

TOMMASO GUIDI*, BRUNO FOGGI*, SILVIA ARRU*, LORENZO LAZZARO*,
FRANCESCA GIANNINI**

Effetti delle popolazioni di brucatori sulla vegetazione legnosa dell'Isola d'Elba e dell'Isola di Capraia (Arcipelago Toscano – Livorno)

INTRODUZIONE

Gli ecosistemi insulari sono caratterizzati da flore ricche di endemismi, bassa variabilità e reti trofiche semplificate (Chapuis et al., 1995). Questo è particolarmente vero per le isole oceaniche, in cui si può arrivare a una vera e propria mancanza di adeguati sistemi di difesa contro le specie aliene a causa dei processi evolutivi isolati e indipendenti (Van Aarde e Skinner, 1981; Moors e Atkinson, 1984; Atkinson, 1985, 2001; Burger e Gochfeld, 1994). L'introduzione di specie aliene in questi tipi di ecosistemi può essere molto pericolosa in quanto le specie introdotte possono trasformarsi velocemente in specie invasive. La mancanza di competitori naturali, la carenza di sistemi di difesa adeguati nelle specie endemiche e la ricchezza di sostanze nutritive o di cibo disponibile porteranno le specie introdotte a una rapida e solida stabilizzazione (Van Aarde e Skinner, 1981; Moors e Atkinson, 1984; Atkinson, 1985, 2001; Barret e Kohn, 1991; Burger e Gochfeld, 1994; Chapuis et al., 1994; Cronk e Fuller, 1995). Il gruppo di specialisti per le specie invasive di IUCN (Invasive Species Specialist Group) ha definito che l'invasione di specie aliene è considerata una delle cause principali di estinzione negli ecosistemi insulari (DeVos et al., 1956; Vitousek et al., 1957; Groombridge e Jenkins, 2000; McNeely et al., 2001; Veitch e Clout, 2003) ed è stato calcolato che la maggior parte delle estinzioni a livello mondiale avviene in questi ambienti (Honneger, 1981). L'introduzione di mammiferi, in particolar modo di erbivori, è considerata una delle peggiori piaghe per gli ecosistemi insulari in quanto può por-

* *Dipartimento di Biologia Vegetale, Università degli Studi di Firenze*

** *Parco Nazionale Arcipelago Toscano*

tare a una perdita di biodiversità e può causare problemi di desertificazione a causa della perdita di suolo per erosione (Nogales et al., 1992). Nel 2001 la IUCN ha pubblicato una lista delle 100 specie più invasive delle quali 14 sono mammiferi, e fra queste la capra selvatica (*Capra hircus*) è considerata come la maggiore responsabile dei danni inflitti agli ecosistemi insulari di tutto il mondo (Moran, 1996). La IUCN ha riconosciuto l'introduzione della capra selvatica come la principale minaccia per il 26% delle specie insulari classificate "minacciate" (Stone e Al., 1994; Courchamp et al., 2003) e in molti casi le capre sono l'esclusiva causa di estinzione nelle isole (Lucas e Synge, 1978). Campbell e Donlan, (2005) considerano la rimozione della specie aliena come lo strumento più potente e migliore per risolvere questo tipo di problema. Esistono molti metodi di rimozione e una miriade di pubblicazioni mostra i buoni risultati di queste strategie (Campbell e Donlan, 2005; Courchamp et al., 2003, Parkes, 1984). Prima di pianificare un intervento di tale portata è però bene porsi una domanda: quali sono le conseguenze della rimozione delle specie aliene negli ecosistemi insulari? Chourchamp et al., (2003) hanno riconosciuto 3 differenti risultati della rimozione: (i) la rimozione è seguita da una rapida e "spettacolare" ripresa dell'ecosistema danneggiato; (ii) la rimozione non è sufficiente per riportare l'ecosistema danneggiato alla sua forma originale e sono necessarie delle reintroduzioni per le specie estinte; (iii) la rimozione delle specie aliene genera un ulteriore disequilibrio, che si traduce in un danno ancora maggiore per l'ecosistema. Per gli ecosistemi insulari, e in particolare nel caso di endemismi, potrebbe essere impossibile reintrodurre le specie estinte, a causa dell'assenza di una popolazione sorgente dalla quale far arrivare i nuovi individui, e se anche la reintroduzione fosse possibile si avrebbero comunque casi di elevata perdita di variabilità genetica a causa dell'effetto del fondatore. Uno dei principali problemi che seguono la rimozione è l'esplosione incontrollata di altre specie aliene tenute sotto controllo dalla specie rimossa (Klinger et al., 2002). Come si può vedere ci sono tante variabili e interazioni da tenere in considerazione e diventa molto difficile, se non addirittura impossibile, sapere a priori quale può essere la risposta dell'ecosistema alla rimozione. Pertanto si rendono necessari degli studi preliminari mirati a capire come le specie aliene si comportano e quali sono le interazioni tra il disturbo e gli elementi dell'ecosistema ospite. Molti studi hanno dimostrato come ci siano chiare interazioni tra gli animali e il loro "cibo", e queste interazioni si ripercuotono sul rapporto dinamico fra comunità e cibo (Food Communities Dynamics, Naiman, 1988). È noto che gli erbivori, così come i carnivori, possano modificare il comportamento

delle comunità vegetali (o delle prede), inducendo delle strategie nuove e dei cambiamenti nelle composizioni delle comunità (Naiman, 1988). Queste interazioni non hanno effetti diretti sull'ecosistema, ma innescandosi a livello della catena trofica possono riverberarsi sui livelli superiori fino a modificare l'ecosistema stesso, in modo quindi indiretto, sconosciuto e imprevedibile (Elton, 1958; Vitousek, 1986; Zaret e Paine, 1973). Lo studio degli effetti delle comunità animali sulla vegetazione è quindi un importante strumento per la gestione delle comunità vegetali specialmente quando si tratti di animali che vanno a incidere sulla rinnovazione della vegetazione legnosa come nel caso dei brucatori come capre e mufloni.

La prima domesticazione del muflone sembra interessare due razze distinte, una proveniente dall'Afghanistan e una dall'Asia occidentale (Blondel e Aronson, 1999). Da queste molte razze si sono diffuse nelle isole del mediterraneo. La razza che vive nell'Arcipelago toscano appartiene alla specie *Ovis orientalis musimon* (Giusti, 1998) e le popolazioni sono state introdotte dalle amministrazioni locali per scopi venatori negli anni '70 (Giannini et al., 2005). In seguito ai dati dei censimenti riportati da Giannini et al., (2005) è stata stimata per l'Isola d'Elba una densità di circa 10 capi/100 ha e di 11 capi/100 ha per l'Isola di Capraia. Sull'Isola di Capraia, nella zona centro-settentrionale (denominata l'Ovile), è presente, da una decina di anni, anche un gregge di circa 100 capre domestiche allevate che incide su una area di circa 200 ha. In ordine alla necessità di conservare il patrimonio vegetale delle due isole questo studio si pone l'obiettivo di quantificare il danno della popolazione di brucatori sulla vegetazione dell'Arcipelago e descrivere la distribuzione del fenomeno sia temporalmente che spazialmente. Per raggiungere questi obiettivi è stato messo a punto un facile sistema di quantificazione dei danni e i dati sono stati elaborati attraverso un processo informatico di spazializzazione che procede per interpolazioni. Per l'Isola di Capraia si è proceduto anche a stabilire la significatività della presenza delle capre sul danno alla vegetazione.

INQUADRAMENTO AMBIENTALE

Isola d'Elba

Inquadramento del territorio

L'Isola d'Elba si trova nel Mar Tirreno e fa parte dell'Arcipelago Toscano. È l'isola più grande dell'arcipelago (22350 ha), e la terza italiana per estensione, dopo Sicilia e Sardegna. Dista dalla costa toscana 10 km e 50 km dalla costa corsa. Dal 1996, anno di istituzione del Parco Nazionale Arcipelago Toscano,

più del 50% della sua superficie rientra nei suoi confini (Foggi et al., 2006). L'Isola d'Elba ha un contorno frastagliato ed è in prevalenza montuosa, in particolare nell'area occidentale dove è stato effettuato il monitoraggio; in questa zona si trovano i rilievi più elevati dell'arcipelago (monte Capanne, 1018 m s.l.m.). La zona centro-orientale è invece caratterizzata da una morfologia più dolce, con un'altitudine media di circa 107 m s.l.m. (Landi, 1989). La situazione geologica dell'Isola d'Elba è molto complessa, e per semplicità verranno riportati solo dei brevi cenni. L'area viene suddivisa in 5 unità strutturali sovrapposte (Barberi et al., 1969), che presentano basamenti paleozoici, con coperture sedimentarie prevalentemente mesozoiche. Nel Miocene Medio avviene la collisione tra la placca africana con quella euroasiatica, si instaura così un regime compressivo che causa il sovrascorrimento dei 5 complessi. Nel Miocene superiore (7-6 Ma) nel settore occidentale dell'isola avviene l'intrusione del plutone del Monte Capanne. L'area di studio del presente lavoro si colloca in un contesto geologico omogeneo caratterizzato da roccia acida granodioritica (Foggi et al., 2006). L'intero territorio appartiene al macrobioclima Mediterraneo oceanico. La temperatura media annua varia in funzione dell'altitudine e oscilla fra 16,7°C a 0 m s.l.m. e 13°C a 600 m s.l.m. Le temperature medie massime e minime del mese più freddo, sempre in funzione della quota, sono di 12,5°C-8°C a 0 m s.l.m. e 8°C-3°C a 600m s.l.m. (Foggi et al., 2006). Le precipitazioni sono distribuite in modo disomogeneo sul territorio, e aumentano tanto più ci si avvicina al monte Capanne, dove si registrano precipitazioni medie annue che superano i 1000mm, che hanno il loro massimo in autunno e inverno (spesso anche a carattere nevoso) e il loro minimo in estate (Foggi et al., 2006).

Inquadramento vegetazionale

L'Isola d'Elba appartiene alla regione floristica mediterranea, caratterizzata da una vegetazione dominata dalle sclerofille-sempreverdi (Giacomini e Fenaroli, 1958). Dal punto di vista fitogeografico l'isola può essere divisa in due settori, uno orientale, maggiormente affine a quello ligure-provenzale, e uno occidentale, che presenta delle affinità sistematiche al settore sardo-corso (Arrigoni et al., 2003; Foggi et al., 2006). La vegetazione potenziale è in gran parte da riferirsi alla foresta di sclerofille sempreverdi mediterranee a dominanza di *Quercus ilex*. In particolare si assiste alla presenza di due varianti: al lecceta termofila, con la compartecipazione di *Quercus suber*, e la lecceta mesofila mediterraneo montana di tipo sardo-corso (Foggi et al., 2006). Nel-

le stazioni più impervie, con territorio più strettamente rupicolo e roccioso, dove non è possibile la formazione di un suolo forestale, la vegetazione più evoluta è ricondotta a un arbusteto pulvinato mediterraneo neomontano a dominanza di *Genista desoleana*. Queste formazioni si trovano generalmente alle quote più elevate in corrispondenza delle formazioni rocciose, ma talvolta scendono verso valle quando le condizioni di degradazione non consentono lo svilupparsi della lecceta.

Isola di Capraia

Inquadramento del territorio

L'Isola di Capraia è situata nell'Arcipelago Toscano, a 53 km dalla costa italiana e 26 km dalla costa corsa. La sua superficie è di 19,72 Km²; la lunghezza massima dell'isola è 8 km e la sua larghezza massima è di 4 km (Foggi e Grigioni, 1999). Il paesaggio è prevalentemente montagnoso, tranne che per due piccole aree pianeggianti ubicate in "Piana dello Zenobito" e "I Piani". La montagna più alta dell'isola è il Monte Castello (445m) che appartiene alla catena montuosa che attraversa l'isola da nord a sud (Foggi e Grigioni, 1999). Capraia è interamente costituita da rocce magmatiche originate in due differenti cicli eruttivi (Foggi e Grigioni, 1999); alcuni depositi alluvionali sono presenti nei pressi della cala di Porto vecchio e nella zona "I Piani". Il clima di Capraia è tipicamente mediterraneo con estati calde e asciutte e inverni freddi e piovosi.

Inquadramento vegetazionale

Dal punto di vista fitogeografico l'isola appartiene al settore sardo-corso (Foggi et al., 2001; Arrigoni et al., 2003). La vegetazione consiste in un mosaico di tipi vegetazionali appartenenti alla serie della foresta di sclerofille sempreverdi a dominanza di *Quercus ilex*. Nelle zone pianeggianti delle sellette della catena montuosa, soprattutto nelle zone dello "Stagnone", "Sella dell'Acciatore" e "Gli Stagnoli" sono presenti formazioni vegetazionali fortemente azonali denominate "stagnetti temporanei" (Foggi e Grigioni 1999), che si formano in condizioni ambientali molto particolari. Si trovano in zone di apertura della macchia interessate da correnti umide ascensionali provenienti dal mare che condensano la propria umidità su di uno strato muscinale; questo porta alla formazione di

piccole parcelle umide che ospitano specie rare ed endemiche (Foggi e Grigioni, 1999).

MATERIALI E METODI

Area di studio

Le aree di studio sono state individuate valutando i dati di distribuzione dei mufloni derivanti dai censimenti (Giannini et al., 2005) unitamente all'esplo-
rabilità del territorio attraverso la rete sentieristica.

Isola d'Elba

Per l'Isola d'Elba l'area di studio è ubicata nella zona occidentale dell'isola, e comprende la parte settentrionale del monte Capanne fino al mare. È situata all'interno del Parco Nazionale e si estende a nord dai paesi di S. Andrea, Marciana marina e Marciana fino a chiudersi a sud con la cima del monte Capanne. Ha una forma vagamente triangolare, a ovest confina con il Monte Giove e Serraventosa e a est con l'abitato di Poggio. Ha una superficie di circa 6000ha e un'escursione altimetrica che va da 100m a 1018m s.l.m.. La vegetazione presente, derivata da Foggi et al. (2006) è descritta secondo 15 tipologie vegetazionali (fra parentesi viene riportato il codice di ogni tipologia utilizzato nelle elaborazioni):

- Bosco di leccio mesofilo.
- Bosco di leccio termofilo.
- Bosco di castagno.
- Bosco di latifoglie artificiali.
- Macchia a erica.
- Macchia a ginestra di spagna.
- Macchia a Genista desoleana.
- Macchia a erica e cisto.
- Cespugliati.
- Macchia a cisto.
- Macchia a lentisco.
- Bosco di rupe e vallone.
- Canneto.
- Rimboschimenti.
- Zone rupestri.

Le 15 tipologie vegetazionali sono descritte nella carta della vegetazione in scala 1:10000 derivata da quella pubblicata in scala 1:25000 da Foggi et al., (2006).

Capraia

Sull'Isola di Capraia l'area di studio comprende quasi tutta la parte settentrionale dell'isola, fino al monte Scopa, è delimitata a ovest dalla catena montuosa e a sud si spinge fino al monte Arpagna. I tipi di vegetazione individuati all'interno dell'area di studio sono quelli descritti da Foggi e Grigioni (1999):

- Cisteto.
- Erico Cisteto.
- Ericeto.
- Erico-Arbuteto.
- Lecceta.
- Altro.

Anche in questo caso i tipi di vegetazione sono stati riassunti in una carta della vegetazione in scala 1:10000 ottenuta da quella pubblicata da Foggi e Grigioni (1999) in scala 1:25000.

Strategia di campionamento

Il disegno sperimentale prevede la selezione di plot di 10m x 10m in modo random stratificati in accordo ai tipi di vegetazione cartografati. Il numero di plot per ogni tipo di vegetazione (strato) è stato calcolato uguale a 1‰ della superficie dello strato. La stratificazione in base alla vegetazione è ritenuta utile per poter poi elaborare il dato quantificando il danno per ogni tipo di vegetazione e poter fare delle predizioni sulle differenze fra essi. Sulla base della carta della vegetazione in scala 1:10000 e con l'impiego del tool Spatial Analyst di Arcgis 9.2 i plot sono stati scelti in modo completamente casuale. Il campionamento è stato condotto con ripetizioni stagionali per avere un dato elaborabile per ogni stagione in modo da poter delineare anche dei trend stagionali, e per garantire la massima casualità della scelta e per coprire in modo più omogeneo l'area di studio, i plot sono stati risSelected per ogni stagione. Per l'Isola d'Elba, per ogni stagione, sono stati campionati 100 plot, per un totale di 1100 plot (11 stagioni di campionamento). A Capraia sono

stati campionati 72 plot per ogni stagione, per un totale di 288 plot (4 stagioni di campionamento). Per Capraia sono stati utilizzati i dati di un solo anno di campionamento, mentre gli anni effettivi di lavoro sul campo sono stati due. Il primo anno di campionamenti è stato sfruttato per tarare il metodo di rilevamento, e i dati ottenuti da queste stagioni non sono stati inseriti nell'analisi. Sul campo il primo obiettivo è stato quello di individuare il plot con un sistema GPS. Una volta delimitato il plot si procedeva all'acquisizione dei dati. Prima era stimata la copertura totale della vegetazione, poi veniva stilato l'elenco delle specie legnose e per ognuna di esse ne veniva stimata la copertura; la somma delle coperture di tutte le specie era sempre uguale a 100. Questo è servito per poter poi confrontare tipi di vegetazione con copertura totale diversa per la natura del tipo di vegetazione stesso (ad esempio nel confronto fra l'ericeto e la vegetazione di rupe); è stato soprattutto necessario per non sottostimare il danno di tipi di vegetazione con bassa copertura e sovrastimare il danno di tipi di vegetazione con elevata copertura, essendo il valore di danno calcolato in base alla copertura (la formula per calcolare il danno del plot è mostrata di seguito). Una volta estratti i dati di copertura si procedeva con la quantificazione del danno. Il danno sulla vegetazione si manifestava in 2 diverse modalità: (i) danni da alimentazione, riconoscibili attraverso l'amputazione con margine leggermente sfilacciato delle porzioni vegetali degli individui; (ii) danni comportamentali, che si manifestano attraverso scortecciamenti dei fusti legnosi. Spesso l'aspetto generale degli individui brucati è significativamente diverso da quelli non brucati, come accade per *Olea europea*, i cui fusti si accorciano e si ispessiscono in seguito alla brucatura. Per stimare e quantificare il danno è stata istituita una scala lineare di valutazione divisa in 10 classi che descrivono un danno di intensità crescente più la classe 0 di danno nullo. È stata fatta particolare attenzione sul campo a mantenere la scala lineare (ogni livello della scala è multiplo del livello 1). Ogni livello della scala corrisponde a specifiche caratteristiche di danno riconoscibili sul campo, la quantificazione è stata fatta osservando ogni individuo per ogni specie presente nel plot e assegnando ad ogni individuo il valore della scala in base al danno mostrato.

Il valore di danno per ogni specie è stato calcolato con la seguente formula, dove n è il numero di individui della specie i -esima, rc è il valore di copertura della specie i -esima e x è il valore di danno dell'individuo i -esimo della specie i -esima:

VALORE DI DANNO PER LA SPECIE:

$$\frac{\left(\sum_{i=1}^n x_i \right)}{n} \times rc$$

Seguendo questa formula è stata calcolata la media del danno di ogni individuo per ogni specie e moltiplicato questa per il suo valore di copertura. I valori di danno di ogni specie vengono usati per calcolare il danno del plot. Questo è stato calcolato secondo la seguente formula, dove n è il numero di individui della specie j -esima, rc è il valore di copertura della specie j -esima e x è il valore di danno dell'individuo i della specie j -esima, e m è il numero di specie del plot:

VALORE DI DANNO DEL PLOT:

$$\sum_{j=1}^m \left[\frac{\left(\sum_{i=1}^n x_{i,j} \right)}{n} \times rc_j \right]$$

Questa formula non è altro che la sommatoria di tutti i valori di danno delle specie del plot.

Per la vegetazione arborea è stato utilizzato un sistema di rilevamento leggermente diverso. Il plot è stato diviso in 2 strati, uno strato basso, fino a 2 metri di altezza, e uno strato alto, sopra 2 metri di altezza. Questa soglia è stata fissata attraverso delle osservazioni sul campo come altezza massima raggiungibile dal muflone ergendosi sulle zampe posteriori. La divisione in strati è necessaria per evidenziare i danni sulla rinnovazione del bosco. Se lo strato fosse unico, essendo il danno ponderato sulla copertura, la bassa copertura del sottobosco verrebbe mascherata dal danno nullo delle piante adulte. Durante la quantificazione del danno globale del plot i due strati vengono riuniti e il calcolo viene effettuato secondo la formula riportata. Come base per le elaborazioni è stata creata una matrice che mostra i valori di danno dei singoli plot rilevati per ogni tipo di vegetazione sulle righe e sulle colonne le stagioni di rilevamento divise per anno in questo senso:

primavera, estate, autunno e inverno. Per ogni stagione è stata calcolata la media di tutti i valori di danno plot per tipi di vegetazione, in modo da ottenere un valore di danno stagionale, per ogni habitat. Sono stati effettuati 2 anni di campionamento completi.

Analisi statistica

Per analizzare i dati e costruire dei trend è stata impiegata un'analisi della varianza dei dati. Essendo le distribuzioni dei dataset non normali e i campioni sbilanciati si è ricorsi alla routine DISTLM proposta da Anderson (2004). La routine DISTLM (Anderson, 2004) interpreta un disegno di tipo MANOVA in termini di una regressione. È stato utilizzato il software DISTLM v.5 (Anderson, 2004), che effettua un'analisi di regressione multivariata di qualsiasi matrice di distanze simmetrica attraverso un test che procede per permutazioni, come descritto da McArdle e Anderson (2001). L'obiettivo di DISTLM è di effettuare un test a permutazioni con l'ipotesi nulla di nessuna differenza tra le matrici X e Y sulla base della misura di distanza scelta (nel nostro caso è stata scelta la Distanza Euclidea) (MacArdle e Anderson, 2001). Questa routine permette di gestire disegni sperimentali sbilanciati e con distribuzioni non normali. Nel nostro caso il disegno sperimentale è una Two – Ways Anova Ortogonale con entrambi i fattori Fixed. Le matrici di similarità sono state create usando la Distanza Euclidea tra le osservazioni e la significatività è stata definita attraverso 4999 permutazioni, nel nostro caso si è scelto le permutazioni di tipo Montecarlo. Seguendo questa procedura è stato stimato l'effetto dei singoli fattori e della loro interazione. I fattori coinvolti nell'analisi sono "Habitat", inteso come tipi di vegetazione, e "Tempo", inteso come stagionalità. Per questa analisi si sono usati i dataset che comprendevano repliche complete di ogni stagione. Le matrici di similarità non sono state costruite partendo dai dati grezzi, ma elaborandoli. Per il monte Capanne sono state mantenute tutte le tipologie per l'analisi dell'interazione dei fattori, mentre per l'analisi del fattore "Tempo" sono state mantenute solo alcune tipologie di habitat: Boschi di Leccio mesofili, Boschi di Castagno, Macchie a dominanza di *Erica arborea*, Macchie a dominanza di *Genista desoleana*, Cisteti, Rimboschimenti, Vegetazione di rupe. Solo questi habitat presentavano un numero di repliche sufficiente a condurre delle analisi statistiche. Per l'Isola di Capraia sono state inserite nell'analisi tutte le tipologie tranne la lecceta, perché presentava un solo plot di campionamento per ogni stagione. Per testare la significatività delle differenze tra le medie dei danni di ogni stagione è

stato impiegato un test non parametrico che confronta gruppi di osservazioni indipendenti (Test di Kruskal – Wallis) (Siegel e Castellan, 1988). L'analisi IDW è lo strumento da noi utilizzato per spazializzare i dati raccolti e creare delle carte tematiche che illustrino come il fenomeno si distribuisce sul territorio. È un'analisi di tipo raster effettuata con un tool di Spatial Analysis del software ArcGis 9.2, la rasterizzazione è stata fatta su celle della stessa dimensione del plot (10 x 10 m). I valori reali sono quelli delle celle all'interno delle quali cadono i plot campionati. Alle celle vuote sono stati assegnati dei valori di danno stimati attraverso l'interpolazione dell'intorno di celle che hanno al loro interno un plot di campionamento. Il valore delle celle vicine ha un peso maggiore nella stima rispetto alle celle più lontane. Una volta che ogni cella ha il suo valore stimato si procede con la realizzazione della carta tematica. Si sceglie una scala di colori che meglio descrive il fenomeno (vedi legende delle figure). In questo modo si individuano le zone più colpite, si vede bene come il disturbo è distribuito sul territorio, e leggendo la scala di colore alla quale sono associati i valori di danno plot corrispondenti si riesce ad avere un'informazione quantitativa sull'intensità dei danni. Le carte ottenute, contenendo tutti i rilevati, indipendentemente dall'anno e dalla stagione, illustrano come il danno si distribuisce mediamente sul territorio. Sull'Isola di Capraia si è tentato di valutare anche l'effetto delle capre sul danno rilevato. Per fare questo sono stati selezionati casualmente 99 plot nella zona dove l'effetto delle capre e dei mufloni si sovrapponeva (nella zona dell'ovile) e 99 plot nella zona frequentata esclusivamente dai mufloni (Monte Arpagna). Il test impiegato per verificare la significatività delle differenze fra i due dataset (test U di Mann-Whitney) è un confronto non parametrico fra gruppi indipendenti di dati (Siegel e Castellan, 1988).

RISULTATI

Isola d'Elba

L'analisi DISTLM ha dato risultati significativi per quanto riguarda l'interazione dei fattori ($p < 0,01$). Procedendo con l'analisi dei singoli fattori si è visto che solo gli habitat boschivi (leccete mesofile, castagneti e rimboschimenti) e le macchie a erica (fig. 1) habitat presentano un trend di danno stagionale statisticamente significativo, mentre gli altri hanno dato non significatività nelle differenze di danno tra le varie stagioni. Questo suggerisce che il muflone predilige in termini stagionali solo alcune tipologie, mentre per le altre non presenta alcuna preferenza. Per quanto riguarda

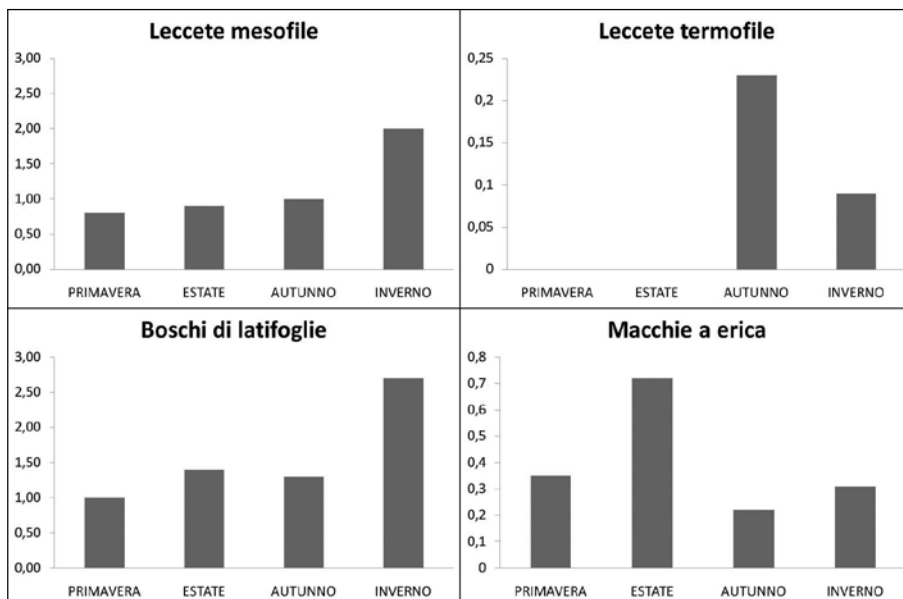


Fig. 1 *Trend stagionale del danno nei tipi di vegetazione dell'Isola d'Elba per i quali l'analisi è risultata significativa. 101: Boschi di leccio mesofili; 102: Boschi di leccio termofili; 107: Boschi di latifoglie artificiali; 301: Macchia a erica*

le differenze tra gli habitat nelle varie stagioni si osserva una significatività statistica solo per l'inverno e l'autunno. Questo si traduce in una selettività di habitat da parte del muflone in queste due stagioni, mentre in estate e primavera non sembra prediligere un habitat rispetto all'altro. Nella tabella 1 sono riportati i risultati dei test statistici effettuati, con i relativi valori di p (soglia di significatività $\alpha=0,05$, in grassetto sono riportati i valori di p significativi). In figura 2 è illustrato l'entità di danno complessivo durante le quattro stagioni. Le differenze tra le medie dei danni nelle 4 stagioni sono risultate significative ($p < 0,01$) al Kruskal-Wallis test. La figura 3 mostra i risultati dell'analisi IDW. Questa carta illustra come il fenomeno si distribuisce quantitativamente nell'area di studio. Il valore di danno è espresso cromaticamente con una scala di grigio da quello chiaro (danno minimo) a quello scuro (danno massimo).

Isola di Capraia

L'interazione fra i fattori habitat e tempo è risultata altamente significativa ($p = 0,0002$). Per capire se era il livello "EA" (i danni dell'erico-arbusteto) a

FATTORE		p ($\alpha=0,05$)
Interazione habitat		0.0312
	Primavera	0.6522
	Estate	0.1366
	Autunno	0.0112
	Inverno	0.0006
Tempo	101	0.0124
	104	0.008
	301	0.0088
	306	0.0602
	409	0.2256
	711	0.0264
	6111	0.1196

Tab. 1 Risultati dell'analisi Distlm per l'Isola d'Elba. In grassetto i dati significativi

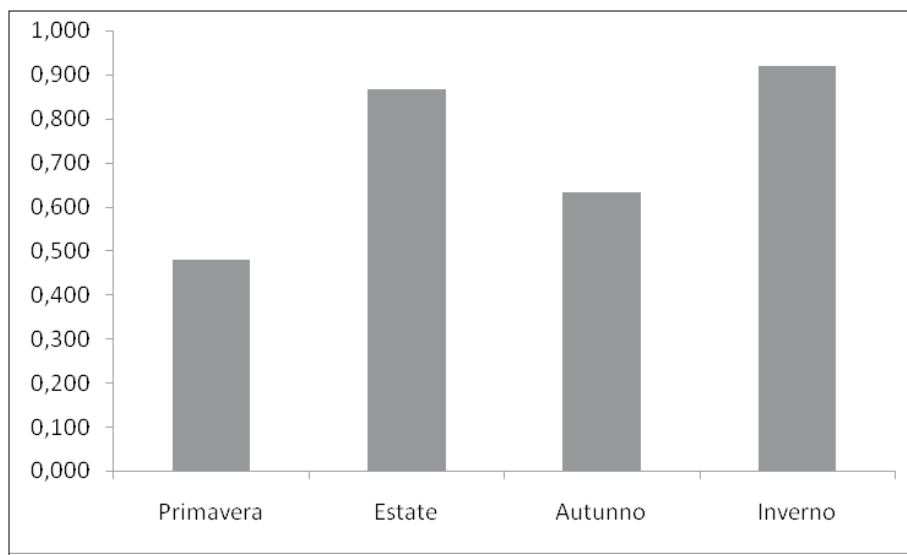


Fig. 2 Danno complessivo nelle quattro stagioni per l'Isola d'Elba

guidare il pattern, come suggerirebbe il grafico, l'analisi è stata condotta di nuovo eliminando questo tipo di vegetazione, ma l'interazione è risultata di nuovo significativa ($p < 0,001$), e quindi la significatività dell'interazione è

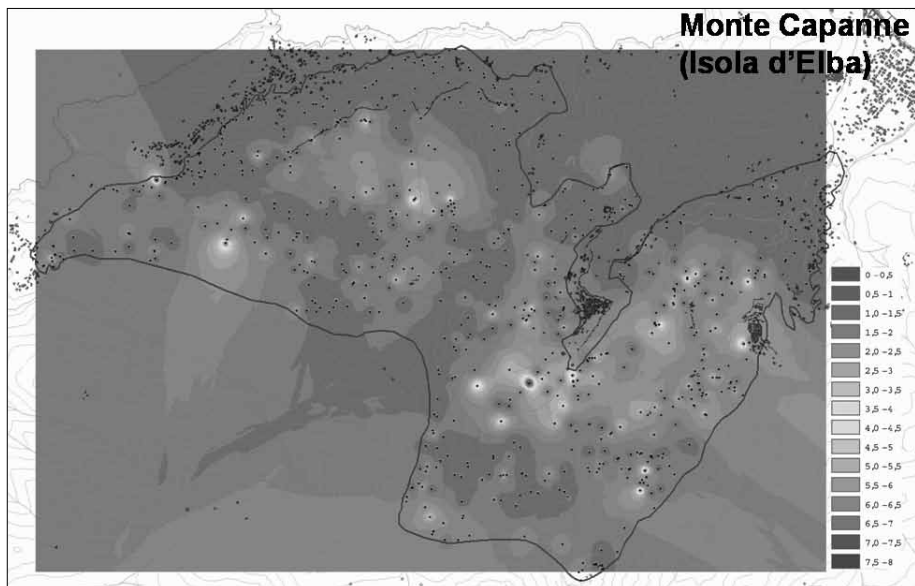


Fig. 3 Carta di distribuzione del danno, analisi IDW Isola d'Elba. Il grigio scuro indica il danno minimo e grigio chiaro indica il danno massimo. In nero gli hotspots di danno

caratteristica del dataset intero e non è dovuta al comportamento dei danni in un tipo di vegetazione. Vista la significatività dell'interazione, l'effetto dei due fattori, "tempo" e "vegetazione" sono stati anche in questo caso testati separatamente. L'effetto del fattore "tempo" è risultato molto significativo per tutti i tipi di vegetazione ($p < 0,01$), a eccezione del mosaico "Altro" (A), per il quale le repliche erano poche. Questa significatività si traduce anche in questo nello sfruttamento differenziale delle risorse nelle varie stagioni. Il test per il fattore "Vegetazione" risulta significativo solo per l'inverno ($p < 0,01$), e in questa stagione i danni al Cisteto (C) risultano "anomali", e probabilmente sono questi a dare significatività al test; per le altre stagioni risulta sempre non significativo, indice di una non preferenza del muflone per un habitat rispetto all'altro nell'ambito della stessa stagione (fig. 4). La figura 5 mostra un leggero trend del danno che cresce dall'estate all'autunno fino a raggiungere un massimo in inverno, per poi decrescere verso la primavera. Le differenze tra le medie dei danni di ogni stagione sono risultate significative ($p < 0,001$) al Kruskal-Wallis test. Il test U di Mann-Whitney per valutare gli effetti delle capre è risultato fortemente significativo ($p < 0,001$). In figura 6 è mostrato il risultato dell'analisi IDW per l'Isola di Capraia.

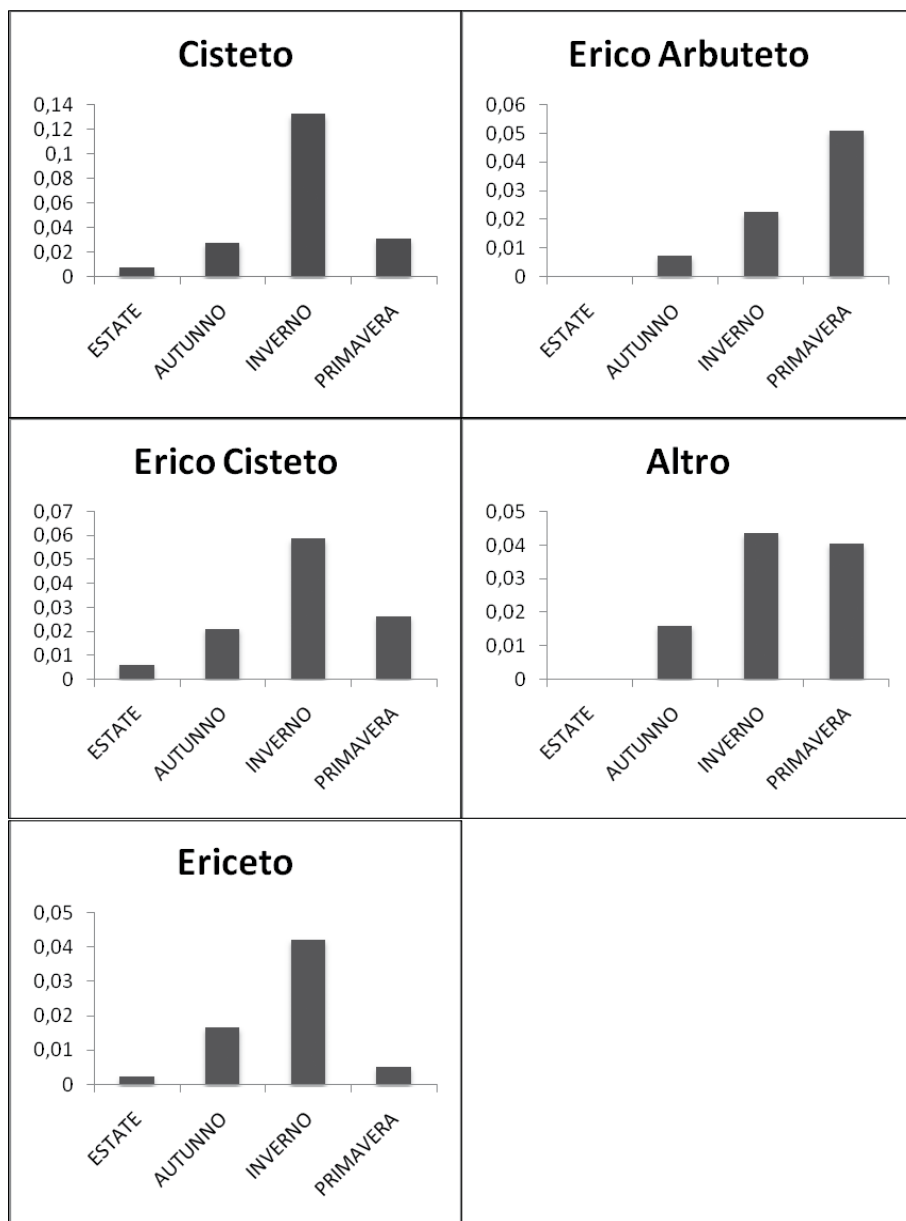


Fig. 4 *Trend stagionale del danno nei 5 tipi di vegetazione dell'Isola di Capraia*

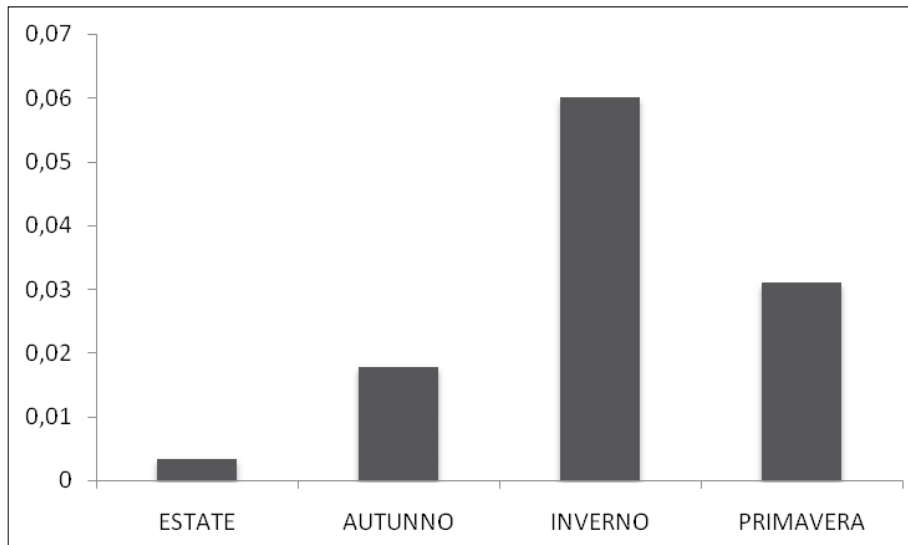


Fig. 5 Danno complessivo nelle quattro stagioni per l'Isola di Capraia

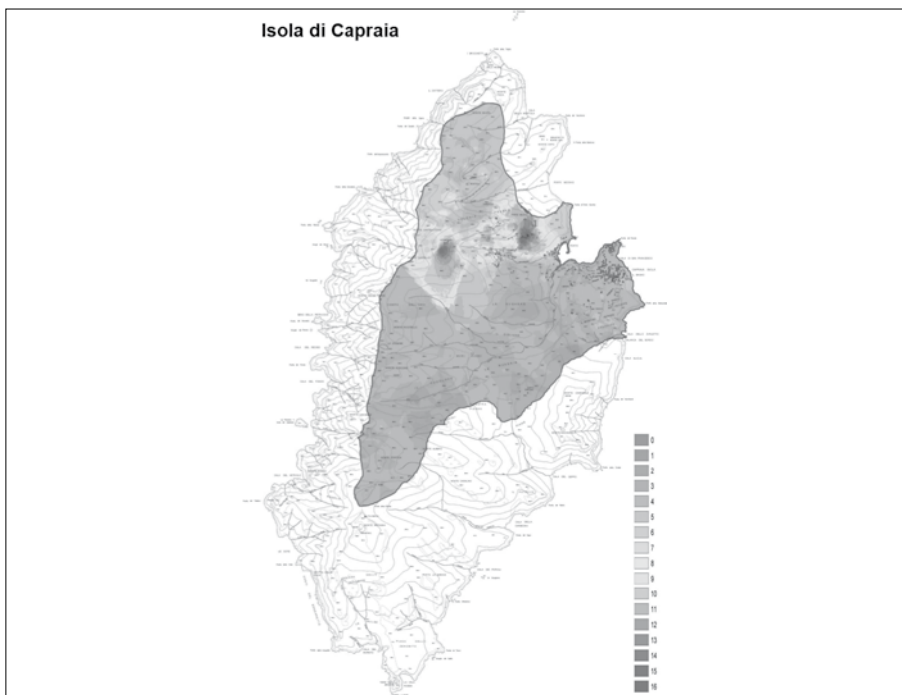


Fig. 6 Carta di distribuzione del danno, analisi IDW Isola di Capraia. Il grigio chiaro indica il danno minimo e grigio scuro indica il danno massimo

DISCUSSIONE

In genere, almeno per l'Isola d'Elba, si delinea un trend di danno uniforme per tutte le tipologie, indice del fatto che i mufloni utilizzano risorse diverse a seconda della stagione. Se si osservano i grafici dei boschi di leccio e di castagno si vede come abbiano un andamento esattamente opposto, pur essendo entrambi due habitat molto estesi e che condividono lo stesso spazio sul territorio. Questo può essere interpretato come una preferenza stagionale del muflone per questi due habitat: mentre nei mesi caldi si ciba principalmente delle essenze del bosco di castagno, nei mesi freddi si sposta nelle leccete. Questo comportamento è giustificato dalla disponibilità stessa delle risorse: mentre in estate le latifoglie sono molto più appetite, e disponibili, per il loro contenuto di acqua del mesofillo, in inverno sono presenti solo le specie sempreverdi. Valori di danno stranamente elevati si ritrovano nei boschi di latifoglie artificiali; questi sono dovuti alla presenza di una specie straordinariamente appetita, *Ruscus aculeatus*. Questa specie abbondante nel sottobosco di questo habitat, viene brucata con valori di danno estremamente alti (-8) e quindi fa innalzare la media del danno per questo tipo di vegetazione. Entrambi gli habitat di rupe, sia la vegetazione di rupe *sensu stricto* che la macchia a dominanza di *Genista desoleana* presentano elevati valori di danno in estate, questo può essere tradotto in un allontanamento della popolazione dalle zone più frequentate dal turismo. In questo periodo è ipotizzabile che i mufloni tendano a rifugiarsi nelle zone rupestri del monte Capanne, facendo registrare un innalzamento del danno negli habitat tipici di queste zone.

La figura 2 mostra il danno medio per ogni stagione sempre per l'Isola d'Elba. Questo grafico riassume come il danno varia durante l'anno, si vede infatti come il danno sia elevato in estate, a carico dei boschi di latifoglie, soprattutto castagno, e negli habitat delle cime del Capanne, e in inverno, a carico delle formazioni sempreverdi.

Per l'Isola di Capraia è interessante osservare i grafici delle figure 4 e 5 nei quali si delinea un trend di danno attraverso le stagioni. Questo raggiunge il minimo in estate, cresce in autunno fino a un massimo in inverno e poi decresce fino al minimo primaverile. La spiegazione a questo andamento è riconducibile a due fattori principali: l'ecologia dei sistemi Mediterranei e la biologia del brucatore. Il decremento del danno in primavera è strettamente correlato al ritmo vegetativo degli ecosistemi mediterranei nei quali l'attività delle piante legnose inizia in autunno, cresce durante l'inverno e decresce fino al minimo estivo. In primavera il fabbisogno proteico viene soddisfatto dall'abbondante disponibilità di piante erbacee, specialmente di legumino-

se, e di conseguenza il consumo di essenze legnose si riduce (Sfougaris et al., 1991) e in estate la disponibilità di cibo si riduce in corrispondenza del minimo vegetativo. Le femmine di muflone vanno in calore da settembre a dicembre (Mottl, 1960) e in questo periodo i maschi si scontrano nei combattimenti rituali per l'accoppiamento (Perco, 1983). Il periodo fra dicembre e marzo è il periodo dei parti (Perco, 1983), e in particolare a Capraia questi avvengono nei mesi di febbraio e marzo. In questo periodo, e specialmente nei mesi invernali, le femmine devono accumulare riserve energetiche per affrontare il parto e il successivo periodo di allattamento che durerà fino a luglio (Shackleton e Haywood, 1985; Fiesta-Bianchet, 1998). Queste fasi della riproduzione del muflone riflettono esattamente quelle delle capre, e infatti in estate termina il periodo di allattamento e c'è una pausa nel ciclo biologico dei brucatori. Quando il periodo dei combattimenti e della riproduzione iniziano, in autunno, il danno sale, e in inverno, quando le femmine si preparano al parto e al periodo di allattamento, il valore di danno raggiunge i valori massimi.

Il test per gli effetti del fattore "vegetazione" è risultato non significativo, questo significa che a Capraia i mufloni non mostrano selettività per i tipi di vegetazione.

I risultati di Elba e Capraia per le preferenze alimentari sembrano in disaccordo fra loro perché mentre nella prima situazione i mufloni presentano selettività per gli ambienti, nella seconda i test per questa caratteristica danno esito negativo. Questo però risulta corretto e logico se si pensa all'ecologia della vegetazione delle due isole. Sull'Isola d'Elba si hanno tipi di vegetazione che si comportano in modo diverso (i castagneti hanno un comportamento tipicamente continentale sentendo come stagione avversa l'inverno mentre i boschi di leccio e le macchie hanno invece un comportamento più mediterraneo) giustificando una sorta di alternanza nelle preferenze in termini stagionali, mentre a Capraia la vegetazione è tipica mediterranea, quindi con un ritmo vegetativo uniforme, che porta a un'oscillazione stagionale del consumo ma non alla preferenza fra un habitat rispetto all'altro.

I risultati dell'Isola d'Elba sono in parziale accordo con i lavori di Sfougaris et al., (1991) effettuati su alcune isole del mar Egeo. L'autore registrava un danno minimo sulle specie legnose in estate, in accordo alla loro scarsa disponibilità, o appetibilità, durante il periodo estivo (stagione avversa in ambiente mediterraneo). Nel nostro caso si ha un riscontro parziale in questo, in quanto si osserva questo comportamento per le formazioni spiccatamente mediterranee (macchie a erica e cisto, leccete mesofile e termofile, macchie a cisto), ma per le formazioni di castagno si registra un trend esattamente op-

posto. I risultati dell'Isola di Capraia sono invece pienamente in accordo con i lavori di Sfougaris et al. (1991), essendo gli ecosistemi molto più simili dal punto di vista ecologico-climatico.

La figura 3 mostra i risultati dell'analisi IDW per l'Isola d'Elba. Da una prima lettura si nota come il fenomeno sia uniformemente distribuito sul territorio senza zone particolarmente colpite. Si individuano due principali *Hot Spots* di danno, nella zona orientale dell'area di studio (nei pressi del centro abitato di Poggio) e nella parte centro orientale (nei pressi dell'abitato di Marciana, nella stazione della gabinovia del monte Capanne). Entrambe queste zone sono effettivamente caratterizzate da un carico di brucatura maggiore, ma i danni particolarmente elevati sono dovuti alla presenza di due specie di sottobosco molto appetite, *Ruscus aculeatus*, per i boschi di latifoglie artificiali della zona orientale, e *Ilex aquifolium* dei boschi di castagno di Marciana. Queste due specie, con valori di danno prossimi ai massimi della scala, fanno innalzare il livello di danno per queste formazioni, traducendosi sulla mappa come zone pesantemente interessate dal fenomeno.

La figura 6 mostra i risultati dell'analisi IDW per l'Isola di Capraia. Si evidenziano due zone di danno molto elevato. Al centro di queste aree si trovano l'ovile dove vengono allevate le capre (area di destra) e la zona della "Lavanderia" (area di sinistra) dove le capre vanno ogni giorno a pascolare, e la fascia che collega queste due zone (anch'essa mostra un danno marcato) è il percorso che abitualmente il gregge fa per spostarsi da un posto all'altro. Le capre sono libere di spostarsi su tutta l'isola ma si è visto che preferiscono stare in queste due zone. Il resto dell'isola mostra un danno uniformemente distribuito e che si mantiene su valori prossimi allo zero. Questa situazione ci ha permesso di testare se la brucatura delle capre ha un effetto significativo sulle differenze di intensità della brucatura. I risultati del test U di Mann-Whitney (Siegel e Castellan, 1988) mostrano che l'effetto delle capre è molto significativo e nella realtà il paesaggio "visitato" dal gregge appare molto degradato e trasfigurato. In accordo con le analisi possiamo affermare che a Capraia il danno sulla vegetazione dipende sicuramente dalla cattiva gestione delle capre.

Se si confrontano le due immagini risultate dall'IDW si nota come sia caratteristica dei mufioni instaurare una sorta di equilibrio con le risorse alimentari. Infatti, il danno è sempre molto basso e uniformemente distribuito, come se tendessero a minimizzare il disturbo distribuendolo il più possibile sul territorio. Tendenza opposta la mostrano le capre che invece occupano in modo massiccio piccole aree che vengono sfruttate fino al completo degrado.

In accordo con Papanastasis et al. (2008), «La predilezione delle capre» e dei mufloni «per la vegetazione legnosa fanno di loro degli strumenti dal valore incalcolabile per la conservazione di macchie e boschi». Inoltre nel passato sono state applicate delle severe norme restrittive per il numero dei brucatori (FAO, 1964), e negli ultimi anni vari autori (i.e. Papanastasis, 1986; Torrano e Valderrabano, 2005) hanno suggerito che i brucatori possono essere benefici per l'ambiente mediterraneo se opportunamente allevati. Una gestione che tende a mantenere un paesaggio eterogeneo incrementerà e diversificherà la produzione di foraggio (Liacos et al., 1980; Papachristos et al., 1997); eliminando il problema dello sfruttamento intensivo e monospecifico delle risorse si assicura un elevato numero di habitat naturali e si rafforza il valore estetico del paesaggio.

I risultati di questo lavoro dovrebbero essere presi in considerazione dalle amministrazioni locali quando si presenterà la scelta della gestione o dell'eradicazione di questi brucatori.

RIASSUNTO

Sull'Isola d'Elba e sull'Isola di Capraia sono presenti due popolazioni di muflone (*Ovis orientalis musimon*) introdotte negli anni '70 per scopi venatori. Lo scopo di questo lavoro è quello di quantificare i danni sulla vegetazione legnosa attraverso una scala di valutazione creata *ad hoc*. Il secondo obiettivo è quello di descrivere come il fenomeno si manifesta sul territorio, attraverso la spazializzazione dei dati raccolti impiegando una *IDW analysis*. Si è potuto descrivere un trend stagionale dei danni che riflette la disponibilità delle risorse e si sono evidenziati degli *Hot Spots* di danno, che per i mufloni si mantengono bassi in tutte e due le aree di studio. Per Capraia si evidenzia una concentrazione di danni dovuta alle capre nell'area dell'Ovile.

ABSTRACT

Effects of the browsers populations on the Mediterranean maquis in the Capraia and Elba Islands (Tuscan Archipelago, Northern Mediterranean, Italy). On the islands of Elba and Capraia live two populations of Mouflon (*Ovis orientalis musimon*) introduced in '70 by local Administration for hunting, furthermore in Capraia were locate 100 goats. The first aim of this work is to evaluate and estimate the damages of these two browsers on woody vegetation by the mean of an evaluation ranking system. The second purpose is to describe how the browsing damage spreads in the study area employing *IDW analysis*. A seasonal trend of damage was described that reflect the availability of food, hot spots of damage were located on the study area. As results the damage values determined by mouflon remain low and uniformly spread on the territory but, in Capraia, that of goat result very high and concentrate in a very little area.

BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON M.J. (2004): *DISTLM v.5: a FORTRAN computer program to calculate a distance-based multivariate analysis for a linear model*, Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- ARRIGONI P.V., BALDINI R.M., FOGGI B., SIGNORINI M.A. (2003): *Analysis of the floristic diversity in the Tuscan Archipelago for conservation purposes*, «Boccone», 16 (1), pp. 245-259.
- ATKINSON I.A.E. (2001): *Introduced mammals and models for restoration*, «Biol. Cons.», 99, pp. 81, 96.
- ATKINSON I.A.E. (1985): *The spread of commensal species of *ratus* to oceanic islands and their effect on island aviofaunas*, in MOORS P.J. (ed.), *Conservations of Island Birds*, 3, ICBP Technical Publication, pp. 35-81.
- BARBERI F. (1995): *Note illustrative della carta geologica d'Italia, scala 1:100000*, Foglio 126 Isola d'Elba, Min. Ind. Comm. e Art., Roma, pp. 41.
- BARRETT S. C. H., KOHN J.R. (1991): *Genetic and evolutionary consequences of a small population size in plants: implications for conservation*, in FALK D.A., HOLSINGER K.E. (eds), *Genetics and conservation of rare plants*, Benjamin-Cummings, Menlo Park, CA, pp. 125-151.
- BLONDEL J. ARONSON J. (1999): *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*, Oxford University Press, Oxford.
- BURGER J., GOCHFELD M. (1994): *Predation and effects of humans on islands-nesting sea-birds. In Seabirds on Islands*, in NETTLESHIP D.N., BURGER J., GOCHFELD M. (eds), *Threats, Case Studies and Action Plans*, 1, Birdlife Conservation Series, pp. 39-67.
- CAMPBELL K., DONLAN C.J. (2005): *Feral goats eradication on islands*, «Cons. Biol.», 1362-1374.
- CHAPUIS J.L., BERNARD G., BIORET F., LEBOUVIER M., PASCAL M. (1995): *L'eradicazione des espèces introduites, un préalable à la restauration des milieux insulaires. Cas des îles Françaises*, «Natures- Sciences-Sociétés», 3, pp. 51-65.
- CHOURCHAMP F., CHAPUIS J.-L. (2003): *Mammal invaders on islands: impact control, control and control impact*, «Biol. Rev.», 78, pp. 347-383.
- CRONK Q.C.B., FULLER J.B. (1995): *Plant invaders*, Chapman & Hall, London.
- DE VOS A., MANVILLE, R.H., VAN GELDER R.G. (1956): *Introduced mammals and their influence on native biota*, «Zoologica», 41, pp. 163-194.
- ELTON C.S. (1958): *The ecology of invasions by animals and plants*, J. Wiley & sons, New York (NY).
- FAO (1964): *Report on the policies of goat husbandry in the Mediterranean region and Middle East*, PEAT/192. Rome, Italy.
- FESTA-BIANCHET M. (1988): *Seasonal range selection in bighorn sheep: conflicts between orage quality, forage quantity and predator avoidance*, «Oecologia», 75, pp. 580-586.
- FOGGI B., CARTEI L., PIGNOTTI L., SIGNORINI M. A., VICIANI D., DELL'OLMO L., MENICAGLI E. (2006): *Il paesaggio vegetale dell'Isola d'Elba (Arcipelago Toscano) Studio di fitosociologia e cartografico*, «Fitosociologia», 43 (1), Suppl. 1, pp. 3-121.
- FOGGI B., GRIGIONI A. (1999): *Contributo alla conoscenza della vegetazione dell'isola di Capraia (Arcipelago toscano)*, «Parlatorea», 3, pp. 5-33.
- FOGGI B., GRIGIONI A., LUZZI P. (2001): *La Flora dell'Isola di Capraia (Arcipelago Toscano): aggiornamento, aspetti fitogeografici e di conservazione*, «Parlatorea», 5, pp. 5-53.

- GIACOMINI F., FENAROLI L. (1958): *La flora*, Collana «Conosci l'Italia», vol. II, Touring Club Italiano, Milano.
- GIANNINI F., FOGGI B., FERROGLIO E., MAURI L., VARUZZA P. (2005): *Monitoraggio delle popolazioni di muflone nel Parco Nazionale Arcipelago Toscano*, Atti del convegno "Il muflone: esperienze di ricerca nelle aree protette", 3 dicembre 2005, Seravezza (LU).
- GIUSTI F. (1998): *Il muflone a Capraia: un'immissione inopportuna*, «Il Quaderno della Torre», anno IV, febbraio, pp. 10-11.
- GROOMBRIDGE B., JENKINS M.D. (2000): *Global biodiversity: earth's living resources in the 21st century*, United Nations Environmental Programme. World Conservation Monitoring Centre, and World Conservation Press, Cambridge, UK.
- HONNEGER R.E. (1981): *List of amphibians and reptiles either known to have become extinct since 1600*, «Biol. Cons.», 19, pp. 141-158.
- KLINGER R.C., SCHUYLER P. & STERNER J.D. (2002): *The response of herbaceous vegetation and endemic plant species to the removal of feral sheep from Santa Cruz Island, California*, in Veicht C.R., Clout M.N. (eds.), *Turning the tide; the eradication of invasive species*, IUCN, Gland (CH).
- LANDI S. (1989): *Flora e ambiente dell'isola d'Elba*, Ed. Azzurra.
- LIACOS L.G., PAPANASTASIS V.P., TSIOUVARAS C.N. (1980): *Contribution to the conversion of Kemes oak brushlands to grasslands and comparison of their productions with improved brushlands in Greece*, (in Greek with English abstract), «Dasiki Erevna», 1, pp. 97-141.
- LUCAS G., SYNGE H. (1978): *The IUCN plan red data book*, World Conservation Union, Morges, Switzerland.
- MCCARDLE B.H., ANDERSON M.J. (2001): *Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis*, «Ecology», 82 (1), pp. 290-297.
- MCNEELY J.A., MOONEY H.A., NEVILLE L.E., SHEI P., WAAGE J.K. (2001): *A global strategy on invasive alien species*, World Conservation Union, Gland, CH.
- MOORS P.J., ATKINSON I.A.E. (1984): *Predation on seabirds by introduced animals, and factors affecting its severity*, in CROXALL J.P., EVANS P.G.H., SCHREIBER R.W. (eds), *Status and conservations of world's seabirds*, «ICBP Technical Publication», 2, pp. 667-690.
- MORAN R. (1996): *The flora of Guadalups Island, Mexico*, «Mem. Calif. Acad. Sc.», 19, pp. 1-190.
- MOTTL S. (1960): *Mufloni Zver*, S. Z. N., Prague.
- NAIMAN R. J. (1988): *Animal influences on ecosystem dynamics*, «Biosciences», 38, pp. 750-752.
- NOGALES M., MARRERO M., HARNANDEZ E.C. (1992): *Efectos de las cabras cimarronas (Capra hircus L.) en la flora endemica de los pinares de Pajonales, Ojeda e Inagua (Gran Canaria)*, «Botà. Macar.», 19-20, pp. 79-86.
- PAPACHRISTOS T.G., PLATIS P.D., PAPANASTIS V.P. (1997): *Forage production and small ruminant grazing responses in Mediterranean shrublands as influenced by the reduction of shrub cover*, «Agroforestry Syst.», 35, pp. 225-238.
- PAPANASTASIS V.P. (1986): *Integrating goats into Mediterranean forests*, «Unasilva», 154, pp. 44-52.
- PAPANASTASIS V.P., YIAKOULAKI M.D., DECANDIA M., PAPANASTIS-DINI O. (2008): *Integrating woody species into livestock feeding in the Mediterranean areas of Europe*, «Anim. Feed Sc. Techn.», 140, pp. 1-17.
- PARKES J.P. (1984): *Feral goats on Raoul Island. I. Effect of control methods in their density, distribution, and productivity*, «New Zealand J. Ecol.», 7, pp. 85-94.

- PERCO F. (1983): *Ungulati*, Carlo Lorenzini Editore.
- SCHACKLETON D., HAYWOOD J. (1985): *Early mother-young interactions in California big-horn sheep, Ovis canadensis californiana*, «Can. J. Zool.», 63, pp. 868-875.
- SFOUGARIS A. I., NASTIS A. S., PAPAGEORGIOU N. K. (1991): *Food resources and quality for the introduced Cretan wild goat or agrimi Capra aegagrus cretica on Atalandi Island, Greece, and implications for ecosystem management*, «Biol. Cons.», 78 (3), pp. 239-245.
- SIEGEL S., CASTELLAN N. J. JR (1988): *Nonparametric Statistics for The Behavioral Sciences*, 2nd ed. McGraw-Hill Inc., New York, NY.
- STATSOFT, INC. 2007. *STATISTICA (Data analysis software system), version 8.0* URL: <http://www.statsoft.com>.
- STONE P.A., SNELL H.L., SNELL H.M. (1994): *Behavioral diversity as biological diversity: introduced cats and lava lizard wariness*, «Cons. Biol.», 8, pp. 569-573.
- TORRANO L., VALDERRABANO J. (2005): *Grazing ability of European black pine understory vegetation by goats*, «Small Rumin. Res.», 28, pp. 253-263.
- VAN AARDE R.J., SKINNER J.D. (1981): *The feral cat population at Marion Island: characteristics, colonization and control*, «Coll. Ecosyst. Subantariques», 51, C.N.F.R.A., Paimpont, pp. 281-288.
- VEITCH C.R., CLOUT M.N. (2003): *Turning the tide: the eradication of invasive species*, IUCN SSC Invasive Specialist Group. IUCN, Gland, CH and Cambridge, UK.
- VITOUSEK P.M. (1986): *Biological invasions and ecosystem properties: Can species make difference?*, in Mooney H.A., *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, Springer – Verlag, New York (NY), pp. 163-176.
- ZARET T.M., PAINE R. T. (1973): *Species introduction in a tropical lake*, «Science», 182, pp. 449-455.

