CENTRO INTERUNIVERSITARIO DI RICERCA
BIODIVERSITÀ FITOSOCIOLOGIA
ED ECOLOGIA DEL PAESAGGIO

SAPIENZA
UNIVERSITÀ DI ROMA

"Impatto degli ungulati sulla biodiversità"

Azione di sistema tra i Parchi Nazionali Cinque Terre, Foreste Casentinesi M. Falterone e Campigna, Arcipelago Toscano, Gran Sasso e Monti della Laga, Appennino Lucano Val d'Agri Lagonegrese, Pollino, Asinara, Arcipelago de La Maddalena

RELAZIONE FINALE DELLE ATTIVITÀ

DEL PARCO NAZIONALE DELLE CINQUE TERRE

Coordinatore scientifico

Prof. Carlo Blasi

Giugno 2014

Indice

Premessa

Inquadramento della tematica con riferimento a dati ed analisi nazionali ed internazionali

Introduzione

Impatto sulla biodiversità

Obiettivi e metodologia

Cartografia degli ambiti territoriali a maggiore impatto animale

Stato attuale delle zone a maggior impatto

Indagine preliminare e svolgimento dei sopralluoghi di verifica

Metodologia utilizzata

Risultati preliminari

Strategie d'intervento e recupero

Programma di monitoraggio per l'anno 2014

Bibliografia

Premessa

L'Ente Parco Nazionale delle Cinque Terre, nell'ambito della Direttiva Conservazione della Biodiversità n. 52238 del 28 dicembre 2012 del MATTM, risorse assegnate ex Capitolo di bilancio 1551 - anno 2012, ha partecipato all'azione di sistema denominata "*Impatto degli ungulati sulla biodiversità*" che ha coinvolto i seguenti Parchi nazionali: Cinque Terre, Foreste Casentinesi M. Falterone e Campigna, Arcipelago Toscano, Gran Sasso e Monti della Laga, Appennino Lucano Val d'Agri Lagonegrese, Pollino, Asinara, Arcipelago de La Maddalena.

Al fine di coordinare e sviluppare le proprie attività, l'Ente Parco si è avvalso della collaborazione del Centro di Ricerca Interuniversitario "Biodiversità, Fitosociologia ed Ecologia del Paesaggio" (CIRBFEP).

Le attività sono state svolte in collaborazione con i ricercatori del Dipartimento di Scienze agrarie, alimentari e agro-ambientali dell'Università degli studi di Pisa.

Gruppo di lavoro CIRBFEP

- Prof. Carlo Blasi (responsabile del coordinamento scientifico)
- Dott.ssa Ilaria Anzellotti
- Dott.ssa Sabina Burrascano
- Dott. Riccardo Copiz

Collaboratori Università di Pisa

- Prof. Alessandro Pistoia
- Dott.ssa Giulia Bondi

Inquadramento della tematica con riferimento a dati ed analisi nazionali ed internazionali

Introduzione

Le problematiche relative ai danni da fauna selvatica sono una tematica piuttosto recente, sia perché fino a pochi decenni fa tali danni non avevano raggiunto livelli critici, sia per l'attenzione limitata che è stata inizialmente dedicata a minacce di questo tipo (Lami et al., 2004). Storicamente, i primi paesi in cui si è presa in seria considerazione questa problematica con esperienze di studio sono Austria, Germania e Francia (Pulzoni, 1990).

In Italia, una volta preso atto del problema si sono inizialmente operate scelte gestionali basate su studi condotti all'estero ed adattati alle singole realtà locali, in effetti solo da pochi anni esiste, nel nostro paese, una letteratura, per quanto limitata, riguardante studi ed esperienze sui diversi aspetti di questa problematica.

I danni di maggiore entità sono quelli provocati dai grossi ungulati, primo tra tutti il cinghiale, che in molte zone dell'Europa e del nostro Paese, ha avuto un'enorme espansione demografica a partire dagli anni '70. Proprio a causa della maggiore rilevanza dei danni legati alla elevata densità di questa specie ci concentreremo nel resto di questa relazione sulle causa della sua espansione, sugli effetti che questa specie può avere negli ambienti agricoli, naturali e semi-naturali e sulle tecniche di monitoraggio di tali effetti.

Le popolazioni europee di cinghiale (*Sus scrofa*) sono cresciute notevolmente negli ultimi decenni (Saez-Royuela & Telleria, 1986; Wirthner et al., 2012) a causa sia della capacità di questa specie di adattarsi a diversi ambienti (Schley et al., 2008.) che di altri fattori, quali la loro reintroduzione a fini venatori, la mancanza di predatori (Barrios-Garcia & Ballari, 2012), temperature invernali in aumento e la maggior frequenza degli anni di 'pasciona' (Bieber & Ruf, 2005). Le attività del cinghiale impattano in particolar modo le colture, i pascoli e i boschi (Barrios-Garcia & Ballari, 2012) e causano danni economici diretti attraverso la riduzione dei redditi agricoli e la trasmissione di malattie a esseri umani e animali (Pimentel et al., 2000).

L'aumento delle popolazioni di cinghiale (*Sus scrofa*) è stato registrato sia in Europa (Massei & Genov, 2004) che in Italia (Monaco et al., 2003).

I territori all'interno dei parchi nazionali, caratterizzati da un'alternanza di zone boschive e di zone agricole, sono estremamente favorevoli alle attività del cinghiale, che in tali condizioni trova l'habitat ideale per alimentarsi e riprodursi. L'assenza prolungata di attività venatoria all'interno dei Parchi, ha rappresentato un'ulteriore motivazione al notevole aumento della densità di questa specie (Massei & Genov, 2000; Gorrieri & Moscardini, 1997; Casanova & Massei, 1986). A causa

di tale particolare densità, proprio nelle aree protette, in Italia i costi per la prevenzione ed il risarcimento dei danni arrecati dal cinghiale alle colture agrarie incidono notevolmente sulle risorse finanziarie delle Amministrazioni locali, ed in particolar modo degli Enti Parco, il rimborso per danno da cinghiale può arrivare infatti a costituire fino all' 80% dei fondi degli Enti Locali per danno da fauna selvatica.

In ambito agricolo, le colture più interessate dai danni da cinghiale sono i cereali autunno-vernini, il mais ed i vigneti, deve il danno maggiore non è dovuto all'asportazione dei prodotti di cui si nutrono, ma all'azione di calpestamento e grufolamento che può determinare la distruzione e/o l'allettamento di intere colture che non possono più essere sottoposte a raccolta meccanica (Santilli, 2002).

I danni causati dal cinghiale agli ambienti forestali sono percepiti come meno urgenti, poiché non riguardano direttamente il reddito degli agricoltori; tuttavia questi rappresentano un problema ambientale di notevole importanza, soprattutto per le possibili conseguenze negative sull'ambiente.

Nonostante l'interesse venatorio, commerciale e il numero di ricerche effettuate sulla biologia del cinghiale (Boitani et al., 1994; Massei et al., 1997), pochissimi studi hanno investigato in dettaglio ed in modo quantitativo gli effetti di questa specie sulla "biodiversità".

L'impatto del cinghiale avviene sia per effetto diretto (es. predazione) che indiretto attraverso l'attività di *rooting* che altera lo strato inferiore della vegetazione forestale (es. esposizione delle radici).

Studi finora effettuati hanno evidenziato: un effetto delle attività di *rooting* sulla ricchezza di specie di piante vascolari (Welander, 1995; Hone, 2002); danni al reclutamento ed alla distribuzione spaziale delle plantule di leccio *Quercus ilex* e conseguenti effetti sulla crescita delle popolazioni (Gomez & Hodar, 2008); danni alla copertura erbacea con una riduzione fino all'80-95% (Howe & Bratton, 1976; Howe et al., 1981); impatto su piccoli roditori, insettivori e rettili (Singer et al., 1984; Muñoz & Bonal, 2007; Muñoz et al., 2008; Filippi & Luiselli, 2002). Il danneggiamento provocato dai cinghiali in ambito forestale, può risultare estremamente grave, anche per il tipo di brucatura sulle essenze arboree che riguarda dapprima, foglie e apici vegetativi, ed in carenza di questi, anche giovani rami, polloni e cortecce di alberi. Lo scortecciamento delle piante, causato per scopi alimentari o per istinti abitudinari degli animali, è da considerarsi uno dei danni più gravi per la fitocenosi, poiché, può determinare la crescita stentata e addirittura la morte degli alberi. E' stata inoltre ipotizzata l'alterazione dei cicli dei nutrienti (Singer et al., 1984; Massei & Genov, 2004). Mentre è molto probabile, anche se non vi sono dati di supporto, l'impatto sull'entomofauna terricola, e sull'avifauna, con particolare riferimento all'avifauna con nidificazione a terra quale i galliformi (*Galliformes: Phasianoidea*).

Impatto sulla biodiversità

L'impatto del cinghiale incide *in primis* sulla conservazione delle specie animali e vegetali. La perdita di ricchezza e diversità di specie, e quindi l'alterazione del funzionamento di un ecosistema costituiscono la principale conseguenza dell'impatto di questa specie. E' quindi paradossale come la densità del cinghiale sia particolarmente elevata proprio nelle aree protette, primariamente vocate alla conservazione della biodiversità.

L'impatto di questa specie è reso ancor più rilevante dal fatto che questo si manifesta spesso in Habitat di Interesse Comunitario, spesso con carattere di priorità, quali le faggete appenniniche (Habitat 9210* e 9220*) e formazioni erbose naturali o seminaturali (Habitat del gruppo 62).

Tale impatto è particolarmente grave poiché ad oggi manca completamente informazione sulle capacità e le tempistiche di resilienza da parte dei popolamenti vegetali ed animali, e quindi sul riequilibrio delle funzioni ecosistemiche in seguito all'eliminazione/riduzione del disturbo.

La necessità di protocolli rigorosi e condivisi di monitoraggio deriva dal fatto che gli studi finora effettuati sono spesso di carattere descrittivo o non specificamente disegnati per valutare le conseguenze pluriennali dell'impatto del cinghiale. Inoltre la mancanza di un robusto protocollo di monitoraggio sugli impatti di questa specie ha determinato, ad oggi, lo scarso grado di conoscenze ed attendibilità dei *trend* dei parametri di comunità e demografici delle popolazioni vegetali ed animali in seguito ad azioni di gestione quali piani di abbattimento o recinzioni di controllo. In effetti, nella maggior parte dei casi gli enti interessati non dispongono di piani di campionamento che siano in grado di fornire informazioni robuste sulle variazioni, ad esempio, di diversità e ricchezza di specie vegetali in seguito a piani di controllo selettivo del cinghiale.

Lo studio pluriennale dell'impatto di questa specie necessita di un robusto protocollo di monitoraggio, ossia di una serie di rilievi sequenziali nel tempo strutturati e finalizzati alla percezione di *trend* delle popolazioni e dei parametri di struttura delle comunità conseguenti ad azioni di gestione del cinghiale quali il controllo sperimentale delle popolazioni o la costruzione di recinti di protezione.

Nello specifico le fasi salienti dell'impostazione di un robusto protocollo di monitoraggio sono:

- <u>Studio Pilota</u> per la raccolta di parametri ecologici e demografici di base e per la misura della loro variabilità;
- <u>Disegno di Campionamento</u> in cui viene definito lo sforzo di campionamento necessario a percepire variazioni statisticamente significative delle popolazioni oggetto di indagine.
- <u>Individuazione aree di monitoraggio</u> prima delle azioni di gestione.

In quest'ottica ci sembra opportuno qui fare riferimento ad un'esperienza di ricerca da poco portata avanti nel Parco Nazionale del Circeo. In questa occasione si è svolto uno studio multi-tassonomico che ha incluso l'analisi di invertebrati, micromammiferi e piante vascolari, nonché del livello di *rooting*, delle caratteristiche pedologiche e strutturali della Foresta Demaniale.

I risultati di tale ricerca hanno messo in evidenza in primo luogo la necessità di istituire aree recintate per il confronto della composizione e delle caratteristiche strutturali con le aree impattate dal *rooting* da parte dei cinghiali. In effetti il confronto effettuato è stato limitato dall'assenza di aree non impattate e dal fatto che, di conseguenza, i due termini di paragone fossero aree a basso livello di *rooting* ed aree ad alto livello di *rooting*. Questo tipo di confronto ha portato ad evidenziare come, non solo i livelli di *rooting* influenzino la vegetazione, ma come essi determinino una risposta da parte della vegetazione (i.e. incremento di specie con difese da erbivoria e capacità di ripresa vegetativa dopo il disturbo), che poi a sua volta influenza i livelli di rooting stessi. Come già accennato questi risultati preliminari necessitano di essere confermati da studi che possano avvalersi della presenza di aree recintate, esenti dall'impatto del cinghiale per definirne l'entità e per arrivare a pianificare al meglio le attività di monitoraggio. I risultati di tale studio sono al momento in fase di revisione per la pubblicazione su rivista di rilievo internazionale (Burrascano et al., *submitted*).

Obiettivi e metodologia

Il cinghiale presente nel Parco delle Cinque Terre non appartiene ad una razza autoctona ma ad una popolazione non ben definita derivante dal gruppo etnico dei Carpazi incrociato con il suino domestico. Per le sue caratteristiche morfo-funzionali e comportamentali risulta particolarmente dannoso oltre che alle coltivazioni, in particolare la vite, anche all'ambiente boschivo dove provoca la distruzione di essenze vegetali erbacee e arbustive e gravi danni alle piante arboree.
Di estrema gravità sono i danni ai muri a secco, che si sviluppano in una rete di 6700 Km a sostegno dei tipici terrazzamenti caratterizzanti la fisionomia del paesaggio. Il cinghiale infatti, in cerca di alimenti a loro graditi (bulbi, radici, larve di insetti, piccoli rettili ecc.) rimuovono le pietre provocando il crollo dei muri.
I danni alla vegetazione, al suolo e ai muri a secco, risultano di estrema gravità anche per il fragile equilibrio idrogeologico del territorio. Infine questo ungulato determina un impatto sulla biodiversità vegetale ed animale attraverso la pressione selettiva che opera sulle specie vegetali spontanee e a causa della predazione esercitata sull'erpetofauna e su uova e pulcini di avifauna che nidifica a terra.

La ricerca in oggetto è stata articolata nelle seguenti attività:

- Catalogare gli studi relativi alla tematica in oggetto realizzati finora nel territorio del parco e nelle aree ad esso circostanti comprese orientativamente tra Levanto e La Spezia, rivolgendo l'attenzione in particolare sull'impatto determinato dalle popolazioni di cinghiale;
- Cartografare gli ambiti in cui si sono state segnalate in bibliografia le maggiori concentrazioni di cinghiali e/o i maggiori impatti sugli ecosistemi naturali e sugli agroecosistemi;
- Svolgere sopralluoghi di verifica dello stato attuale degli ambiti suddetti;
- Descrivere la metodologia utilizzata per la raccolta dei dati bibliografici, la selezione degli ambiti territoriali e lo svolgimento dei sopralluoghi di verifica;
- Definire un programma di monitoraggio (con i relativi indicatori) da attuare nel corso del 2014 in cui si contempli il confronto tra aree impattate e aree di controllo a basso livello di impatto selezionate negli stessi ambiti territoriali;
- Indicare delle ipotesi di strategie di intervento per il contenimento delle popolazioni di cinghiale e per il recupero dei sistemi naturali e agricoli impattati.

Dette attività sono state svolte dai ricercatori del CIRBFEP e del Dipartimento di Scienze agrarie, alimentati e agro-ambientali dell'Università degli studi di Pisa, in collaborazione con il personale dell'Ente Parco.

Al fine di coordinare le attività previste nelle suddette fasi e condividere i risultati raggiunti, sono stati svolti incontri specifici periodici con i tecnici coinvolti.

Cartografia degli ambiti territoriali a maggiore impatto animale

Le problematiche relative all'impatto ambientale causato dai cinghiali riguardano l'intero territorio del parco e interessano anche l'Area vasta oggetto di studio che si estende da Levanto al Golfo di La Spezia. In particolare tutta la zona del crinale che delimita il Parco delle Cinque Terre è quella generalmente più popolata dagli ungulati che attraversano il confine del parco spinti dalle battute di caccia effettuate al di fuori del parco. Inoltre queste zone, prettamente boschive e poco antropizzate rappresentano l'habitat ideale per questa specie, che trova in questi ambienti rifugio e una vasta gamma di frutti ed essenze spontanee con cui alimentarsi.
Attraverso l'analisi della documentazione relativa agli studi finora effettuati nel Parco, con l'aiuto di tecnici, Responsabile Faunistico e Guardie Forestali del Parco, e alla luce dei sopralluoghi effettuati, è stato possibile individuare cinque "zone", dove il cinghiale ha provocato maggiori danni agli ecosistemi naturali e agli agro ecosistemi (Fig. 1).

1. Zona Mesco: è una zona di confine del Parco situata tra i comuni di Monterosso al mare e Levanto. L'ambiente è totalmente boschivo (macchia mediterranea), poco antropizzato, scarsa l'attività di controllo sulla popolazione animale, sia come prevenzione, per l'assenza di recinzioni, sia per la carenza di prelievo venatorio.
2. Zona Monte Albereto: è anch'essa una zona di confine del parco, situata a nord-est di Monterosso al mare. L'elevata densità del cinghiale in questa zona si ritiene dovuta oltre al tipo di habitat boschivo, anche alla presenza di piccoli corsi d'acqua che rappresentano elementi di attrazione per questa specie amante delle zone umide ed ombreggiate.
3. Zona Monte Malpertuso: è il monte più alto del crinale delle Cinque Terre (mt. 812), nonché dell'area vasta (intero arco da Portovenere a Levanto). Anche quest'area di confine del parco, completamente boschiva, risulta fortemente danneggiata dalle popolazioni di cinghiali perché difficilmente raggiungibile dall'attività di controllo (prelievo venatorio).
4. Zona Albana Tramonti: è una zona di confine tra i due Parchi naturali di Portovenere e delle Cinque Terre costituita da un crinale che percorre l'intero promontorio di Portovenere. Quest'area comprende delle zone coltivate a quote inferiori (viti e specie orticole) protette da recinzioni metalliche mentre più in alto l'ambiente è di tipo boschivo. Nonostante l'attività di controllo sia buona, la zona si presenta fortemente degradata per l'elevata presenza del cinghiale.
5. Zona Volastra: è una zona situata nel comune di Riomaggiore. Rappresenta una delle zone più coltivate tra quelle soggette all'impatto causato dai cinghiali. Il territorio risulta in parte

terrazzato con coltivazioni soprattutto di olivo, mentre a quote più elevate è completamente boscato. Il piano di controllo del cinghiale, in quest'area, risulta funzionale sia per la presenza di recinzioni metalliche che per una pressione venatoria adeguata. Per queste sue caratteristiche quest'area è stata scelta per un'indagine preliminare volta a valutare l'evoluzione dei danni o l'eventuale ripristino ambientale.

Figura 1. Zone con maggiore impatto da cinghiale

Stato attuale delle zone a maggior impatto

Da questa indagine preliminare relativa ai suddetti ambiti è stato possibile osservare che l'entità dei danni causati dai cinghiali dipende essenzialmente da 2 fattori.

1. Caratteristiche agro-ambientali del sito (orografia, tipo di vegetazione presente, ecc.)
2. Densità animale. L'impatto maggiore è stato riscontrato dove i cinghiali hanno raggiunto una concentrazione molto elevata rispetto alla "capacità portante" del territorio.

Le zone boschive, soprattutto quelle situate ai confini del Parco, sono quelle che hanno subito il maggior impatto da parte del cinghiale che trascorre gran parte del suo tempo in questi habitat. Tali zone presentano evidenti segnali di degrado ambientale con modificazione delle caratteristiche vegetazionali che conferiscono al bosco un aspetto del tutto anomalo. La superficie del suolo è quasi sempre completamente rimossa dall'azione di grufolamento da parte degli animali e la lettiera superficiale risulta praticamente inesistente. L'azione di grufolamento (o effetto *rooting*) ha determinato una movimentazione degli strati superficiali del terreno con distruzione degli inerbimenti e di gran parte delle piante arbustive tipiche del sottobosco.

Le essenze boschive del sottobosco sono state distrutte anche con l'azione di brucatura da parte degli animali; a tale proposito il cinghiale, determina una pressione selettiva sulla vegetazione, consumando le essenze più gradite e scartando quelle meno appetibili (Massai et Genov, 1995). Questo tipo di pressione selettiva può avere un impatto rilevante sulla fitocenosi per la riduzione della ricchezza delle specie vegetali (biodiversità), (Hone, 2001). La scelta delle specie gradite dipende dal contenuto di alcune sostanze repellenti di tipo gustativo (tannini, resine, ecc.) o olfattivo (olii essenziali) o dalla presenza di meccanismi di difesa da parte delle piante (spine) (Massai et Genov, 1995). Un altro tipo di danno causato al suolo e alla vegetazione del sottobosco è quello relativo al compattamento del terreno che può essere generalizzato o lineare (sentieramento) dovuto all'abitudine dei cinghiali di passare sempre attraverso percorsi preferenziali (Pagliai et al., 1999; Ballon, 1995; Motta et Quaglino, 1989; Casanova, 1988). Oltre a provocare danni al suolo questo tipo di fenomeno può determinare ulteriori modificazioni alla fitocenosi poiché alcune essenze resistono meglio di altre al calpestamento ed inoltre soltanto alcune piante riescono a vegetare e riprodursi anche su terreni compatti.

Nelle zone fortemente degradate sono stati evidenziati danni da scortecciamento alle specie arboree dovuto all'abitudine del cinghiale di strofinarsi ripetutamente contro i tronchi degli alberi per liberarsi degli ectoparassiti che si annidano tra le setole. Questo tipo di danno risulta molto grave negli ambienti boschivi con elevata densità animale e può portare al deperimento delle piante fino

alla morte. Sono stati osservati inoltre danni agli apparati radicali delle specie arboree a causa dell'azione di scavo (insogli) che questi animali operano per effettuare "bagni di acqua e di terra".

Negli agroecosistemi (oliveti e vigneti) i danni osservati erano diversi soprattutto a causa della tipologia del territorio che per questo tipo di coltivazioni si presenta in genere terrazzato e per la maggior presenza dell'uomo.

Questo tipo di sistemazione idraulica-agraria ha il vantaggio di ridurre la pendenza del suolo, rendendolo quindi più stabile, ma presenta problemi legati alla fragilità dei muri a secco che sono facilmente soggetti a crolli.

I muri a secco rappresentano un elemento di fondamentale importanza per la protezione dell'ambiente, per la loro funzione di contenere il terreno altrimenti soggetto a rischio di erosione e smottamento soprattutto dove la declività delle superfici è elevata (Branduini, 2009).

Il cinghiale è delle maggiori cause del crollo dei muretti a secco, in quanto utilizza il grifo per scalzare le pietre e raggiungere i piccoli animali, insetti o i bulbi di piante poliennali, presenti all'interno del muro, di cui si ciba.

Contrariamente a quanto riportato in letteratura in cui si afferma che l'attacco ai muri da parte dei cinghiali parte dalla base, è stato da noi osservato come gli animali demoliscano il muro, partendo dall'alto verso il basso. Questa constatazione, deriva dall'osservazione di zone terrazzate danneggiate, in cui in molti casi era stata rimossa solo la parte superiore del muro a secco, mentre la base era ancora intatta. Ciò può essere spiegato dal fatto che la parte basale dei muri a secco è difficilmente "attaccabile" dagli animali perché costruita con pietre più grosse infisse in parte nel terreno e molto difficilmente rimovibili per la forte pressione esercitata dalle pietre sovrastanti.

La parte superiore del muro, invece, è formata solitamente da pietre più piccole e più facilmente rimovibili dagli animali che utilizzano il grifo a mo' di leva per scalzare e sollevare le pietre gettandole verso valle.

La distruzione di questi muri a secco può creare grossi problemi idro-geologici, poiché il terreno non più sorretto tende a franare. Inoltre nei punti dove il muro è crollato si creano dei cunei di scorrimento delle acque idrometeoriche che, accelerando i fenomeni di smottamento, determinano il crollo dei muri sottostanti innescando pericolosi meccanismi a catena (effetto domino).

Inoltre un altro aspetto importante riguarda la difficoltà ripristino delle strutture danneggiate. La ricostruzione dei muri a secco il più delle volte è irrealizzabile, o per la difficoltà di trovare personale specializzato e per il troppo elevato costo della manodopera anche perché le zone colpite sono inaccessibili con mezzi i meccanici necessari per il trasporto delle pietre (Branduini, 2009).

I danni alle coltivazioni, osservati nei due agro-ecosistemi oggetto di studio, si diversificano in relazione al tipo di pianta arborea. La vite viene coltivata a pergola bassa e quindi sia le fronde che i

frutti sono facilmente raggiungibili dagli animali; gli olivi invece presentano un fusto più resistente ed una chioma troppo alta per gli animali, pertanto i soli danni registrati sono quelli da scortecciamento. I due agro-ecosistemi presentano analoghi danni al suolo ed agli inerbimenti, che non raggiungono l'entità di quelli riscontrati negli habitat boschivi a causa della minor permanenza degli animali. Sono stati comunque evidenziati danni da grufolamento che nei periodi di assenza del cinghiale venivano mascherati dalla rinascita dell'erba. Le zone sentierate invece rimanevano prive di vegetazione, anche quando la zona restava per un lungo periodo "indisturbata".

Indagine preliminare e svolgimento dei sopralluoghi di verifica

Metodologia utilizzata

Per l'indagine è stato utilizzato un territorio adiacente alle località di Manarola e Volastra, scelto perché considerato rappresentativo dell'intero Parco poiché all'interno erano presenti i tre ecosistemi tipici del territorio (vigneto, oliveto e bosco). I tre siti scelti presentavano evidenti segni di degrado dovuti ad anni di mancata gestione della popolazione di cinghiali dovuto al quadro normativo pregresso che prevedeva il divieto assoluto di attività venatoria.
Dopo l'istituzione del Parco delle Cinque Terre è stato invece messa a punto un'attività di controllo delle popolazioni del cinghiale la cui efficacia è stata testata attraverso quest'indagine mediante la valutazione dell'evoluzione dei danni o dell'eventuale ripristino ambientale.

I siti selezionati oggetto dell'indagine sono stati:

- agroecosistema vigneto (loc. Manarola)
- agroecosistema oliveto (loc. Volastra)
- ecosistema bosco (loc. Volastra)

Lo studio si è quindi focalizzato sulla valutazione e caratterizzazione e parametrizzazione (indice di danno) di una serie di danni diretti causati dal cinghiale rivolti:

- al suolo: grufolamento o effetto *rooting*, danni da sentieramento e scavi;
- alla vegetazione: danni da scortecciamento alle specie arboree e danni alle piante in generale;
- ai muri a secco: causati dal grufolamento o dal sentieramento.

La stima dei danni al suolo si basa sulla valutazione della percentuale di superficie alterata, ovvero totalmente rimossa da effetto *rooting*, scavi e compattamento e priva di copertura vegetale. Fabbio et al. (2004) hanno dimostrato una stretta correlazione tra la densità animale e la perdita di copertura vegetale.
La stima dei danni alle piante arboree e al sottobosco viene infatti calcolata in base alla percentuale di alberi che presentano danni da scortecciamento al fusto e alla percentuale di superficie di sottobosco distrutta.
I danni ai muri a secco vengono valutati mediante la stima della percentuale della superficie di muro danneggiato o crollato rispetto alla superficie totale osservata.

Particolare attenzione è stata data inoltre alla valutazione del ripristino ambientale quale reazione degli ecosistemi alla pressione/non pressione del cinghiale, in base all'entità della ripresa vegetativa degli inerbimenti e delle diverse specie tipiche del sottobosco.

Nei tre ecosistemi considerati sono stati effettuati controlli periodici, tramite sopralluoghi in cui sono stati svolti i seguenti rilievi sperimentali:

- rilievi fotografici, effettuati nei medesimi luoghi, per valutare l'evoluzione degli eventuali danni;
- rilievi riguardanti i danni sulla specie arboree (scortecciamento e scalzamento radicale);
- valutazioni in merito all'evoluzione floristica del sottobosco, evidenziando la distribuzione delle piante esistenti o la rinascita di nuove essenze, mediante opportuna classificazione;
- valutazione dei danni ai muri a secco e controllo temporale del loro stato di conservazione.

Sono stati inoltre contattati i viticoltori locali, proprietari dei siti considerati, per conoscere le problematiche relative ai danni al raccolto evidenziati durante la fase di fruttificazione delle colture.

Risultati preliminari

Queste osservazioni sono state effettuate nell'ambito di uno studio, ancora in corso di svolgimento, relativo alle problematiche in oggetto.

Dai primi risultati ottenuti è stato evidenziato come in caso di esclusione del cinghiale, le zone compattate presentino una maggior difficoltà di ripristino ambientale rispetto a quelle sottoposte a grufolamento. Studi analoghi da noi effettuati in precedenza (Macci et al. 2012; Bondi, 2013; Pistoia, 2009), hanno dimostrato che ciò è collegato al peggioramento della qualità del suolo dal punto di vista delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del terreno. Il compattamento infatti determina una riduzione della porosità del suolo che comporta una totale perdita di struttura, inoltre la peggiore capacità di infiltrazione dell'acqua, riscontrata nei suoli compattati, può provocare fenomeni di allagamento nei terreni pianeggianti e fenomeni erosivi sui terreni declivi, a causa dello scorrimento verso valle dell'acqua piovana carica di detriti (Pagliai et al., 1999; Ballon, 1995; Motta et Quaglino, 1989; Casanova, 1988). Tali fenomeni erosivi determinano l'asportazione degli strati superficiali di suolo ricchi di sostanza organica e questo porta ad un peggioramento delle caratteristiche chimiche del suolo.
La scomparsa della vegetazione, la mancanza di ossigenazione degli strati superficiali del suolo e la riduzione di quelle forme di sostanza organica direttamente assimilabile dai microrganismi, può

provocare un'inibizione anche delle attività biochimiche del suolo riducendo di conseguenza la sua fertilità chimica (Macci et al. 2012, Davini 2006, Bondi et al. 2012, Pistoia, 2009; Bennet, 1993).
Questi processi risultano accentuati nei territori boschivi particolarmente declivi e soggetti a totale mancanza di inerbimenti e di lettiera (effetto mulching), importanti fattori antierosivi perché riducono l'azione battente della pioggia e la velocità di scorrimento dell'acqua idrometeorica tramite la parte epigea, e determinano il trattenimento dello strato superficiale del suolo per mezzo degli apparati radicali (Bondi, 2013; Macci et al., 2012,; Hickman et Harnett, 2002).

L'attività di grufola mento, invece, agisce in maniera diversa sulle caratteristiche del suolo. L'effetto rooting infatti provoca la rottura degli aggregati del suolo rendendolo vulnerabile a fenomeni erosivi e può provocare, se molto incisivo, lo sconvolgimento degli orizzonti di suolo destrutturandolo completamente (Scatena et al., 2004). Tuttavia molti studi hanno dimostrato che una leggera attività di rooting (dovuta a una bassa densità animale) sia in grado di areare il suolo ed incrementarne il contenuto di sostanza organica attraverso l'interramento all'interno del suolo di residui animali e vegetali freschi (Bondi, 2013; Macci et al., 2012; Tierney et Cushman, 2006; Moody et Jones, 2000; Groot Bruinderinck et al., 1996). In conseguenza di ciò anche l'attività metabolica dei microrganismi sembra subire una riattivazione, provocando un generale miglioramento della qualità e della vitalità del suolo (Bondi, 2013; Macci et al., 2012). Danni molto più evidenti sono quelli che l'attività di grufolamento provoca alle specie vegetali. I danni all'apparato radicale derivano principalmente dall'attività di scavo che il cinghiale opera nelle vicinanze della radice e dall'attività di morsicatura della stessa (Grifoni et Gonnelli, 2001;2009). Le piante caratterizzate da radici più sottili e superficiali, come abbiamo osservato per l'olivo e vite, vengono più facilmente scalzate, messe a nudo e gravemente danneggiate con conseguenti ripercussioni sulla sopravvivenza e la stabilità della pianta (Pistoia et Ferruzzi, 2010). Gli apparati radicali costituiti da radici grosse e profonde invece, come quelle delle specie arboree presenti negli ambienti boschivi esaminati, sono più resistenti poiché formano una "barriera" difficilmente penetrabile dal grifo dei cinghiali (Pistoia et Ferruzzi, 2010). Inoltre l'attività di rimescolamento degli strati superficiali operata dal cinghiale, può provocare danni ai semenzali delle essenze arboree, attraverso l'asportazione di una rilevante quantità di seme (Piussi, 1994). Ciò può portare a drastiche modificazioni della fitocenosi andando ad influenzare i processi di rinnovamento della vegetazione boschiva.
I rilievi effettuati in tempi successivi hanno mostrato come l'attività di controllo esercitata da parte del Parco delle Cinque Terre abbia dato risultati incoraggianti sebbene ancora non definitivi e

quindi suscettibili di variazione. In base ai controlli dell'evoluzione dei danni o dell'eventuale ripristino ambientale è stato infatti osservato quanto segue.

Nell'agroecosistema vigneto non è stato rilevato nessun danno recente né alle piante né al suolo. Gli inerbimenti si sono sviluppati indisturbati mascherando totalmente i segni del grufolamento osservato a inizio indagine. Sono risultati invece sempre evidenti i danni da sentieramento e quelli ai muri a secco dove l'entità del danno tende ad aumentare anche in assenza di disturbo da parte dei cinghiali (Fig. 1). Questo può essere dovuto ad altri fattori tra cui principalmente il deflusso dell'acqua piovana nei cunei di scorrimento formatisi in corrispondenza delle parti superiori dei muri danneggiati.

Figura 2. Danni ai muri a secco causati da sentieramento nell'agroecosistema vigneto.

Una situazione analoga è stata osservata anche nell'agroecosistema oliveto. Tuttavia in questo sito nel mese di gennaio sono stati osservati una serie di consistenti danni recenti che hanno riguardato sia il suolo, quasi completamente grufolato, che alcune piante arboree che hanno mostrato, per la prima volta, evidenti danni da scortecciamento (Fig. 2). Presumibilmente ciò è da ritenersi collegato al fatto che l'apertura della caccia, avvenuta a novembre nelle zone limitrofe del parco, abbia spinto gruppi di animali verso le zone interne più antropizzate (effetto spugna).

Figura 3. Danni al suolo causati dall'effetto *rooting* nell'ecosistema oliveto.

L'ecosistema boschivo è stato quello che ci ha fornito, sebbene in maniera preliminare, le indicazioni più utili a questo tipo di indagine. Questo si ritiene dovuto al fatto che, differentemente da quanto avviene negli ecosistemi naturali, negli agroecosistemi la presenza dell'uomo può influenzare e mascherare gli elementi distintivi del danno attraverso le normali operazioni colturali (controllo degli inerbimenti, potatura, spollonatura, lavorazioni superficiali del suolo ecc.).

All'inizio dell'indagine, negli ecosistemi boschivi la vegetazione mostrava evidenti segni di degrado (Fig. 4), successivamente si è assistito ad una iniziale rinascita di plantule di erica arborea, felci e gimnosperme in genere. Ciò può essere dovuto alla prolungata assenza dei cinghiali, che in caso contrario avrebbero distrutto tali essenze, sebbene poco appetibili, mediante attività *rooting* e calpestamento.

Ciò è stato ulteriormente confermato dalla ricomparsa di ampie zone inerbite (graminacee) e la rinascita di plantule di essenze erbacee ed arbustive caratteristiche del sottobosco (Fig 5). L'assenza prolungata del cinghiale nell'ecosistema boschivo è stata inoltre avvalorata anche dalla presenza a terra di castagne e corpi fruttiferi fungini che rappresentano alimenti molto graditi dal cinghiale.

Figura 4. Danni al sottobosco

Figura 5. Rinascita del sottobosco

Strategie d'intervento e recupero

Le strategie d'intervento atte a prevenire i danni causati dai cinghiali dipendono dal tipo di ecosistema oggetto di studio.
Dalle osservazioni effettuate il vigneto risulta di gran lunga l'agroecosistema più fragile ed è quello i cui danni sono maggiormente sentiti dalla popolazione perché influenzano direttamente il reddito dei coltivatori (Santilli, 2002). Anche una bassa densità animale in questo caso è in grado di arrecare danni ingenti alle coltivazioni soprattutto perché la vite nel parco è coltivata a "pergola bassa" (70 cm-100 cm), perciò le parti epigee sono facilmente attaccabili dai cinghiali. Occorre pertanto prevedere per questi ambienti un'esclusione totale dell'ungulato selvatico operata tramite sistemi affidabili ed efficaci come le recinzioni. Allo stato attuale il Parco ha investito risorse considerevoli nella prevenzione tramite recinti elettrificati e meccanici. Le recinzioni hanno riguardato, però, non solo i piccoli appezzamenti, per i quali sono riconosciute universalmente efficaci e raccomandate, ma anche ampie superfici territoriali ("recinti comprensoriali"), applicazione esplicitamente sconsigliata da ISPRA (Macchio, 2013). In particolare vengono sconsigliate dall'Istituto le recinzioni meccaniche su grandi estensioni, perché riducono la biopermeabilità e impediscono, soprattutto per i tratti collocati nel fitto della vegetazione e/o in aree impervie, un'agevole individuazione dei varchi che vengono a crearsi nel tempo (a differenza delle recinzioni elettrificate che consentono una più ampia biopermeabilità e, tramite l'accertamento regolare, la facile individuazione di eventuali interruzioni di corrente elettrica da qualsiasi punto del recinto), (Macchio, 2013). Pur mostrando tali vantaggi le recinzioni elettriche hanno dei limiti nella loro applicazione perché necessitano di molta manutenzione e non sono totalmente sicure a causa della loro fragilità (Galardi et al. 2002). Infatti possono essere facilmente demolite in caso di urto accidentale da parte del cinghiale quando sono nascoste dalla vegetazione o dall'oscurità notturna. Inoltre, in conseguenza agli episodi di braccata, questo tipo di recinzione può essere totalmente distrutta dai cinghiali che si spostano in gruppi numerosi ed in maniera irruenta.

L'oliveto è risultato l'ecosistema coltivato più resistente alla pressione esercitata dai cinghiali poiché le piante sono molto robuste e la chioma non è raggiungibile dagli animali. I danni rilevati sono evidenti solo con densità animali molto elevate e riguardano per lo più il suolo e i muri a secco.
Alcuni sistemi di prevenzione basati sull'utilizzazione di repellenti chimici sono stati testati in passato a protezione delle coltivazioni arboree allo stadio giovanile. Attualmente però non si può affermare che esistono dei prodotti adeguati a permettere una protezione globale delle zone

coltivate, in quanto l'effetto repulsivo dei prodotti proposti è in genere di brevissima durata e si hanno rapidamente fenomeni di assuefazione degli animali. Pertanto nello stato delle conoscenze attuali questi metodi non sono consigliabili (AA.VV., 1999).

Anche la protezione acustica, che consiste nell'emissione ripetuta di rumori diversi per allontanare gli animali da una zona dove causano danni, non garantisce efficienti prestazioni e soprattutto non può essere utilizzata nel lungo periodo perché già in tempi brevi i cinghiali si abituano a questo tipo di dissuasori che andrebbero perciò riprogrammati periodicamente.

Questo tipo di metodo è perciò applicabile soltanto per salvaguardare la coltivazione durante alcuni periodi critici (AA.VV., 1999).

Tuttavia in linea generale il solo controllo della densità della popolazione, attuata tramite il Piano di Gestione del Cinghiale, può già di per se essere efficiente per la prevenzione dei danni in agroecosistemi arborei come l'oliveto.

Un caso particolare è l'impatto del cinghiale all'interno del bosco, ambiente particolarmente ricco di biodiversità, caratterizzato da un preciso equilibrio dinamico tra le varie componenti dell'ecosistema e quindi particolarmente soggetto a modificazioni esterne. Il bosco, rappresentando l'ecosistema con maggior estensione all'interno della superficie del Parco, presenta dei limiti rispetto all'esclusione tramite recinzione che, eventualmente, dovrebbe essere di tipo comprensoriale. Tale modalità di prevenzione del danno oltre a comportare elevati costi e ad ostacolare il lavoro delle Guardie Forestali soprattutto in caso di interventi urgenti, provocherebbe maggiori problemi legati allo spostamento della fauna selvatica (biopermeabilità).

Pertanto anche riguardo alle zone boschive occorre prevedere un Piano di Controllo del cinghiale che mantenga la popolazione in equilibrio con l'ambiente.

Secondo gli ultimi studi effettuati la densità ecosostenibile non dovrebbe superare per l'intero parco circa 5-6 capi/kmq, corrispondenti ad una soglia di circa 300 individui per l'intero parco. A tale proposito l'azione combinata di metodi di esclusione preventivi e del controllo diretto all'interno ed all'esterno del Parco prevista dal Piano di Gestione del Cinghiale 2013-2014 (Macchio, 2013) sembra aver dato risultati positivi (abbattimento di circa 200 capi nel 2013), anche alla luce della dinamica dei danni da noi osservata all'interno dei vari ecosistemi e da un iniziale ripristino ambientale negli habitat boschivi. Tuttavia sarebbe opportuno avvalorare questi risultati con un'indagine di lungo periodo considerando la molteplicità dei fattori che concorrono all'espressione dei dati.

Anche se attualmente l'emergenza cinghiale negli ecosistemi considerati non è ad uno stadio di danno irreversibile, come emerso da questo studio, vi sono però alcuni segnali allarmanti che possono portare in futuro a vere e proprie emergenze ambientali.

Il maggiore rischio al quale il Parco può andare incontro nel tempo è un aumento incontrollato del numero di capi dovuto ad una riduzione della pressione venatoria a cause della diminuzione del numero di cacciatori, all'elevata prolificità di questa specie e alla difficoltà di stima della consistenza della popolazione (Mazzoni della Stella, 1995; Nobile, 1987).

In conclusione ci sentiamo di suggerire una strategia per il futuro che renda ecosostenibile la presenza del cinghiale nel parco, anche se le difficoltà principali nascono dalle condizioni normative, organizzative e culturali che caratterizzano la gestione della selvaggina nelle aree protette.

Parte sostanziale di questa strategia dovrebbe essere:

- un'intelligente zonizzazione del territorio, distinguendo aree in cui la specie può essere tollerata e ambiti dai quali invece essere esclusa;
- contrastare le introduzioni clandestine soprattutto di cinghiali appartenenti a gruppi etnici esteri e incroci con suini domestici;
- la razionalizzazione del prelievo venatorio basata sulla stima quantitativa e qualitativa delle popolazioni non solo all'interno del Parco ma anche nelle zone adiacenti;
- monitoraggio periodico dell'impatto animale al fine di valutare all'interno di diverse aree l'evoluzione dei danni o l'eventuale ripristino ambientale;
- recupero delle zone danneggiate soprattutto riguardo alla tempestiva ricostruzione dei muri a secco al fine di evitare il progredire del degrado ambientale che porterebbe nel tempo a peggiorare la situazione dell'assetto idrogeologico del territorio di per se molto fragile.

Programma di monitoraggio per l'anno 2014

Obiettivo

Valutare i diversi aspetti relativi alla presenza del cinghiale sul patrimonio paesaggistico-ambientale e sulle biodiversità del Parco Naturale delle Cinque Terre

Piano di Monitoraggio

L'indagine riguarderà l'individuazione e la caratterizzazione dei tre principali agro ecosistemi presenti all'interno del territorio del parco delle Cinque Terre, scelti in modo che siano il più possibile rappresentativi della problematica studiata.

- Agro ecosistema Vigneto
- Agro ecosistema Oliveto
- Ecosistema Bosco

Per ciascun ecosistema saranno individuati alcuni siti sperimentali di cui parte "Disturbati" (caratterizzati da segni evidenti di danni causati dalla presenza del cinghiale) e parte "Indisturbati" (caratterizzati dalla totale esclusione del cinghiale mediante recinzioni metalliche).

In ciascun sito verrà effettuato un monitoraggio tramite sopralluoghi periodici atti a raccogliere materiale fotografico e effettuare rilievi fitoecologici al fine di valutare il tipo e l'entità dei danni presenti. In dettaglio:

1. **Vegetazione**
   - Danni da brucatura agli inerbimenti e alle parti aeree di essenze arbustive.
   - Danni da scortecciamento di specie arboree
2. **Suolo**
   - Danni da grufola mento (effetto *rooting*)
   - Danni da scavo (insogli)
   - Compattamento da calpestìo (sentieramento)
3. **Muri a secco**
   - Demolizione parziale o totale

Inoltre nelle aree boschive sarà effettuata un'indagine comparativa sulle caratteristiche botaniche dei siti "Disturbati e "Indisturbati" al fine di valutare l'impatto del cinghiale sulla biodiversità vegetale. Sarà infine valutato l'eventuale ripristino vegetazionale del bosco (rinascita di plantule), come indicatore del ritorno all'equilibrio ecologico del territorio in virtù dell'efficacia del controllo demografico previsto dal piano di gestione del cinghiale del parco.

Valutazione degli Indici di Danno

Metodica di valutazione dell'entità dei diversi tipi di danno:

- Danni alle specie erbacee e arbustive: valutate dal rapporto % tra la superficie del cotico erboso e/o del sottobosco danneggiato rispetto alla superficie totale del sito.
- Danni alle specie arboree: valutata dal rapporto % tra il n. di piante con significativi danni da scortecciamento e il n. totale di piante arboree presenti sul sito.
- Danni al suolo: valutate dal rapporto % tra la superficie del suolo danneggiato (rimosso, scavato, compattato ecc.) e la superficie totale del sito.
- Danni ai muri a secco: valutate dal rapporto % tra la superficie del muro demolito e la superficie totale dei muri a secco del sito.

Bibliografia

AA.VV. (1999). I danni causati dal cinghiale e dagli altri ungulati alle colture agricole. Stima e prevenzione. Quaderno ARSIA 5

Amici A., Serrani F., Faggiani M., Ronci B., 2003. Biometric study on wild boars (*Sus scrofa* L.) in two areas of Viterbo province, Italy, III int. Symp. on Wild Fauna, l. Esposito and B. Gasparrini, Italy, 24-35 may: 275-279.

Ballon P. (1995). Riconoscimento dei danni dei cervidi in foresta. Sherwood 1 (5), pp. 29-32.

Barrios-Garcia M.N., Ballari S.A., 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. Biological invasions 14: 2283-2300.

Bennett S.G. (1993). The effects of feral animals on soil mites recovered from Catalina Ironwood groves (Lyonothamnus floribundus) on Santa Catalina Island, California. In: Hochberg, F.G. (Ed.), Proceedings of the Third California Islands Symposium on Recent Advances in California Islands Research, Santa Barbara Museum of Natural History, Santa Barbara, CA, pp. 155–170.

Bieber C., Ruf T., 2005. Population dynamics in wild boar (Sus scrofa): ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. Journal of applied ecology 42: 1203-1213.

Boitani L., Mattei L., Nonis D., Corsi F., 1994. Spatial and activity patterns of wild boars in Tuscany, Italy. Journal of mammalogy 75: 600-612.

Bondi G. (2013). "Studio delle variazioni dei parametri fisici, chimici, biochimici e chimico strutturali del suolo sottoposto a pascolamento suino". Thesis Doctoral. Scienze Agrarie e Veterinarie. Università degli studi di Pisa.

Bondi G., Peruzzi E., Macci C., Doni S., Masciandaro G., Pistoia A. (2012). Assessment of overgrazing on degradation of sloping soil. Analele Universitatii Bioterra Bucuresti. Vol 10, pp 1-6.

BRANDUINI P., (2009). Muri di sostegno a secco: aspetti agronomici, paesaggistici, costruttivi e di recupero. Supplemento a "I Georgofili". Atti dell'Accademia dei Georgofili. Serie VIII. Vol. V

Burrascano S., Del Vico E., Fagiani S., Giarrizzo E., Mei M., Mortelliti A., Sabatini F., Blasi C., submitted. Wild boar rooting intensity determines shifts in understorey composition and functional traits. Journal of Plant Ecology.

Casanova P. (1988). Effetti del sovraccarico di daino e di cinghiale in alcuni ambienti mediterranei: la tenuta di San Rossore. Pisa. Ann. Acc. Ital. Sc. For. Vol. XXXVII: pp. 167-185.

Casanova P., Massei G., 1986. Valutazione del carico di cinghiali in ambienti tipici della toscana. Atti del Convegno "Il cinghiale". Amm.prov. Siena pp.139-156.

Davini, D., 2006. "Valutazione dell'impatto ambientale e del rischio di desertificazione dovuto alla pressione zoogena in ambiente mediterraneo". Tesi di laurea: gestione e tutela dell'ambiente agro-forestale. Università di Pisa.

De Beaux O., Festa E. (1927). La ricomparsa del Cinghiale nell'Italia settentrionale occidentale. Mem. Soc. Ital. Sc. Nat. e Mus. Civ. St. Nat. Milano pp.265-342.

Fabbio G., Benvenuti C., Grifoni F., Gonnelli V., (2004). Utilizzazione delle risorse del bosco. In: La cinta senese. Gestione attuale di una razza antica. Vol. 26, pp. 141-172. Arsia Firenze.

Filippi E., Luiselli L., 2002. Negative effect of the wild boar (*Sus scrofa*) on the populations of snakes at a protected mountainous forest in central Italy. Ecologia mediterranea 28: 93-98.

Galardi L., Banti P., Cavallini P., (2002). Prevenzione dei danni da fauna selvatica mediante recinzioni elettriche. Le esperienze in Toscana. Da "La prevenzione dei danni alle colture da fauna

selvatica". ARSIA, Firenze.

Gomez J.M., Hodar J.A., 2008. Wild boars (*Sus scrofa*) affect the recruitment rate and spatial distribution of holm oak (*Quercus ilex*). Forest ecology and management 256: 1384-1389.

Gorrieri L., Moscardini G., 1997. I danni provocati alle colture agrarie dalla fauna selvatica nei parchi naturali. Litografia Felici. Pisa

Grifoni F., Gonnelli V. (2001) - Pascolo in bosco: produttività e limiti. Incontro tecnico sul programma di ricerca "Salvaguardia e valorizzazione della razza Cinta Senese" [Siena, 6 dicembre 2001].

Grifoni F., Gonnelli V. (2009). "Alterazioni forestali conseguenti al pascolamento". In "Il bosco e l'allevamento della razza Cinta Senese". Arsia. Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione nel settore Agricolo-forestale, Firenze

Groot Bruinderink, G.W.T.A., Hazebroek, E., (1996). "Wild boar (Sus scrofa L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in Netherlands". Forest Ecology and Management 88, 71–80.

Hickman K.R., Hartnett D.C. 2002."Effect of grazing intensity on growth, reproduction, and aboundance of three palatable forbs in Kansas tallgrass prairie". Plant ecology. Vol 159. Pp. 23-33.

Hone J. (2001). Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. Biological Conservation. 105, pp 231–242.

Hone J., 2002. Feral pigs in namadgi national park, australia: dynamics, impacts and Management. *Biological conservation* 105: 231-242.

Howe T.D., Bratton S.P., 1976. Winter rooting activities of the european wild boar in the great smoky mountains national park. Castanea 41:256-264.

Howe T.D., Singer F.J., Ackerman B.B., 1981. Forage relationships of european wild boar invading northern hardwood forests. Journal of wildlife management 45: 748-753.

Lami L., Cavallini P., Scarselli D., Petrini R., Venturato E., Moretto C., 2004. Dove mangiano i cinghiali: un modello spaziale predittivo. Geomatics workbook 4.

Macchio S., (2013) a. Piano di Gestione del Cinghiale (*Sus scrofa*) - anno 20013-20014. Parco Nazionale Cinque Terre.

Macci C., Doni S., Bondi G., Davini D., Masciandaro G., Pistoia A. (2012) "Effects of wild boar (Sus scrofa) grazing on soil properties in Mediterranean environment". Catena (2012). 98 79-86.

Massei G., Genov P. (1995). Preliminary analyses of food availability and habitat use by the Wild boar in a mediterranean area. Ibex J.M.E., 3: 168-170.

Massei G., Genov P., 2000. Il cinghiale. Calderini, Edagricole.

Massei G., Genov P., 2004. The environmental impact of wild boar. Galemys 16: 135-145.

Massei G., Genov P., Staines B., Gorman M.L., 1997. Factors influencing home range and Activity of wild boars (*sus scrofa*) in a mediterranean coastal area. Journal of Zoology 242: 411-423.

Mazzoni Della Stella R. (1995). Piano faunistico venatorio della provincia di Siena.

Monaco A., Franzetti B., Pedrotti L., Toso S., 2003. Linee guida per la gestione del cinghiale. Ministero delle politiche agricole e forestali. Istituto nazionale per la fauna selvatica. 116 pagg.

Moody, A., Jones, J.A., (2000). Soil response to canopy position and feral pig disturbance beneath Quercus agrifolia on Santa Cruz Island, California. Applied Soil Ecology 14, 269–281.

Motta R., Quaglino A. (1989). Sui danni causati dalla fauna selvatica ai popolamenti forestali in Valle di Susa (TO). It. For. e Mont. XLIV (4), pp. 241-258.

Muñoz A., Bonal R., 2007. Rodents change acorn dispersal behavior in response to ungulate presence. Oikos 116: 1631–1638.

Muñoz A., Bonal R., Díaz M., 2009. Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse mediterranean ecosystem. Basic appl. Ecol. 10: 151–160.

Nobile F. (1987). *Il Cinghiale*. Olimpia, Firenze.

Pagliai et al. (1999). Soil phisics and soil vulnerability in a typical watershed of the hilly area of central Italy. Bollettino della società italiana della scienza del suolo 49 (1-2), pp.309-320.

Pimentel D., Lach L., Zuniga R., Morrison D., 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. Bioscience 50: 53-65.

Pistoia A., Ferruzzi G. (2010). "Controllo dell'impatto ambientale degli allevamenti animali". Vol. "Allevamento animale e Riflessi Ambientali", Commissione nazionale ASPA, edito dalla Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche di Brescia, 162-175.

Pistoia A., Masciandaro G., Balestri G., Man D., Poli P., Fantoni E. (2009) "Environmental impact caused by wild boar (Sus Scrofa) in chestnut wood (*Castanea sativa*)". Atti International Conference "Global strategies in Agricolture, Agritourism, Nutrition and Environmental Protection", Bucharest (Romania).

Piussi P. (1994) Selvicoltura generale. Utet, Torino.

Pulzoni E., 1990. Identificazione valutazione e controllo dei danni causati dalla fauna selvatica in ambienti forestali. Gestione e protezione del patrimonio faunistico. Atti i-ii. C. Agg. Brescia

Saez-Royuela C., Telleria J.L., 1986. The increase population of the wild boar (*Sus scrofa* L.) in Europe. Mammal review 16: 97-101.

Santilli F. (2002). I danni da cinghiale. In "La prevenzione dei danni alle colture da fauna selvatica". ARSIA, Firenze.

Santilli F., Galardi L., Banti P., Cavallini P., Mori L. (2002) – La prevenzione dei danni alle colture da fauna selvatica. ARSIA, Firenze.

Scatena A., Montemerani P., Pacini G., Castellini (2004) - Il pascolo. In "La Cinta Senese", Amministrazione Provinciale di Siena, Ed. Il Leccio, Monteriggioni (SI).

Schley L., Dufrene M., Krier A., Frantz A.C., 2008. Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in luxembourg over a 10-year period. European journal of wildlife research 54: 589-599.

Serodio H.M. (1985). Alguns estudos da biologia do jabali (*Sus scrofa L.*1758), em Portugal. Relatorio de Estagio. Universidade Classica de Lisboa Faculdade de Ciencias.

Singer F.J., Swank W.T., Clebsch E.E.C., 1984. Effect of wild pig rooting in a deciduous forest. Journal of wildlife management 48: 464-473.

Tierney, T.A., Cushman, J.H., (2006). Temporal changes in native and exotic vegetation and soil characteristics following disturbances by feral pigs in a California grassland. Biological Invasions (2006) 8: 1073–1089

Welander J., 1995. Are wild boars a future threat to the Swedish flora? Ibex J.M.E. 3: 164-167.

Wirthner S., Schutz M., Page-Dumroese D.S., Busse M.D., Kirchner J.W., Risch A.C., 2012. Do changes in soil properties after rooting by wild boars (*Sus scrofa*) affect understory vegetation in Swiss hardwood forests? Canadian journal of forest research 42: 585-592.