

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TORINO



Scuola di Agraria e Medicina Veterinaria

Corso di Laurea in Produzioni e Gestione degli Animali in
Allevamento e Selvatici

ELABORATO FINALE

La trappola fotografica per la gestione dei cervidi: qual è il
prossimo passo?

Relatore:

Prof. Pier Giuseppe Meneguz

Candidato:

Carlo Ruffino

Anno accademico 2018/2019

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TORINO



Scuola di Agraria e Medicina Veterinaria

Corso di Laurea in Produzioni e Gestione degli Animali in
Allevamento e Selvatici

ELABORATO FINALE

La trappola fotografica per la gestione dei cervidi: qual è il
prossimo passo?

Relatore:

Prof. Pier Giuseppe Meneguz

Candidato:

Carlo Ruffino

Anno accademico 2018/2019

INDICE

1. <i>SEZIONE DI TIROCINIO</i>	2
1.1 Descrizione attività svolte	4
1.2 Autovalutazione del tirocinio	10
2. <i>SEZIONE DI APPROFINDIMENTO</i>	12
2.1 Introduzione	12
2.2 Metodi della ricerca bibliografica	18
2.3 Risultati	20
2.3.1 Metodi indiretti	20
2.3.2 Metodi diretti	30
2.4 Discussione	34
3. <i>BIBLIOGRAFIA</i>	36

1. SEZIONE DI TIROCINIO

Ho svolto il tirocinio curricolare previsto dal corso di studi per poter conseguire il titolo finale, presso il Comprensorio Alpino TO1- Valli Pellice, Chisone e Germanasca (Fig. 1), con sede a Bricherasio, che rappresenta uno dei 38 ambiti di caccia nel quale è suddiviso il territorio della regione Piemonte; durante le 275 ore previste, ho avuto come tutor aziendale il dott. Marco Giovo, con il quale ho svolto la maggior parte delle attività del programma formativo.

I Comprensori alpini, Collocati nella zona faunistica delle Alpi, sono associazioni di diritto privato, previste dalla Legge 157/92 (Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio), con personalità giuridica riconosciuta ai sensi del Codice civile (D.G.R. n. 14-26444 del 7.1.1999), il cui organo direttivo è costituito dal comitato di gestione, composto da tre rappresentanti delle Associazioni Agricole, tre rappresentanti delle Associazioni Venatorie, due rappresentanti delle Associazioni Ambientaliste e da due rappresentanti degli Enti Locali.

Le funzioni di un Comprensorio Alpino, e in particolare quelle del CATO1 sono:

- lo svolgimento di ricognizione delle consistenze faunistiche; vengono infatti organizzati censimenti annuali degli Ungulati (Camoscio, Capriolo, Cervo, Muflone, Stambecco), della Tipica fauna alpina (Fagiano di monte, Pernice bianca, Coturnice) e della Fauna minore (Lepre comune, Volpe).
- la regolamentazione dell'attività venatoria e formulazione dei piani di prelievo, nella quale vengono predisposti i regolamenti e i piani di prelievo agli Ungulati, al Cinghiale, alla tipica fauna alpina e alla Volpe, in seguito sottoposti all'approvazione della Giunta Regionale.
- Promozione e organizzazione di interventi di miglioramento ambientale ai fini faunistici: vengono erogati contributi rivolti al mantenimento ed al recupero degli habitat idonei per la fauna selvatica, e per il mantenimento e la pulizia dei sentieri.
- Gestione delle procedure relative all'ammissione dei soci.
- Formulazione di proposte per il piano faunistico regionale e Provinciale, quali l'istituzione di aree protette come Oasi di Protezione e Zone di Ripopolamento e Cattura (Z.R.C).
- Gestione dei danni causati dalla fauna selvatica; Vengono risarciti e quantificati i danni provocati della fauna selvatica alle colture agricole, erogati contributi per la messa in opera

di sistemi di prevenzione. Si partecipa al Piano di Gestione del Cinghiale della Città Metropolitana di Torino.

- Formulazione di proposte per l'istituzione di aree a gestione venatoria particolare come le aree di caccia specifica (A.C.S).

- Redazione del piano pluriennale per la gestione degli ungulati ruminanti (OGUR), che va rinnovato con cadenza quinquennale.

- Controllo sugli animali abbattuti, in quanto vengono predisposti i controlli biometrici sugli abbattimenti degli Ungulati e della tipica fauna alpina.

- Attività di didattica, organizzando principalmente corsi di abilitazione alla caccia di selezione agli Ungulati per i cacciatori, e giornate formative con le scuole.



Fig. 1- Cartina del territorio del Comprensorio Alpino TO1. Fonte CATO1.

1.1 DESCRIZIONE ATTIVITÀ SVOLTE

Avendo svolto il tirocinio nel periodo primaverile e di inizio estate, e in particolare dal 22 Aprile 2019 al 25 Giugno 2019, non ho potuto effettuare nessuna attività al centro di controllo di rilevamento biometrico dei capi abbattuti durante la stagione venatoria, ma ho principalmente realizzato censimenti faunistici di ungulati e galliformi alpini, mansioni di pulizia dei sentieri e uscite su campo, che si sono svolte con molteplici attività.

Durante il mese di aprile, ho eseguito i censimenti del cervo (*Cervus elaphus*) e del capriolo (*Capreolus capreolus*), tramite il metodo del monitoraggio diretto passivo, in particolar modo conteggio a vista su area parcellizzata (*Block count*) per la prima specie e conteggio a vista su percorso lineare (*Line transect*) per la seconda specie. Per le suddette attività, il comprensorio suddivide il suo territorio in tre distretti, che coincidono con quelli topografici delle valli sulle quali svolge la sua funzione; le tre valli vengono censite in giornate differenti ma comunque vicine tra loro, al fine di evitare doppi conteggi causati dallo spostamento che gli animali potrebbero effettuare durante un più ampio lasso di tempo.

L'attività di censimento di norma cominciava verso le ore 5.30, con il ritrovo dei cacciatori in un punto d'incontro comodo per tutte le zone da monitorare, per poi cominciare a distribuire le schede e la cartina dell'area d'osservazione alle varie squadre, composte da due o tre persone, partendo da quelle delle località più distanti da raggiungere; i conteggi partivano dalle prime luci dell'alba, e si protraevano fino alla fine del transetto e comunque per non più di tre-quattro ore, in base alla lunghezza del percorso e alla grandezza del territorio da osservare. Durante le osservazioni, la scheda andava compilata in ogni suo punto in seguito ad ogni avvistamento, e al termine del censimento, calcolato il numero totale degli animali contati, si procedeva a firmare la scheda e a ritornare al punto di ritrovo. Per le due specie sopra menzionate, le schede erano formate come riportato nella figura 2: per la specie capriolo, questa è limitata a solo due classi di sesso, senza la distinzione dell'età, più la colonna degli indeterminati, in quanto nel periodo di svolgimento dei censimenti è ormai quasi impossibile discriminare tra i soggetti adulti e i giovani nati nell'anno precedente. Inoltre, in alcune zone di censimento dei cervidi, è stato svolto in concomitanza il conteggio del muflone (*Ovis aries*), specie presente sul territorio del comprensorio ormai solamente con un piccolo nucleo in alta Val Pellice, ed essendo soggetto a prelievo venatorio, necessità di essere censito.

REGIONE PIEMONTE
PROVINCIA DI TORINO
**COMPENSORIO ALPINO TO 1
VALLI PELLICE, CHISONE E GERMANASCA**
CENSIMENTO CAPRIOLO 2019



SCHEDA N. _____ DATA _____ TIPO SQUADRA _____	
PUNTO DI OSSERVAZIONE O PERCORSO _____	
ZONA DI OSSERVAZIONE _____	
SQUADRA COMPOSTA DA _____	

N.	ORA	LUOGO DOVE SONO OSSERVATI GLI ANIMALI (Segnare con una "X" gli animali osservati in Oasi di protezione, Zone di ripopolamento e cattedre)	TOTALE	MASCHI	FEMMINE	?
1						(1)
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						
10						
11						
12						
TOTALI						

FIRME DEI COMPONENTI DELLA SQUADRA _____

Note: (1) = Animali di sesso o età indeterminata (maschi adulti e femmine adulte e giovani).
 * COMPIRE LA SCHEDA IN TUTTE LE SUE PARTI (NON SONO ACCETTATE SCHEDHE IN CUI NON SONO
 RIPORTATI DI MODO PRECISO ORA E LOCALITÀ DI OSSERVAZIONE).
 * RISPETTARE IL PERCORSO ED IL SETTORE DI OSSERVAZIONE INDICATO E LE INDICAZIONI FORNITE
 DAL TECNICO.
 * NON DIVIDERSI DURANTE IL CENSIMENTO SE NON ESPRESSAMENTE RICHIESTO.

REGIONE PIEMONTE
PROVINCIA DI TORINO
**COMPENSORIO ALPINO TO 1
VALLI PELLICE, CHISONE E GERMANASCA**
CENSIMENTO CERVO 2019



SCHEDA N. _____ DATA _____ TIPO SQUADRA _____	
PUNTO DI OSSERVAZIONE O PERCORSO _____	
ZONA DI OSSERVAZIONE _____	
SQUADRA COMPOSTA DA _____	

N.	ORA	LUOGO DOVE SONO OSSERVATI GLI ANIMALI (Segnare con una "X" gli animali non all'interno di Oasi di protezione, Zone di ripopolamento e cattedre)	TOTALE	GIOVANI					ADULTI			?
				PICCOLI (1)	DAIQUET (2)	MASCHI CON PALCO	MASCHI SENZA PALCO	FEMMINE	INSEI (3)			
1												
2												
3												
4												
5												
6												
7												
8												
9												
10												
11												
12												
TOTALI												

FIRME DEI COMPONENTI DELLA SQUADRA _____

Note: (1) = Piccoli anche i cervi nati nel 2018; (2) = Maschi giovani nati nel 2017; (3) = Animali adulti (non piccoli e daquai) di
 sesso indeterminato; (4) = Cervi di età e sesso indeterminati (piccoli e daquai e femmine e maschi adulti).
 * COMPIRE LA SCHEDA IN TUTTE LE SUE PARTI (NON SONO ACCETTATE SCHEDHE IN CUI NON SONO
 RIPORTATI DI MODO PRECISO ORA E LOCALITÀ DI OSSERVAZIONE).
 * RISPETTARE IL PERCORSO ED IL SETTORE DI OSSERVAZIONE INDICATO E LE INDICAZIONI FORNITE
 DAL TECNICO.
 * NON DIVIDERSI DURANTE IL CENSIMENTO SE NON ESPRESSAMENTE RICHIESTO.

Fig. 2- Schede di censimento per il capriolo e il cervo. Fonte: CATO1.

Per quanto riguarda i censimenti dei galliformi alpini (Fig. 3 e 4), come di consueto si sono svolti nel mese di aggio, cominciando con quelli della Coturnice Alpina (*Alectoris graeca*) e finendo con quelli del Fagiano di monte (*Tetrao tetrix*); non è stato effettuato il monitoraggio della Pernice bianca (*Lagopus muta*), in quanto questa specie da tre anni non rientra più tra gli animali cacciabili in Regione Piemonte, e quindi, ai fini gestionali, non è necessario avere informazioni sul numero di coppie riproduttive all'interno del territorio di competenza del comprensorio.

Come per i monitoraggi degli ungulati, il ritrovo è fissato la mattina, prima dell'alba, un po' più presto per il Fagiano di monte e leggermente più tardi per la coturnice, in quanto l'attività canora di quest'ultima è maggiore subito dopo l'alba e non in coincidenza con essa. Una volta distribuite le schede alle squadre, si parte per le zone da campionare. Per il fagiano di monte, il quale censimento è atto a determinare il numero di maschi ogni 100 ettari, si osservano e contano nel settore stabilito i maschi nelle arene, e si ascolta il canto di quelli isolati. Per la coturnice, il censimento rientra nella categoria dei monitoraggi diretti attivi, in quanto i maschi vengono stimolati a cantare mediante l'uso di richiami registrati (*palyback*); sulla scheda vengono annotati i maschi, le coppie e gli individui isolati non cantanti avvistati, e il numero finale dell'effettivo dei maschi è dato dalla somma del numero di maschi cantanti, dal numero di coppie e dalla metà degli individui

isolati non cantanti, ammettendo che, secondo la sex ratio della specie, un individuo su due non cantante possa essere un maschio.



Fig. 3- Habitat primaverile della coturnice; a causa delle nevicate tardive, la neve al suolo è ancora abbondante, fatto non consueto a queste quote e in questa stagione.

REGIONE PIEMONTE
PROVINCIA DI TORINO
COMPENSORIO ALPINO TO 1
VALLI PELLICE, CHISONE E GERMANASCA
CENSIMENTO PRIMAVERILE COTURNICE



SCHEDA N.	DATA	TIPO SQUADRA
PERCORSO DA EFFETTUARE O PUNTO FISSO DI OSSERVAZIONE		
SETTORE DA OSSERVARE		
SQUADRA COMPOSTA DA		
ORA INIZIO CONTEGGIO		ORA FINE CONTEGGIO

N.	ORA	COTURNICI					Ora e direzione di fuga / tracce / note
		CANTANTI			NON CANTANTI		
		NON VISTE	VISTE SOLE	VISTE IN COPPIA	VISTE SOLE	VISTE IN COPPIA	
1							
2							
3							
4							
5							
6							
7							
8							
9							
10							
11							
12							
TOTALI							

FIRME DEGLI OSSERVATORI

ALTRI SPECIE VISTE (PERNICI BIANCHE, FORCELLI, LEPRICI VARIABILI, VOLPI)

REGIONE PIEMONTE
PROVINCIA DI TORINO
COMPENSORIO ALPINO TO 1
VALLI PELLICE, CHISONE E GERMANASCA
CENSIMENTO PRIMAVERILE FAGIANO DI MONTE



SCHEDA N.	DATA	TIPO SQUADRA
PERCORSO DA EFFETTUARE O PUNTO FISSO DI OSSERVAZIONE		
ZONA DA OSSERVARE		
OSSERVATORI		
ORA DI INIZIO CONTEGGIO		ORA DI FINE CONTEGGIO

N.	ORA	ANIMALI VISTI (CANTANTI O NO)			ANIMALI UDITI MA NON VISTI			Ora e direzione di fuga / tracce / note
		MASCHI	FEMMINE	?	MASCHI	FEMMINE	?	
1								
2								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10								
11								
12								
TOTALI								

FIRME DEGLI OSSERVATORI

ALTRE SPECIE (LEPRI, VOLPI, P. BIANCHE, COTURNICI)

Fig. 4- Schede di censimento per coturnice e fagiano di monte. Fonte: CATO1.

Nella prima metà del mese di giugno sono stati effettuati i censimenti al Camoscio (*Rupicapra rupicapra*) (Fig. 5), i quali si sono svolti in modo molto simile a quelli dei cervidi, rientrando anche essi nella categoria dei monitoraggi diretti passivi; siccome il periodo di svolgimento è successivo alla stagione delle nascite per la specie, nella scheda di censimento è presente anche la classe dei capretti, che viene rappresentata dai piccoli nati nell'anno in corso (2019).

REGIONE PIEMONTE
PROVINCIA DI TORINO

COMPENSORIO ALPINO TO 1
VALLI PELLICE, CHISONE E GERMANASCA

CENSIMENTO CAMOSCIO 2019



SCHEDA N. _____		DATA _____		TIPO DI SQUADRA _____	
PERCORSO DA EFFETTUARE O PUNTO FISSO DI OSSERVAZIONE _____					
ZONA DA OSSERVARE _____					
SQUADRA COMPOSTA DA _____					

N.	ORA	LUOGO IN CUI SONO OSSERVATI GLI ANIMALI (Segnare con una "P" gli animali riso al terreno di Oss. di prevalenza. Zona di ripopolamento a cattura)	TOTALE ?	GIOVANI		ADULTI		INDET. ADULTI (2)
				PICCOLI (NATI NEL 2018)	YEARLING (NATI NEL 2019)	MARCHI	FEMMINE	
1								
2								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10								
11								
12								
TOTALI								

FORME DEI COMPONENTI DELLA SQUADRA _____

Note: (1) = Camosci indeterminati per sesso e per età (adulti o piccoli o yearling)
(2) = Camosci indeterminati per sesso (maschi o femmine adulti, sicuramente non piccoli o yearling)

- * COMPLETARE LA SCHEDA IN TUTTE LE SUE PARTI (NON SONO ACCETTATE SCHEDHE IN CUI NON SONO RIPORTATI IN MODO PRECISO ORA E LOCALITA' DI OSSERVAZIONE)
- * RISPETTARE IL PERCORSO ED IL SETTORE DI OSSERVAZIONE INDICATO E LE INDICAZIONI FORNITE DAL TECNICO
- * NON DIVERTIRSI DURANTE IL CENSIMENTO SE NON ESPRESSAMENTE RICHIESTO

Fig. 5- Scheda di censimento per il camoscio. Fonte: CATO1.

Per quanto riguarda il lavoro su campo, ho svolto le seguenti attività:

-Alcune uscite sono state impiegate per effettuare censimenti aggiuntivi per le specie sopra elencate.

-Ho effettuato alcune uscite per osservare gli stambecchi (*Capra ibex*), presenti in gran numero sul territorio del comprensorio, e per monitorare tra essi alcuni individui marcati con collare GPS e marche auricolari (Fig. 6); questi ultimi rientrano in un progetto Interreg al quale partecipa il Parco delle Alpi Cozie, adiacente ai confini del comprensorio e con il quale il CATO1 collabora durante le catture e il successivo monitoraggio degli animali marcati.



Fig. 6- Esemplare maschio adulto di stambecco, provvisto di marche auricolari per il riconoscimento e di collare GPS per la localizzazione durante lo studio.

-Ho accompagnato il perito agrario incaricato dal comprensorio durante alcune sue uscite, per verificare e quantificare i danni causati dagli animali selvatici (Fig. 7) e per il successivo calcolo degli indennizzi da rilasciare al proprietario o conduttore del terreno agricolo.



Fig. 7- Prato adibito a pascolo roivoltato in parte dai cinghiali, e ormai quasi inutilizzabile per i bovini durante il pascolo estivo.

-Ho svolto alcune ore di pulizia di sentieri, i quali ormai trascurati da anni, erano diventati difficilmente utilizzabili; per facilitarne il transito ed evitare di perdere la giusta direzione di percorrenza, il sentiero è stato liberato da rami e alberi caduti e sono stati applicati bolli segnavia (Fig. 8).



Fig. 8- Rimozione dei trochi e dei rami di un nocciolo franati sul sentiero in seguito alle precipitazioni autunnali o a causa della pesante coltre nevosa.

Infine, mi sono occupato di selezionare e far acquistare al comprensorio delle fototrappole, che in seguito, assieme al tutor aziendale, sono andato a posizionare sul territorio (Fig. 9); l'utilizzo di questi strumenti sarà finalizzato principalmente alla verifica della presenza di determinate specie, in particolar modo il cervo, in alcune zone del comprensorio, dove fin ora sono solamente state avvistate in modo sporadico o la cui presenza non è ancora stata accertata.



Fig. 9- Posizionamento delle fototrappole sul territorio.

1.2 AUTOVALUTAZIONE DEL TIROCINIO

Il tirocinio presso un ambito di caccia, per uno studente che intenderà svolgere il proprio lavoro in ambiente faunistico, è una parte fondamentale per approfondire le proprie conoscenze e acquisire consapevolezza di cosa comporti un impiego che necessita di molta attività su campo; ritengo la mia esperienza altamente formativa e valida per molti degli aspetti riguardanti la mia formazione professionale, andando ad ampliare buona parte delle competenze apprese durante il mio percorso di studio.

Durante lo svolgimento del mio progetto formativo, avendo passato, durante i censimenti, molte ore ad osservare animali, ho migliorato le mie capacità nell'osservazione, nel riconoscimento e nella determinazione delle classi di sesso ed età di tutte le specie di ungulati presenti nel nostro territorio, in particolar modo per quegli animali che negli anni avevo avuto poche occasioni di incontrare e studiare in modo approfondito; durante questa attività, ho potuto contare sull'esperienza del mio tutor aziendale, che mi ha aiutato ed ha risolto i miei dubbi in quei casi complicati nei quali non è facile classificare gli animali e nei quali quindi non ero certo delle mie considerazioni. Inoltre, avendo effettuato numerose uscite in un periodo di tempo abbastanza lungo e con svariate condizioni meteo, ho

imparato più a fondo il variare del comportamento e le differenze nell'utilizzo dell'habitat di questi animali.

Nonostante le condizioni atmosferiche di questa primavera non siano state le migliori e non abbiano permesso lo svolgimento delle attività nel migliore dei modi, questo periodo ha il grande vantaggio di essere quello nel quale si passa più tempo a lavorare all'esterno e a contatto con la natura, cosa che ritengo costruttiva, piacevole e importante per la formazione, abituando lo studente ad adattarsi a tutte le condizioni imposte da questa professione, che contempla quindi molto sacrificio, fatica e impegno. Al termine del mio tirocinio infatti ho accumulato molti metri di dislivello, percorsi anche in giornate consecutive e con condizioni meteo avverse, che mi hanno insegnato a non demordere, a rimanere sempre concentrato e impegnarmi in ogni situazione.

Una debolezza che ho individuato nel mio tirocinio è stato il fatto di non aver potuto fare esperienza al centro di controllo, e quindi è venuta a mancare buona parte dell'attività riguardante il rilevamento dei dati biometrici, che rappresenta una componente importante per chiunque intenda svolgere il ruolo di tecnico faunistico presso un comprensorio alpino od un ambito territoriale di caccia; comunque, grazie alla disponibilità del tutor aziendale, ho potuto disporre di parecchie mandibole di differenti specie, in modo da fare pratica sulla determinazione dell'età attraverso l'analisi dell'usura della tavola dentaria.

Probabilmente, permettendo di suddividere in più periodi il tirocinio e anticipandone l'inizio, per andare a coprire tutte le attività da svolgere nell'arco di un anno, potrebbe essere una soluzione a tale difetto e riuscirebbe a fornire allo studente una visione più esauriente nella complessa ed ampia materia della gestione faunistica.

Nel complesso quest'esperienza, grazie al mio grande interesse per le attività svolte, alla cordialità e professionalità dei tecnici faunistici, si è dimostrata formativa, coinvolgente e anche piacevole.

2. SEZIONE DI APPROFINDIMENTO

LA TRAPPOLA FOTOGRAFICA PER LA GESTIONE DEI CERVIDI:

QUAL È IL PROSSIMO PASSO?

2.1 INTRODUZIONE

Le fototrappole sono utilizzate in tutto il mondo per affrontare un'ampia gamma di questioni relative alla biologia e alla gestione della fauna selvatica cui non è facile rispondere con altri metodi. Questi strumenti hanno un ruolo importante nella valutazione dei cambiamenti globali in materia di biodiversità delle specie animali, e stanno dimostrando un alto potenziale per poter essere un nuovo valido strumento nella ricerca di campo, su un elevato numero di specie e per molteplici tipologie di studio.

Rispetto a metodi tradizionali, offrono il vantaggio di poter effettuare ricerche in modo meno invasivo, più discreto, etico ed economico (Cutler e Swann 1999, Meek *et al.* 2014), necessitano in molti casi di un minor dispendio di ore di lavoro per raccogliere i dati, con l'impiego di poco personale anche in ambienti di difficile accesso (Trolliet *et al.* 2014) e sono utili per ottenere informazioni su specie elusive e quindi poco osservabili (Swann *et al.* 2004).

I dispositivi per poter effettuare fotografie in remoto sono utilizzati da quasi un secolo, ma solamente negli ultimi vent'anni questa tipologia di strumenti vengono utilizzati in ambito scientifico per lo studio della fauna selvatica (Kucera e Barrett 2011); tra i primi Karanth (1995) con il suo lavoro ha messo in luce l'efficacia dell'utilizzo delle fototrappole per la conservazione dei grandi mammiferi come la tigre (*Panthera tigris*).

A partire dagli anni Novanta fino ai nostri giorni, grazie all'introduzione sul mercato di numerosi dispositivi (Swann e Perkins 2014), è avvenuto un notevole incremento nell'uso delle fototrappole negli studi scientifici (Fig. 10).

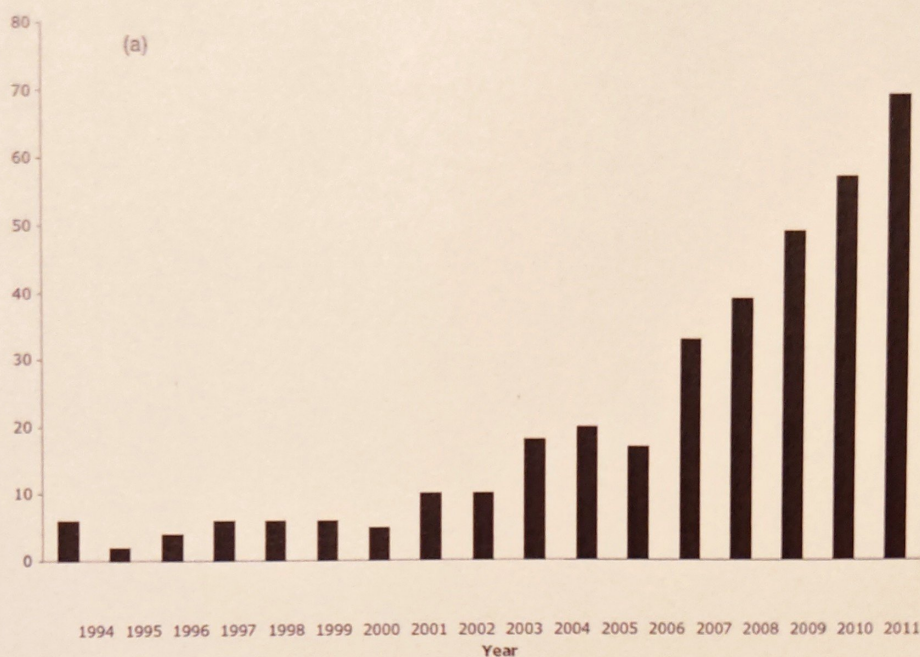


Fig. 10- Andamento delle pubblicazioni di articoli scientifici inerenti l'uso delle fototrappole dal 1994 al 2011. Fonte: (McCallum 2013).

La maggior parte delle ricerche sono state effettuate su mammiferi (McCallum 2013), e tra questi l'ordine più studiato è quello dei carnivori (Burton *et al.* 2015; McCallum 2013) (Fig. 11).

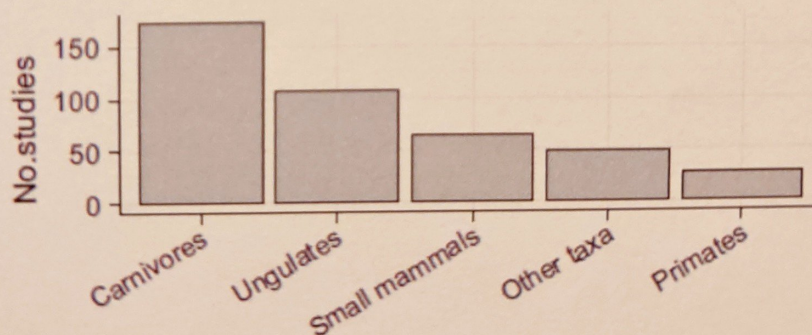


Fig. 11- Ordini di mammiferi più studiati con le foto trappole (Burton *et al.* 2015).

Anche in Italia negli ultimi anni le fototrappole sono state utilizzate come strumento di ricerca, per apprendere informazioni su specie elusive come la lepre (*Lepus europaeus*) (Ciuffardi 2017; Scarselli *et al.* 2016), specie dall'elevato interesse conservazionistico come il gatto selvatico (*Felis silvestris*) (Anile *et al.* 2014), il lupo (*Canis lupus*) (Petrizzelli *et al.* 2012), la martora (*Martes martes*) (Grelli *et al.* 2012), ma anche di ungulati importanti per l'ambito venatorio e quindi soggetti a piani di controllo numerico,

cioè il cervo (*Cervus elaphus*) (Fabrizio *et al.* 2012) e il capriolo (*Capreolus capreolus*) (Gaudiano 2014; Romani *et al.* 2018).



Fig. 12- Descrizione delle principali componenti di una fototrappola: (1) flash; (2) luce per testare il sensore di movimento; (3) foro per lucchetto di sicurezza; (4) sensore a infrarossi passivo (PIR); (5) obbiettivo della fotocamera; (6) leva di chiusura; (7) schermo per visualizzare il menu impostazioni; (8) vano per le batterie (AA); (9) tasti del menu; (10) interruttore di accensione; (11) slot per scheda SD. Fonte: <http://www.cameratrap.co.za>

La fototrappola (Fig. 12), anche detta *camera trap*, *trail camera* o *infrared-triggered camera*, è un apparecchio fotografico attivato a distanza, in genere dotato di un sensore a infrarossi passivo (PIR) come dispositivo di scatto remoto, anche se i primi modelli utilizzavano un “raggio” infrarosso tra due sensori, e la fotografia veniva scattata nel momento in cui un animale, passando attraverso i sensori, interrompeva il raggio (Swann *et al.* 2004); tutte le moderne trappole fotografiche sono in grado di registrare foto o video, e alcune addirittura utilizzano entrambe le modalità assieme, cosa utile per gli studi etologici che necessitano di registrare comportamenti complessi degli animali (Meek *et al.* 2014).

Tra le caratteristiche salienti delle fototrappole, alcune vanno prese particolarmente in considerazione per ottenere validi risultati ed evitare che questi siano distorti rispetto alla realtà. Il sensore deve essere di qualità, pena la mancata osservazione del passaggio degli animali; è stato infatti osservata una differenza nel numero di fotografie scattate anche tra due camere dello stesso modello, posizionate una di fianco all'altra, e questo ha importanti implicazioni per quanto riguarda l'interpretazione dei dati (Hughson *et al.* 2010).

La velocità di scatto, che corrisponde al tempo che il dispositivo impiega tra il rilevamento del movimento e l'attivazione della fotocamera, è una caratteristica importante, se non la più critica (Meek e Pittet 2012; Rovero *et al.* 2013). Questa deve infatti essere il più breve

possibile, in quanto una velocità bassa non è in grado di rilevare il passaggio degli animali, in particolar modo se essi sono di piccola mole e si spostano a velocità elevata (Trollet *et al.* 2014, Meek *et al.* 2014); tuttavia per animali di dimensioni maggiori, che si spostano più lentamente o in gruppo, la velocità di scatto non è una prerogativa fondamentale (Meek *et al.* 2014).

Il tempo di recupero, cioè il tempo che impiega la macchina a scattare una seconda foto in seguito allo scatto della prima, è importante soprattutto per il riconoscimento individuale degli animali (Trollet *et al.* 2014); molte trappole moderne permettono di settare questo parametro, cosa vantaggiosa per evitare di immagazzinare troppe foto in caso di grandi gruppi di animali, o di un singolo animale che staziona per molto tempo di fronte al sensore (Meek *et al.* 2014).

Altre due caratteristiche fondamentali, qualsiasi sia lo studio che si vuole svolgere, riguardano l'ampiezza dell'angolo di rilevamento del sensore (PIR), o *Detection zone*, e l'ampiezza del campo inquadrato dalla fotocamera, detta *field of view*. La prima varia sia in altezza che in larghezza, ed è importante per il numero finale di fotografie scattate (Rowcliffe *et al.* 2011), ma questo parametro varia molto anche in base al rapporto con la seconda caratteristica sopra citata (Fig. 13); se la zona di rilevamento è maggiore del campo visivo della fotocamera, sarà più facile "immortalare" anche animali che si muovono velocemente, ma aumenteranno le possibilità di scattare foto vuote quando gli animali, in seguito allo scatto della foto non avranno ancora raggiunto il campo visivo della fotocamera. Tuttavia, questo tipo di foto (*false trigger*) può capitare anche a causa di movimenti della vegetazione circostante, causata da fenomeni atmosferici quali pioggia e vento (Swann *et al.* 2004). Se i due campi sono invertiti, e quindi il campo di rilevamento è più ridotto, avrò meno scatti, ma le fotografie mostreranno più facilmente gli animali perfettamente inquadrati (Trollet *et al.* 2014). In genere, con l'ultima configurazione descritta, la velocità di scatto è molto rapida, per evitare di mancare la registrazione della fotografia.

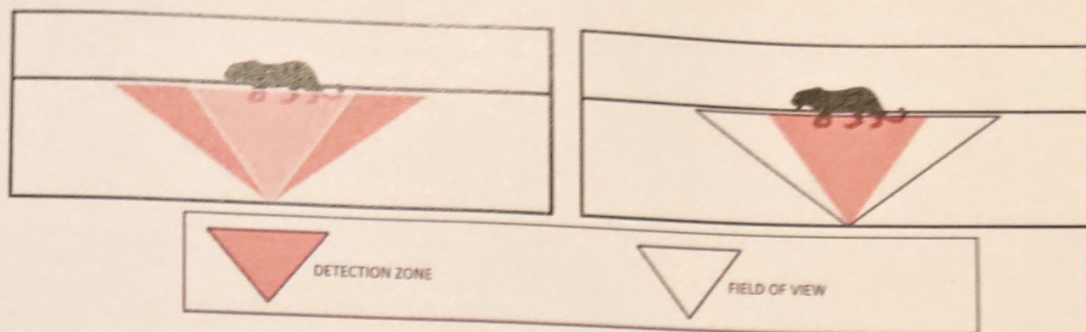


Fig. 13- Differenze di prestazioni in base al rapporto tra campo visivo della fotocamera e ampiezza dell'area coperta del sensore. Fonte: <https://cameratraps.co.za/>

Un altro parametro da tenere in considerazione, al momento dell'acquisto di una fototrappola, riguarda il *range* di temperature alle quali questa è in grado di lavorare, in quanto le prestazioni dello strumento sono influenzate dalle condizioni metereologiche, soprattutto se estreme, per via della modalità di funzionamento del sensore infrarosso passivo (PIR) (Meek *et al.* 2014); sempre inerente all'aspetto appena descritto, va posta particolare attenzione alle temperature minime del territorio nel quale andremo a posizionare i nostri strumenti, in quanto, oltre alla trappola fotografica in sé, saranno influenzate anche le prestazioni delle batterie utilizzate.

In commercio esistono principalmente tre tipologie di batterie, ma non tutte svolgono il loro compito nello stesso modo, anzi differiscono ampiamente nel rendimento; la miglior soluzione consiste nell'utilizzo delle batterie al litio, che garantiscono prestazioni eccezionali anche sul lungo periodo, aumentano le prestazioni del dispositivo e soprattutto non sono influenzate dal freddo (www.trailcampro.com), ma hanno come svantaggio il prezzo elevato. Una valida alternativa sono le batterie ricaricabili al NiMH (nichel-metallo idruro), anche esse resistenti ai climi rigidi, ecologiche in quanto riutilizzabili, meno care sul lungo periodo, ma a causa del basso voltaggio di partenza potrebbero non funzionare su alcuni modelli di fototrappola, soprattutto le meno recenti (www.trailcampro.com). Rimangono infine le classiche batterie alcaline, che a discapito del prezzo ridotto, non riescono a garantire una performance adeguata, soprattutto con il freddo (www.trailcampro.com). L'importanza delle batterie è legata alla durata del lavoro su campo, aspetto particolarmente delicato se si opera in zone remote e poco accessibili nelle quali non ci si può recare spesso a sostituirle (Trollet *et al.* 2014); per ovviare al problema, alcuni produttori mettono a disposizione degli utilizzatori pannelli solari o batterie esterne per aumentare l'autonomia degli strumenti. Durante il posizionamento in campo della fototrappola, bisogna tenere in considerazione, in base alla nostra specie

target, l'altezza alla quale essa opererà, siccome questo fattore potrebbe influenzare il numero finale di fotografie acquisite (Fig. 14). Infatti con un posizionamento troppo alto, ci sarà il rischio di non fotografare specie di modeste dimensioni, che non attiveranno il sensore, e in caso opposto, cioè un posizionamento basso, le specie di maggior mole attiveranno sì il sensore, ma non saranno adeguatamente inquadrare nell'immagine; per gli studi che si occupano solamente di fauna di grandi dimensioni, come ad esempio i cervidi, un posizionamento a un metro o poco più può ritenersi adeguato (Swann *et al.* 2004, Meek *et al.* 2014). Un accortezza da utilizzare nella fase di installazione è rivolgere l'obiettivo della fototrappola in direzione Nord o Sud, per evitare sovraesposizioni degli scatti, che vanificherebbero il lavoro svolto (Curtis *et al.* 2009).



Fig. 14- Different risultato in base all'altezza di posizionamento della fototrappola.

Nel caso fossero utilizzate in uno studio differenti modelli di fototrappole, è necessario individuare e limitare le differenze tra esse, cosa possibile lavorando sulle impostazioni che spesso sono regolabili; comunque, per animali di grossa taglia i risultati non sono molto sfalsati dalle differenze di prestazioni tra vari dispositivi (Wellington *et al.* 2014).

Al fine di ottenere il maggior numero di "catture" fotografiche, e quindi di dati da analizzare, è di fondamentale importanza selezionare i dispositivi migliori (Trollet *et al.* 2014) e il loro utilizzo sul campo, e per raggiungere questo risultato, è necessario programmare con metodo e attenzione di volta in volta il sistema migliore, analizzando l'area di studio, le caratteristiche e il comportamento delle specie *target* (Swann *et al.* 2004; Trollet *et al.* 2014; Cutler e Swann 1999; O'Connor *et al.* 2017). Inoltre, per rendere di facile comprensione il lavoro svolto negli studi, valutarne i punti deboli e rendere possibile un eventuale ripetizione, è necessario riportare a fondo tutte le caratteristiche del materiale utilizzato e il loro utilizzo su campo, in modo critico e oggettivo (Burton *et al.*

2015). Molti autori inoltre enfatizzano la necessità di avere protocolli di campionamento standard, per poter interpretare i risultati, poter applicare in modo più appropriato modelli statistici e poter confrontare meglio i dati ottenuti in differenti lavori (Trolliet *et al.* 2014; Meek *et al.* 2014).

La qualità delle fototrappole, con gli avanzamenti tecnologici sempre più repentini, stanno rapidamente migliorando, diventando sempre più affidabili, veloci, economiche, versatili e precise (Swann e Perkins 2014; Trolliet *et al.* 2014) e di conseguenza i progressi nel fototrappolaggio, favoriti appunto dal rapporto costo-efficacia, hanno stimolato numerose indagini e molteplici utilizzi, dimostrando la loro efficacia, nonostante i margini di miglioramenti per poter arrivare a conclusioni corrette e solide per le indagini sulla fauna selvatica siano ancora molti (Burton *et al.* 2015).

2.2 METODI DELLA RICERCA BIBLIOGRAFICA

La ricerca bibliografica degli articoli da utilizzare per la stesura dell'elaborato finale è stata svolta su:

- Web of Science e Scopus, due *database* di riassunti e citazioni per pubblicazioni riguardanti la ricerca scientifica;
- Research Gate, un social network dedicato alle discipline scientifiche;
- Google Scholar, un motore di ricerca a libero accesso specifico per materiale di letteratura scientifica;

utilizzando le seguenti parole chiave: *photo traps*, *camera traps*, *camera trapping* e *infrared-triggered camera* abbinandole alle parole *deer*, *deer management* e *Cervus*.

La ricerca nel suo complesso ha restituito 946 articoli che sottoposti ad ulteriori filtri da me operati leggendo dapprima il titolo e successivamente il riassunto ha restituito 58 articoli (Fig. 15) che sono stati utilizzati nel presente lavoro.

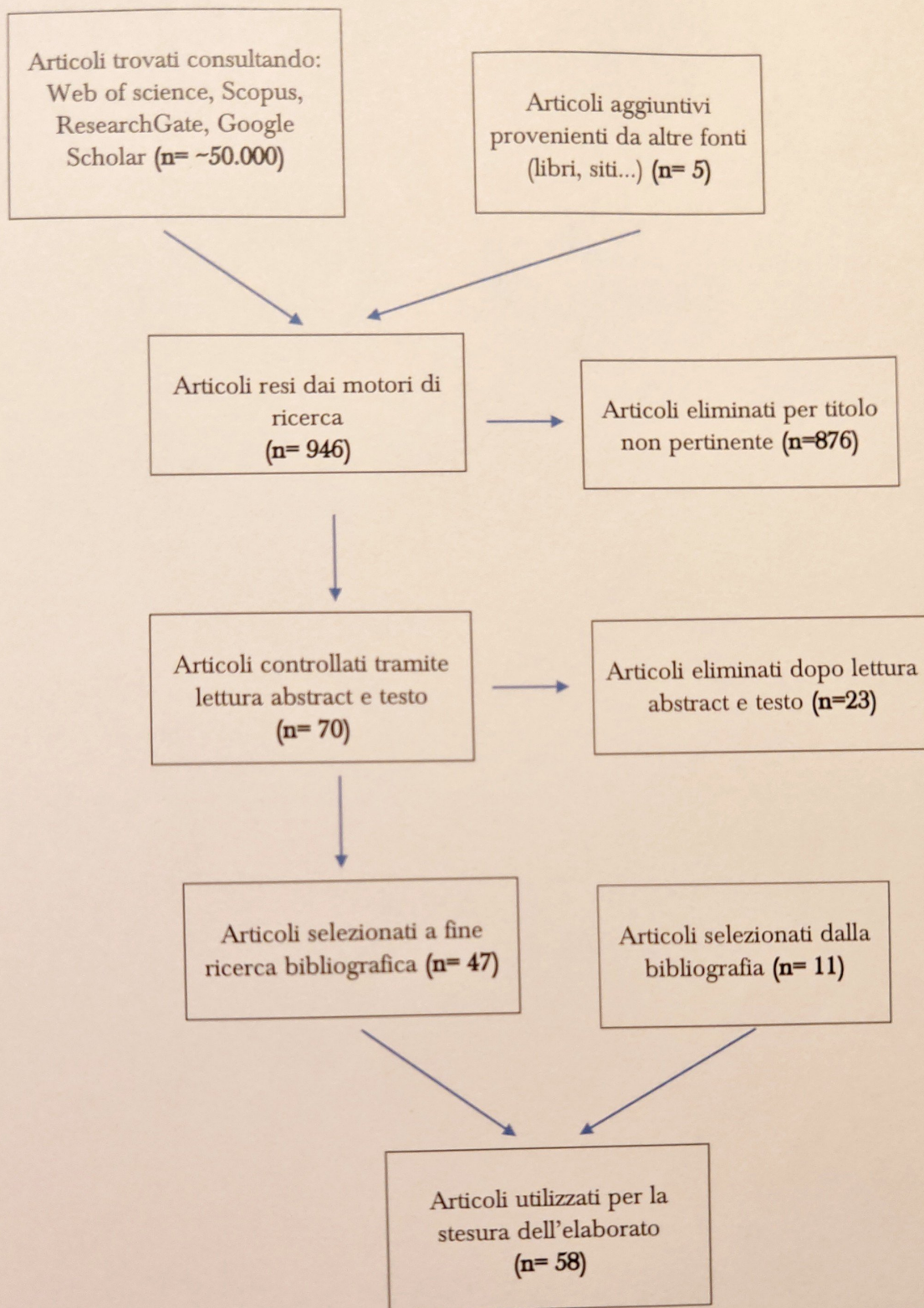


Fig. 15- Diagramma di flusso che illustra la selezione degli articoli utilizzati nel lavoro.

2.3 RISULTATI

In seguito alla lettura degli articoli da me selezionati, è risultato che i metodi per stimare un numero di cervidi o la loro abbondanza in una determinata area, mediante l'uso della fototrappola, si possono classificare in due categorie:

- Metodi indiretti, che non necessitano di un riconoscimento degli individui tramite loro caratteristiche anatomiche o fenotipiche, e nemmeno di marcare gli animali per un loro successivo riconoscimento tramite le fotografie scattate.
- Metodi diretti, che si basano sul riconoscimento dell'individuo tramite particolari caratteri anatomici e morfologici o in seguito all'identificazione di marche auricolari o collari precedentemente applicati agli animali.

2.3.1 METODI INDIRETTI

Random encounter model (REM)

Un metodo indiretto, che quindi non necessita del riconoscimento individuale degli animali basando il risultato sul numero di contatti tra gli animali e la fototrappola, è il metodo del *Random Encounter Model (REM)* (Rowcliffe *et al.* 2008).

Questo metodo si avvale della teoria delineata dal rapporto tra il tasso di cattura e un'indipendente stima di densità; infatti il tasso di cattura e la densità hanno mostrato una forte correlazione lineare positiva (Parsons *et al.* 2017) poiché con l'aumentare della densità, aumentano le probabilità di incontro tra gli individui e la fotocamera (Rovero e Marshall 2009).

La base del modello REM parte 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 fisso come la fotocamera, la quale presenta l'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 data dall'equazione 4 di (Rowcliffe *et al.* 2008):

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

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 raggio ed angolo che definiscono l'area di ispezione della fotocamera.

Per poter essere applicato, il modello necessita di tre assunzioni fondamentali:

1. Gli animali si muovono in modo conforme al modello applicato per descrivere il processo di rilevamento da parte della fotocamera, e cioè in modo indipendente e casuale tra di loro.
2. Le fotografie rappresentano contatti indipendenti fra la fotocamera e gli animali.
3. La popolazione è chiusa, quindi durante il campionamento non devono avvenire cambiamenti della dimensione della popolazione (emigrazione, immigrazione, nascite e decessi); indagini che trattano specie con spostamenti elevati in differenti habitat, poiché violano il concetto di chiusura della popolazione, non risultano adatte allo studio con il modello REM (Parsons *et al.* 2017), così come le specie particolarmente territoriali e quelle molto sociali (Foster e Harmsen 2012; Chauvenet *et al.* 2017).

Per attenersi alla seconda assunzione, è d'obbligo disporre le fototrappole sul territorio in modo casuale, senza particolari vincoli sulla distanza tra di esse, facendo comunque attenzione a mantenere una distanza adeguata tra i dispositivi per evitare di fotografare sempre lo stesso animale (Rovero *et al.* 2013); di conseguenza è errato un posizionamento opportunistico, come la collocazione lungo i sentieri degli animali piuttosto che in prossimità di zone di abbeverata o foraggiamento (Rowcliffe *et al.* 2008),

Per aumentare le probabilità di registrare il contatto con un animale, un accorgimento utile consiste nell'utilizzare per ogni singola postazione un minimo di due fototrappole, cosa che aumenta il tasso di cattura (O'Connor *et al.* 2017) e allo stesso tempo diminuisce l'errore standard relativo alla probabilità di rilevamento (Pease *et al.* 2016, O'Connor *et al.* 2017).

Ottenere un numero ragionevole di eventi fotografici da un adeguato numero di trappole fotografiche è di fondamentale importanza, in quanto il metodo REM necessita di un

robusto insieme di dati; la precisione aumenta rapidamente da circa 20 differenti collocazioni delle fotocamere (Rowcliffe *et al.* 2008), ma i risultati accettabili si ricavano con un minimo di 50 piazzamenti che dovrebbero registrare almeno lo stesso numero di eventi indipendenti (Rovero *et al.* 2013): nel caso in cui il numero di fototrappole a disposizione non sia sufficiente per raggiungere il numero minimo richiesto per il monitoraggio di un sito, queste possono essere spostate ad intervalli regolari per coprire l'intero sito e completare il censimento entro poche settimane (Massei *et al.* 2018).

Lo sforzo di campionamento (cioè i giorni nei quali la fotocamera è rimasta in funzione) dipende anche dall'entità dello spostamento giornaliero (velocità di spostamento) degli animali e dalla loro densità; di conseguenza, per le specie di ungulati di grandi dimensione con una buona presenza sul territorio, nella maggior parte dei casi, lo sforzo di campionamento si può ritenere adeguato con un numero minore di 1000 giorni/camera, fino ad arrivare ad alcuni casi nei quali sono sufficienti addirittura meno di 100 giorni/camera (Fig. 16)(Rowcliffe *et al.* 2008).

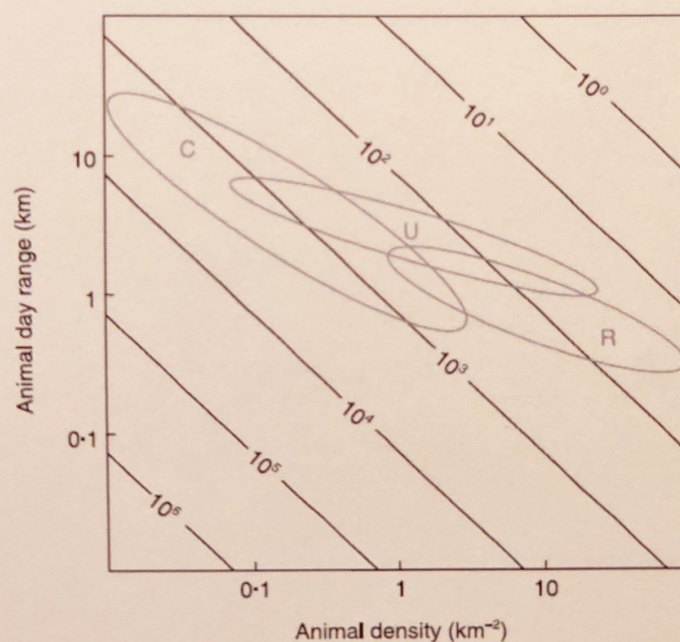


Fig. 16- Sforzo di cattura previsto (giorni di lavoro nei contorni) necessari per ottenere 10 fotografie a densità variabile, stimando l'incontro di un individuo singolo. (C) per i carnivori, (U) per gli ungulati e (R) per i roditori (Rowcliffe *et al.* 2008).

Data l'importanza degli spostamenti giornalieri della specie *target* per il calcolo finale della densità, è utile avere dati il più precisi possibili su questi valori; per ottenere il risultato è vantaggioso utilizzare dati presi da studi locali all'area di studio (Soofi *et al.*

2017), mentre in assenza di informazioni, si può considerare una specie nota e vicina a quella da noi studiata, e arrivare al risultato finale con una stima empirica basata su rapporti allometrici tra spostamento giornaliero e massa corporea (Rovero e Marshall 2009).

In alternativa, è stato sperimentato un metodo in grado di ottenere parametri sul movimento degli animali analizzando filmati registrati direttamente dalle fototrappole (Rowcliffe *et al.* 2012).

Oltre al movimento degli animali, una determinante per calcolare il tasso di cattura, cioè il tasso di contatti tra la fotocamera e gli individui, è la stima della zona ispezionata dalla fotocamera (*detection zone*) (Fig. 17).

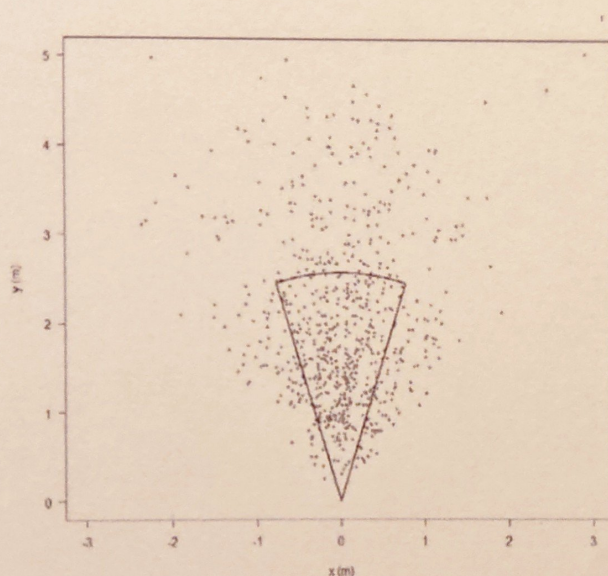


Fig. 17- Nell'immagine, i puntini grigi rappresentano gli animali, mentre la linea nera la detection zone della fototrappola, che si trova all'origine. Fonte: (Rowcliffe *et al.* 2014).

Per ottenere il valore della *detection zone*, originariamente Rowcliffe *et al.* (2008) hanno effettuato una serie di prove in cui la macchina fotografica è stata accostata da una persona a diverse velocità e da diverse direzioni, registrando in che punto il sensore veniva attivato; il metodo è tuttavia laborioso e poco preciso. Come alternativa, altri autori che hanno usato nei loro studi il metodo REM, hanno elaborato sistemi più pratici ed efficaci, come quello di fissare dei paletti, in funzione di marcatori visivi, a differenti distanze dall'obiettivo, per poi calcolare la distanza del soggetto fotografato analizzando l'immagine (Fig. 18) (Hofmeester *et al.* 2017), oppure creando una griglia virtuale da inserire nel campo visivo

della fotocamera, dalla quale si può in seguito facilmente ricavare la distanza degli individui fotografati (Fig. 19) (Caravaggi *et al.* 2016).

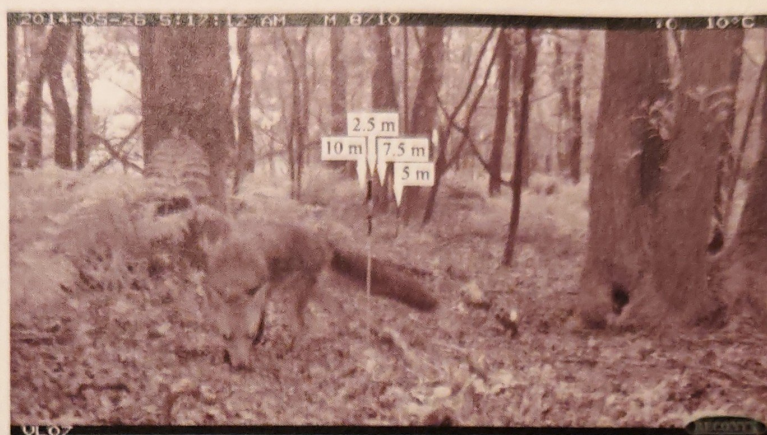


Fig. 18- Sistema per valutare la zona di rilevamento tramite affissione di paletti nel terreno. Fonte: (Hofmeester *et al.* 2017).

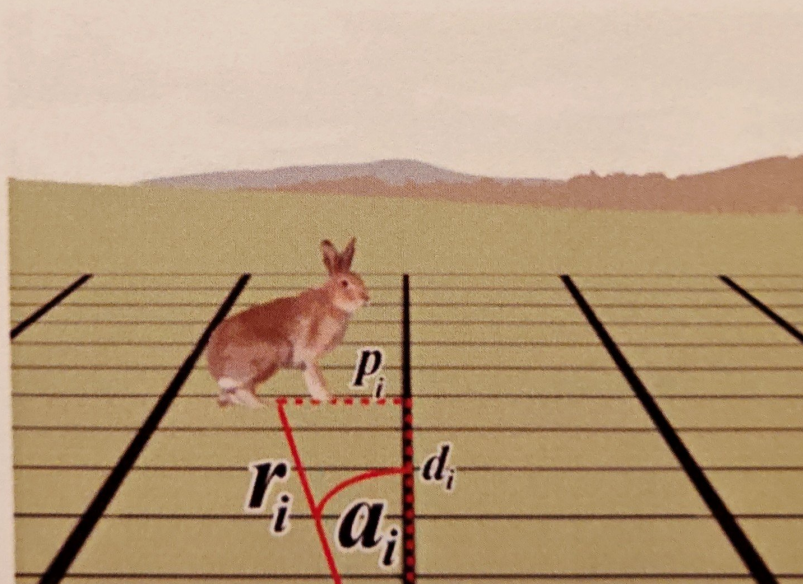


Fig. 19- Sistema per valutare la zona di rilevamento tramite griglia virtuale. Fonte: (Caravaggi *et al.* 2016).

Esiste una sostanziale variazione della sensibilità della fototrappole tra le specie e nel tempo, in particolare in termini di distanza effettiva di rilevamento (animali lenti e di grossa taglia sono infatti più rilevabili); la variazione della sensibilità tra specie sottolinea la necessità di stimare l'area di rilevamento per le specie *target* di ogni indagine (Rowcliffe *et al.* 2011).

Le problematiche evidenziate nell'analisi di questo metodo, se tenute sotto controllo e limitate applicando in modo meticoloso le regole poste e rispettando le assunzioni base, rendono questo metodo valido per svariate specie animali e in differenti ambienti.

In seguito alla sua messa a punto, il metodo REM è stato utilizzato con successo per stimare la densità di alcune specie di antilopi di foresta in Tanzania (Rovero e Marshall 2009), per il capriolo in zone miste di bosco e coltivi (Romani *et al.* 2018), per il cervo rosso del Caspio (*Cervus elaphus maral*) in zone montuose di transizione tra steppa e foresta decidua (Soofi *et al.* 2017).

Random encounter and staying time (REST) model

Questo modello, sempre basato sulle probabilità di incontro tra la fotocamera e gli animali, consiste in un'estensione del modello REM appena descritto, ed è stato sviluppato per cercare di ovviare ad alcuni dei problemi che esso evidenziava. Il modello REST descrive la relazione tra il tempo di permanenza davanti all'obiettivo, il tasso di cattura e la densità, che è stimabile usando un approccio bayesiano (Nakashima *et al.* 2018) per fornire stime di densità imparziali.

Per applicare il metodo è necessario disporre un modello di fototrappola con una velocità di scatto rapido e un sensore a infrarossi affidabile, per poter impostare adeguatamente i parametri dello strumento.

Oltre a quelle già descritte per il metodo precedente, il REST si basa anche su altre assunzioni:

1. le fototrappole devono essere distribuite casualmente nell'area di studio;
2. le telecamere devono rilevare con certezza gli animali che entrano nell'area visiva della fotocamera e per tutto il periodo di ricerca; non va quindi impostato nessun intervallo tra uno scatto fotografico e l'altro.
3. la densità degli animali non deve variare durante il periodo della ricerca (popolazione chiusa);
4. il movimento degli animali e il loro comportamento non devono essere influenzati dalle fototrappole;
5. le osservazioni sono eventi indipendenti.

6. la distribuzione osservata del tempo di permanenza nell'area focale deve rappresentare una buona misura per la distribuzione reale degli animali.
7. il tempo di permanenza osservato deve seguire una distribuzione parametrica.

Riguardo al quarto punto, l'utilizzo di dispositivi senza flash visibile (*no-glow*) può essere una soluzione appropriata (Trollet *et al.* 2014) mentre al contrario, dispositivi con *flash led* o *xenon*, condizionerebbero il campionamento spaventando gli animali (Meek *et al.* 2014; Meek e Pittet 2012), a discapito del risultato finale.

La sesta assunzione potrebbe essere violata se gli animali hanno lunghi periodi di inattività, e di conseguenza sono scarsamente rilevabili; per ovviare al problema, bisogna sapere quanto tempo l'animale passa inattivo, e correggere i risultati moltiplicandolo per la media del tempo che invece trascorre da attivo (Nakashima *et al.* 2018).

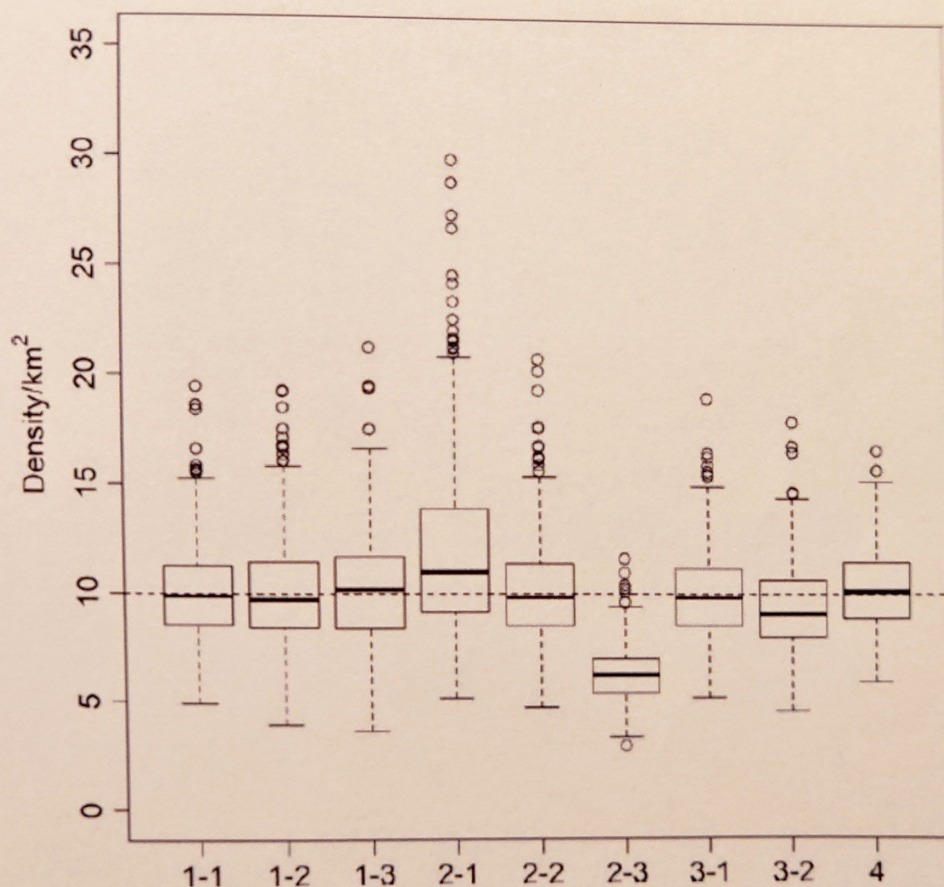


Fig. 20- Il Boxplot mostra delle simulazioni di spostamento casuali utilizzato per confermare l'affidabilità del modello REST. La densità degli animali è stato stabilita a 10 km^{-2} (linea tratteggiata orizzontale). Fonte: (Nakashima *et al.* 2018).

Se le assunzioni sono soddisfatte, il modello riflette stime di densità senza distorsioni, anche con differenze individuali nella velocità di movimento degli animali, per animali che si muovono in coppia e con uno sforzo di campionamento relativamente basso, ma con l'aumentare di esso migliora anche la precisione dei risultati (Fig. 20) (Nakashima *et al.* 2018).

Quindi il *random encounter and staying time model* fornisce una migliore efficienza e maggiore applicabilità rispetto al REM, per la stima della densità senza bisogno di riconoscimento individuale.

Modello *Space to event* (STE) e *Instantaneous sampling* (IS)

Partendo sempre dal concetto di incontri tra la fototrappola e gli animali, si tratta di due modelli che non sono sensibili alla velocità di movimento (Fig. 21); in particolare l'*Instantaneous Sampling* si basa su uno stimatore che applica conteggi ad area fissa alle telecamere (Moeller *et al.* 2018). I due modelli utilizzano fotografie *time-lapse* (scattate ad orari stabiliti indipendentemente dalla presenza di animali nei pressi della fotocamera) per eliminare la variabilità della probabilità di rilevamento che viene mostrato dalle fotografie scattate con sensore di movimento (PIR). Per stimare la quantità di spazio tra gli animali, si prendono le osservazioni di zone casuali nel territorio e in un determinato istante nel tempo.

Le assunzioni del modello sono sempre che gli incontri siano casuali, la popolazione sia chiusa e che la probabilità di rilevare un animale sia uguale a 1.

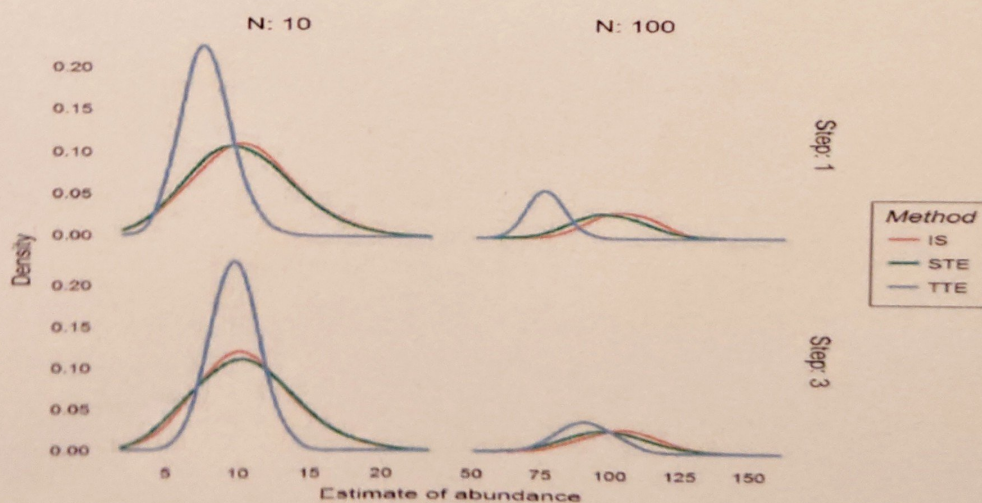


Fig. 21- Simulazione dell'effetto degli spostamenti: modificando la lunghezza dei passi, il modello STE e il modello IS non risultano essere influenzati da questo parametro, rimanendo costanti. Fonte: (Moeller *et al.* 2018).

Le fotografie *time-lapse* forniscono un quadro completo delle presenze animali, quindi non è necessario modellare la rilevazione derivante dalle impostazioni delle apparecchiature, dalle condizioni ambientali, dalla taglia dell'animale; tuttavia, l'applicazione del metodo non si presta allo studio di specie molto rare, siccome risulterebbe difficile ottenere un sufficiente numero di dati.

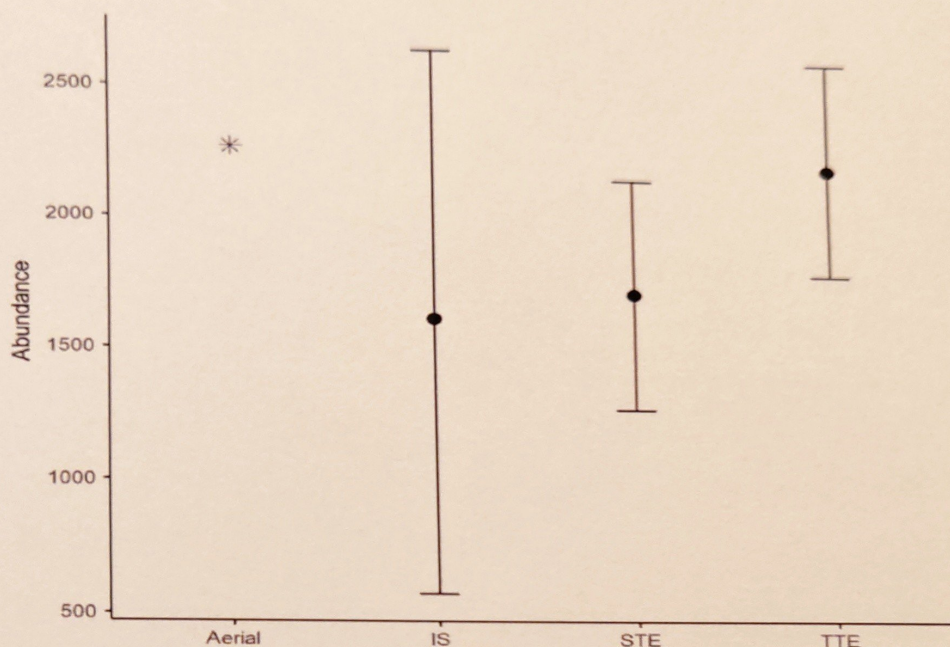


Fig. 22- I risultati delle stime con i due metodi sono in linea con conteggi effettuati tramite conte aeree in anni presedenti allo studio. Fonte: (Moeller *et al.* 2018).

I due metodi sono efficaci anche in presenza di animali raggruppati, nonostante la conta di essi nelle fotografie scattate possa essere resa difficoltosa dalla qualità degli scatti, dalle condizioni meteo o dal comportamento degli animali (Moeller *et al.* 2018), e nonostante queste problematiche, hanno fornito risultati concordanti con quelli ricavati in precedenti censimenti (Fig. 22).

Un problema derivato dalle fotografie scattate in *time-lapse* risulta essere quello di avere un elevato numero di immagini che non mostrano animali, e questo fa sì che molto del tempo dedicato alla manipolazione dei dati sia sprecato nello scartare gli scatti inservibili; con l'utilizzo di un software chiamato *AnimalFinder*, in grado di riconoscere automaticamente nei fotogrammi la presenza di un animale, e quindi di selezionare tra tutte le fotografie raccolte durante il campionamento solamente quelle utili al risultato finale, eliminando quelle vuote e di conseguenza non utilizzabili, è possibile risparmiare fino al

40% del tempo di lavoro mantenendo un'efficienza elevata (>90%)(Price Tack *et al.* 2016).

N-mixture models

Questo modello non necessita di avere animali marcati, e inoltre ha il vantaggio di non dover ricorrere ad un'identificazione individuale degli animali, diminuendo la mole di lavoro, il tempo di campionamento e rendendo il metodo applicabile anche su larga scala.

Il modello *N-mixture* sviluppato da Royle (2004) è un modello gerarchico che stima, nello spazio e nel tempo, due parametri: la probabilità di rilevazione (p) e la media dell'abbondanza (λ), incorporando la probabilità di rilevamento nel modello di stima dell'abbondanza utilizzando un modello a metà tra la distribuzione binomiale e quella di Poisson. Questo modello presuppone che la popolazione sia demograficamente chiusa, gli individui non vengono contati più di una volta per ogni sito di trappolaggio e che tutti gli individui all'interno dell'unità di campionamento abbiano la stessa probabilità di essere rilevati (Royle 2004).

Il modello è stato utilizzato da Keever *et al.* (2017) per valutare la sua efficacia se applicato allo studio della densità dei cervi coda bianca (*Odocoileus virginianus*), avendo la possibilità, lavorando su una popolazione chiusa e con un numero noto di animali marcati, di verificare alcuni parametri come l'accuratezza della stima e quanto lo sforzo di campionamento abbia effetto su quest'ultima.

L'indagine è stata condotta utilizzando su siti in precedenza foraggiati, una fototrappola ogni 44 ettari per un periodo di sette giorni. Durante lo studio è stato inoltre analizzato se esistano differenze di accuratezza in base ai differenti momenti della giornata. Dai risultati si evince che, considerando solamente i dati ricavati da scatti registrati durante la notte (considerato come periodo di 16 ore compreso tra due ore prima del tramonto e due ore dopo l'alba), per il modello cinque giorni di campionamento sono sufficienti per una stima accurata (Keever *et al.* 2017), mentre un numero minore di giorni produrrebbe un'errata sovrastima del numero di animali (Fig. 23). Bisogna tuttavia considerare che per ricavare un adeguato numero di dati su una popolazione di ungulati a vita libera, il campionamento dovrà essere svolto in un periodo di tempo più ampio, soprattutto se gli animali non sono foraggiati, e per ottenere un numero adeguato di contatti, può essere efficace disporre le trappole fotografiche ad una densità che sia di circa una volta e mezza l'*home range* medio della specie (Keever *et al.* 2017).

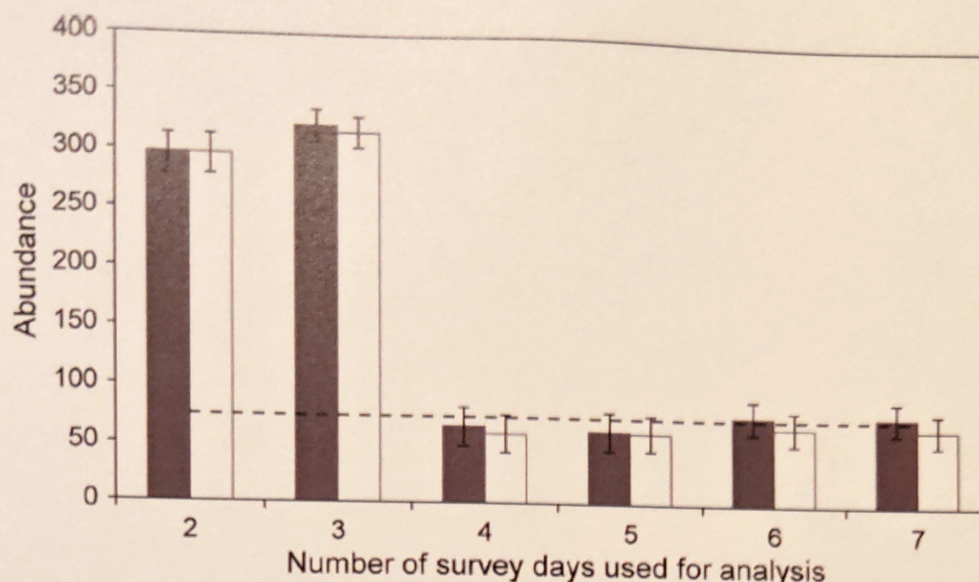


Fig. 23- Grafico dell'accuratezza della stima di abbondanza verificato con i tassi di cattura di un numero noto di animali marcati. In grigio i dati registrati durante la notte, in bianco quelli presi nell'arco di 24 ore. Fonte: (Keever *et al.* 2017).

Il Modello *N-mixture* risulta essere quindi adatto a fornire un accurata stima dell'abbondanza per il cervo coda bianca, avendo però come inconveniente il necessitare di un'attenta valutazione della densità delle fototrappole, visto che un'elevata densità di queste può portare a rilevare individui in più di un sito, violando di conseguenza una delle ipotesi del modello.

2.3.2 METODI DIRETTI

Jacobson *et al.* (1997)

Jacobson *et al.* (1997) già alla fine del secolo scorso elaborarono un metodo con il quale, tramite l'utilizzo delle immagini scattate dalle fototrappole, riuscivano a stimare il numero di cervi coda bianca presenti nell'area di studio; in dettaglio, il metodo utilizza i dati della trappola fotografica per contare un numero minimo di maschi adulti identificabili in modo univoco tramite le caratteristiche dei palchi, e a stimare il rapporto tra sesso e classe di età. L'abbondanza di tutti gli individui, suddivisi in maschi, femmine e piccoli viene poi calcolata per estrapolazione. Un accurato e preciso riconoscimento dell'età e delle dimensioni del palco, in particolar modo dei maschi al di sopra del primo anno di vita, è possibile ed efficace, soprattutto combinando software, fotografie digitali e tecniche quantitative, ma uno dei problemi intrinseci di queste applicazioni è la necessità di aver

foto precise e dettagliate, in quanto scatti con angolazioni anomale o di bassa qualità andrebbero ad inficiare la loro analisi (Flinn *et al.* 2015).

Durante lo sviluppo del metodo, Jacobson *et al.* (1997), testarono l'efficacia derivante dall'utilizzo delle fototrappole a differenti densità nell'area di studio, partendo da una densità elevata (un dispositivo ogni 65 ettari), per poi eliminare sistematicamente dai risultati i dati da alcune postazioni per arrivare alla densità di una fototrappola ogni 259 ettari; in questo modo riuscirono a confrontare la differenza di adeguatezza tra i vari assetti di posizionamento. I risultati suggerirono che con la densità più alta la stima della popolazione era più simile a quella reale.

Per non violare l'ipotesi di stare lavorando con una popolazione chiusa, le sessioni di studio sono state concentrate in 14 giorni; in alternativa, per periodi di studio più lunghi, è possibile dividere in sessioni temporali e indipendenti il campionamento, per aumentare la possibilità che la popolazione resti chiusa (Soria-Díaz *et al.* 2014).

La validità del metodo, applicando gli stessi parametri, è stata confermata anche su altre specie quale il cervo sika (*Cervus nippon*) (Dougherty e Bowman 2012).

Per l'applicazione di questo metodo, è stata utilizzata della granella di mais come attrattivo in prossimità delle fototrappole; infatti, in assenza di foraggio stagionale come ad esempio le ghiande, questo cereale risulta essere il miglior attrattivo naturale per i cervi coda bianca (Koerth e Kroll 2000). La scelta di foraggiare è stata dettata dal fatto che in questo modo gli animali stazionano per maggior tempo davanti all'obiettivo e questo facilita l'acquisizione di più immagini dello stesso individuo (Wellington *et al.* 2014), facilitandone il riconoscimento.

Tuttavia, l'utilizzo di esche non è sempre la soluzione più corretta, in quanto non mostra il reale rapporto tra le classi d'età degli animali individuati; è stato infatti osservato che l'utilizzo delle fotocamere posizionate sulle stazioni di foraggiamento non fornisce mai una struttura di popolazione simile a quella mostrata da fotocamere disposte in modo casuale (Mccoy *et al.* 2011; Roberts *et al.* 2006), e la presenza di foraggio può attrarre altre specie di selvatici o di animali domestici che influenzano negativamente la presenza della specie *target* nell'area (Koerth *et al.* 1997, Gaudiano *et al.* 2014).

Oltre alle criticità appena messe in luce, un altro problema del metodo è che questo stima l'abbondanza relativa delle differenti classi di sesso ed età dei cervi utilizzando eventi fotografici grezzi (RPO- *raw photographic occurrences*), dando per scontato che ogni classe abbia le stesse probabilità di essere fotografato delle altre; il mancato rispetto di questa

assunzione favorirebbe nel calcolo finale il numero degli animali con più eventi fotografici registrati.

Per ovviare al problema, Weckel *et al.* (2011) propongono di utilizzare un programma statistico PNE (*mark-resight Poisson log normal estimator*), per generare conteggi fotografici standardizzati (SPO-*standardized photographic occurrences*) in funzione del successo di cattura (TS- *trap success*). Questo stimatore utilizza i singoli eventi di cattura di animali marcati e li rapporta al numero di fotografie di animali non marcati per stimare l'abbondanza totale. Uniformando le fotografie in funzione del TS si possono generare stime di parametri più accurate, andando a correggere le differenze tra le osservazioni delle differenti classi di sesso ed età (Weckel *et al.* 2011).

Mark-resight methods

Alcuni studi hanno analizzato i dati ricavati con l'uso delle fototrappole applicando il metodo della cattura e ricattura, che è un metodo comunemente usato in ecologia per stimare le dimensioni di una popolazione animale. Una parte della popolazione viene catturata, marcata e in seguito rilasciata. Successivamente, un'altra porzione viene catturata e il numero di individui marcati all'interno del campione viene contato. Poiché il numero di individui marcati all'interno del secondo campione dovrebbe essere proporzionale al numero di individui marcati nell'intera popolazione, si può ottenere una stima della dimensione totale della popolazione dividendo il numero di individui marcati per la proporzione di individui marcati nel secondo campione.

Come evidenziato dal nome del metodo, è necessario avere una parte della popolazione individualmente riconoscibile, e questo presuppone che laddove nell'area di studio non siano presenti animali marcati in precedenza, sarà necessario procedere alla cattura di un determinato numero di individui. In alternativa, per poter applicare il metodo senza ricorrere ad una reale cattura fisica degli animali, con tutti i problemi derivati da queste operazioni, è possibile ricorrere ad una marcatura tramite riconoscimento degli individui dalle immagini scattate dalle fotocamere, seguendo il metodo di Jacobson *et al.* (1997): si divide il periodo del campionamento in due sessioni di uguale durata, la prima per marcare gli animali, e la seconda per il loro riconoscimento in funzione di ricattura (Watts *et al.* 2008).

Uno metodo comunemente usato in ecologia è l'indice Lincoln-Petersen (Fig. 24), che ha mostrato la sua efficacia anche per la stima della densità delle popolazioni di cervo delle Florida Key (*Odocoileus virginianus clavium*) (Roberts *et al.* 2006).

$$\hat{N} = \frac{Kn}{k}$$

Fig. 24- Formula dell'indice Lincoln-Petersen: N= numero di animali nella popolazione; n= numero di animali marcati; K= numero di animali catturati nel campionamento; k= numero di animali ricatturati tra quelli marcati.

Anche questo indice ha come assunzioni che la popolazione sia chiusa e che, nella fase di ricattura, tutti gli animali della popolazione abbiano la stessa probabilità di essere individuati. Ciò implica che, nel secondo campione, la proporzione di individui marcati che vengono catturati (k/K) dovrebbe essere uguale alla proporzione della popolazione totale che è marcata (n/N).

Per analizzare i dati ottenuti da studi con animali marcati, alcuni programmi statistici come NOREMARK (White 1996) vengono in aiuto dei ricercatori, essendo in grado di ovviare all'incapacità di identificare tutti gli animali marcati e andando ad includere nella stima di popolazione anche i cervi marcati ma non adeguatamente identificabili (Curtis *et al.* 2009).

Per ottenere solidi risultati, è necessario usare una densità di fototrappole relativamente elevata, cosa che tra l'altro aumenta l'accuratezza della stima e fa sì che vengano ridotti i tempi necessari a raccogliere un adeguato numero di dati, a tutto vantaggio costo finale dello studio (Curtis *et al.* 2009).

2.4 DISCUSSIONE

Come si evince dai risultati analizzati nel capitolo appena concluso, l'utilizzo delle fototrappole si dimostra uno strumento efficace per studiare le dinamiche di popolazione di animali che vivono in ambienti forestali, dove metodi classici (come ad esempio l'osservazione diretta da punto fisso) sono difficilmente applicabili (Trolliet *et al.* 2014, Soofi *et al.* 2017). Quindi risulta efficace sia per il cervo, il quale predilige un habitat dove la componente boschiva sia ben rappresentata e ricca di sottobosco, sia per il capriolo, che come componente chiave nel suo ampio *range* di *habitat* necessita sempre di una abbondante copertura forestale; ovviamente anche il daino (*Dama dama*), per le peculiarità del territorio in cui vive, rientra tra le specie *target* per gli studi con questo strumento.

Nonostante gli studi portati a termine usando fototrappole su questi tre cervidi presenti sul territorio italiano siano pochi, la somiglianza tra gli habitat e le caratteristiche comportamentali delle nostre specie rispetto a quelle per le quali i differenti modelli sono risultati efficaci e affidabili, lasciano pensare di poter ottenere validi risultati anche nel nostro paese.

L'utilizzo dei metodi che necessitano di animali marcati, nonostante offra risultati precisi ed affidabili, risulta essere di difficile applicazione in un ambito gestionale, a causa del notevole lavoro da svolgere per marcare più animali e dei relativi costi, che risulterebbero proibitivi; tuttavia potrebbero essere validi se utilizzati ai fini di ricerca e in ambienti confinati, dove la mole di lavoro sarebbe sicuramente un problema minore.

In alternativa si potrebbe utilizzare il *Random Encounter Model*, che risulta essere valido, così come gli altri metodi da questo derivati (REST, STE e IS) che presentano il vantaggio di non essere condizionati dagli spostamenti degli animali.

Il metodo descritto da Jacobson *et al.* (1997) risulta limitato nel suo utilizzo dalla necessità di essere applicato nel periodo nel quale gli animali presentano i palchi che non superano i sei/otto mesi a seconda della specie.

Una criticità per l'affidabilità del tasso di cattura ottenuto tramite l'acquisizione di immagini dalle trappole fotografiche risulta essere l'entità dello spostamento degli animali, sia nel breve che nel lungo periodo. Per questa ragione il cervo potrebbe risultare specie ostica, a causa del suo ampio *home-range* e al suo notevole movimento all'interno di esso; il capriolo invece, visto il suo *home-range* ridotto (4-5 km²), è sicuramente meno soggetto a violare le assunzioni di chiusura della popolazione (Parsons *et al.* 2017). Tuttavia, è possibile concentrare la durata dello studio in un periodo dell'anno nella quale gli animali

sono meno soggetti a spostamenti, come in inverno o a ridosso della stagione degli amori. In questi periodi però i cervi potrebbero raggiungere elevate densità, e questo risulterebbe uno svantaggio, a causa della difficoltà nel trovare un'adeguata densità di fototrappole senza rischiare di violare l'assunzione di indipendenza degli eventi fotografici. Per ovviare al problema, è possibile utilizzare un modello di *general Index* (Bengsen *et al.* 2011), che è stato impiegato per lo studio delle popolazioni di cinghiale e si è dimostrato insensibile alla densità e alla presenza di animali fotografati in gruppo.

Nell'ambito della gestione venatoria dei cervidi l'utilizzo delle fototrappole per la stima della densità potrebbe rivelarsi una scelta obbligata per il futuro, in quanto nel corso degli anni, il numero di cacciatori è sempre in diminuzione, ed essi, nella realtà gestionale, rappresentano la componente principale per poter svolgere i censimenti faunistici classici, i quali necessitano di una quantità di operatori che probabilmente verrà a mancare. Per contro le trappole fotografiche sono utilizzabili da un numero ridotto di personale, sono facili da gestire, diminuiscono le ore di lavoro su campo e, nonostante una spesa iniziale a volte elevata, il loro utilizzo si rivela comunque economico nel lungo periodo.

Uno dei problemi riscontrati da vari autori è la difficoltà di manipolare l'enorme mole di dati che vengono registrati durante gli studi; per semplificare il lavoro, sono stati sviluppati alcuni approcci analitici e banche dati specifici per la gestione delle foto (Sundaresan *et al.* 2011, Barrueto *et al.* 2013, Sanderson e Harris 2013) e per l'analisi, in parte o del tutto automatica, delle fotografie scattate, eliminando le foto senza soggetti e i falsi positivi (Yu *et al.* 2013, Yousif *et al.* 2019).

Tuttavia, le Linee guida per la gestione degli ungulati della Regione Piemonte non contemplano fra i metodi utilizzabili per le stime di consistenza l'uso della fototrappola. pertanto, l'utilizzo di questo strumento, seppur valido, per il momento si deve limitare al ruolo di complemento per altre metodiche (censimenti diretti passivi).

In ogni caso, nonostante le criticità appena riportate, l'uso della trappola fotografica merita ulteriori approfondimenti sperimentali per arrivare ad utilizzarla nella quotidiana gestione dei cervi in Italia.

3. BIBLIOGRAFIA

- Anile, S., Ragni, B., Randi, E., Mattucci, F., and Rovero, F. (2014). Wildcat population density on the Etna volcano, Italy: a comparison of density estimation methods: Methods for wildcat population density estimation. *Journal of Zoology* 293, 252–261. doi:10.1111/jzo.12141
- Barrueto, M., Clevenger, A. P., Dorsey, B., and Ford, A. T. (2013). A better solution for photo-classification, automatic storage and data input of camera data from wildlife crossing structures (pp. 1–11). In: the International Conference on Ecology and Transportation (ICOET 2013), Scottsdale, Arizona, USA: ICOET. https://www.icoet.net/ICOET_2013/documents/papers/ICOET_2013_Paper402B_Barrueto_et_al.pdf
- Bengsen, A. J., Leung, L. K.-P., Lapidge, S. J., and Gordon, I. J. (2011). Using a general index approach to analyze camera-trap abundance indices. *The Journal of Wildlife Management* 75, 1222–1227. doi:10.1002/jwmg.132
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., Bayne, E., and Boutin, S. (2015). REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes Ed P. Stephens. *Journal of Applied Ecology* 52, 675–685. doi:10.1111/1365-2664.12432
- Caravaggi, A., Zaccaroni, M., Riga, F., Schai-Braun, S. C., Dick, J. T. A., Montgomery, W. I., and Reid, N. (2016). An invasive-native mammalian species replacement process captured by camera trap survey random encounter models Eds R. Williams and A. Chauvenet. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 2, 45–58. doi:10.1002/rse2.11
- Chauvenet, A. L. M., Gill, R. M. A., Smith, G. C., Ward, A. I., and Massei, G. (2017). Quantifying the bias in density estimated from distance sampling and camera trapping of unmarked individuals. *Ecological Modelling* 350, 79–86. doi:10.1016/j.ecolmodel.2017.02.007
- Ciuffardi, L. (2017). Osservazioni sull'autoecologia della lepre (*Lepus europaeus pallas*, 1778) nell'ambito della comunità di mammiferi presente in una zona protetta dell'Appennino ligure (Italia NW). In Estratto dagli Annali del Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria" Vol. 110.
- Curtis, P. D., Boldgiv, B., Mattison, P. M. and Boulanger J. R. (2009). Estimating deer abundance in suburban areas with infrared-triggered cameras. *Human–Wildlife Conflicts* 3(1), 116–128.
- Cutler, and Swann (1999). Using Remote Photography in Wildlife Ecology: A Review. *Wildlife Society Bulletin*, Vol. 27, No. 3, 571–581.
- Dougherty, S. Q., and Bowman, J. L. (2012). Estimating sika deer abundance using camera surveys. *Population Ecology* 54, 357–365. doi:10.1007/s10144-012-0311-z
- Fabrizio, M., Monaco, A. and Nonni, F. (2012) Stima numerica della popolazione maschile di *Cervus elaphus* mediante identificazione individuale da fototrappolaggio. In: Fabrizio M., (eds). Atti del Convegno "Il foto-video trappolaggio in Italia: primi risultati di una nuova tecnica di ricerca scientifica per la fauna selvatica". 9 luglio 2011 - Pettorano sul Gizio (AQ). I quaderni del Centro Studi per le Reti Ecologiche. Volume 4, 30–33.
- Flinn, J. J., Demaris, S., Strickland, B. K., Gee, K. L., Webb, S. L., Jones, P. D. and Jacobson, H. A. (2015). Estimating Age and Antler Traits of Photographed Male White-tailed Deer. *Journal of the Southeastern Association of Fish and Wildlife* 2, 135–143.
- Foster, R. J., and Harmsen, B. J. (2012). A critique of density estimation from camera-trap data. *The Journal of Wildlife Management* 76, 224–236. doi:10.1002/jwmg.275
- Gaudiano, L., Sorino, R., Anile, S. and Corriero, G. (2014). Stima di densità di capriolo italico *Capreolus capreolus italicus* e interazione con i bovini nel Parco Nazionale del Gargano. In: IX Congresso Italiano di Teriologia, 7–10 Maggio 2014, Civitella Alfedena (AQ). doi:10.13140/2.1.4470.2082.
- Grelli, D., Vercillo, F., Convito, L. and Ragni, B. (2012). Fototrappolamento, genetica non invasiva e trappolamento meccanico: metodiche a confronto per il monitoraggio di *Martes martes*. In: Fabrizio M., (eds). Atti del Convegno "Il foto-video trappolaggio in Italia: primi risultati di una nuova tecnica di ricerca scientifica per la fauna selvatica". 9 luglio 2011 - Pettorano sul Gizio (AQ). I quaderni del Centro Studi per le Reti Ecologiche. Volume 4, 30–33.

- Hofmeester, T. R., Rowcliffe, J. M., and Jansen, P. A. (2017). A simple method for estimating the effective detection distance of camera traps. Eds R. Williams and N. Kelly. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3, 81–89. doi:10.1002/rse2.25
- Jacobson, H. A., Kroll, J. C., Browning, R. W., Koerth, B. H. and Conway, M. H. (1997). Infrared-Triggered Cameras for Censusing White-Tailed Deer. *Wildlife Society Bulletin* 25, 547–556.
- Karanth, K. U. (1995). Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71, 333–338. doi:10.1016/0006-3207(94)00057-W
- Keever, A. C., McGowan, C. P., Ditchkoff, S. S., Acker, P. K., Grand, J. B., and Newbolt, C. H. (2017). Efficacy of N-mixture models for surveying and monitoring white-tailed deer populations. *Mammal Research* 62, 413–422. doi:10.1007/s13364-017-0319-z
- Koerth, B. H., McKown, C. D., and Kroll, J. C. (1997). Infrared-Triggered Camera versus Helicopter Counts of White-Tailed Deer. *Wildlife Society Bulletin* 25, 557–562.
- Koerth, and kroll (2000). Bait Type and Timing for Deer Counts Using Cameras Triggered by Infrared Monitors. *Wildlife Society Bulletin* 28, 630–635.
- Kucera, T. E., and Barrett, R. H. (2011). A History of Camera Trapping. In: *Camera Traps in Animal Ecology*. Eds A. F. O'Connell, J. D. Nichols, and K. U. Karanth, 9–26. doi:10.1007/978-4-431-99495-4_2
- Massei, G., Coats, J., Lambert, M. S., Pietravallo, S., Gill, R., and Cowan, D. (2018). Camera traps and activity signs to estimate wild boar density and derive abundance indices: Camera traps to estimate wild boar density. *Pest Management Science* 74, 853–860. doi:10.1002/ps.4763
- McCallum, J. (2013). Changing use of camera traps in mammalian field research: habitats, taxa and study types: Camera trap use and development in field ecology. *Mammal Review* 43, 196–206. doi:10.1111/j.1365-2907.2012.00216.x
- Mccooy, J. C., Ditchkoff, S. S., and Steury, T. D. (2011). Bias associated with baited camera sites for assessing population characteristics of deer. *The Journal of Wildlife Management* 75, 472–477. doi:10.1002/jwmg.54
- Meek, P. D., Ballard, G., Claridge, A., Kays, R., Moseby, K., O'Brien, T., O'Connell, A., Sanderson, J., Swann, D. E., Tobler, M., and Townsend, S. (2014). Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity and Conservation* 23, 2321–2343. doi:10.1007/s10531-014-0712-8
- Meek, P. D., and Pittet, A. (2012). User-based design specifications for the ultimate camera trap for wildlife research. *Wildlife Research* 39, 649–660. doi:10.1071/WR12138
- Moeller, A. K., Lukacs, P. M., and Horne, J. S. (2018). Three novel methods to estimate abundance of unmarked animals using remote cameras. *Ecosphere* 9(8), e02331. doi:10.1002/ecs2.2331
- Nakashima, Y., Fukasawa, K., and Samejima, H. (2018). Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera traps. *Journal of Applied Ecology* 55, 735–744. doi:10.1111/1365-2664.13059
- O'Connor, K. M., Nathan, L. R., Liberati, M. R., Tingley, M. W., Vokoun, J. C., and Rittenhouse, T. A. G. (2017). Camera trap arrays improve detection probability of wildlife: Investigating study design considerations using an empirical dataset. *PLOS ONE* 12, e0175684. doi:10.1371/journal.pone.0175684
- Parsons, A. W., Forrester, T., McShea, W. J., Baker-Whitton, M. C., Millspaugh, J. J., and Kays, R. (2017). Do occupancy or detection rates from camera traps reflect deer density?. *Journal of Mammalogy* 98, 1547–1557. doi:10.1093/jmammal/gyx128
- Pease, B. S., Nielsen, C. K., and Holzmüller, E. J. (2016). Single-Camera Trap Survey Designs Miss Detections: Impacts on Estimates of Occupancy and Community Metrics. *PLOS ONE* 11, e0166689. doi:10.1371/journal.pone.0166689
- Petrizzelli, L., Antonucci, A., Angelucci, S., Carafa M. (2012) Il lupo nel Parco Nazionale della Majella: dati preliminari sull'utilizzo del fotovideotrappolaggio nello studio della struttura e dinamica di branco. In: Fabrizio M., (eds). *Atti del Convegno "Il foto-video trappolaggio in Italia: primi risultati di una*

- Price Tack, J. L., West, B. S., McGowan, C. P., Ditchkoff, S. S., Reeves, S. J., Keever, A. C., and Grand, J. B. (2016). AnimalFinder: A semi-automated system for animal detection in time-lapse camera trap images. *Ecological Informatics* 36, 145–151. doi:10.1016/j.ecoinf.2016.11.003
- Roberts, C. W., Pierce, B. L., Braden, A. W., Lopez, R. R., Silvy, N. J., Frank, P. A., and Ransom, Jr., D. (2006). Comparison of Camera and Road Survey Estimates for White-Tailed Deer. *Journal of Wildlife Management* 70, 263–267. doi:10.2193/0022-541X(2006)70[263:COCARS]2.0.CO;2
- Romani, T., Giannone, C., Mori, E., and Filacorda, S. (2018). Use of track counts and camera traps to estimate the abundance of roe deer in North-Eastern Italy: are they effective methods?. *Mammal Research* 63, 477–484. doi:10.1007/s13364-018-0386-9
- Rovero, F., and Marshall, A. R. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46, 1011–1017. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x
- Rovero, F., Zimmermann, F., Bersi, D., and Meek, P. (2013). 'Which camera trap type and how many do I need?' A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 24(2), 148–156.
- Rowcliffe, J., Carbone, C., Jansen, P. A., Kays, R., and Kranstauber, B. (2011). Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach: Quantifying camera trap sensitivity. *Methods in Ecology and Evolution* 2, 464–476. doi:10.1111/j.2041-210X.2011.00094.x
- Rowcliffe, J., Carbone, C., Kays, R., Kranstauber, B., and Jansen, P. A. (2012). Bias in estimating animal travel distance: the effect of sampling frequency: Estimating animal travel distance. *Methods in Ecology and Evolution* 3, 653–662. doi:10.1111/j.2041-210X.2012.00197.x
- Rowcliffe, J. M., Carbone, C., Kays, R., Kranstauber, B., and Jansen, P. A. (2014). Density estimation using camera trap surveys: the random encounter model. In: P. D. Meek, P. J. S. Fleming, A. G. Ballard, P. B. Banks, A. W. Claridge, J. G. Sanderson and D. E. Swann, editors. *Camera trapping: wildlife management and research*, 317–324. CSIRO Publishing, Melbourne, Australia.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., and Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45, 1228–1236. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x
- Royle, J. A. (2004). N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics* 60, 108–115. doi:10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x
- Sanderson, J., and Harris, G. (2013). Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. *Journal of Indonesian Natural History Vol 1 No 1*, 11-19.
- Scarselli, D., Vecchio, G., Gasperini, M., Oliviero, F., Riccetti, A., Petrini, R., Mencarelli, C., Giannini, F. and Riga F. (2016). Analisi dell'home range e della sopravvivenza di due gruppi di Lepre italiana (*Lepus corsicanus*) rilasciate in un progetto di reintroduzione all'Isola d'Elba. Convegno Internazionale "20 anni di Lepre italiana", Vallo della Lucania (SA). doi: 10.13140/rg.2.2.18520.70409.
- Soofi, M., Ghoddousi, A., Hamidi, A. Kh., Ghasemi, B., Egli, L., Voinopol-Sassu, A.-J., Kiabi, B. H., Balkenhol, N., Khorozyan, I., and Waltert, M. (2017). Precision and reliability of indirect population assessments for the Caspian red deer *Cervus elaphus maral*. *Wildlife Biology* 2017, wlb.00230. doi:10.2981/wlb.00230
- Sundaesan, S. R. et al. (2011). Management and Analysis of Camera Trap Data: Alternative Approaches (Response to Harris et al. 2010). *Bulletin of the Ecological Society of America* 92, 188–195.
- Swann, D. E., Hass, C. C., Dalton, D. C., and Wolf, S. A. (2004). Infrared-triggered cameras for detecting wildlife: an evaluation and review. *Wildlife Society Bulletin* 32, 357–365. doi:10.2193/0091-7648(2004)32[357:ICFDWA]2.0.CO;2
- Swann, D. E., and Perkins, N. (2014). Camera trapping for animal monitoring and management: a review of applications. In: P. D. Meek, P. J. S. Fleming, A. G. Ballard, P. B. Banks, A. W. Claridge, J. G. Sanderson and D. E. Swann, editors. *Camera trapping: wildlife management and research*, 3–11. CSIRO Publishing, Melbourne, Australia.

- Trolliet, F., Huynen, M.-C., Vermeulen, C., and Hambuckers, A. (2014). Use of camera traps for wildlife studies. A review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 18(3), 446-454.
- Watts, D. E., Parker, I. D., Lopez, R. R., Silvy, N. J., and Davis, D. S. (2008). Distribution and Abundance of Endangered Florida Key Deer on Outer Islands. *Journal of Wildlife Management* 72, 360-366. doi:10.2193/2007-166
- Weckel, M., Rockwell, R. F., and Secret, F. (2011). A modification of Jacobson et al. 's (1997) individual branch-antlered male method for censusing white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 35, 445-451. doi:10.1002/wsb.64
- Wellington, K., Bottom, C., Merrill, C., and Litvaitis, J. A. (2014). Identifying performance differences among trail cameras used to monitor forest mammals: Performance Differences Among Trail Cameras. *Wildlife Society Bulletin* 38, 634-638. doi:10.1002/wsb.425
- White, G. C. (1996). NOREMARK: Population Estimation from Mark-Resighting Surveys. *Wildlife Society Bulletin* 24, 50-52.
- Yousif, H., Yuan, J., Kays, R., and He, Z. (2019). Animal Scanner: Software for classifying humans, animals, and empty frames in camera trap images. *Ecology and Evolution* 9, 1578-1589. doi:10.1002/ece3.4747
- Yu, X., Wang, J., Kays, R., Jansen, P. A., Wang, T., and Huang, T. (2013). Automated identification of animal species in camera trap images. *EURASIP Journal on Image and Video Processing* 2013. doi:10.1186/1687-5281-2013:52

SITOGRAFIA

<https://cameratraps.co.za/> (19/06/2019).

<https://www.trailcampro.com/> (19/06/2019).