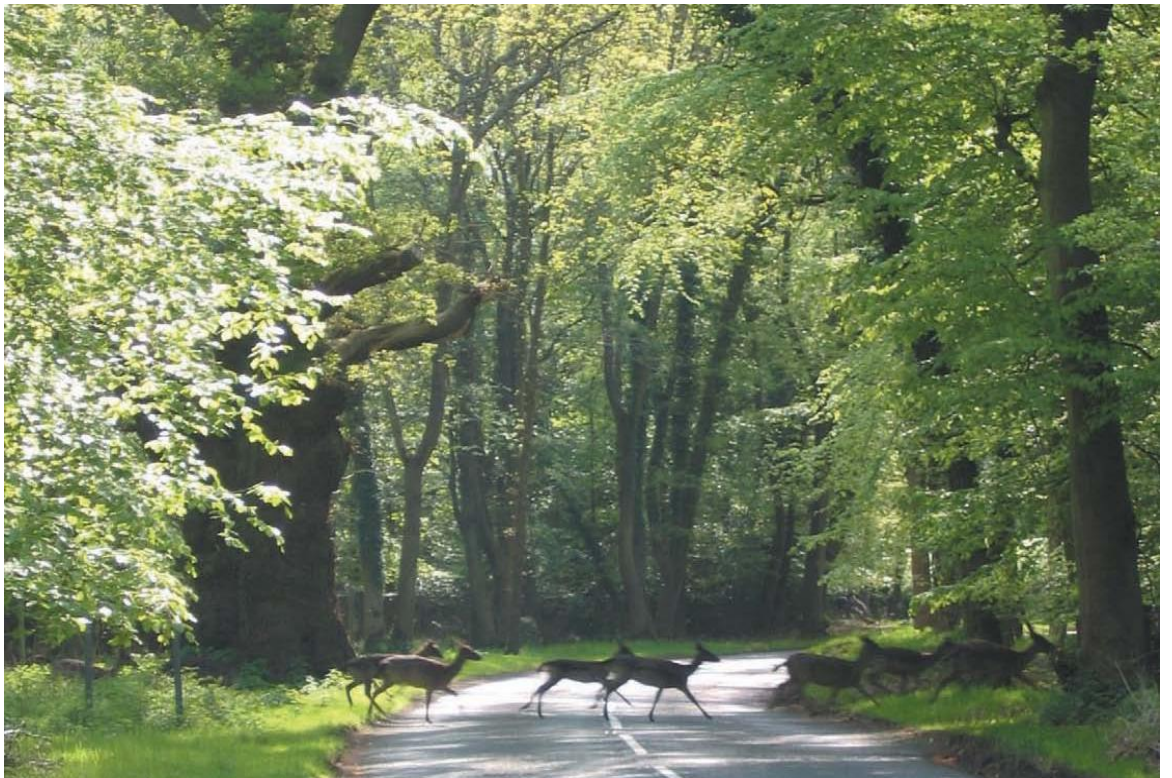


**UN APPROCCIO BIOECONOMICO ALLA
GESTIONE DEL CERVO NEL COMPRENSORIO
A.C.A.T.E.**



RELAZIONE 2

Irene Di Vittorio

Biologo - consulente della Commissione Tecnica Interregionale Comprensorio

A.C.A.T.E.

RELAZIONE 2



***ANALISI DEI CONFLITTI DI INTERESSE SOCIO-
ECONOMICI IN MERITO ALLA GESTIONE DI UNA
RISORSA ECOLOGICA “MOBILE”:***

***MISURE DI MITIGAZIONE DEGLI INCIDENTI
STRADALI E MODELLI BIOECONOMICI APPLICATI
ALLA GESTIONE DEL CERVO NELLE AREE
PROTETTE***

Autore: Dr.ssa Irene Di Vittorio

*Immagine in copertina: Concessa dalla “English
Deer Commission”, U.K.*

INDICE

1 Introduzione generale.....	5
2 Incidenti stradali e cervi: modelli bioeconomici di prevenzione e mitigazione del problema	9
2.1 Introduzione	9
2.2 Catadiottri e fischietti: deterrenti a basso costo o inutili soluzioni preventive?.....	12
2.3 Caratteristiche vegetazionali nell'intorno dei siti di investimento.....	16
2.4 Una sintesi bibliografica di vantaggi e svantaggi di alcuni metodi di mitigazione dei danni da incidenti stradali	19
2.5 Analisi costi-benefici delle misure di mitigazione più comunemente usate per ridurre le collisioni cervo-veicoli.....	29
2.6 L'approccio bioeconomico nell'analisi del fenomeno collisioni ungulati – veicoli attraverso la costruzione di un modello generale.....	39
2.6a Costruzione di un modello bioeconomico <i>step by step</i>	40
2.6b Analisi di simulazione del cambiamento della percentuale di <i>collisioni cervi – veicoli</i> attraverso un modello dinamico di popolazione.....	42
2.7 Conclusioni, esperienze straniere e proposte operative	45
3 La gestione sostenibile di una risorsa pubblica: cervi e misure di contenimento dei danni alla proprietà pubblica e privata. Un approccio di natura bioeconomica	57
3.1 Introduzione	57
3.2 Recinzioni, repellenti e controllo della fertilità: analisi delle scelte decisionali.....	60
3.3 Alcune considerazioni sull'impatto dei cervi al patrimonio forestale.....	74
3.4 Un modello bioeconomico per l'analisi dei costi del danno da cervo in una azienda agricola privata	77

3.4.a Il modello.....	80
4 Conclusioni.....	87
Bibliografia citata.....	90

1 Introduzione generale

La seguente seconda pubblicazione, relativa al progetto annuale “*Analisi bioeconomica della gestione del cervo nel comprensorio A.C.A.T.E. (Areale Cervo Appennino Tosco-Emiliano)*”, nasce dall’esigenza di trovare e promuovere strumenti che mitighino i conflitti socio-economici che interessano la specie cervo e le attività antropiche. La diversità biologica che caratterizza le regioni Emilia-Romagna e Toscana si arricchisce anche della presenza del cervo, che non può solo essere considerato oggetto di controllo venatorio ma deve acquisire, nella coscienza sociale, il ruolo di risorsa e di contributo all’economia del territorio.

La popolazione di cervo dell’Appennino Tosco-Emiliano conta, oggi, circa 2000 individui, soggetti ad annuali piani di prelievo programmati dalle singole province. Sebbene non si possa certo parlare di una popolazione di cervi in “sovrannumero”, il territorio altamente antropizzato, e di conseguenza i continui contatti con le attività umane, rendono necessario un attento controllo demografico della popolazione di questo ungulato. Nell’assistere ad un aumento della densità di popolazione negli ultimi anni, fattore che ha conseguentemente spinto ad un incremento percentuale del prelievo venatorio programmato, si è assistito anche ad un aumento dei “conflitti di interesse” in merito a questa risorsa ecologica *altamente* “mobile”. Per *conflitti di interesse* si intendono tutte quelle situazioni in cui il comportamento di questo ungulato si scontra con quello umano, determinando un trend negativo nel rapporto con l’uomo. A questo si aggiunge che nel territorio Tosco-Emiliano il cervo è comparso verso la fine degli anni cinquanta a seguito di reintroduzioni eseguite dal Corpo Forestale dello Stato (Nicoloso *et al.*, 2007). Pertanto il cervo, considerato un estraneo nel territorio rispetto al ben più mitologico cinghiale (sia nei campi che sulla tavola), sempre più spesso diviene capro espiatorio dei danni arrecati all’agricoltura, alle essenze forestali, a vivai, giardini privati, e talvolta alla stessa salute umana, danni a cui partecipano, con varie forme di sovrapposizione, le diverse specie di animali selvatici presenti localmente e non solo il cervo. Per comprendere a fondo il problema, bisognerebbe chiarire il concetto di popolazione in *sovrannumero*. Innanzitutto questa condizione di “sovrabbondanza” è da considerarsi contesto per contesto (McShea *et al.*, 1997b). Caugley (1981) propone una serie di parametri, che riassumono aspetti ecologici e non, in grado di definire quando una popolazione di animali selvatici sia da

considerarsi in sovrannumero: a) quando diviene dannosa per la salute umana e le attività della comunità umana; b) quando raggiunge densità tali da essere dannosa per la sua stessa salute (*fitness* della popolazione); c) quando ha un impatto negativo, riducendone la densità, su specie di valore economico o estetico; d) quando diviene la causa di qualche disfunzione all'interno dell'ecosistema. Effettivamente quello che si registra negli ultimi anni, nelle aree dove la presenza del cervo è una costante ambientale, è un progressivo aumento dei danni causati alla circolazione stradale, alle coltivazioni e parzialmente anche allo sviluppo forestale. Al tempo stesso si osserva anche una lenta presa di coscienza da parte di amministratori e comuni cittadini nel considerare questi animali quale fattore importante nell'apportare benessere non solo attraverso l'economia venatoria che ne scaturisce, ma anche attraverso forme di turismo estetico-educativo, legate al valore di esistenza e al contributo alla ricchezza della biodiversità che questa specie rappresenta nell'ecosistema locale.

Il cervo è un ungulato di notevole impatto su un territorio, sia per la sua mole (in Italia è l'ungulato di maggiori dimensioni) che per i suoi comportamenti sociali (è una specie gregaria) e riproduttivi. Alcuni ecologi definiscono questa specie (che, tra gli animali che si cibano di vegetali, si pone come pascolatore intermedio) un "*erbivoro chiave*" tra le comunità che vivono una foresta (Waller e Alverson, 1997). Waller e Alverson (1997) definiscono, infatti, una specie chiave come una specie che: ha un impatto sulla distribuzione e abbondanza delle altre specie animali, soprattutto uccelli che ci cibano di insetti legati a piante appetite per il cervo; può avere impatto su comunità vegetali aumentandone o diminuendone l'abbondanza e modificando i rapporti di competizione; può agire alterando la struttura di comunità vegetali a diversi livelli trofici. Una considerazione andrebbe però fatta in merito al danno da brucatura che il cervo fa ad essenze floreali e arboree: spesso non è il numero dei cervi a determinare la consistenza del danno, ma la maggiore o minore appetibilità che talune piante rappresentano. Talvolta bastano pochi cervi per determinare un danno economicamente, ma anche ecologicamente, pesante. Ciò non significa che una sana convivenza con i cervi si possa risolvere solo con l'uso esclusivo di piante poco appetite e che, nella maggior parte dei casi, poco rispondono al mercato o ai gusti estetici di un privato; ma sicuramente una convivenza basata su requisiti di equilibrio sostenibile da un punto di vista biologico, sociale ed economico sarebbe auspicabile. Inutile aggiungere che questo si può ottenere con risultati

soddisfacenti cominciando con il promuovere campagne di conoscenza di questa specie biologica e del suo comportamento, nonché insegnando le norme comportamentali basilari da tenere nella circolazione stradale, a livello venatorio, turistico, e non per ultimo culinario (come è stato trattato nella relazione 1 inerente questo progetto di ricerca “*Un approccio bioeconomico alla gestione del cervo nel comprensorio A.C.A.T.E.*”).

Il seguente lavoro si è posto in un primo momento lo scopo di analizzare le cause, gli effetti e le possibili misure di mitigazione dei danni causati dal cervo negli incidenti stradali. Quello degli incidenti stradali causati dall’attraversamento di cervi è, infatti, un fenomeno in continua crescita, che segue innanzitutto l’incremento del numero di auto sulle strade e la velocità di percorrenza di certi tratti stradali, ma rappresenta anche un indice della crescente densità di popolazione che questa specie sta avendo in relazione ad una matrice antropica anch’essa in espansione. Nella seconda parte della pubblicazione verranno proposti alcuni modelli bioeconomici teorici applicati alla gestione del cervo in aree protette al fine di dare risposte agli interrogativi sui danni causati in questi territori a vocazione conservazionistica, e offrire misure di prevenzione e contenimento del danno, con esclusione del prelievo venatorio che verrà trattato successivamente. L’applicazione empirica di un modello bioeconomico per aree protette verrà eseguita nella terza parte del progetto “*Un approccio bioeconomico alla gestione del cervo nel comprensorio A.C.A.T.E.*”. Un questionario da consegnare a comuni cittadini, agricoltori, cacciatori e Amministrazioni pubbliche, darà idea della percezione del valore sociale della risorsa cervo attraverso la tecnica del *WTP* (*Willing to pay = disponibilità a pagare*). Sempre nella terza parte del progetto, l’attività venatoria nel comprensorio A.C.A.T.E. verrà analizzata attraverso modelli bioeconomici teorici e empirici applicati al territorio toscano-emiliano, partendo dai dati pubblicati nelle relazioni finali della Commissione tecnica Interregionale per la “gestione del cervo nel comprensorio A.C.A.T.E.” La matrice biologica e quella prettamente economica saranno infine poste in dialogo attraverso il software *VENSIM PLE* (*Personal Learning Edition*) che, sviluppando cicli di simulazione nel tempo per diverse densità di popolazione, analizza la proiezione della gestione del cervo in un arco temporale fissato, analizzandone le variabili che definiscono “sensitivamente” (analisi di sensitività) il modello creato. Il software di simulazione *VENSIM PLE* verrà inoltre utilizzato per comprendere la proiezione nel futuro della

popolazione di cervi a diverse densità in aree protette in cui si denunciano danni sia a carico del patrimonio forestale che di giardini privati.

2 Incidenti stradali e cervi: modelli bioeconomici di prevenzione e mitigazione del problema



(foto: Maryland Traffic Agency, U.S.A.)

2.1 Introduzione

I “conflitti d’interesse” tra popolazioni selvatiche di cervo e le attività umane stanno divenendo, negli ultimi anni, il fattore chiave nel guidare le scelte decisionali in merito alla gestione sostenibile di questa specie di ungulato, e di tutta la fauna selvatica nel suo complesso. La crescita della densità di questa popolazione in aree forestali e suburbane ha fatto registrare un aumento del tasso di incidenti stradali in cui questo cervide si è trovato coinvolto, dei danni all’agricoltura o a colture di pregio, e dei danni, meno tangibili ad un occhio inesperto, ad alcune essenze forestali di interesse commerciale e non. In particolare, i danni da incidenti stradali che vedono come protagonisti i cervi, rappresentano oggi una realtà in continua crescita e da cui non si può prescindere se si intende mantenere una popolazione selvatica in grado di auto-sostenersi a livelli sostenibili per il territorio. Quello che però si potrebbe fare per tutelare la sicurezza

dell'automobilista e la salute dell'animale stesso è creare un sistema d'informazione per gli utenti delle strade a più alto rischio e, nel contempo, fare uso di misure deterrenti che riducano il passaggio di animali in certe aree ad elevato traffico stradale. Al termine di questa pubblicazione verrà pertanto proposta l'idea di produrre un opuscolo-kit informativo per tutti i cittadini su scala locale - regionale (magari dal titolo "Collisioni tra animali selvatici e veicoli sulle nostre strade. Un breve kit informativo per il guidatore"), al fine di responsabilizzare tutte le componenti sociali in atto in un territorio, e con l'auspicio che le Amministrazioni coinvolte nel fenomeno ne condividano l'importanza e la pubblicazione.

Dai dati raccolti dal servizio statistico di AIDAA (Associazione Italiana per la difesa di Animali e Ambiente), desunti dalle segnalazioni dirette ricevute dagli sportelli dell'associazione, dalle richieste di consulenze legali del tribunale degli animali di AIDAA e dalla comparazione dei medesimi con quelli di alcune primarie compagnie di assicurazioni italiane, è stato stimato che sono almeno trentamila gli incidenti stradali che ogni anno vedono coinvolti animali selvatici di medie e grosse dimensioni. Dei circa 30.000 incidenti stradali che interessano animali selvatici avvenuti nel 2009, una percentuale non inferiore al 60% dei casi è rappresentata da incidenti avvenuti nelle ore crepuscolari o notturne in strade secondarie di campagna o di montagna. Le regioni che detengono il record degli incidenti stradali con il coinvolgimento di animali selvatici sono la Lombardia, il Trentino, il Piemonte, seguiti da Lazio, Umbria, Veneto, Emilia Romagna e Toscana, condizione questa strettamente legata alla ricchezza faunistica di grandi mammiferi che caratterizza questi territori e alla loro cultura venatoria. Gli animali che maggiormente sono rimasti coinvolti sono ungulati di quali cervi, caprioli, e cinghiali, ma anche specie selvatiche protette che vivono in montagna quali le volpi; più spesso nelle aree di pianura sono le faine ad avere la peggio durante gli attraversamenti stradali. Dai dati generali, è stato inoltre possibile desumere che in almeno l'82% dei casi seguiti direttamente da AIDAA, gli animali coinvolti negli incidenti sono risultati deceduti. Tra gli automobilisti, in almeno l'85% dei casi le automobili coinvolte riportano danni di non lieve entità, mentre da questa stima risulta che nel 2009 sono stati almeno 2.000 i feriti e 45 i morti dovuti agli incidenti automobilistici che hanno coinvolto gli animali selvatici. In questa classifica, caprioli e cinghiali (le cui popolazioni in Italia sono in continua crescita) sono coinvolti con le percentuali maggiori negli incidenti stradali; al terzo posto compare

il cervo e, dove presenti, daini, camosci, mufloni e stambecchi rappresentano una percentuale davvero trascurabile. La valutazione del periodo dell'anno in cui gli incidenti incorrono con maggiore frequenza (e questo è vero in tutti i paesi del Mondo che hanno di questi problemi) osserva che la frequenza degli scontri con il capriolo è più alta nei mesi primaverili (marzo-giugno), corrispondenti alla ripresa della vegetazione e alla fase territoriale dei maschi. Nei mesi freddi l'incidenza è minima. Il cinghiale, al contrario, monopolizza i sinistri in autunno: probabilmente questa è una conseguenza dell'attività venatoria che, disturbando gli esemplari, ne aumenta la mobilità sul territorio. Altro fattore da non trascurare è il prelievo spesso massiccio di animali adulti che, venendo meno nella struttura di popolazione, lasciano spazio ai più giovani, inesperti e privi di un territorio. Nel caso dei cervi, si registrano due picchi: uno primaverile (quando si spostano in cerca di pascoli precoci) e l'altro autunnale (che coincide con la stagione riproduttiva). L'incidenza delle collisioni tra cervi e automobili è forse maggiore durante la stagione riproduttiva, quando soprattutto i maschi, spinti da stimoli ormonali, possono anche compiere grandi spostamenti in cerca di femmine in estro, lasciandosi guidare prevalentemente dall'olfatto, mentre la vista si riduce parzialmente. Una curiosità: in tutte e tre le specie, tra gli animali investiti c'è una leggera predominanza dei maschi.

Strumenti di mitigazione dell'impatto del cervo sulle attività antropiche, incidenti stradali compresi, sono ben conosciuti dai tecnici del settore e sono rappresentati dall'uso di recinzioni, repellenti, costruzione di specifici passaggi, controlli attraverso metodi non letali (controllo della fertilità, traslocazione di animali in altri luoghi) e letali (caccia di selezione), solo per citarne alcuni tra i più utilizzati. Nella seconda parte di questa pubblicazione, e nella terza parte del progetto, analizzeremo con maggiore attenzione questi strumenti di mitigazione dei conflitti uomo-cervo, suggerendo possibili soluzioni bioeconomiche che massimizzino il beneficio pubblico e venatorio dalla corretta gestione di questa risorsa mobile. Prima di analizzare alcuni modelli bioeconomici applicati all'analisi delle collisioni tra automobili e cervi, modelli che sono in uso in altri Paesi Europei ed extra-europei (dove l'impatto sinergico di più specie di cervidi aggrava la portata del problema), potrebbe risultare utile porre l'attenzione su due strumenti di prevenzione: l'uso di un fischiotto da applicare alla macchina e la sperimentazione di particolari catadiottri nei tratti stradali a più alto rischio. Sebbene si tratti di due strumenti

di prevenzione al centro di discussioni sulla loro dubbia efficacia, rappresentano due modalità abbastanza economiche per arginare il problema.

Questa pubblicazione non intende entrare nel merito circa l'assegnazione della responsabilità civile di tali incidenti, ma fornire gli strumenti per l'analisi del fenomeno e la sua prevenzione. L'adozione di apposite e specifiche misure assicurative a carico delle Amministrazioni pubbliche per i residenti di zone ad alto rischio di impatto con animali selvatici, o promozioni da parte delle stesse Agenzie Assicurative potrebbero sembrare delle soluzioni (con il loro costi intrinseci). Ma sicuramente la prevenzione si deve basare su un aumento delle segnaletiche stradali che avvisano della presenza di selvatici vaganti, e della loro visibilità (in termini di capacità di cogliere l'attenzione del guidatore che troppo spesso trascura segnaletiche poco appariscenti), oltre che creare una coscienza sociale del *problema-non problema* affinché gli utenti della strada si facciano anche loro carico di una gestione sostenibile di queste risorse faunistiche "mobili" sul proprio territorio.

2.2 Catadiottri e fischiotti: deterrenti a basso costo o inutili soluzioni preventive?

L'utilizzo di particolari catarifrangenti "antiungulati" è tutt'oggi uno strumento di cui si sta testando l'efficacia. In Italia, la Provincia di Firenze ha eseguito tra il 2004 e il 2006 una sperimentazione lungo la provinciale n° 76 che attraversa l'Azienda Faunistico-Venatoria Barbiaccia; i risultati ottenuti, tuttavia, non hanno prodotto un chiaro riscontro nel cambiamento del comportamento degli ungulati in seguito all'applicazione di tali catarifrangenti. La sperimentazione prevedeva, infatti, l'utilizzo di catarifrangenti di colore rosso, posti per un tratto di 1.6 Km su entrambi i lati della carreggiata; la disposizione ad elica a tre avrebbe permesso alla luce dei fari in transito di rifrangere la luce rossa verso la campagna.



(Catarifrangenti “antiungulati”. Foto: ARSIA Toscana)

Gli ungulati, però, anche quando inizialmente infastiditi, non hanno rinunciato dall’attraversare. La Regione Toscana ha prodotto nel documento “*Gli incidenti stradali causati dalla fauna selvatica in Toscana. Analisi del fenomeno nel periodo 2001-2008*” (C.I.R.Se.M.A.F., 2009) un resoconto dettagliato delle denunce pervenute agli Enti competenti, al fine di circoscrivere le aree in cui gli interventi di prevenzione risultano più importanti. Il risultato dei dati preliminari dimostra comunque la scarsa efficacia di un solo metodo di prevenzione. Si dovrebbe pertanto comprendere che una sola soluzione può non esistere per arginare il fenomeno, ma più misure di mitigazione utilizzate in maniera sinergica potrebbero attenuare le collisioni tra veicoli e ungulati in modo più incisivo. Quella di usare di più di uno strumento al fine di prevenire scontri tra motocicli, autovetture e ungulati è la politica più comunemente utilizzata nel Regno Unito (Putman, *et al.*, 2004) e negli Stati Uniti (Reed, 1981; e Sullivan, 2009). Inoltre, l’applicazione di qualsiasi misura di prevenzione ai bordi strada, per quando valida possa risultare, rimane comunque inefficace se non viene affiancata da una gestione dell’area limitrofa, sia essa vocata a bosco o ad attività agricole.

Altrettanto controversi risultano i pareri in merito all'efficacia dell'uso di "fischietti salva-macchina (o moto)". Il fischietto salva-macchina è uno strumento di fabbricazione americana, come si può vedere dalla foto dell'inserzione di acquisto su internet, e dalla scheda allegata al prodotto.



(Scatola per spedizione del fischietto salva cervo e macchina)

from 1 to 5 Deer Whistles

\$5.95 (4.35€)

Actual Size: 3/4 " Wide, 3/4" Tall, and 1" Long.

Dual Construction/Single Mount: One unit replaces 2.

Flexible Mounting: May be mounted upside down or right side up. Can be hidden in the grill or under the bumper.

Flow-Through Construction: Totally different and superior system of function.

Smaller Size: Low profile—car wash safe. Less than 1 cubic inch.

Special Composition Material: Stands up to weather extremes.

Superior Sound Range: Due to flow-through design.

Installs in Seconds: Superior mounting material.

Perfect for Motorcycles: The only unit small enough to fit on motorcycles.

Made in the USA: Made with U.S. Materials.

Highly Tested: Testing done in high-density deer population areas.

Self Cleaning: Flow through construction is less likely to clog.

Il prezzo per l'ordine di un pacchetto da 1 a 5 fischietti è di 5.95\$ (4.35 euro) ciascuno, prezzo che si riduce fino a 2.68\$ (1.97 euro) nel caso si acquistino più di 1200 pezzi.

Il fischietto salva cervo e auto (vedi foto in basso) è stato testato dal "Business Research Group" in Bellwue, IOWA (U.S.A.) tra il periodo di Luglio 1986 e Maggio 1987, e messo in commercio dal 1988 con oltre 2 milioni di fischietti venduti sino ad oggi.

L'efficacia di questo particolare brevetto è stata testata nel 92% dei casi, al contrario di fischietti di altra fabbricazione che hanno riscontrato un effetto minore sui cervidi.



(Foto fischietto salva cervo, auto e moto)

Il fischietto ha dimensioni estremamente ridotte (8-9 cm di larghezza, 8-9 cm di altezza e 7.5 cm di lunghezza) ed emette un ultrasuono di frequenze tra i 16,000 e i 18,000 Hertz che, risultando innocuo per salute dell'animale, gli procura un gran spavento, o comunque un certo timore. Al tempo stesso, per quanto informa la casa produttrice, le frequenze di questi ultrasuoni non sono percepibili dall'orecchio umano, pertanto non mettono in pericolo la sicurezza dell'automobilista o del motociclista. Non richiede una messa in moto manuale, ma si attiva quando il veicolo viaggia o supera i 55 Km/h.

In Italia, il Comune di Vallada Agordina, provincia di Belluno (Regione Veneto), ha deciso di adoperare questi fischietti comprandoli in stock e mettendoli in vendita a partire dal 2008. La speranza è che si sia trovato un nuovo strumento per ridurre il numero di collisioni tra ungulati e automobili, o ciclomotori, fenomeno questo di portata ben maggiore nei comuni dell'arco alpino rispetto a quanto incida sulla sicurezza stradale nelle regioni appenniniche.

Mentre si moltiplicano gli utenti che acquistano questo prodotto “*salva cervo e auto (o moto)*”, non mancano negli Stati Uniti ricerche universitarie e statali che evidenziano l'inefficacia di questo strumento nel far desistere gli animali dall'attraversare le strade, e mettono in allerta i consumatori dal commettere inutili acquisti. In particolare, informazioni pubblicate sia dall'Università di Washington che da quella dello Stato dell'Oregon (attraverso l'Ufficio Servizi Cooperazione Estesa) testate dalla polizia di stato di Utah, Georgia, Minnesota e, in Europa, in Finlandia, confermano tutte l'inefficacia di questo strumento (Kea, 2006). Quello che si rende evidente è l'incapacità degli ultrasuoni

utilizzati di mettere in allarme i cervi e, al tempo stesso, di non essere uditi alle frequenze di allarme degli animali dall'orecchio umano: risulta infatti che frequenze basse di ultrasuoni, emesse dal fischiello applicato all'autovettura o al motociclo tra i 50 e gli 80 Km/h, sono udibili sia dall'orecchio umano che da quello del cervo, e che quest'ultimo non si sente allarmato da questo suono. Inoltre non solo le frequenze emesse si sovrappongono al rumore del veicolo in corsa, ma bisognerebbe avere strade rettilinee e prive di traffico perché si possa avere la certezza che cervo le possa udire.

Quello che si può concludere, in linea preliminare, è che sarebbero auspicabili ulteriori sperimentazioni annuali per questi strumenti di mitigazione del fenomeno da parte delle Amministrazioni pubbliche, senza tralasciare l'utilizzo sinergico di più di una misura deterrente lì dove se ne avvisi la necessità. Inutile dire, come vedremo a breve, che la buona riuscita di questi progetti parte sempre dalla disponibilità e facilità di reperire le denunce di incidenti stradali causati da ungulati, dati che non sono oggi raccolti in maniera capillare e, solo in pochi casi, riuniti in *data-base* provinciali o regionali. Una gestione "sostenibile" delle specie di ungulati selvatici, con fini di conservazione del patrimonio faunistico, ma anche di prevenzione delle collisioni con veicoli in transito in aree in cui queste popolazioni raggiungono densità limite per un'equilibrata convivenza l'uomo, necessita in via prioritaria di una maggiore cooperazione tra tutte le componenti sociali nel fornire le informazioni necessarie e promuovere ulteriori progetti di ricerca.

2.3 Caratteristiche vegetazionali nell'intorno dei siti di investimento

Un'analisi preliminare, che di fatto si fa ogni qual volta si studiano e gestiscono animali selvatici in un territorio attraverso l'ausilio di cartografia digitale G.I.S di più semplice e rapida consultazione, è quella degli aspetti vegetazionali che interessano le abitudini comportamentali dalla fauna selvatica. È stato rilevato, infatti, che esistono forti correlazioni tra il comportamento degli ungulati (e cervi nello specifico) in prossimità dei siti dove sono state denunciate collisioni e la vegetazione presente nei dintorni dei medesimi siti. A seguire vengono fornite alcune fonti bibliografiche che convalidano queste relazioni tra comportamento sociale, riproduttivo e alimentare del cervo, e gli attraversamenti stradali con conseguente possibilità di incidenti con i veicoli in transito.

Staines *et al.* (2001), in un lavoro condotto per la Deer Commission for Scotland, osservarono che “[...] *la maggior parte degli incidenti si verifica in prossimità di aree con copertura boschiva, in particolar modo lì dove il bosco scende sino ai margini delle strade*”.

Putman (1997), lavorando sul cervo mulo (*Odocoileus hemionus*) e sul wapiti (*Cervus canadensis*) osserva che “[...] *queste specie tendono ad evitare le aree in un intorno di 200 m dalla strada. Questo comportamento si rivela tanto più pronunciato quanto maggiore è il volume di traffico su determinate strade e in corrispondenza di habitat con aree aperte rispetto ad habitat boschivi, caratterizzati da pini o ginepri.[..]osservando che la vegetazione a bordo strada riduce la visibilità dell’automobilista e potrebbe attrarre i cervidi, sarebbe consigliabile il taglio della vegetazione lungo le carreggiate di tratti stradale a più alto rischio di collisioni*”.

Anche Finder *et al.* (1999), in uno studio condotto in Illinois (U.S.A.), osservano che “*Il fattore che più di tutti può predire la frequenza di collisioni tra cervi e veicoli è rappresentato dalla distanza della copertura forestale dal bordo stradale.*” Il modello di Fender considerava le percentuali di copertura boschiva, coltivazioni agricole e di pregio, aree suburbane in via di sviluppo attraversate da almeno 0.8 Kilometri di strade su 1.3 Kilometri complessivi, in cui sono state rilevate più di 15 collisioni tra il 1989 e il 1994.

In maniera più generale, Gunther *et al.* (2000), in un lavoro di ricerca condotto tra il 1989 e il 1996 nel Parco Nazionale dello Yellowstone (U.S.A.), suddividono le diverse tipologie vegetazionali in sole due categorie: zone *forestate* e zone *non-forestate*. Quello che hanno potuto rilevare è ancora la stretta correlazione tra collisioni e cervi uccisi su strade che attraversano aree con copertura forestale immediatamente ai margini della carreggiata.

Singleton e Lehmkuhl (2000), nel condurre un lavoro per il USDA (United States Department of Agriculture) Forest Service (negli Stati Uniti), arrivarono alla medesima considerazione per l’alce (*Alces alces*), i cui scontri con veicoli erano maggiori in strade con copertura boschiva al bordo della carreggiata.

Al tempo stesso, l’utilizzo di aree per attività agricole o ortofrutticole nei pressi di strade di scorrimento, favorisce la mobilità dei cervi verso queste zone per cibarsi durante

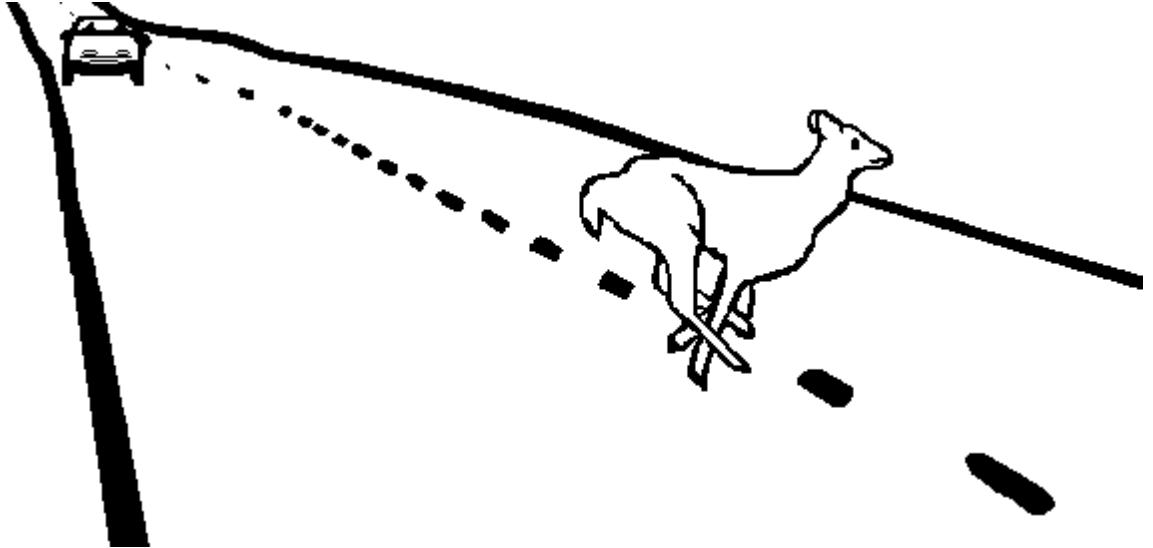
le ore crepuscolari o notturne, con conseguente aumento della possibilità di collisioni con veicoli (Malhotra *et al.*, 2000).

In linea generale, Leonard Sielecki (2004) riassume i fattori chiave delle caratteristiche vegetazionali che risultano determinanti nell'influenzare una maggiore frequenza di collisioni cervo-veicoli su strada: 1) la percentuale di area boscata rispetto a quella non boscata in prossimità delle strade; 2) percentuale di aree coltivate rispetto a quelle non coltivate nelle vicinanze delle strade (la maggior parte delle coltivazioni appetite sono rappresentate da alberi da frutta, uva e erba medica); 3) la distanza lineare di territorio pulito continuo lungo la strada. Sielecki afferma, inoltre, che anche la tipologia del bosco può essere determinante per il comportamento dei cervi: boschi con un'alta densità di conifere possono non essere particolarmente attraenti da un punto di vista alimentare per i cervi, che si approssimano vicino le strade dove trovano erba fresca. Anche i punti di acqua rappresentano un fattore decisivo negli spostamenti dei cervi sia in estate che in inverno. Queste caratteristiche vegetazionali che favoriscono gli spostamenti dei cervi anche su strada andrebbero considerate quando si costruiscono nuove reti stradali. Si tratta di un fattore importante ma decisamente tralasciato nella pianificazione stradale, e le stessi leggi europee in materia di infrastrutture e trasporti non prevedono studi faunistici per ridurre il fenomeno delle collisioni tra fauna e veicoli. Ecco che in una seconda fase, successiva alla strada ormai costruita solo per esigenze antropiche, diviene un'opera importante poter fornire la rete viaria di strumenti di allerta per gli automobilisti e animali selvatici, oltre che di vie alternative che consentano agli animali di proseguire le loro rotte abitudinarie verso luoghi di rifugio o di ristoro naturali.

Foreman (1998), durante un'analisi sulla frammentazione degli habitat e le conseguenze per la conservazione delle specie selvatiche, offre un ulteriore spunto per una valutazione più globale del problema:

“Qual è quel fattore di importanza decisiva che troppo spesso è non è preso in considerazione dagli ecologisti? La rete stradale, che attraversa i territori e risulta essere l'unico elemento spaziale che tutti gli ambienti antropizzati hanno in comune.”

2.4 Una sintesi bibliografica di vantaggi e svantaggi di alcuni metodi di mitigazione dei danni da incidenti stradali



Che le collisioni tra veicoli e animali selvatici siano un elemento da cui non si può più prescindere per la sicurezza stradale è un dato di fatto! Altrettanto evidente risulta il dato che la mortalità della fauna selvatica sulle strade è andata di pari passo con l'aumento del volume del traffico e della velocità dei veicoli (Puglisi, *et al.*, 1974; Bruinderink, e Hazebroek, 1996). Inutile aggiungere che il fenomeno è stato percepito come un problema quando si è assistito ad un incremento dei danni causati a soggetti e veicoli per collisioni con cervi, letto in termini di conseguente danno economico. L'utilizzo di adeguate misure di mitigazione del fenomeno richiede però accurate analisi dei costi e dei benefici che caratterizzano il fenomeno, sia in termini biologici che economici. Numerosi sono i metodi proposti per ridurre il numero degli incidenti cervo-veicoli; tuttavia solo alcune di queste misure sono state ben sperimentate e documentate, raggiungendo ottimi risultati pratici. La maggior parte delle metodologie non ha trovato un riconoscimento scientifico, anche se ogni comune cittadino può osservare che affiancando queste misure di mitigazione arbitrarie alle canoniche, può ottenere risultati talvolta persino più incisivi. Utilizzando l'approccio di Hedlund *et al.* (2003), possiamo considerare tre classi di

strategie per ridurre la frequenza di collisioni tra cervi e veicoli: modificare il comportamento del guidatore; modificare il comportamento dei cervi; ridurre il numero dei cervi. Non verranno qui fornite le analisi formali della qualità dei metodi che caratterizzano ciascuna delle tre strategie e valutazioni su come l'efficacia di taluni metodi possa modificarsi nel tempo. Ma le brevi descrizioni a seguire e i corrispondenti esempi applicativi rappresentano l'insieme delle condizioni da tener presente quando parliamo di misure di prevenzione da adottare.

METODI CHE INFLUENZANO IL COMPORTAMENTO DEL GUIDATORE

I tre metodi che influenzano il comportamento del guidatore sono: un aumento della consapevolezza che in quel territorio vivono anche popolazioni di cervi e che esiste la possibilità di collisioni con loro così come con altre autovetture; il miglioramento delle condizioni di visibilità di un cervo sul bordo strada o al centro della carreggiata; e la riduzione della velocità di transito, che favorisce la visibilità generale e i tempi di frenata. Le misure proposte a seguire rispondono a queste condizioni.

Educazione Generale Per “*educazione generale*” si intende un programma di divulgazione aperto a tutti i conduttori di veicoli che porta a conoscenza delle caratteristiche del territorio, degli animali che vivono in quelle aree e che possono essere accidentalmente coinvolti in sinistri, dei pericoli dietro una collisione con un cervo, e di come la prima strategia sia mantenere bassa la velocità e il livello di attenzione, ma anche di come comportarsi in caso di incidente avvenuto. Per fare questo si possono promuovere campagne informative (volantini, DVD, incontri pubblici, uso di reti televisive, etc.) durante i periodi dell'anno in cui il fenomeno delle collisioni si presenta con maggior frequenza (Romin e Bissonette, 1997; Sullivan e Messmer, 2003). È importante che i cittadini siano a conoscenza dei comportamenti stagionali dei cervi (ungulati in generale) così che il loro livello di attenzione sulle strade sia maggiore. Anche un numero maggiore di segnali attivi o passivi lungo le carreggiate più interessate dalle collisioni durante i periodi dell'anno in cui questi animali sono più mobili potrebbe essere una soluzione efficace e poco dispendiosa. Ma a livello di educazione generale quello che il guidatore deve tener presente è che i segnali hanno una loro importanza e un messaggio (non solo quello del limite di velocità o della presenza dell'autovelox), mentre troppo spesso non catturano nel modo dovuto l'attenzione dei cittadini.

I segnali I segnali lungo le strade hanno lo scopo di avvertire i guidatori circa luoghi o orari durante i quali è più facile contattare un cervo. I *segnali passivi* sono quelli che rimangono fissi durante tutto il giorno di tutti i giorni dell'anno con lo stesso messaggio, a parole, disegni, luci o animazioni. I *segnali attivi* sono invece quelli che si attivano quando il cervo è ai bordi della strada o in sua prossimità. Quello che si è potuto osservare in maniera abbastanza generalizzata, per quanto concerne i *segnali passivi*, è che non esistono studi sull'effettiva efficacia e capacità di cogliere l'attenzione dei guidatori. Inoltre, essendo i segnali passivi sistemati anche lì dove solo occasionalmente si rileva la presenza di ungulati selvatici, troppo spesso i guidatori tendono a ignorare il messaggio, che perde l'effetto di allerta (Putman, 1997; Sullivan e Messmer, 2003). Alcuni segnali passivi si avvalgono dell'uso di luci, bandiere o figure animate di cervi per aumentare la visibilità del cartello e attivare un giusto grado di attenzione. Tuttavia già nel 1975 fu osservato da Pojar *et al.* che queste misure avevano uno scarso effetto sulla riduzione della velocità di transito dei veicoli, e nessuna correlazione con le collisioni con cervi o altri ungulati. I *segnali temporanei* sono quelli che, seppur fissi, si attivano solo in certi periodi dell'anno, in corrispondenza di comportamenti sociali o riproduttivi che possono determinare maggiori spostamenti. I *segnali attivi* rappresentano quegli strumenti che si attivano solo quando cervi, o altri animali, si approssimano alla carreggiata, o comunque al raggio di azione dell'apparecchio posizionato lungo la strada. Si tratta di misure che considerano l'utilizzo di fasci di luce a infrarossi (testati in Minnesota, U.S.A.), radar (Wyoming, U.S.A.), laser (Washington, U.S.A.), frequenze in uso nella telemetria con individui collarati (Indiana, Washington, U.S.A.) e trappole fotografiche. I segnali passivi, quelli temporanei e attivi si impongono generalmente per i loro bassi costi di produzione e mantenimento, ma necessitano di una sperimentazione piuttosto lunga nel tempo ed un accurato monitoraggio per approvarne l'effettiva efficacia in termini percentuali.

Visibilità del cervo Quanto prima un guidatore vede un cervo, maggiori sono le possibilità di evitarlo! Su questo non c'è dubbio! La visibilità può essere migliorata attraverso l'uso di segnali luminosi lungo la carreggiata, con un aumento della visione notturna, e con tagli della vegetazione ai bordi strada. In particolare la buona pratica di tenere pulito il bordo stradale, e quindi aumentare la superficie libera tra bosco e asfalto, è risultata una soluzione semplice ed efficace nell'aumentare la visibilità dei guidatori riducendo il rischio di impatto con i selvatici, come evidenziano studi condotti negli Stati

Uniti (Finder *et al.*, 1999) e in Norvegia (Jaren *et al.*, 1991). L'aumento della visione notturna prevede di equipaggiare di luci ad infrarossi gli autoveicoli (Bendix, 2002), ma questo rimane uno strumento costoso e riduce il complesso delle norme di sicurezza stradali.

Velocità di transito È la misura di sicurezza di base.

Rimane condizione primaria che in tutte le aree in cui la fauna selvatica può essere interessata in incidenti stradali, l'Ente amministratore della strada non può prescindere dal posizionare gli adeguati segnali di avvertimento di fauna selvatica in transito.

METODI CHE INFLUENZANO IL COMPORTAMENTO DEI CERVI

Le strategie di mitigazione del fenomeno cervo-veicoli allo scopo di modificare alcuni comportamenti del cervo sono rappresentate sia da misure che fisicamente bloccano l'accesso alle strade agli animali, sia da segnali luminosi, sonori o olfattivi, che rendono le strade luoghi meno attraenti o pericolosi.

Controllo fisico

Recinzioni Questo sistema rappresenta un metodo sicuramente efficace, da un punto di vista fisico, per impedire ai cervi di raggiungere la carreggiata. Le recinzioni, insieme alla presenza di opportuni sovrappassi sottopassi, e porte *one-way* per i cervi, sono risultate le migliori misure di mitigazione in più dell'80% dei casi negli Stati Uniti (Danielson e Hubbard, 1998; Reed *et al.*, 1979) e in Europa (Bruinderink e Hazebroek, 1996; Putman, 1997; Staines *et al.*, 2001; Lavsund e Sandegren, 1991). Il problema che si pone per contenere e impedire il salto degli ungulati è rappresentato da quale potrebbe essere l'altezza giusta per la recinzione che si desidera utilizzare, e quale l'essenza trofica a cui il cervo non riesce a rinunciare. Se per un capriolo una recinzione di 1.80 metri può risultare sufficiente, per i cervi, che saltano anche 2.2 metri, sono consigliabili recinzioni alte almeno 2.4 metri. Le recinzioni dovrebbero essere disegnate di modo che il comportamento degli animali non risulti troppo disturbato, planimetria che diviene tanto più valida quanto più si può correlare di passaggi appositi per la fauna. Inoltre le recinzioni vanno poste per una lunghezza piuttosto più lunga rispetto alla zona *hot-spot*

delle collisioni perché gli animali, spaventati dall'impedimento, cominciano a correre accanto alla recinzione sino a che non finisce. Quindi, più è lunga l'area recintata, più gli animali si porterebbero fuori dal proprio territorio seguendo la recinzione, desistendo con maggiore facilità dal continuare la corsa verso la strada, tornando indietro nel bosco. Sono misure costose nell'acquisto e nella loro manutenzione, ma di indubbia efficacia.

Sovrappassi e sottopassi Sottopassi per cervi, e sovrappassi, permettono ai cervi di attraversare la strada attraverso un passaggio esclusivo, e senza incontrare veicoli. Spesso si è osservato che gli animali attraversano tunnel o ponti creati dall'uomo per superare fiumi o rilievi. Tuttavia anche quando queste misure seguono tutti i rigori del caso, i cervi possono essere riluttanti o addirittura spaventati dall'attraversare queste strutture, anche quando sono molto motivati a muoversi lungo una rotta (Reed *et al.*, 1975; Reed, 1981; Ward, 1982). Fattori che possono influenzare l'uso di sottopassi e sovrappassi sono rappresentati dalla loro collocazione in relazione ai naturali passaggi utilizzati dagli animali, dalle dimensioni (ampie aperture, corte lunghezze), dal disegno, dall'apparenza visiva (l'uscita deve essere visibile dall'entrata, le pareti chiare e preferibilmente soffittate), e da una copertura boschiva all'entrata (Danielson e Hubbard, 1998; Hartmann, 2003; Putman, 1997). Alcuni studi hanno addirittura proposto un "minimo accettabile fattore di accessibilità" del sottopasso o sovrappasso, valore ottenuto dal calcolo dell'area di entrata diviso la lunghezza del passaggio. Tuttavia anche i sottopassi e i sovrappassi sono strutture costose da installare mentre si sta pianificando la costruzione di una nuova strada, tanto più se vanno aggiunti a strutture già presenti. Infine, i cosiddetti "camminamenti" rappresentano vie alternative ai metodi sopra indicati, in quanto non richiedono la costruzione di grosse strutture: si tratta di creare dei passaggi diversi dall'attraversamento della strada attraverso la vegetazione, anche posizionando nei pressi dei punti più frequentati dagli animali apposite recinzioni che conducano obbligatoriamente gli animali al camminamento. Tenendo in considerazione che questa misura prevede una conoscenza degli spostamenti degli animali piuttosto accurata (per non incorrere in spese inutili), e che un solo studio è stato sino ad oggi condotto in merito (Lehnert e Bissonette, 1997), sarebbe il caso di spendere ulteriore tempo nella sperimentazione di una misura di esclusione fisica dei cervi dalle strade che risulti efficace e vantaggiosa a lungo termine nel bilancio costi-benefici. La recinzione è sicuramente la misura di maggiore efficacia come strumento di esclusione fisica degli animali; rimane da

considerare caso per caso quali sono i risvolti in termini di costi-benefici rispetto alla scelta dei materiali, alla lunghezza della recinzione, alla sua collocazione, alla sua durata nel tempo, all'impatto a livello paesaggistico, etc.

Controllo con sensori

Riflettori I riflettori, usati in Europa e alcune aree degli Stati Uniti da più di trenta anni, rappresentano la misura di mitigazione del fenomeno “collisioni cervi-veicoli” più discussa. I più comunemente usati consistono in riflettori, prodotti dalla Swareflex, posizionati a intervalli regolari lungo la strada. La luce del veicolo viene riflessa verso il bordo strada in un fascio di luce continua di colore blu, rosso, verde o bianco, che presumibilmente dovrebbe infastidire gli animali e farli desistere dall'attraversare la strada (Romin e Bissonette, 1997). Se diversi studi hanno confermato l'efficacia dei riflettori sino a una riduzione del 40% in meno di collisioni nei tratti stradali dove sono stati installati (per esempio, Pafko e Kovach, 1996; Reeve e Anderson, 1993), altri hanno evidenziato la scarsa funzionalità (Zacks, 1986; Ujvari *et al.*, 1998). I cervi sono animali che si abituano abbastanza velocemente al fascio di luce, riducendo e, spesso, non mostrando affatto, una risposta di allarme o fastidio. Ad ogni modo, se i riflettori risultassero efficaci, offrirebbero degli indubbi vantaggi. I riflettori sono infatti più economici da installare e mantenere rispetto a barriere fisse, quali recinzioni e sottopassi, sebbene i loro costi non siano insignificanti (dalle 5,5 mila euro a 7-8 mila euro per 2 Km di installazione) (Danielson e Hubbard, 1998), più l'annuale manodopera nel caso di riparazioni o sostituzioni. Inoltre i riflettori rappresentano una barriera luminosa deterrente al passaggio dei cervi solo quando il dispositivo è attraversato dai fari dei veicoli; per cui gli animali possono transitare liberamente e senza disturbo nel buio completo e di giorno (quando per altro la visibilità è maggiore), senza che le loro rotte migratorie ne risultino modificate.

Fischietti Abbiamo già visto in dettaglio i “fischietti salva cervo e auto”, i loro costi bassi, ma anche una dubbia efficacia (vedi anche Sullivan e Messner, 2003). La facilità di applicazione ai veicoli (auto, moto, camion) e i costi bassi rendono auspicabile una maggiore apertura da parte delle Amministrazioni comunali a queste sperimentazioni (si potrebbero dotare gratuitamente i cittadini dei Comuni delle zone a più alto rischio di

collisione di questi fischiotti), considerato che è di più difficoltosa contattabilità il privato che pensa a tutelarsi da solo (spesso maldestramente).

Repellenti Si tratta di sostanze chimiche o biologiche utilizzate allo scopo di tenere lontani o allontanare gli animali da una zona circoscritta, e che lavorano in due modi: repellenti di contatto, con un gusto sgradevole, applicati a una fonte di cibo per ridurre o eliminare il foraggiamento, allo scopo finale di far desistere gli animali dal compiere spostamenti in quella direzione; repellenti che emanano un odore sgradevole, per esempio l'urina di un predatore, con i quali si tratta un'intera area che non si intenda far attraversare. Diversi studi, riassunti in El Hani e Conover (1995) e dalla DeerCrash Commission (2003) hanno valutato l'efficacia di diversi repellenti applicati a fonti di cibo sul comportamento alimentare dei cervidi. Quello che si osserva è che alcuni repellenti possono ridurre l'attacco a certe piante da parte dei cervi, ma non escludono del tutto la possibilità che il cervo se ne cibi comunque, né tanto meno escludono la possibilità che gli animali entrino in quell'area. Gli studi mostrano inoltre che non solo i repellenti rispondono in modo diverso in relazione alle differenti condizioni meteorologiche, che ne influenzano la maggiore o minore perdita dell'effetto repellente nell'aria (essendo sostanze molto volatili), ma anche che i cervi tendono col tempo ad abituarsi a questi odori poco attraenti, che non risultano affatto un deterrente quando l'animale è molto affamato e quindi molto "motivato". Nessuno studio è stato condotto negli Stati Uniti per valutare l'effetto dell'uso di repellenti come misura di mitigazione delle collisioni cervo-veicoli. La maggior parte degli studi sui repellenti ha testato la loro efficacia sulla riduzione dei danni a campi coltivati, orti, colture di pregio (come vedremo in maggior dettaglio nella seconda parte di questa pubblicazione). Ad ogni modo un'azione combinata di repellenti e recinzioni ha mostrato risultati eccellenti, ma è stata testata in aree limitate come campi agricoli di dimensioni ridotte, coltivazioni di pregio, e orti (Curtis, *et al.*, 1994), e con costi non insignificanti. Se ci fosse una buona disponibilità economica, il connubio recinzioni elettrificate e repellenti rappresenta la soluzione migliore.

Programmi di alimentazione Si tratta di programmi che pongono delle fonti di cibo lungo il normale percorso degli animali verso l'area di alimentazione allo scopo di intercettarli prima che arrivino ad attraversare le strade. Inutile dire che si tratta di misure da evitare per una serie di problemi legati al modificarsi del comportamento degli animali:

questi programmi, infatti, possono portare al risultato di rendere gli animali dipendenti da questo foraggiamento “gratuito”, possono attrarre più animali, possono nel tempo condizionarne la dinamica di popolazione, aumentandone le densità, vista la buona disponibilità di risorse trofiche.

METODI CHE INFLUENZANO LA POPOLAZIONE DI CERVI

Si tratta fondamentalmente di due metodi, che agendo sulla densità di popolazione, riducono la possibilità di contatti con gli animali. Sono metodi che rientrano in piani di gestione ben più ampi della sola prevenzione degli incidenti stradali causati dai cervi (o altri ungulati) e comprendono metodi non letali e metodi letali. I metodi non letali prevedono la traslocazione di animali vivi da un'area ad un'altra, e il controllo della fertilità attraverso l'uso di sostanze contraccettive. I metodi letali prevedono l'abbattimento controllato di certe classi di sesso e di età per mantenere o ridurre la popolazione a densità sostenibili.

Il controllo della fertilità rappresenta un'innovazione nel campo della gestione faunistica per contenere popolazioni di animali selvatiche in espansione, e verrà trattato in maggior dettaglio nella seconda parte di questa pubblicazione, come metodo da proporre nella riduzione dei danni alle attività antropiche. Il controllo della fertilità richiede ricerche etologiche alla base e si effettua attraverso cattura, marcatura e sterilizzazione di alcuni individui. Come vedremo, si tratta di misure molto discusse, per i costi, la difficoltà di applicazione, la difficoltà di contattare gli animali, catturarli e monitorarli, ma rappresentano strategie che meritano comunque di essere trattate con approfondimento vista la velocità con cui va avanti la ricerca nel testare nuove sostanze con sempre maggiore efficacia. Il controllo programmato delle densità di popolazione di ungulati (cervo compreso) attraverso l'attività venatoria di selezione è il metodo più usato per contenere le popolazioni di animali selvatici in tutti i Paesi (DeNicola, *et al.*, 2000). Modelli bioeconomici sull'analisi dei costi e dei benefici economici, sociali e biologici derivanti dalla pratica di questa attività ricreativa e di gestione, verranno trattati nella terza parte di questo progetto sull'”*Analisi bioeconomica della gestione del cervo nel comprensorio A.C.A.T.E*”. Tuttavia anche una corretta gestione venatoria di selezione, con ottime percentuali di abbattimento rispetto ai piani designati, può non essere sufficiente a contenere il fenomeno delle collisioni ungulati-veicoli, che dipendono non solo dalla

densità di popolazione di animali selvatici, ma anche da una serie di fattori quali la frammentazione degli habitat naturali, una rete viaria sempre più ricca, la posizione di certe risorse trofiche rispetto alla matrice antropica in espansione, la posizione di certi luoghi di rifugio o di riproduzione, etc. La traslocazione di animali vivi da un sito ad un altro, in cui ne sia stata testata la compatibilità, non è sicuramente una misura semplice da attuare: richiede ricerche approfondite sul sito di rilascio affinché la nuova popolazione non abbia un impatto negativo sull'ecosistema presente; ricerche sullo stato fisico della popolazione di rilascio; richiede spesso trasporti su lunga distanza con conseguente stress degli animali; un iter burocratico (per lo meno in Italia) piuttosto lungo; e necessita di un'equipe specializzata nelle operazioni di cattura e trasporto. Insomma, le traslocazioni fanno parte di piani di gestione che prevedono tempi lunghi per la loro ottimale realizzazione e, anche quando questa è possibile, risulta difficile traslocare un numero tale di animale da contenere il fenomeno delle collisioni o dei danni alle colture. Più valida risulta questa soluzione quando la popolazione di partenza è in eccedenza in proprietà recintate (private o pubbliche).

Concludendo, i fattori che contribuiscono alle collisioni ungulati-veicoli sono generalmente organizzati in tre categorie: correlati all'uomo e al guidatore, correlati agli animali, e correlati ai siti delle collisioni. A seguire sono schematizzati alcuni esempi di fattori che contribuiscono in ciascuna delle tre categorie. Questi fattori non sono gli unici, ma sicuramente sono quelli che hanno trovato maggior spazio nella letteratura esistente in materia (Craighead *et al.*, 2001; Danielson e Hubbard, 1998; Maine Interagency Work Group on Wildlife/Motor Vehicle Collisions, 2001).

I FATTORI CHE INFLUENZANO LE COLLISIONI UNGULATI-VEICOLI SONO

Legati a uomo - guidatore	Legati agli animali	Al sito di collisione
<ul style="list-style-type: none"> • Numero strade • Volume del traffico • Velocità percorsa • Inattenzione del guidatore • Caccia/prelievo di animali • N.ro pop. umana residente • Sviluppo industriale 	<ul style="list-style-type: none"> • Comportamento riproduttivo • Dispersione degli animali • Migrazioni stagionali • Densità di popolazione • Abitudini alimentari • Caratteristiche fisiche degli animali (mimetismo, etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> • Prox alla vegetaz. • Prox. all'acqua • Prox. a zone umide • Prox. allo sviluppo • Prox a spazi aperti • Densità infrastrutture • Copertura forestale/ taglio del bosco • Misure di mitigazione • Ora del giorno • Condizioni della strada e del tempo

Si dovrebbe notare che questi fattori non sono indipendenti l'uno dall'altro. Per esempio, la prossimità della vegetazione è una caratteristica del sito della collisione, ma sono le abitudini alimentari degli animali che rendono la vegetazione nei dintorni dei siti di incidente un fattore così importante. Senza considerare il fattore primario dei conflitti di interesse in merito alla fauna selvatica: il disturbo antropico è entrato a far parte costante delle abitudini degli ungulati, il cui habitat si è frammentato in una serie di centri urbani e suburbani, densamente abitati e collegati tra loro. Questi continui contatti rendono gli animali sempre meno schivi dell'uomo, riducendo la soglia dello stato di allerta.

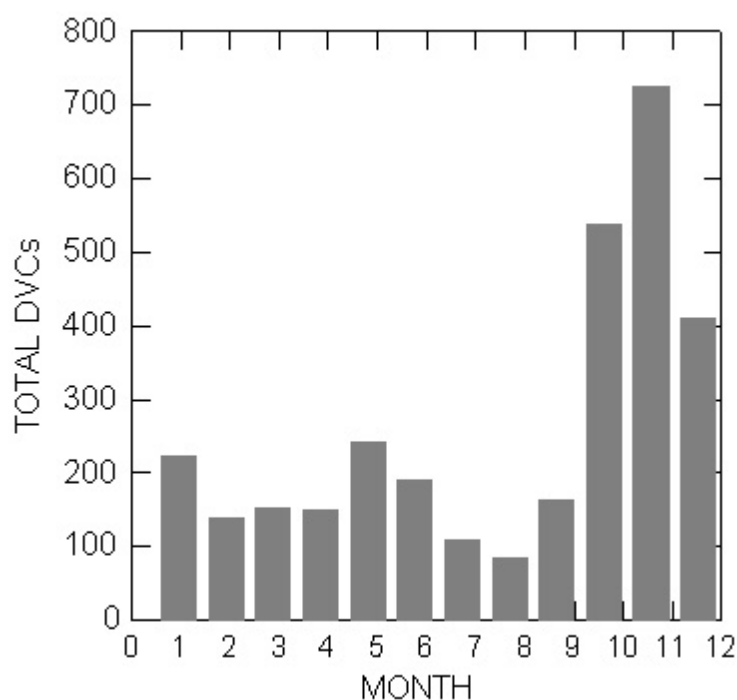
2.5 Analisi costi-benefici delle misure di mitigazione più comunemente usate per ridurre le collisioni cervo-veicoli



(foto concessa dalla Kent County Road Commission, Michigan, U.S.A.)

La foto qui sopra rappresenta un cartello davvero inusuale per avvertire i guidatori della presenza di cervi (ungulati) in transito e della possibilità di collisioni con loro. Si tratta di una segnaletica di nuova sperimentazione, applicata a partire dal 1998 in Michigan, U.S.A., e utilizzata con ottimi risultati sulla capacità di aumentare il grado di

allerta dei guidatori. La sperimentazione faceva parte di uno studio più ampio per definire la distribuzione temporale, stagionalmente e giornalmente, delle collisioni (Premo *et al.*, 2004). Come si osserva dai grafici tratti dalla ricerca condotta in Michigan (Premo *et al.*, 2004), risultati confermati da numerosi studi sull'argomento in diverse Paesi Europei ed extraeuropei, e utilizzati costantemente nelle indicazioni gestionali del fenomeno, esiste un pattern su scala temporale ben definito, per cui si può affermare che il numero di collisioni avviene con maggior frequenza in certi periodi dell'anno e in certe ore della giornata.



(grafico da Premo *et al.*, 2004)

Il grafico qui sopra evidenzia chiaramente come il numero di collisioni cervi-veicoli rilevate, tra il 1992 e il 2000, si concentri maggiormente nei mesi di ottobre, novembre e dicembre, periodo che coincide con la stagione riproduttiva. In questi mesi, i maschi compiono anche grandi spostamenti alla ricerca di femmine in estro. Questa situazione si associa nei soli maschi ad un cambiamento del metabolismo alimentare condizionato dal testosterone che determina il fenomeno dell'ipofagia. La riduzione dell'assunzione di cibo

durante i mesi della stagione riproduttiva determina nei maschi una spesa energetica maggiore rispetto alle femmine. Ne consegue che nel periodo post-riproduttivo (che coincide anche con la ripresa delle attività alimentari) i maschi si trovano a dover affrontare anche grossi spostamenti alla ricerca di cibo, in una stagione dell'anno per altro poco clemente nelle regioni in cui questo cervide vive. Il risultato è che il numero di collisioni che si rileva stima sempre una percentuale maggiore di maschi di cervo coinvolti nelle collisioni, per la loro maggiore mobilità, ma anche per le loro condizioni fisiche talvolta poco reattive. Infatti, da un lato durante la stagione riproduttiva l'aumento del livello di testosterone nei maschi riduce la vista, dall'altro nel periodo post riproduttivo, la riduzione dell'assunzione di cibo e le energie spese per stabilire la gerarchia e per la riproduzione, rendono questa classe di sesso particolarmente vulnerabile ai bordi strada. Le percentuali maggiori di collisioni che si rilevano verso maggio-giugno rappresentano il periodo della ripresa vegetativa nella località degli Stati Uniti dove è stato condotto lo studio (in Italia questi picchi sono spostati più verso Marzo-Aprile), e i conseguenti spostamenti degli animali per raggiungere fonti trofiche fresche. Le abitudini crepuscolari e notturne dei cervi fanno registrare un maggior numero di collisioni durante le ore di alba e tramonto quando, infatti, gli animali sono più attivi e si dirigono o tornano dai siti di foraggiamento. Se ne deduce che, per una gestione faunistica biologicamente ed economicamente sostenibile, sono sempre necessari studi di etologia delle popolazioni di ungulati che vengono in contatto con le attività antropiche.

Nel precedente paragrafo, abbiamo riassunto brevemente alcune delle misure di mitigazione più largamente utilizzate allo scopo di ridurre le collisioni tra cervi (ungulati in generale) e veicoli. Queste misure diventano, pertanto, importanti strumenti decisionali per le Amministrazioni pubbliche (o un privato) che si trovano a dover affrontare il fenomeno di incidenti stradali con il coinvolgimento di ungulati selvatici. Nel complesso, più di 40 misure di mitigazione del fenomeno collisioni ungulati-veicoli sono state descritte (Hedlund *et al.*, 2004; Knapp *et al.*, 2004; Huijser *et al.*, 2007b). Gli esempi includono diverse forme di segnaletica stradale di avvertimento per allertare i guidatori della possibilità di attraversamento di animali selvatici, riflettori o specchi di avvertimento per la fauna (Reeve e Anderson, 1993; Ujvári *et al.*, 1998), recinzioni e passaggi esclusivi per l'attraversamento degli animali (Clevenger *et al.*, 2001), e sistemi di rilevamento degli animali (Huijser *et al.*, 2006b). Ad ogni modo, l'efficacia e i costi di queste misure di

mitigazione variano enormemente a seconda del contesto che ne richiede l'applicazione. Le analisi costi-benefici per le misure di mitigazione per collisioni ungulati-veicoli iniziate circa un ventennio fa (Reed *et al.*, 1982), sono ancora oggi uno strumento di cui si avvalgono solo poche Agenzie e Amministrazioni per la gestione di questo fenomeno (Knapp e Witte, 2006). Una dettagliata analisi dei costi monetari derivanti dai danni causati dalle collisioni con cervi, e dei costi e benefici relativi derivanti da un *range* di misure di mitigazione è data da Huijser *et al.* (2009). In questa analisi non sono inclusi i costi di uso passivo. I valori passivi, o di non uso, sono generalmente basati sui motivi di esistenza o di lascito, e includono valori che si aggiungono a quelli derivanti direttamente dalle collisioni (Krutilla, 1967; Daily *et al.*, 1997). Huijser *et al.* (2009) osservano inoltre che misure di esclusione, quali le recinzioni, possono risultare poco efficaci (portando gli animali ad avere comportamenti anomali o dannosi per la sicurezza della loro salute) se non sono affiancate da opportuni passaggi per la fauna e vie di fuga sicure alla fine delle recinzioni.

Un'analisi costi-benefici del fenomeno collisioni cervi-veicoli si può avvalere di diverse misure di mitigazione, tenendo ben presente che solo le recinzioni rappresentano una vera barriera a questi cervidi, come si può osservare dalla tabella sottostante in cui consideriamo le 13 strategie più largamente in uso.

Misure di mitigazione	Efficacia	Riferimento bibliografico
• Segnali stagionali di avvertimento fauna	26%	Sullivan et al. (2004): 51%; Rogers (2004): 0%
• Rimozione della vegetazione	38%	Jaren et al., 1991;
• Recinzioni, aperture, camminamenti	40%	Lavsund e Sandegren (1991): 20% Lehnert e Bissonette (1997): 42-37%
• Abbattimento della popolazione di cervi	50%	Review in Huijser et al. (2007)
• Traslocazione	50%	Review in Huijser et al. (2007)
• Controllo della fertilità	50%	Review in Huijser et al. (2007)
• Recinzioni (incluse barriere a fessura)	86%	Reed et al. (1982): 79% Ward (1982): 90% Woods (1990): 94-97% Clevenger et al. (2001): 80% Dodd et al. (2007): 87%
• Recinzioni, sottopassi e punti di salto	86%	Reed et al. (1982): 79% Ward (1982): 90% Woods (1990): 94-97% Clevenger et al. (2001): 80% Dodd et al. (2007): 87%
• Recinzioni, sotto-sovrappassi, punti di salto	86%	Reed et al. (1982): 79% Ward (1982): 90% Woods (1990): 94-97% Clevenger et al. (2001): 80% Dodd et al. (2007): 87%
• Sistemi di blocco degli animali (Animal Detection Systems = ADS)	87%	Mosler-Berger e Romer (2003): 82% Dodd e Gagnon (2008): 91%
• Recinzioni, aperture e ADS	87%	Mosler-Berger e Romer (2003): 82% Dodd e Gagnon (2008): 91%
• Strade sopraelevate	100%	Review in Huijser (2007a)
• Tunnel sotto le strade	100%	Review in Huijser (2007a)

Nella tabella le misure di mitigazione sono ordinate in base alla loro efficacia stimata. In altre parole, se si stima che una misura ha l'86% di efficacia, significa che si è valutato che le collisioni ungulati-veicoli si sono ridotte dell'86% in seguito all'introduzione della misura, o al suo recupero e miglioramento (per es. una riduzione da 100 collisioni a 14).

Un buon *range* di tempo per l'analisi di simulazione costi-benefici possono essere 75 anni (tempo massimo di usura della maggior parte delle misure di prevenzione considerate). I costi previsti includono il disegno, la costruzione o il miglioramento delle strutture, la loro manutenzione, e lo sforzo di rimozione, che ogni volta vanno calcolati considerando il valore attuale della moneta e un tasso d'interesse (*discounting rate*) del 3 o 5%.



(Foto di M.Huijser: recinzione di 2.4 mt per grandi ungulati, con maglie più strette alla base, lungo la Highway 9,3 nella Flathead Riserva, Montana, U.S.A.)

Il tipico pattern utilizzato nell'analisi costi-benefici delle misure di mitigazione per collisioni ungulati-veicoli considera che i costi sono estremamente legati al presente (per esempio, l'investimento per la costruzione di un sottopasso si ha il primo anno e non i successivi), mentre i benefici sono distribuiti più uniformemente lungo il periodo di tempo deciso per il progetto (per esempio una certa riduzione delle collisioni e gli associati costi

ogni anno). In queste condizioni, l'analisi costi-benefici è sensibile al tasso di interesse scelto. Il tasso di interesse ha il semplice scopo di correggere il valore attuale della moneta. Per esempio, se un individuo può guadagnare oggi a un interesse fisso del 3% su un investimento o un risparmio, allora un euro oggi avrà un valore di 1.03€ fra un anno. Al contrario, se sappiamo a quanto un euro è pagato fra un anno (il *discounted*) allora consideriamo che stiamo lavorando su un valore di un euro che oggi è di 0.97€.



(Foto di M.Huijser: sottopasso per grandi mammiferi, 7-8 mt largo e 4-5 mt alto. Highway 93, Flathead Riserva, Montana, U.S.A.)

Dopo aver stimato i costi di ogni misura di mitigazione, corretti per il tasso di interesse, si calcola quanto beneficio ciascuna misura di mitigazione determina lungo il periodo stabilito per ottenere un bilanciamento, o superamento, dei costi del progetto (valori soglia).

L'equazione (1) mostra il metodo usato per stimare i costi:

Equazione (1)

$$A_j = \left[\sum_{t=1}^n \frac{c_{tj}}{(1+d)^t} \right] \left[\frac{(1+d)^n \cdot d}{(1+d)^n - 1} \right]$$

Il primo termine rappresenta il valore attuale dei costi da un periodo $t=1$ a n , con un tasso di interesse d e costi annuali (c_{tj}) nell'anno t per la misura di mitigazione j . Il secondo termine è un fattore di ammortizzazione (la divisione dà l'equivalente annuale di una somma fissa, su un certo periodo di tempo, come sono, per esempio, i pagamenti annuali su un ammortamento di 30 anni, o pagamenti per l'acquisto di un bene rateizzati in rate annuali); il prodotto dei due termini è uguale a A_j , che è il costo annuale realmente ammortizzato su un periodo n per la tecnologia usata j . I benefici annuali sono dati dall'equazione (2):

Equazione 2

$$B_j = r_j k \sum_{i=1}^m \alpha_i c_i + \sum_{i=1}^m v_{ij}$$

I benefici annuali sono la somma della riduzione indiretta dei costi delle collisioni per la specie i (con i che va da 1 a m), e ogni valore annuale di non uso v_{ij} per questa specie. Con rispetto ai costi diretti delle collisioni, r_j è la riduzione degli incidenti tra fauna selvatica e veicoli attraverso la misura di mitigazione j (r è un rapporto), e k è il livello iniziale di pre-mitigazione delle collisioni fauna selvatica – veicoli per kilometro per anno per il tratto di strada interessato. Di conseguenza il termine rk è la riduzione del numero di collisioni fauna selvatica – veicoli. Il costo medio del peso medio delle specie selvatiche per collisione è la somma della parte di collisioni (α_i) dovute alle specie i per i costi della collisione specie-specifica c_j . Il prodotto sommato della riduzione delle collisioni e del costo medio per collisione ($\alpha_i c_i$) dà il beneficio associato ad una data misura di mitigazione. Ponendo i benefici annuali per la misura di mitigazione j uguale ai costi annuali e risolvendo per k , otteniamo il livello di equilibrio (valore soglia) delle collisioni pre-mitigazione, che noi designeremo con k_j^* , sopra il quale i benefici annuali saranno

maggiori dei costi, come si può vedere nell'equazione 3 (quando, per esempio, i benefici netti sono positivi):

Equazione 3

$$k_j^* = \frac{A_j - \sum v_{ij}}{(r_j \cdot \sum \alpha_i \cdot c_i)}$$

Come ci si aspetterebbe, il numero di collisioni necessarie è direttamente proporzionale al costo A della misura di mitigazione (più alti sono i costi e maggiore deve essere il numero delle collisioni per giustificarli) e inversamente proporzionale al beneficio (riduzione delle collisioni) ottenuto dalla misura di mitigazione. Inoltre, ci sono i benefici annuali di uso passivo (v_{ij}), che riducono i costi annuali. Per il caso semplificato di una singola specie che non abbia un valore di uso passivo, il valore soglia è dato dall'equazione (4):

Equazione 4

$$k_j^* = \frac{A_j}{r_i \cdot c_i}$$

Da notare che il lato destro dell'equazione rappresenta semplicemente i costi annuali della misura di mitigazione diviso i benefici (costi evitati) per collisione. Se decidiamo di esprimere r_j in termini di riduzione percentuale, allora A_j/r_j è il costo della riduzione dell'1% delle collisioni, per la data misura di mitigazione j . È importante calcolare questo costo unitario (costo per l'1% di riduzione) perché servirà quando si comparano i costi di differenti misure di mitigazione.

Concludendo: l'applicazione empirica dell'analisi costi-benefici per le misure di mitigazione delle collisioni ungulati-veicoli, attraverso la creazione di un aggiornato database con i riferimenti dei sinistri avvenuti e i costi sostenuti, insieme ai costi delle misure (variabili anche in relazione ai siti in cui il fenomeno si verifica con maggior frequenza) è senza dubbio un'importante strumento decisionale per le Agenzie dei trasporti e le Amministrazioni pubbliche che intendono far uso di particolari misure di mitigazione per ridurre gli incidenti stradali. Inoltre, la scelta della migliore misura di mitigazione, non solo ha il vantaggio monetario evidente per le conseguenze della riduzione dei danni

materiali a cose e persone, ma riduce anche la mortalità delle specie selvatiche, che rappresentano un valore ecologico e sociale per ogni territorio.



(Foto di Marcel Huijser: sistema di arresto degli animali lungo la Highway191 nel Parco Nazionale dello Yellowstone, Montana, U.S.A.)

2.6 L'approccio bioeconomico nell'analisi del fenomeno collisioni ungulati – veicoli attraverso la costruzione di un modello generale

Abbiamo più volte ripetuto, nei precedenti paragrafi, come le collisioni tra ungulati e veicoli stiano divenendo oggetto di accesi dibattiti su come contenere il fenomeno, in Italia come in altri Paesi europei ed extraeuropei. E abbiamo accennato a come le scelte decisionali si possano oggi avvalere di analisi bioeconomiche per una gestione sostenibile della risorsa biologica e della componente antropica. Non si tratta di analisi complesse con la strumentazione computerizzata di cui siamo dotati ai giorni nostri, ma si applicano con scarsi risultati in mancanza delle opportune informazioni. Infatti, se un'Amministrazione pubblica rileva che il fenomeno si sta traducendo in un problema, il primo passo che dovrebbe compiere è stilare un piano di gestione appropriato da affiancare (se presente) al controllo venatorio della popolazione selvatica. La collaborazione delle diverse componenti che entrano in gioco (guidatore, comune cittadino, Assicurazioni, Agenzie dei Trasporti, Enti proprietari delle strade, agricoltori, cacciatori, tecnici del settore, etc.) è fondamentale per il reperimento dei resoconti dei sinistri e, a quanto pare, sembra rappresenti la prima falla alla buona riuscita di questi progetti. Successivamente al rilevamento dei sinistri, si passa al mappaggio dei siti interessati dalle collisioni su cartografia digitale. Da una parte è necessario rilevare il maggior numero di dettagli economici e sociali (costi per danni al veicolo, alla persona, all'animale ucciso, numero abitanti della zona, sviluppo antropico, km di strade asfaltate, rete ferroviaria, percentuale di aree protette, etc.), dall'altro è fondamentale comprendere l'ecologia dei siti dove sono più frequenti tali tipi di incidenti e relazionarla alle abitudini comportamentali degli animali. A questo punto analisi di tipo bioeconomico divengono uno strumento di studio del fenomeno su scale temporali e spaziali, e offrono proposte su quali possano essere le misure di mitigazione più efficaci da usare per arginare o eliminare il problema. Abbiamo visto, nel paragrafo precedente, una delle possibili analisi costi-benefici da applicare alla scelta della migliore (o più di una in concomitanza) misura di mitigazione del fenomeno delle collisioni ungulati-veicoli.

A seguire analizzeremo, passo per passo, la costruzione di un progetto per l'analisi bioeconomica del fenomeno collisioni ungulati – veicoli, calcolando il tasso di incidente e l'indice di rischio per determinati tratti di strade che si intendano monitorare. Si tratta di

due indici che già forniscono alle Amministrazioni le informazioni necessarie per dirigersi verso una misura di mitigazione piuttosto che un'altra. Inoltre, se si hanno a disposizione dati sulla dinamica e struttura di popolazione della specie selvatica che si ritiene responsabile delle collisioni, è possibile costruire un piccolo modello di simulazione dei cambiamenti nelle frequenze delle collisioni partendo da un modello dinamico di popolazione.

2.6a Costruzione di un modello bioeconomico *step by step*.

Calcolo del *tasso d'incidente* per le strade interessate da *collisioni ungulati-veicoli* e dell'*indice di rischio*

Gli incidenti stradali con il coinvolgimento della fauna selvatica rappresentano un problema per i danni arrecati ai veicoli, al guidatore, ma anche agli stessi animali. Gli studi condotti sull'argomento hanno raggiunto risultati concordi nel definire il volume del traffico, la velocità di percorrenza delle strade e l'aumento della densità di popolazione degli animali selvatici, i fattori più incisivi nel determinare un aumento del rischio di collisioni (Craighead *et al.*, 2001; Danielson e Hubbard, 1998; Puglisi *et al.*, 1974). È stato inoltre osservato che l'incidenza di queste collisioni non è solo relazionata alla densità degli animali, né al volume del traffico stradale (Bruinderink e Hazebroek 1996).

Per effettuare il calcolo del *tasso di incidente* è necessario costruire un database che contenga il maggior numero di informazioni, tra cui: numero dell'incidente (ID), anno, mese, giorno dell'anno, giorno della settimana, ora del giorno, strada coinvolta, sezione di controllo, chilometri (della sezione di controllo), tipo di veicolo coinvolto nella collisione, danni al veicolo, danni alla persona, numero di veicoli transitanti per km per ora, chilometri di veicoli al giorno, limite di velocità della strada, velocità di transito del veicolo coinvolto, condizioni di luminosità, condizioni atmosferiche, condizioni del manto stradale, e altre se fosse possibile reperirle. A questo punto si possono calcolare i tassi di incidente per ogni tratto di strada che si è deciso monitorare. Il tasso di incidente (R) rappresenta il numero medio di incidenti con coinvolgimento di cervi (o altri ungulati) per un milione di veicoli al chilometro. Questo tasso, inoltre, può essere utilizzato insieme ad altri indici, per selezionare determinate strade in cui si renda necessario applicare le giuste

misure di mitigazione del fenomeno, e convogliare verso alcuni tratti stradali, piuttosto che altri, gli sforzi quando si disponga di budget limitati per le spese da affrontare.

Il *tasso d'incidente (R)* per una determinata arteria stradale è semplicemente calcolato come nell'equazione (1):

$$R = [A(1,000,000)] / [365(V)(L)] \quad (1)$$

In questa equazione R è il numero medio di incidenti con coinvolgimento di cervi (o altri ungulati) per milione di veicoli al kilometro; A è il numero di collisioni con cervi (o altri ungulati); V è la media del traffico quotidiano annuale (per arteria stradale) (*AADT = Average Annual Daily Traffic*); L è la lunghezza totale dell'arteria stradale in kilometri (Wilson, 2001). L'*Average Annual Daily Traffic (AADT)* è definito come “il volume totale annuale in entrambe le direzioni di marcia diviso il numero di giorni dell'anno”.

Collocati i dati in cartografia digitale, attraverso *softwares* di georeferenziazione, è possibile osservare la sovrapposizione tra i siti in cui le collisioni avvengono con maggiore frequenza e le caratteristiche vegetazionali del sito d'incidente, e focalizzare gli sforzi sulle misure di mitigazione da utilizzare.

Differenti metodi statistici possono essere utilizzati per analizzare le informazioni ottenute circa le caratteristiche del paesaggio e delle strade in cui sono state rilevate le collisioni, ma anche per stimare quali fattori ne influenzano maggiormente la frequenza. Alcuni metodi particolarmente utilizzati includono il metodo del t-test e l'analisi di regressione (Christie e Nason, 2003).

Consideriamo questo elenco di caratteristiche del paesaggio osservabili comunemente: palazzi; barriera/porta; ponte; area in costruzione; tagli/linee di taglio; terrapieni/argini; limite di velocità delle strade; parchi; aree picnic; strade; rete ferroviaria; depositi solidi; linee di trasmissione; sentieri; vegetazione; acqua (pozza d'acqua, lago o acqua corrente); zone umide. Per ogni tratto di strada che consideriamo, possiamo desumere la percentuale che ogni fattore occupa nello spazio considerato e vedere, in maniera percentuale media per un'intera regione, i fattori del paesaggio che più caratterizzano i siti di collisione. Operiamo, per esempio, un'analisi di regressione attraverso il software *S.P.S.S for Windows 11.5.0* (Christie e Nason, 2003) in cui poniamo come variabile dipendente il tasso di incidente con cervi (ungulati), espresso in collisioni per kilometro, per ogni

“sezione di controllo”, e come variabili indipendenti il *AADT* (*Average Annual Daily Traffic*) e la percentuale di aree umide presenti nella “sezione di controllo”. Lo scopo è quello di vedere se *AADT* e la prossimità ad un’area umida possono essere utili indicatori di incidenti ungulati – veicoli. Per questo genere di analisi, i risultati ottenuti in diversi studi sono abbastanza concordi nel sostenere che all’aumentare dell’*AADT* (volume totale annuale in entrambe le direzioni di marcia diviso il numero di giorni dell’anno) aumenta il numero di collisioni (come del resto ci saremmo vivamente aspettati); la percentuale maggiore di aree umide, invece, registra una relazione inversa col numero di collisioni. Questo potrebbe essere spiegato dal fatto che le aree umide hanno spesso terreni difficili da attraversare per i cervi, che preferiscono aree dove l’acqua e il cibo sono più facilmente reperibili.

A questo punto abbiamo informazioni sufficienti per costruire un altro indice che ci stima la maggiore o minore frequenza di collisioni in relazione alla percentuale di habitat che andiamo a considerare: l’*indice di rischio* (*Risk Index*). Se consideriamo con la sigla *DVM* le miglia (o i chilometri) di veicoli al giorno per un determinato anno (*X*), e definiamo con *Hab* la percentuale di habitat che si intende analizzare, l’indice di rischio è calcolato come nell’equazione (2):

$$Risk\ Index = Log_{10}DVM(X) * (0.5/Hab) \quad (2)$$

È al termine di queste valutazioni preliminari che si passa all’analisi costi-benefici delle misure di mitigazione eventualmente da utilizzare per ridurre le collisioni ungulati – veicoli (come visto nel *paragrafo 2.5*).

2.6b Analisi di simulazione del cambiamento della percentuale di collisioni cervi – veicoli attraverso un modello dinamico di popolazione

Ci sono due metodi pratici per ridurre le collisioni cervi – veicoli in una data area: usare le appropriate misure di mitigazione, e ridurre la popolazione di cervo attraverso alcuni cambiamenti nella pianificazione venatoria. Sia il numero di collisioni, che la portata del prelievo venatorio, dipendono dalla dinamica della crescita della popolazione di cervo, e questa crescita, al tempo stesso, dipende tanto dal prelievo quanto dalle collisioni. Poiché il tasso di mortalità dipende dal prelievo e il numero di collisioni è piuttosto variabile tra le classi di sesso e di età della popolazione di cervo (maschi adulti,

femmine adulte, femmine giovani, maschi giovani, maschi subadulti, piccoli, così come sono generalmente assegnate nei prelievi venatori), conviene analizzare separatamente la crescita e la mortalità di ogni gruppo. Gli effetti dei cambiamenti delle percentuali di collisioni e di alcuni aspetti dei piani venatori sulla dimensione e crescita di queste classi di sesso e di età sono simulate attraverso restrizioni di tipo parametrico su un set di equazioni differenziali ordinarie, che può essere risolto numericamente. Per analisi empiriche, considerando la classe dei maschi, delle femmine e dei piccoli, è necessario avere informazioni circa la struttura e la dinamica di popolazione, e considerare: la capacità portante del territorio, la densità iniziale della popolazione, il tasso d'incidente, il tasso di prelievo, il tasso intrinseco di crescita, il prelievo iniziale stimato e il numero iniziale di collisioni stimate. Le conseguenze dei cambiamenti si possono analizzare comparando le caratteristiche delle soluzioni delle equazioni differenziali ordinarie, prima e dopo il cambiamento nel piano di prelievo.

La crescita annuale di una popolazione di cervi soggetta a controllo venatorio sarà una funzione del tasso di crescita naturale, e del tasso di mortalità dovuta ad attività venatoria e non venatoria. Poiché la crescita naturale delle popolazioni di cervi è anche soggetta a costrizioni imposte dalle caratteristiche ambientali, si assume che la crescita annuale naturale della popolazione selvatica segua un pattern logistico soggetto alla mortalità da prelievo giornaliero e dalle collisioni con veicoli. La funzione logistica di crescita naturale, in una particolare area (c) è descritta dal primo termine di ciascuna delle seguenti equazioni differenziali:

$$dB_c/dt = b_{Bc}B_c [1 - (B_c/k_{Bc})] - h_{Bc}B_c - v_{Bc}B_c \quad (3)$$

$$dD_c/dt = b_{Dc}D_c [1 - (D_c/k_{Dc})] - h_{Dc}D_c - v_{Dc}D_c \quad (4)$$

Nelle equazioni (3) e (4), B e D rappresentano rispettivamente il numero di maschi e femmine della popolazione (dove per B intendiamo “*bucks*”, i maschi; per D è l'iniziale di “*does*”, le femmine; i piccoli sono contraddistinti dalla lettera F , che indica i “*fawns*”); il tasso intrinseco di crescita naturale della popolazione è espresso da b ; k è la capacità portante dell'ambiente. Da questa crescita logistica sono sottratte la mortalità dovuta ai prelievi (al tasso h , che indica l'*harvesting*, cioè il prelievo, per il numero di animali della classe considerata) e quella dovuta a incidenti stradali (al tasso v , che sta per *vehicle*, per il

numero di animali della classe considerata). La popolazione dei piccoli (F) è modellata come una semplice funzione di equilibrio della popolazione di femmine, basata sul numero di piccoli che una data popolazione di femmine può avere annualmente:

$$F_c = 1.2D_c \quad (5)$$

La dimensione della popolazione dei piccoli è quindi aggiustata sottraendo sia il tasso di mortalità dovuto al prelievo venatorio (h_F) che quello dovuto a incidenti stradali (v_F). Partendo dai valori per i quattro parametri di ciascuna delle equazioni differenziali, e per i tassi di prelievo e incidenti dei piccoli, è possibile risolvere queste equazioni per la dimensione della popolazione allo stato di equilibrio, o stazionario, ponendo ciascuna equazione differenziale ordinaria uguale a zero. Dalle informazioni sul tasso di mortalità da prelievo, popolazione totale, numero di maschi, si può calcolare il tasso di mortalità da incidenti. Infine, la calibrazione del modello su dati reali, permette di valutare per il territorio oggetto di studio, quanto le modifiche nella dinamica e struttura di popolazione, derivanti da cambiamenti in alcuni aspetti della gestione venatoria, possano determinare variazioni della frequenza di collisioni tra cervi (considerati suddivisi in sole tre classi, maschi, femmine e piccoli) e veicoli.

2.7 Conclusioni, esperienze straniere e proposte operative



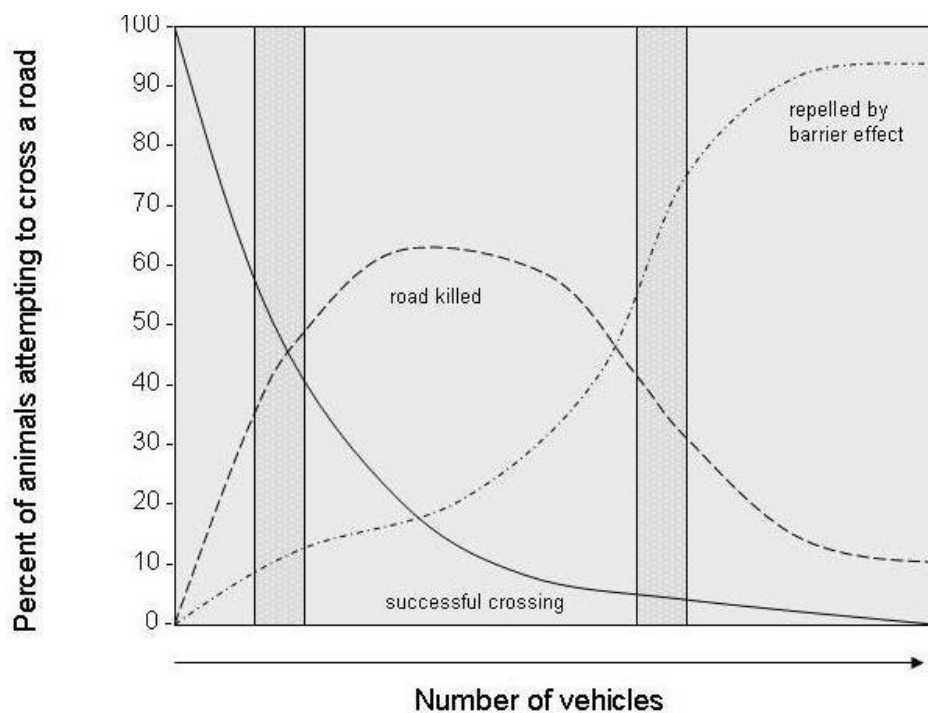
(Foto da Langbein e Putman, 2005)

Il numero degli incidenti stradali che vede coinvolta la fauna selvatica è in costante aumento in tutte le nazioni industrializzate ed è stimato nell'ordine di alcuni milioni di casi all'anno. Le collisioni tra veicoli e ungulati causano danni non solo agli animali, ma anche ai mezzi coinvolti e alle persone, ed è il costo rappresentato da questi ultimi a determinare l'urgenza degli interventi: si stima che negli Stati Uniti i costi materiali superino i 1500 dollari per collisione (Conover *et al.*, 1995, Rea, 2003). Negli U.S.A. circa il 4% degli incidenti che coinvolgono ungulati di media taglia provoca conseguenze anche per la persona (Conover *et al.*, 1995), percentuale che sale al 18% nel caso di sinistri che coinvolgono ungulati di grande taglia (es. cervo e alce) (Farrell *et al.*, 2002; Joyce e Mahoney, 2001; Rea, 2003). In Europa si stima che ogni anno il numero di animali selvatici vittime del traffico stradale sia di alcune centinaia di milioni, e che i costi sostenuti dalla collettività siano nell'ordine di alcune decine-centinaia di milioni di euro. La rete europea di infrastrutture viarie è in espansione, così come il traffico stradale, che si prevede possa raddoppiare nei prossimi 20 anni. Per motivi economici e di sicurezza, oltre che per la necessaria conservazione della biodiversità a carattere locale e regionale, è necessario che si giunga, come accade in altre aree del nostro continente, ad una rapida integrazione tra le diverse esigenze, consentendo lo sviluppo di una rete viaria di

comunicazione efficace e razionale, e di una rete di connessione ecologica tra i diversi habitat e le popolazioni animali.

La Regione Toscana ha prodotto nel 2009 (C.I.R.Se.M.A.F., 2009) un documento preliminare alla messa in opera di adeguate strutture di mitigazione del fenomeno. Ma la caratteristica comportamentale di elevata mobilità delle popolazioni di ungulati selvatici richiede una cooperazione interregionale. Sarebbe pertanto auspicabile che progetti analoghi si conducano in tutte le regioni che registrano un trend problematico del fenomeno collisioni veicoli-ungulati. La cooperazione a livello locale (tra associazioni venatorie, agricoltori, tecnici faunistici, Amministrazioni, comuni cittadini) e interregionale diviene un fattore determinante per creare un modello a maglie connesse da interessi comuni, sia sotto l'aspetto di conservazione della biodiversità che di tutela delle attività antropiche. Quello che si rileva da monitoraggi dei sinistri in diverse regioni italiane, restringendo le considerazioni solo agli ungulati, per altro coinvolti in oltre il 97% di tutti gli incidenti registrati, è che il cinghiale è la specie più frequentemente interessata (65% degli eventi), seguita da capriolo (25%), e da cervo e daino (4% e 3% rispettivamente). Le percentuali, in questo caso, rappresentano chiaramente le diverse densità specifiche di ciascuna popolazione selvatica nel contesto toscano, e inevitabilmente cambiano regione per regione a seconda del carico faunistico specifico. La contestualizzazione del fenomeno collisioni veicoli-ungulati è fondamentale per conoscere le abitudini comportamentali degli animali, e decidere le migliori misure di mitigazione in relazione alle caratteristiche vegetazionali del luogo, condizioni atmosferiche, ma anche antropiche, come aree in via di sviluppo urbano o soggette a turismo poco informato sulle caratteristiche locali.

Come si può osservare dal grafico riproposto qui sotto (Sailer, 2003), la relazione tra volume di traffico, mortalità sulle strade per la popolazione di cervi e presenza di barriere, dà un'idea di quanto imprescindibili siano le analisi di natura bioeconomica per raggiungere una soluzione di vivibile (sostenibile) compromesso tra l'uomo e le specie selvatiche.



Adapted from Seiler 2003

Le relazioni che sono alla base del fenomeno collisioni veicoli-fauna selvatica non sono sempre di immediata spiegazione, e richiedono il monitoraggio di tutte le variabili biologiche, sociali ed economiche in atto. Ritorniamo al grafico di Sailer (2003): si può notare come la relazione tra il volume di traffico e il numero di animali uccisi sulle strade non sia necessariamente lineare, in quanto un maggiore volume di traffico è generalmente associato a strade più ampie e a un maggiore effetto delle barriere, che riducono la possibilità di attraversamento degli animali (Alexander *et al.*, 2005). Inoltre, mentre non mancano lavori applicativi sulle misure di mitigazione, non si legge di lavori o discussioni (sicuramente per le implicazioni negative sociali ed economiche che ne deriverebbero) in merito a strumenti di riduzione del traffico o della densità stradale (Knapp *et al.*, 2004) neanche in quelle aree in cui la tutela delle specie selvatiche dovrebbe essere argomento prioritario.

Qualche esempio di esperienze straniere

Per avere un'idea del carattere di problematicità che il fenomeno delle collisioni tra ungulati e veicoli sta creando in Europa e America settentrionale, e di quanto urgente sia l'applicazione di strategie di mitigazione del problema, basta vedere alcuni numeri.

Uno dei primissimi studi sull'argomento, condotto in Germania negli anni sessanta, osservò che più di 40000 cervidi morivano annualmente sulle strade tedesche (Üekermann, 1964). Questo dato è salito a 120000 nel 1996, e a più di 140000 ai giorni nostri. La Svizzera, uno dei pochi Paesi che registra sistematicamente da diversi decenni le informazioni su incidenti stradali con il coinvolgimento della fauna d'interesse venatorio, denuncia che dal 1970 fino alla fine del secolo il numero di collisioni si è duplicato, passando da circa 5000 a circa 10000. Studi in altri Paesi europei mostrano che il fenomeno segue un trend ugualmente preoccupante: in Svezia nel 2006 si contano più di 55000 collisioni tra ungulati e veicoli, 35000 se ne rilevano in Austria, 10000 in Danimarca, e circa 3500 in Norvegia. Su un numero di oltre 500000 collisioni ungulati-veicoli che si sono registrate in Europa negli ultimi 5 anni, è stato calcolato un numero di circa trecento persone morte, mentre circa 30000 è il numero di persone che ha portato ferite, per un danno materiale totale di circa \$10000000000 (€7300000000). Negli Stati Uniti lo scenario non è diverso: la grandezza del Paese, e le densità e varietà di specie di ungulati presenti sul territorio, ha portato a registrare tra le 500000 e le oltre 750000 collisioni l'anno. I numeri quindi parlano da soli, e la loro crescita continua ha portato diversi Paesi, negli ultimi dieci anni, a mettere in atto misure per mitigare la frequenza di questo fenomeno. Vediamo qualche esempio in Europa.

In Slovenia l'aumento del fenomeno delle collisioni tra fauna selvatica e veicoli ha portato già da anni all'uso di recinzioni e segnaletica di avvertimento. Ma quando si è andato registrando un numero crescente d'incidenti mortali con coinvolgimento di orsi bruni (*Ursus arctos arctos*) negli ultimi 10 anni, per la salvaguardia di questa specie animale (la Slovenia conta circa 300-400 individui di orso bruno) e l'incolumità dei guidatori, si sono rese necessarie ulteriori misure di mitigazione da affiancare a quelle già presenti (Banks, 2002). Nel 2000 è terminata la costruzione del primo sottopasso per la fauna selvatica, e oggi la Slovenia ha undici sottopassi, 5 sovrappassi e due viadotti per anfibi. Si è rilevato che i sottopassi più usati dai cervidi erano quelli con le maggiori

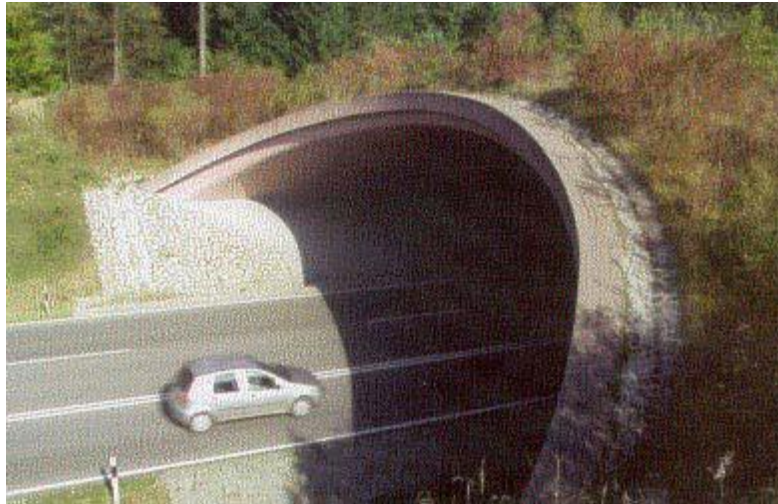
dimensioni (3-5 m di altezza, aperture grandi circa 10 m o più, e oltre i 25 m di lunghezza), e che l'uso delle misure di mitigazione non è negativamente influenzato dal traffico stradale.



(Un sottopasso in Slovenia, detto Box Culvert; foto concessa da U.S Federal Highway Administrator)

La *Svizzera*, uno dei pochissimi Paesi col maggior numero di anni di documentazione in materia di incidenti con fauna selvatica, cerca di arginare il problema ponendo particolare attenzione alla dimensione e localizzazione delle misure di mitigazione che intende adoperare. Infatti, sicuramente il primo fattore che influenza l'efficacia di una misura di mitigazione è la sua localizzazione. La Svizzera pone le sue strutture di mitigazione nelle zone dove si riscontrano gli habitat principali delle popolazioni selvatiche, habitat che il Paese stesso cerca di mantenere quanto più intatte possibile anche con incentivi monetari per i proprietari che si adoperano nel mantenere un'area maggiore del 10% come era originariamente. Anche la Svizzera, come la maggior parte dei Paesi, ha riscontrato che viadotti, sottopassi e sovrappassi sono tra i metodi più efficaci: si contano più di 20 sovrappassi rettilinei in tutto il Paese, con lunghezza dai 4m ai 200m. È importante inoltre che il disegno del paesaggio rispecchi le esigenze comportamentali degli animali che ne devono far uso. Per questo motivo la Svizzera si è adoperata per

creare sovrappassi che risultano un continuo con l'habitat dell'animale, implementando il numero di piante ove necessario.



(Un sovrappasso in Svizzera; foto concessa da U.S Federal Highway Administrator)

La Germania, con i suoi 32 sovrappassi attualmente in uso, 8 costruzioni sotterranee, e 20 strutture in esecuzione di progetto, dimostra senza dubbio di credere nell'efficacia di studi sul fenomeno delle collisioni e nell'efficacia di queste strutture. La maggior parte dei sovrappassi costruiti in Germania ha un duplice uso: una parte è un passaggio abbastanza ampio per la fauna, l'altra parte è piantata con vegetazione che può servire come rifugio per gli animali. La Germania predilige i sovrappassi ai sottopassi in quanto ritiene che facilitino il passaggio anche di animali di grossa mole, e che più facilmente possono essere manipolati da un punto di vista vegetazionale per essere più apprezzati dalla fauna. Inoltre i sovrappassi non risentono del rumore da rimbombo che si crea nei tunnel e, essendo aperti e non essendoci pareti a spaventare gli animali, possono essere lunghi anche diverse centinaia di metri (in Germania il più lungo è di 270 metri, ma in media sono di 30-50 metri).

I Paesi Bassi sono leader nell'utilizzo di modelli digitali come *LARCH* che definiscono la pianificazione di infrastrutture sulla rete stradale e ferroviaria. Questi modelli permettono ai ricercatori di incorporare aspetti di ecosistemi e specifiche popolazioni allo

scopo di creare diverse tipologie di scenari di paesaggio, ed essere di supporto durante la costruzione (progettuale e applicativa) della struttura di mitigazione specifica per ogni sito. Il modello ha portato alla costruzione di quattro sovrappassi, di lunghezze comprese tra i 17 e i 50 metri. Inoltre il Governo ha migliorato alcuni sovrappassi coprendoli con vegetazione e ponendo delle recinzioni per dirigere gli animali nella giusta direzione.



Wildlife Overpass

(foto da <http://www.hsctch-twinning.ca/mitigationmeasures1.htm>)

La Francia ha un totale di 250 strutture di attraversamento per la fauna, di cui 125 sono sovrappassi, situazione che fa di questi strumenti la misura di mitigazione più usata nel Paese. L'intento della Francia nel costruire queste strutture è anche quello di aumentare la diversità genetica di popolazioni selvatiche che hanno anche un importante valore venatorio. In Francia la maggior parte dei sovrappassi è a forma di clessidra, con una strettoia nel mezzo di circa 8-15 m. Il motivo, al contrario di quanto afferma la Svizzera, è che la costruzione di questa struttura ha costi inferiori a quelle rettilinee, e garantisce l'adeguata copertura per le specie interessate. Dove possibile, ai lati dei sovrappassi si appongono barriere in legno per ridurre il fastidio dei fari e del rumore delle auto. Inoltre, sebbene richieda ancora qualche anno di riscontro, la Francia ritiene più efficaci l'uso contemporaneo di più sovrappassi di piccole dimensioni piuttosto che di un numero minore ma di dimensioni maggiori.

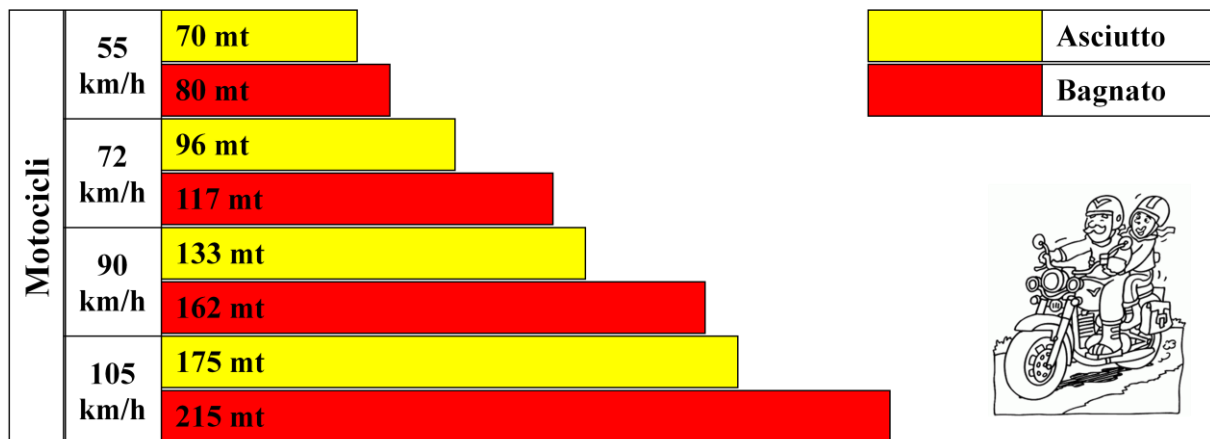
Possiamo sicuramente concludere che le caratteristiche di ogni territorio rappresentano il fattore chiave nelle scelte decisionali in merito alla migliore strategia da applicare per ridurre il fenomeno delle collisioni tra fauna selvatica e veicoli. Le Amministrazioni pubbliche coinvolte in questo problema dovrebbero, da un lato avviare studi in merito e

trovare le giuste risposte applicative attraverso la costruzione di opere infrastrutturali che devino il percorso degli animali e li facciano desistere dall'attraversare le strade, dall'altro dovrebbero puntare ad un sempre maggiore coinvolgimento dei cittadini e della loro responsabilità civile ed ecologica. Si tratta dell'aspetto forse non più semplice, ma sicuramente quello meno costoso, e prevede l'educazione del guidatore. Un primo passo potrebbe essere la divulgazione di opuscoli informativi sull'argomento (per esempio dal titolo "*Collisioni tra animali selvatici e veicoli sulle nostre strade. Un breve kit informativo per il guidatore*"): lo scopo dovrebbe essere quello di fornire un breve "*vademecum*" per il guidatore che viene informato delle specie di animali selvatici presenti sul territorio in cui circola e su alcune caratteristiche del loro comportamento; sulla possibilità di collisioni con gli stessi animali selvatici oltre che con altri veicoli in transito; su quali sono le regole base per evitare un incidente. L'opuscolo potrebbe offrire una mappa dei siti in cui le collisioni si verificano con maggiore frequenza; mettere a disposizione in modo chiaro ed immediato quali sono i numeri utili da chiamare in caso di avvenuta collisione, come comportarsi in caso di animali feriti sul ciglio della strada, a chi rivolgersi per eventuali risarcimenti, etc. Campagne pubblicitarie televisive e sui giornali locali dai titoli di forte impatto (per es.: "*Salva te e gli animali della tua Regione: Campagna informativa sulle collisioni animali selvatici-veicoli sulle nostre strade*"), da effettuare soprattutto nei periodi più critici, sono sempre le azioni che portano al coinvolgimento di un gran numero di utenti, e risultano, col minimo sforzo, le più efficaci da un punto di vista informativo. Sempre in bilanci di spesa limitati sarebbe comunque auspicabile che le Amministrazioni che intendano contenere le spese si adoperino per migliorare e implementare la segnaletica stradale di avvertimento, anche attraverso l'uso di accorgimenti luminosi (già testati con successo in altri Paesi) che siano in grado di catturare l'attenzione del guidatore più di un segnale statico che induce a non curanza del problema.

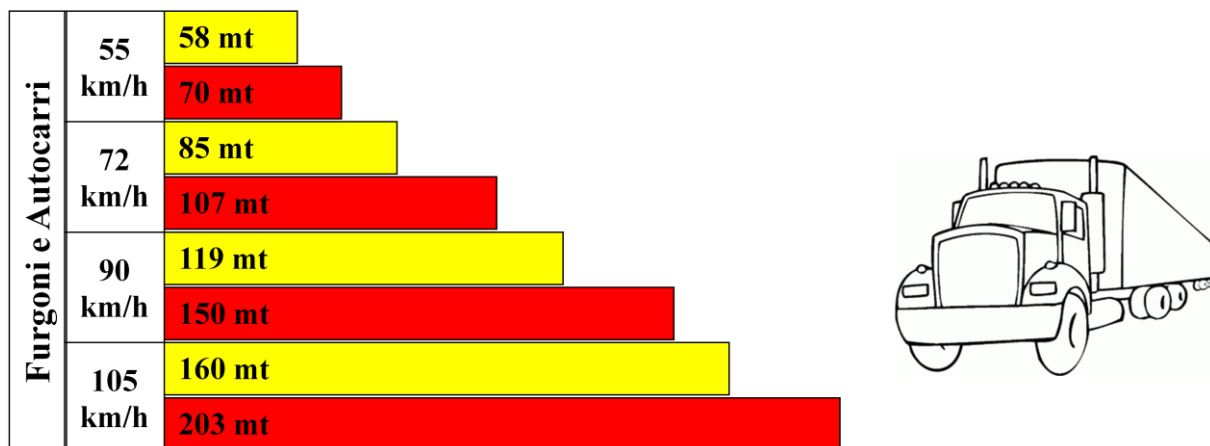
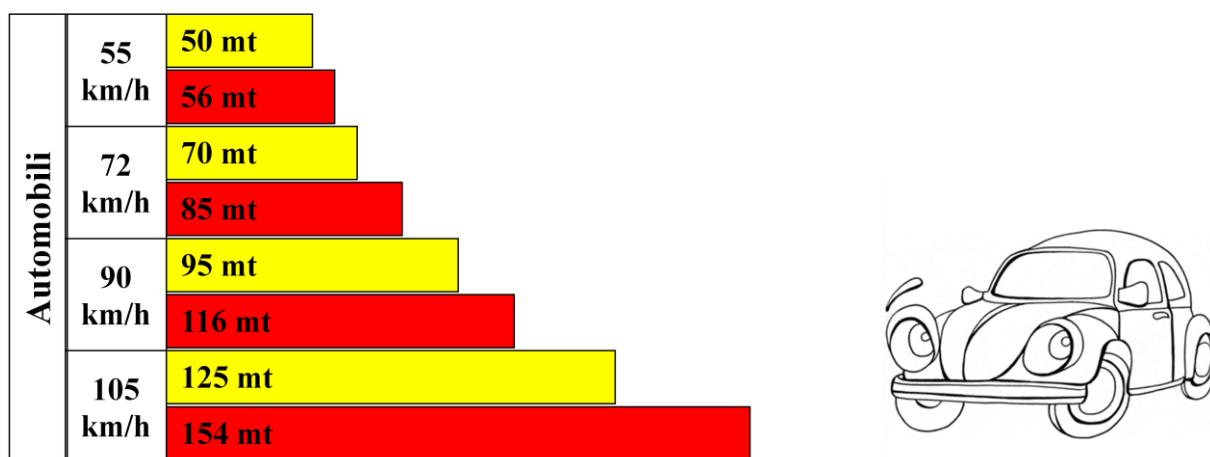
Inoltre, soprattutto nelle aree protette (dove la fauna ha diritti, direi prioritari, rispetto all'uomo) bisognerebbe mantenere bassi i limiti di velocità e sensibilizzare gli utenti a non superarli per l'incolumità propria e degli animali selvatici. Nell'opuscolo informativo, che andrebbe divulgato ad ampio raggio nelle Pro loco cittadine, nelle sede dei Parchi, nei rifugi, nei punti informativi, nei distributori di carburante, etc., si potrebbero evidenziare i

rischi dei tempi di frenata in relazione alla velocità del mezzo (in condizioni di asfalto asciutto e bagnato) come si può vedere dal disegno seguente.

VELOCITÀ E TEMPI DI FRENATA



Un campo di calcio è
circa 100 mt



Fotografie di alcune segnaletiche maggiormente in uso e con differente efficacia in termini di visibilità (e quindi differente capacità di allertare il guidatore):

- segnaletica classica in uso in Italia (troppo spesso non considerata a causa del suo basso grado di allerta)



- segnaletica in uso in U.K. e alcuni Stati del Nord America, decisamente più visibile e capace di cogliere meglio l'attenzione del guidatore di notte:



- segnaletica in uso nel Regno Unito (U.K.):



- segnaletica in uso negli Stati Uniti con catarifrangente:



- segnaletica in uso in Canada:



3 La gestione sostenibile di una risorsa pubblica: cervi e misure di contenimento dei danni alla proprietà pubblica e privata. Un approccio di natura bioeconomica

3.1 Introduzione

Gli ungulati sono divenuti un argomento di un acceso dibattito sociale negli ultimi anni: sono una risorsa o sono da considerare dei “*pests*”? Sicuramente la definizione è differente a seconda del punto di vista di colui che vive e manipola il territorio, l’uomo, il predatore per eccellenza del nostro secolo e figura fondamentale nel ruolo di gestore di questa risorsa biologica. In linea generale possiamo affermare che le comunità umane tollerano la presenza di questi animali sino a quando si ritiene che queste popolazioni selvatiche siano in eccesso. Chiaramente la densità di animali selvatici che porta a definire una “*popolazione in eccesso*” è data dal grado d’impatto negativo che questi ungulati hanno sulla componente antropica. Allo stesso tempo è vero che introduzioni illegali, frammentazione degli habitat e una predazione naturale non sufficiente a contenere le popolazioni di ungulati, possono anche essere causa di danni agli ecosistemi forestali (piante e animali), sicuramente meno tangibili e meno preoccupanti per il portafoglio di un privato, ma di indubbia problematicità ambientale. Senza contare che una constatata sovrappopolazione in un territorio diventa un fattore negativo per lo stato di salute degli stessi animali.

Dire che una *popolazione è in eccesso* significa dire che la popolazione di una certa area ha ecceduto la densità ottimale, chiamata *capacità portante*. Quindi affermare che gli animali sono *tanti* o che sono *troppi* è un concetto estremamente diverso. La capacità portante può essere determinata a tre diversi livelli: una capacità portante biologica, una di tipo ecologico e una culturale. La capacità portante biologica è la densità di popolazione che non può essere sopportata oltre certi livelli di sfruttamento dell’habitat naturale. La capacità portante ecologica è raggiunta a densità sopra le quali si osserva un danno all’ecosistema forestale, con impatto negativo su piante e animali. La capacità portante culturale rappresenta la densità di popolazione di una specie selvatica oltre la quale la popolazione entra in conflitto con le attività umane.

Abbiamo analizzato nel capitolo precedente l'analisi delle collisioni tra ungulati e veicoli. Questo rappresenta solo uno dei problemi connessi alla presenza di questi animali in territori abbastanza, o molto, antropizzati. Al fine di raggiungere, e mantenere nel tempo, gestioni sostenibili di questi ungulati selvatici, dove per sostenibile intendiamo un equilibrio biologico e sociale, si fa uso di due strategie di controllo: metodi letali e metodi non letali. La scelta tra una strategia e l'altra è dettata da diversi fattori di natura socio-economica e, nella maggior parte dei casi, solo una combinazione di diverse misure si rivela efficace per ridurre i conflitti d'interesse che scaturiscono dalla presenza di animali selvatici in aree in cui le attività antropiche, anche quando presenti solo con percentuali modeste, sono comunque inevitabili (DeNicola *et al.*, 2000).

I metodi letali sono chiaramente rappresentati dalle gestioni venatorie in uso nei vari Paesi, gestioni regolamentate in maniera differente in relazione alle leggi locali vigenti in materia di diritti sulla proprietà privata e ciò che vi transita. In Italia la caccia al cervo è regolamentata attraverso un piano venatorio di selezione, che sostiene costi e benefici derivanti dalla gestione. Per il territorio compreso nel comprensorio A.C.A.T.E., i dati relativi ai piani di prelievo degli ultimi otto anni saranno analizzati attraverso approcci di tipo bioeconomico nella terza relazione relativa a questo progetto.

Tra i metodi non letali, invece, abbiamo già elencato alcune delle più usate misure di contenimento della fauna. Considerate le misure di prevenzione specifiche per ridurre il fenomeno delle collisioni, questa seconda parte della pubblicazione intende fornire alcune informazioni più dettagliate sull'uso delle recinzioni, di repellenti e del controllo della fertilità come misure di mitigazione del fenomeno dei "conflitti di interesse tra ungulati selvatici e attività antropiche". Infatti, se il piano di abbattimento raggiunge i livelli desiderati, significa che la popolazione è nel suo optimum biologico, e non sarebbe biologicamente sostenibile ridurre la popolazione ulteriormente. Sarebbe forse più utile contenere certi comportamenti degli animali che impattano negativamente con le attività umane. In Italia, i danni all'agricoltura sono solo parzialmente risarciti, e se il malcapitato proprietario di un orto si trova ad avere la sua proprietà in un'area protetta, può solo alzare un'ulteriore reclamo e continuare a vedere il proprio giardino distrutto! Talvolta alcuni accorgimenti, anche contenuti nei costi, possono risultare efficaci, rendendo la convivenza tra questi ungulati e l'uomo più tranquilla e duratura nel tempo. Il vero scoglio rimane la

riluttanza dei proprietari a far uso di certe tecniche, in alcuni casi per mancanza di informazione, in altri per i costi o per la pratica ben più comune di delegare le responsabilità a terzi. Dovrebbe sicuramente partire dalle stesse Amministrazioni locali una politica di informazione rivolta a cittadini e proprietari terrieri sulle misure e tecniche più efficaci da applicare, sito per sito, per arginare il problema e, quando possibile, farsi carico dei costi. Se si applica un piano di contenimento della popolazione selvatica attraverso parametri di dinamica di popolazione e analisi costi-benefici, è possibile accettare di avere oggi una spesa maggiore per l'applicazione delle misure di contenimento (magari oltre le quote di bilancio stabilite per questo provvedimento) per raggiungere un profit maggiore (o una forte riduzione dei costi da danni) tra dieci anni. È questo il concetto di sostenibile: *agire per il domani*.



(Danni da cervidi)

3.2 Recinzioni, repellenti e controllo della fertilità: analisi delle scelte decisionali

LE RECINZIONI

Abbiamo più volte detto che non necessariamente una popolazione di cervi (o altri ungulati) deve raggiungere densità elevate per determinare un impatto negativo sulle attività antropiche. Anche pochi cervi, abituati a dirigersi periodicamente in certi orti o campi per l'appetibilità del raccolto, ma anche di una sola essenza vegetazionale, possono divenire un problema economico per il proprietario del fondo. In altre circostanze ci possiamo trovare nella situazione in cui abbiamo stabilizzato la popolazione di animali selvatici come stabilito dai piani di abbattimento, ma continuare a registrare un aumento degli incidenti stradali, semplicemente perché gli animali seguono rotte di alimentazione o riproduttive che chiaramente non considerano le nuove reti stradali costruite lungo i loro punti di transito abituali. Lo strumento più utilizzato per ridurre i danni causati dall'attraversamento dei cervi sulla rete stradale, ma anche alle coltivazioni agricole, a orti e piante di pregio (come nel caso delle aziende vivaistiche nel pistoiese) è rappresentato dalle recinzioni. All'inizio della loro comparsa sui mercati, per l'alto costo dei materiali e della manodopera, le recinzioni erano usate solo per terreni agricoli piccoli, orti e piccoli appezzamenti di piante di pregio. Ma è pur vero che quanto più piccolo è un appezzamento di terra che si intende recintare tanto maggiore è la probabilità che si tratti di un'attività a conduzione familiare o quasi, e pertanto i costi di queste spese possono incidere notevolmente sul bilancio complessivo. Il proprietario deve sempre fare un calcolo dei costi del prodotto che sta subendo un danno e i benefici che apporta l'applicazione della recinzione, valutando quanto i costi relativi di oggi possono essere ammortizzati dai benefici nel tempo. Negli ultimi anni, il miglioramento della tecnologia in materia di materiali utilizzati per le recinzioni, ha ridotto molto i costi permettendo anche a terreni agricoli di grandi dimensioni di essere recintati con efficacia.

Quello che è sicuro è che nella storia dell'uomo si può contare una varietà di recinzioni diverse usate per contenere il movimento degli animali selvatici, ungulati in particolare. Lo scopo dell'applicazione delle recinzioni per mitigare i danni da cervo (o altri ungulati) è sicuramente in primis quello di creare una barriera fisica che impedisca il passaggio degli animali, ma al tempo stesso anche una barriera psicologica (condizionandone il

comportamento), o una combinazione delle due. Per esempio, alcune recinzioni in maglie intrecciate di ferro rappresentano sicuramente una barriera a passarvi sotto (anche più efficaci se interrate), sopra (se alte a sufficienza) e attraverso. Due fili elettrificati, pur non rappresentando una grande barriera fisica, possono invece avere un buon effetto psicologico associato allo stimolo negativo in seguito al contatto (McKillop e Sibly, 1988; Curtis *et al.*, 1994). Recinzioni con almeno quindici fili elettrificati raggiungono sicuramente entrambi gli effetti.

Tuttavia non mancano problemi associati all'uso delle recinzioni. Infatti, anche quando le recinzioni sembrano una soluzione ragionevole al danno creato ai raccolti da parte dei cervi, si possono verificare conseguenze negative, prevedibili con un'attenta pianificazione, ma non sempre escludibili. Per esempio, l'esclusione degli animali da dei campi coltivati potrebbe spingerli semplicemente a dirigersi verso aree non recintate, provocando danni alle essenze presenti e intaccando lo stato di benessere del vicino danneggiato (Isleib, 1995). Spesso proprio questi comportamenti, e una pianificazione della misura di contenimento degli animali priva della cooperazione di tutte le componenti sociali che vivono un territorio, porta ad un aggravarsi del problema. Inoltre, spostamenti non abituali degli animali, costretti per la presenza di recinzioni a seguire vie diverse da quelle solitamente percorse, aumentano la possibilità di incrociare strade, e quindi il verificarsi di collisioni con veicoli. Senza contare che le recinzioni hanno un impatto negativo sul paesaggio, e il transito di mezzi e persone.

Diviene fondamentale considerare diverse variabili quando si decide che tipo di recinzione usare. Queste variabili includono il livello desiderato di protezione e durata, l'abilità dei cervi di entrare in diversi disegni, il grado di motivazione che spinge gli animali e alcune loro caratteristiche comportamentali, il livello di sviluppo economico della zona, gli effetti negativi dell'installazione delle recinzioni sulle aree vicine, il degrado paesaggistico a cui possono andare incontro alcune aree, etc..

Il livello desiderato di protezione e di durata son le prime considerazioni da eseguire. Una recinzione che raggiunge il 50-60% di efficacia potrebbe essere adeguata in certe situazioni, come la riduzione del danno in grandi appezzamenti coltivati a cereali. Per esempio, un agricoltore che perde il 10% del suo raccolto di cereali a causa dei cervidi potrebbe ridurre la perdita ad un'accettabile 5% con l'installazione di una recinzione non

costosa che abbia il 50% di efficacia. La stessa recinzione, invece, non sarebbe appropriata in una situazione in cui si desidera ottenere la totale esclusione dei cervidi, per esempio per impedire la trasmissione di malattie dal selvatico all'ungulato domestico (Miller *et al.*, 2004; Kaneene *et al.*, 2002). Diverse recinzioni sono applicate affinché abbiano la più lunga durata possibile, maggiore di trenta anni. Altre volte, poiché i danni si concentrano stagionalmente, soprattutto durante il periodo della ricrescita della vegetazione e durante la stagione riproduttiva dei cervi, potrebbe risultare utile installare recinzioni temporanee, come quelle in polipropilene per neve o quelle a multi-maglie (*polytape*). Queste recinzioni temporanee sono generalmente meno costose di quelle fisse, ma sono meno durature nel tempo e meno resistenti all'azione del fuoco, come si può vedere per alcuni esempi nella tabella a seguire.

Comparazione tra diversi tipi di recinzioni utilizzate nella gestione dei danni da cervidi in uso negli Stati Uniti, e delle loro caratteristiche, includendo: il costo (incluso il lavoro), l'efficacia, la durata, e la manodopera (VerCauteren *et al.*, 2006):

Tipo Recinzione	Costo/m (\$)	Altezza (metri)	Efficacia (%)	Durata (anni)	Manutenzione
Maglie di ferro	10.00–15.00	2.40	90–99	30–40	Bassa
Maglie saldate	10.00–15.00	2.40	90–99	20–30	Bassa
Giunzione a catena	> 20.00	2.40	90–99	30–40	Bassa
Multi-maglie	15.00–20.00	2.40	90–99	10–20	Media
Muti-maglie 9	5.00–10.00	1.82	70–80	15–25	Alta
Mod. WW 3 HT ^a	5.00–10.00	2.40	80–90	20–30	Media
Polip. neve ^b	5.00–10.00	2.12	80–90	15–25	Media
Offset HT	2.00–5.00	1.05	60–70	20–30	Alta
Inclinati 7 fili HT ^c	2.00–5.00	1.50	70–80	20–30	Alta
Penn St. 5 HT	2.00–5.00	1.12	70–80	20–30	Alta
Multi-maglie 2 ^d	<2.00	0.90	60–70	5–15	Alta
Innesco elettrico	<2.00	1.12	80–90	10–20	Alta

^a Recinzione modificata a maglie intrecciate di ferro con 3 fili ad alta tensione in cima

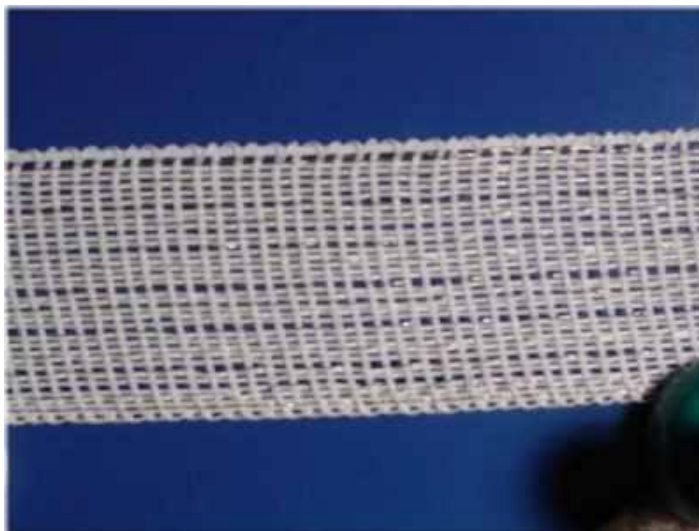
^b Recinzione per neve in polipropilene

^c Recinzione con 7 fili ad alta tensione inclinati

^d Recinzione con due fili a muti-maglie

HT: High Tension (alta tensione)

Le caratteristiche fisiche della recinzione che s'intende usare devono seguire le caratteristiche fisiche della specie selvatica che vogliamo contenere e quindi, parlando di cervidi, ci si può concentrare sull'altezza della recinzione più che sulla profondità nel terreno. Soprattutto, ottimo punto di partenza, è che quando si intende escludere o contenere degli animali, le loro dimensioni, intelligenza e capacità fisiche vanno attentamente considerate. Nella maggior parte dei casi, si è rilevato che recinzioni alte 2.4 metri erano sufficienti ad escludere cervi in condizioni non stressate; va comunque considerato che cervi sotto stress, correndo, sono capaci di fare un salto di quasi due metri e mezzo. In questi casi una recinzione alta 3 metri sarebbe molto più appropriata, magari anche solo posizionandola nei punti dove il dislivello del terreno facilita lo slancio dell'animale (Kaneene *et al.*, 2002). I cervidi non sono solo capaci di saltare barriere, ma sono anche molto bravi nell'entrarvi attraverso piccoli buchi tra le maglie di recinzioni non curate (Feldhamer *et al.*, 1986). Infatti, aperture che sono effettivamente piccole perché un cervide vi possa passare, possono divenire grandi a sufficienza per il passaggio dell'animale se questo è molto motivato. Un'apertura di 25 cm alla base di una recinzione può essere un adeguato passaggio per un adulto di cervo dalla coda bianca (*Odocoileus virginianus*) (Falk *et al.*, 1978, Palmer *et al.*, 1985; Feldhamer *et al.*, 1986). Ward (1982) ha riportato che un'apertura di 15 cm è stata sufficiente al passaggio di un cervo mulo (*Odocoileus hemionus*).



(rete a multi-maglie)

Il fattore motivazionale, che sia rappresentato dal cibo, da un predatore (uomo compreso), da movimenti stagionali, o altre situazioni che lo scaturiscono, è un importante elemento da valutare al fine dell'efficacia del disegno della recinzione. Più motivato è un cervo nel passare attraverso una recinzione, e più solida questa deve essere (Goddard *et al.*, 2001). Un animale stressato è guidato da comportamenti atipici, ed è in grado, in alcune circostanze, di penetrare recinzioni che normalmente sono capaci di escluderlo (Bryant, *et al.*, 1993; Conover, 2002). Se ci si trova in aree in cui il cibo è abbondante e la competizione minima, i cervi saranno meno motivati a penetrare attraverso una barriera, che quindi potrà essere comunque efficace anche se ha un basso livello di esclusione (DeNicola *et al.*, 2000). Un singolo filo elettrificato posto a 25 cm da terra può essere in grado di escludere cervi che si siano da poco insediati in un'area, presumendo che la scarsa conoscenza del territorio mantenga più cauti e spaventati gli animali (Steger, 1988). Chiaramente ad alte densità di popolazione, e in territori frammentati, i cervi vivono una competizione più alta e la motivazione a raggiungere alcune risorse è maggiore.

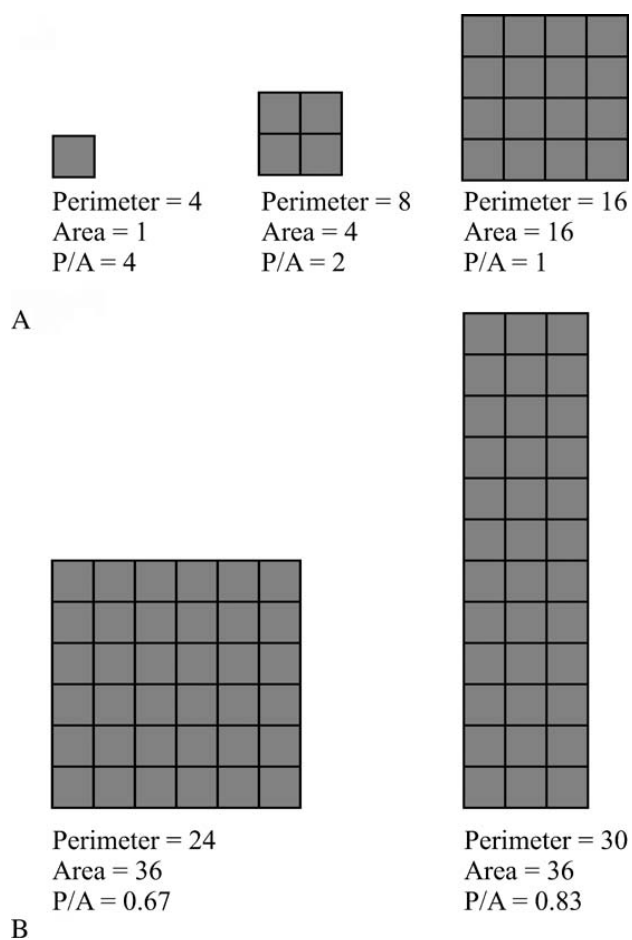
Una buona conoscenza del comportamento dell'animale che si vuole escludere è fondamentale per arginare in tempo alcuni problemi di efficacia nel disegno della recinzione. I cervidi sono animali intelligenti che imparano osservando gli altri individui della propria specie. Per cui, se un singolo individuo trova il modo di passare attraverso una recinzione, forse è necessario abatterlo prima che altri cervi ne seguano i passi. Chiaramente è vero anche il contrario, e se un individuo in gruppo subisce uno shock elettrico, gli altri animali si avvedono bene dall'avvicinarsi alla recinzione. Si è inoltre osservato che quando si adoperano insieme recinzioni elettrificate e repellenti sonori, anche gli animali che non subiscono lo shock elettrico direttamente, sono in grado in futuro di associare il solo rumore alla risposta negativa (Gallagher e Prince, 2003). È inoltre importante ricordare che le recinzioni sono più frequentemente visitate e testate durante le prime settimane dall'installazione; quindi in questo periodo è bene intensificare i controlli e verificare il buono stato della struttura (Conover, 2002). Infine si è osservato che più le recinzioni sono vicine ai bordi del bosco e maggiore è la tendenza a saltarle (Puglisi, 1974).

Inutile dire che l'aspetto economico è sempre quello che guida in prima fila le scelte decisionali quando si deve decidere quale misura di mitigazione applicare, e quando si

intendono ridurre i costi complessivi tra danno da raccolto perso e spese per la prevenzione. Le recinzioni hanno il grosso limite che per quanto possano essere efficaci nel ridurre i danni a un raccolto, non lo sono assolutamente da un punto di vista costi-benefici se i campi da recintare sono troppo grandi (Hygnstrom e Craven, 1988). Recinzioni costose, ma particolarmente efficaci, trovano migliore applicazione in colture di alto pregio (vivai, orti di mele, fattorie biologiche, etc.).

Fondamentale nella scelta della recinzione è considerare il fattore della durata che ne determina i costi (relativi) odierni e i benefici (relativi) futuri. Infatti, una recinzione poco costosa oggi potrebbe richiedere più manodopera e rivelarsi a lungo tempo un investimento più costoso che se avessimo deciso di farlo con un capitale maggiore all'inizio (Byrne, 1989). Sebbene tutte le recinzioni richiedano manutenzione, recinzioni meno costose come quelle elettriche associate ad un repellente hanno un costo maggiore per i materiali utilizzati e una manutenzione più frequente.

Anche la relazione tra forma e grandezza dell'area da recintare impone una valutazione del costo-efficacia. Oltre la semplice considerazione che aree più grandi richiedono costi maggiori per la recinzione, a parità di superficie il rapporto costi-efficacia è a favore di un'area quadrata da recintare invece che di aree che hanno forme allungate o numero di lati dispari, che hanno perimetri più lunghi. Come si può vedere nel disegno a seguire, più l'area chiusa in una recinzione aumenta, maggiore è la lunghezza del perimetro che cresce con la stessa frequenza (situazione A); la lunghezza del perimetro di un quadrato è minore del perimetro di un rettangolo della stessa area del quadrato (situazione B):



VerCauteren *et al.* (2006) hanno descritto un modello computazionale per determinare se l'applicazione di un certo tipo di recinzione sia economicamente adeguata nel ridurre i danni dei cervi, e se il disegno deciso possa essere quello ottimale. Questo modello interattivo sviluppa un'analisi economica e predice lo scenario associato alla recinzione relativa ad un'area da proteggere di data superficie e perimetro, il valore e la percentuale di raccolto danneggiato prima dell'applicazione della misura, il costo della recinzione, e l'efficacia della stessa. Creando una serie di simulazioni, si possono vedere gli effetti economici se si operano cambiamenti nel disegno della recinzione.

Nel percorso decisionale per l'applicazione di una recinzione, pur considerando tutti i benefici che può apportare tale misura di mitigazione ai proprietari dei fondi non si può prescindere dal considerare anche gli impatti negativi che la presenza di tali strutture può apportare a una varietà di specie selvatiche. Le rotte di migrazioni stagionali del cervo, e di altri animali selvatici, andrebbero valutate attentamente se si riscontra che attraversano

il perimetro dell'area che si intende recintare. A volte modificare un percorso abituale per ridurne il danno può determinare in un'altra area un danno ben maggiore (Clevenger *et al.*, 2001). Saper leggere il bilanciamento tra costi e benefici totali per un territorio è un'analisi complessa ma necessaria ai fini di una convivenza uomo-selvatici “*quanto meno insostenibile possibile*”. Talvolta i cervi si scontrano con le recinzioni nel tentativo di saltarle rimanendovi impigliati (Goddard *et al.*, 2001). Bryant *et al.* (1993) osservarono in Oregon (Stati Uniti) che per un periodo di cinque anni successivi all'applicazione di una lunga recinzione, quindici cervi e un alce erano rimasti uccisi in seguito all'impatto con la recinzione. Diversi autori, inoltre, raccomandano di aumentare la visibilità della recinzione, magari con l'uso ogni 10 metri di bandierine colorate di avvertimento per la fauna selvatica, al fine di ridurre queste collisioni e di conseguenza i danni fisici che alcuni animali riportano.

Avere una rappresentazione dell'efficacia di una recinzione rispetto a un'altra, o di un disegno rispetto a un altro, è auspicabile per buon raggiungimento dell'obiettivo, ma spesso sono davvero molte le variabili in gioco per una riuscita ottimale dell'investimento, e quelle legate al comportamento degli animali rimangono poco conosciute.

I REPELLENTI

I repellenti rappresentano una misura di mitigazione quando il danno è a carico di piccole aree, o ad essenze floristiche e vegetazionali precise o, per l'alto valore di pregio, in numero decisamente basso. I repellenti sono essenzialmente sostanze volatili che pertanto non possono coprire con efficacia ettari di terreno, ma trovano buona applicazione se posti a protezione di giardini, orti e piccoli vivai. Si tratta di sostanze che lavorano emettendo un odore o un sapore di allarme che allontana il cervide dal luogo. Sapori sgradevoli sulle piante le rendono meno appetibili, riducendo il danno da morso. Tuttavia, se si intende utilizzare un repellente fatto in casa o altri in commercio, la cosa più importante sarebbe quella di applicare la sostanza prima che gli animali si abituino a cibarsi di certe piante. Diversamente l'efficacia può essere piuttosto bassa. Senza considerare che animali abituati, per non dire ghiotti, di certe piante presenti in giardini e orti, spinti da una buona motivazione a mangiare una pianta ben precisa a loro particolarmente gradita, si abituano anche abbastanza brevemente alla sostanza repellente. D'altro canto, considerato che i repellenti non alterano né l'estetica della pianta né quella

del paesaggio, hanno il vantaggio di divenire dei buoni compromessi in quelle aree dove le recinzioni non sono le soluzioni più adatte (per esempio, i repellenti sono efficaci per proteggere giardini e orti privati nelle aree protette). Non dobbiamo dimenticare che l'efficacia di un repellente non è assoluta: un repellente che lavora bene in un'area non è detto che sia ugualmente efficace in un altro luogo. I fattori che contribuiscono a questa variabilità sono sicuramente legati alle abitudini alimentari e alle condizioni ambientali. I repellenti non sono sostanze poco costose, ma non richiedono neanche un grosso sforzo economico da parte dei proprietari. Valutare se esistono le condizioni minime perché il repellente possa funzionare, è il primo passo da fare.

Generalmente i repellenti non sono costo-efficacia consigliabili se una delle seguenti condizioni esiste: se c'è un numero di cervi basso o moderato; se il danno arrecato rimane in un intervallo basso o moderato; se l'area è piccola; e se non sono necessarie più di 2 o 3 applicazioni. Inoltre, quello che si è potuto osservare, è che la maggior protezione si raggiunge quando si usano differenti tipi di repellenti e si fanno ruotare tra loro nel tempo e nei diversi luoghi di applicazione. Esistono repellenti che lasciano sulla pianta trattata un sapore non appetibile, repellenti che emanano odori che tengono lontani i cervi, e altri che sono una combinazione dei due. I repellenti che modificano il sapore sono sostanze che si applicano alle piante. In altri casi si può trattare la radice di modo che la pianta metabolizzi la sostanza repellente. Alcuni di questi repellenti si possono usare anche per piante edibili, purchè si lavino prima di consumarle.

Considerato che un cervo mangia un quantitativo di sostanza verde al giorno che è circa il 3-5% del suo peso corporeo, è importante essere a conoscenza delle piante più e meno appetibili per il cervo, sempre considerando una certa variabilità individuale ed ambientale. Nelle aree naturali protette le recinzioni per ridurre il danno da cervidi rappresentano lo svantaggio di impattare negativamente sul paesaggio, di creare disagi al turismo naturalistico, di chiudere delle vie di fuga importanti, di modificare il comportamento degli animali. Inoltre, in Italia e in altri Paesi, il danno a giardini e orti privati non prevede un risarcimento monetario (risarcimento che, anche quando previsto per chi ha un reddito dall'attività agricola, è argomento scottante e di difficile gestione). Ecco perché potrebbe essere importante per le comunità umane che vivono in queste situazioni, conoscere le piante più e meno appetibili per i cervi di quel territorio. Questo

può rappresentare un punto di partenza e di svolta alla ricerca di una pacifica convivenza. Piantare o sostituire una pianta danneggiata con un'altra altrettanto bella ma meno appetibile, può quindi essere una soluzione. L'elenco a seguire rappresenta una breve guida a quelle che sono alcune delle piante meno desiderate dai cervidi (tutte le felci non sono gradite):

piante annuali: agerato, aconito, saponaria bianca, margherita (*Centaurea cyanus*), calendula, campanula, lavanda, azalea, bella donna, ciclamino, celidonia, aglio, nipitella, salvia, geranio, origano, iris, elianto, euforbia, non ti scordar di me, girasole, papaveri, cosmo, cineraria marittima, bocca di leone, lobularia marittima, zinnia, aquilegia, peonia, timo, rosmarino, patata, pomodoro, maggiorana, finocchio, menta, erba cipollina, etc.;

arbusti decidui: rosa canina, e tutte le rosacee, crespino, cespuglio delle farfalle, dafne, sambuco nero, ribes, nocciolo, lillà, potentilla, corniolo, spirea, etc.;

arbusti sempre-verdi: crespino sempre-verde, boxo, ginepro, pino mugo, uva dell'Oregon, piante grasse, artemisia, bella di notte, etc.;

piante perenni: rudbeckia irta, piante grasse, dalie, asclepiadacea, viola cornuta, heucera, coreosside, stolonifera, bellis perenne (margherite a fiore semplice), lillie, delfinio, eucalyptus, edera, dracena, lino, digitale purpurea, liatra spicata, iris, elleboro, lavanda, lupino, speronella consolida, papaveri, peonia, armeria marittima, cerastio tometosa, etc..

CONTROLLO DELLA FERTILITÀ

Popolazioni di cervidi in densità eccessive per il carico antropico di un territorio necessitano di essere gestite e controllate nel tempo. Talvolta i così detti “cervi urbani” (*urban deers*), cioè popolazioni di cervi che si avvicinano sempre più ai centri urbani divenendo personaggi familiari agli occhi di molti comuni cittadini, si trovano però al centro di accese discussioni su quali siano i metodi etici più adeguati per un loro controllo numerico (McAninch, 1995). Una soluzione al contenimento numerico di popolazioni di cervi attraverso metodi non letali è rappresentata dal controllo della fertilità (Warren, 1995; Warren, 2000).

Pensiamo per esempio ad una popolazioni di cervi che vive in un'area naturale protetta in Italia, Paese che non prevede l'abbattimento di animali selvatici all'interno delle aree naturali protette (salvo rari casi sottoposti a parere dell'ISPRA), ma misure di contenimento quali la traslocazione di un certo numero di capi. In questa condizione, che necessita una gestione non letale degli animali selvatici, il controllo della fertilità può risultare un metodo efficace, quanto meno come inizio sperimentale da avviare, concentrando i primi progetti su popolazioni di cervidi in aree chiuse o comunque limitate (condizione che ne facilita il monitoraggio successivo).

Diversi sono i metodi di controllo della fertilità proposti dai ricercatori. L'immunocontraccezione, in particolare, è il metodo che ha dato i migliori risultati sia in cervi in cattività sia in popolazioni selvatiche, ed attualmente in uso in diversi distretti degli Stati Uniti, in Gran Bretagna, in Australia e Nuova Zelanda (Walters, 1990; Cohn *et al.*, 1996; Kreeger, 1997; Curtis e Warren, 1998; McIvor e Schmidt 1996). Ad ogni modo è fondamentale distinguere i risultati derivanti dall'applicazione di metodi di controllo della fertilità a cervi in cattività, rispetto a sperimentazioni sul campo in piccola scala, o rispetto popolazioni di cervo inserite in piani di gestione territoriali (cioè animali completamente selvatici che occupano porzioni anche estese di territorio in cui sono liberi di compiere tutti gli spostamenti necessari alle loro abitudini comportamentali). Infatti, l'applicazione del controllo della fertilità su animali in cattività, o effettuando esperimenti su piccola scala, non dà una rappresentazione accurata del successo del controllo attraverso questo metodo non letale in una popolazione selvatica (*free-ranging*) di cervo (Underwood e Verret, 1998). I cambiamenti nel numero e nella struttura di una popolazione di cervi sono dinamici e sono il risultato di una moltitudine di fattori, uno solo dei quali è la riproduzione. Ogni riduzione nella densità di una data popolazione di cervi in seguito ad una ridotta fertilità potrebbe portare ad un aumento della sopravvivenza dei piccoli nati dalle femmine fertili, oppure ad una situazione di immigrazione di cervi provenienti da aree limitrofe a quella trattata. Recenti ricerche hanno effettivamente constatato che i risultati ottimali si riscontrano sempre quando il controllo della fertilità (parliamo di immunocontraccezione) è applicato a popolazioni di cervo localizzate e con meno di 100 femmine (Rudolph *et al.*, 2000). Un'altra importante osservazione riguarda gli scarsi risultati ottenuti dall'applicazione di questi metodi di controllo della fertilità sulla classe di sesso dei maschi. In sistemi riproduttivi poliginici, come quello del cervo, dove solo pochi maschi adulti in una popolazione riescono a riprodursi, il controllo della fertilità applicato ai maschi non risulta efficace a livello di popolazione. Infatti, i pochi maschi non

trattati, anche i più giovani, sarebbero comunque in grado di riprodursi con tutte le femmine della popolazione, non riducendo la natalità e magari producendo una generazione con una bassa *fitness*. Sarebbe necessario trattare tutti maschi di una popolazione, ma diverrebbe un'operazione costosa ed ecologicamente "assurda".

L'immunocontraccezione non è solo il metodo più usato per indurre la perdita della fertilità, ma rappresenta anche un campo in cui la ricerca sta facendo passi da gigante negli ultimi anni, ed è auspicabile che nel giro di poco tempo sia a disposizione vaccini anche a costi più avvicinati. L'applicazione del vaccino a un solo animale ha un costo di circa 1000\$ a dose per animale, più i costi per il personale qualificato (talvolta rientra in questa spesa); inoltre, la difficoltà di cogliere un animale in libertà aumenta la possibilità di perdita e deterioramento del materiale, con costi aggiunti non irrilevanti. L'immunocontraccezione è un processo attraverso il quale il sistema immunitario è stimolato ad attaccare elementi del sistema riproduttivo, con effetto di inibizione della gravidanza. La ricerca tradizionale sugli immunocontraccettivi per mammiferi si è concentrata principalmente sull'uso di un vaccino estratto dalle ovaie dei maiali, chiamato *zona pellucida porcina (PZP: porcine zona pellucida)* (Patton *et al.*, 2007). Quando questo vaccino è iniettato in una femmina, il suo sistema immunitario forma degli anticorpi contro la zona pellucida porcina. Questi anticorpi contro la zona pellucida porcina a loro volta riconoscono e attaccano la zona pellucida della femmina. Quando la femmina ha l'ovulazione, e l'ovulo si sta impiantando, gli anticorpi per la zona pellucida attaccano la cellula uovo e bloccano la fase di completamento della fertilizzazione. Il risultato evidente a livello comportamentale è la comparsa di cicli multipli di estro e una stagione riproduttiva prolungata. Al tempo stesso, però, una prolungata stagione riproduttiva determina un aumento dell'attività dei cervi durante un periodo dell'anno in cui il mantenimento delle calorie è importante, risultando in un aumento della mortalità invernale. Per i maschi, inoltre, la prolungata stagione riproduttiva porta anche a spostamenti più lunghi oltre che duraturi nel tempo, con un conseguente aumento del numero di collisioni con veicoli. L'originale vaccino *zona pellucida porcina* richiedeva una dose iniziale seguita da una di mantenimento, e da dosi annuali successive. La necessità di vaccinazioni annuali rappresenta un significativo fattore negativo del vaccino *zona pellucida porcina*. Ultimamente è stata sperimentata una nuova formulazione della *zona pellucida porcina*, chiamata SpayVacTM, sviluppata dalla ImmunoVaccine

Technologies Inc.: una singola dose mantiene il controllo della fertilità delle femmine per 2-3 anni (Fraker *et al.*, 2002). Questo vaccino si è rivelato di assoluta efficacia nel mantenere contenute popolazioni di cervo in zone insulari (Rutberg e Naugle, 2008). I tassi di crescita di popolazioni di cervo in totale libertà aumentano o diminuiscono durante i programmi di vaccinazione in maniera direttamente correlata al numero di animali trattati ogni anno (Rutberg *et al.*, 2004). Per la maggior parte degli ungulati, la popolazione declina quando più del 60% delle femmine è trattata con il contraccettivo (Garrott, 1995, Rutberg *et al.*, 2004). Questi studi mostrano che l'immunocontraccezione potrebbe essere in grado di stabilizzare e ridurre popolazioni di ungulati selvatici anche su scale territoriali vaste.

Non mancano diversi svantaggi che caratterizzano l'uso di questi immunocontraccettivi. Innanzitutto il vaccino *zona pellucida porcina* non è comunemente in commercio; inoltre una formulazione modificata con un rinforzo, di attestata efficacia, chiamata *FCA*, (Freund's Complete Adjuvant: una miscela liquida di olio, acqua, e proteine batteriche morte), prodotta negli Stati Uniti, ha un duplice svantaggio: deve essere autorizzata dalle autorità competenti in materia di investigazioni sull'applicazione di droghe agli animali (l'INAD, Investigational New Animal Drug, negli Stati Uniti), con i conseguenti ritardi burocratici che ne conseguono; gli animali non possono essere consumati per uso alimentare; si presenta in forma liquida, e pertanto va iniettata con fucili lancia-siringhe, la cui accuratezza di tiro dipende esclusivamente dalla qualità dell'equipaggiamento e dalla bravura del tiratore. Un ulteriore problema che si presenta quando le siringhe non colpiscono il bersaglio, oppure lo colpiscono ma l'animale corre via col dardo sul corpo, è che queste siringhe non recuperate possono rimanere esposte a qualunque persona o animale frequenta quell'area con conseguenze anche gravi sulla loro salute. Un altro svantaggio è rappresentato dal fatto che il vaccino va dato durante la primavera e l'estate, prima della stagione riproduttiva. Durante questo periodo dell'anno è difficile attirare gli animali alle stazioni di foraggiamento, poiché c'è abbondanza di risorse naturali. Inoltre, abbiamo già accennato al fatto che il vaccino determina estri prolungati nelle femmine (fino a Marzo), allungando la stagione riproduttiva, il che si ripercuote sui maschi in un comportamento di maggiore mobilità e maggiore possibilità di collisioni con veicoli.

Un altro metodo di controllo della fertilità è quello della contragestazione con una sostanza ormonosimile, la prostaglandina F₂. (PGF₂). Questo prodotto è disponibile in commercio (dalla Lutalyse®), e l'uso è approvato in diversi Paesi, con autorizzazione al consumo delle carni trattate. La PGF₂, somministrata durante la gestazione, causa la regressione del corpo luteo nelle ovaie e la riduzione della concentrazione di progesterone nel sangue, con conseguente aborto. Proprio questo aspetto rende il prodotto altamente criticato accendendo discussioni sull'eticità del metodo, in quanto si uccide una vita fetale in via di formazione. D'altro canto, la facilità di somministrazione (con pallottole chiamate *bio-bullet*), la ampia disponibilità del prodotto in commercio, la possibilità di consumare le carni trattate, e il periodo dell'anno in cui è preferibile effettuare l'applicazione (in inverno, quando gli animali sono più facilmente contattabili), sono punti decisamente a favore di questo prodotto. Tuttavia una applicazione dura solo un anno. I risultati positivi si sono visti anche in popolazioni di cervo *free-ranging*. Jordan *et al.* (2000) ha condotto esperimenti su popolazioni selvatiche in North Carolina, utilizzando due popolazioni (una trattata e una di controllo) in un'area di 730 ettari per ogni popolazione. Foraggiando le femmine per quattro settimane con la PGF₂, e per due anni consecutivi, le femmine adulte nell'area trattata mostravano tassi di gravidanza del 50% rispetto al 100% dell'area di controllo. I costi dell'applicazione sono di circa 360\$-530\$ per animale trattato.

Esistono altri due metodi di controllo della fertilità, entrambi altamente discussi: la sterilizzazione chirurgica e l'uso di steroidi. La sterilizzazione chirurgica elimina il problema completamente, ma può essere una soluzione solo per allevamenti privati, e richiede costi sostenuti. La contraccezione con steroidi utilizza ormoni sintetici (progestinici o estrogeni) per impedire l'ovulazione. Tuttavia non solo l'uso degli steroidi via orale ha scarsa efficacia, ma il loro uso è vietato su animali in libertà in quanto non si conoscono gli effetti a lungo termine sulla salute dell'animale e gli effetti indiretti nell'uomo dopo il consumo delle carni trattate.

3.3 Alcune considerazioni sull'impatto dei cervi al patrimonio forestale

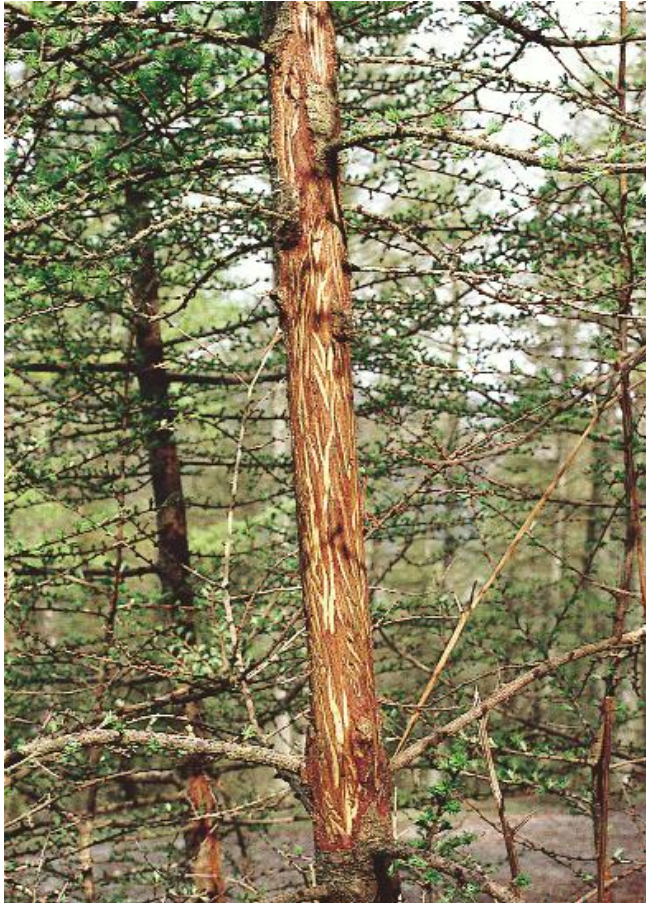
La relazione tra cervi e ambiente naturale rappresenta un rapporto biunivoco di scambi, ma molto spesso si trasforma in una delle cause primarie che porta gli animali a entrare in contatto con le attività umane. Troppo spesso ci si dimentica che una buona gestione del bosco in cui vivono ungulati di grosse dimensioni si ripercuote all'esterno della copertura boscata, influenzando inevitabilmente la gestione delle proprietà pubbliche e private nell'intorno di circa 2 Km.

I cervi hanno un grande impatto sulla vegetazione forestale, giocando un importante ruolo nella funzione di questo ecosistema. Gli effetti dei cervi sulla vegetazione forestale riflettono le abitudini alimentari degli animali, ma anche la capacità delle piante di resistere al danno. In particolare il danno si concentra a livello delle gemme, dei giovani rami di alberi e arbusti, col risultato di rallentarne, modificarne o bloccarne la crescita (come si vede nella foto in basso).



(danno da brucatura di cervo e capriolo su abeti)

Altre volte il danno è a livello della corteccia, che può essere strappata con i denti, o attaccata dai palchi durante il periodo di pulitura dal velluto, esponendo l'albero a parassiti esterni (come si vede nella foto in basso).



(danno alla corteccia)

Se si osservano attentamente aree con boschi frammentati, magari divisi da una rete stradale o da insediamenti umani, ci accorgeremmo che il danno si concentra a livello delle zone più esterne del bosco (dove i raggi solari arrivano facilmente rendendo rigogliose le piante), motivo questo che può essere determinante per il verificarsi di collisioni stradali.



(Come si può vedere dalla foto il danno si concentra lungo la linea esterna del bosco, e la regolarità della brucatura fa pensare ad un numero abbastanza alto di cervi)

Anche il comportamento di pascolo in aree aperte porta ad una possibile riduzione di molte erbe, con conseguenze anche sulle popolazioni di insetti che da esse dipendono; anche uccelli granivori ed insettivori possono risentire di densità elevate di cervidi in quelle aree.

Questa pubblicazione non intende fornire materiale sull'argomento dell'impatto dei cervidi sulla vegetazione forestale (argomento che è altamente legato alle caratteristiche del territorio), né sulle migliori tecniche di rotazione delle piante per garantire agli animali un completo sostentamento in equilibrio con l'ecosistema, ma suggerire di considerare sempre la gestione forestale come utile strumento da affiancare alla gestione di popolazioni di ungulati che impattano negativamente sulle le attività umane.

Il danno alle essenze forestali non è tangibile economicamente, come lo può essere la perdita di un raccolto, e spesso la scarsa osservazione delle dinamiche dell'ecosistema forestale fa sì che non si possano più impedire danni anche in altre aree al di fuori del bosco. Sicuramente la gestione di un bosco a fini di prelievo di legname segue piani molto più attenti, e più facilmente si possono condurre analisi di natura bioeconomica per stabilire un equilibrio sostenibile tra popolazione selvatica e ricavi-perdite della produzione di legname. Per stimare invece il valore economico di piante che non hanno un valore di mercato si utilizzano tecniche come la valutazione contingente, il metodo della disponibilità a pagare e quello del costo di viaggio. Non si tratta di tecniche che danno un risultato esatto, ma offrono un trend di quale sia il valore economico che gli esseri umani, in relazione al ruolo che hanno nella società, assegnano a queste risorse non economicamente numerabili.

3.4 Un modello bioeconomico per l'analisi dei costi del danno da cervo in una azienda agricola privata

In risposta ai danni causati dalla fauna selvatica ad aziende private, che traggono reddito da questa attività, le Amministrazioni territoriali si adoperano con piani di gestione specie-specifica, risarcimenti, piani di prevenzione, forme assicurative. Le politiche attuate variano a seconda della struttura istituzionale, del contesto territoriale, della tipologia di perdita, dello status della popolazione selvatica, e altre circostanze. La maggior parte della letteratura economica in materia di danni all'agricoltura da parte della fauna selvatica si basa su problemi causati da precisi strumenti istituzionali, incluse le disposizioni per i diritti di proprietà sugli animali, meccanismi di mercato, rischio di azzardo, e il mantenimento degli incentivi per la prevenzione del danno (Schwabe e Schuhmann, 2002; Rondeau e Conrad, 2002; Yoder, 2000; Van Tassell *et al.*, 1999; Wagner *et al.*, 1997; Gray e Sulewski, 1997; Rollins e Briggs, 1996; Gray e Rollins, 1996). Una formulazione di successo e implementazione della maggior parte di queste politiche richiede che siano quantificabili i costi individuali e quelli aggregati. Diversi autori hanno trattato il problema dei costi del danno da fauna selvatica (Yoder, 2002; McNew e Curtis, 1997; Conover, 1994; Wywiałowski, 1994; Conover e Decker, 1991; Decker e Brown, 1982; Connelly *et al.*, 1987). Questi studi tendono ad enfatizzare i

metodi per la stima della perdita di raccolto agricolo, e di conseguenza calcolano i costi moltiplicando le perdite del raccolto per il prezzo di mercato del prodotto. In alcuni contesti istituzionali sarebbe più corretto considerare il costo che rappresenta una popolazione di animali selvatici che frequenta un'azienda come cambiamento del benessere del proprietario. Infatti, il valore di mercato della perdita del raccolto potrebbe essere una misura incompleta del cambiamento del benessere di diversi proprietari. Così, per un proprietario che riceve un utile dalla presenza di animali selvatici nella sua proprietà, il ricavo che deriva dalla perdita deve necessariamente essere maggiore dell'utile che il proprietario trae dalla presenza degli animali selvatici. La fauna selvatica deve essere pertanto considerata un bene dell'ambiente che esibisce dei costi di gestione (anche passiva). Bisogna inoltre considerare che la riduzione del numero di animali selvatici da un terreno agricolo non è un'operazione priva di costi. In alcuni casi la popolazione selvatica potrebbe persino essere troppo grande da trarre dei vantaggi dalla sua rimozione, e pertanto l'utile marginale netto diviene negativo. In questo contesto va considerato che gestire le popolazioni selvatiche per minimizzare le spese finanziarie dovute al danno potrebbe causare una perdita del benessere netto al margine, se non si considerano i benefici netti che possono derivare dalla presenza di questi animali nella proprietà.

Un aumento marginale della popolazione selvatica nella proprietà permette un aumento qualitativo o quantitativo di altre attività correlate alla presenza di animali selvatici, come l'osservazione naturalistica, ma anche la caccia (in quei Paesi dove la fauna è "*res nullis*", quindi in questo caso del proprietario del fondo). Allo stesso modo il proprietario che non riceve un utile da questa presenza nella sua proprietà potrebbe preferire rinunciare ai benefici che derivano da un aumento del numero di questi animali. Questo è ovvio se si pensa che più animali vuol dire anche maggiori danni, e quindi maggiori costi marginali da sostenere. Diversi studi documentano il comportamento di proprietari terrieri che tollerano, o tollererebbero, qualche danno causato dalla fauna selvatica nel proprio fondo, considerandolo a costo nullo. In questi casi i proprietari gradiscono la presenza di animali selvatici nella proprietà, sia da un punto di vista estetico che ricreativo, considerandoli quasi dei guardiani del territorio e dell'ambiente (Schusler *et al.*, 2000; Gigliotti *et al.*, 2000; Pomerantz *et al.*, 1986; Siemer e Decker, 1991; Craven *et al.*, 1992; Decker e Gavin, 1985; Enck *et al.*, 1988; Purdy e Decker, 1985). La presenza

della fauna selvatica può quindi non essere un problema, ma la sua densità relativa lo può diventare.

Questi studi suggeriscono che esiste un’*optimal non-zero densità di popolazione selvatica nella fattoria*” per il proprietario che dà un valore a questa fauna, oltre il quale l’impatto marginale netto sull’utile diviene negativo. La letteratura sulla fauna selvatica definisce questo punto come ”soglia di tolleranza” (Craven *et al.*, 1992; Pomerantz *et al.*, 1986; Purdy e Decker, 1985; Siemer e Decker, 1991). Per esempio, Connelly *et al.* (1985) hanno definito la soglia di tolleranza come la quantità massima di danno che le persone sono disposte a tollerare rispetto ai benefici che possono derivare dalla presenza di cervi nel vicinato. Diversi risultati in letteratura indicano che la soglia di tolleranza del produttore varia a seconda delle caratteristiche socio-culturali del proprietario, dell’attitudine alla fauna selvatica, delle caratteristiche della fattoria, della specie selvatica, delle densità di fauna selvatica a livello regionale, e dal prodotto (Decker e Brown, 1982; Craven *et al.*, 1992). Molti di questi studi sono motivati dalla necessità di stabilire i criteri per definire la densità di una popolazione selvatica e predire le situazioni in cui il danno sfocerebbe in un indesiderabile conflitto tra proprietari terrieri, tecnici faunistici e Amministrazioni locali (Carpenter *et al.*, 2000; Decker e Gavin, 1985; Gigliotti *et al.*, 2000). Nel caso in cui le specie selvatiche hanno un valore economico tangibile, l’identificazione delle politiche da usare che aumenterebbero la soglia di tolleranza per alcuni proprietari può portare i fini della gestione ad un incremento della popolazione a livello regionale (Schusler *et al.*, 2000).

La soglia di tolleranza è facilmente interpretabile come il punto in cui l’utilità marginale derivante dall’avere nel proprio terreno un animale selvatico in più non è maggiore del costo (danno) marginale che ne deriva. Questo valore di soglia di tolleranza è perciò il massimo valore che un proprietario è disposto a pagare per tollerare il danno, che a sua volta indica la massima disposizione da parte del proprietario a fruire dei benefici derivanti dalla presenza dei selvatici nella sua proprietà. Il “surplus di compensazione” è la quantità di perdita del raccolto che manterrebbe la funzione di utilità del proprietario a un costante livello mentre ottiene una maggiore quantità di benefici (qualitativamente o quantitativamente) dalla presenza degli animali, assumendo che la popolazione selvatica di origine è a densità basse a sufficienza per generare un aumento

netto dell'utilità. Se la popolazione selvatica nella proprietà ha densità abbastanza elevate tale che i costi marginali dovuti al danno sul raccolto superano i benefici della presenza degli animali, allora il proprietario avrà una perdita netta di utilità. Il surplus di compensazione, in questo caso, è rappresentato dalla minima quantità di danno che il proprietario sarebbe disposto ad accettare per portare ad un aumento numerico la popolazione selvatica fino ad un optimum. L'analisi si basa sulle informazioni derivanti dalla letteratura sui danni da fauna selvatica sulla base delle misure date dalla massima disponibilità a tollerare diversi livelli di danno per i produttori agricoli. Si ipotizza che la disponibilità a tollerare il danno da parte di un proprietario è una funzione di utilità netta che deriva dagli animali selvatici, e si ipotizza che questa funzione si possa testare su una struttura di utilità casuale. La struttura di utilità casuale fornisce le basi per stimare il cambiamento del benessere netto associato al danno della fauna selvatica.

Nel paragrafo successivo verrà descritto un modello economico teorico che esplicitamente incorpora il grado di tolleranza al danno da animali selvatici in una misura del benessere derivante dal costo del danno al netto dei benefici.

3.4.a Il modello

Supponiamo che un agricoltore tragga un utile (*funzione di utilità, utility*, la chiameremo d'ora in poi, cioè l'utilità che un proprietario trae dal vivere una situazione con e senza animali selvatici) che dipende dalla presenza di una popolazione di cervi che entra, o può entrare nella sua proprietà, definita con W , e da tutti i beni che la fattoria produce. La popolazione selvatica che entra nella fattoria è fuori dalle prospettive del proprietario, e influenza l'utile della fattoria in due modi. I cambiamenti marginali nella popolazione di cervi (a livello di dinamica e struttura di popolazione) influenzano la qualità e la quantità delle attività che producono un utile, come l'osservazione naturalistica e la caccia ricreativa, mentre il danno al raccolto e le spese per contenerlo (misure di contenimento) diminuiscono le entrate nette (*income*). Questo è rappresentato dalla *funzione indiretta di utilità*, dove \mathbf{P} è un *vettore* che rappresenta il prezzo per tutti gli altri beni:

$$V = V[B(W), I^0 - D(W), \mathbf{P}]. \quad (1)$$

Le entrate (*income*) per l'agricoltore quando la popolazione di cervi è zero sono rappresentate da I^0 , e $D(W)$ è la perdita di entrate dal danno al raccolto. $B(W)$ rappresenta il livello di gradimento delle attività del proprietario che dipendono dalla presenza di cervi nell'area. Danni e benefici derivanti dai cervi sono anche funzioni di altre variabili:

$$D = D(W, L, G), \quad (2)$$

$$B = B(W, L, F, H, E), \quad (3)$$

dove L è la vicinanza ad un'area protetta, G rappresenta mezzo ettaro di raccolto, F descrive l'attitudine dell'agricoltore alle attività naturalistiche, H l'attitudine all'attività di caccia ricreativa, ed E rappresenta altre caratteristiche della fattoria. Le equazioni (2) e (3) definiscono la fornitura e la domanda di animali selvatici in una proprietà privata con reddito da attività agricola (in questo modello non si considerano i benefici pubblici che derivano dal valore di esistenza, ricreativo ed educativo degli animali selvatici).

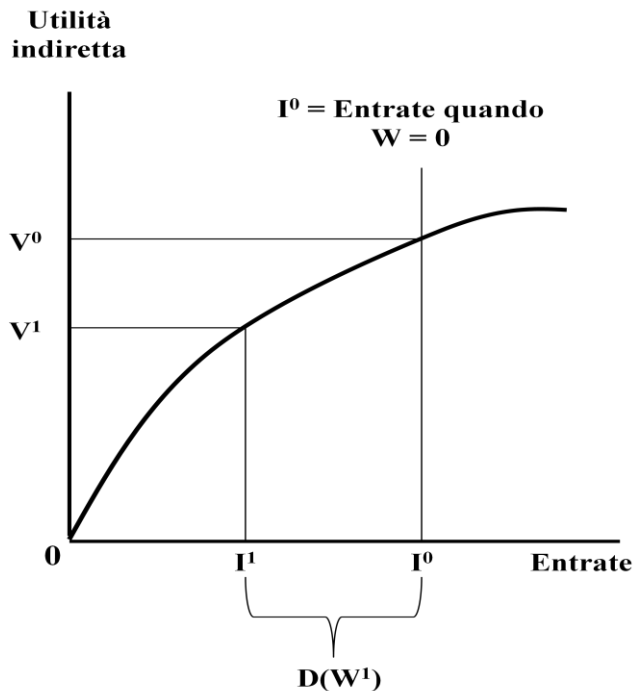
Assumiamo che i selvatici non aumentano le entrate della fattoria; perciò risulterà che $\partial D/\partial W \geq 0$. Considerando le equazioni (1) e (3), si deduce che l'effetto netto di un cambiamento marginale nella popolazione selvatica che frequenta la fattoria sulla *utility* del produttore è rappresentata dalla seguente equazione (4):

$$\frac{\partial V}{\partial W} = \frac{\partial V}{\partial B} \frac{\partial B}{\partial W} + \frac{\partial V}{\partial D} \frac{\partial D}{\partial W} \quad (4)$$

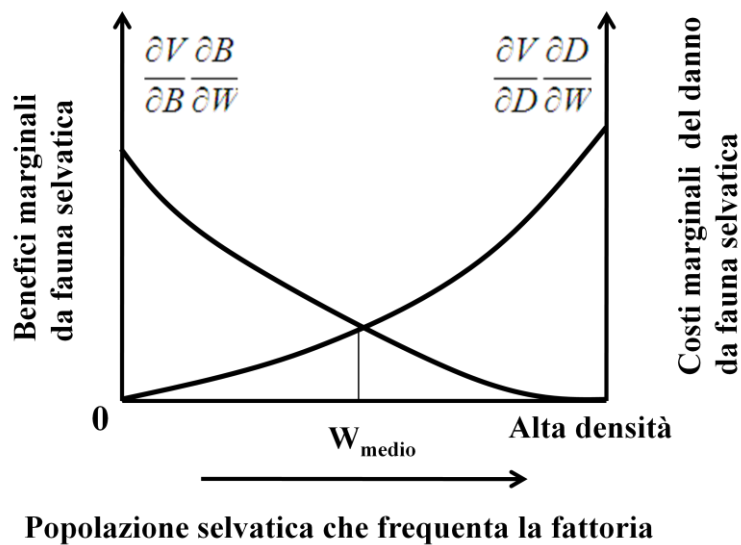
Nell'equazione (4) il primo termine sul lato destro, l'utilità marginale derivante dalle attività connesse ai selvatici, non è negativa, mentre il secondo termine, utilità marginale derivante dal danno, è strettamente negativa. Pertanto, il segno dipende dalla grandezza relativa dei danni e benefici marginali da fauna selvatica.

Se l'agricoltore non trae benefici dalla presenza di animali selvatici (cervi, per esempio), il primo termine del lato destro dell'equazione (4) è zero. In questo caso, come si può vedere nella condizione A della *figura 1*, all'aumentare della popolazione selvatica (di cervi) che frequenta la fattoria da 0 a W^I , il danno al raccolto aumenta da 0 a $D(W^I)$ e le entrate diminuiscono da I^0 a I^I . La perdita di entrate riduce l'utilità da V^0 a V^I .

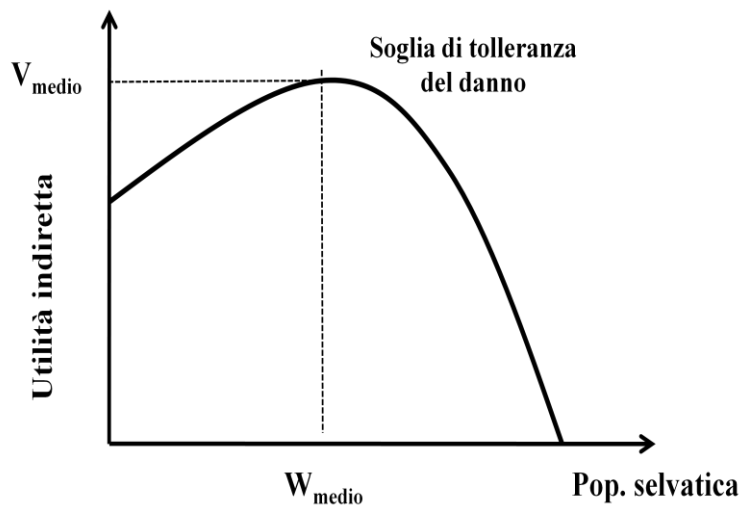
La condizione B della *figura 1* indica come i costi del danno marginale (lato destro dell'asse verticale) e i benefici marginali dalla fauna selvatica (lato sinistro dell'asse verticale) cambiano a seconda dei livelli di densità degli animali (asse orizzontale).



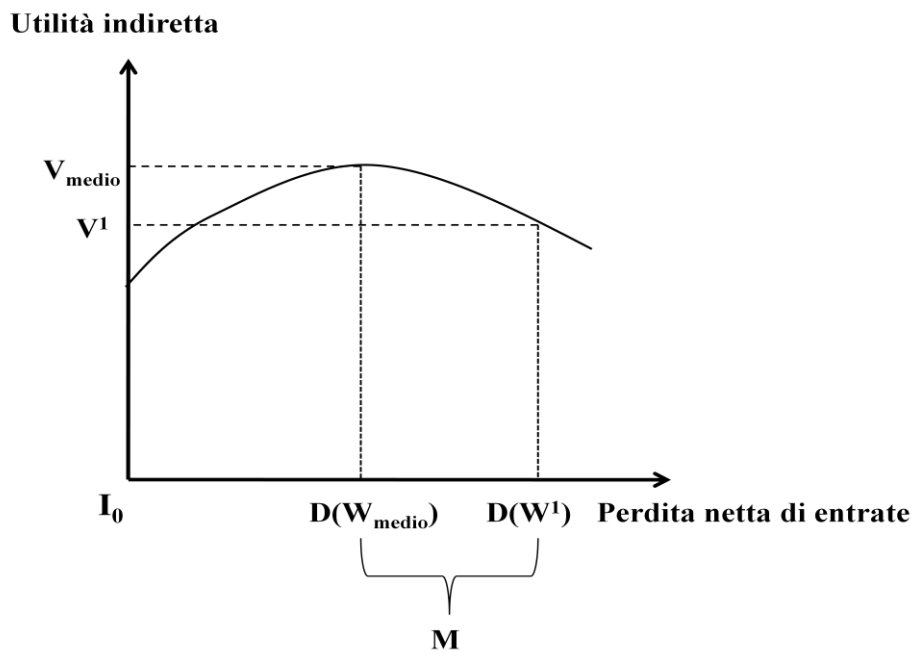
Condizione A: Danno da selvatici, utilità indiretta, entrate nette senza benefici derivanti dalla presenza di animali selvatici.



Condizione B: Utilità marginale netta derivante dalla presenza di animali selvatici.



Condizione C: *Massima soglia di tolleranza dell'agricoltore per il danno subito*



Condizione D: *Perdita netta a causa del danno subito dalla popolazione di animali selvatici*

Figura 1 (condizione A, B, C e D): perdita dell'utilità per un agricoltore per il danno da fauna selvatica al suo raccolto.

Se i benefici marginali derivanti dalla presenza di animali selvatici aumentano ad un tasso decrescente, allora W_{medio} è il punto in cui i benefici e i danni marginali da fauna selvatica si eguagliano. L'effetto netto è mostrato nella condizione C della *figura 1*, dove l'utilità è maggiore di V_{medio} con la popolazione selvatica a livelli di W_{medio} .

Quando $W < W_{medio}$, il valore marginale netto della popolazione selvatica è positivo, e $\partial V / \partial W > 0$. Al punto W_{medio} , il valore marginale netto della popolazione selvatica è zero, e $\partial V / \partial W = 0$. Quando il valore marginale del danno è maggiore del beneficio marginale derivante dalla presenza degli animali nella proprietà, allora $\partial V / \partial W < 0$. Pertanto, un agricoltore che trae dei benefici dagli animali selvatici massimizza la propria utilità al valore W_{medio} . Questo implica che i costi del danno, $D(W_{medio})$, potrebbero non essere zero quando l'utilità è massimizzata. Nel caso in cui l'agricoltore tragga un'utilità pari a zero dagli animali selvatici, allora ogni livello di danno causa una diminuzione dell'utilità, considerato che non ci sono benefici che compensano la situazione di perdita. In queste condizioni, l'agricoltore mostrerebbe tolleranza zero verso il danno subito, e otterremo che $D(W_{medio}) = 0$.

$D(W_{medio})$ rappresenta il massimo grado di danno da animali selvatici che un agricoltore sarebbe disposto a tollerare o, alternativamente, la massima disponibilità a pagare da parte del proprietario per i benefici associati alla presenza di animali selvatici nella sua proprietà. Secondo la letteratura sulla gestione faunistica $D(W_{medio})$ è la soglia di tolleranza del danno. Quando il valore della perdita del raccolto è piccolo rispetto alle entrate totali, il cambiamento delle entrate marginali indotto dal danno da fauna selvatica è trascurabile, e i valori di W_{medio} potrebbero essere fortemente influenzati dai benefici che il proprietario può trarre a certe densità di animali.

La condizione D della *figura 1* descrive la situazione in cui il danno $D(W^l) > D(W_{medio})$. V_{medio} è l'utilità associata a W_{medio} , V^l è l'utilità associata a W^l , e le entrate nette sono date da $I^0 - D(W^l)$. La differenza tra $D(W^l)$ e $D(W_{medio})$ è la quantità di denaro che si dovrebbe fornire all'agricoltore come risarcimento affinché possa mantenere la propria utilità a livelli di V_{medio} :

$$M = D(W^l) - D(W_{medio}).$$

In questo caso, M rappresenta sia la minima quantità che il proprietario è disposto ad accettare come risarcimento per una popolazione maggiore di W_{medio} , che un rimborso totale. Dipendendo dal fatto che la densità di una popolazione di cervi che frequenta una proprietà agricola è maggiore o minore di W_{medio} , un cambiamento marginale nella densità o nella struttura di popolazione di cervi, può risultare in un guadagno netto o in una perdita netta del benessere del proprietario del fondo. Allora, per una popolazione selvatica minore di W_{medio} , M rappresenterà la disponibilità a pagare per ottenere la maggior quantità di benefici possibili derivanti dalla presenza di questi animali.

La soglia di tolleranza $D(W_{medio})$ può essere direttamente stimata e dedotta dai costi del danno per calcolare il cambiamento del benessere netto M . Per fare questo, consideriamo $D(W_{medio})$ nel contesto di un modello casuale di utilità. La funzione di utilità indiretta per l'agricoltore di un fondo che è frequentato da animali selvatici è così descritta:

$$V^l = V[B(W^l), I^0 - D(W^l)] + \varepsilon,$$

dove $V(\bullet)$ è la porzione di utilità attribuibile ai fattori osservati, e ε è l'errore che rappresenta una porzione non osservabile di utilità. Il termine $I^0 - D(W^l)$ rappresenta le entrate nette a seguito del danno. Un proprietario potrebbe essere disposto a tollerare un certo livello di danno $D(W^l)$ se esso fosse minore o uguale a $D(W_{medio})$:

$$V^l[B(W^l), I^0 - D(W^l)] + \varepsilon_1 \geq V_{medio}[B(W_{medio}), I^0 - D(W_{medio})] + \varepsilon_0,$$

dove V^l rappresenta l'utilità quando la popolazione di cervi è pari a W^l , e V_{medio} è l'utilità quando la popolazione selvatica è a W_{medio} . La probabilità che un agricoltore sia disposto a tollerare un danno W^l da cervi o altri animali selvatici che possono entrare nella sua proprietà è descritta dall'equazione (5):

$$Pr(\text{tollerabilità}) = Pr(V^l + \varepsilon_1 \geq V_{medio} + \varepsilon_0). \quad (5)$$

Riscrivendo l'equazione in un'altra forma abbiamo che:

$$Pr(\text{tollerabilità}) = Pr[(V^l - V_{medio}) \geq \varepsilon_0 + \varepsilon_1]. \quad (6)$$

Una soglia media di tolleranza individuale può essere stimata attraverso una struttura di utilità casuale usando come esempio un agricoltore che manifesti un certo *range* di danni in condizioni di stocasticità. I dati necessari per sviluppare il modello descritto

includono le entrate I^0 , il danno $D(W^l)$ e una risposta positiva (un"si") o negativa (un "no") da parte dell'agricoltore alla domanda se è disposto a tollerare quel livello di danno che in quel momento sostiene. Il modello si potrebbe anche avvalere di variabili addizionali che si ritiene possano influenzare una risposta positiva dell'agricoltore.

4 Conclusioni

Questa seconda pubblicazione del progetto “*Un approccio bioeconomico alla gestione del cervo nel Comprensorio A.C.A.T.E. (Areale cervo Appennino Tosco-Emiliano)*” è nata dalla necessità di mitigare le forme di danno alla società umana da parte delle popolazioni di cervi che vivono nel territorio Tosco-Emiliano. Questi ungulati, per le loro caratteristiche comportamentali e la grande mole che li contraddistingue, sono, infatti, in grado di creare conflitti con l’uomo anche quando non sono presenti sul territorio con densità eccessive. Rimane il problema da risolvere che sempre più spesso giungono reclami da parte di proprietari di fondi agricoli, ma anche da parte di proprietari di giardini e orti privati nelle aree protette, che denunciano la distruzione del raccolto a causa di questo ungulato. La scarsa conoscenza che la popolazione locale ha di questo cervide (come si è visto nella prima relazione inerente la valorizzazione economica della carne di cervo) lo rende un intruso, diretta conseguenza di politiche conservazionistiche “contro gli agricoltori”, e primo responsabile della crisi economica in atto! In altre parole, anche se il danno subito è la risultante della presenza di diversi animali selvatici, il cervo sta divenendo un capro espiatorio piuttosto comune, sia per ignoranza che per interessi venatori.

Il cervo non è nell’Appennino Tosco-Emiliano la specie selvatica che procura il maggior numero di danni in termini di incidenti stradali o di distruzione dei raccolti. Il cinghiale e il capriolo rappresentano le due specie selvatiche maggiormente coinvolte nelle collisioni con veicoli. Fagiani e cinghiali fanno danni all’agricoltura con percentuali ben maggiori rispetto ai cervi: nel 2008 i danni da fagiano erano il 25% del totale, quelli registrati a causa dei cinghiali il 16%, mentre quelli da cervo 1.33%. Tuttavia rimane necessario trovare efficaci politiche che mitighino questo fenomeno, tutelando la salvaguardia della specie selvatica come risorsa a beneficio dell’ecosistema naturale e della stessa collettività umana.

Affinchè si possano utilizzare modelli bioeconomici che verificano l’efficacia di alcuni metodi di mitigazione rispetto ai costi e ai benefici derivanti, è necessario avere a disposizione un certo numero di informazioni, che troppo spesso risultano frammentarie o incomplete. Per quanto riguarda il problema degli incidenti stradali, sarebbe auspicabile che le Amministrazioni attivino un progetto di ricerca finalizzato al reperimento del

maggior numero di dati, al fine di realizzare un modello bioeconomico che riduca la possibilità di collisioni, che sia vantaggioso in termini di costi e benefici economici, e al tempo stesso mantenga la popolazione selvatica a livelli necessari e sostenibili in termini di diversità biologica. Gli *steps* da seguire per un progetto sull'analisi delle collisioni cervi-veicoli sono stati descritti nel *capitolo 2* di questa relazione. La produzione di un breve opuscolo informativo per i guidatori (dal titolo: “*Collisioni tra animali selvatici e veicoli sulle nostre strade. Un breve kit informativo per il guidatore*”) potrebbe rappresentare la reale possibilità di coinvolgere i cittadini alla scoperta delle caratteristiche del proprio territorio, salvaguardandone il patrimonio faunistico e imparando norme comportamentali che garantiscano una convivenza sostenibile con tutte le specie selvatiche (cervo incluso). L'opuscolo dovrebbe prevedere una breve nota sulle caratteristiche biologiche e comportamentali dei cervi, una mappa delle strade a più alto rischio di collisioni, un vademecum con norme comportamentali da tenere in strada per prevenire la collisione, ma anche su alcune norme da seguire a seguito di incidente avvenuto. Questo opuscolo informativo, insieme con quelli proposti nella relazione 1, inerenti la biologia del cervo e la lavorazione della carcassa e la preparazione per usi alimentari, andrebbero divulgati ad ampio raggio nel territorio, e non solo relegati ad ambienti in cui il fenomeno è già avvertito. Nel caso specifico degli incidenti stradali sarebbero utili anche campagne televisive durante i periodi dell'anno più critici, per alzare il livello di allerta dei cittadini che, pur avendo preso atto dell'opuscolo, lo potrebbero facilmente riporre nel cassetto. Quello a cui le Amministrazioni dovrebbero puntare è rendere il cittadino una figura consapevole della propria importanza nella gestione del territorio in cui vive. Questa forma di coinvolgimento diviene un punto di partenza fondamentale se si intende raggiungere un equilibrio sostenibile tra tutte le specie biologiche (uomo e cervo in primis nel nostro caso) presenti in un territorio.

La scelta delle misure di mitigazione per il contenimento dei danni alla proprietà privata è anche essa fase della gestione della specie selvatica che richiede un'attenta analisi dei costi e benefici che ne derivano. L'applicazione di una misura piuttosto che un'altra richiederebbe inoltre l'utilizzo della tecnica della disponibilità a pagare (*WTP*, *willing to pay*) che inquadra la componente sociale coinvolta nell'eventuale costo o beneficio che deriva dalla presenza dell'animale selvatico, e apre le porte ad ulteriori proposte di gestione.

Una popolazione selvatica, per il suo valore intrinseco di esistenza, offre un beneficio in termini estetici e un mercato economico intorno all'attività venatoria. Tuttavia i termini benefici e costi sono puramente di natura antropica, e così la gestione non può prescindere da questo aspetto. L'analisi dei costi e benefici associati alla presenza dei cervi e sottoposti a prelievo venatorio verrà trattata in maggiore dettaglio nella terza parte del progetto, attraverso l'ausilio del software di simulazione *VENSIM PLE (Personal Learning Edition)*, sia su base teorica che empirica, attraverso l'implementazione dei dati provenienti dai distretti venatori delle provincie di Bologna, Pistoia e Prato. Verranno inoltre proposti alcuni modelli bioeconomici di gestione dei conflitti di interesse intorno a questa risorsa mobile in uso nei Paesi anglosassoni. Anche l'analisi dei costi e benefici associati alla presenza di questo ungulato nelle aree protette dell'Appennino Tosco-Emiliano verrà analizzata attraverso il software *VENSIM PLE* al fine di valutare l'andamento dei danni al patrimonio forestale e alle proprietà privata in relazione a differenti livelli di densità di popolazione.

Bibliografia citata

Alexander, S.M., Waters, N.M., Paquet, P.C. (2005) Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien*, **49** (4), 321–331.

Banks, F.G., Irwin, C.L., Evink, G.L., Gray, M.E., Hagood, S., Kinar, J.R., Levy, A., Paulson, D., Ruediger, B., Sauvajot, R.M. (2002) *Wildlife habitat connectivity across European highways*. U.S. Department of Transportation Federal Highway Administration International Technology Exchange Program.

Bendix (2002) *Bendix begins sale of XVision™ infrared nighttime vision system*. Press release, Elyria, OH. Available: <http://www.bendix.com/products/XVisionPR.shtml>.

Byrne, A.E. (1989) Experimental applications of high-tensile wire and other fencing to control big game damage in Northwest Colorado. *Proceedings of the Great Plains Wildlife Damage Control Workshop*, **9**, 109–115.

Bryant, L.D., Thomas, J.W., Rowland, M.M. (1993) *Techniques to construct New Zealand elk-proof fence*. United States Department of Agriculture, General Technical Report PNW-GTR-313, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, USA.

Bruinderink, G.W.T.A., Hazebroek, E. (1996) Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology*, **10**, 1059-1067.

Carpenter, L., Decker, D.J., Lipscomb, J. (2000) "Stakeholder Acceptance Capacity in Wildlife Management." *Human Dimensions of Wildlife*, **5**(3), 5-19.

C.I.R.Se.M.A.F (Centro Interuniversitario di Ricerca sulla Selvaggina e sui Miglioramenti Ambientali a fini Faunistici) (2009) *Incidenti stradali causati dalla fauna selvatica nella Regione Toscana. Analisi del fenomeno nel periodo 2001-2008*. Giunta Regione Toscana, Firenze.

Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K. (2001) Highway mitigation fencing reduces wildlife–vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, **29**, 646–653.

Clutton-Brock, T.H., Guinness, F.E., Albon, S.D. (1982) *Red Deer: behavior and ecology of two sexes*. Wildlife behavior and ecology series, University of Chicago Press, U.S.A.

Cohn, P.N., Plotka, E.D., Seal, U.S. (1996) *Contraception in wildlife, Book 1*. Edwin Mellen Press, Ltd., Lampeter, Wales, United Kingdom.

Connelly, N.A., Decker, D.J., Wear, S. (1987) *'White-Tailed Deer in Westchester County, New York: Public Perceptions and Preferences.'* Human Dimensions Research Unit Series No. 87-5, Dept. of Nat. Resour., New York State College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University, Ithaca, NY.

Conover, M.R. (2002) *Resolving wildlife conflicts: the science of wildlife damage management*. Lewis, Boca Raton, Florida, USA.

Conover, M.R. (1994) "Perceptions of Grass-Roots Leaders in the Agricultural Community About Wildlife Damage on Their Farms and Ranches." *Wildlife Society Bull.*, **22**, 94-100.

Conover, M.R., Decker, D.J. (1991) 'Wildlife Damage to Crops: Perceptions of Agricultural and Wildlife Professionals in 1957 and 1987.' *Wildlife Society Bull.*, **19**, 46-52.

Conover, M.R., Pitt, W.C., Kessler, K.K., DuBow, T.J., Sanborn, W. A. (1995) Review of human injuries, illnesses, and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin*, **23**, 407–414.

Craighead, A.C., Roberts, E.A., and Craighead, F.L. (2001) Bozeman Pass Wildlife Linkage and Highway Safety Study. *Craighead Environmental Research Institute (CERI)*, Bozeman, Montana, USA. 24 pp.

Christie, J.S., Nason, S. (2003) *Analysis of vehicle collisions with moose and deer on New Brunswick Arterial Highways*. 31st Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering, Moncton, New Brunswick, June 4-7.

Curtis, P.D., Fargione, M.J., Richmond, M.E., (1994) Preventing deer damage with barrier, electrical, and behavioral fencing systems. *Proceedings of the 16th Vertebrate*

Pest Conference. Eds. W.S. Halverson and A.C. Crabb, **16**, 223-227. Davis, CA: University of California, Davis.

Curtis, P.D., Warren, R.J. (1998) *Proceedings of the workshop on the status and future of wildlife fertility control*. 5th Annual Conference of The Wildlife Society, Buffalo, New York.

Craven, S.R., Decker, D.J., Siemer, W.F., Hyngstrom, S.E. (1992) "Survey Use and Landowner Tolerance in Wildlife Damage Management." *Transactions of the 57th North American Wildlife and Natural Resources Conference*, pp. 75-88. Washington, DC: Wildlife Management Institute.

Danielson, B.J., Hubbard, M.W. (1998) *A literature review for assessing the status of current methods of reducing deer-vehicle collisions*. Ames, IA: Iowa Department of Transportation and Iowa Department of Natural Resources.

Daily, G.C., Alexander, S., Ehrlich, P. R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P.A., Mooney, H.A. Postel, S., Schneider, S.H., Tilman, D., Woodwell, G.M. (1997) Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology*, **2**, 1-16.

DeerCrash (2003) *Countermeasures toolbox*. Madison, WI: University of Wisconsin, Madison, *Deer-Vehicle Crash Information Clearinghouse*. Available: <http://www.deercrash.com/toolbox/index.htm>.

Decker, D.J., Brown, T.L. (1982) "Fruit Growers' vs. Other Farmers' Attitudes Toward Deer in New York." *Wildlife Society Bull.*, **10(2)**, 150-155.

Decker, D.J., Gavin, T.A. (1995) "*Public Tolerance of a Suburban Deer Herd: Implications for Control*." In: Proceedings of the 2nd Eastern Wildlife Damage Control Conference, ed., P. T. Bomely, pp. 192-204. Fort Collins, CO: National Wildlife Research Center.

DeNicola, A.J., VerCauteren, K.C., Curtis, P.D., Hyngstrom, S.C. (2000) *Managing White-Tailed Deer in Suburban Environments: A Technical Guide*. Ithaca, NY: Cornell Cooperative Extension.

El Hani, A., Conover, M.R. (1995) *Comparative analysis of deer repellents. Repellents in Wildlife Management Symposium Proceedings*. Fort Collins, CO: National Wildlife Research Center, Animal and Plant Health Inspection Service.

Enck, J.W., Purdy, K.G., Decker, D.J. (1988) "*Public Acceptance of Beavers and Beaver Damage in Wildlife Management Unit 14 in DEC Region 4.*" Human Dimensions Research Unit Pub. No. 88-1, Dept. of Nat. Resour., New York State College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University, Ithaca, NY.

Falk, N.W., Graves, H.B., Bellis, E.D. (1978) Highway right-of-way fences as deer deterrents. *Journal of Wildlife Management*, **42**, 646–650.

Farrell, K.I. Morris, T.M. (1996) Moose-motor vehicle collisions: an increasing hazard in northern. *New England. Archives of Surgery*, **131**, 377-381.

Feldhamer, G.A., Gates, J.E., Harman, D.M., Loranger, A.J., Dixon, K.R. (1986) Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer activity. *Journal of Wildlife Management*, **50**, 497–503.

Finder, R.A., Roseberry, J.L., Woolf, A. (1999) Site and landscape conditions at white-tailed deer-vehicle collision location in Illinois. *Landscape and Urban Planning*, **44**, 77-85.

Forman, R.T.T. (1998) Road ecology: a solution for the giant embracing us. *Landscape ecology*, **13**, iii-v.

Fraker, M.A., Brown, R.G., Gaunt, G.E., Kerr, J.A., Pohajdak, B. (2002) Long-lasting, single-dose immunocontraception of feral fallow deer in British Columbia. *Journal of Wildlife Management*, **66(4)**, 1141-1147.

Gallagher, G.R., Prince, R.H. (2003) Negative operant conditioning fails to deter white-tailed deer foraging activity. *Crop Protection*, **22**, 893–895.

Garrott, R.A. (1995) Effective management of free-ranging ungulate populations using contraception. *Wildlife Society Bulletin*, **23**, 445–452.

Gigliotti, L., Decker, D.J., Carpenter, L. (2000) "Developing the Wildlife Stakeholder Acceptance Capacity Concept: Research Needed." *Human Dimensions of Wildlife*, **5(3)**, 76-82.

Goddard, P.J., Summers, R.W., MacDonald, A.J., Murray, C., Fawcett, A.R. (2001) Behavioral responses of red deer to fences of 5 different designs. *Applied Animal Behavioural Science*, **73**, 289–298.

Gray, R., Rollins, K. (1996) "*Economic Instruments to Preserve and Enhance Wildlife Habitat in Canada's Agricultural Landscape.*" In: Potential Applications of Economic Instruments to Address Selected Environmental Problems in Canadian Agriculture, ed., A. Weersink and J. Livernois, pp. 142-175. Ottawa, Canada: Agriculture and Agrifood Canada, Environment Bureau.

Gray, R., Sulewski, T. (1997) "*The Interaction of Prevention and Compensation Measures for Wildlife Damage to Agriculture.*" Report submitted to the Canadian Federation of Agriculture, Ottawa, Canada.

Gunther, K., Biel, M.J., Robison, H.L. (2000) Influence of vehicle speed and vegetation cover-type on road-killed wildlife in Yellowstone National Park. In: *Proc. 7th Annual Meeting of the Wildlife Society*.

Hartmann, M. 2003. Evaluation of wildlife crossing structures: their use and effectiveness. Missoula, MT: Wildlands Center for Preventing Roads. Available: <http://www.wildlandscpr.org/resource/library/reports/EvaluationByMaureenHartmann.htm>.

Hedlund, J.H., Curtis, P.D., Curtis, G., Williams, A.F. (2004) *Methods to Reduce Traffic Crashes Involving Deer: What works and What does not?* Insurance Institute for Highway Safety.

Huijser, M.P., McGowen, P.T., Camel, W., Hardy, A., Wright, P., Clevenger, A.P., Salsman, L., Wilson, T. (2006b) *Animal vehicle crash mitigation using advanced technology. Phase I: review, design and implementation.* SPR **3(076)**. FHWA-OR-TPF-07-01, Western Transportation Institute – Montana State University, Bozeman, Montana, USA.

Huijser, M.P., McGowen, P., Fuller, J., Hardy, A., Kociolek, A., Clevenger, A.P., Smith, D., Ament, R. (2007b) *Wildlife–vehicle collision reduction study. Report to Congress*. U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington D.C., USA.

Huijser, M.P., Duffield, J.W., Clevenger, A.P, Ament, R.J, McGowen, P.T. (2009) Cost Benefit Analysis of Mitigation Measures Aimed at reducing Collision with Large Ungulates in The United States and Canada: a Decision Support Tool. *Ecology and Society*, **14(2)**, 15.

Hygnstrom, S.E., Craven, S.R. (1988) Electric fences and commercial repellents for reducing deer damage in cornfields. *Wildlife Society Bulletin*, **16**, 291–296.

Isleib, J. (1995) Deer exclusion efforts to reduce crop damage in Michigan and Northeast Wisconsin. *Great Plains Wildlife Damage Control Workshop*, **12**, 63–69.

Jaren, V., Andersen, R., Ulleberg, M., Pedersen, P.H., Wiseth, B. (1991) Moose-train collisions: the effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. *Alces*, **27**, 93-99.

Jordan, J.D., Warren, R.J., Kesler, D.J. (2000) *Preliminary results from a field test of deer fertility control on Kiawah Island, South Carolina*. Proceedings of the Annual Meeting of the Southeast Deer Study Group, 23.

Joyce, T.L., Mahoney, S.P. (2001) Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin*, **29(1)**, 281-191.

Kaneene, J.B., Bruning-Fann, C.S., Granger, L.M., Miller, R., Porter-Spalding, B.A (2002) Environmental and farm management associated with tuberculosis on cattle farms in northeastern Michigan. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, **221**, 837–842.

Kea, J.B.J. (2006) *Deer Whistles*. NC State University, AT&T State University, Cooperative Extension.

Knapp, K., Yi, X., Oakasa, T., Thimm, W., Hudson, E., Rathmann, C. (2004) *Deer – vehicle crash countermeasure toolbox: a decision and choice resource. Final report*. Report Number **DVCIC – 02**. Midwest Regional University Transportation Center, Deer –

Vehicle Crash Information Clearinghouse, University of Wisconsin- Madison, Madison, Wisconsin, USA.

Knapp K.K., Witte, A. (2006) *Strategic agenda for reducing deer-vehicle crashes*. Report No. **DVCIC – 04**. Midwest Regional University Transportation Center, Deer – Vehicle Crash Information Clearinghouse, University of Wisconsin, Madison, WI, USA.

Kreeger, T.J. (1997) *Contraception in wildlife management*. Technical Bulletin No. 1853, U. S. Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service, Wildlife Services, Washington, D. C.

Krutilla, J.V. (1967) Conservation reconsidered. *American Economic Review*, **57**, 777–786.

Langbein, J., Putman, R. (2005) Deer Vehicle Collisions in Britain – A Nationwide Issue. *Ecology and Environmental Management*, **47**.

Lavsund, S., Sandegren, F. (1991) Moose-vehicle relations in Sweden: a review. *Alces*, **27**, 118-26.

Lehnert, M.E., Bissonette, J.A. (1997) Effectiveness of highway crosswalk structures at reducing deer vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, **25**, 809-18.

Maine Interagency Work Group on Wildlife/Motor Vehicle Collisions (2001) *Collisions Between Large Wildlife Species and Motor Vehicles in Maine Interim Report*. April 2001.

Malhotra, R., Johns, P., Madden, M., Wein, G. (2000) Deer vehicle-collisions: is there a pattern? In: Proc. ESRI intl. user conf. 2000.

McAninch, J.B. (1995) *Urban deer: a manageable resource?* Proceedings of a symposium held at the 55th Midwest Fish and Wildlife Conference, St. Louis, Missouri.

McIvor, D.E., Schmidt, R.H. (1996) *Annotated bibliography for wildlife contraception: methods, approaches, and policy*. Berryman Institute, Department of Fisheries and Wildlife, Utah State University, Logan, Utah.

McNew, K., Curtis, J. (1997) "Maryland Farmers Lose Bucks on Deer-Damaged Crops." Dept. of Agr. And Resour. Econ., University of Maryland,

McKillop, I.G., Sibly, R.M. (1988) Animal behaviour at electric fences and the implications for management. *Mammal Review*, **18**, 91–103.

McShea, W.J., Underwood, H.B., Rappole, H.S (1997b) *The Science of Overabundance: Deer Ecology and Population Management*. Washington D.C.: Smithsonian Inst. Press, 402p.

Miller, W.M., Williams, E.S., Hobbs, N.T., Wolfe, L.L. (2004) Environmental sources of prion transmission in mule deer. *Emerging Infectious Diseases*, **10**, 1003–1006.

Nicoloso, S., Vagaggini, L., Ciuti, F., Brugnoli, A. (2007) Un progetto di miglioramento ambientale per il cervo nell'Appennino Tosco-Emiliano. *Forest@* **4(2)**, 159-169.

Pafko, F., Kovach, B. (1996) *Minnesota experience with deer reflectors*. Proceedings of Transportation and Wildlife. Reducing Wildlife Mortality and Improving Wildlife Passageways Across Transportation. Corridors, 116-124. Tallahassee, FL: Florida Department of Transportation.

Palmer, W.L., Wingard, R.G., (1983) Deer damage control in Pennsylvania agriculture. *Proceedings of the Eastern Wildlife Damage Control Conference*, **1**, 75–76.

Patton, M.L., Jöchle, W., Penfold., L.M. (2007) Review of contraception in ungulate species. *Zoo Biolog*, **26**, 311–326.

Pomerantz, G.A., Ng, C., Decker, D.J. (1986) "Summary of Research on Human Tolerance of Wildlife Damage." Human Dimensions Research Unit Series No. 25, Dept. of Nat. Resour., New York State College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University, Ithaca, NY.

Premo, D., Hindelang, M. (2004) An ecological landscape study of deer-vehicle collisions in Kent County, Michigan. White Waters Ass. Inc.

Puglisi, M.J., Lindzey, J.S., Bellis, E.D. (1974) Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, **38**, 799-807.

Putman, R.J. (1997) Deer and road traffic accidents: Options for management. *Journal of Environmental Management*, **51**, 43-57.

Putman, R.J., Langbein, J., Staines, B.W. (2004) Deer and Road Traffic Accidents. A Review of mitigation measures: Costs and Costs-Effectiveness. Report for the Deer Commission of Scotland.

Purdy, K.G., Decker, (1985) D.J. "Central New York Beaver Damage Tolerance Study." Human Dimensions Research Unit Pub. No. 85-5, Dept. of Natural Resources, New York State College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University, Ithaca, NY.

Reed, D.F., Woodard, T.N., Pojar, T.M. (1975) Behavioral response of mule deer to a highway underpass. *Journal of Wildlife Management*, **39**, 361-67.

Reed, D.F., Woodard, T.N., Beck, T.D.I. (1979) *Regional deer-vehicle accident research. Report no. FHWA-CO-RD-79-11*. Denver, CO: Colorado Division of Wildlife.

Reed, D.F. (1981) Effectiveness of highway lighting in reducing deer-vehicle accidents. *Journal of Wildlife Management*, **45(3)**, 721-726.

Reed, D.F., Beck, T.D.I., Woodward, T.N. (1982) Methods of reducing deer-vehicle accidents: benefit-cost analysis. *Wildlife Society Bulletin*, **10**, 349-354.

Reeve, A.F., Anderson, S.H. (1993) Ineffectiveness of Swareflex reflectors at reducing deer-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, **21**, 127-32.

Rollins, K., Briggs, H.C. (1996) "Moral Hazard, Externalities, and Compensation for Crop Damages from Wildlife." *J. Environ. Econ. and Mgmt.*, **31**, 368-386.

Romin, L.A., Bissonette, J.A. (1997) Deer-vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin*, **24**, 276-83.

Rondeau, D., Conrad, J.M. (2002) "Managing Urban Deer." *Amer. J. Agr. Econ.*, **85(1)**, 266-281.

Rudolph, B.A., Porter, W.F., Underwood, H.B. (2000) Evaluating immunocontraception for managing suburban white-tailed deer in Irondequoit, New York. *Journal of Wildlife Management*, **64**, 463-473.

Rutberg, A.T., Naugle, R.E., Thiele, L.A., Liu, I.K.M. (2004) Effects of immunocontraception on a suburban population of white-tailed deer *Odocoileus virginianus*. *Biological Conservation*, **116**, 243–250.

Rutberg, A.T., Naugle, R.E. (2008) Population-level effects of immunocontraception in whitetailed deer (*Odocoileus virginianus*). *Wildlife Research in press*.

Schusler, T.M., Chase, L.C. Decker, D.J. (2000) "Community-Based Management: Sharing Responsibility When Tolerance for Wildlife Is Expected." *Human Dimensions of Wildlife*, **5(3)**, 34-49.

Schwabe, K.A., Schuhmann, P. (2002) "Deer-Vehicle Collisions and Deer Value: An Analysis of Competing Literatures." *Wildlife Society Bull.*, **30(2)**, 609-615.

Sielecki, L.E., (2004) *Wildlife Accident Reporting and Mitigation in British Columbia: Special Annual Report*. Ministry of Transportation, Engineering Branch. Environmental Management Section. Victoria, British Columbia, Canada.

Siemer, W.F., Decker, D.J. (1991) "*Human Tolerance of Wildlife Damage: Synthesis of Research and Management Implications*." Human Dimensions Research Unit Series No. 91-7, Dept. of Nat. Resour., New York State College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University, Ithaca, NY.

Singleton, P.H., Lehmkuhl, J.F. (2000) I-90 snoqualmie pass wildlife habitat linkage assessment. Technical report, U.S. Department of Agriculture.

Staines, B., Langbein, J., Putman, R. (2001) *Road traffic accidents and deer in Scotland*. Technical report, Deer Commission for Scotland, Deer and Road Traffic Accidents Survey.

Steger, R.E. (1988) Consider using electric powered fences for controlling animal damage. *Proceedings of the Great Plains Wildlife Damage Control Workshop*, **8**, 215–216.

Sullivan, T.L., Messmer, T.A. (2003) Perceptions of deer-vehicle collision management by state wildlife agency and department of transportation administrators. *Wildlife Society Bulletin*, **31**, 163-73.

Sullivan, J.M. (2009) *Relationship between lighting and deer-vehicle-collisions*. University of Michigan, Report n. UMTRI-2009-35.

Üekermann, E. (1964) Erhebung über die Wildverluste durch den Strassenverkehr und die Verkehrsunfälle durch Wild. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, **10**, 142-168.

Ujvari, M., Baagoe, H.J., Madsen, A.B. (1998) Effectiveness of wildlife warning reflectors in reducing deer-vehicle collisions: a behavioral study. *Journal of Wildlife Management*, **62**, 1094-99.

Underwood, H.B., Verret, F.D. (1998) *From fertility control to population control: improving efficacy of deer immunocontraception programs*. Pages 41-52 in P. D. Curtis and R. J. Warren, editors. Proceedings of the workshop on the status and future of wildlife fertility control. 5th Annual Conference of The Wildlife Society, Buffalo, New York.

Van Tassell, L.W., Phillips, C., Yang, B. (1999) "Depredation Claim Settlements in Wyoming." *Wildlife Society Bull.*, **27(2)**, 479-487.

VerCauteren, K. C., Lavelle, M.J., Hynstrom, S. (2006) Fences and deer-damage management. A review of Designs and Efficacy. *Wildlife Society Bulletin*, **34(1)**, 191-200.

Wagner, K.K., Schmidt, R.H., Conover, M.R. (1997) "Compensation Programs for Wildlife Damage in North America." *Wildlife Society Bull.*, **25(2)**, 312-319.

Waller, D.M., Alverson, W.S. (1997) White-tailed deer: a keystone herbivore. *Wildlife Society Bulletin*, **25(2)**, 217-226.

Walters, B. (1990) *Fertility control in wildlife*. University of Melbourne and Atkinson Conference Services, Pty., Ltd., East Melbourne, Australia.

Ward, A.L. (1982) Mule deer behavior in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Record*, **859**, 8-13. Washington, DC: Transportation Research Board.

Warren, R.J. (1995) Should wildlife biologists be involved in wildlife contraception research and management? *Wildlife Society Bulletin*, **23**, 441-444.

Warren, R.J. (2000) *Fertility control in urban deer: questions and answers*. Field Publication FP-1, American Archery Council, Gainesville, Florida (available online: www.amo-archery.org).

Wywiałowski, A.P. (1994) "Agricultural Producers' Perceptions of Wildlife-Caused Losses." *Wildlife Society Bull.*, **22**, 370-382.

Yoder, J.K. (2000) "Contracting over Common Property: Cost-Share Contracts for Predator Control." *J. Agr. and Resource Economics*, **25(2)**, 485-500.

Yoder, J.K. (2002) "Estimation of Wildlife-Inflicted Property Damage and Abatement Based on Compensation Program Data." *Land Econ.*, **78(1)**, 45-49.

Zacks, J.L. (1986) Do white-tailed deer avoid red? An evaluation of the premise underlying the design of Swareflex wildlife reflectors. *Transportation Research Record* **1075**, 35-43. Washington, DC: Transportation Research Board.