schoeder and Schoeder, 1984).

Già negli anni '60 il Capriolo occupava il territorio del Parco con buone consistenze di popolazione. Nell'ultimo ventennio il Parco ha segnalato un notevole regresso di questa specie. Sussiste l'ipotesi che, parallelamente alla progressiva affermazione del Cervo nell'area protetta, abbia avuto luogo una graduale diminuzione numerica delle popolazioni di Capriolo presenti all'interno del Parco. Il confronto tra le serie storiche dei censimenti delle due specie tra il 1998 e il 2010 suggerisce la presenza di una relazione negativa tra l'andamento della consistenza delle due specie nel settore trentino del Parco (Figura 1). Tale risultato tuttavia non implica necessariamente una relazione causale tra i due fenomeni, ma necessita di ulteriori studi specifici.

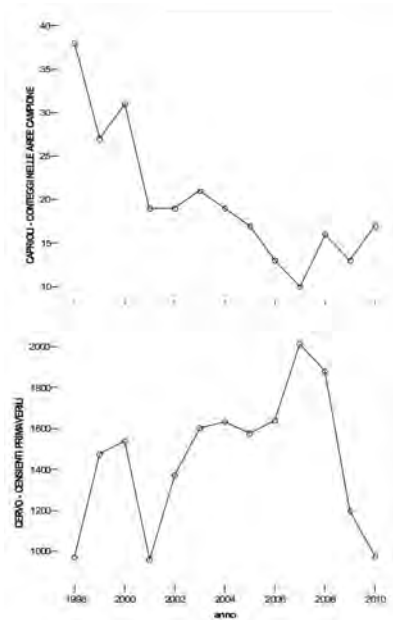


Figura 1 Possibili effetti delle alte densità di cervo sul capriolo; confronto tra l'evoluzione numerica del capriolo in base ai censimenti per aree campione realizzati all'interno del settore trentino del Parco dello Stelvio (in alto) e quella dei cervi conteggiati annualmente durante i censimenti notturni (in basso); alla recente forte diminuzione del cervo nel Parco (legata ad anni di nevosità eccezionale) sembra fare riscontro un trend di leggero aumento nel Capriolo.

Maggiormente noti sono invece i rapporti tra il Cervo e il Camoscio, la cui dinamica di popolazione, in alcune aree del Parco, sembra essere influenzata in modo significativo e negativo dalla crescita del Cervo. E' possibile, ad esempio, evidenziare come i fenomeni demografici e la recente fase di calo del Camoscio nel settore trentino del Parco sia imputabile a fattori di dipendenza dalla densità, all'andamento delle condizioni invernali e anche probabilmente 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. Grazie alla tranquillità fornita dalla presenza dell'area protetta, 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.

Nel settore trentino del Parco, negli ultimi 15 anni la consistenza della popolazione di Camoscio si è dimezzata (da 1.844 a 795 capi; Figura 2). Il modello che meglio spiega l'andamento della dinamica di questa popolazione ipotizza una relazione di densità-dipendenza con la consistenza del Camoscio stesso, un effetto sui tassi annui di accrescimento del clima (negativo delle

precipitazioni invernali, positivo di quelle estive) e un effetto negativo della consistenza del Cervo, con un lag di un anno (ΔAIC dal modello successivo=2,2; $R^2 = 0,78$).

Analisi più approfondite hanno permesso di ipotizzare come questa interazione “estiva” tra i due ungulati potrebbe interferire sul reclutamento del Camoscio. In particolare, diminuire per i capretti di Camoscio la disponibilità di tutte le risorse necessarie a garantire la successiva sopravvivenza invernale e/o impedire alle femmine di raggiungere una condizione corporea tale da portare a termine con successo l’attività riproduttiva (Bonardi, 2009).

Attualmente non esistono in letteratura lavori esaustivi sulla competizione tra le due specie. Tuttavia almeno due ricerche esplorano questa ipotesi. Nei monti Jesen’iky (Repubblica Ceca), in un ambiente decisamente diverso da quello delle Alpi centrali, Homolka and Heroldova (2001) riportano che le due specie presentano un’elevata sovrapposizione di nicchia trofica nel corso di tutto l’anno. Anche Bertolino e coll. (2009) hanno evidenziato un’alta sovrapposizione nelle scelte alimentari delle due specie sulle Alpi occidentali. Gli Autori sottolineano come una simile sovrapposizione di nicchia trofica possa innescare competizione solo nel caso in cui le risorse siano limitate e le due specie occupino gli stessi habitat, ed è questo il caso del Parco Nazionale dello Stelvio durante la stagione estiva.

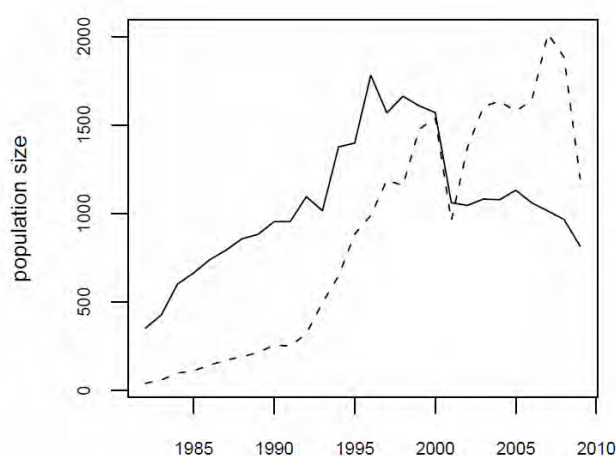


Figura 2 Possibili effetti delle alte densità di Cervo sul Camoscio; andamento dei censimenti di Camoscio (linea continua) e di Cervo (linea tratteggiata) all’interno del settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio dal 1983 al 2009; il miglior modello previsionale per la dinamica del Camoscio evidenzia come il tasso di accrescimento annuo della popolazione di Camoscio dipenda significativamente dalla densità del Camoscio, dalla nevosità media invernale e dalla densità del Cervo l’anno precedente (in modo negativo), e dalla piovosità estiva (in modo positivo).

3.5. Esempi di individuazione e quantificazione del problema – Gli ammanchi di foraggio nei prati e nei pascoli

La presenza di popolazioni di Cervo caratterizzate da elevate densità ha innescato conflitti con le popolazioni locali per le ripercussioni sulle attività agricole tradizionali. Nelle valli del Parco Nazionale dello Stelvio questo tipo di agricoltura è in crisi in quanto il turismo ha modificato l’economia locale e le colture tipiche sono state progressivamente abbandonate. Oggi le poche pratiche agricole tradizionali all’interno del Parco riguardano quasi esclusivamente la coltivazione di piccoli frutti e lo sfalcio dei prati (Figura 3), attività quest’ultima estremamente importante per il mantenimento degli ecosistemi semi-naturali e dei paesaggi culturali.

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.

L’utilizzo di recinti di esclusione per la valutazione dell’impatto del Cervo sui prati ha reso possibile una stima dell’ammacco produttivo medio annuale dovuto al pascolamento, soprattutto primaverile, degli Ungulati selvatici. Tale ammanco, per il settore trentino del Parco, che rappresenta

il 13,5% dell'intero territorio protetto, ammonta mediamente ogni anno a circa 37.000 € (Tab. 1), mentre nell'intero Parco, nel 2010, sono stati accertati e indennizzati 137.000 € per danni imputabili al Cervo.

Nella valutazione complessiva dei danni alle attività tradizionali non ci si deve però fermare al semplice valore economico, ma è necessaria una riflessione più approfondita sul significato del mantenimento dei paesaggi culturali nelle zone rurali di montagna, non in termini economici, ma di mantenimento complessivo del paesaggio.

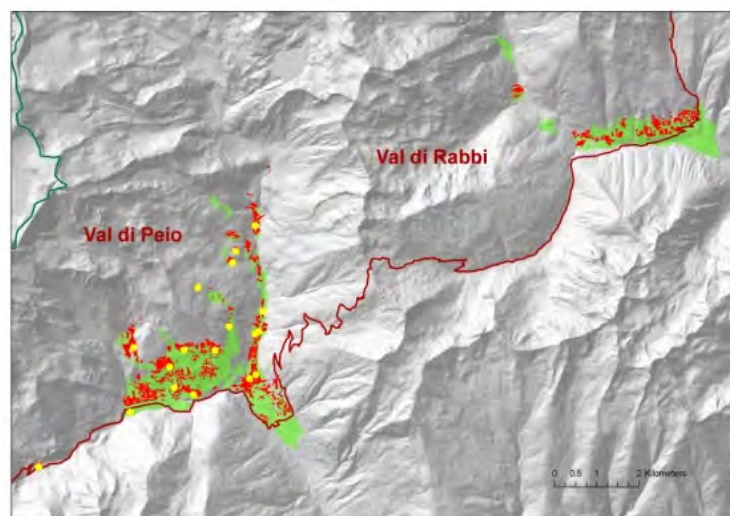


Figura 3 Prati in attualità di sfalcio all'interno del settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio (in rosso). In verde le superfici prative complessive. La linea rossa rappresenta i confini del Parco e i punti gialli la localizzazione dei recinti di esclusione utilizzati per le stime degli ammanchi di fieno prodotto in relazione alla brucatura effettuata dal Cervo.

Tabella 1 Stima dell'ammanco economico medio annuale nella produzione di fieno nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio, in base ai valori risultanti dal controllo di 18 recinti di esclusione di 3X3 m. 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 di produttività	Superficie (ha)	Stima % ammanco	Mancata produzione (q)	Ammanco economico
30 q / ha	50	16,0	240	3.600 €
50 q / ha	109	26,5	1.450	21.700 €
90 q / ha	33	21,0	624	9.400 €
TOTALE				34.700 €

4. LA RIDUZIONE NUMERICA DEL CERVO NEL PARCO - Motivazioni, localizzazione, tecniche e tempi degli interventi di controllo mediante abbattimenti nel Parco

Nell'arco degli ultimi 150 anni, i temi della gestione delle popolazioni di Cervidi sono passati dalla necessità di fare aumentare le loro consistenze, regolamentarne la caccia e realizzare il controllo dei predatori, al chiedersi quale sia la migliore soluzione per limitarne le densità e i conseguenti impatti sulla funzionalità degli ecosistemi e sulle attività umane (Garrot et al., 1993).

Il considerare una popolazione "sovraabbondante" (*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 sovraabbondante nel caso in cui: 1) - minacci la salute o il benessere dell'uomo; 2) sia troppo numerosa per il suo stesso benessere (in

termini di parametri demografici e di costituzione); 3) abbia un impatto significativo su altre specie importanti da un punto di vista economico o estetico; 4) causi disfunzione negli ecosistemi. In quattro delle sette UG sottoposte a pianificazione, i piani di gestione hanno ritenuto che le condizioni 2, 3 e 4 fossero state raggiunte e, dopo avere sperimentato soluzioni alternative, hanno proposto la realizzazione di piani di controllo numerico.

Nel settore sudtirolese del Parco (BZ) è attivo da 10 anni un piano di controllo numerico delle popolazioni mediante abbattimenti, che ha lo scopo di diminuire in modo significativo l'impatto sulla rinnovazione forestale e sulle attività agricole attraverso la riduzione della densità dei cervi ed azioni di miglioramento ambientale in ambito forestale. Nei settori lombardo e trentino, analoghi piani di gestione sono stati approvati e sono in fase di avvio.

Essi hanno valenza triennale, definiscono entità e struttura dei prelievi al fine di garantirne una corretta realizzazione e ne regolamentano le modalità di attuazione. Al raggiungimento delle densità obiettivo, i futuri piani non avranno più finalità di riduzione, ma si limiteranno al mantenimento delle consistenze definite. I piani di conservazione e gestione sono sottoposti al parere di ISPRA e richiedono un'autorizzazione al MATTM. Per il momento i prelievi sono maggiormente orientati verso le femmine, in ragione all'attuale squilibrio (peraltro naturale) nel rapporto tra i sessi, e non riguardano i maschi al di sopra dei 6 anni di età, per garantire una buona struttura delle popolazioni a fini riproduttivi. Gli Agenti Forestali del Parco garantiscono il coordinamento e il controllo delle attività che iniziano nel periodo successivo alla riproduzione (20 ottobre) e terminano entro il 31 dicembre di ogni anno. Il Parco si avvale della collaborazione dei selecontrollori, cacciatori delle locali riserve di caccia che hanno seguito una specifico corso di formazione e abilitazione. La realizzazione dei prelievi si concentra in modo esclusivo nelle zone di svernamento, dove le densità invernali e i conseguenti impatti sulla rinnovazione forestale raggiungono i loro valori massimi, mentre le zone di estivazione vengono escluse dai prelievi in modo che in tali aree i cervi possano mantenere l'attuale comportamento diurno e maggiormente confidente. L'attività di prelievo è disciplinata da specifici regolamenti che facilitano l'organizzazione e il controllo delle attività e ne garantiscono la trasparenza. Gli abbattimenti vengono effettuati alla cerca e all'aspetto, mediante carabina con ottica di precisione, secondo i calibri consentiti dalla legislazione sul prelievo venatorio. Il calibro minimo consentito è il 7 mm, comprensivo del 270W. Tutti i cervi abbattuti transitano attraverso un Centro di Lavorazione della Selvaggina autorizzato, dove vengono effettuati i necessari controlli sanitari e registrate su apposite schede le informazioni sul capo e le misurazioni biometriche.

Le spoglie dei cervi abbattuti sono di proprietà del Parco. I selecontrollori hanno la possibilità di acquistare le carcasse a prezzo di mercato e parte di esse può essere riconosciuta loro a titolo di rimborso delle spese.

4.1. La riduzione numerica del Cervo nel parco - Evoluzione della popolazione di Cervo del settore sudtirolese del Parco (Provincia di Bolzano) in relazione ai piani di controllo numerico

Nell'UG "Martello – Media Val Venosta" (settore sudtirolese - BZ), in cui sussiste il maggiore impatto alla rinnovazione forestale, dopo tre anni di prelievo sperimentale, è stato effettuato un prelievo medio annuo di 305 cervi (min 255, max 380), tra il 2000 e il 2009, a fronte di obiettivi medi di prelievo di 353 cervi (min 300, max 420) che ha portato ad una riduzione del 37% delle densità, a fronte di un obiettivo del 50% (Figura 4). L'UG non ricade completamente nell'area protetta e parte dei prelievi vengono realizzati nelle riserve di caccia confinanti, come normale prelievo venatorio integrato nella pianificazione complessiva. L'obiettivo di riduzione della popolazione da circa 1400 capi (consistenza primaverile) a circa 700-800 non è stato ancora raggiunto. Le svariate sospensioni delle attività di controllo a seguito di ricorsi al TAR da parte delle associazioni animaliste hanno in alcuni casi causato un notevole divario tra piano previsto e piano effettivamente realizzato e ciò ha rallentato il raggiungimento dell'obiettivo intermedio di riduzione della popolazione. Alla progressiva riduzione della popolazione è corrisposta anche una significativa diminuzione dell'entità degli indennizzi alle attività agricole (1997-2002 importo annuo medio 166.700 €, consistenza media della popolazione 1.230 cervi; 2003-2008 importo annuo medio 60.800 €, consistenza media della popolazione 950 cervi; Figura 4). L'obiettivo delle attività di controllo riguarda anche la salvaguardia della rinnovazione forestale. Al raggiungimento dell'obiettivo di riduzione numerica della popolazione è prevista la realizzazione di un nuovo monitoraggio estensivo per la valutazione dell'impatto del morso e per la verifica dell'efficacia delle azioni intraprese.

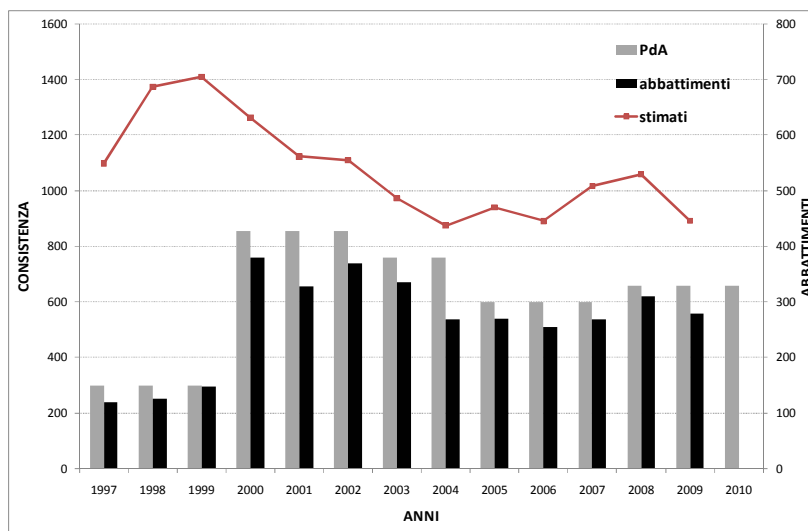


Figura 3 Stima della consistenza (in rosso) della popolazione di Cervo dell'UG "Media Venosta – Val Martello" (settore sudtirolese - BZ) dal 1997 al 2009. Tra il 1997 e il 1999 vengono effettuati prelievi di controllo sperimentale con tassi di prelievo inferiori a quanto necessario per ridurre la popolazione. A partire dal 2000 prende avvio il piano di controllo con finalità di riduzione. L'obiettivo è la diminuzione dell'impatto del Cervo sulla rinnovazione forestale e dei danni ai prati-pascoli e alle coltivazioni di frutta, attraverso il passaggio da circa 1.400 cervi stimati a circa 7-800. Le barre grigie indicano l'entità dei piani di controllo annuali previsti (PdA) e quelle nere i prelievi effettivamente realizzati (abbattimenti). Il notevole scarto tra quanto previsto e realizzato negli anni 2001 e 2004 è legato a problemi di sospensioni temporanee del controllo da parte del TAR, a seguito di ricorsi da parte di WWF, LAC e LAV.

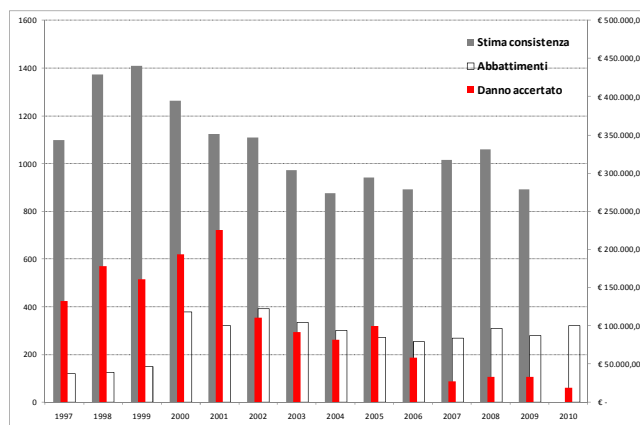


Figura 4 Evoluzione degli importi di danno accertati annualmente (barre rosse) per i danni da ungulati nel settore sudtirolese del Parco dello Stelvio (BZ); per confronto le barre grigie indicano la stima di consistenza della popolazione e quelle bianche il numero di cervi prelevati annualmente in controllo; alla diminuzione della consistenza della popolazione è corrisposta una diminuzione dei danni accertati e risarciti.

5. VERSO LA NECESSITÀ DI UNA GESTIONE INTEGRATA TRA IL PARCO E LE AREE CIRCOSTANTI - I limiti spaziali delle aree protette e le capacità di spostamento e di apprendimento dei cervi

Quanto possa essere importante la presenza di aree in cui il Cervo sia in grado di godere della giusta tranquillità è testimoniato da numerose esperienze. Le sue dimensioni, la sua struttura sociale e, soprattutto, le sue necessità durante il periodo riproduttivo, lo rendono una specie particolarmente

sensibile al disturbo diretto dell'uomo e fanno sì che esso si concentri nelle aree in cui il disturbo è meno intenso. Anche in questo senso deve essere letta la progressiva crescita e concentrazione della popolazione di Cervo all'interno del Parco dello Stelvio. Per valutarla in modo specifico, una parte del progetto ha approfondito alcuni aspetti relativi agli spostamenti di maschi e femmine.

Le dimensioni notevoli, tra gli ungulati selvatici, e le conseguenti rilevanti esigenze alimentari spingono il Cervo ad occupare i vasti complessi forestali più ricchi di aree aperte e le praterie di alta quota e ad effettuare spostamenti anche notevoli alla ricerca di cibo e tranquillità. Per valutare l'uso dell'ambiente e gli spostamenti stagionali, dal 2000 ad oggi nei tre settori del Parco sono stati catturati e marcati 231 cervi di cui 72 con radio collari VHF e 14 con radio collari GPS.

Stagionalmente, una parte della popolazione compie migrazioni tra le zone di alta quota poste all'interno del Parco, utilizzate in estate, e quelle di svernamento, collocate di solito in piani altitudinali inferiori e, soprattutto, su versanti con esposizioni meridionali e sufficiente cibo e tranquillità dai possibili disturbi umani. Tali spostamenti possono misurare da qualche chilometro sino a 20-30 km (in media tali aree stagionali distano tra loro circa 4-6 chilometri) e sono generalmente maggiori nel caso dei maschi, una cui frazione consistente occupa il territorio del Parco solamente durante l'estate e l'autunno, stagione degli amori (Figura 5 a e b). E' stato dimostrato invece come le femmine che risiedono nel Parco tendano ormai a restare nell'area protetta lungo tutto il corso dell'anno, nonostante le condizioni invernali qui siano più dure (Figura 13b). Solo il 20% delle femmine studiate nell'UG Val di Sole (Provincia di Trento) compie migrazioni stagionali all'esterno del Parco durante l'inverno. La situazione è molto diversa nei maschi in cui solo una frazione minoritaria è stanziale nel Parco (il 40% del campione), mentre il restante 60% lo utilizza solamente per la fase estiva e riproduttiva.

Lo studio delle migrazioni stagionali e degli spostamenti dei cervi nei tre settori del Parco e nelle aree limitrofe ha permesso di capire che spesso i confini delle aree protette sono del tutto inadeguati ad ospitare intere "unità demografiche" di Cervo. I settori del Parco dello Stelvio non sono sufficientemente estesi per ospitare intere popolazioni. Mentre le UG, con una estensione che va dai 225 ai 915 kmq, sono unità territoriali più adeguate, comprendenti quartieri stagionali e ambienti idonei all'intero ciclo biologico della specie. Lo studio delle rotte di migrazione e degli spostamenti stagionali è fondamentale per definire in modo corretto i confini di tali UG. Tuttavia, in stretta dipendenza con le modalità di gestione esterne, il Parco dello Stelvio esercita un forte effetto attrattivo per le popolazioni. Il fenomeno è meno frequente nei maschi, mentre le femmine hanno progressivamente assunto un comportamento sempre più stanziale, che le spinge a rimanere tutto l'anno entro i confini dell'area protetta.

Se da un lato questo fenomeno "obbliga" a realizzare gli interventi di controllo all'interno dell'area protetta, dall'altra impone una totale integrazione e sintonia tra quanto viene programmato nel Parco sotto forma di controllo e quanto viene realizzato nelle porzioni esterne delle UG con la normale programmazione venatoria. I vari piani approvati dal Parco, che non a caso sono stati definiti "Piani di conservazione e gestione delle popolazioni di Cervo", si pongono, là dove necessario, un duplice obiettivo: la riduzione dei danni nel Parco attraverso la riduzione delle densità nell'area protetta e il miglioramento della distribuzione, struttura e densità dei nuclei di Cervo nelle parti di UG esterne al Parco stesso. Per ottenere risultati concreti è necessario pianificare su aree vaste, competenza di enti gestori diversi e con differenti finalità, e definire accordi per migliorare, laddove necessario, la gestione venatoria nelle aree contigue al Parco (Figura 6). Una simile strada è irta di difficoltà organizzative e piena di compromessi, ma deve produrre il "plusvalore" di una gestione integrata tra aree protette e aree esterne, finalizzata al miglioramento complessivo dello *status* delle popolazioni di Cervo e a colmare, laddove necessario, le lacune di distribuzione e consistenze all'esterno del Parco.

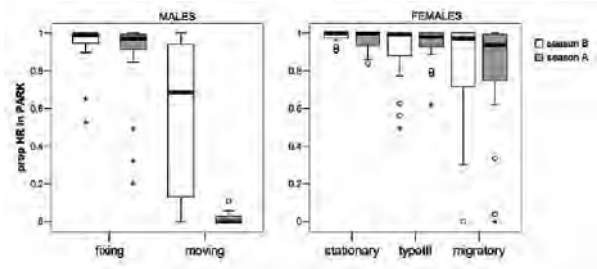


Figura 5 – (a) Esempio di migrazione stagionale a lungo raggio di un maschio di Cervo tra area protetta e aree cacciabili - localizzazioni GPS di un individuo di 10 anni (in blu). Lo spostamento di circa 30 km tra la zona occupata durante il periodo estivo ed autunnale nel Parco e quella occupata in inverno è stata effettuata in 3-5 giorni. Durante l'estate e l'autunno il Cervo usufruisce del territorio del Parco attirato dalla elevata densità di femmine. Durante il periodo invernale esce completamente dall'area protetta, attraversando i territori di molte riserve di caccia di Trento, sino a raggiungere la Provincia di Bolzano. Nei due anni in cui è stato radio-marcato, esso ha occupato in modo tradizionale le stesse aree estive ed invernali, effettuando gli stessi percorsi di spostamento; (b) i boxplot quantificano la proporzione di home-range stagionale che ricade all'interno dell'area protetta per i cervi catturati e radio-marcati nel settore trentino del Parco dello Stelvio. I maschi e le femmine mostrano un comportamento spaziale differente. Le femmine sono estremamente legate al territorio del Parco in entrambe le stagioni, mentre una parte rilevante dei maschi adulti utilizza il territorio del Parco solamente durante il periodo estivo ed autunnale. I boxplot grigi si riferiscono alla stagione invernale, quelli bianchi al resto dell'anno; i punti rappresentano gli outliers, gli asterischi i valori superiori a 3 volte la lunghezza totale del box.



Figura 6 La disponibilità di aree (core areas, aree di bramito,) in cui godere di adeguata tranquillità e sicurezza, nel caso del cervo risulta di particolare importanza per vincolare i gruppi di femmine ad aree ben precise, sfruttando il loro utilizzo tradizionale del territorio, ed evitando che l'effetto rifugio si limiti alle grandi aree protette. La mappa illustra una ipotesi di definizione di una rete di zone di rispetto (in colore verde), di limitata estensione, all'esterno dell'area protetta, in cui sospendere per periodi perlomeno quinquennali l'attività venatoria. I confini rossi identificano l'UG Val di Sole (Provincia di Trento), la cui parte più settentrionale ricade nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio. In rosa le zone in cui si è programmato di effettuare il controllo numerico all'interno del Parco; in giallo le principali zone di svernamento.

6. LE PROSPETTIVE FUTURE

Nel caso della popolazione di Cervo dell'UG "Martello – Media Venosta" (settore sudtirolese - BZ) è stato dimostrato come il controllo mediante abbattimenti con carabina possa essere considerato una soluzione efficace all'*overabundance*.

E' senz'altro opportuno porsi un limite temporale per la fase di riduzione delle densità, ma la successiva fase di mantenimento dei livelli di densità ritenuti adeguati, deve essere considerato un intervento annuale routinario, a meno di significativi cambiamenti dei futuri scenari complessivi (ad esempio l'ipotesi di formazione e stabilizzazione di branchi riproduttivi di lupo, che potrebbero

modificare in modo significativo l'attuale distribuzione del Cervo e costringere le popolazioni a ridurre le elevate concentrazioni invernali che aumenterebbero i rischi di predazione). Nel caso dell'UG sopracitata, è possibile stimare che a regime sarà necessario prelevare annualmente dai 100 ai 175 cervi, in relazione alla risposta di andamento dei tassi di accrescimento della popolazione. Possibili soluzioni alternative potrebbero prevedere prelievi più consistenti ad anni alterni, oppure ogni 3-4 anni, ma le esperienze sin qui acquisite fanno ritenere queste opzioni più complesse in termini di organizzazione e di sforzo necessario.


E' anche importante ribadire come l'obiettivo dei piani di gestione e di controllo debba essere la riduzione degli impatti e dei danni che la specie *target* esercita nei confronti di altre componenti degli ecosistemi e, in un contesto "ristretto" e capillarmente utilizzato dall'uomo, delle attività di carattere socio-economico. Ma è altrettanto importante assicurarsi che tutto ciò sia ispirato e si inserisca nelle più ampie finalità di un'area protetta, che sono la conservazione degli ecosistemi, delle loro componenti e dei processi naturali in atto. Per questo è fondamentale definire e chiarire in modo esplicito quali livelli di riduzione degli impatti sugli ecosistemi e sulle attività economiche sono ritenuti accettabili e operare in modo da garantire il mantenimento (se non il miglioramento) di un buono stato di conservazione delle popolazioni della specie *target* (si veda il paragrafo 5) e di analizzare e tenere in debito conto anche i potenziali effetti negativi di simili azioni.

Un esempio paradigmatico nel Parco dello Stelvio riguarda le possibili interazioni con la conservazione del gipeto (*Gypaetus barbatus*), che nel Parco è attualmente presente con le uniche quattro coppie riproduttive italiane e che merita quindi ogni attenzione. Le elevate densità e mortalità di ungulati presenti nel Parco favoriscono i livelli trofici superiori e il gipeto, che si nutre di carcasse, ne beneficia abbondantemente. Il gipeto dello Stelvio, uno dei nuclei della "meta-popolazione" alpina sembra quindi destinato a una lenta ma graduale espansione anche nei territori circostanti. Tuttavia esistono ancora numerosi fattori che, in futuro, potrebbero metterne a rischio la conservazione. Tra questi, riveste un ruolo particolare l'inquinamento indiretto da piombo (saturnismo), in relazione all'ingestione di carcasse o resti di ungulati abbattuti a caccia e nei quali siano presenti frammenti di piombo. Un recente studio promosso dal Parco, in collaborazione con la Provincia di Sondrio e la Facoltà di Medicina Veterinaria dell'Università di Milano, conferma la presenza di un elevato numero di frammenti di piombo nei visceri degli ungulati cacciati (Grilli, *in verbis*). Recenti pubblicazioni hanno dimostrato che numerose specie di rapaci possono rimanere vittime del saturnismo qualora si nutrano di soggetti morti a causa del ferimento con armi da fuoco o dei visceri degli ungulati sul campo dai cacciatori. Nel 2006 Knollseisen e coll. Hanno riportato il primo caso di intossicazione da piombo registrato sulle Alpi nell'individuo di gipeto Doraja. Nell'anno successivo un episodio simile ha riguardato Ikarus, individuo giovane rilasciato in Val Martello, all'interno del Parco dello Stelvio. Per l'applicazione dei pdi controllo del Cervo è diventato quindi imprescindibile tenere conto di simili possibili rischi e si è ritenuto opportuno adottare i seguenti accorgimenti: nel breve termine, prevedere che le interiora dei cervi abbattuti venissero riportate a valle, incentivare l'utilizzo di proiettili *lead-free* e mettere in atto tutti gli accorgimenti per ridurre al minimo il rischio di ferimento e successivo mancato recupero del Cervo; nel medio periodo, rendere possibili le attività di controllo mediante abbattimento con i soli proiettili *lead-free*.

Un altro possibile aspetto da prendere in considerazione in fase di programmazione della distribuzione e densità delle popolazioni di Cervo può essere costituito dalle esigenze di conservazione della popolazione di lupo, che prosegue la sua fase di espansione naturale sull'arco alpino e che ha recentemente fatto la sua saltuaria comparsa anche nello Stelvio. In questo senso la presenza di abbondanti popolazioni di Cervo potrebbe risultare importante per il futuro insediamento di nuovi branchi. Gli obiettivi generali dei piani, che mirano ad una diminuzione degli impatti all'interno dell'area protetta e ad una migliore distribuzione del Cervo nelle aree esterne vanno in questa direzione.

BIBLIOGRAFIA CITATA

- AA. VV., 2000. Tipologia dei prati permanenti delle Valli del Noce. Monografia ESAT.
- Angeli F. e Pedrotti L., 2007a. Selvicoltura e gallo cedrone. Analisi delle dinamiche in Val di Sole (TN) – I parte. Sherwood, 132: 5-14.
- Angeli F. e Pedrotti L., 2007b. Selvicoltura e gallo cedrone. Analisi delle dinamiche in Val di Sole (TN) – II parte. Sherwood, 133: 5-16.
- Bartos L., Vankova D., Miller K.V. e Siler J., 2002. Interspecific competition between white-tailed, fallow, red, and roe deer. *J. Wildl. Mgmt.*, 66(2): 522-527.
- Bertoletti, I. e Bianchi, A., 2009. Risultati del monitoraggio sanitario su cervi conferiti dal Parco Nazionale dello Stelvio “settore lombardo” - anno 2009. Rapporto tecnico. Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Lombardia e dell’Emilia Romagna “Bruno Ubertini”, Sezione Diagnostica di Sondrio.
- Bertolino, S., Montezemolo, N. C. d., and Bassano, B., 2009. Food-niche relationships within a guild of alpine ungulates including an introduced species. *Journal of Zoology*, 277(1): 63–69.
- Bonardi A., 2009. Previsional models for management and conservation of Alpine fauna: the red deer (*Cervus elaphus*) case in the Stelvio National Park. PhD Thesis in Analisi, Protezione e Gestione della Biodiversità, XXII Ciclo, Università degli Studi dell’Insubria, 210 pp.
- Carmignola, G., 2001. Il Cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio. Consorzio Parco Nazionale dello Stelvio and Provincia Autonoma di Bolzano, 100 pp.
- Caughley G., 1981. Overpopulation. In *Problems in Management of Locally Abundant Wild Mammals*, ed. PA Jewell, S Holt, 1: 7-20. New York: Academic. 361 pp.
- De Marinis A.M., Toso S. 2013. Valutazione dell’età dei Cervidi tramite esame della dentatura - Come realizzare una guida per l’identificazione delle classi di età. Manuale e Linee Guida Ispra 90.1/2013.
- De Marinis A.M. 2013a. Valutazione dell’età dei Cervidi tramite esame della dentatura - Guida pratica all’identificazione delle classi di età del Cervo. Manuale e Linee Guida Ispra 90.2/2013.
- De Marinis A.M. 2013b. Valutazione dell’età dei Cervidi tramite esame della dentatura - Guida pratica all’identificazione delle classi di età del Daino. Manuale e Linee Guida Ispra 90.3/2013
- Franceschina J., 2008. Attività di cattura e marcatura della popolazione di Cervo (*Cervus elaphus* L.) del Parco Nazionale dello Stelvio per la stima della consistenza e la valutazione dei movimenti di dispersione e migrazione. Tesi di laurea in Scienze Naturali. Università degli Studi di Milano, 117 pp.
- Ferroni F., Romano B. (eds.), 2009. Ecoregioni, biodiversità e governo del territorio. La pianificazione d’area vasta come strumento di applicazione dell’approccio ecosistemico. Ministero dell’Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare, WWF Italia, Roma.
- Garrott R.A., White P.J., White C.A.V., 1993. Overabundance: an issue for conservation biologists? *Conserv. Biol.*, 7: 946-949.
- Gunsch, H.P. e Pedrotti, L., 2008. Progetto Cervo, piano triennale di controllo 2008-2010 nel settore altoatesino del Parco Nazionale dello Stelvio. Rapporto tecnico, Consorzio Parco Nazionale dello Stelvio.
- Homolka, M. and Heroldova, M., 2001. Native red deer and introduced chamois: foraging habits and competition in a subalpine meadow-spruce forest area. *Folia zoologica*, 50(2):89–98.
- Latham J., Staines B. W., e Gorman M. L., 1999. Comparative feeding ecology of red (*Cervus elaphus*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) in Scottish plantation forests. *J. Zool., Lond.*, 247: 409-418.
- Latham, J., Staines, B. W. e Gorman, M. L., 1996. The relative densities of red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer and their relationship in Scottish plantation forests. *J. Zool. (Lond.)*, 240: 285-299.
- McShea W.J., Underwood H.B., Rappole J.H., eds., 1997. *The Science of Overabundance: Deer Ecology and Population Management*. Washington, DC: Smithsonian Inst. Press. 402 pp.
- Nicoloso S., 2008. Piano di gestione del Cervo (*Cervus elaphus*, L.) nell’unità di gestione Gomagoi-Tubre, 2008-2010. Rapporto tecnico, Consorzio Parco Nazionale dello Stelvio.
- Pedrotti, L. e Bragalanti, N., 2008. Piano di conservazione e gestione del Cervo nel Settore Trentino del Parco Nazionale dello Stelvio e nel distretto faunistico Val di Sole. Rapporto tecnico, Consorzio Parco Nazionale dello Stelvio, 304 pp.
- Pedrotti, L., Gugliatti A. e Tosi, G., 2008. Piano di conservazione e gestione del Cervo nel Settore Lombardo del Parco Nazionale dello Stelvio e nelle aree limitrofe. Rapporto tecnico, Consorzio Parco Nazionale dello Stelvio, 314 pp.

-
- Pedrotti, L. e Gugiatti A., 2010. Piano di conservazione e gestione del Cervo nel Settore Lombardo del Parco Nazionale dello Stelvio e nelle aree limitrofe. Relazione integrativa per l'Unità di gestione LO2 "Valfurva – Sondalo". Rapporto tecnico, Consorzio Parco Nazionale dello Stelvio, 75 pp.
- Penasa M. (2006). Stima della consistenza delle popolazioni di Cervo del Parco Nazionale dello Stelvio mediante la tecnica del *distance sampling*. Tesi di laurea in Scienze Forestali. Università degli Studi di Padova, 124 pp.
- Perco F., Carmignola G., Pasolli C. e Pedrotti L., 2001. Progetto Cervo. Programma triennale di indagine e sperimentazione per una gestione del Cervo nel Parco Nazionale dello Stelvio - rapporto conclusivo. Consorzio del Parco Nazionale dello Stelvio, 150 pp.
- Putman, R. J., 1986. Competition and coexistence in a multispecies grazing system. *Acta theriol.*, 31: 271-291.
- Richard E., Gaillard J.M., Saïd S., Hamann J.L. e Klein F., 2010. High red deer density depresses body mass of roe deer fawns. *Oecologia*, 163(1): 91-97.
- Schroeder, J. e Schroeder, W., 1984. Niche breadth and overlap in red deer *Cervus elaphus*, roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra*. *Acta Zool. Fenn.*, 172: 85-86.
- 

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV. 2006. Monitoraggio della popolazione di capre *Capra hircus* dell'isola di Montecristo. Anni 2003-2006. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Ozzano Emilia, Bologna. Rapporto conclusivo.
- AA.VV. 2007. Linee guida per l'immissione di specie faunistiche. Quaderni Conservazione Natura n. 27. Ministero dell'Ambiente e Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica.
- AA.VV. 2009. Piano di conservazione, diffusione e gestione dello Stambecco sull'arco alpino italiano. Provincia di Sondrio Settore Agricoltura e Risorse Ambientali.
- AA.VV. 2012. Sistema di sorveglianza sanitaria della fauna selvatica ai fini della prevenzione delle infezioni delle persone, degli animali domestici e delle loro produzioni. Manuale operativo. Servizio Sanitario Regionale Emilia Romagna.
- Acevedo Pelayo F., Ruiz-Fons J., Vicente A.R., Reyes-García Alzaga V., Gortázar C. 2008. Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *Journal of Zoology* 276(1): 37-47.
- Albaret M., Lartiges A., Peroux R. 1989. Re.censements des cerfs au brame. Essais réalisés sur la Pinatelle d'Allanche (Cantal). *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 132: 21-26. [In French]
- Anderson D.R. 2001. The need to get the basics right in wildlife field studies. *Wildlife Society Bulletin* 29(4): 1294-1297.
- Apollonio M., Luccarini S., Giustini D., Scandura M., Ghiandai F. 2005. Carta delle vocazioni faunistiche della Sardegna. Sottoprogetto 3: studio relativo agli Ungulati.
- Apollonio M., Andersen R., Putman R. 2010. *European Ungulates and their management in the 21th century*. Cambridge University Press.
- Armaroli E. 2009. I centri di controllo: requisiti strutturali e regole di comportamento per gli operatori. In: Mattioli S. e De Marinis A.M., 2009 – Guida al rilevamento biometrico degli Ungulati. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Documenti Tecnici, 28: 1-216.
- Bar Ghal G.K., Smith P., Tchernov E., Greenblatt C., Ducos P., Gardeisen A., Kolska Horwitz L. 2002. Genetic evidence for the origin of the agrimi goat (*Capra aegagrus cretica*). *Journal of Zoology, London*, 256: 369-377.
- Bassano B., Mussa P.P. 1998. Le syndrome de sous-nutrition chez les ruminants sauvages: Une synthèse bibliographique. *Gibier faune sauvage* 15 (3): 189-209
- Bennett L.J., English P.F., McCain R. 1940. A study of deer populations by use of pellet-group counts. *Journal of Wildlife Management*. 4(4):398-403.
- Berger J. 1990. Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in Bighorn Sheep. *Conservation Biology* 4(1): 91-98.
- Blant M., Gaillard J.M. 2004. Use of biometric body variables as indicators of roe deer (*Capreolus capreolus*) population density changes. *Game and Wildlife Science* 21(1): 21-40.
- Bobek B.K., Perzanowski K., Zielinski J. 1986. Red deer population census in mountains: testing of an alternative method. *Acta Theriologica* 31: 423-431.
- Bocci A., Telford M. & Laiolo P. 2012. Determinants of the acoustic behaviour of red deer during breeding in a wild alpine population, and implications for species survey. *Ethology, Ecology & Evolution* 25: 1-18
- Boitani L., Corsi F., Falcucci A., Marzetti I., Masi M., Montemaggiori A., Ottaviani D., Reggiani G., Rondinini C. 2002. Rete Ecologica Nazionale. Un approccio alla conservazione dei Vertebrati Italiani. Relazione finale. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.
- Bonenfant C., Gaillard, J.M., Klein F., Hamann J.L. 2005. Can we use the young:female ratio to infer ungulate population dynamics? An empirical test using red deer *Cervus elaphus* as a model. *Journal of Applied Ecology* 42(2): 361-370.
- Bonenfant C., Gaillard, J.M., Coulson T., Festa-Bianchet M., Loison A., Garel M., Loe L.E., Blanchard P., Pettorelli N., Owen-Smith N., Du Toit J., Duncan P. 2009. Empirical evidence of density-dependence in populations of large herbivores. *Advances In Ecological Research*. 41:314-357. Elsevier Ltd.
- Borkowski J., Palmer S.C.F., Borowski Z. 2011. Drive counts as a method of estimating ungulate density in forests: mission impossible? *Acta Theriologica* 56(3): 239-253.
- Bowyer R.T., Kitchen D.W. 1987. Sex and age-class differences in vocalization of Roosevelt elk during rut. *American Midland Naturalist* 118:225-235.
- Buckland S.T., Anderson D.A., Burnham K.P. & Laake J.L. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of biological Populations*. Chapman & Hall, London, UK.

-
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L., Thomas L. 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, Oxford.
- Burnham K.P., Anderson D.R., Laake J.L. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* 72:1-202.
- Burnham K.P., Anderson D.R. 2004. Multimodel Inference: Understanding AIC and BIC in Model Selection. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research.
- Campbell D., Swanson G.M., Sales J. 2004. Comparing the precision and cost-effectiveness of faecal pellet group count methods. *Journal of Applied Ecology* 41:1185-1196.
- Campbell K., Donlan C.J. 2005. Feral goat eradications on islands. *Conservation Biology* 19:1362–1374.
- Carnevali L., Pedrotti L., Riga F., Toso S. 2009. Banca Dati Ungulati. Status, distribuzione, consistenza, gestione e prelievo venatorio delle popolazioni di Ungulati in Italia. Report 2001-2005. *Biologia e Conservazione della Fauna*, volume 117, ISPRA.
- Caswell H. 2001. Matrix population models. Construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Catullo G. 1996. Censimenti di ungulate in ambiente montano: valutazione di Quattro tecniche. Tesi di laurea in Scienze Biologiche, Università di Roma “La Sapienza”.
- Caughley G. 1977. Analysis of vertebrate populations. Wiley-Interscience publication, London; New York.
- Cederlund G., Bergqvist J., Kjellander P., Gill R., Gaillard J.M., Boisubert B., Ballon P., Duncan P. 1998. Managing roe deer and their impact on the environment: maximising the net benefits to society. In: Duncan P, Linnell JDC (eds) *The European roe deer: the biology of success*. Scandinavian University Press, Oslo, pp 337–372.
- C.E.M.A.G.R.E.F. 1984. Méthode de recensement des populations de chevreuils. Note technique N° 51, ONC.
- Chapman D. G. 1951. Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological censuses. *University of California Publications on Statistics* 1:131-160.
- Charlton B.D., Reby D., McComb K. 2007. Female red deer prefer the roars of larger males. *Biology Letters* 3(4): 382-385.
- Charlton B.D., McComb K., Reby D. 2008. Free-ranging red deer hinds show greater attentiveness to roars with formant frequencies typical of young males. *Ethology* 114(10): 1023-1031.
- Ciucci P., Catullo G., Boitani L. 2009. Pitfalls in using counts of roaring stags to index red deer (*Cervus elaphus*) population size. *Wildlife Research* 36: 126-133.
- Clutton-Brock T.H., Albon S.D. 1979. The roaring of red deer and the evolution of honest advertisement. *Behaviour* 69: 145–170.
- Clutton-Brock T.H., Guinness F.E. & Albon S.D. 1982. Red deer: behavior and ecology of two sexes. Edinburgh University Press.
- Clutton-Brock T.H. 1991. *The Evolution of Parental Care*. Princeton University Press. 352 pp.
- Clutton-Brock T.H., Rose K.E., Guinness F.E. 1997. Density-related changes in sexual selection in red deer. *Proceedings Royal Society London. Biological Series* 264:1509–1516.
- Cochran W.G., 1977. *Sampling techniques* (3rd ed.). New York: John Wiley & Sons.
- Conner M.M., Baker D.L., Wild M.A., Powers J.G., Hussain M.D., Dunn R.L., Nett T.M. 2007. Fertility control in free-ranging elk using gonadotropin-releasing hormone agonist leuprolide: effects on reproduction, behavior, and body condition. *Journal of Wildlife Management* 71(7): 2346-2356.
- Coulon A., Guillot G., Cosson J.F., Angibault J.M.A., Aulagnier S., Cargnelutti B., Galan M., Hewison A.J.M. 2006. Genetic structure is influenced by landscape features: empirical evidence from a roe deer population. *Molecular Ecology* 15: 1669–1679.
- Coulson T., Albon S., Pilkington J., Clutton-Brock T. 1999. Small scale dynamics in a fluctuating ungulate population. *Journal of Animal Ecology* 68:658–671.
- Coulson T., Guinness F., Pemberton J., Clutton-Brock T. 2004. The demographic consequences of releasing a population of red deer from culling. *Ecology* 85 (2): 411-422.
- Cransac N., Hewison A.J.M., Gaillard J.M., Cugnasse J.M., Maublanc M.L. 1997. Patterns of mouflon (*Ovis gmelini*) survival under moderate environmental conditions: effects of sex, age, and epizootics. *Canadian Journal of Zoology* 75:1867-1875.
- C.T.G.R.E.F. 1976. Foret et gibier: methodes de recensement des populations de cerfs. Note technique / Centre Technique du Genie Rural, des Eaux et des Forets, Groupement Technique Forestier (no. 34).
-

-
- Dale V.H., Beyeler S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1:3–10.
- Davis M.L., Berkson J., Steffen D., Tilton M.K. 2007. Evaluation of accuracy and precision of Downing population reconstruction. *Journal of Wildlife Management* 71:2297–2303.
- Davis M.L., Stephens P.A., Willis S.G., Bassi E., Marcon A., Donaggio E., Capitani C., Apollonio M. 2012. Prey Selection by an Apex Predator: the importance of sampling uncertainty. *Plos One* 7(10).
- Debeljak M., Džeroski S., Jerina K., Kobler A., Adamic M. 2001. Habitat suitability modelling for red deer (*Cervus elaphus* L.) in South-central Slovenia with classification trees. *Ecological Modelling* 138: 321-330.
- Dobiáš K., Paustian K.H. & Tottewitz F. 1996. Untersuchungen zur Bestandeshöhe und Dynamik der Schalenwildpopulationen in der Schorfheide. *Beiträge zur Jagd – und Wildforschung* 21: 57–62.
- Dolman P.M., Wäber K. 2008. Ecosystem and competition impacts of introduced deer. *Wildlife Research* 35 (3): 202.
- Douhard M., Bonenfant C., Gaillard J.M., Hamann J.L., Garel M., Michallet J., Klein F. 2013. Roaring counts are not suitable for the monitoring of red deer *Cervus elaphus* population abundance. *Wildlife Biology* 19: 94-101.
- Duprè E., Monaco A., Pedrotti L. 2001. Piano d'azione nazionale per il Camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*). Quaderni Conservazione della natura 10. Ministero dell' Ambiente – Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica.
- Dzieciolowski R., Kossak S., Wasilewski M., Przytasniak J. & Wawrzyniak P. 1996. Estimating numbers and structure of red deer population in the Bialowieza Forest. Pp 77-90. In: Paschalis P. & Zajaczkowski S. eds Biodiversity protection of Bialowieza Primeval Forest. FR SGGW, Warsaw.
- Eberhardt L.L. 2002. A paradigm for population analysis of long-lived vertebrates. *Ecology* 83:2841–54.
- Elzinga C.L., Salzer D.W., Willoughby J.W., Gibbs J.P. 2001. *Monitoring Plant and Animal Populations*. Blackwell Science, Inc., Malden, MA.
- Fagerstone K.A., Coffey M.A., Curtis P.D., Dolbeer R.A., Killian G.J., Miller L.A., Wilmot L. 2002. Wildlife fertility control. *Wildlife Society Technical Review* 02-02. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Festa-Bianchet M. 2008. Ecology, Evolution, economics and Ungulate Management. In: *Wildlife Science. Linking ecological theory, and management application*. Fulbright T. E. & Hewitt D.G. editors, CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Focardi S., Raganella Pelliccioni E., Petrucco R., Toso S. 2002. Spatial patterns and density dependence in the dynamics of a roe deer (*Capreolus capreolus*) population in central Italy. *Oecologia* 130:411–419.
- Focardi S., Montanaro P., La Morgia V., Riga F. 2009. Piano d'azione nazionale per il Capriolo italiano. Quaderni Conservazione della Natura 31, ISPRA.
- Fontana R., Lanzi A., 2011. I caprioli nelle aree di pianura della Provincia di Modena e di Reggio Emilia. In: Riga et al. 2011.
- Franzetti B., Focardi S. 2006. La stima di popolazione di ungulati mediante distance sampling e termocamera a infrarossi. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari, INFS.
- Fruziński B., Łabudzki L. 1982. Demographic Processes in a Forest Roe Deer Population. *Acta Theriologica* 27: 365—375.
- Gaillard J.M., Delorme D., Boutin J.M., Van Laere G., Boisaubert B., Pradel R. 1993. Roe deer survival patterns: a comparative analysis of contrasting populations. *Journal of Animal Ecology*. 62(4): 778-791.
- Gaillard J.M., Delorme D., Boutin J.M., Van Laere G. & Boisaubert B. 1996. Body mass of roe deer fawns during winter in 2 contrasting populations. *Journal of Wildlife Management* 60:29–36.
- Gaillard J.M., Boutin J.M. Delorme D., Van Laere G., Duncan P., Lebreton J.D. 1997. Early survival in roe deer: causes and consequences of cohort variation in two contrasted populations. *Oecologia* 112(4):502-513.
- Gaillard J.M. & Yoccoz N.G. 2003. Temporal variation in survival of mammals: a case of environmental canalization? *Ecology* (84)12: 3294-3306.
- Garel M., Gaillard J.M., Chevrier T., Michallet J., Delorme D., Van Laere G. 2010a. Testing reliability of body size measurements using hind foot length in roe deer. *Journal of Wildlife Management* 74(6): 1382-1386.

-
- Garel M., Bonenfant C., Hamann J.L., Klein F., Gaillard J.M. 2010. Are abundance indices derived from spotlight counts reliable to monitor red deer *Cervus elaphus* populations? *Wildlife Biology* 16(1): 77-84.
- Gauthier D., Villaret C. 1990. La réintroduction en France du Bouquetin des Alpes. *Reveu d' Ecologie (Terre et Vie)*. suppl:97-120.
- Gerrodette T. 1987. A power analysis for detecting trends. *Ecology* 68: 1364-1372.
- Gove N.E., Skalski J.R., Zager P., Townsend R.L. 2002. Statistical models for population reconstruction using age-at-harvest data. *Journal of Wildlife Management* 66:310-320.
- Grignolio S., Rossi I., Bassano B., Parrini F., Apollonio M., 2004. Seasonal variations of spatial behaviour in female Alpine ibex (*Capra ibex ibex*) in relation to climate conditions and age. *Ethology Ecology & Evolution* 16:255-264.
- Grøtan V., Sæther B.E., Filli F., Engen S. 2008. Effects of climate on population fluctuations of ibex. *Global Change Biology* 14:218-228.
- Groupe Chevreuil 1991. Méthodes de suivi des populations de chevreuils en forêts de plaine: Exemple: l'Indice kilométrique (IK). *Bull. Mens. ONC* 157, Fiche Tech.
- Haigh J.R., Hudson R.J. 1993. *Farming Wapiti and Red Deer*. Mosby-Year Book Inc., St. Louis.
- Hajji G.M., Charfi-Cheikrouha F., Lorenzini R., Vigne J.D., Hartl G.B., Zachos F.E. 2008. Phylogeography and founder effect of the endangered Corsican red deer (*Cervus elaphus corsicanus*). *Biodiversity and Conservation* 17:659-673.
- Harestad A.S., Jones G.W. 1981. Use of night counts for censusing black-tailed deer on Vancouver Island. pp 83-96, in F.W. Miller and A. Gunn, (eds). *Symposium on census and inventory method for populations and habitats*. Proc. Symp. Northwest Sect. Wildl. Soc. Banff, AB.
- Harkonen S., Heikkilä R. 1999. Use of pellet group counts in determining density and habitat use of moose *Alces alces* in Finland. *Wildlife Biology* 5(4): 233-239.
- Harris N.C., Kauffman M.J., Scott Mills L. 2008. Inferences about ungulate population dynamics derived from age ratios. *Journal of Wildlife Management* 72(5): 1143-1151.
- Hewison A.J.M., Vincent, J.P., Bideau E., Angibault J.M., Putman, R.J. 1996. Variation in cohort mandible size as an index of roe deer (*Capreolus capreolus*) densities and population trends. *Journal of Zoology* 239:573-581.
- Hirzel A.H., Hausser J., Chessel D., Perrin N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83, 2027-2036.
- Hirzel A.H., Hausser J., Perrin N., 2007. *Biomapper 1.0-4.0*. Laboratory of Conservation Biology. Department of Ecology and Evolution, University of Lausanne, Switzerland (URL: <http://www.unil.ch/biomapper>).
- Hmwe S.S., Zachos F.E., Eckert I., Lorenzini R., Fico R., Hartl G.B., 2006. Conservation genetics of the endangered Red Deer from Sardinia and Mesola with further remarks on the phylogeography of *Cervus elaphus corsicanus*. *Biological Journal of the Linnean Society* 88: 691-701.
- Jacobson A.R., Provenzale A., Von Hardenberg A., Bassano B., Festa-Bianchet M. 2004. Climate forcing and density dependence in a mountain ungulate population. *Ecology* 85:1598-1610.
- Iannuzzo D., Focardi S., Raganella-Pelliccioni E., Toso S. 2010. A method to estimate roe deer *Capreolus capreolus* density at various spatial scales in a fragmented landscape. *Wildlife Biology* 16(3):283-291
- IZCN 2003. *Bulletin of Zoological Nomenclature* 60(1):81-84.
- King T.L., Burke T. 1999. Special issue on gene conservation: identification and management of genetic diversity. *Molecular Ecology* 8: S1-S3.
- Krebs C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper and Row Publishers, New York. 654.
- Laing S.E., Buckland S.T., Burns R.W., Lambie D., Amphlett A. 2003. Dung and nest surveys: estimating decay rates. *Journal of Applied Ecology* 40: 1102-1111.
- La Morgia V., Focardi S. 2008. Progetto di gestione integrata della fauna ungulata nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. Monitoraggio e gestione della popolazione di Cervo (*Cervus elaphus* L., 1758) dell'Appennino Tosco-Romagnolo. Relazione finale.
- Lancia, R.A., Kendall W.L., Nichols J.D., Pollock K.H. 2005. Estimating the number of animals in wildlife populations. Pages 106-153 in C. Braun, ed., *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*, The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Lande R., Engen S., Saether B. E. 2003. *Stochastic population dynamics in ecology and conservation*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.

-
- Langvatn R. 1977. Social behaviour and population structure as a basis for censusing red deer populations. In 'Proceedings of 13th Congress of Game Biologists'. Ed. T. J. Peterle. The Wildlife Society, Washington.
- Largo, E., Gaillard J.M., Festa-Bianchet M., Toïgo C., Bassano B., Cortot H., Farny G., Lequette B., Gauthier D., Martinot J.P. 2008. Can ground counts reliably monitor ibex *Capra ibex* populations? *Wildlife Biology* 14(4): 489-499.
- Lever C. 1985. *Naturalised Mammals of the World*. Longman: London.
- Lindenmayer D., Burgman M. 2005. *Practical Conservation Biology*. CSIRO Publishing, Melbourne.
- Loe L. E., Bonenfant C., Mysterud A., Gaillard J.-M., Langvatn R., Klein F., Calenge C., Ergon T., Pettorelli N., Stenseth C. 2005. Climate predictability and breeding phenology in red deer: timing and synchrony of rutting and calving in Norway and France. *Journal of Animal Ecology* 74:579–588.
- Loison A., Appolinaire J., Jullien J.M., Dubray D., 2006. How reliable are total counts to detect trends in population size of chamois *Rupicapra rupicapra* and *R. pyrenaica*? *Wildlife Biology* 12 (1): 77-88.
- Lorenzini R., Fico R., Mattioli S. 2005. Mitochondrial DNA evidence for a genetic distinction of the native red deer of Mesola, northern Italy, from the Alpine populations and the Sardinian subspecies. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 70(3):187–198.
- Lorenzini R., Lovari S. 2006. Genetic diversity and philogeography of the European Roe deer: the refuge area theory revisited. *Biological Journal of Linnean Society* 88:85-100.
- Lovari S., Cuccu P., Murgia A., Murgia C., Soi F., Plantamura G. 2007. Space use, habitat selection and browsing effects of red deer in Sardinia. *The Italian Journal of Zoology* 74:179–189.
- Lovari S., Nobili G. (a cura di) 2010. Programma nazionale di conservazione del Cervo della Mesola. Quaderni di Conservazione della Natura, n. 36. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali – Corpo Forestale dello Stato, ISPRA.
- Mantovani S., 2008. Considerazioni preliminari sulla presenza del Capriolo, *Capreolus capreolus*, in Provincia di Cremona e recente espansione della specie nella pianura padana. *Pianura* 23: 63-90.
- Mari F., Lovari S. 2006. Il Camoscio appenninico: un ritorno in corso. In: Frassinetti M. e Petretti F. (eds) "Salvati dall'arca", pp. 131-142. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Marques F.C., Buckland S.T., Goffin D., Dixon C.E., Borchers D.L., Mayle B., Peace A.J. 2001. Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. *Journal of Applied Ecology* 38(2): 349-363.
- Maruyama N., Nakama S. 1983. Block count methods for estimating serow population. *Japanese Journal of Ecology* 33:243-251.
- Massei G., Genov P.V. 1998. Fallow deer (*Dama dama*) winter defecation rate in a Mediterranean area. *Journal of Zoology, London* 245: 209-244.
- Masseti M. 1998. Holocene endemic and anthropochorus wild mammals of the Mediterranean islands. *Anthropozoologica* 2: 3-20.
- Mattiello S., Mazzarone V. 2010. Il Cervo in Italia. *Biologia e gestione tra Alpi e Appennini*. Geographica Editore.
- Mattioli S. 1999. Il Cervo: lineamenti di biologia e gestione. Dream Italia.
- Mattioli L. 2009. Relazione sintetica dell'attività di monitoraggio e censimento della popolazione di Cervo dell'alto Casentino alto Tevere (ACATE) per il periodo 1998-2009. Relazione non pubblicata, Provincia di Arezzo, Urca.
- Mattioli S., De Marinis A.M., 2009. Guida al rilevamento biometrico degli Ungulati. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Documenti Tecnici, 28: 1-216.
- Maudet C., Miller C., Bassano B., Breitenmoser-Würsten C., Gauthier D., Obexer-Ruff G., Michallet J., Taberlet P., Luikart G. 2002. Microsatellite DNA and recent statistical methods in wildlife conservation management: applications in Alpine ibex [*Capra ibex (ibex)*]. *Molecular Ecology*, 11(3): 421-436.
- Mayle B., Pease A.J., Gill R.M.A 1999. How many deer? Forestry Commission Edinburgh UK, n.18.
- Mayle, A. B., Doney, J., Lazarus, G., Peace, A. J. & Smith, D. E. 1996. Fallow deer (*Dama dama*) defecation rate and its use in determining population size. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina* 25:63-78.
- Mazzarone V., Apollonio M., Lovari C., Mattioli L., Pedone P., Siemoni, N. 1989. Censimento di cervi al bramito in ambiente montano appenninico. In 'Atti II Seminario Italiano sui Censimenti Faunistici dei Vertebrati', pp. 587–590, (Ed. M. Fasola.). *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, Vol. XVI.

-
- Mazzarone V., Siemoni N., Pedone P., Lovari C., Mattioli L. 1991. A method of red deer (*Cervus elaphus* L.) census during the roaring period in a forested area of the northern Apennines (central Italy). In 'Proceedings of 20th Congress of the International Union of Game Biologists' pp. 140–145. (Gödöllő: Hungary).
- McComb K. 1987. Roaring by red deer stags advances the date of oestrus in hinds. *Nature* 330:648–649.
- McComb K. 1991. Female choice for high roaring rates in red deer, *Cervus elaphus*. *Animal Behaviour* 41:9–88.
- McCullough D.R. 1994. What do herd composition counts tell us? *Wildlife Society Bulletin* 22: 295–300.
- Mitchell B., McCowan D., Campbell D. 1983. Faecal deposition as indicators of site use by red deer. Institute of Terrestrial Ecology Annual report 1982. ITE Cambridge 85–87.
- Mitchell B., McCowan D. 1984. The defecation frequencies of red deer in different habitats. Institute of Terrestrial Ecology annual report 1983. ITE Cambridge 15–17.
- Mitchell B., Rowe J. J., Ratcliffe P. & Hinge M. 1985. Defecation frequency in Roe deer (*Capreolus capreolus*) in relation to the accumulation rates of faecal deposits. *Journal of Zoology (London)* 207: 1–7.
- Monaco A., Franzetti B., Pedrotti L., Toso S. 2003. Linee guida per la gestione del Cinghiale. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, 116 pagine
- Moritz C. 1994. Defining 'Evolutionarily Significant Units' for conservation. *Trend in Ecology and Evolution* 9(10): 373–375.
- Morellet N., Champely S., Gaillard J.M., Ballon P., Boscardin Y. 2001. The browsing index: new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin* 29:1243–1252.
- Morellet N., Gaillard J.M., Hewison J.M., Ballon P., Boscardin Y., Duncan P., Klein F., Maillard D. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology* 44(3): 634–643.
- Mysterud A., Yoccoz N.G., Stenseth N.C., Langvatn R. 2000. Relationships between sex ratio, climate and density in red deer: the importance of spatial scale. *Journal of Animal Ecology* 69(6): 959–974.
- Mysterud A., Coulson T., Stenseth N.C. 2002. The role of males in the dynamics of ungulate populations. *Journal of Animal Ecology* 71:907–915.
- Mysterud A., Meisingset E.L., Veiberg V., Langvatn R., Solberg E.J., Loe L.E., Stenseth N.C. 2007. Monitoring population size of red deer *Cervus elaphus* : an evaluation of two types of census data from Norway. *Wildlife Biology* 3: 285–298.
- Mysterud A., Yoccoz N.G., Langvatn R. 2009. Maturation trends in red deer females over 39 years in heavily harvested populations. *Journal of Animal Ecology* 78:595–599.
- Nave L., Pedrotti L., 2005. Analisi demografica della popolazione di Cervo della Val di Sole (TN) e del Parco Nazionale dello Stelvio col metodo della population reconstruction. *Hystrix (supp)*: 51.
- Neff D.J. 1968: The pellet-group count technique for big game trend, census and distribution: a review. *Journal Wildlife Management* 32: 597–614.
- Nichols J.D., Hines J.E., Sauer J.R., Fallon F.W., Fallon J. E., Heglund P.J. 2000. A double-observer approach for estimating detection probability and abundance from counts. *Auk* 117:393–408.
- Nichols J.D. 1992. Capture–recapture models: using marked animals to study population dynamics. *Bioscience* 42: 94– 102.
- Nilsen E.B. Gaillard J.M., Andersen R., Odden J., Delorme D., van Laere G., Linnell J. D.C. 2009. A slow life in hell or a fast life in heaven: demographic analyses of contrasting roe deer populations. *The Journal of animal ecology* 78(3): 585–94.
- ONCFS 1985. Recensement des population d'Ongulés sauvage en montagne: méthode d'estimation des effectifs. Notes techniques, Bulletin Mensuel 88.
- Paulik G.J., Robson D.S. 1969. Statistical calculations for change-in-ratio estimators of population parameters. *Journal of Wildlife Management* 33:1–27.
- Pérez-Espona S., Pérez-Barberà F.J., McLeod J.E., Jiggins C.D., Gordon I.J., Pemberton J.M. 2008. Landscape features affect gene flow of Scottish Highland red deer (*Cervus elaphus*). *Molecular Ecology* 17:981–996.

-
- Pettorelli, N., Gaillard J.M., Duncan P., Ouellet J.P., Van Laere G. 2001. Population density and small-scale variation in habitat quality affect phenotypic quality in roe deer. *Oecologia* 128(3): 400-405.
- Pettorelli N., Gaillard J.M., Yoccoz N.G., Duncan P., Maillard D., Delorme D., Van Laere G., Toïgo C. 2005. The response of fawn survival to changes in habitat quality varies according to cohort quality and spatial scale. *Journal of Animal Ecology* 74:972–981.
- Pettorelli N., Gaillard J.M., Duncan P., Maillard D., Van Laere G., Delorme D. 2003. Age and density modify the effects of habitat quality on survival and movements of roe deer. *Ecology* 84:3307–3316.
- Phillips S.J., Anderson R.P., Schapire R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231- 259.
- Pipia A., Ciuti S., Ghiandai F., Luccarini S. 2006. Progetto di ricerca sull'eco-etologia del Muflone (*Ovis orientalis musimon*) in ambiente mediterraneo con particolare riferimento alla struttura ed alla dinamica di popolazione. Relazione finale. Dipartimento di Zoologia e Genetica Evoluzionistica, Università degli Studi di Sassari.
- Pollock K.H., Nichols J.D., Simons T.R., Farnsworth G.L., Bailey L.L, Sauer J.R. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 119(1987):105-119.
- Pucek Z., Bobek B., Łabudzki L., Miłkowski L., Morow K., Tomek A. 1975. Estimates of density and number of ungulates. *Acta Theriologica* 1:21–135.
- Puddu G., Maiorano L., Falcucci A., Corsi F., Boitani L. 2009. Spatial-explicit assessment of current and future conservation options for the endangered Corsican Red Deer (*Cervus elaphus corsicanus*) in Sardinia. *Biodiversity and Conservation* 18:2001–2016.
- Putman R.J., B.W. Staines 2004. Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: justifications, feeding practice and effectiveness. *Mammal Review*:34:285-306.
- Raganella Pelliccioni E., Boitani L. & Toso S. 2006. Ecological correlates of roe deer fawn survival in a sub-Mediterranean population. *Canadian Journal of Zoology* 84: 1505-1512.
- Randi E., Tosi G., Toso S., Lorenzini R., Fusco G. 1990. Genetic variability and conservation problems in Alpine ibex, domestic and feral goat populations (genus *Capra*). *Zeitschrift fur Säugetierkunde - International Journal of Mammalian Biology*, 55: 413-420.
- Randi E., Alves P.C., Carranza J., Milos-Evic-Zlatanovic S., Sfougaris A., Mucci N. 2004. Phylogeography of Roe Deer (*Capreolus capreolus*) populations: the effects of historical genetic subdivisions and recent nonequilibrium dynamics. *Molecular Ecology*, 13: 3071-3083.
- Ratcliffe P.R., Mayle B.A. 1992. Roe deer biology and management. Forestry Commission. Bulletin 105.
- Reby D., Hewison M., Izquierdo M., Pépin D. 2001. Red deer (*Cervus elaphus*) hinds discriminate between the roars of their current harem holder stag and those of neighbouring stags. *Ethology* 107: 951–959.
- Reby D., McComb K. 2003. Anatomical constraints generate honesty: acoustic cues to age and weight in the roars of red deer stags. *Animal Behaviour* 65: 519-530.
- Reby D., McComb K., Cargnelutti B., Darwin C., Fitch W.T.S. & Clutton-Brock T.H. 2005. Red deer stags use formants as assessment cues during intrasexual agonistic interactions. *Proceedings of the Royal Society B* 272: 941-947.
- Rexstad E., Burnham K.P. 1991. User's Guide for Interactive Program CAPTURE. Colorado Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, Colorado State.
- Riga F., Genghini M., Cascone C., Di Luzio P. (A cura di) 2011. Impatto degli Ungulati sulle colture agricole e forestali: proposta per linee guida nazionali. Manuali e linee guida ISPRA 68/2011.
- Riga F., Toso S., 2012. Banca Dati Ungulati Nazionale. Report 2006-2010. Relazione interna. ISPRA e Min. Pol. Agricole e Forestali.
- Rovero F., Marshall A.R. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46(5):1011-1017.
- Rowcliffe J.M., Field J., Turvey S.T., Carbone C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45:1228-1236.
- Sæther B.E., Lillegård M., Filli F., Engen S. 2007. Predicting fluctuations of reintroduced ibex populations: the importance of density dependence, environmental stochasticity and uncertain population estimates. *Journal of Animal Ecology* 76:326-336.

- Sinclair A.R.E. 1996. Mammal populations: fluctuation, regulation, life history theory and their implications for conservation. *Frontiers of Population Ecology* (eds R.B. Floyd, A.W. Sheppard & P.J. de Barro), pp. 127–154. CSIRO Publishing, Melbourne.
- Sinclair A.R.E., Fryxell J.M., Caughley G. 2006. *Wildlife ecology, conservation, and management*. 2nd ed. Malden, MA, Blackwell Publishing.
- Skalski J.R., Ryding K.E., Millspaugh J.J. 2005. *Wildlife demography. Analysis of sex, age and count data*. Elsevier Academic Press.
- Skalski J.R., Townsend R.L., Gilbert B.A. 2007. Calibrating Statistical Population Reconstruction Models Using Catch-Effort and Index Data. *Journal of Wildlife Management* 71(4):1309–1316.
- Smart J.C.R., Ward A.I., White P.C.L. 2004. Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mammal Review* 34(1): 99-114.
- Sotti F., Pedrotti L. Giovannini R., 2008. Lo studio e la gestione del Capriolo nel settore trentino del Parco Nazionale dello Stelvio e nei territori limitrofi: primi risultati. *Dendronatura* 2 (29): 9-18.
- Spagnesi M., Cagnolaro L., Perco F., Scala C. 1986. La Capra di Montecristo (*Capra aegagrus hircus* Linnaeus, 1758). *Ricerche di Biologia della Selvaggina* 76: 1-146.
- Spagnesi M., Toso S., Cocchi R., Trocchi V. 1992. Documento orientativo sui criteri di omogeneità e congruenza per la pianificazione faunistico-venatoria. Relazione Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, ai sensi della legge 11 febbraio 1992, n.157, art. 10 comma 11.
- Stuwe M., Grodinsky C. 1987. Reproductive biology of captive Alpine ibex (*Capra i. ibex*). *Zoo Biology*, 6, 331–339.
- Swanson G., Armstrong H., Campbell D. 2008. Estimating deer abundance in woodlands: the combination plot technique. *Forestry Commission Bulletin* 128.
- Thompson W.L., White G.C., Gowan C. 1998. *Monitoring Vertebrate Population*. Academic Press, London
- Thompson S.K. 2002. *Sampling*, 2nd edition. John Wiley & Sons, New York, New York, USA.
- Thuiller W., Lafourcade B., Engler R., Araùjo M.B. 2009. BIOMOD: a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.
- Toïgo C., Gaillard J.M., Van Laere G., Hewison A.J.M. & Morellet N. 2006. How does environmental variation influence body mass, body size and body condition? Roe deer as a case study. *Ecography*, 29: 301–308.
- Toschi A. 1953. Note sui vertebrati dell'Isola di Montecristo. *Ricerche di Zoologia applicata alla caccia* XXIII.
- Tosi G., Scherini G., 1991. Methods for a numerical evaluation of the populations of wild bovids in alpine areas. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, Vol. XVI. Bologna.
- Tosi G, Toso S. 1992. Indicazioni generali per la gestione degli Ungulati. *Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina. Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, Vol. XVI Bologna.
- Tsapis D., Katsanevakis S., Ntolka E., Legakis A. 2009. Estimating dung decay rates of roe deer (*Capreolus capreolus*) in different habitat types of a Mediterranean ecosystem: an information theory approach. *European Journal of Wildlife Research* 55:167-172.
- Van Laere G., Maillard D., Boutin J. M., Delorme D. 1998. Le suivi des populations de chevreuils - méthodes traditionnelles d'estimation aux indicateurs biologiques. *Proc. XXIème Colloque francophone de Mammalogie*, Amiens, 1997, Arvicola.
- Vincent J. P., Gaillard J. M., Bideau E. 1991. Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer populations. *Acta Theriologica* 36:315-328.
- Vincent J.P., Bideau E., Hewison A.J.M., Angibault J.M. 1995. The influence of increasing density on body weight, kid production, home range and winter grouping in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Zoology* 236: 371–382.
- Williams B.K., Nichols J.D., Conroy M.J. 2001. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Yoccoz N.G., Nichols J.D., Boulmier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16:446–453.
- Yoccoz N., Mysterud A., Langvatn R., Stenseth N.C. 2002. Age- and density-dependent reproductive effort in male red deer. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 269: 1523-15288.
- Zachos F.E., Hartl G.B. 2006. Island populations, human introductions and the limitations of genetic analyses: the case of the Sardinian red deer. *Human Evolution* 21:177–183.

-
- Zachos F., Gunther H., Hajji B., Ghaiet M., Hmwe S., Lorenzini R., Mattioli S. 2009. Population viability analysis and genetic diversity of the endangered red deer *Cervus elaphus* population from Mesola, Italy. *Wildlife Biology* 15(2): 175- 179.
- Zannèse A., Morellet M., Targhetta C., Coulon A., Fuser S., Hewison A.J.M., Ramanzin M. 2006a. Spatial structure of roe deer populations: towards defining management units at a landscape scale. *Journal of Applied Ecology* 43(6): 1087-1097.
- Zannèse A., Bâisse A, Gaillard J.M, Hewison A.J.M, Saint-Hilaire K., Toïgo C., Van Laere G., Morellet N. 2006b. Hind Foot Length: an indicator for monitoring roe deer populations at a landscape scale. *Wildllife Society Bulletin* 34(2): 351-358.

Bibliografia Scheda 4.4 “Uso delle munizioni contenenti piombo per la caccia agli ungulati: implicazioni sullo stato di conservazione degli uccelli da preda e sulla salute umana”

- Andreotti A., F. Borghesi, 2012. Il piombo nelle munizioni da caccia: problematiche e possibili soluzioni. ISPRA, Rapporti, 158/2012.
- Bassi E., 2010 - Il Gipeto *Gypaetus barbatus* sulle Alpi: aggiornamento dei risultati del progetto internazionale di reintroduzione. *Ficedula*, 44: 14-18.
- Bassi E., M. Ferloni, A. Gugiatti, L. Pedrotti, M. Di Giancamillo, G. Grilli - In stampa. *Il rischio di saturnismo negli uccelli necrofagi in relazione alle attuali modalità di caccia degli Ungulati*. Atti XVI Convegno Nazionale di Ornitologia, Cervia (RA), 22-25 settembre 2011.
- Beintema N. (ed.), 2001 - Lead poisoning in waterbirds. International update report 2000. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Bezzel E., H.-J. Fünfstück, 1995 - Alpine Steinadler *Aquila chrysaetos* durch Bleivergiftung gefährdet? *Journal of Ornithology*, 136: 294-296.
- Bjerregaard; P. Johansen, G. Mulvad, H. S. Pedersen, J. C. Hansen, 2004 - Lead Sources in Human Diet in Greenland. *Environmental Health Perspectives*, 112(15): 1496-1498.
- Cade T. J., 2007 - Exposure of California Condors to Lead From Spent Ammunition. *The Journal of Wildlife Management*, 71(7): 2125-2133.
- Cornatzer W. E., E. F. Fogarty, E. W. Cornatzer, 2009 - Qualitative and Quantitative Detection of Lead Bullet Fragments in Random Venison Packages Donated to the Community Action Food Centers of North Dakota, 2007. In Watson R. T., M. Fuller, M. Pokras, W. G. Hunt (eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA: 154-156.
- Dobrowolska A., M. Melosik, 2008 - Bullet-derived lead in tissues of the wild boar (*Sus scrofa*) and red deer (*Cervus elaphus*). *European Journal of Wildlife Research*, 54: 231-235.
- Donázar J. A., Palacios C. J., Gangoso L., Ceballos O., González M. J., Hiraldo F., 2002 - Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Island. *Biological Conservation*, 107: 89-97.
- EFSA 2010. Scientific opinion on lead in food. *EFSA Journal*, 1570:1-147.
- EFSA 2012. Lead dietary exposure in the European population *EFSA Journal*, 10(7):2831.
- Fisher I. J., Pain D. J., Thomas V. G., 2006 - A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological Conservation*, 131: 421-432.
- Franson J. C., S. P. Hansen, J. H. Schulz, 2009. Ingested Shot and Tissue Lead Concentrations in Mourning Doves. In Watson R. T., M. Fuller, M. Pokras, W. G. Hunt (eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA: 175-186.
- Helander B, Axelsson J, Borg H, Holm K, Bignert A 2009. Ingestion of lead from ammunition and lead concentrations in white-tailed sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. *Science of Total Environment*, 407:5555–5563.
- Hunt W. G., W. Burnham, C. N. Parish, K. K. Burnham, B. Mutch, J. Lindsay Oaks, 2006 - Bullet Fragments in Deer Remains: Implications for Lead Exposure in Avian Scavengers. *Wildlife Society Bulletin*, 34(1): 167-170.
- Hunt W. G., R. T. Watson, J. L. Oaks, C. N. Parish, K. K. Burnham, R. L. Tucker, J. R. Belthoff, G. Hart, 2009 - Lead Bullet Fragments in Venison from Rifle-killed Deer: Potential for Human Dietary Exposure. In Watson R. T., M. Fuller, M. Pokras, W. G. Hunt (eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA: 144-153.
- IUCN 2012. *IUCN Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*, 16 p.
- Kenntner N., Y. Crettenand, H.-J. Fünfstück, M. Janovsky, F. Tataruch, 2007 - Lead poisoning and heavy metal exposure of golden eagles (*Aquila chrysaetos chrysaetos*) from the European Alps. *Journal of Ornithology*, 148: 173-177.
- Knollseisen M., H. Frey, R. Zink, J. Laars, 2006 - First case of lead intoxication: the story of Doraja, BG 465. *Bearded Vulture Annual Report*, 2006: 57-58.
- Knott J., J. Gilbert, R. E. Green, D. G. Hoccom, 2009 - Comparison of the lethality of lead and copper bullets in deer control operations to reduce incidental lead poisoning; field trials in England and Scotland. *Conservation Evidence*, 6: 71-78.
- Kosnett M. J., 2009 - Health Effects of Low Dose Lead Exposure in Adults and Children, and Preventable Risk Posed by the Consumption of Game Meat Harvested with Lead Ammunition.

-
- In Watson R. T., M. Fuller, M. Pokras, W. G. Hunt (eds.). Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA: 24-33.
- Kreager N., B. C. Wainman, R. K. Jayasinghe, L. J. S. Tsuji, 2008 - Lead Pellet Ingestion and Liver-Lead Concentrations in Upland Game Birds from Southern Ontario, Canada. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 54: 331-336.
- Krone O., N. Kenntner, A. Trinogga, M. Nadjafzadeh, Scholz F., J. Sulawa, K. Totschek, P. Schuck-Wersig, R. Zieschank, 2009 - Lead Poisoning in White-tailed Sea Eagles: Causes and Approaches to Solutions in Germany. In Watson R. T., M. Fuller, M. Pokras, W. G. Hunt (eds.). Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA: 289-301.
- Locke L.N., N.J. Thomas, 1996 - Lead poisoning of waterfowl and raptors. In Fairbrother A., L. N. Locke, G. L. Hoff (eds.), Non-infectious diseases of wildlife. Iowa State University Press, Ames, Iowa: 108-117.
- Mateo R., M. Rodríguez-de la Cruz, D. Vidal, M. Reglero, P. Camarero, 2007 - Transfer of lead from shot pellets to game meat during cooking. The Science of the Total Environment, 372(2-3): 480-485.
- Mörner T., L. Petersson, 1999 - Lead poisoning in Woodpeckers in Sweden. Journal of Wildlife Diseases, 35(4): 763-765.
- Pain D. J., I. Carter, A. W. Sainsbury, R. F. Shore, P. Eden, M. A. Taggart, S. Konstantinos, L. A. Walker, A. A. Meharg, A. Raab, 2007 - Lead contamination and associated disease in captive and reintroduced red kites *Milvus milvus* in England. The Science of the Total Environment, 376: 116-127.
- Pokras M. A., M. R. Kneeland, 2009 - Understanding Lead Uptake and Effects across Species Lines: A Conservation Medicine Based Approach. In Watson R. T., M. Fuller, M. Pokras, W. G. Hunt (eds.). Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA: 7-22.
- Potts G. R., 2005 - Incidence of ingested lead gunshot in wild grey partridges (*Perdix perdix*) from the UK. European Journal of Wildlife Research, 51: 31-34.
- Scheuhammer A. M., C. A. Rogers, D. Bond, 1999 - Elevated Lead Exposure in American Woodcock (*Scolopax minor*) in Eastern Canada. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 3: 334-340.
- Snyder N. F. R., H. A. Snyder, 2005 - Introduction to the California Condor. University of California Press, Berkeley.
- Strom S. M., K. A. Patnode, J. A. Langenberg, B.L. Bodenstein, A.M. Scheuhammer, 2005 - Lead Contamination in American Woodcock (*Scolopax minor*) from Wisconsin. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 49: 396-402.
- Thomas V.G., A.M. Scheuhammer, D. E. Bond, 2009 - Bone lead levels and lead isotope ratios in red grouse from Scottish and Yorkshire moors. The Science of the Total Environment, 407(11): 3494-3502.
- Tsuji L. J. S., B. C. Wainman, R. K. Jayasinghe, E. P. VanSpronsen, E. N. Liberda, 2009 - Determining tissue-lead levels in large game mammals harvested with lead bullets: human health concerns. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 82(4): 435-439.
- Zechner L., T. Steineck, F. Tataruch, 2005 - Bleivergiftung bei einem Steinadler (*Aquila chrysaetos*) in der Steiermark. Egretta, 47(2): 157-158.

