

LE POPOLAZIONI DI CINGHIALE (*Sus scrofa*) IN EUROPA:

Un'analisi scientifica sulle tendenze
della popolazione e le conseguenze
sulla gestione

Dr. Jurgen Tack
Jessica Williams



ELO^{*}
European Landowners' Organization

European Landowners' Organization

Copertina: wild boar © Neil Burton/Shutterstock.com

Testi e grafici dove non indicato © European Landowners' Organization/K&DM

Tradotto dall'inglese.

Con uno speciale ringraziamento a Lara Tarnold, laureata in Scienze dei Sistemi Naturali presso l'Università degli Studi di Genova.

Come citare questo report:

Tack, J. & Williams J. (2018). Un'analisi scientifica sulla dimensione e distribuzione della popolazione, i principali fattori ambientali responsabili, gli impatti e le implicazioni per la gestione. Organizzazione europea dei proprietari terrieri, Bruxelles, 56 pp.

Le popolazioni di cinghiale *(Sus scrofa)* **in Europa:**

**Un' analisi scientifica sulle tendenze
della popolazione
e le conseguenze sulla gestione**

Dr. Jurgen Tack

Scientific Director

European Landowners' Organization (ELO)

Jessica Williams

Project & Policy Officer (Wildlife Estates Project)



European Landowners' Organization

Prefazione

Questa analisi è basata su 550 articoli peer-reviewed che riportano la parola “cinghiale” e “Europa” all’interno del riassunto. Gli articoli scientifici sono stati pubblicati nel periodo tra il 1977 ed il 2017 e comprendono un ampio spettro di argomenti. La crescita sistematica del numero delle pubblicazioni sul cinghiale è indicativa del crescente interesse ambientale e sociale per la specie, che a sua volta riflette un aumento della presenza in Europa.

La ricerca mostra che le popolazioni di cinghiale sono in crescita nella maggior parte delle aree europee. Da alcuni l’aumento della popolazione di cinghiale è visto in modo positivo, in quanto indicatore di un miglioramento delle condizioni dell’habitat e presenza di una ulteriore specie cacciabile. Altri invece sono fortemente contrari all’espansione della popolazione e citano l’aumento degli impatti negativi come i danni all’agricoltura e gli incidenti stradali.

La crescita della popolazione può essere dovuta a molti fattori che comprendono il cambiamento climatico, le tecniche agricole, e l’aumento della pressione dell’uomo nelle aree rurali (tempo libero, agricoltura, ...).

Mentre molti articoli scientifici cercano di spiegare i motivi della crescita delle popolazioni, e i conseguenti problemi, è difficile trovare informazioni scientifiche sulle possibili soluzioni.

Questa analisi cerca di identificare gli elementi che potrebbero essere utili nella gestione e limitare gli impatti negativi delle crescenti popolazioni. Allo stesso tempo, evidenzia la necessità di un maggiore supporto scientifico per le tecniche di gestione presenti e future.

Le raccomandazioni fornite da questa analisi non devono essere considerate come soluzioni ma dovrebbero essere viste come la base da cui partire tenendo in considerazione fattori naturali, sociali ed economici.

Janez POTOČNIK

Former European Commissioner - DG Environment

INDICE

Introduzione	9	Incidenti stradali	32
Un articolo sulla letteratura scientifica sul cinghiale in Europa	11	Variabili che influenzano le dimensioni della popolazione	33
Ecologia del cinghiale	13	Caccia	33
Distribuzione	13	Hunting practices	34
Comportamento sociale	13	Demografia	34
Riproduzione	14	Foraggiamento artificiale	35
Descrizione della specie	15	Clima	35
Mortalità	18	Riforestazione	38
Habitat	18	Disponibilità di cibo	38
Dieta	18	Frutti silvestri	38
Predatori	18	Granturco	39
Densità di popolazione in Europa	19	Colza	40
Monitoraggi	19	Mostarda	42
Disponibilità dei dati	20	Responses/solutions	42
Andamento delle popolazioni in Europa	20	Caccia	42
Impatto del cinghiale su interessi economici e conservazione	28	Foraggiamento artificiale	43
Salute umana e animale	28	Recinzioni	46
Utilizzo dei rifiuti	31	Migliori supporti	46
Danni all'agricoltura	31	Conclusioni e raccomandazioni politiche	48
Danni alla biodiversità	31	Bibliografia	50



Introduzione

Negli ultimi 30 anni la popolazione di cinghiali in Europa è aumentata sistematicamente in termini di dimensioni e di distribuzione. Quindi, non dovrebbe sorprendere il fatto che l'attuale popolazione di cinghiali provochi numerosi problemi economici, ambientali e sociali.

Cacciatori e ambientalisti hanno opinioni molto diverse sulle cause della crescita della popolazione, sulla necessità di adottare misure e sulle misure da adottare per limitare l'attuale popolazione (crescita) dei cinghiali in Europa.

I proprietari terrieri privati mirano a combinare obiettivi di biodiversità con attività economiche. Negli ultimi anni la crescente popolazione di cinghiali selvatici sta sfidando i loro modelli economici combinati ambientali, sociali ed economici a causa della distruzione della natura, delle foreste e dell'agricoltura.

Per avere una visione migliore della situazione attuale, della crescita della popolazione, delle cause e degli effetti delle crescenti popolazioni e di come affrontare gli impatti negativi, abbiamo deciso di provare a trovare alcune risposte nella vasta quantità di articoli scientifici scritti sull'argomento.

Questo rapporto non è un documento di ricerca. È una rassegna della grande quantità di ricerche scientifiche sul cinghiale in Europa. Abbiamo studiato articoli peer-reviewed (sottoposti a revisione scientifica internazionale) pubblicati sul cinghiale in Europa in un gran numero di discipline di ricerca.

Sulla base delle conoscenze esistenti abbiamo cercato di fornire alcune raccomandazioni politiche volte a ridurre il numero di interazioni negative tra uomo e cinghiale.

Dr. Jurgen Tack

European Landowners' Organization (ELO)

Jessica Williams

Project & Policy Officer (Wildlife Estates Project)

European Landowners' Organization (ELO)



Un'analisi della letteratura scientifica sul cinghiale in Europa

In Europa le popolazioni di cinghiale sono cresciute in maniera sistematica. L'aumento nel periodo 1960-1970 è stato seguito da un periodo di stabilizzazione negli anni '80. Comunque, recenti studi hanno dimostrato che il numero di cinghiali è aumentato più rapidamente dal 1990 (Massei et al., 2014).

Negli ultimi 30 anni è conseguentemente aumentata la letteratura sul cinghiale. Questo riflette entrambi i fenomeni sia la rapida crescita delle popolazioni di cinghiali in Europa, che il maggiore interesse per l'impatto economico, ambientale e sulla salute che questa crescita può avere. Molte discipline scientifiche presentano studi sul cinghiale in Europa, comunque i principali interessi sono chiaramente collegati alla salute e all'ambiente. L'allegato a questa analisi contiene il riassunto degli articoli scientifici peer-reviewed sui cinghiali in Europa relativi al periodo 1977-2017 che sono stati vagliati nel contesto di questo rapporto. Sicuramente questa analisi non è completa. Oltre agli articoli scientifici peer-reviewed c'è una considerevole quantità di altra letteratura sull'argomento. Per quest'analisi, abbiamo limitato l'obiettivo agli articoli peer-reviewed per dare una visione scientifica sulla situazione attuale sul cinghiale in Europa.

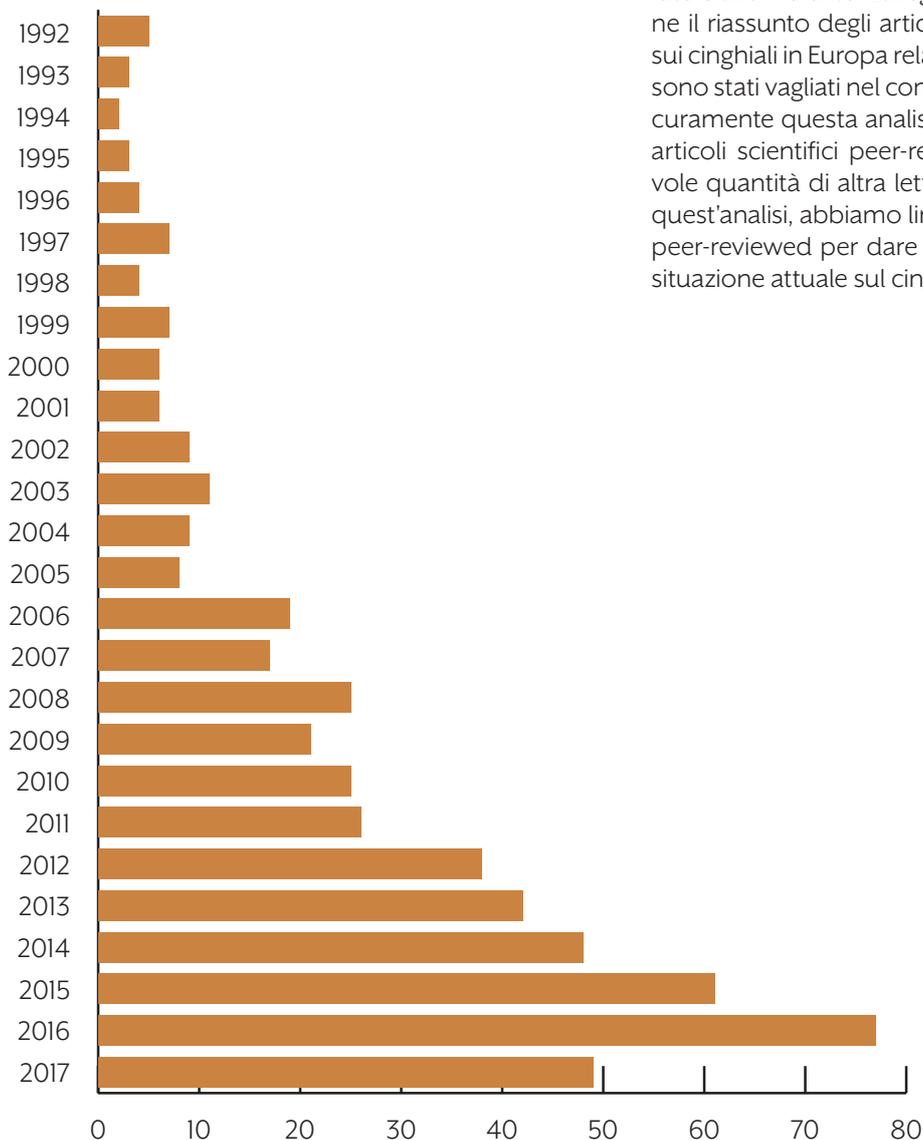


Figura 1: il numero di articoli scientifici peer-reviewed per anno nel periodo 1991-2017 sul cinghiale in Europa (Web scientifico – argomento: cinghiale Europa); 2017 fino ad agosto

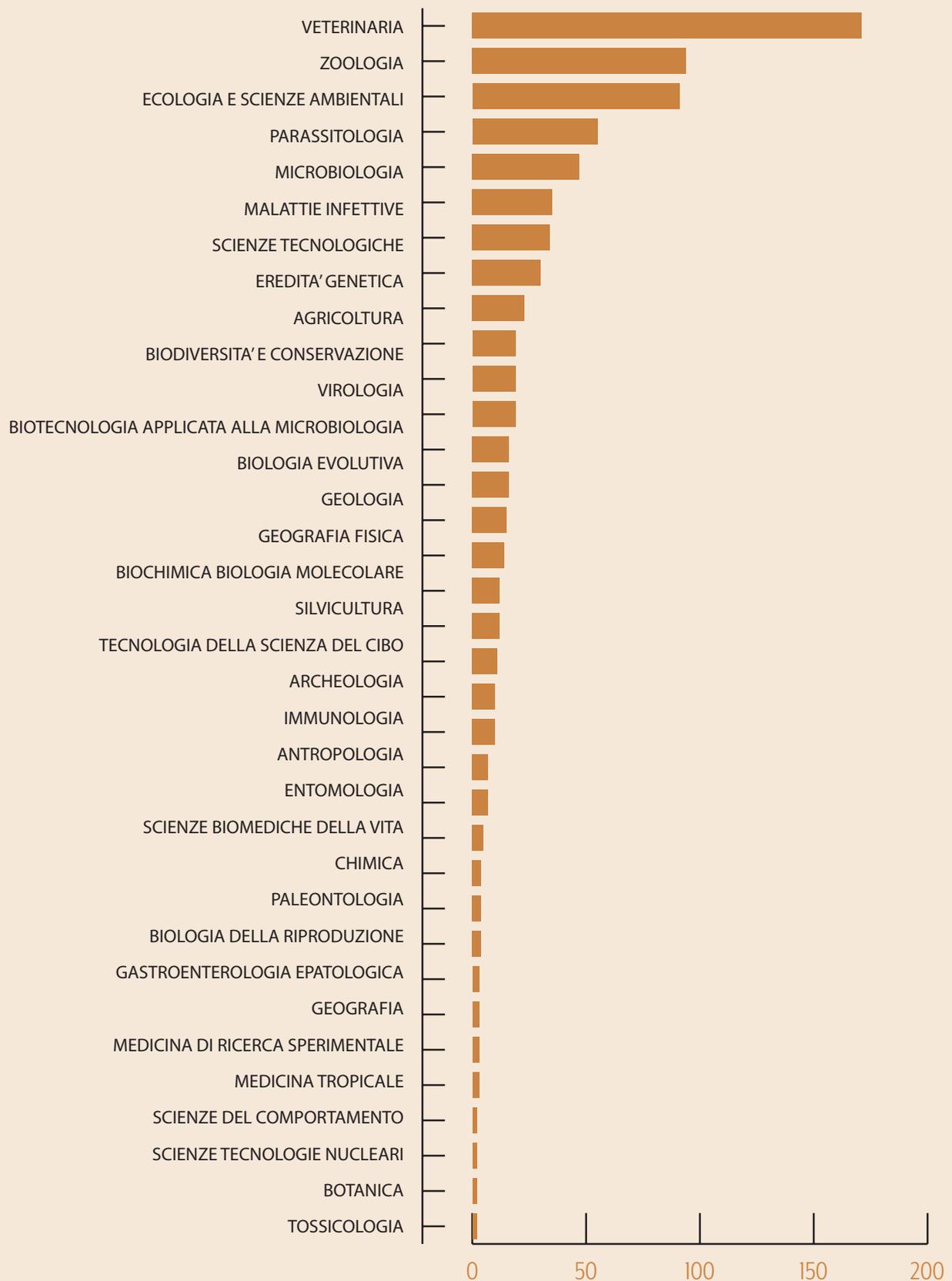


Figura 2: il numero di articoli scientifici peer-reviewed per area di ricerca nel periodo 1991-2016 sul cinghiale in Europa (Web scientifico – argomento: cinghiale Europa)



Ecologia del cinghiale



Distribuzione

Il cinghiale (*Sus scrofa*), è uno dei grandi mammiferi con distribuzione più ampia al mondo (Oliver et al., 1993). La specie ha origini dal sud-est asiatico durante il Pleistocene (Chen et al. 2007). Attualmente l'areale della specie si estende dall'Europa occidentale e bacino del Mediterraneo alla Russia orientale, Giappone e sud-est Asia (Sjarmidi & Gerard, 1988).

La sua distribuzione continua ad espandersi in tutto il mondo. La specie è molto adattabile, con una enorme capacità riproduttiva, e può trovarsi in diversi tipi di habitat, che variano da ambienti semi aridi a paludi, foreste e praterie alpine (Sjarmidi & Gerard, 1988). Uno dei motivi alla base dell'ampia diffusione delle popolazioni di cinghiale è stato per la loro carne; sono stati creati allevamenti di cinghiali nei paesi nei quali la specie era stata cacciata fino a causarne l'estinzione locale. Non era presente nessuna popolazione di cinghiale in Svezia 10 anni fa, ma ora è presente una popolazione stimata di 150000 individui (Magnusson, 2010). Il Regno Unito ha nuovamente una popolazione di cinghiali dopo 300 anni (Rozycka et al., 2015).

A seguito della sua vasta distribuzione, delle elevate consistenze numeriche e della notevole adattabilità è

stato classificato da IUCN come specie appartenente alla categoria di minor preoccupazione. La sua ampia distribuzione è stata parziale causa dell'origine di diverse sottospecie di cinghiale. Wozencraft (2005) ha descritto 16 sottospecie, divise in quattro gruppi regionali (Occidentale, Indiano, Orientale e Indonesiano).

Comportamento sociale

I cinghiali sono animali sociali. Vivono in una società matriarcale formata da femmine imparentate tra loro ed i loro piccoli (sia maschi che femmine). I cinghiali maschi lasciano questo gruppo all'età di 8-15 mesi. Le femmine restano con le madri o si stabiliscono in nuovi territori vicini. I maschi subadulti a volte vivono in piccoli gruppi. I maschi adulti e quelli più vecchi tendono ad essere solitari, fatta eccezione per il periodo degli accoppiamenti (Marsan & Mattioli, 2013).

Riproduzione

I cinghiali hanno uno tra i più alti tassi riproduttivi tra gli ungulati (Bieber & Ruf, 2005; Holland et al., 2009).

Il tipico ciclo vitale del cinghiale in Europa può essere così descritto. Il cinghiale solitamente si riproduce

seguendo un ritmo stagionale. Più avanti in questo rapporto mostreremo che questo ciclo vitale è disturbato da cambiamento climatici.

Estro

L'attività sessuale e la produzione di testosterone sono innescate dalla riduzione dal numero delle ore di luce e raggiunge il picco ad ottobre e novembre, quando si verifica l'estro. Durante la stagione degli accoppiamenti i cinghiali maschi, che normalmente vivono solitari, si uniscono ai gruppi di femmine. I maschi a volte percorrono lunghe distanze alla ricerca di femmine riproduttive. Durante questo periodo spesso i maschi non si alimentano e possono perdere fino al 25% del loro peso corporeo. Quando molti cinghiali maschi mostrano interesse per la stessa scrofa si hanno combattimenti tra potenziali rivali (Heptner et al., 1988). Il maschio dominante (molto spesso il più grande) raggiunge il maggior numero di accoppiamenti.

Gestazione

Le scrofe di cinghiale europeo vanno spesso in estro con un ciclo di 21 giorni dall'autunno a giugno/luglio. L'inizio dell'estro in autunno è collegato alla disponibilità di cibo e alla diminuzione delle ore di luce. La disponibilità di cibo è importante per il successo

dell'accoppiamento. I feromoni steroidei prodotti dai maschi innescano la recettività delle scrofe.

Le scrofe raggiungono la pubertà ad un'età compresa tra 8 e 24 mesi a seconda di fattori ambientali e nutrizionali.

Il periodo di gestazione varia tra 114 e 130 giorni per le femmine al primo accoppiamento e tra 113 e 140 giorni per le scrofe più anziane.

Parto

Le nascite si verificano soprattutto tra marzo e maggio, con un picco ad aprile. La gravidanza dura circa 115 giorni. Un paio di giorni prima del parto la scrofa lascia il gruppo e costruisce un nido appositamente per la nascita dei piccoli. Il nido per il parto viene costruito con vegetazione arbustiva raccolta nelle immediate vicinanze. Il parto (la nascita vera e propria) dura tra le 2 e le 3 ore. Il numero medio di piccoli per femmina è solitamente formata da 4-6 piccoli, con un massimo di 10-12 (Heptner et al., 1988). La scrofa ed i piccoli restano nel nido, o vicino ad esso, per circa 4-6 giorni dopo i quali si riuniscono con il gruppo.

Se la madre dovesse morire prematuramente, i piccoli vengono adottati da qualche altra scrofa nel gruppo matriarcale (Marsan & Mattioli, 2013). I nuovi nati pesano circa 600-1000 grammi.



Descrizione della specie

NOME:

Mentre la specie è chiamata cinghiale ("wild boar"), il termine "boar" è spesso usato per i maschi. Le femmine vengono chiamate "scrofe" ed i piccoli "lattonzoli". A seconda della classe di età vengono chiamati in maniera differente: Piccoli (0-10 mesi), giovani (10-12 mesi), riproduttori (2 anni), adulti del quarto, quinto e sesto anno (3-5 anni), cinghiali vecchi (6 anni), cinghiali più vecchi (>6 anni).

NOME SCIENTIFICO: *Sus scrofa*

CORPO

- Costituzione massiccia
- Gambe corte e relativamente sottili
- Tronco corto e massiccio
- Quarti posteriori nel complesso poco sviluppati
- Quarti anteriori ben sviluppati

COLLO: molto corto e stretto

CAPO:

- costituisce un terzo della lunghezza del corpo (Heptner et al., 1988)
- ben adattato per scavare; il capo ha la funzione di aratro, mentre i potenti muscoli del collo permettono all'animale di rivoltare una considerevole quantità di terreno (Marsan & Mattioli, 2013); può scavare fino a 8-10 cm di profondità nel suolo congelato e rivoltare rocce fino ad un peso di 40-50 kg (Baskin & Danell, 2003).

OCCHI: piccoli e posizionati in profondità

ORECCHIE: lunghe e ampie

DENTI:

- canini ben sviluppati
- a crescita continua
- fuoriescono dalla bocca più prominenti nei maschi rispetto alle femmine
- i canini superiori sono relativamente più corti e crescono lateralmente in età giovanile (gradualmente curvano verso l'alto)
- i canini inferiori sono più affilati e lunghi, con una parte sporgente di circa 10-12 cm di lunghezza

ZOCCOLI

- Unghie centrali più larghe e allungate rispetto alle laterali, rendono possibili i movimenti rapidi (Heptner et al., 1988)

DIMORFISMO SESSUALE:

- molto pronunciato
- le dimensioni dei maschi sono solitamente 5-10% maggiori ed il peso è 20-30% maggiore rispetto alle femmine
- i maschi hanno una criniera lungo la schiena (particolarmente evidente in autunno ed inverno) (Marsan & Mattioli, 2013)
- durante la stagione degli accoppiamenti i maschi sviluppano uno strato di tessuto sottocutaneo (spesso 2-3 cm), che si estende dalla punta della spalla alla groppa posteriore (per proteggere gli organi vitali durante i combattimenti).



Descrizione della specie

TAGLIA E PESO:

- La taglia ed il peso degli adulti dipende strettamente da fattori ambientali

Europa centrale e occidentale:

Maschi:

Peso: 75-100 kg Altezza: 75-80 cm al garrese e 150 cm di lunghezza del corpo I maschi più grossi possono pesare fino a 200 kg

Femmine

Peso: 60-80 kg

Altezza: 70 cm al garrese e 140 cm di lunghezza del corpo

Le femmine più grosse possono pesare fino a 120 kg

Regioni dell'Europa mediterranea:

Maschi Peso: 50 kg

Femmine: Peso: 45 kg

Altezza: 63-65 cm al garrese

Europa orientale

Maschi:

Peso: 110-130 kg

Altezza: 95 cm al garrese e 160 cm di lunghezza del corpo

I maschi più grossi possono pesare fino a 270 kg, e misurare 110-118 cm di altezza al garrese

Femmine Peso: 95 kg

Altezza: 85-90 cm al garrese e 145 cm di lunghezza del corpo

MANTO:

- Il manto invernale è costituito da lunghe setole ruvide con uno strato sottostante di pelo corto e morbido
- La lunghezza delle setole varia lungo il corpo (le più corte si trovano attorno al muso e alle labbra, le più lunghe sulla schiena)
- Le setole della schiena formano una criniera prominente nei maschi Le setole della schiena vengono erette quando l'animale si agita
- La colorazione è variabile
- Il colore cambia con l'età: gli striati hanno il pelo marrone chiaro con bande chiare che si estendono dai fianchi alla schiena (Heptner et al., 1988)

VERSO:

- Emette versi differenti a seconda della situazione: viene fatta una distinzione tra richiami di contatto, di allarme e di combattimento (Cabanau, 2001)

OLFATTO:

- molto ben sviluppato (Cabanau, 2001)

UDITO:

- acuto

VISTA:

- debole (Heptner et al., 1988)
- manca la visione a colori (Cabanau, 2001)
- incapace di riconoscere una figura umana in piedi a 10-15 m di distanza (Baskin & Danell, 2003)

VELOCITÀ:

- velocità massima 40 km/h
- salti fino ad una altezza di 140-150 cm (Baskin & Danell, 2003)



Allattamento

Gli striati competono tra loro per le mammelle più ricche di latte. Il piccolo che si alimenta meglio cresce più velocemente ed ha una costituzione più forte (Heptner et al., 1988).

Svezzamento

Negli striati l'attitudine a scavare il suolo si sviluppa quasi immediatamente. I piccoli sono completamente svezzati dopo 3-4 mesi. Inizieranno a mangiare cibo solido come vermi e larve dopo circa 2-3 settimane.

Infertilità estiva

Solitamente le femmine non vanno in estro nel periodo estivo. La maturità sessuale viene da esse raggiunta ad un anno di età e solitamente il primo estro si verifica nel secondo anno. I maschi sono pronti alla riproduzione con un anno di ritardo rispetto alle femmine, ma iniziano a prendere parte agli accoppiamenti dopo 4-5 anni, dal momento che i maschi adulti impediscono l'accoppiamento ai più giovani (Heptner et al., 1988).

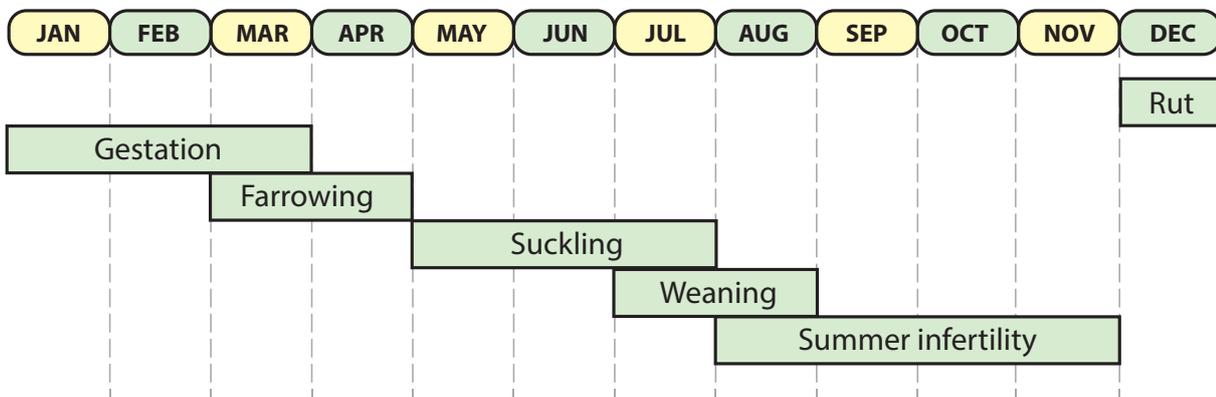


Figura 3: ciclo riproduttivo di un cinghiale adulto

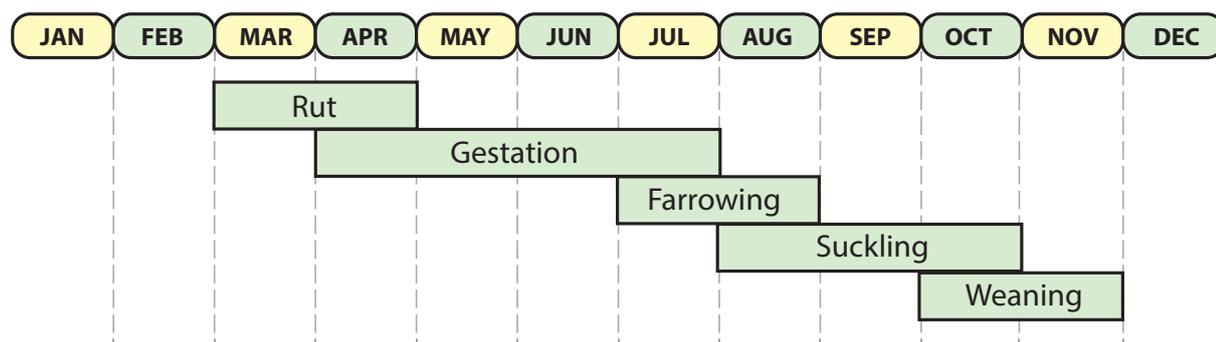


Figura 4: ciclo riproduttivo di una scrofa di un anno che si accoppia per la prima volta

Mortalità

Le principali cause di mortalità naturale comprendono le malattie (Rossi et al., 2011), la scarsità di cibo dovuta a condizioni metereologiche estreme (Okarma et al, 1995; Massei et al, 1997), e la predazione da lupi (Jedrzejewski et al, 1992; Nores et al., 2008). Comunque il maggior contributo alla mortalità dei cinghiali è dato dalla caccia e dagli incidenti stradali. (Keuling et al., 2013; Toigo et al., 2008; Gamelon et al., 2011, Sprem et al., 2013; Morelle et al., 2013; Prevot & Licoppe, 2013).

Habitat

Il cinghiale si trova in un vasto insieme di habitat (Heptner et al., 1988), che passano da ambienti semi-aridi a paludi, foreste e praterie alpine (Sjarmidi @ Gerard, 1988). Per poter sopravvivere in una determinata area, i cinghiali richiedono un habitat che presenta tre condizioni:

- aree molto boscate che forniscano riparo dai predatori
- acqua per bere e per fare il bagno
- assenza di innevamento regolare (Marsan & Mattioli, 2013).

I principali habitat favoriti dai cinghiali in Europa sono foreste miste e decidue, preferibilmente foreste costituite da querce e faggi che comprendono paludi e prati.

Alimentazione

Il cinghiale è un onnivoro molto versatile che si adatta facilmente al cambiamento di disponibilità alimentare (stagionale, geografica e causata dall'uomo). L'alimentazione può essere suddivisa in quattro categorie (Haptner et al., 1988):

- Rizomi, radici, tuberi e bulbi
- Noci, frutti e semi
- Foglie, corteccia, rametti, germogli, e rifiuti.
- Vermi terrestri, insetti, molluschi, pesce, roditori, insettivori, uova di uccelli, lucertole, serpenti, rane e carogne.

Un cinghiale di 50 kg ha bisogno di circa 4000-4500 calorie al giorno. Questa quantità aumenta durante l'inverno e la gravidanza (Marsan & Mattioli, 2013).

Se la disponibilità di cibo dovesse scarseggiare, il cinghiale potrebbe mangiare corteccia di alberi e funghi, così come entrare in campi coltivati di patate, carciofi, granturco, colza, mais e mostarda (Haptner et al., 1988).

I cinghiali possono occasionalmente predare piccoli vertebrati come cervidi appena nati, leporidi e galliformi (Marsan & Mattioli, 2013).

La ricerca e la gestione di cinghiali richiede un buon monitoraggio. Sono disponibili molti metodi di analisi per monitorare l'abbondanza. Engeman et al. (2013) ha descritto i metodi di monitoraggio che sono stati provati o con potenziali applicazioni alla gestione di cinghiali.

Predatori

In Europa, gli striati di cinghiale sono soggetti agli attacchi di linci, orsi bruni e lupi.

Il lupo grigio è il principale predatore del cinghiale in buona parte del suo areale. Un singolo lupo può uccidere circa 50-80 cinghiali all'anno (Heptner et al., 1988). In Italia e nel Parco Nazionale bielorusso di Belovezhskaya Pushcha, i cinghiali sono le prede primarie dei lupi (Marsan & Mattioli, 2013). Anche la popolazione europea di lupi è rimasta stabile o è aumentata negli ultimi 30 anni (Jedrzejewski et al, 1992; Linnell et al., 2001#; Kaczensky et al., 2014; Jedrzejewski et al., 2000; Anderson & Ozo-lins, 2004; Valdmann et al., 2005; Mattioli et al., 2011). Il numero di cinghiali uccisi dai lupi è relativamente ridotto a confronto con quelli uccisi dai cacciatori (Melis, 2006). In Polonia i cacciatori uccidono dalle 3 alle 7 volte più cinghiali rispetto ai lupi (Jedrzejewski et al., 2000). In Spagna il 12% della mortalità del cinghiale è dovuta ai lupi, mentre il 31 % è dovuta alla caccia (Jedrzejewski et al., 1992).



Densità di popolazione in Europa

Monitoraggio

La ricerca e la gestione della popolazione di cinghiale richiede un buon monitoraggio.

Sfortunatamente, osservare e contare i cinghiali è difficile ed impreciso (Vetter et al., 2015). A seguito del loro elevato tasso riproduttivo, dello stile di vita elusivo (Fernández-Llario, 2004), dell'attività notturna (Lemel et al., 2003), della possibilità di spostarsi per lunghe distanze e del comportamento alimentare, il cinghiale è una specie per la quale risulta problematico sviluppare una corretta stima di popolazione, se confrontato con le altre specie di ungulati.

E' comunque molto importante raccogliere dati accurati e completi. Nel decennio passato sono stati

sviluppati molti metodi alternativi, con svariato grado di successo.

Engeman et al. (2003) descrive metodi di monitoraggio che sono stati provati o le potenziali applicazioni alla gestione del cinghiale (Tavola 1). Tra i diversi metodi in uso il più efficiente è l'uso combinato di fototrappole e cibo per attrarre attivamente i cinghiali sui siti.

Comunque per condurre conteggi simultanei in aree di ampiezza significativa per ottenere stima sulla popolazione minima, Sheppers et al. (2015) afferma che ciò richiede la cooperazione di tutti i gestori e proprietari terrieri sia per avere accesso alle località di costruzione e mantenimento dei siti di foraggiamento che per le sessioni di conteggio simultaneo.

Type of survey	Measurement tool(s)	Potential measurement	Potential metrics of abundance
Track	Tracking plots	Number of track intrusions Presence-absence	Index
Dung	Defined areas for Pellet counts DNA analysis	Number of pellet groups Number individuals and "recaptures"	Index Known to be alive M-R density estimate
Road counts (counts from vehicles)	Human observers Spotlight Night vision Thermal imaging	Counts Distance to animals observed	Index Density estimate
Aerial surveys	Human observers Video Thermal imaging	Counts Number of animals in strip transect(s) Distance to animals from aerial transect	Index Density estimate
Animal marking	Trap and mark Bait markers	Resight/recapture Capture and check for mark	Density estimate Known to be alive index
Take rates	Hunter survey	Hunter take Hunter effort	Take index Take/effort index
Camera	Camera traps	Number photographed Resight (recapture)	Index Known to be alive index Density estimate
Plot occupancy	Geographic units	Assessed occupancy within a unit	Density estimate Occupancy index



Tavola 1: Riassunto dei tipi di metodi di campionamento, con i mezzi di raccolta dati (strumenti di misura), il tipo di misure da prendere (misure potenziali) e le misure di abbondanza (indici chilometrici di abbondanza). Nel testo sono forniti maggiori dettagli sull'uso e analisi per ogni metodo (fonte: Engeman et al. 2013).



Disponibilità di dati



Le stime attuali della popolazione fanno necessariamente riferimento ad un numero differente di dati inseriti per approssimare l'abbondanza e la tendenza della popolazione. Primi tra tutti ci sono i dati raccolti attraverso i carnieri di caccia, osservazioni e incidenti stradali che coinvolgono i cinghiali (Massei et al., 2011).

Sebbene i carnieri di caccia forniscano il maggior numero di dati ai ricercatori, dando un'indicazione sulla dimensione della popolazione e sulla densità, questo metodo rimane non del tutto attendibile ed irregolare (Sarasa & Sarasa, 2013; Vetter et al., 2015). Questo è dovuto ad una legislazione sulla caccia variabile a livello inter-regionale: le aree in cui è presente una legislazione severa forniscono dati più attendibili rispetto alle aree o paesi in cui le leggi sulla caccia e sulla gestione della fauna selvatica sono meno severe. Il bracconaggio, la caccia illegale o non dichiarata provocano errori alle stime disponibili. Anche dove sono disponibili dati ufficiali gli esperti li dichiarano nel migliore dei casi incompleti e di dubbia correttezza (Martínez-Jaúregui et al., 2011, Sarasa & Sarasa, 2013).

A seguito di ciò, non esiste uno studio che confronti le popolazioni di cinghiali tra i 28 stati membri. Comunque, una combinazione di studi scientifici localizzati, così come statistiche di caccia locali o regionali, ci ha permesso di identificare le tendenze delle popolazioni di cinghiale. Negli ultimi 30 anni, molti studi che discutono l'abbondanza e la densità del

cinghiale in Europa occidentale hanno mostrato che le popolazioni sono stabili o in crescita.

Comunque ci sono alcune eccezioni localizzate, ad esempio nel cantone di Ginevra, dove i ricercatori hanno trovato una popolazione in diminuzione (Hebeisen et al., 2008). Allo stesso modo, un intenso programma di monitoraggio svolto nel nord della Spagna ha permesso di osservare una decrescita non lineare del 23% della popolazione di cinghiale tra il 2004 ed il 2011 (Sarasa & Sarasa, 2013).

È essenziale per la gestione del cinghiale ottenere dati di buona qualità. Al momento ci sono più dati sulla dimensione della popolazione di elefanti in Africa che sul cinghiale in Europa. Con l'aumento dei conflitti uomo-cinghiale (Apollonio et al., 2010; Massei et al., 2011; Glikman & Frank, 2011; Riley et al., 2003; Carnevali et al., 2009; Brøseth & Pedersen, 2000; Servanty et al., 2011; Cleveland & Hebblewhite, 2012) è sorprendente che i dati sulla dimensione della popolazione e distribuzione del cinghiale in Europa rimangano scarsi ed incompleti. La raccolta di dati di buona qualità è essenziale per la gestione del cinghiale.

Tendenze della popolazione in Europa

Sebbene non esista uno studio a livello europeo sulla popolazione di cinghiale, molti ricercatori hanno mostrato aumento localizzato delle popolazioni da cui possono essere estrapolate tendenze più ampie. L'opinione generale in ambito venatorio e delle co-

munità scientifiche è che il numero di cinghiali stia aumentando costantemente in Europa negli ultimi 30 anni.

Uno studio a livello europeo sulle tendenze della popolazione di cinghiale condotto da Sáez-Royuela & Telleria nel 1986 ha mostrato un aumento del numero di cinghiali tra gli anni 60 e 80 del 1900 in molti paesi europei. Hanno osservato un netto aumento del tasso di crescita tra il 1965 e il 1975 seguito da un periodo di stabilizzazione.

Questo aumento numerico della popolazione di cinghiale può essere spiegato da una combinazione di diversi fattori: un riproduttività molto alta, potenziale di dispersione, mancanza di grandi predatori, riforestazione, rilascio volontario a fine venatorio,

alterazione dell'habitat dovuta alla presenza dell'uomo, e inverni miti (Genov, 1981; Fonseca et al., 2011; Gethöfer et al., 2007; Cellina, 2008; Borowik et al., 2013; Jerina et al., 2014). 30 anni dopo le popolazioni di cinghiali stanno ancora crescendo nella maggior parte dei paesi europei e anche i conflitti uomo-cinghiale stanno quindi aumentando (Apollonio et al., 2010; Massei et al., 2011; Glikman & Frank, 2011; Riley et al., 2003; Carnevali et al., 2009; Brøseth & Pedersen, 2000; Servanty et al., 2011; Cleve-land & Hebblewhite, 2012).

Ognuno dei seguenti paesi mostra una crescita significativa delle popolazioni di cinghiale negli ultimi decenni. Tra parentesi è indicato l'aumento nel periodo di tempo rappresentato nel grafico.

Austria

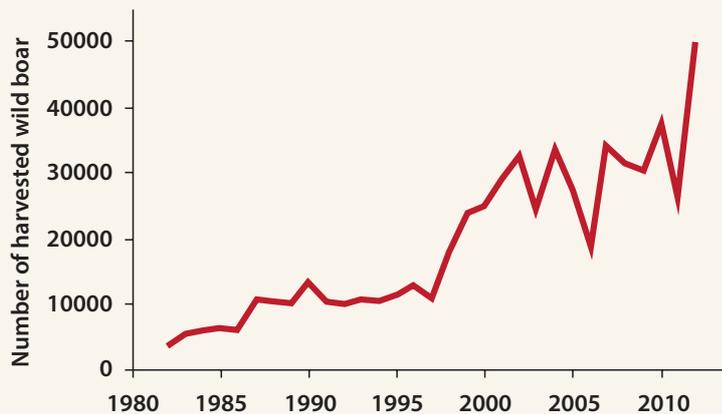


Figura 5: carnieri di caccia dall'Austria. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

STAT cube – database statistico di statistiche, Austria (<http://statcube.at/statistik.at/ext/superweb/loadDatabase.do>)



Belgio



Figura 6: carnieri di caccia del Belgio (Wallonia). Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Service Public de Wallonie – Département de la Nature et des Forêts

Osservazioni:

I dati sono riportati solo per la parte meridionale del paese (Wallonia). Flanders (la parte settentrionale) è stata colonizzata dal cinghiale solo a partire dal 2006.

Croazia

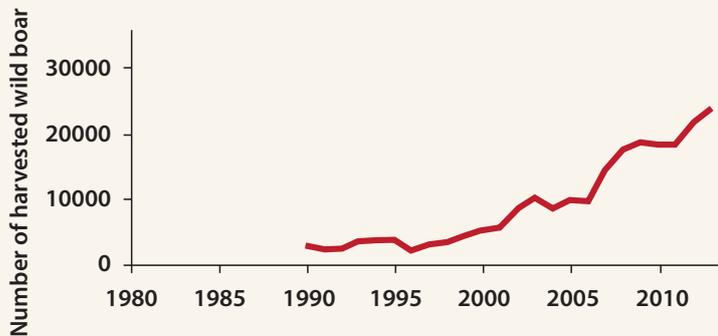


Figura 7: carniere di caccia della Croazia. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Ministero dell'agricoltura, Information System of Central Hunting Records (<https://lovistarh.mps.hr/sle/login.aspx?ReturnUrl=%2fsle%2fdefault.aspx>), associazione di caccia croata.

Osservazioni:

Dati fortemente soggetti a sottostime

Repubblica ceca



Figura 8: carniere di caccia della Repubblica ceca. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Ministero dell'agricoltura della Repubblica ceca

Danimarca

Non sono disponibili dati a livello nazionale

Osservazioni: Le specie si sono ristabilite a seguito della fuga da aziende agricole (Andersen & Holthe, 2010).

Estonia

Non sono disponibili dati a livello nazionale

Osservazioni: Il cinghiale ha recentemente ricolonizzato l'Estonia (Veeroja & Männil, 2014).

Finlandia

Non sono disponibili dati a livello nazionale

Osservazioni: Il cinghiale ha recentemente ricolonizzato la Finlandia (Erkinaro et al., 1982)

Francia

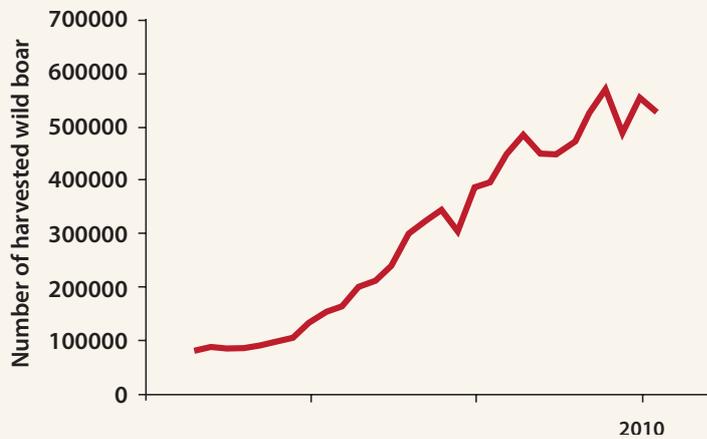


Figura 9: carniere di caccia della Francia. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Réseau Ongulés Sauvages ON-CFS-FNC-FDC (Network Ungulati Selvatici ONCFS-FNC-FDC) (<http://www.oncfs.gouv.fr/Reseau-Ongules-sauvages-ru104>). ONCFS = Ente Nazionale Francese per la fauna selvatica (<http://www.oncfs.gouv.fr/Reseau-Ongules-sauvages-ru104>); FNC = Federazione Nazionale Cacciatori; FDC = Federazione Dipartimentale Cacciatori. ONCFS – Validazioni di licenze di caccia (Budget Division)

Germania

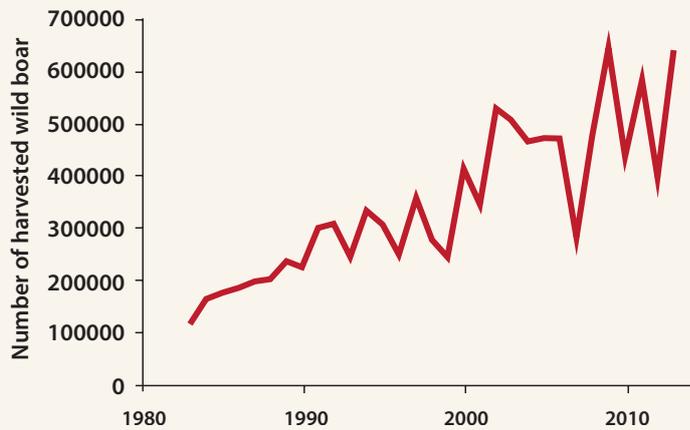


Figura 10: carniere di caccia della Germania. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Deutscher Jagdschutzverband (Associazione Tedesca Cacciatori) (see http://www.jagdnetz.de/datenund-fakten/jahrestrecken?meta_id=267 and http://www.jagdnetz.de/datenund-fakten?meta_id=116)

Remark:

dati accurati dal 1989/1990 (riunificazione della Germania)



Ungheria

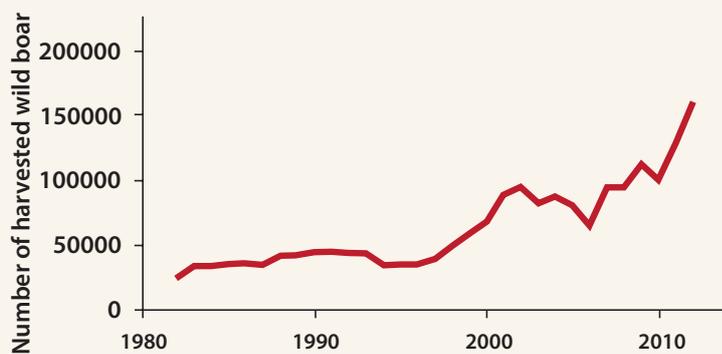


Figura 11: carniere di caccia dell'Ungheria. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Database Nazionale Gestione caccia , Gödöllo, Ungheria.

Italia

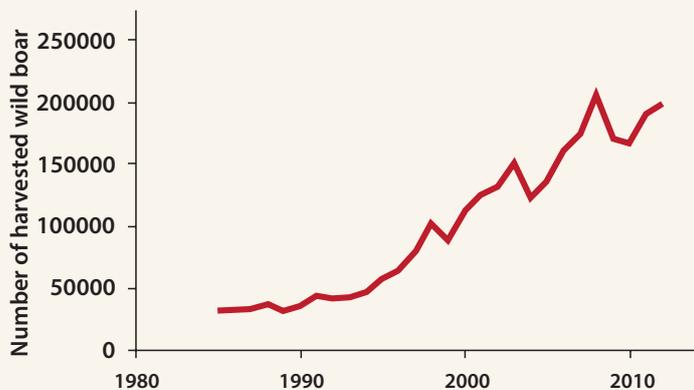


Figura 12: carniere di caccia dell'Italia. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

banca-dati Nazionale Ungulati, ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale) (<http://www.isprambiente.gov.it/it>). Istituto Nazionale Italiano di Statistica (<http://www.istat.it>)

Osservazioni:

- Era disponibile un dataset completo per 5 delle 21 regioni, rappresentando il 73 % del totale dei cinghiali cacciati in Italia
- i dati riportati sono stati estrapolati da queste 5 regioni per l'intero paese tenendo conto dei dati delle altre regioni (metodologia descritta da Massei et al. , 2015)
- il carniere potrebbe essere sottostimato (banca-dati Nazionale Ungulati)
- il numero totale di cinghiali potrebbe arrivare fino a 300000.

Lettonia

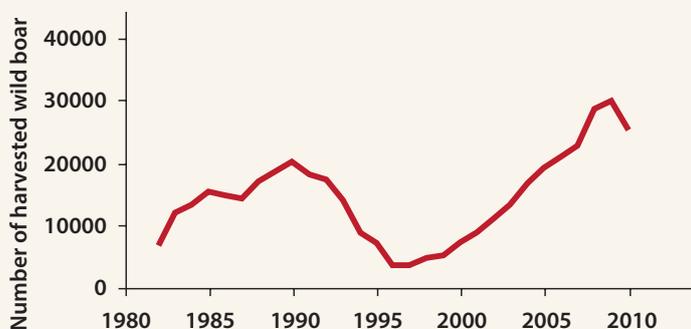


Figura 13: carniere di caccia della Lettonia. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Servizio Forestale lettone (SFS) (www.vmd.gov.lv)

Lussemburgo

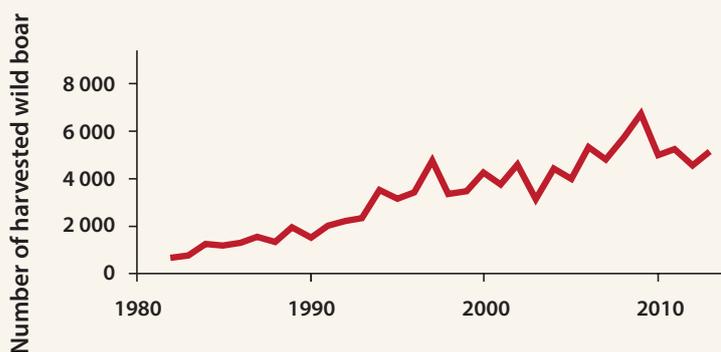


Figura 14: carniere di caccia del Lussemburgo. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Administration de la Nature et des Forêts, Luxembourg. Ministère du Développement Durable et des Infrastructures, Département de l'Environnement, Luxembourg

Norvegia

Non sono disponibili dati a livello nazionale

Osservazioni

- Ci si aspettava che la specie ricolonizzasse la Norvegia (Rosvold & Andersen, 2008)
- Il primo cinghiale è stato abbattuto a 40 km da Oslo nel 2013 (<http://sciencenordic.com/wild-boars-generate-worries->)

Polonia

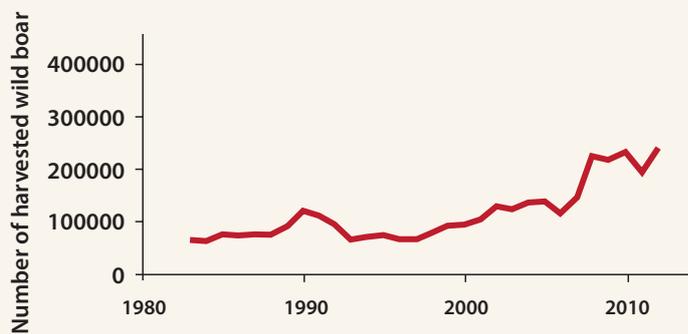


Figura 15: carnieri di caccia della Polonia. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Annuali di statistica forestale (1975-2019), Ufficio Statistico Centrale polacco

Portogallo

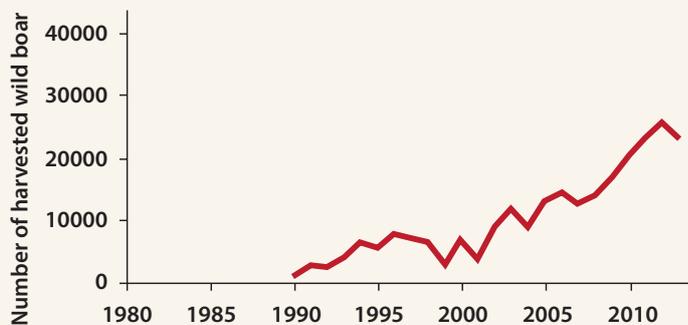


Figura 16: carnieri di caccia del Portogallo. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Istituto Portoghese per la Conservazione della Natura e delle Foreste (www.icnf.pt). Fondazione scientifica portoghese (FTC) tramite il progetto PEst-C/MAR/LA0017/2013

Russia

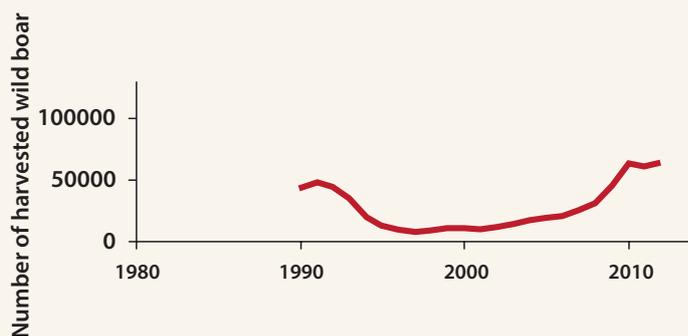


Figura 17: carnieri di caccia della Russia. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Comitato statale russo per la statistica Roskomstat (www.rks.ru)

Osservazioni:

- Dati probabilmente sottostimati (Massei et al., 2015)

Serbia

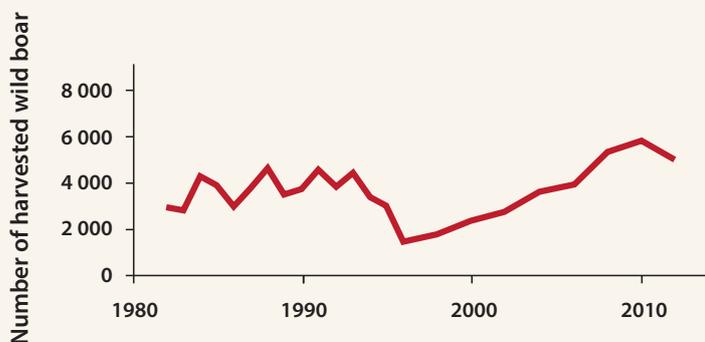


Figura 18: carnieri di caccia della Serbia. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Ufficio Statistico della Repubblica serba (www.stat.gov.rs). Associazione di caccia serba

Osservazioni:

- Dati fortemente sottostimati

Slovenia

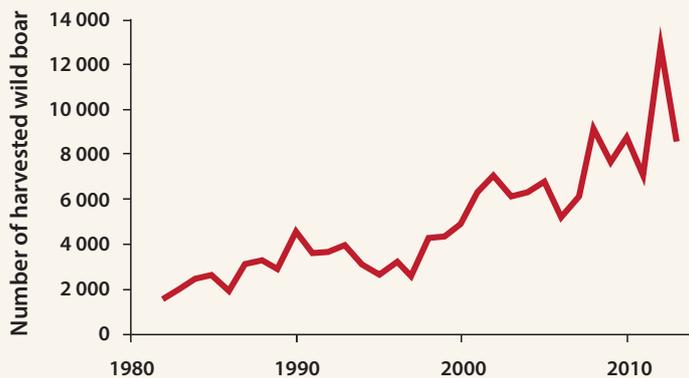


Figura 19: carnieri di caccia della Slovenia. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Annuali statistici della Repubblica slovena (1982-2002), piani di gestione annuali della caccia per tutti i 15 distretti di gestione (2009-2013) sistema di informazione sloveno di caccia (2001-2013)

Spagna

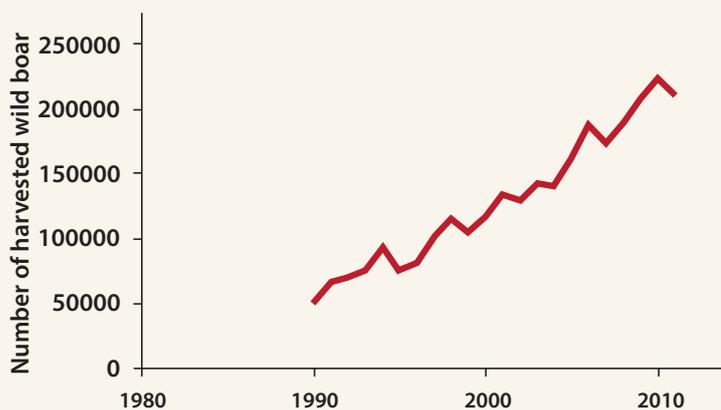


Figura 20: carnieri di caccia della Spagna. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Ministero Spagnolo dell'Agricoltura, Cibo e Ambiente e Federazione di Caccia Spagnola

Svezia

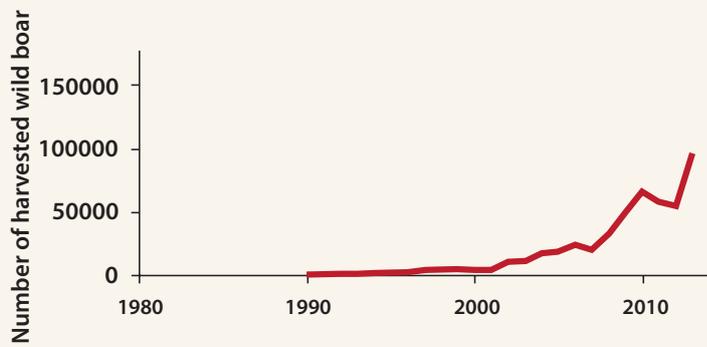


Figura 21: carnieri di caccia della Svezia. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Associazione svedese per la gestione della caccia e della fauna selvatica, Ente Svedese per la Protezione Ambientale

Osservazioni:

- il cinghiale ha recentemente ricolonizzato la Svezia (Erkinaro et al., 1982)

Svizzera

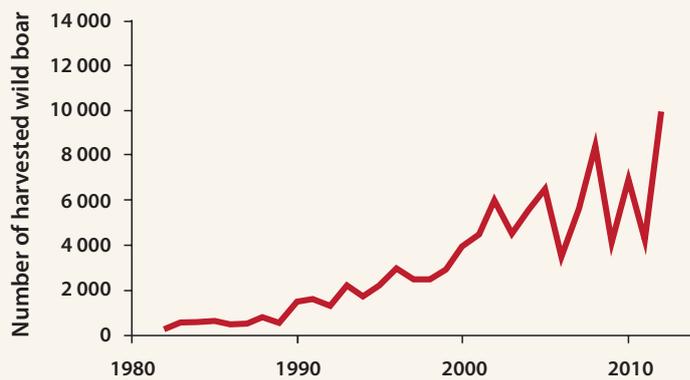


Figura 22: carnieri di caccia della Svizzera. Adattato da Massei et al. (2014)

Fonte dei dati

Office Fédéral de l'Environnement OFEV Statistique de la Chasse



Regno Unito

Non sono disponibili dati a livello nazionale

Osservazioni:

- le specie si sono ristabilite a seguito della fuga da aziende agricole (Wilson, 2005: 2014)



Impatto del cinghiale sugli interessi economici e conservazione

La consistenza numerica dei cinghiali in Europa sta chiaramente aumentando con un conseguente aumento dell'impatto sulle attività antropiche (Veroja & Männil, 2014; Keuling et al., 2013; Gamelon et al., 2011; Sprem et al., 2013; Liberg et al., 2010; Wotshikowsky, 2010). Questo emerge da diversi aspetti, che includono i danni alle attività agricole e proprietà terriere (Schley & Roper 2003), il rischio di trasmissione di malattie all'uomo, agli animali allevati e domestici, incidenti stradali, e danni ai boschi e alla loro rigenerazione (Groot-Bruinderinck et al., 1994). Inoltre, l'attività di scavo del suolo da parte dei cinghiali per cibarsi delle parti sotterranee delle piante e l'attività di predazione nei confronti di uccelli potrebbe creare danni all'ecosistema (Giménez-Anaya et al. 2008), specialmente all'interno di parchi, antiche foreste e all'interno delle aree protette dalla rete Natura 2000.

In conseguenza all'abbondanza e all'aumento dei conflitti sociali, delle perdite economiche e del ri-

schio per gli ecosistemi naturali, la sfida principale risulta essere una gestione responsabile delle popolazioni e la limitazione degli impatti negativi.

Aspetti di salute umana e animale

E' noto che i cinghiali sono responsabili della diffusione di diverse malattie al bestiame e alle persone (Jansen et al., 2007; Rossi et al., 2011.). Durante gli ultimi 30 anni il numero di malattie conosciute per i cinghiali in Europa è significativamente aumentato (vedi tavola 2) Boadella et al. (2012) hanno mostrato chiaramente la correlazione tra l'intensità e persistenza delle malattie e abbondanza dei cinghiali.

Qui sono fornite brevi approfondimenti sulle principali malattie zoonotiche e trasmissibili.

Malattie

Epatite E

Il virus dell'epatite E suina (HEV) è considerato un nuovo agente zoonotico a causa della somiglianza genomica con l'umano HEV. La malattia causa infezione asintomatica nel suino, comunque è un problema di salute pubblica, causando epatite acuta negli umani con differente intensità. Per l'uomo l'epatite E è una malattia causata dal virus dell'epatite E. Il virus ha al massimo 4 diversi tipi: genotipo 1, 2, 3, 4. I genotipi 1 e 2 sono stati trovati sono nell'uomo. I virus dei genotipi 3 e 4 si diffondono in diverse specie animali senza causare malattie (compresi i maiali, i cinghiali e i cervidi) ma occasionalmente possono infettare l'uomo. La WHO (2017) ha stimato che l'epatite E ha causato circa 440000 morti in tutto il mondo nel 2015 (circa il 3,3% della mortalità dovuta ed epatiti virali).

Febbre suina classica (CSF)

Nonostante i notevoli progressi degli ultimi 20 anni, la febbre suina, anche nota come colera da pidocchi o piaga suina, è ancora una delle principali malattie virali nei maiali in Europa e nel mondo (Pejsak et al., 2014). Le popolazioni di cinghiale giocano un ruolo cruciale nella diffusione della CSF in Europa. La malattia si può diffondere velocemente tra i cinghiali e i maiali domestici, con occasionali esplosioni che continuano ad essere registrate nel Regno Unito, in Germania, in Polonia, in Ungheria soprattutto. La febbre suina causa febbre, lesioni della cute, convulsioni, e di solito (soprattutto negli animali giovani) morte entro 15 giorni. Una piccola parte di maiali infettati potrebbe sopravvivere e diventare immune.

Nell'Unione Europea la combinazione di vaccinazione profilattica di massa e la soppressione dei maiali infetti nelle regioni endemiche ha reso possibile la quasi eradicazione della malattia, con contagi occasionali e contenuti. Comunque, la vaccinazione è stata vietata alla fine del 1990 prima che fosse istituito un mercato comune in Europa ed è permessa solo in casi di emergenza. Inoltre, ci sono rigide restrizioni sul commercio internazionale dei prodotti derivanti da maiali provenienti da paesi in cui sono permesse le vaccinazioni (Greiser-Wilke & Moennig, 2004).

Febbre suina Africana

La recente emergenza e diffusione della febbre suina Africana (ASF) nell'Europa orientale è perce-

pita come un serio pericolo per l'industria basata sull'allevamento di suini nell'Unione Europea. ASF è recentemente comparsa in molti paesi europei, con casi collegati allo spostamento di cinghiali autoctoni (Mur et al., 2014; Guinat et al., 2016b; Galindo & Alonso, 2017). ASF è devastante per l'industria basata sull'allevamento di suini, poiché causa perdite massicce di animali dovute soprattutto alla soppressione forzata e alla mortalità degli animali infetti (Guinat et al., 2016a). Inoltre le perdite economiche dalle restrizioni del commercio possono essere notevoli (Guinat et al., 2016a).

A gennaio 2014 la Lituania ha fatto la prima segnalazione di ASF nel cinghiale, ed è stata seguita dalla Polonia, Lettonia ed Estonia. Dalla fine del 2007 la malattia è presente nei paesi balcanici, Polonia orientale, Repubblica Ceca, e in Romania, come all'inizio del 2018. I recenti sviluppi sullo stato dell'ASF, sia nel maiale domestico che nel cinghiale sono disponibili attraverso la Commissione Europea.

La malattia è fatale in quasi il 100% dei casi, è altamente contagiosa e attualmente non c'è vaccine (Galindo & Alonso, 2017). Le conseguenze economiche sono serie ed immediate. Gruppi di maiali domestici con segni di infezioni devono essere soppressi. Un singolo caso di ASF in un paese può portare al divieto di importare prodotti di carne suina per gli altri paesi (Guinat et al., 2016a). In Estonia, 22000 maiali sono stati macellati nel 2015; il prezzo della carne di maiale è sceso drasticamente, e più di un terzo di allevamenti di suini è fallito.

L'Unione Europea ha imposto delle misure di controllo e prevenzione da applicare nei casi di sospetta o confermata febbre suina Africana sia per i cinghiali selvatici che per gli allevamenti. Queste comprendono sia misure di informazione che misure di prevenzione per eradicare la malattia.

La legislazione globale per il controllo della febbre suina africana è il Consiglio Direttivo 2002/60/EC che impone misure minime da applicare in Europa per il controllo della febbre suina. L'articolo 15 del Direttivo 2002/60/EC stabilisce che venga creata una zona apposita per i maiali infetti a seguito della conferma di uno o più casi di febbre suina africana.

I cinghiali sono la principale fonte di diffusione, questo è stato il caso sia della zona balcanica che della Polonia (Galindo & Alonso, 2017) e giocano un ruolo fondamentale nell'eradicazione della



Diseases

malattia. Guinat et al., (2016b) ha identificato le migliori tecniche di sorveglianza e strategie di intervento per contenere ASF, tra le quali la sorveglianza attiva e passiva delle popolazioni e rimozione delle carcasse di cinghiali sono considerate molto efficaci. Comunque, è difficile eliminare ASF dalle popolazioni di cinghiali una volta che è divenuta endemica (Gavier-Widen et al. 2015).

La malattia è trasmessa attraverso feci, urine, o secrezioni nasali da cinghiali che contaminano il suolo e le piante che potrebbe entrare in contatto con ogni cercatore di funghi o escursionisti con cani, per esempio. I cacciatori che abbattano un animale infetto sono altamente a rischio, in quanto il sangue è molto infettivo.

Oltre alla trasmissione dai cinghiali, ci sono anche altri tre principali mezzi di diffusione delle malattie: il trasporto dei materiali (oggetti e materiali che potrebbero trasmettere infezioni cioè veicoli o vestiti che sono stati in contatto con animali infetti), attraverso il commercio legale ed illegale di maiali (Mur et al. 2014).

Uno studio recente (Mur et al. 2014) ha valutato il rischio di febbre suina Africana all'interno di diversi paesi dell'Unione Europea. I risultati indicano che il 48% dei paesi europei sono soggetti ad un elevato rischio (punteggio di rischio 4 o 5 su 5) per almeno una analisi sulla ASF.

Quattro di questi paesi hanno ottenuto il Massimo punteggio di rischio per una analisi: Bulgaria per i prodotti importati legalmente durante il periodo di alto rischio (HRP); Finlandia per i cinghiali; Slovenia e Svezia per i maiali importati legalmente.

La serietà della minaccia per questa malattia non deve essere presa alla leggera, la Commissione ha velocemente schierato il Team di Emergenza Veterinaria (CVET) e il EU Reference Laboratory per l'ASF in tutti i paesi con l'intento di supportare le autorità veterinarie ad applicare misure di controllo e restrizioni. Gli esperti del OIE, così come la Russia e il Belgio sono stati invitati ad unirsi al team di emergenza.

Le raccomandazioni del CVET si basano su:

- Sorveglianza sui cinghiali selvatici e maiali domestici
- Controllo in zone fisse e mobili
- Smaltimento delle carcasse
- Foraggiamento

- Biosicurezza
- Campagne di consapevolezza
- Tecniche di caccia

Alcuni stati membri, come la Polonia e la Germania, hanno già emesso leggi in ambito venatorio per contenere la malattia. Il monitoraggio e la sorveglianza delle popolazioni di cinghiali è cruciale, il rilevamento in tempi rapidi della malattia permette di eliminare il virus.

Altre malattie

L'afte epizootica può assumere proporzioni epidemiche nelle popolazioni di cinghiale. La specie occasionalmente contrae altre diverse malattie zoonotiche come Pasteurellosis, hemorrhagic septicemia, tularemia e antrace. Il cinghiale potrebbe contrarre l'erisipela suina attraverso i roditori o pidocchi e zecche ed è noto che ospitano come minimo 20 differenti specie di vermi parassiti, con le massime infezioni che si verificano durante l'estate. E' noto che i parassiti attaccano gli umani, inclusi *Gastrodiscoides*, *Trichinella spiralis*, *Taenia solium*, e *Balantidium coli*. Il cinghiale nelle regioni del sud Europa è spesso infestato da zecche (*Dermacentor*, *Rhipicephalus*, and *Hyalomma*) e pidocchi.

Periodo	Numero massimo di pubblicazioni scienifiche
1980-84	623
1985-89	951
1990-94	1 580
1995-99	3 770
2000-04	6 390
2005-09	11 000
2010-14	15 500

Tavola 2: Numero di malattie conosciute nel cinghiale europeo e la confermata ripercussione sulle popolazioni animali incluso l'uomo (dopo Boadella et al., 2012).

Utilizzo dei rifiuti

Un aumento del numero di cinghiali è osservato in ambiente urbano e suburbano. Chaill et al. (2012) descrive i problemi collegati ai cinghiali in 44 città in 15 stati a partire dal 2010. Le osservazioni sono riportate da Berlino, Barcellona, Roma, Vilnius, e Budapest (Massei et al., 2015; Cahill et al., 2003; Jansen et al. 2007), Genova, Milano, Tolosa, Pau, An-goulême e Trieste (ELO, 2012). L'Ufficio Forestale Regionale di Berlino riporta la presenza di

5000-8000 cinghiali all'interno dell'area urbana di Berlino (ELO, 2012). I cinghiali in cerca di cibo sono attratti dai sacchi di rifiuti che distruggono nelle aree urbane. L'aumento della loro vicinanza alle aree densamente popolate aumenta la possibilità di interazioni negative tra uomo e cinghiale.

Gli adulti di entrambi i sessi possono pesare fino al 35% in più rispetto ai conspecifici che vivono nei boschi (Cahill et al., 2012).

Danni all'agricoltura (Schley & Roper, 2003)

Molti studi confermano il fatto che, in tutto il mondo, la fauna selvatica sta causando sia danni al bestiame, (Chaminuka et al. 2012; Chhangani et al. 2008; Udaya Sekhar 1998; Young 1997) che ai raccolti (Chhangani et al. 2008; Trdan & Vidrih 2008; Pérez & Pacheco 2006; Engeman et al. 2002; Wywiałowski 1996; Conover & Decker 1991) con conseguenti perdite economiche.

In Europa, il cinghiale è la principale causa di danno al raccolto agricolo (Schley et al. 2008; Calenge et al. 2004; Schley & Roper 2003) ed il numero danni ai campi coltivati è aumentato negli ultimi decenni (Amici et al., 2012). Come conseguenza si è verificato un aumento dei conflitti tra uomo e fauna selvatica, un aumento delle spese di risarcimento sia da parte di enti privati che dalle istituzioni pubbliche, ed un aumento del rischio per gli ecosistemi naturali (Amici et al., 2012).

I numeri in aumento e l'impatto negativo sul terreno agricolo sono parte del motivo per cui il cinghiale è considerato una specie invasiva in molte aree del mondo (Schön, 2013; Bieber & Ruf, 2005). Molti paesi europei risarcisce gli agricoltori per i danni da fauna selvatica. Questi risarcimenti sono aumentati negli anni fino ad arrivare a diversi milioni di euro pagati annualmente dal governo degli stati membri della comunità europea (Mazzoni della Stella et al., 1995; Schlageter & Haag-Wackernagel 2012).

I risarcimenti per i danni al raccolto causati dai cinghiali in Francia sono aumentati da 2,5 milioni di euro nel

1973 a 21 milioni di euro nel 2005 e 32,5 milioni di euro nel 2008 (Guibert, 2008; Maillard et al., 2010). In Lussemburgo i risarcimenti sono aumentati da 100000 euro nel 1971 a 292000 euro nel 2005 e 575000 euro nel 2013 (Slovenia Forest Service, 2014).

Il cinghiale si alimenta in campi coltivati come mais (*Zea mais*) (Herrero et al. 2006; Schley & Roper 2003), patate (*Solanum tuberosum*), fagioli (*Phaseolus spp.*), piselli (*Pisum spp.*), barbabietola da zucchero (*Beta spp.*) (Schley & Roper 2003) e cereali (Herrero et al. 2006; Schley & Roper 2003), sebbene i cereali tricotomici siano meno graditi (Schley et al. 2008).

Uno studio sull'alimentazione del cinghiale nell'est Europa ha prestato particolare attenzione al consumo di prodotti agricoli e l'effetto di tale consumo in quanto danno al raccolto (Schley et al., 2003). Lo studio ha mostrato che il raccolto agricolo rappresenta una componente importante dell'alimentazione del cinghiale nell'area presa in esame. La dipendenza dalle parti vegetali più ricche di energia, che sono la principale componente dell'alimentazione del cinghiale, unita alla notevole massa corporea ed alla propensione allo scavo dei campi coltivati oltre al consumo del raccolto, significano che il cinghiale causa notevoli danni all'agricoltura.

In molti paesi europei viene richiesto ai cacciatori di pagare i risarcimenti ai proprietari terrieri ed agli agricoltori per i danni causati dalla fauna selvatica. In alcuni stati membri, viene fatta una distinzione tra la caccia in aree agricole e nei boschi. Dal momento che il cinghiale è considerato come un animale del bosco, la responsabilità del pagamento dei danni ricade su coloro che possiedono la licenza di caccia nei boschi. Come conseguenza a queste politiche, i cacciatori che cacciano nelle aree agricole non hanno motivazione a controllare il numero di cinghiali in queste zone, e ciò potrebbe portare ad un aumento del numero dei cinghiali presenti.

Per limitare la quantità dei risarcimenti i ricercatori stanno cercando dei metodi preventivi (Schlageter & Haag-Wackernagel 2012; Calenge et al. 2004; Geisser & Reyer 2004) per ridurre l'estensione dei danni.

Danni alla biodiversità

La sovrabbondanza di una specie solitamente ha un impatto negativo sulla biodiversità globale della zona (Kalisz, et al., 2014; Koons, D., 2014). Le specie invasive e sovrabbondanti provocano un crescente danno alla biodiversità e alle funzioni degli ecosistemi a livello mondiale. Perciò vengono spese grandi quantità di denaro ogni anno per controllarle.



Uno studio effettuato dall'Università di Liegi ha mostrato che l'apparente danno alla biodiversità causato dal cinghiale è in realtà inesistente, ma offre diverse forme di piani di gestione della fauna selvatica che possono mitigare ogni impatto percepito come negativo causato dalla specie (Maréchal, 2005).

Uno studio simile realizzato in Belgio ha riportato una sovrappopolazione di cinghiale, che sta causando un impatto negativo sugli uccelli nidificanti mentre dovrebbe essere concluso uno studio per ottenere dati riguardo l'impatto negativo sulla flora presente nella zona.

Piante

Il cinghiale si nutre di intere piante o parti di vegetali, come frutti, bulbi e tuberi. In questo modo i cinghiali influenzano l'abbondanza e la ricchezza delle specie di piante (Genov 1981a and b, Howe et al 1981, Singer et al. 1984). L'attività di scavo è la principale causa di disturbo delle comunità vegetali (Howe and Bratton 1976, Singer et al. 1984, Piroznikow 1998, Hone 2002).

L'impatto del cinghiale sulla ricchezza delle specie è meno chiaro (Massei & Genov, 2004). Per esempio, in Svezia, il numero di specie vegetali è aumentato in un ampio spettro di habitat in cui è stata registrata attività di scavo da parte dei cinghiali (Welander 1995).

E' stato evidenziato che il disturbo del suolo da parte del cinghiale ed il foraggiamento facilitano la diffusione di piante invasive (Tierney et al., 2006; Oldfield & Evans, 2016).

Il ridotto numero di articoli scientifici sulla relazione tra cinghiale e biodiversità mostra una relazione non significativa (né positiva né negativa) tra la presenza di cinghiali e biodiversità. Questo potrebbe indicare un limitato impatto del cinghiale sulla biodiversità vegetale. C'è comunque bisogno di ricerche aggiuntive in questo ambito dal momento che la relazione può variare da habitat ad habitat.

Animali

I cinghiali si cibano di una grande varietà di specie di vertebrati ed invertebrati. Sostanza di origine animale è stata trovata nel 94% degli stomaci analizzati, (Genov 1981b, Howe et al. 1981, Fournier-Chambrillon et al. 1995, Baubet et al. 1997). Gli invertebrati, così come le larve di insetti, i vermi del suolo e le lumache sono risultati essere cibi fondamentali nella dieta del cinghiale. Uno studio sugli effetti della densità degli ungulati selvatici sugli invertebrati nell'ecosistema mediterraneo conferma l'idea che la struttura delle comunità animali viene danneggiata dall'elevata den-

sità di popolazioni di cinghiali (Carpio et al., 2014).

Un recente studio effettuato in Italia mostra che la popolazione di cinghiale situata all'interno del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga ha avuto un notevole aumento che ha portato ad impatti negativi sugli ecosistemi protetti presenti in quella zona (Di Nicola et al., 2015).

Nell'Europa continentale, il cinghiale può avere un impatto negativo sugli uccelli che nidificano al suolo. La predazione di uova da parte di cinghiali su uccelli che nidificano al suolo è menzionata da Cal-derón (1977) in Spagna e da Marsan et al. (1990 nel nord Italia). Altri piccoli mammiferi che creano tane a livello del suolo sono influenzati negativamente dalla popolazione di cinghiale come il ghio nel Regno Unito (Rozycka et al., 2015).

Comunque i dati relative alla densità dei cinghiali solitamente non sono abbastanza attendibili per valutare l'impatto dei cinghiali sulla densità dei ghiri.

Incidenti stradali/collisioni con veicoli

Molti autori (Keuling et al., 2013; Toigo et al., 2008; Gammelton et al., 2011, Sprem et al., 2013; Morelle et al., 2013; Prevot & Licoppe, 2013) sostengono che gli incidenti automobilistici siano la seconda causa di morte dei cinghiali, dopo la caccia.

Comunque, ne consegue che è molto difficile trovare misure idonee per i diversi stati membri dell'Unione Europea. In molti stati gli incidenti automobilistici con la fauna selvatica non sono registrati separatamente.

Nella figura 23 Häggmark et al. (2014) fornisce una panoramica sugli incidenti automobilistici con i cinghiali in Svezia per il periodo 2003-2012. La figura mostra un significativo aumento di incidenti con i cinghiali. Häggmark et al. (2014) ha previsto che il costo totale degli incidenti con cinghiali in Svezia sarebbe potuto aumentare da 60 milioni di corone svedesi nel 2011 a 135 o 340 milioni di corone svedesi nel 2021 a seconda della pressione della caccia.

Rosell et al., (2013) descrivono una situazione simile in Catalogna. Il netto aumento del numero di incidenti che coinvolgono la fauna selvatica nel periodo 2007-2011 (+41,6 %) contrasta con la diminuzione del 14,5 % degli incidenti in Catalogna nello stesso periodo.

Nei Paesi Bassi, il numero di incidenti automobilistici che coinvolgono i cinghiali è cresciuto da 142 nel 1995 a 320 nel 2003 (Van Vieren & Groot-Bruinderink, 2010). Nello stesso periodo il numero in Svizzera è passato da 212 a 412. Nel 2005 13700 incidenti hanno coinvolto cinghiali e cervi su un totale di 227000 in Germania (Carnevali et al., 2009).

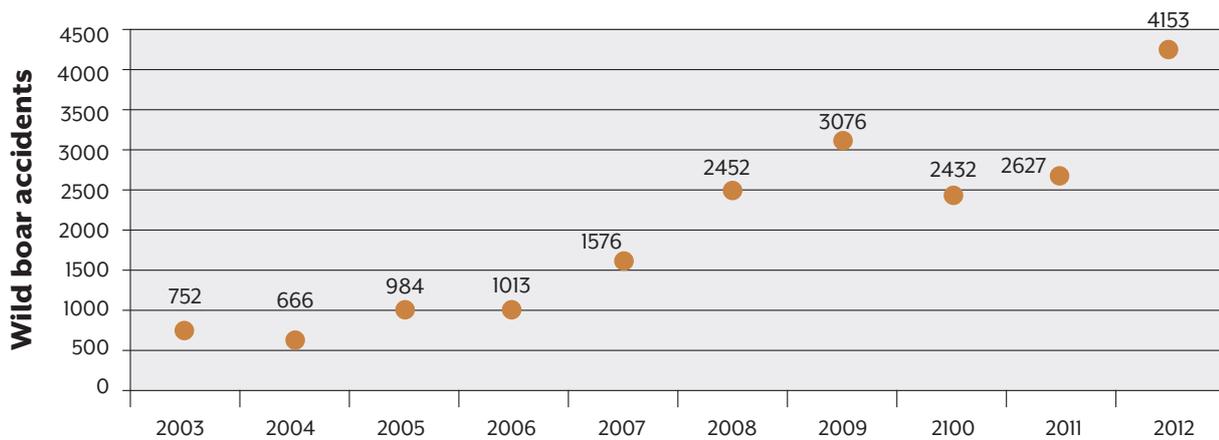


Figura 23: Incidenti stradali causati da cinghiali tra il 2003 ed il 2012. Fonte: Nationella Viltolycksrådet (2013) Häggmark et al. (2014)

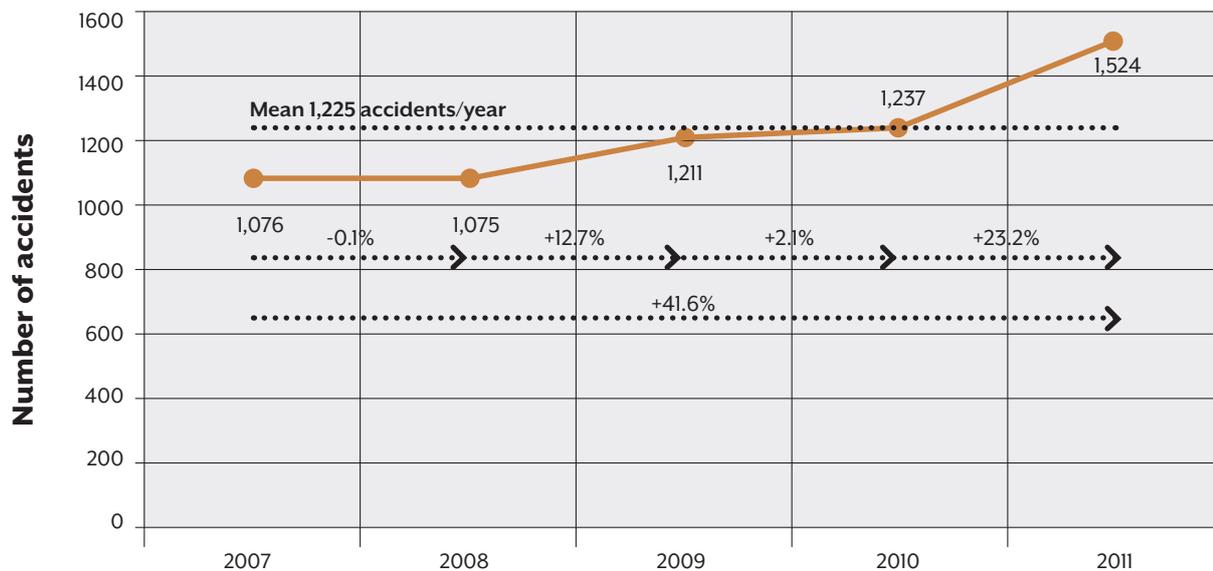


Figura 24: evoluzione degli incidenti che coinvolgono la fauna selvatica nella rete stradale interurbana della Catalogna (fonte: Rosell et al., 2013)

Variabili che influenzano la dimensione della popolazione

Le ricerche effettuate mostrano altre possibili cause della rapida crescita come ad esempio variazioni dei principali raccolti agricoli, cambiamenti climatici che comportano maggiori temperature, in particolare inverni più miti e minore copertura nevosa, l'aumento della disponibilità di frutti silvestri nelle aree in cui sono abbondanti querce e faggi, la reintroduzione e rapida diffusione a seguito di attività umane di specie precedentemente assenti, la mancanza o la presenza limitata di predatori in molte aree e in conclusione una bassa pressione venatoria (Sáez-Royuela & Tellería 1986, Jędrzejewska et al. 1997, Leaper et al. 1999,

Geisser & Reyer 2005). In questa sezione verranno esaminate alcune di queste variabili.

Caccia

Tendenze del numero di cacciatori

Massei et al., (2015) ha mostrato un declino o stabilità del numero di cacciatori in 12 dei 17 paesi esaminati. Per Lussemburgo, Serbia, Francia, Slovenia, Portogallo, Svezia, Italia e Spagna il numero era in declino, per Montenegro, Croazia, Repubblica Ceca e Russia i numeri erano stabili. In Belgio, Polonia, Austria; Ungheria

e Germania il numero di cacciatori aumenta rispettivamente del 30%, 20%, 10%, 50% e 20%. L'evoluzione del numero totale dei cacciatori e dei cinghiali abbattuti in quei paesi nel periodo 1991-2011 è mostrato in figura 25.

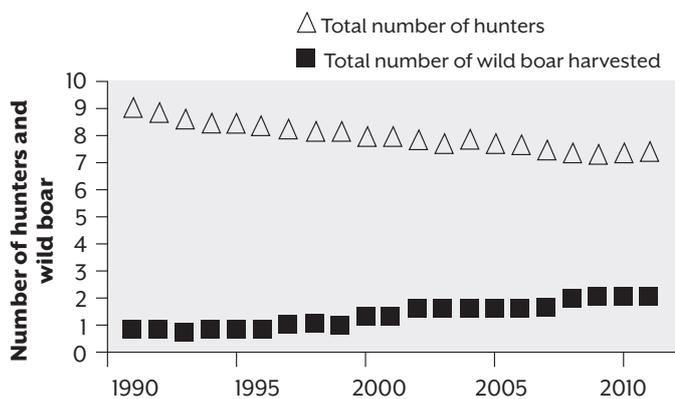


Figura 25: numero totale di cacciatori (in milioni) e cinghiali abbattuti (in milioni) nei paesi europei selezionati tra il 1991 e il 2011, i dati sono disponibili per entrambe le variabili per i seguenti 16 paesi: Lussemburgo, Serbia, Slovenia, Belgio, Croazia, Portogallo, Austria, Russia, Svezia, Repubblica Ceca, Ungheria, Italia, Polonia, Francia Spagna e Germania. (Fonte: Massei et al., 2015).



Lo studio del 2015 di Massei et al., ha esaminato la correlazione tra numero di cacciatori e popolazioni di cinghiale. Hanno analizzato i carnieri di caccia al cinghiale e le tendenze della popolazione di cacciatori in 18 paesi europei dal 1982 al 2012. I numeri relativi ai carnieri di caccia e ai cacciatori sono stati usati come indicatori del numero di animali e della pressione venatoria. I loro risultati hanno confermato che il cinghiale è aumentato numericamente in Europa mentre il numero di cacciatori è relativamente stabile o in diminuzione nella maggior parte dei paesi. Da questa correlazione è possibile concludere che i livelli attuali di caccia ricreativa sono insufficienti per limitare la crescita della popolazione di cinghiale.

Una nuova analisi sul contributo della caccia ricreativa sul controllo della popolazione di cinghiale pubblicato dallo Springer's European Journal of Wildlife Research (Quirós-Fernández et al., 2017) cita l'impatto dell'opinione pubblica negativa nei confronti della caccia che conseguentemente porta ad una diminuzione del numero di cacciatori attivi in Spagna e il reclutamento di nuovi. I ricercatori lo citano come un fattore che influenza la gestione della popolazione della specie.

Tecniche di caccia

Attualmente il principale meccanismo per regolare la crescita delle popolazioni di cinghiale sono i piani di gestione della fauna selvatica, soprattutto nelle regioni in cui mancano i predatori naturali, cioè la maggior parte delle aree del centro e ovest Europa. La caccia è stata storicamente l'unica grande causa di mortalità della specie (Keuling et al., 2013; Toigo et al., 2008; Gamelon et al., 2011, Šprem et al., 2013; Morelle et al., 2013; Prevot & Licoppe, 2013). Al momento non è applicato nessun regolamento europeo o internazionale alla specie *Sus scrofa*. La Direttiva 92/43/ECC di Maggio 1992 non protegge esplicitamente il cinghiale.

Storicamente la caccia era praticata dalle persone che abitavano in campagna. Negli ultimi decenni, un numero crescente di cacciatori sta arrivando da ambiente urbano e suburbano (ELO, 2013).

Allo stesso tempo l'età media dei cacciatori sta aumentando nella maggior parte dei paesi europei (Lisjak, 2014; Massei et al., 2015). Come è già stato osservato in questa analisi, anche i carnieri di caccia stanno aumentando in parallelo e questo potrebbe indicare sia che i cacciatori sono diventati più esperti ed hanno aumentato il loro sforzo di abbattimento, sia che il numero di cinghiali sta aumentando significativamente. Il crescente numero di incidenti stradali con cinghiali potrebbe confermare la seconda ipotesi.

Le tecniche di caccia sono state modificate in funzione della sicurezza dei cacciatori, del benessere degli animali, della conservazione della natura e dell'opinione pubblica sempre più negativa nei confronti della caccia. In molti paesi non è più permesso di sparare a piccoli e femmine gravide. Anche i sistemi di caccia facilitata sono sempre più limitate e messe in cattiva luce dagli animalisti.

Demografia

La caccia e i predatori incidono in maniera differente sulla mortalità dei cinghiali. I cacciatori uccidono preferibilmente animali adulti che contribuirebbero immediatamente alla crescita della popolazione, mentre i lupi uccidono principalmente piccoli (Keuling et al., 2013; Jedrzejewski et al., 1992; Jedrzejewski et al., 2000; Anderson & Ozolins, 2004; Valdmann et al., 2005; Mattio-li et al., 2011).

I cinghiali giovani hanno un minor tasso di sopravvivenza rispetto agli adulti, oltre ad essere maggiormente a rischio di morte per malnutrizione (Náhlik

& Sándor, 2003). Quindi, il potenziale della caccia per la regolazione della crescita della popolazione è maggiore rispetto ai lupi (Keuling, 2013; Genov et al.; Braga et al., 2010). La popolazione di cinghiali reagisce a questo scompenso indotto dalla caccia grazie alle femmine giovani che, con abbondanza di cibo, crescono più rapidamente e possono riprodursi in anticipo. (Servanty et al., 2011). La migrazione dalle regioni confinanti può influenzare significativamente la demografia (Hahn & Eisfeld, 1998).

Tranquillità

Il cinghiale apprezza il silenzio e la tranquillità del bosco. L'aumento della pressione umana sulle foreste europee (ad esempio il turismo e le attività ricreative all'aperto) sta disturbando il cinghiale nel suo habitat favorito. Non abbiamo trovato ricerche scientifiche che mostrano una relazione tra la presenza di cinghiali nelle aree agricole o boschi e la tranquillità. Sono apprezzate nuove ricerche in merito.

Foraggiamento artificiale

Il foraggiamento fornito spesso dai cacciatori durante gli anni (Howells & Edwards-Jones, 1997) con lo scopo di attirare i cinghiali per monitorarli, per sparare più facilmente, per motivi sanitari o per dissuadere gli animali dalla frequentazione dei campi coltivati (Hahn & Eisfeld, 1998) è molto diffuso in Europa (Cellina, 2008; Rosell et al., 2012; Servanty et al., 2009).

Il foraggiamento artificiale può raggiungere quantità annuali di diverse tonnellate in aree più piccole di 1000 ha (Gaillard et al., 1992; Fernan-dez-Llario et al., 1998). L'impatto di questo cibo aggiuntivo non è ancora chiaro (Geisser & Reyer, 2005). Alcuni autori ritengono evidente che il foraggiamento artificiale possa influenzare localmente la crescita della popolazione (Howells & Edwards-Jones, 1997) ed aumentare, piuttosto che diminuire i danni ai campi agricoli (Geisser & Reyer, 2004). Comunque, gli effetti del foraggiamento artificiale non sono chiari e sono necessari maggiori studi per valutare il suo impatto sulla dinamica di popolazione (Lemel 1999, Náhlik & Sándor 2003, Geisser & Reyer 2004, Geisser & Reyer 2005).

Uno studio generale condotto da Cellina (2008), ha mostrato una leggera evidenza del fatto che la percentuale di foraggiamento artificiale nei contenitori stomacali e la densità dei siti del foraggiamento artificiale durante l'anno hanno influenza su ogni

aspetto di morfologia e riproduzione del cinghiale. Comunque, questo studio non evidenzia l'effettiva correlazione tra foraggiamento artificiale e danni all'agricoltura.

Durante l'inverno e la primavera il foraggiamento artificiale potrebbe prevenire la diffusione della popolazione dovuta alla scarsità di cibo che porterebbe i cinghiali a cercare nuove fonti di cibo.

A seconda della dimensione della popolazione di cinghiali in una determinata area e dei danni causati dalla popolazione, le autorità, i proprietari terrieri, gli agricoltori, i cacciatori e gli ambientalisti possono avere opinioni differenti sull'utilizzo del foraggiamento artificiale.

Clima

Si ritiene che molti fattori influenzino le tendenze delle popolazioni, come l'aumento dei campi coltivati e del foraggiamento artificiale (Schley et al., 2008), comunque il cambiamento climatico è stato valutato come uno dei fattori che influiscono maggiormente all'espansione della popolazione (Vetter et al., 2015). In questa sezione forniamo un approfondimento sulle ultime ricerche condotte sugli effetti del cambiamento climatico sulla specie.

Un articolo pubblicato nel 2015 da un team di ricercatori dell'Università di Medicina Veterinaria, Vienna, ha mostrato che gli inverni più miti stanno diventando più frequenti e questo ha una stretta correlazione con il crescente numero di cinghiali (Vetter et al., 2015). Gli scienziati credono l'aumento degli inverni miti in Europa e il conseguente aumento della produzione di ghiande e faggiole stiano favorendo il tasso di sopravvivenza dei cinghiali.

Come abbiamo già detto in questa analisi, il cinghiale è un mammifero estremamente adattabile con una capacità riproduttiva molto elevata, questo fornisce il potenziale per la crescita della popolazione quando le condizioni ambientali diventano favorevoli. Il cinghiale può avere anche 5 piccoli per cucciolata e le femmine raggiungono la maturità sessuale entro il primo anno di età se è disponibile abbastanza cibo.

L'analisi di Vetter et al. mostra che il cinghiale è fortemente sfavorito nelle condizioni di inverni freddi, infatti ogni volta che si verificavano tali condizioni venivano seguite da un declino della popolazione. Autunni freddi hanno un impatto negativo sulla crescita della popolazione (anche se i modelli utilizzati potrebbero semplicemente riflettere un arrivo anticipato dell'inverno). Le condizioni climatiche influenzano molto le popolazioni di ungulati inciden-





do fortemente sulla sopravvivenza giovanile e sulla riproduzione (Putman et al., 1996, Saether, 1997). Soprattutto le gelate primaverili possono causare mortalità giovanile (fino al 90% durante i primi due anni di vita). Geisser & Reyer (2005) hanno mostrato una chiara correlazione tra inverni più rigidi e temperature primaverili e maggiore crescita della popolazione di cinghiali in cui si riduce la mortalità degli striati. La figura 26 (Geisser & Reyer, 2005) mostra 8 variabili correlate con le dinamiche di popolazione del cinghiale tra il 1974 e il 1998 nel cantone Thurgau, Svizzera. Utilizzando un'analisi con regressione multipla graduale hanno mostrato che il cibo e le condizioni di temperature sono fattori chiave nella fluttuazione della densità del cinghiale. L'aumento delle temperature estive ed invernali influenzano fortemente la riproduzione (temperature invernali) e la sopravvivenza dei piccoli (temperature primaverili).

Inverni più miti portano ad una diminuzione della mortalità invernale che porta ad un aumento della sopravvivenza di cinghiali di tutte le classi di età (Rossi et al., 1997; Melis et al., 2006).

La temperatura è essenziale per la sopravvivenza dei piccoli appena nati (solitamente nascono tra aprile e giugno).

Molti studi condotti in diverse parti d'Europa colle-

gano le cambiate condizioni climatiche con la crescita della popolazione di cinghiale: Germania (Hahn & Einfeld, 1998), Francia (Vassant, 1997), Italia (Boitani et al., 1995) e Polonia (Jedrzejewska et al., 1997). Aumenti rapidi della popolazione sono tipici di specie a riproduzione R che utilizzano al massimo il cibo e lo spazio disponibile per sopravvivere e produrre un gran numero di piccoli con sopravvivenza limitata. Se cambiano le variabili responsabili del controllo della crescita della popolazione (come le basse temperature in inverno e in primavera) la popolazione inizia a crescere in maniera esponenziale.

Il cambiamento climatico in Europa (Watson, 2001; EEA, 2004; Raisanen et al., 2004) non sta influenzando solo la dimensione della popolazione di cinghiali, ma anche la disponibilità di alberi e la produzione del raccolto agricolo. Anche questi fattori hanno un impatto sull'esplosiva dimensione della popolazione di cinghiali in Europa.

Secondo Vetter et al. (2015) le popolazioni di cinghiale in Europa sono cresciute indipendentemente dal numero di cacciatori. Le loro ricerche affermano che l'aumento degli inverni miti come conseguenza del cambiamento climatico debba essere considerato come la principale ragione dell'aumento del numero di cinghiali in Europa durante gli ultimi decenni.

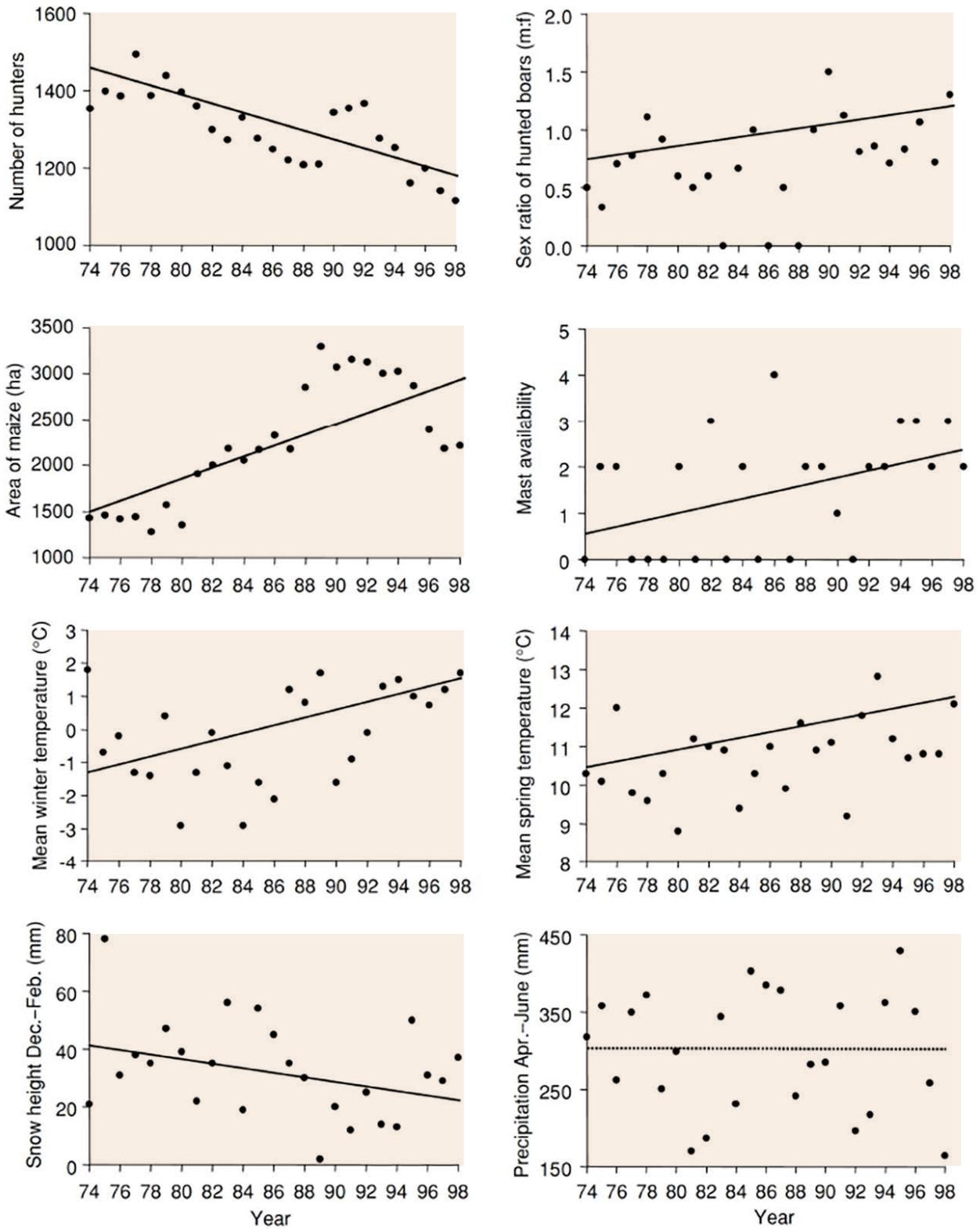


Figura 26: Otto variabili correlate con le dinamiche di popolazione del cinghiale tra il 1974 e il 1988 nel cantone Thurgau, Svizzera. (Fonte: Geisser & Reyser, 2005).

Riforestazione

La riforestazione è stata menzionata come una variabile importante per spiegare la crescita della dimensione della popolazione di cinghiale (Sáez-Royuela & Tellería, 1986; Servanty et al., 2011). Negli ultimi 20 anni l'area boscata in Europa è aumentata significativamente (UN-OECE-FAO, 2011) dando al cinghiale la possibilità di allargare i propri territori e di diffondersi in aree precedentemente non occupate (Keuling et al., 2009).

Disponibilità di cibo

L'aumentata disponibilità di raccolti agricoli attraverso gli anni ha certamente giocato un ruolo fondamentale nella crescita della popolazione di cinghiali (Bieber & Ruf, 2005; Geisser & Reyer, 2005; Massei et al., 1996; Maillard & Four-nier, 2004; Groot Bruinderink et al., 1994). La disponibilità di cibo ha un impatto diretto sul successo riproduttivo del cinghiale (Gamelon et al., 2013).

La maggior riproduttività raggiunta dal cinghiale è direttamente collegata alla disponibilità di raccolti ricchi di energia come il mais e il girasole in estate e in autunno (Rosell et al., 2009; Servanty et al., 2009).

Il cibo può influenzare la demografia in tre modi:

1. Riduzione della mortalità giovanile: permettendo agli striati di sopravvivere agli inverni freddi fino all'autunno (Schauss et al., 1990)
2. La disponibilità di cibo influenza fortemente l'attività riproduttiva (Baber & Coblentz, 1985; Pepin et al., 1986), aumentando la taglia di fertilità e il numero di piccoli (Howell & Edwards-Jones, 1997; Fernandez-Llario et al., 1999)

3. La disponibilità di cibo influenza l'età della prima riproduzione (Saether, 1997).

Frutti silvestri ("mast")

Must è il nome botanico per noci, semi, gemme, o frutti degli alberi e arbusti che vengono mangiati dalla fauna selvatica.

Possono essere distinti due tipi:

1. Frutti silvestri propriamente detti: noci dure e semi come ghiande, noci di hickory e noci
 2. Frutti di sottobosco: bacche e frutti come mele selvatiche, mirtilli e ribes
- Per il cinghiale, sono da considerare più importanti i frutti silvestri propriamente detti, specialmente come fonte di cibo invernale, a causa del loro elevato contenuto energetico.

In alcuni anni vi è la produzione sincronizzata di un gran numero di semi o frutti degli alberi.

Alcune specie (come le querce) occasionalmente hanno annate in cui un'intera foresta produce un numero stranamente alto di ghiande tutte assieme. Questi raccolti eccezionali sono conosciuti come anni di pasciona.

La proporzione di femmine riproduttive di cinghiale può raggiungere il 90% negli anni di pasciona, comparata con solo il 20-30% negli anni di scarso raccolto (Massei et al., 1996).

La figura 27 mostra la massima disponibilità di frutti silvestri per il cinghiale nel periodo settembre-gennaio. Il numero di piccoli per parto è particolarmente influenzato dal peso corporeo del cinghiale raggiunto in questo periodo (Baubet, 2007).

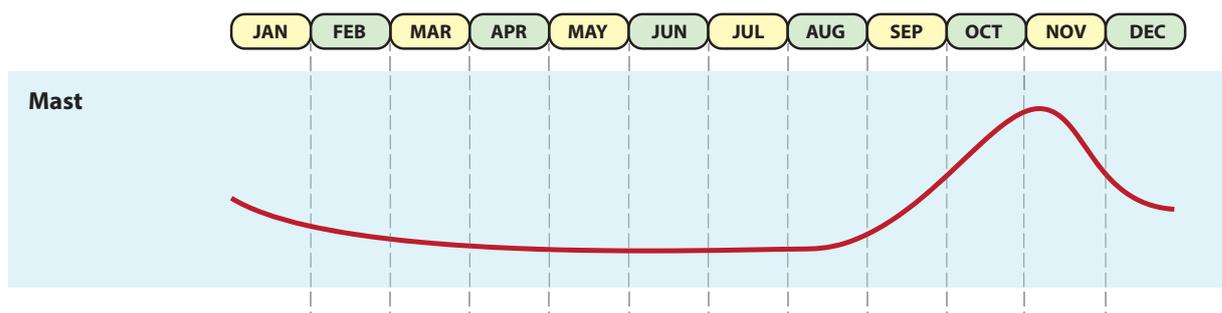


Figura 27 massima disponibilità di frutti silvestri per il cinghiale nel periodo settembre-gennaio.

Granturco

Sono stati contati circa 15 milioni di ettari di granturco in EU 28, di cui il 60% (9,4 milioni di ha) viene raccolto come grano e il 40% (5,9 milioni di ha) come insilato. Il seme di granturco è prodotto su circa 180000 ettari (Associazione Europea Semi, 2017). I principali mercati sono il consumo umano, il foraggiamento animale e la bioenergia.

La quantità totale di granturco piantato in Europa è

aumentato drasticamente negli ultimi 30 anni.

L'aumento dell'area coltivata a granturco in Europa e i rendimenti più elevati sono in linea con le previsioni dei modelli sull'impatto del cambiamento climatico sulla produttività e sul consumo delle comunità vegetali naturali e antropiche. (Watson, 2001).

La figura 28 mostra la massima disponibilità di granturco per il cinghiale nel periodo agosto- novembre.

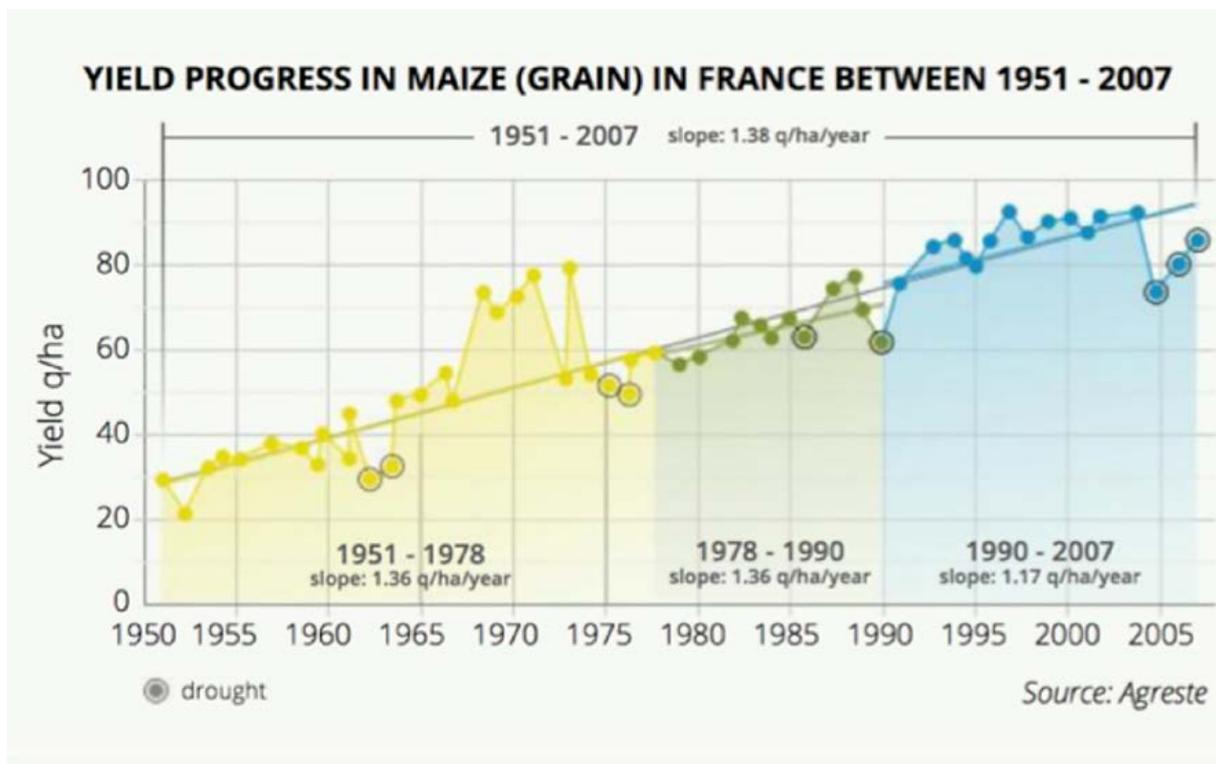


Figura 28: il progresso dei rendimenti in granturco (grano) in Francia tra il 1951 e il 2007. Fonte: Ministero Francese dell'Agricoltura

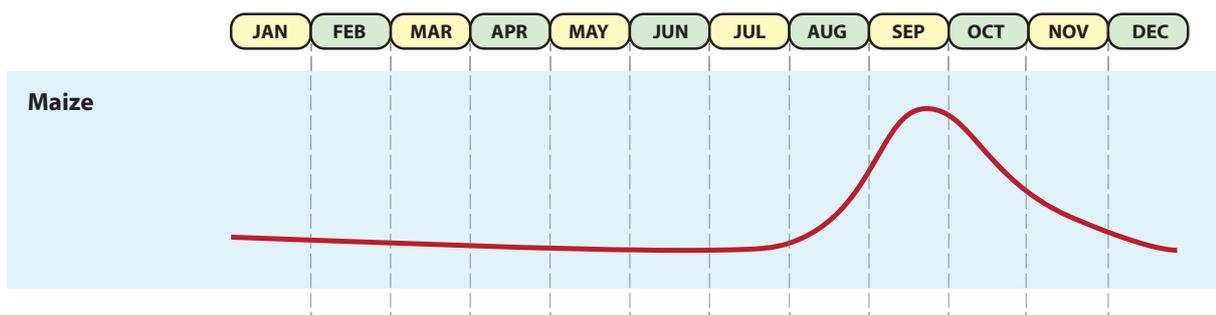


Figura 29: massima disponibilità di granturco per il cinghiale nel periodo agosto- novembre

Colza

La colza appartiene alla famiglia delle Cruciferae. Cresce fino ad un'altezza di 75-175 cm. La colza ha fiori gialli, foglie azzurro-verdi ed è molto ramificata, con un fittone profondo e fibroso. La colza ha semi rotondi e piccoli, di colore rosso-nero.

E' coltivata per produrre foraggio per gli animali, olio vegetale alimentare e biodiesel. In Europa la colza è coltivata principalmente per il foraggio, per il suo contenuto molto alto di lipidi e medio contenuto di proteine.

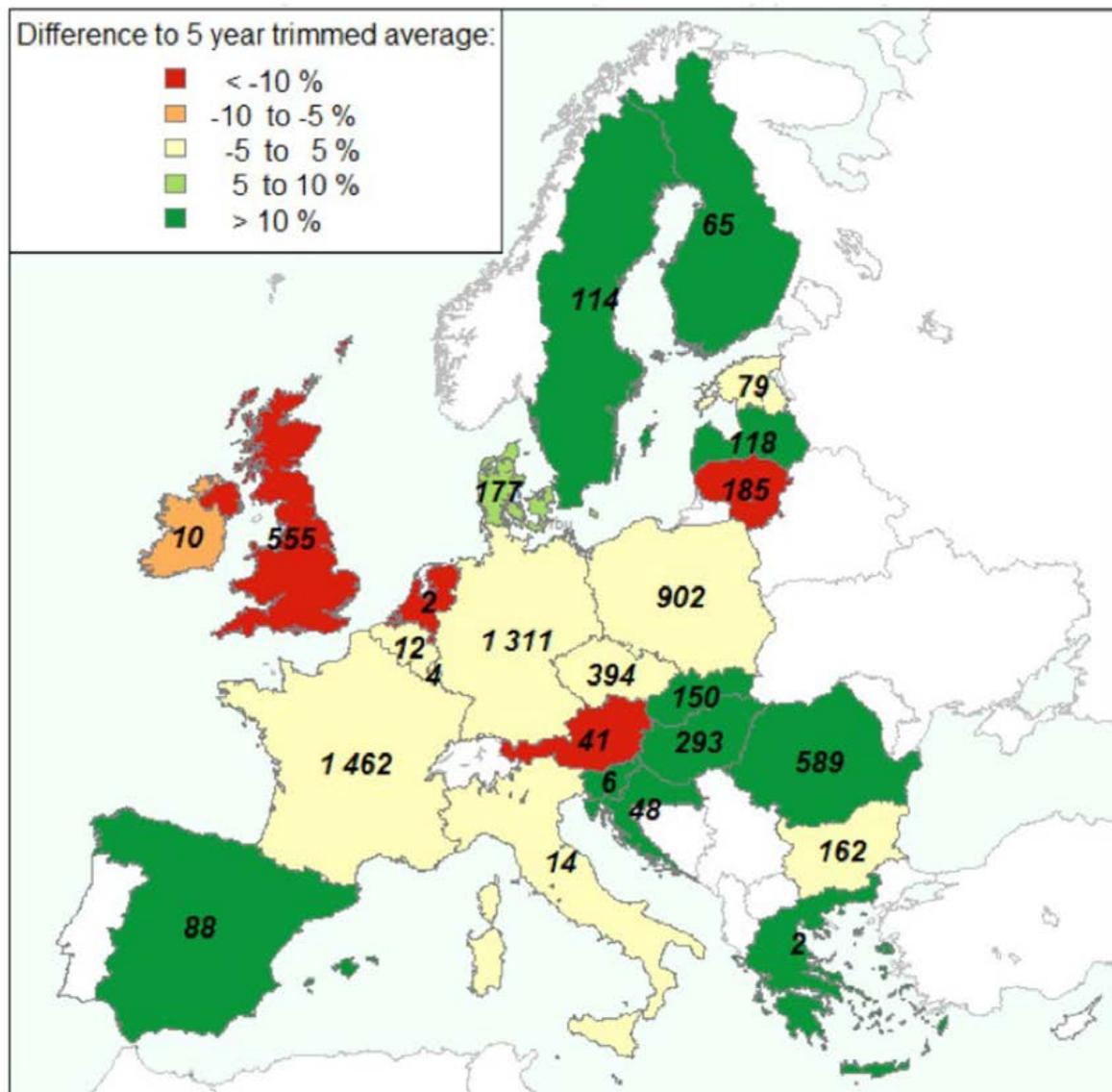
La colza attualmente comprende differenti, ma simili, varietà: Brassica napus (colza) e Brassica rapa (rapa).

L'Europa produce 23 milioni di tonnellate di colza (più di 30 volte rispetto alla produzione di 30 anni fa), importa 3 milioni di tonnellate ed esporta 0,5 milioni di tonnellate.

La figura 30 mostra la massima disponibilità di colza per il cinghiale nel periodo giugno-agosto.

La figura 32 mostra la massima disponibilità di colza per il cinghiale nel periodo giugno-agosto.

Rapeseed area 2017 (1000 ha) (f'cast.)



EU28 area : 6 782 (1000 ha) Difference to 5 year trimmed average: 3 %

Calculations and cartography: European Commission DG AGRI 04 2017-10-23 © EuroGeographics for the administrative boundaries

Figura 30: L'area coltivata a colza nel 2017. Fonte: Commissione Europea DG AGRI https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/cereals/presentations/cereals-oilseeds/market-situation-oilseeds_en.pdf (riportate al 4 gennaio 2018)

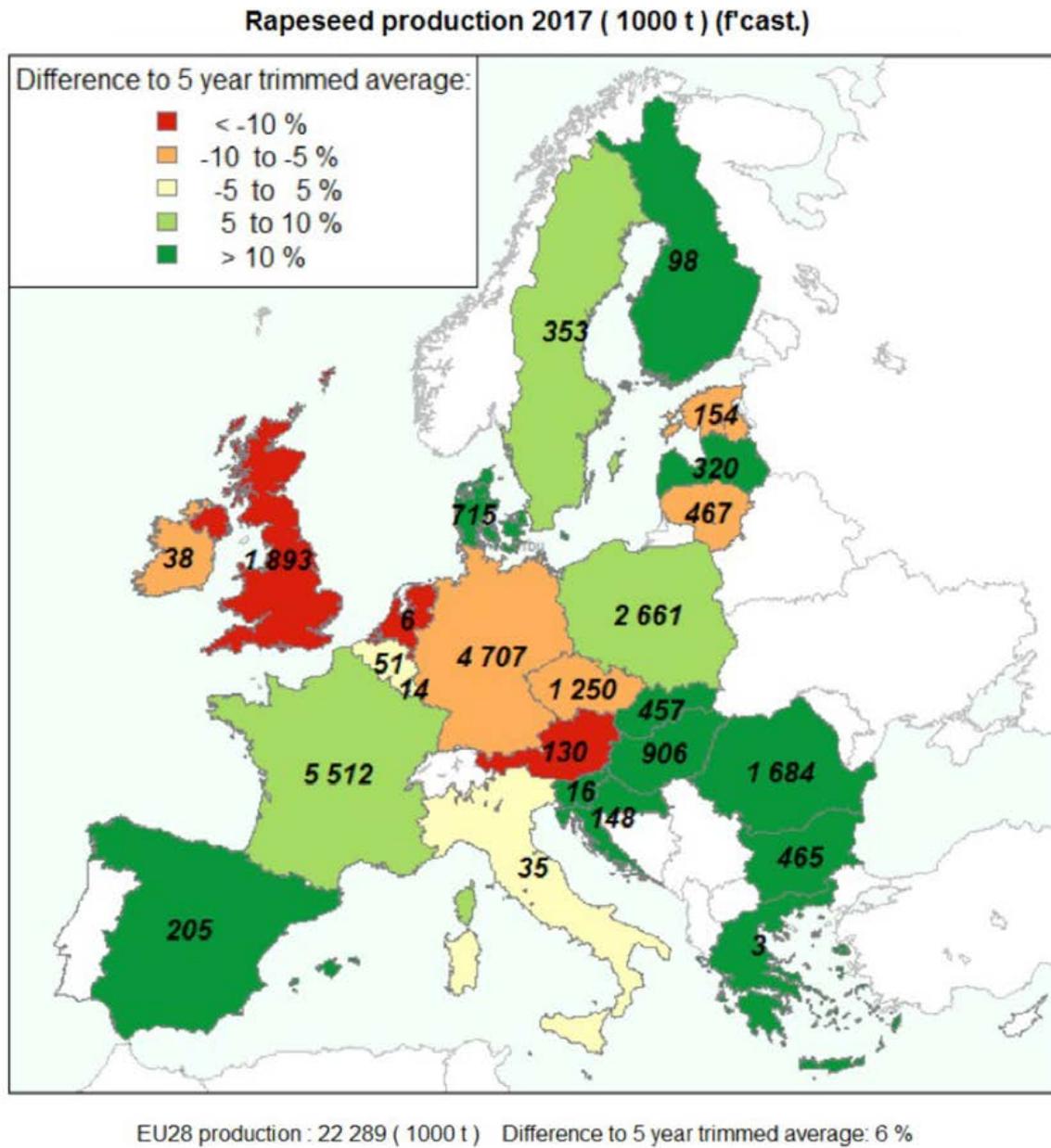


Figura 31: L'area coltivata a colza nel 2017. Fonte: Commissione Europea DG AGRI https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/cereals/presentations/cereals-oilseeds/market-situation-oilseeds_en.pdf (riportate al 4 gennaio 2018)

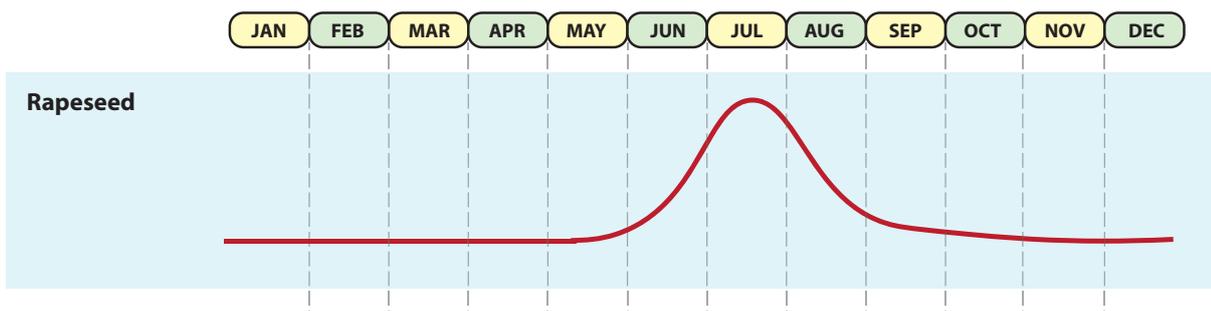


Figura 32: massima disponibilità di colza per il cinghiale nel periodo giugno-agosto

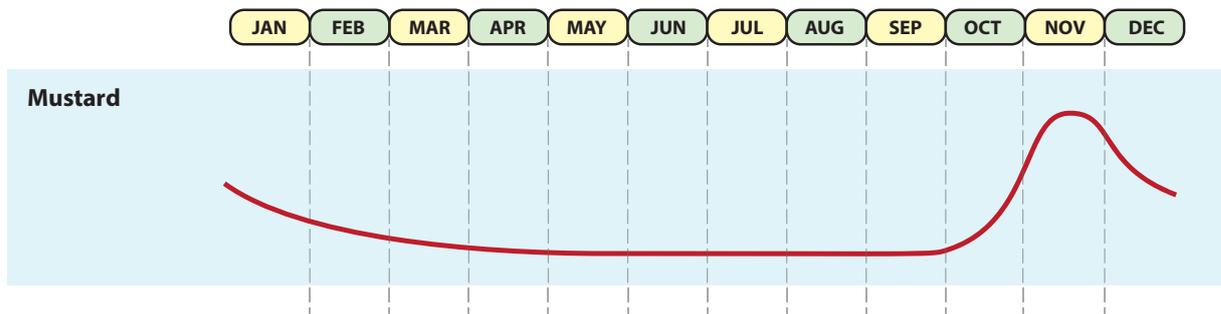


Figura 33: massima disponibilità di mostarda per il cinghiale nel periodo ottobre-febbraio

Mostarda

Le piante di mostarda sono alcune delle diverse specie di piante del genere Brassica e Sinapsis nella famiglia delle Brassicaceae. La mostarda può essere coltivata per raccogliere semi da usare come spezia. Comunque la mostarda era anche prescritta dall'Unione Europea come uno dei 19 differenti tipi di uso del suolo che potrebbe essere conteggiato come EFA (Area Focus Ecologica). Come misura di naturalizzazione vegetazionale nella Politica Agricola Comune per la Commissione Europea gli agricoltori possono creare delle strisce tampone senza produzione agricola lungo i corpi idrici, o gli elementi montuosi così come siepi o stagni. Gli agricoltori potrebbero anche piantare legumi come piselli, fagioli o lupini, che fissano l'azoto dall'aria al suolo.

Possono anche piantare "colture a perdere" come mostarda o colza per coprire la superficie del suolo in autunno e inverno per prevenire l'erosione del suolo tra il raccolto e la semina successiva. A seguito di ciò la mostarda è diventata una pianta molto popolare in Europa mentre 20 anni fa questa coltura era quasi inesistente.

Figura 33 mostra la massima disponibilità di mostarda per il cinghiale nel periodo ottobre-febbraio.

Risposte/ soluzioni

Sus scrofa è ampiamente diffuso in diverse aree europee. La specie è considerata invasiva e dannosa per l'agricoltura e l'ambiente (Sáez-Royuela & Tellería 1986, Neet 1995, Leaper et al. 1999, Bieber & Ruf 2005). La specie è stata elencata tra le 100 "World's Worst Invaders" dal gruppo di specialisti sulle specie invasive della IUCN. Mentre altri la vedono come una specie cacciabile e una preziosa risorsa per la caccia. Ma anche dove il cinghiale è autoctono, o specie preziosa, potrebbe lo stesso essere visto come problematico se le popolazioni vengono percepite come

eccessivamente abbondanti.

Il compito dei piani di gestione della fauna selvatica è quello di assicurare che i numeri siano mantenuti al corretto livello e minimizzare i danni e allo stesso tempo assicurare alla popolazione la possibilità di riprodursi adeguatamente.

La gestione sostenibile è essenziale per prevenire i danni al raccolto, ma anche per migliorare le politiche di caccia sostenibile.

Sebbene siano presenti moltissimi articoli scientifici che descrivono e parlano dei problemi collegati alla popolazione di cinghiale (e alla sua crescita), sono presenti soltanto limitate informazioni sulle possibili soluzioni.

Vengono utilizzati tre metodi principali per ridurre il danno da cinghiali (Briedeman, 1990):

1. Prelievo invasivo di cinghiali
2. Offerta supplementare di cibo nei boschi per attirare i cinghiali o per tenerli lontani dalle aziende agricole
3. Recinzioni per impedire ai cinghiali di entrare nei campi

Ognuno di questi metodi è raccomandato come misura di prevenzione negli articoli scientifici e popolari (Breton, 1994, Mazzoni della Stella et al., 1995, Vasant, 1997). Tutti questi metodi sono ufficialmente supportati da molte agenzie di gestione della fauna selvatica europee (Geisser & Reyer, 2004). Comunque, è necessario implementare le conoscenze su come affrontare il problema della rapida crescita della popolazione di cinghiale in Europa.

Caccia

La caccia può ridurre significativamente la densità di popolazione (Sweitzer et al., 2000; Geisser & Reyer, 2004) e la frequenza dei danni (Mazzoni della Stella et al., 1995; Geisser & Reyer, 2004). Il danno è ridotto

solo quando gli animali sono abbattuti. Le battute di caccia sono il miglior modo di abbattimento (Geisser & Reyer, 2004). L'effetto è comunque ridotto a causa dell'alto potenziale riproduttivo del cinghiale (Jeziński, 1977). In una singola stagione si può riprodurre fino al 90% di femmine di cinghiale (Massei et al., 1996).

Il prelievo selettivo delle femmine potrebbe effettivamente ridurre la dimensione della popolazione (Briedermann, 1990). Bieber & Ruf (2005) indicano una forte pressione venatoria sulle femmine adulte porterebbe ad un controllo più efficace della popolazione negli anni con condizioni sfavorevoli, comunque la determinazione del sesso sul campo è complicata per i giovani cinghiali.

Lo studio di Bieber & Ruf (2005) indica che, in ambienti favorevoli, ridurre la sopravvivenza giovanile ha notevoli effetti sui numeri della popolazione.

Solo un approccio accurato facendo uso di battute di caccia sembra essere efficace (Geisser & Reyer, 2004; ELO, 2012). Comunque, le battute di caccia sono molto più ridotte nel tempo rispetto alla caccia regolare.

Foraggiamento artificiale

Per ottimizzare gli sforzi di abbattimento i cacciatori spesso mantengono stazioni di foraggiamento nel bosco. Molti studi hanno reso evidente una significativa riduzione dei danni con l'utilizzo di foraggiamento artificiale (Andrzejewski & Jeziński, 1978; Meynhardt, 1991; Vassant, 1994), comunque molti altri non hanno trovato riduzioni significative (Hahn & Eisfeld, 1998, Geisser & Reyer, 2004).

Per assicurare il successo del foraggiamento artificiale sono essenziali una pianificazione accurata, coordinazione e tempismo (Geisser & Reyer, 2004). Brandt et al. (2006) e Baubet et al. (2008) dimostrano che una corretta pianificazione del foraggiamento artificiale porta ad una riduzione dei danni all'agricoltura. Vial (2012) dimostra che vietare il foraggiamento artificiale porta ad un aumento dei danni al raccolto.

Per un utilizzo corretto del foraggiamento artificiale devono essere seguite delle regole rigide e in nessun caso la densità delle stazioni di foraggiamento deve essere maggiore di 0,67/100 ettari e la distanza dalle aziende agricole deve essere maggiore di 500-1000 metri (Bahr, 1996; Berger & Gauville, 1994). Una maggiore densità di stazioni di foraggiamento potrebbe attirare i cinghiali in boschi in cui non sarebbero andati o attirarli in aree coltivate a causa della distanza

troppo breve tra le stazioni di foraggiamento e l'azienda agricola.

La figura 34 mostra la massima disponibilità di granturco, frutti silvestri, colza e mostarda per i cinghiali.

Il foraggiamento artificiale non può competere con le grandi quantità di frutti silvestri e raccolto disponibile. Comunque, nel periodo tra febbraio e maggio queste coltivazioni non forniscono cibo per il cinghiale. Durante questo periodo, il foraggiamento artificiale potrebbe avere buoni risultati nel concentrare i cinghiali (Figura 35).

La figura 36 mostra che nel periodo esatto in cui il foraggiamento artificiale potrebbe essere un valido strumento di gestione per la popolazione, la stagione venatoria per il cinghiale è chiusa in molti paesi europei. Nei paesi in cui la stagione venatoria è aperta in questo periodo, spesso ci sono molte limitazioni sulle tecniche di caccia (ad esempio le battute). Esattamente in questo periodo ci sono opportunità di sviluppare tecniche di caccia più efficaci per ridurre la popolazione europea di cinghiale.

Quando c'è scarsità di cibo (inverno e primavera) i cinghiali tendono ad aumentare le dimensioni dell'area all'interno della quale si spostano per cercare nuove fonti di cibo per sopravvivere. Questo ha delle conseguenze sia per la diffusione di malattie infettive che per la possibilità di fare danni ai campi coltivati e alle proprietà private. In questi casi, il foraggiamento artificiale può limitare la dispersione della popolazione di cinghiali. In questi casi è molto efficace l'utilizzo di cibo ad alto contenuto energetico come il granturco.

L'efficacia del foraggiamento artificiale a granturco per evitare la dispersione del cinghiale dipende da quando e come è fornito. In regioni in cui è ampiamente coltivato il granturco, il foraggiamento artificiale potrebbe soltanto avere effetto nel periodo tra metà novembre e la fine di marzo quando il granturco non è presente nei campi. In regioni in cui non c'è coltura a granturco, il foraggiamento artificiale a granturco potrebbe essere efficace durante tutto l'anno se non è in competizione con altre fonti di cibo.

Baubet (2007) ha dimostrato che il numero di piccoli per parto è particolarmente influenzata dal peso raggiunto dal cinghiale in autunno. Il peso corporeo del cinghiale si stabilizza in autunno quando la quantità totale di cibo è inferiore a 700 g/giorno/animale (Mauget & Pépin, 1985). Durante questo periodo, il cinghiale ha a disposizione i frutti silvestri, il granturco e la mostarda.



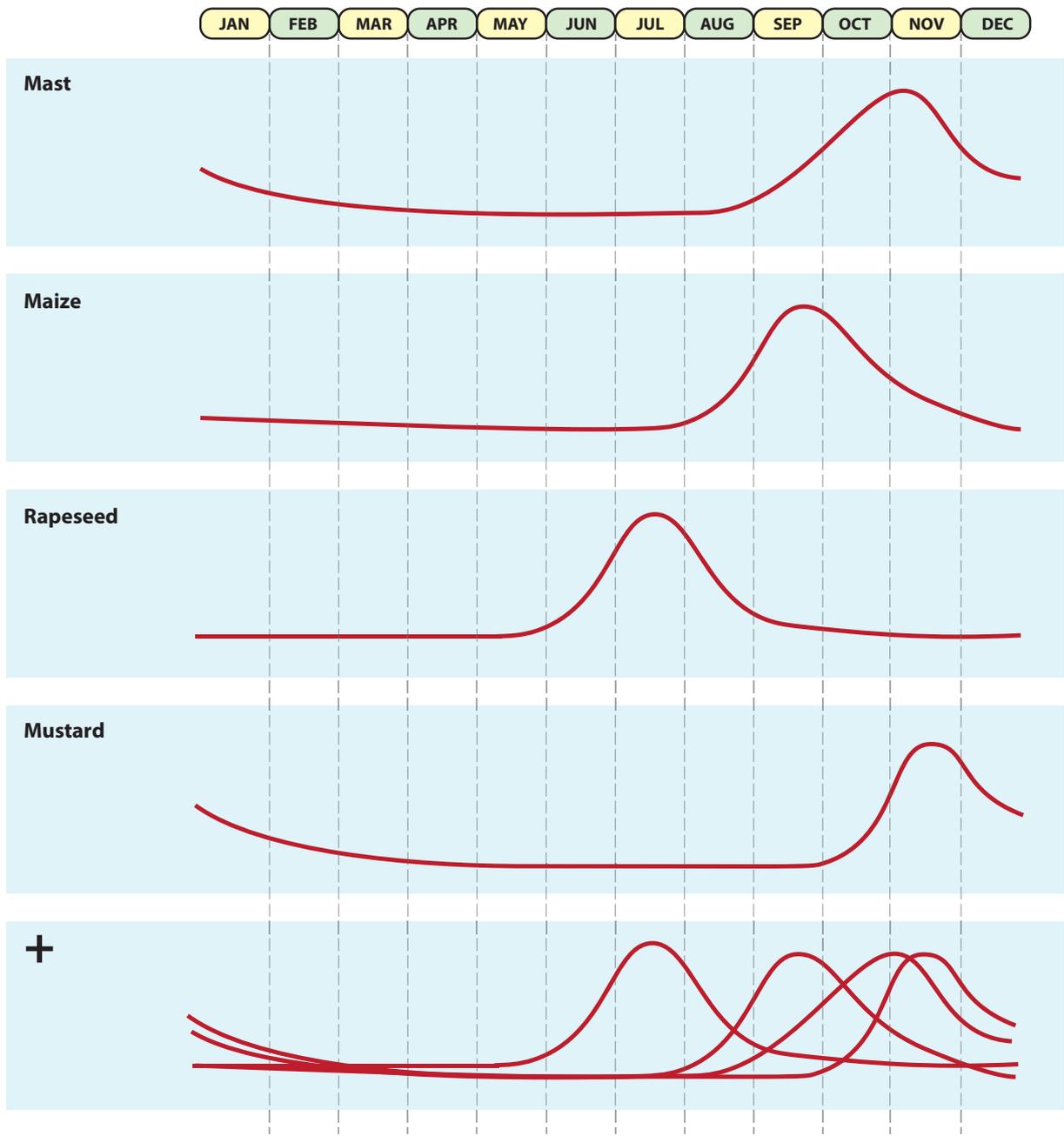


Figura 34: massima disponibilità di frutti silvestri, granturco, colza e mostarda per i cinghiali.

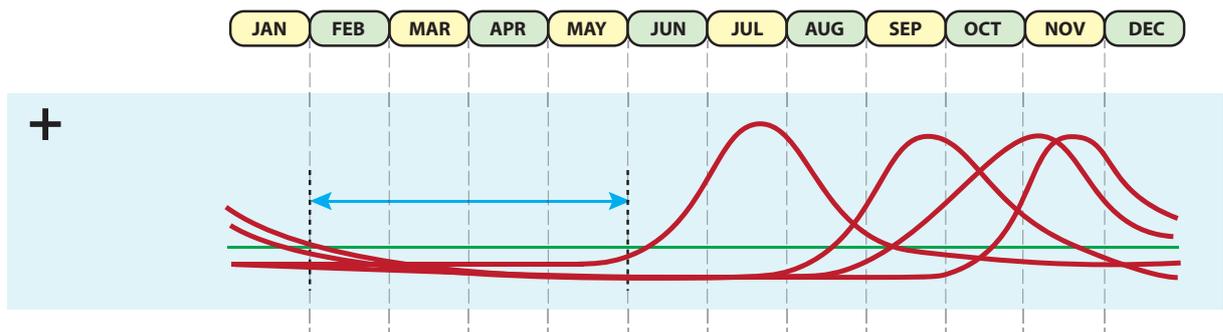


Figura 35: Periodo ottimale per fornire foraggiamento artificiale

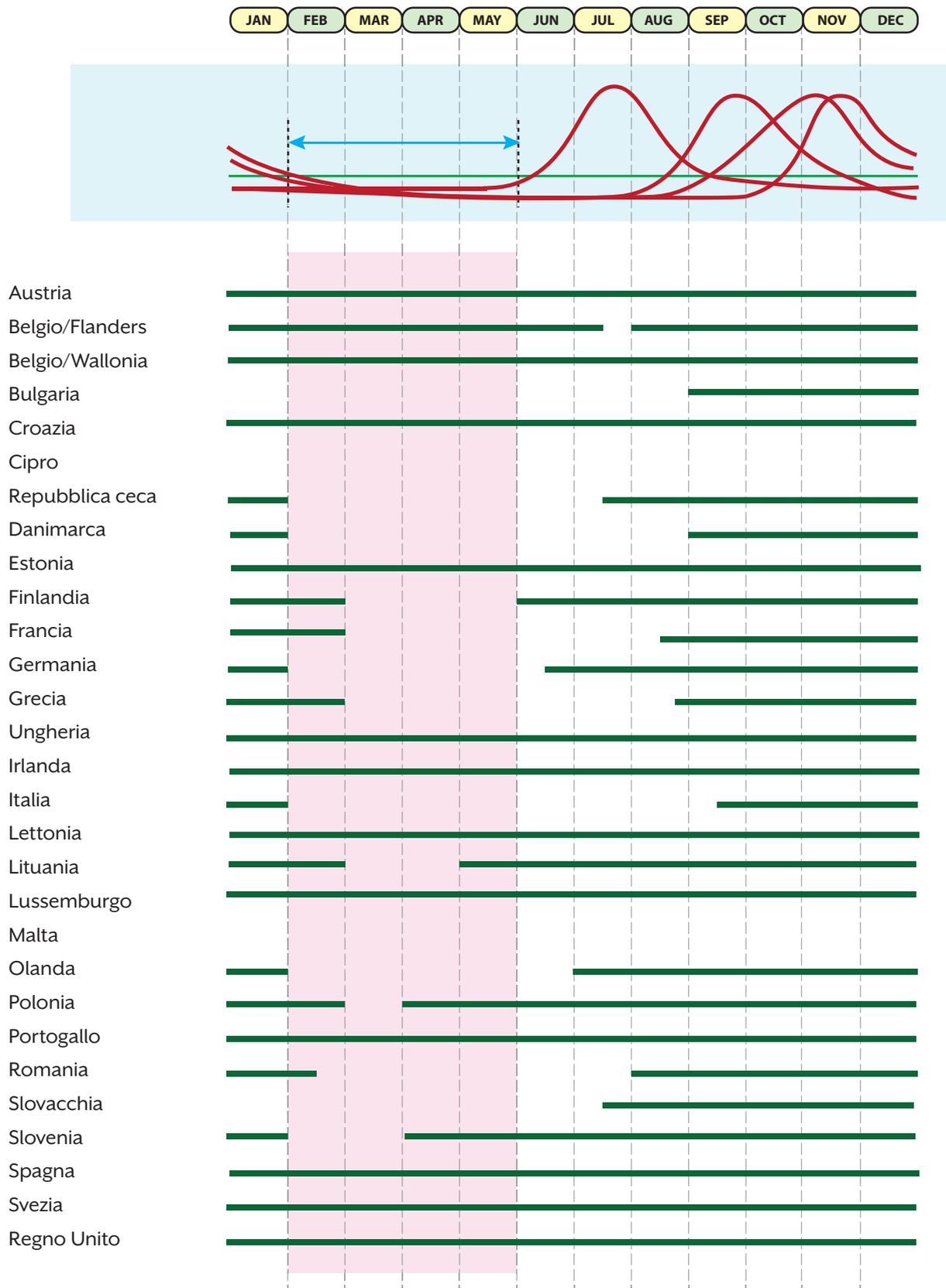


Figura 36: Periodo ottimale per fornire foraggiamento artificiale in funzione della stagione di caccia al cinghiale.

Recinzioni

Alcuni autori raccomandano le recinzioni come metodo di miglior successo per la prevenzione del danno (Vassant & Boisaubert, 1984; Baettig, 1988; Bouldoire, 1990; Breton, 1994; Vassant, 1994). Geisser & Reyer (2004) non hanno visto un impatto significativo. Sapendo che il cinghiale può saltare fino a 1,5 metri la recinzione deve essere abbastanza alta e forte portando ad un maggiore investimento per proteggere i raccolti. Le recinzioni possono proteggere aree limitate ad una certa dimensione ma probabilmente comportano un aumento dei danni nelle aree adiacenti o in quelle meno protette (Geisser & Reyer, 2004) e alle loro colture (come le praterie).

Gestione

Quando è correttamente gestita, la popolazione di cinghiali può contribuire all'economia locale, specialmente nelle regioni in cui l'agricoltura è meno rilevante e ci sono meno probabilità di conflitti. Il cinghiale può fornire un guadagno grazie al turismo, alle attività venatorie e alla produzione regionale. Quando la popolazione è tenuta sotto stretto controllo la specie non è un danno per la biodiversità e per le foreste. Nelle regioni con ridotte attività agricole o in aree recintate prive di attività agricole la crescita della popolazione può essere controllata e la disponibilità

alimentare può essere regolata meglio. Non dovrebbero essere permesse grandi popolazioni associate a foraggiamento artificiale in queste aree. (Magnien, 2017).

Migliori supporti

In generale, c'è un chiaro bisogno per i cacciatori, gli agricoltori, i proprietari terrieri e i tecnici ambientali di ottenere maggiori conoscenze sulle cause che portano alla crescita della popolazione di cinghiale in Europa.

Le tecniche di gestione della fauna selvatica dovrebbero essere basate su evidenze empiriche chiare e le migliori dovrebbero essere condivise ed applicate.

Tecniche di caccia consapevoli e pianificate sono necessarie per ridurre significativamente le popolazioni di cinghiali in Europa, cioè spostare il target di caccia su determinate classi di età permette di controllare la popolazione. I cacciatori, gli ambientalisti ed i ricercatori devono lavorare assieme per creare e compilare dataset e sviluppare metodologie efficaci per mappare e gestire la popolazione.

Un numero di organizzazioni promuove il ruolo delle tecniche di caccia sostenibile come elemento chiave delle strategie di conservazione della fauna selvatica e della biodiversità.



Wildlife Estates Label

Wildlife Estates è un'iniziativa di conservazione che promuove l'uso del suolo in modo sostenibile e tecniche di gestione della fauna selvatica nelle aree private in Europa. Pone degli standard su piccola scala relativi agli sforzi di conservazione, attraverso l'introduzione di un sistema di accreditamento e un processo di certificazione. Al momento è il maggior esponente delle tecniche di conservazione in Europa, gestito da privati.



Gli habitat europei stanno diventando minacciati da una moltitudine di fattori dovuti al cambiamento dell'utilizzo del suolo, all'intensificazione e alla conversione dei sistemi di produzione, all'abbandono delle pratiche tradizionali che spesso sono rispettose della biodiversità, lo sviluppo di infrastrutture, l'urbanizzazione, e la mancanza di fondi per supportare le comunità rurali. Il risultato è un ecosistema soggetto a frammentazione, degradazione e distruzione.

Il cambiamento climatico, l'inquinamento e la diffusione di specie aliene invasive si aggiungono al già presente stato di stress. In vista di queste sfide WE ha provveduto a creare e migliorare habitat a favore della biodiversità, così come il restauro di condizioni naturali dove le specie oggetto di caccia possono prosperare.

Il progetto si basa sulla collaborazione tra agricoltori europei, forestali, cacciatori e pescatori che sono i diretti interessati alla flora e fauna selvatica. Loro sono il collegamento chiave per raggiungere uno sviluppo rurale sostenibile. Dimostrando che lo sviluppo rurale sostenibile non ha bisogno di avere un costo per la biodiversità, l'etichetta sostiene il concetto di "conservazione attraverso l'uso saggio". Questo concetto prevede non solo lo sfruttamento sostenibile della fauna selvatica attraverso attività rurali, ma anche la gestione attiva e positiva che gioca anche un ruolo benefico per la sopravvivenza degli ecosistemi europei.

E' basato sull'adozione e sul miglioramento di una serie di misure sviluppate scientificamente per gestire la fauna selvatica nelle aree private d'Europa. Queste attività sono sia rivolte all'aumento della sopravvivenza e produttività di alcune specie ma anche ad espandere le loro popolazioni, o a gestire la loro abbondanza per ridurre l'impatto su altre specie o sui servizi dell'ecosistema.

I fondi rurali sono essenziali nel supporto delle economie rurali, che a loro volta giocano un ruolo nel superamento delle sfide ambientali, energetiche e riguardanti il cibo nel mondo. Per ottenere uno sviluppo rurale sostenibile dal punto di vista ambientale sono essenziali sia iniziative private che supporti pubblici.

Come accelera la degradazione ambientale, il suolo dei gestori dei terreni privati diventa sempre più importante per preservare la natura ed il paesaggio attraverso buone pratiche gestionali. Questo è il motivo per cui WE Label ha cercato di facilitare la collaborazione tra parti private e pubbliche. Ha fatto ciò, al fine di illustrare che il lavoro intrapreso dai proprietari terrieri è molto coerente con la filosofia fondamentale della conservazione della biodiversità.

Il Wildlife Estate (WE) Label è stato costituito nel 2005, da allora il progetto è cresciuto progressivamente per promuovere la conservazione della biodiversità di fronte a emergenze politiche, interessi economici e sociali sia a livello europeo che locale.

Oggi, il WE Label è rappresentato in 19 paesi con più di 300 fondi coprenti più di 1500000 ettari in varie regioni biogeografiche. La dimensione dei fondi varia da piccoli poderi di poche decine di ettari a fondi commerciali che coprono decine di migliaia di ettari. Tuttavia, essi sono fondamentalmente uniti nei loro obiettivi per preservare e migliorare l'ambiente naturale.

Per maggiori informazioni: <http://www.wildlife-estates.eu>



Conclusioni e raccomandazioni politiche

Conclusioni

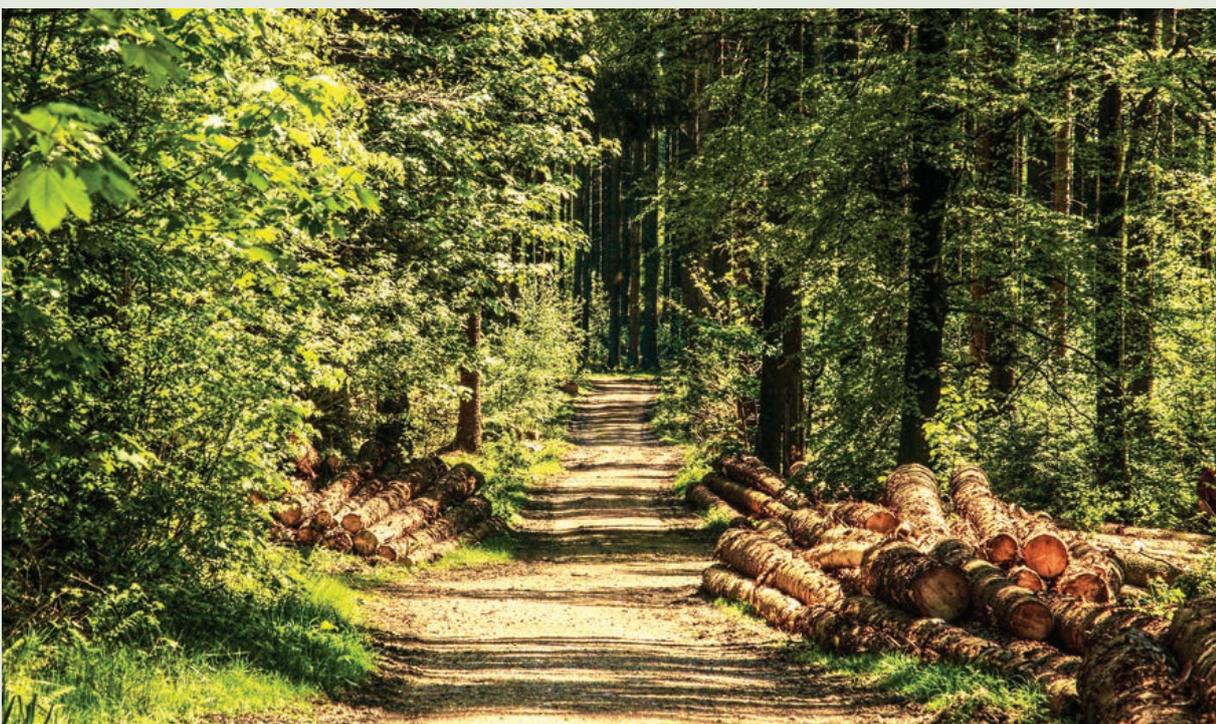
1. Analisi a livello locale hanno mostrato il significativo aumento delle popolazioni di cinghiali in Europa negli ultimi 30 anni.
2. L'aumento delle popolazioni di cinghiali sta influenzando la distribuzione dei danni, la salute umana e animale, causando interazioni negative tra uomo e cinghiale, e causando danni all'agricoltura e alla biodiversità. Tutto ciò ha anche un effetto diretto sull'economia.
3. Il numero di incidenti stradali che coinvolge cinghiali sta aumentando.
4. La caccia non è stata sufficiente a prevenire la crescita delle popolazioni di cinghiali. Comunque, è probabile che senza la caccia il problema sarebbe maggiore.
5. I fatti mostrano che una combinazione di fattori, che comprendono la tendenza alla diminuzione del numero di cacciatori, il cambiamento delle

tecniche di caccia, la riforestazione, l'aumento della disponibilità di cibo (frutti silvestri, campi coltivati), influenzano la crescita della popolazione di cinghiale.

6. E' chiaro che il principale fattore responsabile dell'aumento delle popolazioni di cinghiali in Europa è il cambiamento climatico. Gli inverni miti e le temperature primaverili influenzano fortemente la riproduzione (temperature invernali) e la sopravvivenza dei piccoli (temperature primaverili). Il cambiamento climatico influenza anche la disponibilità di cibo (frutti silvestri e raccolto agricolo) rinforzando gli effetti positivi del cambiamento climatico sulla crescita della popolazione.
7. Il cambiamento delle tecniche agricole ha creato condizioni favorevoli per la crescita della popolazione di cinghiale:
 - a. La disponibilità di più fonti di cibo
 - b. Il riparo e la tranquillità fornito dall'aumento di aree boscate.

Raccomandazioni

1. Creare un database europeo sulle popolazioni di cinghiale. L'attuale mancanza di dati attendibili su scala europea può essere colmata attraverso la collaborazione di comunità scientifiche, di cacciatori e studiosi della natura. Sviluppare metodologie di monitoraggio comuni a livello europeo per ottenere dati oggettivi e confrontarli con quelli presenti (dai carnieri di caccia e studi di ricerca locali) porterebbe ad una migliore gestione delle popolazioni di cinghiale e ad una riduzione delle interazioni negative tra uomo e cinghiale.
2. C'è la necessità di un sostanziale cambiamento delle tecniche di caccia per mantenere la popolazione di cinghiale sotto controllo:
 - a. Un cambiamento nella classe di età target (il 60% dei piccoli sono nati da cinghiali di due anni di età o meno, e meno del 30% da cinghiali di un anno di età) per limitare la crescita della popolazione;
 - b. L'uso di tecniche di caccia più efficaci;
 - c. Ridurre le limitazioni alle battute di caccia durante l'anno;
 - d. Un periodo di caccia più lungo (durante tutto l'anno);
3. Dovrebbe essere autorizzato il foraggiamento artificiale per evitare una maggiore diffusione della popolazione di cinghiale al di fuori dell'ambiente che solitamente occupa, ma dovrebbe essere regolato e coordinato al meglio. E' necessario un approccio scientifico.
4. In vista del cambiamento di comportamento delle popolazioni di cinghiale e delle tecniche agricole le responsabilità devono essere suddivise tra tutti i diretti interessati coinvolti.
5. Le persone dovrebbero avere più facilmente accesso alle informazioni sui potenziali effetti negativi delle interazioni uomo-cinghiale e come evitarli.
6. Dovrebbe aumentare la cooperazione tra il governo, la comunità scientifica, i proprietari terrieri, i cacciatori e i gruppi di studiosi della natura. La stretta collaborazione tra cacciatori e proprietari terrieri è fondamentale per assicurare un aumento delle misure preventive atte ad evitare i danni causati dai cinghiali.
7. Dovrebbero essere sviluppate ed adottate strategie per ridurre i conflitti uomo-cinghiale.
8. Dovrebbero essere forniti migliori meccanismi di supporto ai gestori privati di fauna selvatica (come Wildlife Estate Label).
9. Le raccomandazioni fornite dovrebbero essere combinate prendendo in considerazione la situazione locale per migliorarle.



Bibliografia

- Amici, A., Serrani, F., Rossi, C. M., & Primi, R. (2012). Increase in crop damage caused by wild boar (*Sus scrofa* L.): the "refuge effect". *Agronomy for Sustainable Development* 32: 683-692.
- Andersen, R. and Holthe, V. (2010). Ungulates and their management in Denmark, in *European Ungulates and their Management in the 21st Century*, ed. by Apollonio M, Andersen R and Putman R. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 71 – 85.
- Andersone, Z. and Ozolinš J. (2004). Food habits of wolves *Canis lupus* in Latvia. *Acta Theriol* 49:357–367.
- Andrzejewski, R. and Jezierski, W. (1978). Management of a wild boar population and its effects on commercial land. *Acta Theriologica* 23:309–339.
- Apollonio M., Andersen R., and Putman R. (eds) (2010). *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 604 pp.
- Abner, D. W. and Coblenz, B. E. (1987). Diet, nutrition and conception in feral pigs on Santa Catalina island. *J. Wildlife Manage.* 51: 306–317.
- Baettig, M. 1988. Recherche et étude du sanglier dans la république et canton du Jura. Office des eaux et de la protection de la nature, Saint-Ursanne, Jura, Switzerland.
- Bahr, B. 1996. Ablenken hilft Schaden senken. *Wild & Hund* 17:25–27.
- Baskin, L. and Danell, K. (2003). *Ecology of Ungulates: A Handbook of Species in Eastern Europe and Northern and Central Asia*, Springer Science & Business Media, pp. 15–38.
- Baubet, E. (2007). Alimentation naturelle ou artificielle : quels effets sur la dynamique de populations de sangliers ? *Proceeding of the symposium 'Modalités de gestion du sanglier'*, Reims, 1-2 March 2007: 120-128.
- Baubet, E. C., R., Touzeau and Brandt S. (1997). Les lombriciens dans le régime alimentaire du sanglier (*Sus scrofa* L.) en montagne. (Earthworms in the diet of wild boar). *Mammalia*, 61: 371-383.
- Baubet, E., Vassant, J., Brandt, S. & Maillard, D. (2008). Connaissances sur la biologie du sanglier : Utilisation de l'espace et régime alimentaire. *Colloque Sanglier de Rennes*.
- Berger, F. and Gauville, G. (1994). Une expérience de contrôle de population à fort effectifs en pays Lidois (Dordogne). *Office National de la Chasse, Paris, France. Bulletin Mensuel* 191:79– 87.
- Bieber, C. and Ruf, T. (2005). Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *J Appl Ecol* 42:1203 – 1213.
- Boadella, M., Vincente, J., Ruiz-Fons, F., de la Fuente, J. & Gortázar, C. (2012). Effects of culling Eurasian wild boar on the prevalence of *Mycobacterium bovis* and Aujeszky's disease virus. *Preventive Veterinary Medicine* 107(3): 214–221.
- Boitani, L., Trapanese, P., Mattei, L. & Nonis, D. (1995). Demography of a wild boar (*Sus scrofa*, L.) population in Tuscany, Italy. *Gib. Fuan. Sauv* 12: 109 – 132.
- Boulloire, J. L. (1990). Conséquences de l'importance économique des dégâts de sanglier et de cerfs en milieu agricole sur l'évolution quantitative de ces populations. *International Union of Game Biologists* 16:386–398.
- Braga, C., Alexandre, N., Fernandez-Llario, P. and Santos P. (2010). Wild boar (*Sus scrofa*) harvesting using the espera hunting method: side effects and management implications. *Eur J Wildl Res* 56:465–469.
- Brandt, S. and Baubet, E., Vassant, J. and Servanty, S. (2006). Régime alimentaire du sanglier (*Sus scrofa* L.) en milieu forestier de plaine agricole. *Faune Sauvage*. 273. 20-27.
- Breton, D. (1994). La limitation des dégâts de sanglier par la pose de clôtures électriques dans le département de la Haute-Marne. *Office National de la Chasse, Paris, France. Bulletin Mensuel* 191:96–101.
- Briedermann, L. (1990). *Schwarzwild*. Second edition. VFB Deutscher Landwirtschafts-Verlag, Berlin, Germany.
- Brøseth, H. and Pedersen, H.C. (2000). Hunting effort and game vulnerability studies on a small scale: a new technique combining radio-telemetry, GPS and GIS. *J Appl Ecol* 37:182 – 190.
- Cabanau, L. (2001). *The Hunter's Library: Wild Boar in Europe*. Könemann.
- Cahill, S., Limona, F., Cabañeros, L. and Calomardo, F. (2012). "Characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) habituation to urban areas in the Collserola Natural Park (Barcelona) and comparison with other locations" (PDF). *Animal Biodiversity and Conservation*. 35 (2): 221–233.
- Cahill, S., Limona, F. and Gracia, J. (2003). Spacing and nocturnal activity of wild boar *Sus scrofa* in a Mediterranean metropolitan park. *Wildl Biol* 9 :13 – 33.
- Calderón, J. (1977) El papel de la Perdiz roja (*Alectoris rufa*) en la dieta de los predadores ibéricos. *Doñana, Acta Vertebrata*, 4: 61-126.
- Calenge, C., Maillard, D., and Fouque, C. (2004). Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (*Sus scrofa*) damage to Mediterranean vineyards – *European Journal of Wildlife Research* 50: 112-120.
- Carpio, A. J., Castro-López, J., Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., Vicente, J. & Tortosa, F. S. (2014). Effect of wild ungulate density on invertebrates in a Mediterranean ecosystem. *Animal Biodiversity and Conservation*, 37.2: 115–125
- Carnevali, L., Pedrotti, L., Riga, F. and Toso, S. (2009). Ungulates in Italy. Status, distribution, abundance, management and hunting of ungulate populations in Italy. *Report 2001 – 2005. Biol Conserv Fauna* 117:1-168.
- Cellina, S. (2008). Effects of supplemental feeding on the body condition and reproductive state of wild boar *Sus scrofa* in Luxembourg. *PhD Thesis, University of Sussex*, 81 pp.
- Chaminuka, P., McCrindle, C. M. E. and Udo, H. M. J. (2012). Cattle farming at the wildlife/ livestock interface: assessment of costs and benefits adjacent to Kruger national park, South Africa – *Society & Natural resources: An International Journal* 25: 235-250.
- Chhangani, A. K., Robbins, P. and Monhnot, S. M. (2008). Crop raiding and livestock predation at Kumbhalgarh wildlife sanctuary, Rajasthan India – *Human Dimensions of Wildlife: An International Journal* 13: 305-316.

- Chen, K., Baxter, T., Muir, W. M., Groenen, M. A. and Schook, L. B. (2007). Genetic Resources, Genome Mapping and Evolutionary Genomics of the Pig (*Sus scrofa*). *International Journal of Biological Sciences*, 3(3), 153–165.
- Cleveland, S.M., Hebblewhite, M., Thompson, M. and HENDERSON, R. (2012). Linking elk movement and resource selection to hunting pressure in a heterogeneous landscape. *Wildl Soc Bull* 36:658 – 668.
- Conover, M. R. and Decker, D. J. (1991). Wildlife damages to crops: perceptions of agricultural and wildlife professionals in 1957 and 1987 – *Wildlife Society Bulletin* 19: 46-52.
- Di Nicola, U., Scacchia, M., Marruchella, G. (2015) Pathological and serological findings in wild boars (*Sus scrofa*) from Gran Sasso and Monti della Laga National Park (Central Italy). *Large Animal Review*, Volume 21, Issue: 4, 167-171.
- EEA (2004). *Impacts of Europe's Changing Climate – An Indicator based assessment*. Copenhagen: European Environment Agency/Elsevier.
- ELO (2012). *L'explosion démographique du sanglier en Europe – Enjeux et Défis*. European Landowners Organisation, Brussels, 72 pp
- Engeman, R. M., Maedke, B. K. and Beckerman, S. F. (2002). Estimating deer damage losses in cabbage. *International Biodeterioration & Biodegradation* 49: 205-207.
- Engeman, R. M., Massei, G., Sage, M. and Gentle, M. N. (2013). *Monitoring wild pig populations: a review of methods*. USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications. Paper 1496.
- Erkinaro, E., Heikura, K., Lindgren, E., Pulliainen, E. and Sulkava, S. (1982). Occurrence and spread of the wild boar (*Sus scrofa*) in eastern Fennoscandia. *Mem Soc Fauna Flora Fenn* 58:39 – 47.
- Fernández-Llario, P. (2004). Environmental correlates of nest site selection by wild boar. *Sus scrofa*. *Acta Theriologica* 49: 383–392.
- Fernández-Llario, P., Carranza, J. & Mateos-Quesada, P. (1999). Sex allocation in a polygynous mammal with large litters: the wild boar. *Anim. Behav.* 58: 1079–1084.
- Fournier-Chambrillon, C., Maillard, D. and Fournier, P. (1995). Diet of the Wild boar (*Sus scrofa* L.) inhabiting the Montpellier garrigue. *Ibex J. Mount. Ecol.*, 3: 174-179.
- Fruzinski, B. (1995). Situation of wild boar populations in western Poland. *IBEX Journal of Mountain Ecology* 3:186–187.
- Galindo, I., and Alonso, C. (2017). African Swine Fever Virus: A Review. *Viruses*, 9(5), 103.
- Gamelon, M., Besnard, A., Gaillard, J.M., Servanty, S., Baubet, E., Brandt, S. (2011). High hunting pressure selects for earlier birth date: wild boar as a case study. *Evolution* 65:3100 – 3112.
- Gamelon, M., Douhard, M., Baubet, E., Gimenez, O., Brandt, S. and Gaillard, J.-M. (2013). Fluctuating food resources influence developmental plasticity in wild boar. *Biol Lett* 9:1–4.
- Geisser, H. and Reyer, H.U. (2004). Efficiency of hunting, feeding and fencing to reduce crop damage by wild boars – *Journal of Wildlife Management* 68: 939-946.
- Geisser, H. and Reyer, H.U. (2005). The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). *J. Zool.* 267:89-96.
- Genov, P. (1981a). Significance of natural biocenoses and agroecosystems as the source of food for wild boar (*Sus scrofa* L.). *Ekol. Pol.*, 29: 117-136.
- Genov, P. (1981b). Food composition of wild boar in north-eastern and western Poland. *Acta Theriol.*, 26: 185-205.
- Genov, P.W., Massei, G. and Kostova, W. (1994). Die Nutzung des Wildschweins (*Sus scrofa*) in Europa in Theorie und Praxis. *Z Jagdwiss* 40:263–267.
- Giménez-Anaya, A., Herrero, J., García-Serrano, A., García-González, R., and Prada, C. (2016). Wild boar battues reduce crop damages in a protected area. *Folia Zoologica* 65(3):214-220.
- Giménez-Anaya, A., Herrero, J., Rosell, C., Couto, S. and García-Serrano, A. (2008) Food habit of wild boars (*Sus scrofa*) in a Mediterranean Coastal Wetland. *Food habit of wild boars (Sus scrofa) in a Mediterranean Coastal Wetland*. *Wetlands*, 28 (1): 197-203.
- Glikman, J.A. and Frank, B. (2011). Human dimensions of wildlife in Europe: the Italian way. *Hum Dimens Wildl* 16:368 – 377.
- Greiser-Wilke, I. and Moennig, V. (2004) Vaccination against classical swine fever virus: limitations and new strategies. *Anim Health Res Rev* 5: 223–226.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., Hazebroek, E. and van der Voot, H (1994). Diet and condition of wild boar, *Sus scrofa scrofa*, without supplementary feeding. *J Zool* 233:631–648.
- Guibert, B. (2008). Bilan national de l'indemnisation des dégâts agricoles de sangliers. *Moda- lit.s de gestion du sanglier*, in *Actes du Colloque Reims (Marne)*, 1–2 Mars 2007, ed. by Klein F, Guibert B and Baubet. EFNC-ONCFS, Paris, France, pp. 73–78.
- Guinat, C., Gogin, A., Blome, S., Keil, G., Pollin, R., Pfeiffer, D. U. and Dixon, L. (2016a). Transmission routes of African swine fever virus to domestic pigs: current knowledge and future research directions. *The Veterinary Record*, 178(11), 262–267.
- Guinat, C., Vergne, T., Jurado-Díaz, C., Sánchez-Vizcaíno, JM., Dixon, L., Pfeiffer, DU. (2016b) Effectiveness and practicality of control strategies for African swine fever: what do we really know? *Veterinary Record*. doi: 10.1136/vr.103992
- Hägmark, S. T., Gren, I., Andersson, H., Jansson, G. and Jägerbrand, A. (2014). Costs of traffic accidents with wild boar populations in Sweden. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. Working paper series / Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Economics; 2014:05
- Hahn, N., and Eisfeld, D. (1998). Diet and habitat use of wild boar (*Sus scrofa*) in SW-Germany. *Gibier Faune Sauvage / Game and Wildlife* 15:595–606.
- Hebeisen, C & Fattebert, Julien & Baubet, Eric & Fischer, Claude. (2008). Estimating wild boar (*Sus scrofa*) abundance and density using capture–resights in Canton of Geneva, Switzerland. *European Journal of Wildlife Research*. 54. 391-401. 10.1007/s10344-007-0156-5.
- Heptner, V. G., Nasimovich, A. A., Bannikov, A. G. and Hoffman, R. S. (1988) *Mammals of the Soviet Union*, Volume I, Washington, D.C. : Smithsonian Institution Libraries and National Science Foundation, pp. 19–82
- Herrero, J., García-Serrano, A., Couto, S., Ortunffio, V. M., and García-González, R. (2006). Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *European Journal of Wildlife Research* 52: 245-250.
- Heuzé V., Tran G., Sauvant D., Lessire M., Lebas F., (2017). Rapeseed meal. *Feedipedia*, a programme by INRA, CIRAD, AFZ and FAO
- Holland, E.P, Burrow, J.F., Dytham, C. and Aegerter, J.N. (2009). Modelling with uncertainty: introducing a probabilistic framework to predict animal population dynamics. *Ecol Model* 220:1203 – 1217.
- Hone, J. (2002). Feral pigs in Namadgi National park, Australia: dynamics, impacts and management. *Biol Conserv* 105:231 – 242.
- Howe, T. D. and Bratton, S. (1976). Winter rooting activity of the European wild boar I the Gre- at Smoky Mountains National Park. *Castanea*, 41: 256-264.
- Howe, T., Singer F.J. and Ackerman, B.B. (1981). Forage relationships of European wild boar invading northern hardwood forest. *J. Wildl. Manage.*, 45: 748-754.



- Howells, O. and Edwards-Jones, G. (1997). A feasibility study of reintroducing wild boar *Sus scrofa* to Scotland: Are existing woodlands large enough to support minimum viable populations? *Biol. Conserv.* 81: 77–89.
- Imesh-Bebie', N., Gander, H. and Schnidrig-Petrig, R. (2010). Ungulates and their management in Switzerland, in *European Ungulates and their Management in the 21st Century*, ed. by Apollonio M, Andersen R and Putman R. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 357–391.
- Jansen, A., Luge, E., Guerra, B., Wittschen, P., Gruber, A.D., Lodenkemper, C. (2007). Leptospirosis in urban wild boars, Berlin, Germany. *Emerg Infect Dis* 13:739 – 742.
- Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., Okarma, H. and Ruprecht, A.L. (1992). Wolf predation and snow cover as mortality factors in the ungulate community of the Bialowieża National Park, Poland. *Oecologia* 1:27 – 36.
- Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., Okarma, H., Schmidt, K., Zub, K. and Musiani, M. (2000). Prey selection and predation by wolves in Bialowieża a Primeval Forest, Poland. *J. Mamm.* 81:197–212.
- Jezierski, W. (1977). Longevity and mortality rate in a population of wild boar. *Acta Theriologica* 22:337–348.
- Kaczensky, P., Chapron, G., von Arx, M., Huber, D., Andrn, H., and Linnell, J. (2013). Status, Management and Distribution of Large Carnivores – Bear, Lynx, Wolf and Wolverine in Europe.
- Part 1. [Online]. LCIE, 72 pp. Available: http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/carnivores/pdf/task_1_part1_statusofcineurope.pdf
- Kalisz, S., Spigler, R. B., Horvitz, C. C. (2014). In a long-term experimental demography study, excluding ungulates reversed invader's explosive population growth rate and restored natives. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, DOI: 10.1073/pnas.1310121111
- Keuling, O., Baubet, E., Duscher, A., Ebert, C., Fischer, C., Monaco, A. (2013). Mortality rates of wild boar *Sus scrofa* L. in central Europe. *Eur J Wildl Res* 59:805 – 814.
- Keuling, O., Stier, N., and Roth, M. (2009). Commuting, shifting or remaining? Different spatial utilisation patterns of wild boar *Sus scrofa* L. in forest and field crops during summer. *Mamm- Biol* 74:145–152.
- Koons, David N. (2014). Effects of exploitation on an overabundant species: the lesser snow goose predicament. *Wildland Resources Faculty Publications*. Paper 1498
- Lemel, J., Truvé, J., Söderberg, B. (2003). Variation in ranging and activity behaviour of European wild boar *Sus scrofa* in Sweden. *Wildl Biol* 9:29–36
- Liberg, O., Bergstrom, R., Kindberg, J. and Von Essen, H. (2010). Ungulates and their management in Sweden, in *European Ungulates and their Management in the 21st Century*, ed. by Apollonio M, Andersen R and Putman R. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 37–70.
- Linnell, J.D.C., Swenson, J.E., and Andersen, R. (2001). Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Anim Conserv* 4:345–349.
- Lisjak, I.S. (2014). Slovene Hunting Information System. [Online]. Available: <http://apl.logos.si/LIS/login.aspx>
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. (2004). 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database. *Invasive Species Specialist Group*, Auckland
- Maillard, D. and Fournier, P. (2004). Timing and synchrony of births in the wild boar (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) in a Mediterranean habitat: the effect of food availability. *Galemys* 16:67–74.
- Maillard, D., Gaillard, J.M., Hewison, M., Ballon, P., Duncan, P., Loison, A. et al. (2010). Ungulates and their management in France, in *European Ungulates and their Management in the 21st Century*, ed. by Apollonio M, Andersen R and Putman R. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 441–474.
- Magnusson, M. (2010). Population and management models for the Swedish wild boar (*Sus scrofa*). Second cycle, A1E. Grimsö: SLU, Dept. of Ecology
- Magnien, F. (2017). *Plaidoyer pour le sanglier*. Editions Crépin-Leblond, Chaumont Cedex, France, 191 pp.
- Maréchal, C. (2005). Evaluation de l'impact des Populations de Sanglier sur la Biodiversité Synthèse Bibliographique, Vérification de La Pertinence des Outils Législatifs et de Gestion Elaboration d'une Méthodologie d'étude de Terrain. Région Wallonne Direction de La Coordination de l'environnement & Université de Liège. Unité de Recherches Zoogéographiques
- Marsan, A. and Mattioli, S. (2013). Il Cinghiale (in Italian). Il Piviere (collana Fauna selvatica. *Biologia e gestione*).
- Marsan, A., Schenone, L. and Spanò, S. (1990). Il cinghiale in Liguria. Ed. Regione Liguria, 138 pp.
- Martínez-Jaúregui, M., Arenas, C., Herruzo, A.C. (2011). Understanding long-term hunting statistics: the case of Spain (1972–2007). *Forest Systems* 20(1): 139–150
- Massei, G. and Genov, P. (2004). The environmental impact of wild boar. *Galemys* 16:135 – 145.
- Massei, G., Genov, P.V. and Staines, B.W. (1996). Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriol* 41:307–320.
- Massei, G., Genov, P.V., Staines, B.W. and Gorman, M.L. (1997). Mortality of wild boar in a Mediterranean area in relation to sex and age. *J Zool Lond* 242:394 – 400.
- Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Gačić, D., Šprem, N., Kamler, J., Baubet, E., Hohmann, U., Monaco, A., Ozoliņš, J., Cellina, S., Podgórski, T., Fonseca, C., Markov, N., Pokorný, B., Rossell, C. and Náhlik, A. (2014). Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest. Manag. Sci.*, 71: 492–500.
- Massei, G., Roy, S. and Bunting, R. (2011). Too many hogs? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral pigs. *Hum-Wildl Interact* 5:79 – 99.
- Mattioli, L., Capitani, C., Gazzola, A., Scandura, M. and Apollonio, M. (2011). Prey selection and dietary response by wolves in a high-density multi-species ungulate community. *Eur J Wildl Res* 57:909–922.
- Mauget, R. and Pepin, D. (1985). La puberté chez le sanglier: étude préliminaire du rôle de l'alimentation. Pp. 191–197. In: *Proceedings XVIIth. Congress of the International Union of Game Biologists*, Brussels.
- Mazzoni della Stella, R., Calovi, F. and Burrini, L. (1995). The wild boar management in a province of central Italy. *IBEX Journal of Mountain Ecology* 3:213–216.
- Melis, C., Szafranska, P., Jedrzejewska, B. and Barton, K. (2006). Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *J Biogeogr* 33:803–811.
- Meynhardt, H. (1991). *Wildversorgung, Trophäen und Schaden-sverhütung*. Schwarzwild-Bibliothek 4. Verlag Neumann-Neudamm, Melsungen, Germany.
- Morelle, K., Lehaire, F. and Lejeune, P. (2013). Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. *Nat Conserv* 5:53 – 73 (2013).

- Mur, L., Atzeni, M., Martínez-López, B. (2014). Thirty-five-year presence of African swine fever in Sardinia: history, evolution and risk factors for disease maintenance. *Transboundary and Emerging Diseases* 63: e165–e177.
- Náhlik, A., & Sándor, G. (2003) Birth rate and offspring survival in a free-ranging wild boar *Sus scrofa* population. *Wildlife Biology* 9 (Suppl. 1): 37–42.
- Nores, C., Llana, L. and Álvarez, A. (2008). Wild boar *Sus scrofa* mortality by hunting and wolf *Canis lupus* predation: an example in northern Spain. *Wildl Biol* 14:44 – 51 (2008).
- Okarma, H., Jedrzejska, B., Jederzejewski, W., Krasinski, Z.A. and Milkowski, L. (1995). The roles of predation, snow cover, acorn crop, and man-related factors on ungulate mortality in Bia-lowieza Primeval Forest, Poland. *Acta Theriol* 40:197 – 217.
- Oldfield, C.A. and Evans, J.P. (2016). Twelve years of repeated wild hog activity promotes population maintenance of an invasive clonal plant in a coastal dune ecosystem. *Ecology and Evolution*. 6 (8).
- Oliver, W. L. R. (1993). The Eurasian Wild Pig (*Sus scrofa*). In Oliver, W. L. R., ed., *Pigs, Peccaries, and Hippos – 1993 Status Survey and Conservation Action Plan*, 112–121. IUCN/SSC Pigs and Peccaries Specialist Group
- Oliver, W. and Leus, K. (2008). *Sus scrofa*. IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature. <http://www.iucnredlist.org/initiatives/mammals> Retrieved 6 January 2018.
- Pejsak, Z., Truszczyński, M., Kozak, E., Markowska-Daniel, I. (2014). Epidemiological analysis of two first cases of African swine fever in wild boar in Poland. *Med Weter* 70: 369–372
- Pepin, D., Spitz, F., Janeau, G. and Valet, G. (1986). Dynamics of reproduction and development of weight in the wild boar (*Sus scrofa*) in south-west France. *Mamm. Biol.* 52: 21–30.
- Pérez, E., and Pacheco, L. F. (2006). Damage by large mammals to subsistence crops within a protected area in a montane forest of Bolivia – *Crop Protection* 25: 933–939.
- Piroznikow, E. (1998). The influence of natural and experimental disturbance on emergence and survival of seedlings in an oak-linden-hornbeam (*Tilio-Carpinetum*) forest. *Pol. J. Ecol.*, 46: 137–156.
- Prevot, C. and Licoppe, A. (2013). Comparing red deer (*Cervus elaphus* L.) and wild boar (*Sus scrofa* L.) dispersal patterns in southern Belgium. *Eur J Wildl Res* 59:795 – 803.
- Putman, R. J., Langbein, J., Hewison, A. J. and Sharma, S. K. (1996). Relative roles of density-dependent and density-independent factors in population dynamics of British deer. *Mammal Rev.* 26: 81–101.
- Quirós-Fernández, F., Marcos, J., Acevedo, P., Gortázar, C. (2017). Hunters serving the ecosystem: the contribution of recreational hunting to wild boar population control. *European Journal of Wildlife Research*; 63 (3) DOI: 10.1007/s10344-017-1107-4
- Raisanen, J., Hanson, U., Ullerstig, A., Doshier, R., Graham, L. P., Meier, H. E. M., Samuelson,
- P. and Willen, U. (2004). European climate in the late twenty first century: regional simulations with two driving global models and two forcing scenarios. *Clim. Dynam.* 22: 13–31.
- Riley, S.J., Decker, D.J., Enck, J.W., Curtis, P.D. and Lauber, T.B. (2003). Deer populations up, hunter populations down: implications of interdependence of deer and hunter population dynamics on management. *Ecoscience* 10:455 – 461.
- Rosell, C., Fernández-Bou, M., Camps, F., Boronat, C., Navàs, F., Martínez, M., and Sorolla, A. (2013). Animal–vehicle collisions: a new cooperative strategy is needed to reduce the conflict. In *Proc ICOET 2013 Int Conf on Ecology and Transportation*.
- Rosell, C., Navs, F. and Romero, S. (2012). Reproduction of wild boar in a cropland and coastal wetland area: implications for management. *Anim Biodivers Conserv* 35:209–217.
- Rossi, S., Toigo, C., Hars, J., Pol, F., Hamann, J.L., Depner, K. et al. (2011). New insights on the management of wildlife diseases using multi-state recapture models: the case of classical swine fever in wild boar. *PLoS ONE* 6:e24257.
- Rosvold, J. and Andersen, R. (2008). Wild boar in Norway – is climate a limiting factor? – NTNU Vitenskapsmuseet. *Rapp Zool Ser* 1:1 – 23.
- Rozycka, D, Lim, JM, Trout, RC, Brooks, S. (2015). Have feral boar significantly impacted hazel dormouse populations in Sussex, England? *Folia Zoologica* Vol. 64 No.4 pp.337-341 ref.24
- Saether, B.-E. (1997). Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms. *Trends Ecol. Evol.* 12: 143–149.
- Saez-Royuela, C., and Telleria, J.L. (1986). The increased population of the wild boar (*Sus scrofa*) in Europe. *Mammal Review* 16:97–101.
- Sarasa, M., & Sarasa, JA., (2013). Intensive monitoring suggests population oscillations and migration in wild boar *Sus scrofa* in the Pyrenees. *Animal Biodiversity and Conservation*, 36.1: 79–88.
- Schauss, M. E., Coletto, H. J. and Kutilek, M. L. (1990). Population characteristics of wild pig, *Sus scrofa*, in eastern Santa Carla County, California. *Calif Fish Game* 76: 68–77.
- Scheppers T., De Bruyn L. and Casaer J. (2015). Uittesten van nieuwe monitoringmethoden voor everzwijn – Beknopt overzicht-rapport. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.11344566). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Schlageter, A., and Haag-Wackernagel, D. (2012). Evaluation of an odor repellent for protection of crops from wild boar damage – *Journal of Pest Science* 85: 209–215.
- Schley, L., Dufrêne, M., Krier, A., and 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.
- Schley, L. and Roper, T.J. (2003). Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mamm Rev* 33:43 – 56.
- Schön, T. (2013). The Cost of Having Wild Boar: Damage to Agriculture in South-Southeast Sweden. Umeå: SLU, Dept. of Wildlife, Fish and Environmental Studies
- Servanty, S., Gaillard, J.-M., Ronchi, F., Focardi, S., Baubet, E. and Gimenez, O. (2011). Influence of harvesting pressure on demographic tactics: implications for wildlife management. *J Appl Ecol* 48:835 – 843.
- Servanty, S., Gaillard, J.-M., Togo C., Brandt, S. and Baubet, E. (2009). Pulsed resources and climate-induced variation in the reproductive traits of wild boar under high hunting pressure. *J Anim Ecol* 78:1278–1290.
- Singer, F. J., Swank, W. T. and Clebsh, W. T. (1984). Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *J.Wildl. Manage.*, 48: 464–473.
- Sjarmidi, A. and Gerard, J. (1988). Autour de la systématique et la distribution des suidés. *Monit Zool Ital*, 22:415 – 448.
- Šprem, N., Duduković, D., Keros, T. and Konjević, D. (2013). Wildlife – vehicle collisions in Croatia – a hazard for humans and animals. *Coll Antropol* 37:531 – 535.
- Slovenia Forest Service (2014). Yearly hunting management plans for all Slovene hunting management districts for 2014 (in Slovene). Slovenia Forest Service, Ljubljana, Slovenia.



- Sweitzer, R. A., Van Vuren, D., Gardner, I.A., Boyce, W.M. and Walthman, J.D. (2000). Estimating sizes of wild pig populations in the north and central coast regions of California. *Journal of Wildlife Management* 64:531–543.
- Tierney, T., Cushman, A. and Hall, J. (2006). Temporal Changes in Native and Exotic Vegetation and Soil Characteristics following Disturbances by Feral Pigs in a California Grassland. *Biological Invasions*. 8 (5): 1073–1089.
- Toigo, C., Servanty, S., Gaillard, J.-M., Brandt, S. and Baubet, E. (2008). Disentangling natural from hunting mortality in an intensively hunted wild boar population. *J Wildl Manag* 72:1532 – 1539.
- Trdan, S., and Vidrih, M. (2008). Quantifying the damage of red deer (*Cervus elaphus*) grazing on grassland production in southeastern Slovenia – *European Journal of Wildlife Research* 54: 138-141.
- Udaya Sekhar, N. (1998). Crop and livestock depredation caused by wild animals in protected areas: the case of Sariska tiger reserve, Rajasthan, India – *Environmental Conservation* 25: 160- 171.
- UN-OECE-FAO (2011). State of Europe's forests 2011. Forest Europe Ministerial Conf, Oslo, 14 June 2011. Forest Europe Liaison Office, UN-OECE-FAO, Oslo, Norway.
- Valdmann, H., Andersone-Lilley, Z., Koppa, O., Ozolins, J. and Bagrade, G. (2005). Winter diets of wolf *Canis lupus* and lynx *Lynx lynx* in Estonia and Latvia. *Acta Theriol* 50:521–527.
- Van Vieren, S.E. and Groot-Bruinderink, W.T.A. (2010). Ungulates and their management in the Netherlands, in *European Ungulates and their Management in the 21st Century*, ed. by Apollonio M, Andersen R and Putman R. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 265–183.
- Vassant, J. (1994). Les techniques de prévention des dégâts de sanglier. Office National de la Chasse, Paris, France. *Bulletin Mensuel* 191:90–93.
- Vassant, J. (1997). Le sanglier en France: ces quinze dernières années. Office National de la Chasse, Paris, France. *Bulletin Mensuel* 225:32–35.
- Vassant, J. and Boisaubert, B. (1984). Bilan des expérimentations entreprises en Haut-Marne pour réduire les dégâts de sangliers (*Sus scrofa*) à l'encontre des cultures agricoles. Pages 187–199 in F. Spitz and D. Pépin, technical coordinators. *Symposium International sur le sanglier (International Wild boar symposium)*, Toulouse, France. [
- Veeroja, R. and Männil, P. (2014). Population development and reproduction of wild boar (*Sus scrofa*) in Estonia. *Wildl Biol Pract* 10:17 – 21.
- Vetter, S., Ruf, T., Bieber, C. and Walter, A. (2015) What Is a Mild Winter? Regional Differences in Within-Species Responses to Climate Change, Research Institute of Wildlife Ecology (FIWI) of the Vetmeduni Vienna
- Vial, P.Y. (2012). Etude d'impact du non agrainage sur une population de suidés. *Chasseurs de l'Est* n°126 pages. 10-11.
- Watson, R. T. (2001). *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability (IPCC Report)*. Cambridge: University of Cambridge.
- World Health Organization. (2017). *Global Hepatitis Report 2017*. Geneva: Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO
- Welander, J. (1995). Are wild boar a future threat to the Swedish flora? *Ibex J. Mount. Ecol.*, 3: 165-167.
- Welander J, (2000). Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *J Zool Lond* 252:263-271.
- Wilson, C.J. (2005). *Feral wild boar in England: status, impact and management*. Defra, London, UK.
- Wilson, C.J. (2014). The establishment and distribution of feral wild boar (*Sus scrofa* L.) in England. *Wildl Biol Pract* 10:1-6.
- Wotschikowsky, U. (2010). Ungulates and their management in Germany, in *European Ungulates and their Management in the 21st Century*, ed. by Apollonio M, Andersen R and Putman, R., Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 201-222.
- Wozencraft, W.C. (2005). Order Carnivora. In Wilson, D.E.; Reeder, D.M. *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference* (3rd ed.). Johns Hopkins University Press. pp. 532–628.
- Wywiałowski, A. P. (1996). Wildlife damage to field corn in 1993 – *Wildlife Society Bulletin* 24: 264-271.

