

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



RELAZIONE 3

Irene Di Vittorio

Biologo - consulente della Commissione Tecnica Interregionale Comprensorio

A.C.A.T.E.

RELAZIONE 3



ANALISI DEL CONTRIBUTO DELLA GESTIONE VENATORIA DEL CERVO ALL'ECONOMIA DEL TERRITORIO DEL COMPENSORIO A.C.A.T.E.

Autore: Dr.ssa Irene Di Vittorio

Immagine in copertina: G. Capaccioli

INDICE

1 Introduzione generale.....	4
2 Confronto tra modelli bioeconomici teorici applicati alla gestione del cervo	13
2.1 Introduzione	13
2.2 Analisi di un modello bioeconomico per la gestione del cervo in un'area con sforzo di caccia modesto.....	14
2.2 a) Il modello	16
2.2 b) Conclusioni parziali e prospettive empiriche per la provincia di Pistoia.....	25
2.3 Un modello bioeconomico teorico di prelievo, per classi di sesso e di età, per una popolazione di cervi che crea conflitti di interesse in un territorio antropizzato.....	27
2.3 a) Il modello con calibrazione sui dati della provincia di Pistoia per la stagione venatoria 2008-2009.....	28
3 Conclusioni generali dell'intero progetto annuale di studio e prospettive future	36
Bibliografia citata.....	39

1 Introduzione generale

I conflitti di interesse che caratterizzano la presenza del cervo (*Cervus elaphus*) nel territorio del comprensorio A.C.A.T.E. (Areale Cervo Appennino Tosco-Emiliano) rendono la gestione di questa specie un problema di natura bioeconomico, in quanto la gestione di questa risorsa biologica *mobile* è inserita in un contesto economico da cui non si può prescindere.

La dinamica di tutte le popolazioni di animali selvatici riflette le variazioni nei tassi di nascita e morte della medesima popolazione. Talvolta, tali popolazioni, possono essere soggette a fenomeni di migrazione, e le nascite e i tassi di mortalità, e migrazione, possono a loro volta essere correlate alla densità di popolazione (Begon *et al.*, 1990; Royama, 1992; Stearns, 1992). Caughley (1974, 1976, 1977); Caughley e Sinclair (1994) sono tra i primi per popolazioni di mammiferi selvatici hanno descritto in un modello empirico di popolazione la teoria del prelievo ottimale e del massimo prelievo sostenibile per la popolazione selvatica e l'ambiente circostante. Sutherland (2001) ha successivamente rivisitato la letteratura in materia di prelievo sostenibile, con particolare attenzione al prelievo dell'alce in Norvegia e Nord Europa, e ha riorganizzato i concetti base identificando i principi essenziali di una corretta gestione sostenibile di una risorsa mobile ed esauribile (come la fauna selvatica), descrivendo i benefici, le problematiche e i risvolti derivanti da diversi livelli di prelievo. Sutherland sostiene che una gestione faunistica di tipo adattivo (o *gestione integrata*) è uno strumento sottovalutato, e sottoutilizzato (vedi anche Walters, 1986), e che il monitoraggio biologico, e il conseguente impatto economico che tali animali hanno sul territorio, insieme all'organizzazione di piani di prelievo a lungo termine, e ai tempi biologici della dinamica di popolazione, rappresenta sicuramente il metodo migliore. Modelli di popolazione animale applicati alle dinamiche di prelievo venatorio e di controllo numerico non venatorio, sono stati introdotti nella gestione degli ungulati a partire dalla fine degli anni sessanta e primi anni settanta (Gross, 1969; Walters e Gross, 1972). Da questo momento in poi, è stata prodotta una varietà di modelli che definiscono le dinamiche del prelievo di grandi ungulati nel Nord Europa (Sylvén *et al.*, 1979; Ryman *et al.*, 1981; Lehtonen, 1998; Solberg, 1998; Solberg *et al.*, 1999; Ericsson *et al.*, 2000; Luoma *et al.*, 2001; Sæther *et al.*, 2001). Analisi sulla stima del rapporto tra i sessi, delle *life tables*, delle variazioni degli *home ranges*, delle stime del

prelievo e della dinamica di popolazione, forniscono i supporti necessari per applicare una serie di modelli oggi in largo uso nella gestione faunistica (Solberg e Sæther, 1999; Solberg *et al.*, 2000; Solberg *et al.*, 2002). Lo scopo è quello di fornire gli strumenti decisionali più adeguati al raggiungimento di un equilibrio tra la popolazione selvatica presente e le diverse strategie di prelievo, nel breve, medio e lungo termine.

In questo complesso contesto biologico ed economico in cui si muovono le specie selvatiche, le analisi bioeconomiche rappresentano uno strumento completo per le Amministrazioni pubbliche e private al fine di controllare i conflitti che inevitabilmente si innescano tra animali selvatici e componente umana, quando certi territori (ormai la maggior parte) divengono spazi di competizione (Conover, 2002; Milner-Gulland, 2001). I modelli bioeconomici riescono, in questo senso, ad essere incorporati nei concetti delle scienze sociali, che a loro volta sono parte integrante della scienza della conservazione, in quanto il valore della biodiversità è un bene non solo per le specie selvatiche che vivono un certo ambiente, ma anche per la componente umana che con esse condivide e suddivide il medesimo territorio (Mascia *et al.*, 2003).

I modelli bioeconomici che offrono analisi di ottimizzazione del prelievo di specie selvatiche sono oggi supportati da una ricca letteratura. L'applicazione di tali analisi alle dinamiche di popolazione, in condizioni di scenari stocastici e deterministici, riesce a disegnare le variazioni nella struttura di popolazione e i conseguenti piani di prelievo in relazione al contesto territoriale che necessitiamo gestire (Clark, 1990; Lande *et al.*, 2003).

La determinazione di politiche di prelievo di animali selvatici, in termini ecologicamente ed economicamente sostenibili, rappresenta sicuramente una delle più importanti e controverse discussioni che definiscono la gestione di ogni risorsa naturale rinnovabile, e al tempo stesso esauribile. Una delle ragioni del manifestarsi di tali conflitti ecologici e sociali è rappresentata dalla non corrispondenza tra la scala spaziale delle differenti unità di gestione (per esempio per aree protette, aree soggette ad attività venatoria, aree in cui la fauna selvatica è legata alle leggi della proprietà privata, etc.) e la scala spaziale nella quale le popolazioni di animali selvatici si muovono. L'applicazione di questi concetti ad attività di prelievo di risorse marine rappresenta il primo approccio di natura bioeconomica alla gestione delle risorse rinnovabili, mostrando l'interdipendenza che esiste tra dinamica di popolazione e la loro gestione, sia in aree protette che in aree

soggette a prelievo selettivo (Kritzer e Sale, 2004), e numerosi sono i modelli applicativi prodotti in materia di pesca. Al contrario, nei sistemi terrestri solo pochi studi hanno incorporato gli aspetti spaziali della diversa gestione di popolazioni di animali selvatici in condizioni di prelievo e in condizioni di protezione, sebbene una sempre più attenta ricerca, con conseguente letteratura, si stia avvicinando al problema e ne suggerisce il suo utilizzo al fine di raggiungere sostenibili azioni di gestione (Millner-Gulland *et al.*, 2000; Salas e Kim, 2002; Skonhoft *et al.*, 2002).

Da un punto di vista ecologico, l'incorporazione del concetto di spazio nella teoria del prelievo rappresenta un aspetto di fondamentale importanza per almeno due ragioni: (1) se esiste una variazione spaziale nei tassi demografici (struttura di popolazione), percentuali diverse di prelievo sito-specifiche, potrebbero determinare nel lungo tempo un aumento della quantità di raccolto (prelievo) e ridurre il rischio di un'estinzione locale dovuta a un sovra-sfruttamento della risorsa in questione. Inoltre, (2) se esistono sotto-popolazioni unite da fenomeni di migrazione, le scelte gestionali applicate in una sottozona generalmente avranno un effetto sui processi di popolazione in un'altra zona, e viceversa. Poiché il prelievo delle risorse faunistiche è un'attività che determina delle entrate anche consistenti per le comunità rurali (Millner-Gulland e Bennett, 2003; Storas *et al.*, 2001), nonché dei costi dovuti agli impatti negativi sul medesimo territorio, la comprensione e l'inclusione degli aspetti spaziali che influenzano la dinamica e la struttura delle popolazioni selvatiche nelle scelte gestionali diviene un fattore importante se si desidera raggiungere il massimo beneficio per la popolazione umana in equilibrio con la migliore densità di popolazione sostenibile per se stessa e per l'ambiente. Nella maggior parte dei Paesi Europei (Italia esclusa, in quanto nel nostro Paese la fauna è "...patrimonio indisponibile dello Stato....- Legge 157/92 -") i proprietari terrieri hanno diritto di proprietà sulla fauna presente nel proprio terreno, e ricavano degli utili dall'attività venatoria che fanno esercitare nella loro proprietà (Gill, 1990). Quello che spesso si osserva nelle aree rurali è un rapporto di interdipendenza tra i vari proprietari, il che comporta che una gestione faunistica ottimale deve inevitabilmente dipendere dagli elementi spaziali delle unità di gestione correlati ai processi di dinamica di popolazione animale. Per esempio, Clutton-Brock *et al.* (2002) hanno mostrato che la gestione ottimale del cervo su scala individuale di proprietario è strettamente dipendente dalle strategie di gestione utilizzate nell'azienda vicina, in maniera variabile in relazione a fenomeni di

dispersione secondo classi di sesso o età dipendenti. Inoltre, è stato osservato che se lo scopo è quello di massimizzare il raccolto lordo in maniera unificata, il ricavo totale per proprietario sarà maggiore che se esso lavora per i suoi esclusivi interessi (Skonhoft *et al.*, 2002).

La gestione delle specie selvatiche attraverso modelli bioeconomici può rappresentare la migliore risposta a quello che è un fenomeno ecologico, biologico, ma anche sociale e di conseguenza interpretabile in termini economici (Mascia *et al.*, 2003). In questo senso si può ben comprendere come le diverse tipologie di gestione siano strettamente influenzate dal modo con cui la popolazione di un certo territorio vive il rapporto con le diverse specie selvatiche lì presenti (Hone, 1994; Getz e Haight, 1989). La terminologia “conflitti di interesse in merito alla fauna selvatica” coglie bene le diverse posizioni sociali in cui si collocano le varie componenti della società umana rispetto al rapporto con gli animali selvatici con i quali condividono il territorio: infatti se da un lato ci sono gli interessi di proprietari che traggono un ricavo dall’attività venatoria che si esercita nella propria proprietà, dall’altro ci sono i danni economici alle colture agricole o ad essenze forestali. L’aspetto turistico-ricreativo, e non per ultimo quello venatorio che attraverso il cacciatore di selezione (in Italia) esercita una funzione di gestione bioeconomica di territorio di eccellenza da un punto faunistico ed umano territorio., sono sicuramente elementi strutturali per ottenere una gestione ottimale e sostenibile. Questi qui presentati sono solo alcuni dei possibili valori che si possono attribuire al cervo (ma potremmo generalizzarli per altre specie selvatiche), che come risorsa naturale è assimilabile al valore che può avere un tratto di mare con la sua biodiversità, o una popolazione di uccelli.

Brevemente segue un piccolo riassunto della struttura base per dare un valore ad una risorsa, così come Krutilla (1967) la ha per primo teorizzata. Le tecniche di valutazione sono descritte seguendo gli studi di Freeman (1993). Nelle sue linee generali il valore di una risorsa naturale può essere suddiviso in un valore di uso, che richiede un contatto diretto con la risorsa, e in un valore di non uso, che si ottiene quando non c’è contatto con la risorsa in questione. I valori di uso generati dai beni di mercato e dai servizi e implicazioni associate alla risorsa in questione, che possono essere rappresentati dai ricavi derivanti dalla carne di cervo e dal trofeo dei maschi, o dai costi sostenuti per il danno da

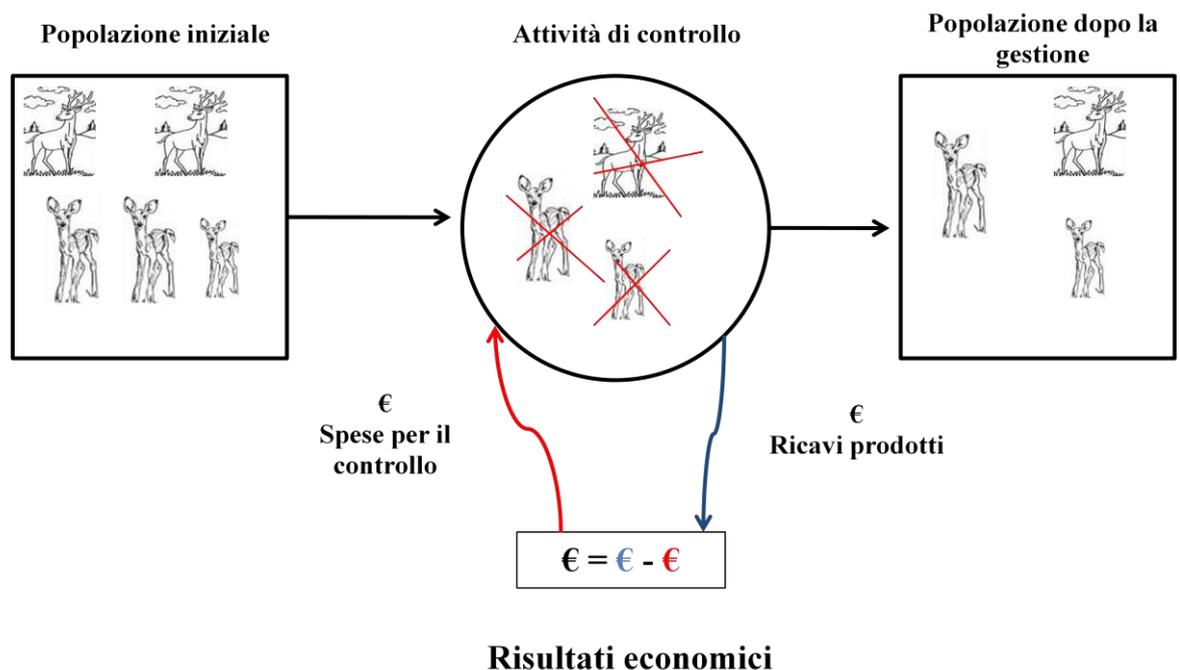
brucatura alle essenze vegetali, sono definiti valori primari o di uso diretto (le conseguenze del danno da brucatura, che in questo caso determina un costo, sono considerati valori di uso negativi). Valori di uso non di mercato e non di consumo, come il piacere che un individuo può trarre dal camminare per una collina ed osservare un gruppo di cervi al pascolo, o trovarsi ad ascoltare il bramito di un cervo maschio durante la stagione degli amori, sono invece definiti valori di uso secondari o indiretti. Un comune cittadino, che mai si reca in campagna e montagna, e che mai ha visto un animale selvatico, potrebbe comunque trarre una personale soddisfazione dal sapere che nella propria regione esistono questi animali, e sperare che rimangano in quelle zone affinché i suoi nipoti e le generazioni future ne possano trarre un vantaggio, anche solo estetico. In questo caso alla risorsa naturale si attribuisce un valore di esistenza e/o di lascito, che rappresentano altri due esempi di valori di non uso che si possono associare alla presenza del cervo in un territorio. Tra il valore di uso e di non uso si colloca il valore di opzione, per il quale la soddisfazione può derivare dal sapere di poter godere della risorsa osservandola o cacciandola in futuro, anche se oggi la risorsa (il cervo, per esempio) non fornisce nessun valore di uso diretto. I valori di uso diretti sono generalmente determinati usando i prezzi di mercato, sebbene particolare attenzione si dovrebbe porre alle variazioni della moneta, e a tutte le possibili conseguenze che ne derivano (Hanley e Spash, 1993). Ottenere valori di uso indiretto è un problema decisamente maggiore, dal momento che i valori sono generalmente esterni al mercato (Freeman, 1993), e tecniche di valutazione indiretta, come il metodo del costo di viaggio (Bockstael, 1995; Zawacki *et al.*, 2000), il metodo della funzione di produzione per nucleo familiare (Loomis e White, 1996), e il metodo del prezzo edonistico (Freeman, 1995), divengono strumenti fondamentali per interpretare questi fenomeni sociali, biologici ed economici (Henderson *et al.*, 2000). Per ottenere una stima di questi valori di non uso, i ricercatori ricorrono generalmente a metodi che ricostruiscono un ipotetico mercato; il metodo più usato è quello della valutazione contingente (Mitchell e Carson, 1989; Hanemann, 1994; Carson, 2000). Lo scopo è di ricavare una stima della disponibilità a pagare da parte dei cittadini per un certo beneficio che deriva dall'ambiente naturale, come può essere la conservazione di un paesaggio o di una specie animale, o il ripristino di condizioni naturali scomparse, o in degrado (Hanley *et al.*, 1998; Macmillan e Duff, 1998; Macmillan *et al.*, 2001).

Alla luce di quanto detto sino ad ora, possiamo capire come il valore economico totale attribuito a un gruppo di cervi, potrebbe comprendere tutte le categorie di valori menzionate qui sopra, inclusi valori di uso e di non uso. Forse solo dopo processo di valutazione lungo, attento e complesso, potremo desumere il valore economico totale di un cervo (Harrison e Lesley, 1996). Tuttavia le conclusioni derivanti da questo genere di analisi sono spesso controverse, soprattutto a causa della difficoltà di definire valori non di mercato, e determinare come applicare i calcoli ottenuti, quando e a cosa.

Questa terza pubblicazione, relativa alla gestione bioeconomica del cervo nel comprensorio A.C.A.T.E. (Areale cervo Appennino Tosco-Emiliano), nasce dall'intento di analizzare in che modo la gestione venatoria di questo cervide contribuisce all'economia del territorio in questione, in una scala temporale presente, e in una prospettiva futura. I principi e le finalità della gestione faunistico-venatoria in Italia potrebbero essere assimilati a quelli di un'azienda privata, e nel contempo (vista la legislazione attuale) a quelle che sono le esigenze di un sito di conservazione, rendendo i cacciatori primi responsabili dell'efficacia di un corretto piano di prelievo in cooperazione con agricoltori, tecnici faunistici, ed eventuali soggetti in atto nella conservazione dell'ambiente e del territorio. Infatti, da un lato lo scopo è quello di massimizzare i profitti derivanti dall'attività venatoria, al fine di mantenere una popolazione sana e sostenibilmente in equilibrio con le attività antropiche presenti, capace ogni anno di mantenersi a livelli tali da apportare valore aggiunto alla medesima attività venatoria; dall'altro è quello di minimizzare i costi netti dovuti al danno che le attività alimentari e comportamentali del cervo possono apportare alle essenze vegetali, talvolta impedendone la rigenerazione forestale.

La gestione faunistico-venatoria è un'attività in cui la definizione delle giuste coordinate spaziali e temporali rappresenta il punto di partenza per la buona riuscita delle scelte decisionali prefissate. Infatti, una popolazione di cervi che decidiamo di gestire è una risorsa naturale capace di riprodursi, e che si evolve nel tempo in relazione alle caratteristiche intrinseche della dinamica di popolazione, al prelievo venatorio che si intende effettuare, e alle componenti stocastiche che si presentano stagionalmente. Sulla base delle diverse esigenze che un territorio impone, la gestione delle specie selvatiche viene organizzata attraverso sequenze temporali differenti per ottenere il raggiungimento

dell'obiettivo preposto. Se ne deduce che la gestione del cervo è indubbiamente un problema dinamico, ed ogni analisi o modello applicato deve necessariamente includere elementi di pianificazione dinamica. Uno dei problemi più complessi da affrontare è rappresentato dal fatto che una popolazione di cervi è una risorsa mobile, che inevitabilmente si sposta da aree sottoposte a controllo venatorio ad aree di protezione (Sibbald, 2001). I modelli bioeconomici applicati alla gestione della fauna selvatica intendono definire i legami che intercorrono tra gli elementi biologici ed economici del sistema da gestire, e analizzare le conseguenze delle azioni di controllo sul medesimo sistema valutando come alcune modificazioni della componente biologica incidono su quella economica, e viceversa (come si può osservare dalla figura in basso).



Le analisi bioeconomiche hanno trovato grande applicazione nei sistemi forestali, nella gestione delle risorse marine, e nella gestione di specie oggetto di attività venatoria (Clark, 1973; Clark e Munro, 1975; Conrad e Bjornald, 1991; Ludwig, 1993; Millner-Gulland, 2001), nonché nella definizione degli strumenti da utilizzare nel controllo di specie nocive (Schaefer *et al.*, 1981; Choquenot *et al.*, 1997; Greentree *et al.*, 2000; Grig e Pople, 2001). In particolare Clark (1990), Conrad e Clark (1987) e Neher (1990), hanno provveduto a fornire esaustivi riassunti sull'applicazione dei modelli bioeconomici a risorse naturali che

apportano un ricavo alla componente umana, mentre Hone (1994) ha prodotto lo stesso materiale per l'analisi di specie selvatiche che hanno un impatto negativo sulle attività umane. Le analisi bioeconomiche applicate a specie selvatiche oggetto di controllo sono generalmente incentrate sullo sviluppo di "problemi di controllo ottimale" (*optimal control problem*), e implementate attraverso l'uso di tecniche di ottimizzazione dinamica sviluppate attraverso una ricca letteratura in materia di economia delle risorse rinnovabili a partire dagli ultimi trenta anni (Clark e Munro, 1975; Clark *et al.*, 1979; Berck, 1981; Clark, 1990; Sanchirico e Wilen, 1999; Rondeau, 2001). Le analisi di controllo ottimale permettono di chiarire quali sono i risvolti futuri dello sfruttamento di una risorsa (Getz e Haight, 1989), e come gli agenti in atto subiscono variazioni di comportamenti nel tempo e nello spazio. Per esempio, la gestione di una risorsa marina, come può essere una popolazione di aringhe, potrebbe partire dalla costruzione di un modello in cui si considera una popolazione omogenea che mostra una crescita di biomassa secondo un'ulteriore modello logistico densità-dipendente. L'analisi relativa si occupa di spiegare come il comportamento di massimizzazione del profitto dall'attività di pesca produce uno sfruttamento non sostenibile della risorsa sotto diverse condizioni di accesso alla risorsa medesima, e in dipendenza dei diritti di proprietà che esistono sulla stessa. Sarebbe allora possibile identificare strumenti decisionali (*economic "levers"*) che potrebbero influenzare in senso positivo le Amministrazioni pubbliche e gli Enti privati al fine di raggiungere tecniche di sfruttamento sostenibile delle risorse naturali.

Le analisi bioeconomiche applicate al controllo di animali selvatici ritenuti dannosi per le attività umane (*pests*) si sviluppano più comunemente comparando i risvolti prodotti da diversi scenari di gestione (Grigg e Pople, 2001). Questo è particolarmente possibile attraverso un meccanismo di approccio definito "*bottom up*" (dalla base in cima) (Getz e Haight, 1989), la cui strutturale complessità richiede un'omogeneità di dati e una linea storica spesso difficile da produrre.

I modelli bioeconomici di *controllo ottimale* applicati alla gestione del cervo mostrano un quadro chiaro di come le caratteristiche biologiche di questa specie, e i risvolti economici che ne derivano, determinano un problema a livello delle scelte decisionali della gestione di strutturale complessità. Questa complessità deriva dalle differenze delle caratteristiche biologiche ed economiche (tassi di sopravvivenza, tassi di fecondità, peso

della carcassa, prezzo della carne, valore del trofeo, sforzo di caccia, etc.) tra le differenti classi di sesso e di età, ed è strettamente correlata al regime di utilizzo del territorio che si desidera fare oggetto del controllo. Per esempio, il prelievo di maschi adulti e di femmine offre un contributo differente al ricavo che ne deriva, come anche il prelievo su certe classi di età può incidere fortemente sulla struttura di popolazione, penalizzandola da un punto di vista biologico.

2 Confronto tra modelli bioeconomici teorici applicati alla gestione del cervo

2.1 Introduzione

Per anni tecnici forestali, agricoltori e Amministrazioni hanno fatto osservare come il fenomeno dei danni causati da grandi erbivori selvatici sugli ecosistemi in generale stia divenendo un problema da arginare con metodi intelligenti se lo scopo finale è quello di raggiungere una convivenza sostenibile tra tutte le componenti biologiche che competono in un territorio (specie umana compresa). Le popolazioni di cervi, per la loro mole, la loro duttilità e alcune caratteristiche comportamentali esclusive, rappresentano sicuramente un importante oggetto di studio ai fini di un equilibrio ambientale.

Un fenomeno comune a diversi Paesi Europei è che la gestione di questi animali sotto controllo venatorio è strettamente influenzata dallo sforzo di caccia. È opinione comune a molti Paesi che il numero di cacciatori è un dato in diminuzione (strettamente legato all'età media degli odierni cacciatori con licenza, come si può osservare dai tabulati delle provincie), che insieme a una regolamentazione delle aree soggette a controllo venatorio, a periodi dell'anno in cui per condizioni meteorologiche estreme non è consentita l'uscita di caccia, consegna piani di abbattimento, per quanto ben riusciti, con risultati spesso inferiori alle esigenze ecologiche ed economiche stabilite. Allo stesso modo è opinione comune che il controllo venatorio della specie cervo non può essere rivolto in maniera forte verso la classe dei maschi adulti per una "gara al trofeo", ma che solo prelievi massicci di individui privi di palchi (femmine, piccoli, ma anche maschi giovani e subadulti, in percentuale minore) può condurre ad un contenimento dei danni provocati dalla popolazione e, nel contempo, mantenere la stessa in buone condizioni a livello di struttura di popolazione e di relazioni ecologiche con l'ambiente circostante (Riley *et al.*, 2003).

2.2 Analisi di un modello bioeconomico per la gestione del cervo in un'area con sforzo di caccia modesto

Il comportamento estremamente mobile su vaste aree di territorio, che caratterizza il cervo rispetto ad altri ungulati, rende sicuramente lo sforzo di caccia uno degli elementi chiave nella riuscita di un piano di abbattimento, soprattutto se lo scopo è una massimizzazione dei profitti che derivano da questa attività venatoria e la riduzione dei costi sostenuti per ammortizzare i danni che questa specie può arrecare al patrimonio agro-forestale di un territorio.

Questa prima analisi teorica intende analizzare la gestione venatoria del cervo in un'area sottoposta ad attività venatoria non soggetta a diritti di proprietà sulla fauna, e in cui si rileva uno sforzo di caccia piuttosto modesto rispetto alle esigenze del territorio. Il modello bioeconomico utilizzato si focalizza su tre fattori chiave nella gestione del cervo. Primo, i cacciatori di cervo non possono decidere il numero di animali da abbattere, ma possono accedere a degli incentivi se abbattano individui non appartenenti alla classe dei maschi adulti. Secondo, il prelievo di cervi è una funzione non lineare dello sforzo di caccia, il che implica che il costo marginale per una società che intende ridurre la densità di una popolazione di cervi è una funzione in crescendo, fattore questo spesso trascurato nella fase decisionale del piano di gestione. Terzo, il danno prodotto dai cervi non è una funzione lineare della loro densità, con un danno marginale che chiaramente aumenta sopra una certa soglia di densità di popolazione (DeCalesta e Stout, 1997). Una politica realistica che intende utilizzare l'attività venatoria per ridurre una popolazione di cervi a densità sostenibili con le attività antropiche, per essere definibile ottimale, dovrebbe essere supportata da uno studio che ne analizzi tutta la sua complessità.

Abbiamo più volte fatto riferimento a come modelli applicati alle risorse naturali, in particolar modo quelli applicati alla rigenerazione e rotazione forestale e quelli applicati alla pesca, trovano risvolti in una ricca letteratura. Lo scopo della gestione di queste risorse rinnovabili, siano queste di proprietà pubblica o privata, è riuscire a determinare i tassi di prelievo (o età di rotazione) che massimizzano il valore della risorsa stessa, considerando tutti gli appropriati costi e benefici che ne derivano (Van Kooten e Bulte, 2000). Le analisi sulla fauna selvatica terrestre sono meno comuni, ma esiste comunque una letteratura di grande rilievo (Horan e Bulte, 2004; Zivin *et al.*, 2000; Chavas e Holt,

1995; Skonhofs, 1999; Bulte e Horan, 2003; Skonhofs e Solstad, 1996; Van Kooten *et al.*, 1997; Brock e Xepapadeas, 2002; Ready *et al.*, 2000; Rosen 1997). In merito esclusivamente alla letteratura sui modelli bioeconomici applicati al cervo, risulta particolarmente interessante il lavoro di Rondeau e Conrad (2003), che hanno creato un modello ottimale per la gestione di una popolazione isolata di cervo. Il loro modello ha però il limite di non considerare i benefici che la presenza del cervo porta ai cacciatori come risorsa che offre un utile che deriva dall'attività di caccia attraverso il trofeo e la carne che si ottiene, elementi che rappresentano un valore non irrilevante dove per quei territori rurali dove l'attività venatoria-ricreazionale è permessa. Numerose altre opzioni di scelte decisionali nella gestione di popolazioni di cervi in sovrannumero sono state trattate nella letteratura citata sopra, compreso l'estensione della stagione venatoria, il prelievo "professionale" (cioè effettuato da tecnici), licenze di caccia a prezzo zero, prelievo massiccio di individui adulti, e altre che hanno come le precedenti i loro vantaggi e svantaggi.

Il modello teorico qui presentato analizza una politica opzionale in cui i cacciatori vedono compensato il loro sforzo di caccia attraverso incentivi per prelevare un maggior numero di cervi delle classi di età delle femmine, dei piccoli e dei fusoni. Quindi i costi che il cacciatore deve sostenere per la specifica licenza di caccia, il materiale necessario, gli spostamenti, l'accompagnatore (quando è previsto), etc. sono parzialmente tamponati con questi incentivi economici, o con vantaggi nel punteggio e nei crediti economici per la successiva stagione venatoria. Numerosi autori hanno osservato l'importanza di queste politiche di incentivi se si vuole coinvolgere in maniera massiccia i cacciatori, e se si rende necessario agire con prelievi forti per ridurre i costi dei danni prodotti dai cervi (Brown *et al.*, 2000; Riley *et al.*, 2003). Affinchè queste politiche siano socialmente accettate, è importante considerare che si tratta di azioni temporanee, che si svolgono per il solo tempo di una gestione che richiede interventi eccezionali per portare la dimensione della popolazione alla densità decisa. Questa considerazione deriva dal fatto che il compensare con un incentivo i cacciatori per raggiungere la finalità della gestione bioeconomica prefissata, può essere argomento di accese discussioni sia da parte dei cacciatori che dei non cacciatori. Infatti, molti cacciatori potrebbero considerare questo gesto una ricompensa che denigra la loro figura, considerandolo un affronto al loro sport, e rinunciare all'incentivo o boicottare la gestione. Più comunemente, molti non cacciatori

potrebbero argomentare che è assurdo fornire ai cacciatori una ricompensa mentre svolgono un'attività che loro amano e che comunque farebbero perché ne traggono piacere. Senza contare la forte opposizione da parte di quei gruppi che difendono fortemente i diritti degli animali, e da parte di tutti quei cittadini che ritengono l'attività venatoria immorale e dannosa. Scegliere di usare i soldi che provengono dalle tasse venatorie per dare ai cacciatori una ricompensa se abbattano un numero addizionale di animali può essere obiettabile da tutte queste persone, anche se il danno che il cervo causa agli ecosistemi forestali e alle coltivazioni agricole è ben compreso, e i benefici del mantenere una popolazione selvatica a livelli compatibili con le attività umane e tutte le complesse relazioni che caratterizzano un territorio sia argomento di ampie trattazioni.

Lo scopo della gestione bioeconomica dovrebbe essere quello di attuare piani di controllo straordinari se necessari, e mantenere la popolazione a livelli di equilibrio su scale temporali quanto più lunghe possibili. Horan *et al.* (1999) osservarono che “un'assunzione comune nella letteratura della gestione bioeconomica di una risorsa rinnovabile è che non si può prescindere dalla efficienza economica del piano stabilito”, e porta numerosi esempi a riguardo (Bjorndal, 1988; Clark, 1990; Neher, 1990; Conrad, 1995; Montgomery e Adams, 1995). Usando questa assunzione, se si considerano tutti i costi e i benefici che derivano da una popolazione di cervi in un dato habitat, allora è possibile determinare la densità dinamicamente ottimale per quell'habitat stesso.

2.2 a) Il modello

Consideriamo ora il problema che si trova ad affrontare un'agenzia o un'amministrazione che cerca di massimizzare l'efficienza economica della popolazione di cervi che abita quel territorio. Usando un modello generale di popolazione (Clark, 1990) che ignora le variazioni di sesso e di età nella popolazione, il numero di cervi ad ogni tempo t è espresso con X_t . La teoria demografica non lineare per la gestione degli animali selvatici (Getz e Haight, 1989) considera tutte quelle complicazioni che derivano dalla struttura di popolazione (quindi legate all'età), al rapporto tra i sessi, e al valore del prelievo (quando maschi sono preferiti alle femmine), per creare modelli di popolazione più realistici. Gli effetti su un ecosistema *multispecie*, gli effetti spaziali e stagionali, la

diffusione e la dispersione degli animali sul territorio, sono discussi ampiamente da Clark (1990). Questo modello assume l'imprescindibilità di un modello generale di popolazione che rappresenta lo stock X_t come una semplificazione per l'ottimizzazione dinamica. Analisi economiche dinamiche di popolazioni di grandi mammiferi che rappresentano le popolazioni animali in questo modo semplificato, sono utilizzate anche da Horan e Shortle (1999, per le balene), Zivin *et al.*, (2000, per i maiali rinselvaticati), Horan e Bulte (2004, per gli elefanti), Rondeau (2001), per lupi, grizzli, castori e cervi), e Rondeau e Conrad (2003, per i cervi). Il controllo della densità dei cervi è eseguito attraverso un prelievo definito con H_t . Le uscite di caccia, i costi sostenuti per accedere al prelievo sono definiti da E_t .

I benefici che derivano dalla popolazione di cervi hanno sia una componente di consumo che una di non consumo. L'elemento di consumo dei benefici netti derivanti dalla popolazione di cervi in favore dei cacciatori, deriva dal numero di cervi prelevati, ed è rappresentato dalla funzione di utilità composta per il cacciatore $U(H_t, E_t)$. I benefici non di consumo che derivano dalla presenza dei cervi in quell'area (piacere che deriva dalla fotografia, dal poterli vedere durante una passeggiata, ascoltarli durante la stagione degli amori, valore di esistenza e di lascito) sono rappresentati dalla funzione $N(X_t)$. Il valore che deriva dal vedere questi animali in natura, i valori di esistenza e di lascito, e altri valori non di mercato sono tutti largamente trattati da Conover (1997), e ipotizzati essere, nella maggior parte dei casi, indipendenti dai livelli di densità di popolazione. In questo modello teorico proposto si assume che per tutto il tempo in cui la popolazione di cervo non è portata ai livelli soglia di estinzione, questi valori di non uso sono costanti per tutto il periodo considerato. Nel nostro caso, allora, $N(X_t)$ diviene una costante, e può essere rimossa dall'ottimizzazione per certe soluzioni. Il valore della grande componente di cervi che non sono maschi adulti è dato dal valore che il cacciatore assegna al cervo per sport e consumo delle carni. È importante osservare che diventa impossibile assumere uno sforzo di caccia costante, in quanto numerosi esempi mostrano come le ore per cacciatore per cervo ucciso aumentano al ridursi della densità di popolazione di cervi (VanDeelen e Etter, 2003).

Una funzione di produzione per un prelievo di cervi, che utilizza le semplificazioni sopra citate, è una funzione di produzione esponenziale come la seguente equazione (1) (Conrad, 1999; Conrad e Clark, 1987):

$$H = X(1 - e^{-qE}) \quad (1)$$

La funzione esponenziale è una funzione realistica nello spiegare la dinamica di una popolazione di cervi soggetta a prelievo, in cui ad uno stock di animali finito potrebbe corrispondere uno sforzo di caccia infinito. Per meglio comprendere questo consideriamo il coefficiente “ q ” dell’equazione (1). Esso è definito “coefficiente di cacciabilità”, e rappresenta tutti quei fattori che concorrono a determinare l’efficienza dei cacciatori nel prelievo dei cervi. Van Etten *et al.* (1965), Holsworth (1973) e Roseberry e Klimstra (1974) avevano già osservato come, pur con una certa variabilità, fattori come la pendenza del terreno, la presenza di siti di rifugio, la ricchezza di vegetazione, le condizioni climatiche siano tutti fattori che influenzano il coefficiente di cacciabilità per il cervo. In linea generale si assume un valore di q pari a $0.04 - 0.06$, con un *range* di 0.0006 e 0.00016 rispettivamente, usando un prelievo proporzionale per unità di sforzo di caccia pari a $H = qEX$.

Consideriamo i benefici che un cacciatore trae dalla presenza di una certa popolazione di cervi in quel territorio. Per ogni densità di cervi X , ci sarà un livello associato all’attività dei cervi e ai segni di presenza, elementi che aumenteranno all’aumentare della popolazione. I cacciatori possono valutare un aumento della densità dei cervi attraverso un aumento dell’attività degli, che a sua volta è osservabile attraverso un aumento della probabilità di trovare un cervo durante la stagione venatoria. Il prelievo che ci si aspetterebbe per un cacciatore medio, usando le assunzioni delle funzioni di produzione sopra citate, sarà maggiore in relazione alla densità di popolazione animale e allo sforzo di caccia. Lo sforzo di caccia è costoso, e rappresentato da tasse anticipate per accedere alla stagione e per capo assegnato, e da un’ulteriore costo per i trofei, che indicheremo nel complesso con la lettera w ; la lettera E indicherà allora il numero di ore, o di giornate, spese durante l’attività di caccia. Qui useremo un valore medio di tasse intese come costi in relazione al tempo che il cacciatore deve sostenere. Una funzione di utilità separabile può essere modellata nel modo seguente:

$$U(H,E) = \alpha \cdot H^\beta - w \cdot E \quad 0 < \alpha < \infty, \quad 0 < \beta < 1, \quad (2)$$

che combinata alla funzione di produzione dell'equazione (1) diventa

$$U(X,E) = \alpha \cdot [H(X,E)]^\beta - w \cdot E \quad (3)$$

L'utilità (cioè l'efficacia del prelievo affinché porti un utile al cacciatore) dipenderà dal parametro di prelievo α , che con tutte le possibili variabilità si assume sia un valore in decrescendo durante il protrarsi della stagione di caccia (con una stagionalità data dalla costrizione di $0 < \beta < 1$), presumendo che si raggiunga un calo nella densità popolazione animale, e con numero di ore di caccia basse (E).

La politica opzionale per la gestione di una popolazione di cervi che qui stiamo considerando analizza l'aggiunta di una componente alla funzione di utilità del cacciatore. Stiamo supponendo che i cacciatori ricevono un premio (o pagamento) p , che deriva da una parte delle tasse che loro stessi hanno pagato per accedere all'attività venatoria, per ogni animale che non appartenga alla classe dei maschi adulti che il piano di prelievo ha deciso di assoggettare al controllo. Il modello della funzione di utilità del cacciatore è ora così rappresentato:

$$U(X,E) = \alpha \cdot [H(X,E)]^\beta - w \cdot E + p \cdot H(X,E) \quad (4)$$

con l'appropriata condizione di primo ordine:

$$\partial U / \partial E = \alpha \beta [H(X,E)]^{\beta-1} \partial H / \partial E - w + p \cdot \partial H / \partial E = 0 \quad (5)$$

Il livello ottimale di sforzo di caccia è perciò una funzione di parametri conosciuti (α , β , q , w , p) e della densità della popolazione di cervi prima della stagione venatoria, X . Lo sforzo di caccia ottimale da un punto di vista del cacciatore, E^S , diventa pertanto una funzione della densità di popolazione di cervi presente nel territorio considerato (non si considera l'area percorsa per numero di ore perché questo valore è rappresentato come valore medio dal coefficiente di cacciabilità), in cui

$$E^S(X) = E \quad \text{che risolve equazione (5) per tutti gli } X \in \{ 0 < X \leq K \} \quad (6)$$

Le equazioni (1) e (6) determinano un livello ottimale di prelievo per il cacciatore che egli stesso è in grado di selezionare a seconda del numero di ore che intende occupare in

questa attività, che definiremo H^S , attraverso un'ulteriore equazione funzione che massimizzi l'utile che il cacciatore ricava scegliendo un certo sforzo di caccia:

$$H^S(X) = H(X, E^S(X)) \quad (7)$$

È necessario osservare che, come notato in altri studi relativi (Decker *et al.*, 1980; Decker e Connelly, 1989; Ward, 2006; Ward *et al.*, 2006), i cacciatori traggono soddisfazione anche da situazioni di caccia che non terminano con l'animale da portare a casa. La maggior parte dei cacciatori trova la gran parte del proprio godimento che deriva da questa attività dalle complesse relazioni sociali che essa implica, che sfociano in una condivisione sociale con amici o familiari, nascono dal godimento della natura che è fuori dalla propria abitazione, e mettono alla prova le proprie capacità di cacciatore. Tuttavia questi "nobili" valori del cacciatore non possono mai essere presi in considerazione quando una popolazione è vicina a livelli di estinzione. Osserviamo che questi valori che derivano anche dal non uccidere un animale sono tanto alti e costanti quanto è altresì alta la densità di popolazione di cervi (perché poi si passa a una fase di frustrazione). Nel modello qui presentato il parametro α dell'equazione (2) rappresenta questi valori di non uso in un quadro di valore generale che il prelievo assume, e nessuna componente ulteriore di utilità che il cacciatore ne deriva è richiesta.

Così come i benefici occupano un aspetto importante, così i danni che una popolazione di cervi può determinare alle attività agro-forestali può essere ingente; spesso è proprio la consistenza del danno a determinare politiche di controllo particolarmente incisive, e nei casi in cui la partecipazione a questa forma di caccia è esigua, richiedere forme alternative di coinvolgimento affinché le finalità del piano di prelievo vengano raggiunte. Senza ombra di dubbio l'aspetto economico legato al danno procurato dai cervi è un fattore esclusivamente di natura antropica. Ciò non significa che questi animali non producano un danno alla biodiversità riducendola con le loro attività alimentari e comportamentali pur in assenza della componente antropica: ecco dove il ruolo del cacciatore diviene quello di gestore della biodiversità. Il danno causato dai cervi (senza fare distinzione a quale livello esso sia) è rappresentato da una funzione convessa della densità di popolazione, $D(X)$, con la conseguente assunzione che $D_X > 0$ e $D_{XX} \geq 0$ per ogni $0 < X < K$. La funzione relativa al danno può essere lineare, non lineare, o con picchi alternati, come visto in maggiore dettaglio nella relazione 1 di questo progetto annuale di studio.

Se si valuta con attenzione quali sono le conseguenze dei tassi di crescita di una popolazione di cervi non soggetta a operazioni di prelievo selettivo si può rimanere estremamente sorpresi. McCullough (1979) osservò che una popolazione di appena sei cervi chiusa nell'Edwin S. George Reserve nel Sud-Est del Michigan, raggiunse una densità di 160 individui in appena sei anni. Si usa per la nostra popolazione di cervi, come per altre specie *K selezionate*, una funzione logistica di crescita di base, come quella a seguire

$$F(X) = rX(1 - X/K) \quad (8)$$

in cui “*r*” rappresenta un parametro che dà il tasso naturale di crescita della popolazione, che è stato osservato oscillare tra 0.04 e 0.08. La capacità portante “*K*” è un parametro che si ottiene generalmente da dati storici o lunghi lavori sul campo, e offre una stima della capacità di un territorio di sopportare un certo carico faunistico.

L'arco temporale in cui è consentita l'attività venatoria per il cervo è tra fine estate e settembre, e tra l'autunno e l'inverno, e la sua rappresentazione in un'equazione differenziale chiarisce la dinamica di popolazione animale. Infatti, la lettera “*t*” sottoscritta definisce il tempo che intercorre tra due periodi, indicando con X_t la densità di popolazione prima dell'attività di caccia che è ridotta da una prelievo H_t ad ogni periodo di tempo t . La popolazione di cervo che rimane al termine del prelievo venatorio previsto per quella stagione è descritta da $(X_t - H_t)$ e cresce seguendo le caratteristiche dei parametri dell'equazione logistica (8), risultando in una densità di popolazione X_{t+1} l'anno successivo.

Consideriamo ora la gestione di una popolazione di cervi da un punto di vista sociale a più ampio raggio. In un problema di controllo ottimale si parte evidentemente da un fenomeno di sovrannumero di una popolazione di cervi che occupa un certo territorio, entrando, con tale densità, in conflitto con le attività antropiche presenti. Il cosiddetto prezzo “*ombra*”, relativo al diverso valore che si può assegnare all'esistenza di un cervo che non si preleva quest'anno, può essere un valore positivo o negativo (Zivin *et al.*, 2000; Rondeau, 2001). Attraverso analisi di tipo econometrico si può osservare come la non concavità della funzione Hamiltoniana introduce tutte una serie di complessità nell'analisi delle condizioni di equilibrio. I cosiddetti “*tempi discreti*” offrono intervalli più semplici

da analizzare nelle analisi empiriche, e più assimilabili ai tempi delle stagioni venatorie in uso in Italia e altri Paesi. Quello che risulta da diverse analisi, e che potrebbe essere un risultato anche intuitivo, è che l'efficacia di un piano di controllo ottimale trova le sue basi sull'efficacia dello sforzo di caccia, e quindi sulle ore che i cacciatori occupano per il prelievo di un capo, effettuando una media di ore occupate per cacciatore. Usando la funzione di produzione esponenziale, lo sforzo di caccia è evidentemente una funzione direttamente correlata alla densità di popolazione animale e al coefficiente di cacciabilità, che offre un'idea delle condizioni più o meno positive che avranno un peso sulla riuscita del prelievo. L'equazione (9) definisce queste considerazioni:

$$E(X,H) = [\ln(X) - \ln(X - H)]/q \quad (9)$$

Le funzioni logaritmiche, come l'equazione (9), dimostrano come ad un beneficio che il cacciatore trae dal prelevare un animale, ne deriva anche un costo contingente e relativo allo sforzo di caccia richiesto per quella data popolazione di cervi. A questo punto, considerando che "t" rappresenta il periodo di tempo necessario per una popolazione a crescere, possiamo trarre la funzione che definisce in modo ottimale il prelievo *optimum* per quel territorio. Nell'equazione a seguire il termine "t" rappresenta un arco temporale annuale, che in tal modo definisce un tasso di prelievo ottimale con un incentivo da dare ai cacciatori (ripeto: prelevato dalle loro tasse annuali). Il risultato sociale ottimale si raggiunge quando la seguente equazione trova tutti i termini per definirsi, seguendo le percentuali di prelievo definite dal piano di controllo annuale, espresse con H_t . A questo punto le condizioni per un piano di prelievo definito (H_t) che massimizzi i ricavi relativi e i costi sostenuti, nel rispetto del mantenimento di una popolazione animale a densità ottimali per la sua conservazione si possono osservare come nell'equazione seguente:

$$\underset{(H_t)}{\text{Massimizzare}} \quad [\alpha \cdot (H_t)^\beta - w \cdot E(X_t, H_t) - D(X_t)] \quad (10)$$

$$\text{soggetto a:} \quad X_{t+1} = X_t - H_t + F(X_t - H_t) \quad (10a)$$

$$X_t > 0 \quad \forall t \quad (10b)$$

$$0 \leq H_t < X_t \quad \forall t \quad (10c)$$

$$X_0 \text{ dato} \quad (10d)$$

Dove δ è il fattore annuale di sconto (o tasso di interesse).

L'equazione (10) riassume tutti i benefici e i costi che una società trae e sostiene dalla gestione di una popolazione di cervi nel proprio territorio attraverso una politica di controllo basata su prelievi selettivi. Non vengono però tenuti in considerazione tutti i valori di non uso relativi alla presenza dei cervi, sia per la società che per i cacciatori, valori dalla cui analisi si può dedurre quanto positivo o negativo sia l'impatto di queste popolazioni sulla comunità umana con la quale condividono il medesimo territorio. Si suppone che i benefici derivanti dal valore di non uso siano costanti nel tempo fino a che si porti la popolazione all'orlo dell'estinzione, come mostrato dalla condizione dell'equazione (10b), permettendo in questo modo di ignorarli nell'equazione di massimizzazione (10). La condizione richiesta nell'equazione (10a) rappresenta il motore dell'equazione principale poiché determina come varia la popolazione da un periodo di tempo t a uno successivo $t+1$, durante il quale alla normale dinamica di popolazione si somma (o meglio dire "si sottrae") l'effetto del prelievo venatorio. L'assunzione dell'equazione (10c) assicura che il prelievo sia svolto nel rispetto della conservazione della popolazione animale considerata.

La soluzione dell'equazione (10) può essere determinata empiricamente utilizzando *softwares* come *Matlab* o *Mathematica 5.2*, che, selezionando un appropriato periodo di tempo T (generalmente $T = 10$ anni) darà come risultato una condizione finale $V(T, X) = 0$ che troverà giustificazione. I programmi sopra citati sono in grado di sviluppare la seguente equazione di Bellman, con i relativi parametri di calibrazione (Wolfram, 2003):

$$V(t, X_t) = \underset{(H_t)}{\text{Max}} \{ [\alpha \cdot (H_t)^\beta - w \cdot E(X_t, H_t) - (DX_t)] \} + V(t+1, X_{t+1}) \quad (11)$$

con le condizioni date dall'equazione (10a) per la crescita della popolazione di cervi soggetta a prelievo, e con la condizione data da $V(t, 0) = 0$ che assicura che mai il livello ottimale di controllo arriverà a sterminare la popolazione selvatica. Pertanto la funzione del ricavo presente che deriva dalla gestione del cervo $V(t, X_t)$ rappresenta il massimo possibile ricavo netto nel periodo di tempo stimato "t", per una data popolazioni di cervi X_t , derivante dai piani di prelievo stimati (H_t) per tutto il periodo di tempo analizzato t . Rondeau e Conrad (2003) rappresentano il primo esempio in letteratura per questo genere di analisi risolte attraverso l'equazione di Bellman.

Nell'analisi qui proposta, il calcolo del prelievo ottimale, considerando i costi e i benefici associati alla presenza di una popolazione di cervi sul territorio, rappresenta solo il primo passo. Il piano di prelievo espresso dall'equazione (10) e (10d) dimostra come l'Amministrazione che lo dirige potrebbe autorizzare un'ulteriore prelievo (quando le condizioni ne richiedano la necessità) con il coinvolgimento dei cacciatori. La funzione di utilità che massimizza i ricavi del cacciatore potrà allora selezionare un livello di sforzo di caccia per risolvere il problema di massimizzare i ricavi derivanti da questa attività, come mostra l'equazione (5), includendo un pagamento (un incentivo in denaro) per ogni ulteriore capo prelevato, nel numero stabilito dal piano di controllo straordinario. Pertanto, in questa seconda fase lo scopo dell'agenzia deputata alla stesura dei piani di prelievo della popolazione selvatica è quello di definire quale può essere il pagamento più appropriato da fornire al cacciatore per ogni animale in più che riesce ad abbattere, e che non sia un maschio adulto. Conoscendo il prelievo ottimale richiesto, definito con H^* , si può desumere il livello ottimale di sforzo di caccia richiesto, E^* . Definita la stima dei parametri della funzione di utilità per il cacciatore, ogni anno l'agenzia per la pianificazione e il controllo faunistico definirà un pagamento per controlli straordinari come segue:

$$p_t = \alpha\beta[H_t^*]^{\beta-1} + w/(\partial H^*/\partial E^*) \quad (12)$$

Questo pagamento riguarda esclusivamente il prelievo di classi di età relative alle femmine adulte e sottili, ai piccoli, ai maschi fusoni e al massimo ai subadulti.

Nella realizzazione empirica di una scelta decisionale di gestione del cervo come quella qui proposta servono una serie di informazioni, che qui a seguire forniamo in elenco, necessarie per definire le equazioni proposte:

- densità totale dei cervi sul territorio per ettari, o metri quadri, stimata dalla letteratura
- densità dei cervi stimata dai censimenti durante la stagione pre-venatoria,
- prelievo medio annuale di cervi,
- densità media post-venatoria,
- sforzo di caccia medio, E ,
- capacità portante, K ,

- tasso naturale di crescita, r ,
- danno no forestale, $D_{nf}(X)$,
- danno forestale, $D_f(X)$,
- soglia minima di densità di popolazione per danno al bosco,
- coefficiente di cacciabilità, q ,
- tasse medie spese per ora di sforzo di caccia, w ,
- valutazione del parametro α ,
- valutazione del parametro β .

2.2 b) Conclusioni parziali e prospettive empiriche per la provincia di Pistoia

In attesa delle informazioni sulla biologia della specie cervo nel comprensorio A.C.A.T.E., per gli ultimi quattro anni, da parte della Commissione Tecnica, si sono ottenuti i dati tecnici e strutturali per il piano di prelievo per quanto concerne la provincia di Pistoia, forniti dal tecnico faunistico Sandro Nicoloso per le stagioni venatorie dal 2003 al 2009.

Ad un'analisi attenta dei dati forniti dalla provincia di Pistoia per gli anni dal 2003 al 2009, possiamo calibrare i seguenti parametri come a seguire, osservando che non si hanno a disposizione i valori relativi al numero di maschi bramitanti ottenibili dal censimento al bramito, che insieme ai dati fornibili dal censimento al primo verde o da altre analisi di popolazione, permettono di ottenere la struttura di popolazione e la conseguente densità di cervi in quel territorio. I dati di popolazione desunti sono stati tratti da considerazioni derivanti dall'analisi delle relazioni tecniche fornite fino alla stagione venatoria 2004-2005. Pertanto in attesa di dati di popolazione più attuali, forniamo le informazioni dedotte e che potranno essere utilizzate in un futuro (si spera quanto più prossimo possibile) per la definizione delle equazioni sopra esposte, nella possibilità, positiva o negativa, di eventuali incentivi per i cacciatori qualora si rendano necessari piani di prelievo straordinari.

I valori empirici sono assimilabili a quelli calcolati a seguire:

- densità totale dei cervi nel territorio della provincia di Pistoia da letteratura: circa 320 cervi (??)

- areale cervo nel territorio pistoiese: *18.163 ettari*
- densità dei cervi stimata dai censimenti durante la stagione pre-venatoria: -----
- prelievo medio annuale di cervi per le stagioni 2003-2009: *79.5 cervi*
- densità media post-venatoria: *0.4 – 0.5 capi/100ha*
- sforzo di caccia medio, *E*: *71* uscite (dato preso dal numero di uscite per accompagnatore per l'anno 2008-2009, definibile come numero di ore effettive di sforzo di caccia pari a circa 568 ore)
- capacità portante, *K*: *0.2 capi/100ha*
- tasso naturale di crescita, *r*: *0.7 -0.8*
- danno no-forestale, $D_{nf}(X)$: circa *20000 €*
- danno forestale, $D_f(X)$:-----
- soglia minima di densità di popolazione per danno al bosco: *0.2 capi/100ha*
- coefficiente di cacciabilità, *q*: *0.0001*
- tasse medie annue spese per ora di sforzo di caccia tra il 2003 e il 2009, $w = 60.33€$
- tasse medie annue spese per un'uscita di 8 ore tra il 2003 e il 2009, $w^* = 482 €$ (da notare l'esistenza della quota variabile che fa alzare il costo medio per cacciatore ed è relativa al peso del trofeo; i costi medi per l'abbattimento di femmine, piccoli e giovani sono più bassi)
- valutazione del parametro $\alpha =$ circa *5613* (da rivedere con dati empirici più dettagliati)
- valutazione del parametro $\beta = 0.5$

In presenza dei dati biologici richiesti per definire i valori del danno arrecato da inserire nell'equazione sopra proposta è possibile calibrare un primo modello bioeconomico per la popolazione di cervi dell'Appennino Tosco-Emiliano nel territorio Pistoiese. Il modello proposto funziona sia in assenza di incentivi per facilitare un piano di abbattimento straordinario, che nel caso in cui tali incentivi siano autorizzati dall'Amministrazione locale.

2.3 Un modello bioeconomico teorico di prelievo, per classi di sesso e di età, per una popolazione di cervi che crea conflitti di interesse in un territorio antropizzato

I conflitti di interesse sono conflitti sociali che spesso riguardano la gestione di una risorsa faunistica mobile che entra in competizione con le attività antropiche (Conover, 2002; Milner-Gulland, 2001). I modelli bioeconomici sono strumenti sempre più utilizzati per definire le dinamiche in atto, e analizzare i possibili scenari futuri di una scelta gestionale piuttosto che un'altra. Questo secondo modello bioeconomico teorico intende definire quali sono gli elementi che entrano in gioco nella gestione di una risorsa come il cervo, in un panorama in cui il comprensorio A.C.A.T.E. può essere ampiamente assimilato.

In Italia la fauna è patrimonio indisponibile dello Stato, e pertanto i proprietari terrieri non dispongono dei diritti di proprietà sugli animali selvatici che passano o vivono stabilmente quel territorio. Questo implica che l'attività venatoria (salvo il fatto che si tratti di un'Azienda Agrituristica Venatoria) non rappresenta un utile per il proprietario terriero, come avviene in molti altri Paesi Europei (Parkes e Thornley, 2000), ma invece un costo per i danni alle colture che sempre più spesso vengono denunciati. È questo doppio fronte, che troppo spesso non riesce a trovare punti d'incontro, che i modelli bioeconomici cercano di analizzare. Al tempo stesso l'attività venatoria che deriva dal controllo della specie cervo determina dei costi per i cacciatori che vi partecipano, un ricavo per questi stessi che deriva dal valore della carne e del trofeo, ma determina anche dei ricavi per le Amministrazioni che devono sopperire ai danni (almeno parzialmente) causati da questa specie alle essenze agricole e forestali. In altri termini non si può sottovalutare il valore aggiunto che la presenza di questa specie porta all'economia di un territorio rurale (Callander e MacKenzie, 1991). La complessità delle analisi necessarie per capire il fenomeno in tutta la sua variabilità deriva dal fatto che le caratteristiche biologiche ed economiche (tassi di sopravvivenza, di fecondità, peso della carcassa, valore della carne, valore del trofeo, etc.) differiscono nel cervo per classi di sesso e di età, e queste differenze si riflettono nei piani di prelievo (Mitchell *et al.*, 1977; Trenkel *et al.*, 1998). Un'ulteriore problema che la gestione di queste specie deve valutare, è che il valore del trofeo detta leggi precise, anche quando si è fornita la necessaria documentazione

tecnica che attesta la necessità di massicci piani di prelievo sugli individui “senza palco” all’interno della popolazione (MacMillan, 2004). Il comportamento alimentare e riproduttivo del cervo arreca un danno alla vegetazione che non può essere sottovalutato, ma che può essere fortemente arginato con opportune politiche forestali (Hunt, 2003). Un altro importante concetto da tenere in considerazione è che la gestione che si intende applicare ad una proprietà o ad un areale determina delle ripercussioni, positive o negative, sui territori limitrofi (Clutton-Brock, *et al.*, 2002). In quest’ottica la cooperazione tra proprietari terrieri, cacciatori e tecnici diviene un fattore fondamentale per la buona riuscita del piano di gestione. La maggior parte degli studi sul cervo e altri ungulati si sono basati principalmente su analisi in una prospettiva ecologica, analisi la cui complessità derivava dal tipo di simulazioni ecologiche proposte (Buckland *et al.*, 1996; Clutton-Brock e Lonergan, 1994; Trenkel, 2001), non valutando però gli elementi economici che invece influenzano fortemente alcune fasi del problema di gestione. La gestione bioeconomica di specie sottoposte a prelievo e condotte sull’orlo dell’estinzione, è un argomento largamente trattato da Milner-Gulland *et al.* (2000), che tuttavia tralasciano l’aspetto economico e biologico che deriva dal prelievo di certe classi di età, col risultato di una possibile destrutturizzazione della popolazione stessa, mentre aumentano i ricavi parziali per il cacciatore.

2.3 a) Il modello con calibrazione sui dati della provincia di Pistoia per la stagione venatoria 2008-2009

Il piano di prelievo per una popolazione di cervi sottoposta a controllo numerico per classi di sesso e di età può essere descritto dalla funzione di produzione Cobb-Douglas a tre entrate (Beddington, 1973):

$$K = q \cdot E^\alpha \cdot N^\beta \cdot L^\gamma \quad (1')$$

dove K rappresenta la dimensione del prelievo, q è una costante scalare che anche in questo modello rappresenta il coefficiente di cacciabilità, E è lo sforzo di caccia inteso questa volta come numero di cacciatori impegnati all’anno, N è la densità totale della popolazione, e L è la dimensione dell’areale della popolazione di cervi considerata (Beddington considera come un’unità di superficie 100 acri che corrispondono a 40.5

ettari). L'esponente α rappresenta l'elasticità dello sforzo di caccia, l'esponente β è l'elasticità della densità di popolazione, e l'esponente γ è l'elasticità relativa alla dimensione dell'areale del cervo per quel territorio. La tabella 1 mostra i valori relativi agli esponenti con calibrazione empirica ottenuti dai dati della provincia di Pistoia per l'anno 2008-2009. Come ben sappiamo dall'ecologia di popolazione della specie cervo, è questo un ungulato che si organizza in una complessa struttura sociale per classi di sesso e di età, in cui la classe dei maschi adulti e quella delle femmine adulte rimangono separate per gran parte dell'anno (Clutton-Brock *et al.*, 1982). Una popolazione di cervi è pertanto suddivisa in individui di diverse classi di sesso e di età, e i piani di prelievo, così come mostrato per uno stock di aringhe soggette a pesca selettiva (Bjørndal e Lindroos, 2004), seguono la struttura e la dinamica di popolazione secondo schemi precisi definiti dallo scopo che si intende raggiungere, come evidenziato nelle equazioni a seguire:

$$K = q \cdot E^\alpha \cdot (M^I + M^M)^\beta \cdot L^\gamma \quad \text{per i maschi} \quad (2')$$

$$K = q \cdot E^\alpha \cdot (C + H^I + H^Y + H^M)^\beta \cdot L^\gamma \quad \text{per le femmine e i piccoli} \quad (3')$$

dove la lettera M denota la classe dei maschi, la lettera C i piccoli (dall'inglese *calves*) e la lettera H rappresenta la classe delle femmine (dall'inglese *hinds*). La tabella 1 mostra i pesi e il valore relativo del trofeo per classe di sesso e di età (per le classi di età si utilizza la suddivisione come insegnato nel corso per l'abilitazione alla caccia di selezione al cervo, e come in Italia sono assegnate le classi ai cacciatori durante il piano di abbattimento).

TABELLA I: Nomenclatura e valori utilizzati nel modello bioeconomico calibrato per la popolazione di cervi della provincia di Pistoia

T = 50 anni, tempo di analisi di simulazione

P_V = prezzo della carne, pari a circa 2.5€ al Kg

<u>Classe biologica</u> (b)	<u>Simbolo</u>	<u>Peso della carcassa W^b</u> (Kg)	<u>Valore del trofeo</u> P _A (€)	<u>Costo per classe</u> (€)
Piccoli femmine	H ^C	30.2	0	360
Femmine sottili	H ^Y	40.5	0	360
Femmine adulte	H ^M	65	0	360
Piccoli maschi	M ^C	30.2	0	360
Maschi giovani	M ¹	60	200	360
Maschi subadulti	M ²	90	600	550
Maschi adulti	M ³	150	1000	550

Sono considerate femmine sottili le femmine tra 1 e 2 anni di età , e femmine adulte tutte quelle superiori ai 2 anni di età.

A questi costi va aggiunta la quota per il peso vuoto, pari a circa 4€ al kg, la quota per uscite di caccia, pari a circa 40€ per uscita.

c = sono i costi totali annuali, che per la provincia di Pistoia per la stagione 2008-2009 sono pari a 38840€;

$$q = 0.578$$

$$\alpha = 0.512$$

$$\beta = 1.093$$

$$\gamma = -0.453$$

N_1 = popolazione iniziale pari a circa 320 individui (2 capi/100 ettari)

L = areale del cervo nel territorio pistoiese, pari a circa 18163

$$\delta = 0.05$$

Nella dinamica di popolazione, i tassi di fecondità e fertilità dimostrano le forti differenze che esistono tra le varie classi di sesso e di età (Clutton-Brock *et al.*, 1982). Le differenze che influiscono maggiormente sulla struttura e dinamica di popolazione sono, infatti, rappresentate da: (a) tra maschi e femmine la densità dipende fortemente dalla sopravvivenza invernale di piccoli e giovani, con i maschi adulti che dimostrano sempre una sopravvivenza inferiore rispetto alle femmine adulte; (b) la fecondità densità-dipendente che differisce tra femmine adulte e femmine sottili. Queste differenze sono di fondamentale importanza quando si cerca di costruire un modello di struttura e dinamica di popolazione di cervi che nella realtà è effettivamente rappresentata da un notevole complessità (Buckland *et al.*, 1996; Clutton-Brock e Lonergan, 1994; Trenkel *et al.*, 2000). Il modello di dinamica di popolazione di cervo qui proposto si basa su un'equazione differenziale, deterministica e con tempo-discreto, come già ampiamente usato in letteratura (Buckland *et al.*, 1998; Trenkel *et al.*, 2000).

Il modello di dinamica di popolazione qui proposto per seguire le classi definite nei piani di abbattimento in Italia risulta semplificato rispetto a quello di riferimento che utilizza 14 classi biologiche. La popolazione dei maschi è suddivisa in sole tre classi (M^1 , M^2 , M^3) mentre quella delle femmine in due (femmine adulte, H^M , e femmine sottili, H^Y).

Per la popolazione di maschi, la densità nell'anno $t+1$ sarà data da:

$$(4')$$

dove la lettera a denota gli anni di età (anche per le femmine si utilizza questa lettera, sebbene si considerino solo due classi, per facilitare i calcoli nei casi in cui si decida di suddividere la popolazione delle femmine in 3 o 4 classi di età), K rappresenta la dimensione del prelievo, e S è la sopravvivenza densità-dipendente.

L'equazione per le femmine è più complessa, in quanto le femmine giovani (H^Y) differiscono per tasso di fecondità dalle femmine adulte (H^M). La dimensione di popolazione della classe delle femmine adulte nell'anno $t+1$ è così rappresentata:

(5')

Allo stesso modo si ottiene per le femmine giovani (o sottili) nell'anno $t+1$ l'equazione seguente:

(6')

La proporzione tra piccoli maschi (M^C) e piccoli femmine (H^C) è determinata così come segue:

(7')

(8')

dove B_h denota la percentuale di piccoli nati femmina, che nella nostra analisi si assume essere tra i due sessi pari a 0.5.

Il tasso di fecondità (F) è stimato sulla base di una funzione logistica che a sua volta è funzione del peso, e che varia con l'età e lo stato sociale (Mitchell e Brown, 1974), considerando che il peso rispetto alla fecondità media varia linearmente con la densità di popolazione (Albon *et al.*, 1983; Trenkel, 2001; Trenkel *et al.*, 2000). Quello che si può osservare nei tassi di sopravvivenza è che questo valore è particolarmente importante per la sola classe dei piccoli, in quanto le classi successive, pur con le dovute differenze, non mostrano variazioni così consistenti da determinare cambiamenti di rilievo nella dinamica di popolazione (ricordiamo però che i maschi adulti rispetto alle femmine adulte subiscono uno stress maggiore durante la stagione riproduttiva, che si ripercuote in tassi di mortalità maggiori durante il periodo invernale). Si assume che la percentuale di piccoli che

sopravvive rappresenta il 75-80% della capacità portante; superato questo valore il numero di piccoli che sopravvive può diminuire per tutta una serie di possibili dinamiche biologiche che si mettono in atto con alti livelli di densità di popolazione. Anche la fecondità delle femmine è un valore strettamente legato all'età e al peso dell'animale, con una media di femmine feconde dopo il secondo anno di vita di circa il 55-65% (Trenkel, 2001; Trenkel *et al.*, 2000).

Come opportunità di scelta gestionale si considererà il caso in cui un'azienda faunistica intende massimizzare il proprio profitto dai ricavi dell'attività venatoria, che a sua volta rappresenta uno strumento per contenere i danni che una popolazione di cervi, in assenza di controllo selettivo, potrebbe creare al patrimonio agricolo e forestale. I ricavi netti che derivano dall'attività venatoria riguardano le tasse connesse alla partecipazione alle giornate di caccia, al peso dell'animale abbattuto, ed eventualmente al valore del trofeo, come indicato nell'equazione a seguire:

$$\text{---} \qquad \qquad \qquad \text{---} \qquad \qquad \qquad (9')$$

La funzione di massimizzazione del profitto è soggetta alla densità di popolazione che a sua volta è densità dipendente, e tempo-discreta (*discrete-time function*). Per evitare che si verificino abbattimenti di femmine che possono avere piccoli a carico (immorali poiché lascerebbero comunque i piccoli nell'incapacità di sopravvivere), si suppone che il prelievo di una femmina garantisca anche quello del suo piccolo. Questa condizione di prelievo è rappresentata aggiungendo le seguenti condizioni all'equazione (9'):

$$\text{per } t = 0, 1, \dots(T-1) \qquad \qquad \qquad (10')$$

Lo scopo prefissato dall'azienda attraverso la massimizzazione del profitto si raggiunge completamente quando viene definita la condizione limite di quanti maschi adulti è possibile abbattere per piano di prelievo annuale, al fine di mantenere la popolazione ben strutturata per la conservazione della biodiversità, e affinché l'attività venatoria ne possa trarre vantaggio anche in futuro:

— — (13')

dove B denota la specifica classe biologica per ogni quale è calcolato il valore del prezzo ombra, H rappresenta il valore corrente della Hamiltoniana definito nella prima riga, mentre H si riferisce alla classe delle femmine nella seconda riga dell'equazione, come definito nelle classi di età della tabella 1.

3 Conclusioni generali dell'intero progetto annuale di studio e prospettive future

Al termine del progetto annuale sulla gestione del cervo nel comprensorio A.C.A.T.E. attraverso un approccio di tipo bioeconomico, e non solo prettamente ecologico o economico, è possibile trarre alcune considerazioni che potrebbero essere di ausilio in future scelte decisionali.

La prima parte ha voluto sottolineare i risvolti di una corretta politica di prelievo della specie cervo per la valorizzazione delle carni di alto pregio che caratterizzano questo ungulato, argomento abbastanza sconosciuto alla maggior parte delle persone. La seconda parte del lavoro ha cercato di offrire spunti di gestione per arginare i danni provocati dal cervo ad aree pubbliche o private attraverso modelli già in uso in altri Paesi. Infine si è analizzato, dati permettendo, in maniera teorica ed empirica, l'aspetto venatorio che esiste nel comprensorio A.C.A.T.E, e proposto dei modelli che diano delle risposte sui possibili ricavi e costi relativi di una scelta gestionale piuttosto che un'altra.

I lavori con gli animali selvatici sono purtroppo legati alla biologia delle specie che desideriamo studiare. Questo implica che strategie gestionali, basate sulle tempistiche umane risultano spesso inutili, costose senza offrire risultati tangibili, poco complete nel loro complesso ai fini di una ottimizzazione della programmazione faunistica.

L'Italia, e l'Appennino Tosco-Emiliano insieme all'arco alpino, rappresentano una sede preferenziale per gli ungulati di grossa taglia come il cervo; ma quello che sempre più spesso si rileva è uno scollamento tra la presenza di questi selvatici e le attività antropiche presenti in questi territori.

Quello che questo lavoro di ricerca ha voluto evidenziare in maniera generale è come sia indubbio che le interazioni tra esseri umani e animali selvatici determinino implicazioni economiche. Possono queste caratterizzarsi per gli effetti positivi sulla collettività umana, come nel caso degli interessi sportivi e ricreativi del cacciatore (Loomis *et al.*, 1989), ma possono anche connotarsi di implicazioni negative, quando gli animali selvatici arrecano un danno ai sistemi agro-silvo-pastorali (Putman, 1986; McKillop *et al.*, 1996). La gestione di queste risorse faunistiche, ciascuna con il proprio impatto sul territorio in relazione alle attività umane presenti e alla loro densità, di

popolazione, richiede innanzitutto una conoscenza delle caratteristiche biologiche della specie oggetto di gestione. Solo successivamente si possono analizzare gli effetti sull'economia umana della presenza delle specie selvatiche. Più complessa è l'analisi nei sistemi forestali, in cui spesso non esiste la possibilità di fornire al danno un valore di mercato, ma bisogna seguire analisi di valori di non-uso, di maggiore difficoltà di studio e comprensione. In questo quadro i modelli bioeconomici riescono a rispondere alle diverse sfaccettature del fenomeno; in particolare la dinamica dei danni segue generalmente la dinamica di popolazione e le caratteristiche comportamentali della medesima popolazione (Choquenot e Hone, 2000). E questo è vero anche quando (come dimostrato per il cervo) la funzione danno-densità di popolazione non sia lineare: per esempio, il danno che producono i cervi in un frutteto non è necessariamente proporzionale al numero di animali che vi entrano, poiché anche soli due cervi possono avere un impatto negativo su una produzione di 200 ettari (se non più grande).

La scarsità di tempo a disposizione per sviluppare ciascuna delle tre parti del progetto annuale sulla gestione bioeconomica del cervo ha permesso solo di produrre risultati e considerazioni teoriche, e parziali, con l'auspicio che si possano aprire in futuro le possibilità per sviluppare in maggior dettaglio alcune esigenze. In primis diviene fondamentale riuscire a creare una rete di informazione locale che metta a conoscenza di ogni comune cittadino quali sono le caratteristiche del proprio territorio in termini faunistici, ne permetta di creare una coscienza, divulghi un'educazione stradale attenta alle componenti animali presenti, al fine di tutelare la propria salute e la biodiversità del territorio in cui vive. La promozione di una carne locale ad alto contenuto proteico e scarso in grassi non può essere tralasciata da parte di un'Amministrazione che intende promuovere una risorsa che vive nel proprio territorio e ne procura valore aggiunto.

Un altro aspetto di rilievo emerso è che i Parchi naturali presenti nella provincia di Bologna vivono il problema dei danni arrecati alle proprietà private in maniera forte: questa affermazione trova spiegazione nel fatto che per un'azienda agricola esistono delle forme di risarcimento da parte della provincia, mentre per dei singoli proprietari tali forme di risarcimento per danni arrecati dalla fauna selvatica non sono predisposte. Sarebbe auspicabile l'inizio di un programma di studio bioeconomico per queste realtà che hanno solo bisogno di capire come meglio gestire i pochi finanziamenti che ricevono, affinché si

possa raggiungere e mantenere un equilibrio socio-biologico ed economico all'interno di questi territori di alto valore per il grado di biodiversità presente.

Non per ultimo quello che si è rilevato dai dati della provincia di Pistoia, calibrati solo parzialmente negli modelli proposti nell'ultima parte del lavoro, è che l'attività venatoria sul cervo, così come in altri Paesi Europei, può divenire fonte di grosse entrate per quel territorio, inserendo la possibilità di usufruire di permessi per gli ospiti, che con il loro arrivo, portano entrate alle casse delle aziende territoriali di caccia, nonché alle attività di soggiorno locali.

Il presente lavoro sulla gestione del cervo nel comprensorio A.C.A.T.E., svoltosi durante il periodo Agosto 2009-Agosto 2010, si propone di poter essere esposto attraverso una serata di confronto durante la stagione riproduttiva del cervo nella sede del Parco dei due Laghi (Bologna), con l'auspicio che si produca un documento che possa portare avanti questo tipo di ricerche sia nelle Aree protette che in quelle sottoposte ad esercizio venatorio, nonostante la condizione italiana sociale-storica ed economica attuale (e questa volta la componente biologica non trova spazio) stia vivendo un momento di assoluto buio.

Bibliografia citata

Albon, S.D., Mitchell, B., Staines, B.W. (1983) Fertility and body-weight in female red deer-a density-dependent relationship. *Journal of Animal Ecology*, **52** (3), 969–980.

Beddington, J.R. (1973) *The exploitation of Red deer (Cervus elaphus L.) in Scotland*. PhD Thesis, University of Edinburgh, Edinburgh UK.

Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. (1990) *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. 3rd ed. Blackwell Scientific Publications Ltd, Osney Mead, Oxford.

Berck, P. (1981) Optimal Management of Renewable Resources with Growing Demand and Stock Externalities. *Journal of Environmental Economics and Management*, **8**, 105-117.

Bjørndal, T. (1988) “The Optimal Management of North Sea Herring”. *Journal of Environmental Economics and Management*, **15**, 9-29.

Bjørndal, T., Lindroos, M. (2004) International management of north-sea herring. *Environmental and Resource Economics*, **29**, 83–96.

Bockstael, N.E. (1995) Travel Cost Methods. *The Handbook of Environmental Economics* (ed D.W. Bromley), Blackwell, Oxford, U.K.

Bowker, J.M., Newman, D.H., Warren R. J., Henderson D.W. (2001) *Estimating the economic value of lethal versus non-lethal deer control in suburban communities*. Taylor and Francis Group, p 143-157.

Brock, W., Xepapadeas, A. (2002) “Optimal Ecosystem Management when Species Compete for Limiting Resources”. *Journal of Environmental Economics and Management*, **44**, 189-220.

Brown, T.L., Decker, D.J. Riley, S.J., Enck, J.W., Lauber, T.B., Curtis, P.D., Mattfield, G.F. (2000) “The Future of Hunting as a Mechanism to Control White-tailed Deer Populations”. *Wildlife Society Bulletin*, **28**, 797-807.

Buckland, S.T., Ahmadi, S., Staines, B.W., Gordon, I.J., Youngson, R.W. (1996) Estimating the minimum population size that allows a given annual number of mature red deer stags to be culled sustainably. *Journal of Applied Ecology*, **33** (1), 118–130.

Buckland, S.T., Trenkel, V.M., Elston, D.A., Partridge, L.W., Gordon, I.J. (1998) *A decision support system for red deer managers in Scotland*. In: Goldspink, C.R., King, S., Putman, R.J. (Eds.), *Population Ecology, Management and Welfare of Deer*. Manchester Metropolitan University and Universities Federation for Animal Welfare.

Bulte, E.H., Horan, R.D. (2003) “Habitat Conservation, Wildlife Extraction and Agricultural Expansion”. *Journal of Environmental Economics and Management*, **45**, 109-127.

Callander, R.F., MacKenzie, N.A. (1991) *The Management of Wild Red Deer in Scotland*. Rural Forum (Scotland), Perth, UK.

Carson, R.T. (2000) Contingent Valuation: A User's Guide. *Environmental Science and Technology*, **34**, 1413-1418.

Caughley, G. (1974) Bias in aerial survey. *Journal of Wildlife Management*, **38**, 921-933.

Caughley, G. (1976) Wildlife Management and the Dynamics of Ungulate Populations. In: Coaker, T.H. (ed), *Applied Biology*. Volume 1, Academic Press. London, pp. 183-246.

Caughley, G. 1977. *Analyses of Vertebrate Populations*. John Wiley and Sons, New York, 243 pp.

Caughley, G., Sinclair, A.R.E. (1994) *Wildlife Ecology and Management*. Blackwell Scientific Publications. Cambridge. 334 pp.

Chavas, J.P., Holt, M. (1995) “Nonlinear Dynamics and Economic Instability: The Optimal Management of a Biological Population”. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, **20**(2), 231-246.

Choquenot, D., Lukins, B., Curran, G. (1997) Assessing lamb predation by feral pigs in Australia's semi-arid rangelands. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 1445-1454.

- Choquenot, D., Hone, J. (2000) Using bioeconomic models to maximise benefits from vertebrate pest control: lamb predation by feral pigs. *Draft conference manuscript*.
- Clark, C.W. (1973) Profit maximisation and the extinction of animal species. *Journal of Political Economy*, **81**, 950-961.
- Clark, C.W. (1990) *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*. 2 edn. John Wiley & Sons Inc., New York, U.S.A.
- Clark, C.W., Munro, G.R. (1975) The Economics of Fishing and Modern Capital Theory. *Journal of Environmental Economics and Management*, **2**, 92-106.
- Clark, C.W., Clarke, F.H., Munro, G.R. (1979) The optimal exploitation of renewable resource stocks: problems of irreversible investment. *Econometrica*, **47**, 25-47.
- Clutton-Brock, T.H., Guinness, F.E., Albon, S.D., 1982. Red Deer — Behavior and Ecology of the Two Sexes. Edinburgh University Press, Edinburgh, UK.
- Clutton-Brock, T.H., Lonergan, M.E. (1994) Culling regimes and sex-ratio biases in highland red deer. *Journal of Applied Ecology*, **31** (3), 521–527.
- Clutton-Brock, T.H., Coulson, T.N., Milner-Gulland, E.J., Thomson, D., Armstrong, H.M. (2002) Sex differences in emigration and mortality affect optimal management of deer populations. *Nature*, **415**, 633-637.
- Conover, Michael R. (1997) “Monetary and Intangible Valuation of Deer in the United States”. *Wildlife Society Bulletin*, **25(2)**, 298-305.
- Conover, M. (2002) *Resolving Human-wildlife Conflicts: The Science of Wildlife Damage Management*. CRC Press, Boca Raton.
- Conrad, J.M. (1995) “*Bioeconomic Models of the Fishery*”, in D.W. Bromley, ed., *The Handbook of Environmental Economics*. New York: Blackwell Handbooks in Economics.
- Conrad, J.M. (1999) *Resource Economics*. New York: Cambridge University Press.
- Conrad, J.M., Clark, C.W. (1987) *Natural Resource Economics, Notes and problems*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Conrad, J.M., Bjorndal, T. (1991) A Bioeconomic Model of the Harp Seal in the Northwest Atlantic. *Land Economics*, **67**(2), 158-171.

DeCalesta, D.S., Stout, S.L. (1997) "Relative Deer Density and Sustainability". *Wildlife Society Bulletin*, **25**(2), 252-258.

Decker, D.J., Brown, T.L., Gutierrez, R.J. (1980) "Further Insights into the Multiple Satisfactions Approach for Hunter Management". *Wildlife Society Bulletin*, **8**, 323-331.

Decker, D.J. Connelly, N.A. (1989) "Motivations for Deer Hunting: Implications for Antlerless Deer Harvest as a Management Tool". *Wildlife Society Bulletin*, **17**(4), 455-463.

Freeman, A.M.I. (1993) *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Resources for the Future, Washington D.C. U.S.A.

Freeman, A.M.I. (1995) Hedonic Pricing Methods. *The Handbook of Environmental Economics* (ed D.W. Bromley), Blackwell, Oxford, U.K.

Getz, W.M., Haight, R.G. (1989) *Population Harvesting*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, U.S.A.

Gill, R. (1990) *Monitoring the status of European and North American cervids*. The Global Environment Monitoring System Information, Series No. 8., United Nations Environment Programme, Nairobi.

Greentree, C., Saunders, G., McLeod, L., Hone, J. (2000) Lamb predation and fox control in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 935-943.

Grigg, G.C., Pople, A.R. (2001) Sustainable use and pest control in conservation: kangaroos as a case study. *Conservation of Exploited Species* (ed K.H. Redford), Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Gross, J.E. (1969) Optimum yield in deer and elk populations. *Transactions of the North American Wildlife Natural Resources Conference*, **34**, 372-387.

Hanemann, W.M. (1994) Valuing the Environment through Contingent Valuation. *Journal of Economic Perspectives*, **8**(4), 19-43.

Hanley, N., Spash, C.L. (1993) *Cost Benefit Analysis and the Environment*. Edward Elgar Publishing Ltd., Aldershot, Hampshire, U.K.

Hanley, N., Macmillan, D.C., Wright, R.E., Bullock, C., Simpson, I., Parsisson, D., Crabtree, R. (1998) Contingent Valuation Versus Choice Experiments: Estimating the Benefits of Environmentally Sensitive Areas in Scotland. *Journal of Agricultural Economics*, **49**(1), 1-15.

Harrison, G.W., Lesley, J.C. (1996) Must Contingent Valuation Surveys Cost So Much?. *Journal of Environmental Economics and Management*, **31**, 79-95.

Henderson, D.W., Warren, R.J., Newman, D.H., Bowker, J.M., Cromwell, J.S., Jackson, J.J. (2000) Human perceptions before and after a 50% reduction in an urban deer herd's density. *Wildl. Soc. Bull.*, **28**(4), 911–918.

Holsworth, W.N. (1973) "Hunting Efficiency and White-Tailed Deer Density",. *Journal of Wildlife Management*, **37**(3), 336-342.

Hone, J. (1994) *Analysis of Vertebrate Pest Control*. Cambridge University Press, Cambridge U.K.

Horan, R.D., Shortle, J.S. (1999) "Optimal Management of Multiple Renewable Resource Stocks: An Application to Minke Whales". *Environmental and Resource Economics*, **13**, 435-458.

Horan, R.D., Shortle, J.S., Bulte, E.H. (1999) "Renewable Resource Policy when Distributional Impacts Matter". *Environmental and Resource Economics*, **14**, 191-215.

Horan, R.D., Bulte, E.H. (2004) "Optimal and Open Access Harvesting of Multi-Use Species in a Second-Best World". *Environmental and Resource Economics*, **28**, 251-272.

Hunt, J.F. (2003) *Impacts of Wild Deer in Scotland—How Fares The Public Interest?* WWF Scotland and RSPB Scotland, Aberfeldy, Scotland, UK.

Kritzer, J.P., Sale, P.F. (2004) Metapopulation ecology in the sea: from Levins' model to marine ecology and fisheries science. *Fish and Fisheries*, **5**, 131-140.

- Krutilla, J.V. (1967) Conservation reconsidered. *American Economic Review*, **57**, 777-786.
- Lande, R., Engen, S., Sæther, B.E. (2003) *Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation*. Oxford University Press, Oxford, 222 pp.
- Lehtonen, A. (1998) Managing moose, *Alces alces*, population in Finland: hunting virtual animals. *Annales Zoologici Fennici*, **35**, 173-179.
- Loomis, J., Updike, D., Unkel, W. (1989) Behavioural tactics and variance in reproductive success in male roe deer. *Proceeding in the International Theriological Congress*, **5**: 824.
- Loomis, J.B., White, D.S. (1996) Economic benefits of rare and endangered species: Summary and meta-analysis. *Ecol. Econ.*, **18**, 197–206.
- Ludwig, D. (1993) Forest management strategies that account for short-term and long-term consequences. *Canadian Journal of Forest Research*, **23**, 563-572.
- MacMillan, D.C. (2004) Tradeable hunting obligations — a new approach to regulating red deer numbers in the Scottish Highlands? *Journal of Environmental Management*, **71**, 261–270.
- Macmillan, D.C., Duff, E.I. (1998) Estimating the non-market costs and benefits of native woodland restoration using the contingent valuation method. *Forestry*, **71**(3), 247-259.
- Macmillan, D.C., Duff, E.I., Elston, D.A. (2001) Modelling the Non-market Environmental Costs and Benefits of Biodiversity Projects Using Contingent Valuation Data. *Environmental and Resource Economics*, **18**, 391-410.
- Mascia, M.B., Brosius, J.P., Dobson, T.A., Forbes, B.C., Horowitz, L., McKean, M.A., Turner, N.J. (2003) Conservation and social sciences. *Conservation Biology*, **17**, 649–650.
- McKillop, I.G., Fox, S.M., Pugh, B.D., Langton, S.D., Sylvester-Bradley, R. (1996) Developing a model to predict yield loss of winter wheat due to grazing by European rabbits. *Proceedings of the Brighton Pest Control Conference. Pest and Diseases*, **1**, 145-150.

Millner-Gulland, E.J. (2001) The exploitation of spatially structured populations. *Conservation of Exploited Species* (ed J.G. Robinson), Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Millner-Gulland, E.J., Coulson, T.N., Clutton-Brock, T.H. (2000) On harvesting a structured ungulate population. *Oikos*, **88**, 592-602.

Millner-Gulland, E.J., Bennett, E.L. (2003) Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology & Evolution*, **18**, 351-357.

Millner-Gulland, E.J., 2001. *The exploitation of spatially structured populations*. In: Reynolds, J.D., Mace, G.M., Robinson, J.G. (Eds.), *Conservation of Exploited Species*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Mitchell, B., Brown, D. (1974) The effects of age and body size on fertility in female red deer (*Cervus elaphus* L.). *Proceedings of the International Congress of Game Biologists*, **11**, 89–98.

Mitchell, R.C. & Carson, R.T. (1989) *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future, Washington D.C. U.S.A.

Mitchell, B., Staines, B.W., Welch, D. (1977) *Ecology of Red Deer—A Research Review Relevant to their Management in Scotland*. Natural Environment Research Council, Banchory, UK.

Montgomery, C.A. and Adams, D.M. (1995) “Optimal Timber Management Policies”, in D.W. Bromley, ed., *The Handbook of Environmental Economics*. New York: Blackwell Handbooks in Economics.

Neher, P.A. (1990) *Natural Resource Economics: Conservation and Exploitation*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Parkes, C., Thornley, J. (2000) *Deer: Law and Liabilities*. Swan Hill Press, Shrewsbury, UK.

Putman, R.J. (1986) Foraging by roe deer in agricultural areas and impact on arable crops. *Journal of Applied Ecology*, **23**, 91-99.

- Ready, R., Bergland, O., Romstad, E. (2000) "Optimal Management of Two Interlinked Renewable Resources: Moose and Pine in Norway" (unpublished).
- Riley, S.J., Decker, D.J., Enck, J.W., Curtis, P.D., Lauber, T.B., Brown, T.L. (2003) "Deer Populations Up, Hunter Populations Down: Implications of Interdependence of Deer and Hunter Population Dynamics on Management". *Ecoscience*, **10**(4), 455-461.
- Rondeau, D. (2001) Along the way back from the brink. *Journal of Environmental Economics and Management*, **42**(2), 156-182.
- Rondeau, D., Conrad, J.M. (2003) "Managing Urban Deer". *American Journal of Agricultural Economics*, **85**(1), 266-281.
- Roseberry, J.L., Klimstra, W.D. (1974) "Differential Vulnerability During A Controlled Deer Harvest". *Journal of Wildlife Management*, **38**(3), 499-507.
- Rosen, S. (1987) "Dynamic Animal Economics". *American Journal of Agricultural Economics*, **69**(3), 547-557.
- Royama, T. (1992) *Analytical Population Dynamics*. Chapman and Hall, London.
- Ryman, N., Baccus, R., Reuterwall, C. Smith, M.H. (1981) Effective population size, generation interval, and potential loss of genetic variability in game species under different harvest regimes. *Oikos*, **36**, 257-266.
- Salas, L.A., Kim, J.B. (2002) Spatial factors and stochasticity in the evaluation of sustainable hunting of tapirs. *Conservation Biology*, **16**, 86-96.
- Sanchirico, J.N., Wilen, J.E. (1999) Bioeconomics of Spatial Exploitation in a Patchy Environment. *Journal of Environmental Economics and Management*, **37**, 129-150.
- Schaefer, J.M., Andrews, R.D., Dinsmore, J.J. (1981) An assessment of coyote and dog predation of sheep in southern Iowa. *Journal of Wildlife Management*, **45**, 883-893.
- Sibbald, A. (2001) Using GPS to track wild Red deer stags. *Deer*, **11**(10), 524-529.
- Skonhoft, A. (1999) "On the Optimal Exploitation of Terrestrial Animal Species". *Environmental and Resource Economics*, **13**, 45-57.

Skonhoft, A., Solstad, J.T. (1996) "Wildlife Management, Illegal Hunting and Conflicts". *Environment and Development Economics*, **1**, 165-181.

Skonhoft, A., Yoccoz, N.G., Stenseth, N.C., Gaillard, J.M., Loison, A. (2002) Management of chamois (*Rupicapra rupicapra*) moving between a protected core area and a hunting area. *Ecological Applications*, **12**, 1199-1211.

Solberg, E.J. (1998) Variations in population dynamics and life history in a Norwegian moose (*Alces alces*) population: Consequences of harvesting in a variable environment. *Doctoral thesis*. Department of Zoology, University of Trondheim, Trondheim.

Solberg, E.J., Sæther, B.E. (1999) Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. *Wildlife Biology*, **5**, 107-117.

Solberg, E.J., Loison, A., Sæther, B.E., Strand, O. (2000) Age-specific harvest mortality in a Norwegian moose *Alces alces* population. *Wildlife Biology*, **6**, 41-52.

Solberg, E.J., Sæther, B.E., Heim, M. (2002) Demographic and life-history consequences of sex-specific harvesting in Norwegian moose (*Alces alces*) populations. *Abstract. 5th International Moose Symposium*, Hafjell, Norway, 4-9 August.

Stearns, S.C. (1992) *The evolution of life histories*. Oxford University Press. Oxford. UK., 249 pp.

Storaas, T., Gundersen, H., Henriksen, H., Andreassen, H.P. (2001) The Economic Value of Moose in Norway - A Review. *Alces*, **37**, 97-107.

Sutherland, W.J. (2001) Sustainable exploitation: a review of principles and methods. *Wildlife Biology*, **7**, 131-140.

Sylvén, S., Aspers, M., Eriksson, J.Å., Wilhelmson, M. (1979) Regulated harvesting of the moose population a simulation study. *Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Animal Breeding and Genetics*. Report **33**. 51 pp.

Trenkel, V.M. (2001) Exploring red deer culling strategies using a population-specific calibrated management model. *Journal of Environmental Management*, **62**, 37-53.

Trenkel, V.M., Partridge, L.W., Gordon, I.J., Buckland, S.T., Elston, D.A. (1998) The management of red deer on Scottish open hills: results of a survey conducted in 1995. *Scottish Geographical Magazine*, **114** (1), 57–62.

Trenkel, V.M., Elston, D.A., Buckland, S.T. (2000) Fitting population dynamics models to count and cull data using sequential importance sampling. *Journal of the American Statistical Association*, **95** (450), 363–374.

VanDeelen, T.R., Etter, D.R. (2003) “Effort and the Functional Response of Deer Hunters”. *Human Dimensions of Wildlife*, **8**, 97-108.

Van Etten, R.C., Switzenberg, D.F., Eberhardt, L. (1965) “Controlled Deer Hunting in a Square-Mile Enclosure”. *Journal of Wildlife Management*, **29**(1), 59-73.

Van Kooten, G.C., Bulte, E.H., and Kinyua, P. (1997) “Game Cropping and Wildlife Conservation in Kenya: A Dynamic Simulation Model with Adaptive Control”. *Agricultural Systems*, **54**(4), 439-462.

Van Kooten, G.C., Bulte, E.H. (2000) *The Economics of Nature: Managing Biological Assets*. Malden, Massachusetts: Blackwell Publishers.

Walters, C.J. (1986) *Adaptive Management of Renewable Resources*. MacMillan Publishing Company. New York. 361 pp.

Walters, C.J., Gross, J.E. (1972) Development of big game management plans through simulation modeling. *Journal of Wildlife Management*, **36**, 119-128.

Ward, K.J. (2006) “Optimal Inter-Temporal Management of a Renewable Resource”. unpublished PhD dissertation, University Park, PA.

Ward, K.J., Stedman, R., Luloff, A., Shortle, J., Finley, J. (2006) “Categorizing Hunters Using Latent Class Analysis” (unpublished).

Wightman, A., Higgins, P., Jarvie, G., Nicol, R. (2002) The cultural politics of hunting: sporting estates and recreational land use in the Highlands and Islands of Scotland. *Sport in Society*, **5** (1), 53–70.

Wolfram, S. (2003) *The Mathematica Book*. 5th Edition. Wolfram Media Publishers.

Zawacki, W., Marsinko, A.R., Bowker, J.M. (2000) A travel-cost analysis of economic use value of non-consumptive wildlife recreation in the United States. *For. Sci.*, **46(4)**, 496–505.

Zivin, J., Hueth, B.M., Zilberman, D. (2000) “Managing a Multiple-Use Resource: The Case of Feral Pig Management in California Rangeland”, *Journal of Environmental Economics and Management*, **39**, 189-204.