

**Atti della conferenza
“LA GESTIONE DEL PATRIMONIO
NATURALISTICO ITALIANO
DEGLI ULTIMI DECENNI”**



Roma, 22 maggio 2023
Coordinatore scientifico: Giuliano Russini



PER RESTARE SEMPRE INSIEME

DIMOSTRAGLI IL TUO AMORE CON IL MICROCHIP

Il microchip è il modo migliore per ritrovare il tuo amico a quattro zampe in caso di smarrimento.

E allora cosa aspetti?

Se il tuo cane o il tuo gatto non lo hanno ancora, recati dal tuo veterinario o al servizio veterinario pubblico competente per territorio, per identificarlo e iscriverlo in anagrafe degli animali d'affezione!

COS'È IL MICROCHIP E A COSA SERVE?

- Il microchip, obbligatorio per legge per il cane e presto anche per il gatto, è un piccolo dispositivo elettronico che identifica il tuo amico a quattro zampe e lo lega a te in maniera unica. L'identificazione con microchip di cani, gatti e furetti è inoltre obbligatoria per poter acquisire il passaporto europeo, per recarsi all'estero.
- Non temere per la sua salute: l'inserimento del microchip è sicuro e indolore!
- Il certificato di iscrizione nell'anagrafe degli animali d'affezione è la sua "carta d'identità". Ricordati di portarlo sempre con te!

È un'iniziativa del Ministero della Salute in collaborazione con LAV



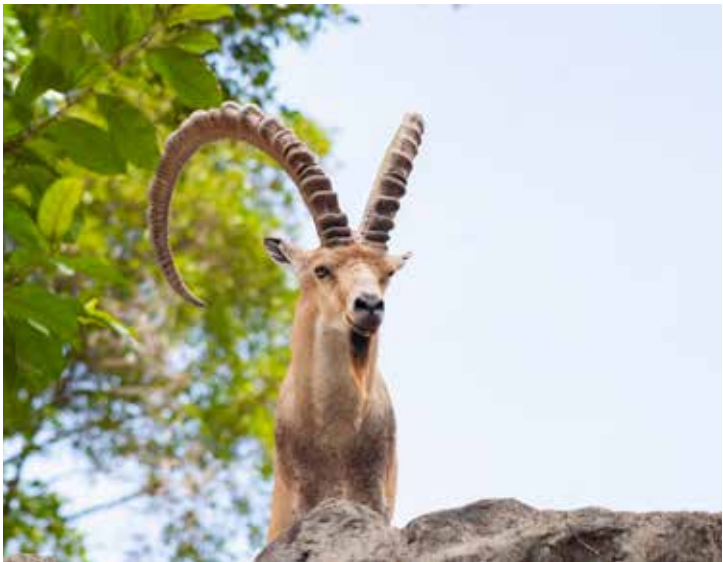
Ministero della Salute



Informati su www.salute.gov.it e www.lav.it

Sommario

- 5 **La gestione del patrimonio naturalistico italiano degli ultimi decenni**
di Giuliano Russini
- 8 **L'isola di Montecristo: un ambiente dalle caratteristiche uniche**
di Franco Tassi
- 16 **I ratti dell'isola di Montecristo. L'etica nella biodiversità**
di Rosario Fico, Kevin Cianfaglione, Marco Masseti, Giuliano Russini
- 30 **Verso una ecologia più attenta alle dinamiche degli ecosistemi**
di Kevin Cianfaglione



- 34 **Un ponte tra selvatico e domestico. il caso del muflone alle isole Hawaii e la razza black hawaiian sheep**
di Alessio Zanon
- 42 **Sulla recente gestione del patrimonio naturalistico delle isole italiane**
di Marco Masseti
- 54 **Recenti tendenze della zoologia dei vertebrati in Italia**
di Marco Masseti
- 62 **La cattura meccanica degli animali e il danno negli ungulati**
di Cristina Marchetti





© Manoj Kumar Tuteja/shutterstock.com

LA GESTIONE DEL **PATRIMONIO NATURALISTICO ITALIANO** DEGLI ULTIMI DECENNI

Introduzione al numero speciale dedicato alla biologia ambientale

di **Giuliano Russini***

La conferenza “La gestione del patrimonio naturalistico italiano degli ultimi decenni” una giornata studio dedicata a Rachel Carson, dello scorso 22 maggio 2023, tenutasi nell’aula congressi della sede centrale della Federazione Nazionale degli Ordini dei Biologi (FNOB) nella giornata dedicata alla Biodiversità, ha avuto l’obiettivo di aprire un’approfondita riflessione su basi scientifiche sulla necessità di rivedere diversi concetti e metodiche che sono alla base della gestione del patrimonio naturalistico italiano (parchi naturali, riserve, oasi etc.), appannaggio in Italia specifico dell’ISPRA e pochi altri gruppi tecnici ed accademici, ove l’Italia in quanto membro recepisce le linee guida della UE, linee guida che andrebbero ridiscusse alla luce delle nuove conoscenze scientifiche.

I relatori invitati, biologi (zoologi, botanici, ecologi), naturalisti e veterinari con un CV di elevato spessore e anni di esperienza su campo, hanno poi costituito con il favore della FNOB, un comitato tecnico-scientifico che nei mesi successivi al congresso ha avuto l’onore e il desiderio di analizzare decine e decine di articoli presenti in letteratura scientifica di settore peer reviewed e, di progetti LIFE degli ultimi 20 e passa anni prodotti in Italia, con fondi Nazionali ed Europei, dimostrando che l’intento con cui nacque tale congresso non era poi così estremista, poiché vedremo negli articoli

pubblicati su questo numero speciale del Giornale dei Biologi (GdB), che la FNOB ha voluto produrre, verranno a galla diversi aspetti che dal punto di vista scientifico instillano il dubbio riguardo le motivazioni e sui criteri utilizzati in molti progetti LIFE che sono stati svolti negli ultimi decenni, non ultimo Life LetsGo Giglio (riguardo la piccola popolazione di mufloni presenti sull’isola del Giglio, o forse non più, perché o soppressa, o spostata previa castrazione dei suoi individui maschi, il che equivale in termini riproduttivi e genetici alla soppressione fisica) e che in alcuni casi, vedi l’Isola di Montecristo che è Riserva Naturale Biogenetica dello Stato Italiano, con il progetto Life-Montecristo 2010, finanziato con circa 1,6 milioni di euro, vide disperse via elicottero su tutta la superficie dell’isola, oltre 14 tonnellate di esche contenenti “brodifacoum”, un veleno rodenticida noto per essere persistente nell’ambiente ed altamente tossico anche per gli organismi acquatici. Con il Life-Montecristo 2010 l’idea dell’Ente Parco dell’Arcipelago Toscano (EPAT) all’epoca, era di eradicare il Ratto nero o comune (*Rattus rattus* Linnaeus, 1758) presente a Montecristo dall’epoca dei Romani, con l’obiettivo di salvaguardare una unica specie di uccello marino, la Berta minore mediterranea (*Puffinus yelkouan* Acerbi, 1827), non curanti degli effetti disastrosi che tale intervento avrebbe avuto sull’ecosistema dell’isola e non solo, facendo uso di esche avvelenate lanciate dall’elicottero, determinando, come gli autori degli articoli qui pubblicati mostrano, analizzando i dati prodotti dalle pubblicazioni dell’Ente Parco, dall’ISPRA, dalle strutture collaterali coinvolte e dalla letteratura scientifica nazionale e internazionale, un vero e proprio “disastro ambientale”, le cui ripercussioni sono ancora oggi presenti.

* Responsabile tecnico-scientifico per gli ambienti Terrestri e delle Acque Interne del Coordinamento Nazionale dei Biologi Ambientali (CNBA), organo della FNOB.

Il caso del progetto Life LetsGo Giglio è stata la classica goccia che ha fatto traboccare il vaso (alla luce di pregressi Life che avevano già mostrato diverse lacune, come verrà descritto dagli scriventi), non solo perché aveva come fine principalmente l'eradicazione di un piccolo nucleo di ungulati (mufloni) lì presenti perché portati dall'uomo (Life che coinvolgeva anche una specie di anfibio, una di testuggine, conigli e una pineta di una certa longevità), più specificamente intorno al 1955 da quattro grandi biologi naturalisti i Professori Alessandro Ghigi, Augusto Toschi, Renzo Videsott ed il Professor Ugo Baldacci a scopo puramente "conservazionistico", ovvero per proteggere i mufloni, ma anche perché ha mostrato come l'EPAT e gli enti di natura scientifica (lo stesso ISPRA) coinvolti come la DREAm Italia, che dovrebbero essere guidati dalla scienza, perseguendo la "verità", alla base di tutte le loro azioni, hanno invece del tutto ignorato il dialogo e le voci contrarie a tale eradicazione, levatesi da altrettanti autorevoli biologi (zoologi, botanici, ecologi, biologi marini, entomologi, ornitologi) e veterinari, addirittura liquidando come superflua e poco attendibile una pubblicazione su una rivista scientifica peer reviewed nella quale si dimostra l'unicità genetica dei mufloni del Giglio e il valore ancestrale del loro genoma "Diversity (Barbato M., Massetti M., et al. Islands as Time Capsules for Genetic Diversity Conservation: The Case of the Giglio Island Mouflon, vol.14, issue 8, 28 July, 2022)", invece che controbatterla con dati alla mano a loro volta, con una pubblicazione che la inficiasse, come la scienza richiede in ogni suo campo.

L'articolo pubblicato su Diversity ha definito questa comunità di mufloni del Giglio come: "risorsa genetica inestimabile e insostituibile". Inoltre, tale patrimonio faunistico è di importanza storica, paesaggistica e culturale nell'habitat in questione.

Secondo lo studio scientifico citato: "i mufloni del Giglio sono portatori di varianti (sia aplotipi mitocondriali, che varianti nucleari), non presenti altrove, le quali caratterizzano la popolazione locale di mufloni in termini genetici e mostrano un'integrità (purezza) genetica, priva da contaminazioni con razze domestiche, non rilevata in altre popolazioni dell'Europa continentale".

I mufloni del Giglio, quindi, presentano caratteri genetici ormai assenti nella popolazione di origine, cioè quella sarda, caratteri che dovevano essere ancora presenti al momento della costituzione dell'attuale popolazione gigliese e che si sono mantenuti nel nuovo nucleo così costituito. Per di più, i mufloni del Giglio rappresentano un frammento dell'eredità genetica presente nei progenitori neolitici, trasferiti anticamente in Sardegna dall'Anatolia. Questa autenticità, genetica e geografica, andrebbe (o andava) preservata.

Se da un lato la popolazione di mufloni sardi è protetta dalla Legge, non solo per una diminuzione numerica della

popolazione, ma anche per la vulnerabilità associata alla perdita dell'originale diversità genetica, nel caso dei mufloni dell'isola del Giglio, l'abbattimento, la sterilizzazione chirurgica e la cattura, con l'intervento dall'Ente Parco Nazionale Arcipelago Toscano (EPAT) in collaborazione con la DREAm Italia e l'avallo dell'ISPRA, ha provocato danni a questo importante bacino genetico, con la soppressione sino ad oggi di oltre cento individui e la sterilizzazione di molti altri.

Il proseguimento dell'eradicazione dei mufloni del Giglio comporterebbe la perdita della diversità genetica di questa specie. I relatori della conferenza e autori degli articoli su questo numero speciale del GdB, chiedono di rivedere le pratiche di eradicazione presenti nei progetti Life, avviando un programma di recupero biologico e genetico, per garantire la sopravvivenza di questo nucleo di mufloni che è stato originariamente costituito con "finalità non venatorie, ma esclusivamente scientifico-conservazionistiche" e di rivedere a livello sia Europeo che Nazionale i concetti di specie "aliena", e "paraautoctona", poiché spesso vengono fatti coincidere volutamente con aspetti economico-gestionali non coerenti con la realtà e con caratteristiche di "invasività" che non sono rappresentative della biologia della specie in oggetto (vedi mufloni), per cui non accettabili, come la letteratura scientifica mondiale discussa in questi articoli dimostrerà e che tali procedure non siano sempre appannaggio di pochi, che esercitano una egemonia impossibile da mettere in discussione, anche per voce di scienziati e tecnici altrettanto autorevoli e che la pensano in modo diverso, dati alla mano.

Nessuno mette in dubbio che, se una specie vegetale, o animale, avente una origine biogeografica diversa dal luogo dove si trova (specie "allogena") in un dato momento, se oltre che a riprodursi presenta una strategia r-K o selezione r-K dominante (è un modello teorico che descrive la dinamica attraverso la quale una popolazione di una determinata specie cresce e si afferma in un ecosistema, E.O. Wilson, R. MacArthur, 1967), nei confronti di una o più specie autoctone, quindi ha una capacità invasiva che va a detrimento delle specie "autoctone", non debba essere dapprima gestita ove possibile, poi contrastata, o eradicata (si pensi a diversi fitopatogeni xilofagi e fitofagi alloigeni, o artropodi come



© kasakphoto/shutterstock.com

i gamberi di fiume (*Faxonius limosus* e *Procambarus clarkii*), pesci d'acqua dolce (*Lepomis gibbosus*, *Misgurnus anguillicaudatus*, *Cyprinus carpio* e *Pseudorasbora parva*), o il calabrone asiatico (*Vespa velutina*), o che non debba essere contrastata una invasione di *Locusta* del deserto nella forma gregaria (*Schistocerca gregaria* (Forskål, 1775), ma non sempre una specie animale (invertebrata o vertebrata) e vegeta-

le (crittogama, fanerogama) allogena è altamente invasiva e questo invece viene quasi sempre utilizzato come "motivo fondamentale" alla base di molti progetti Life; come accennato Life LetsGo Giglio è stato un esempio eccellente (ma lo stesso Life-Montecristo 2010), ove i mufloni coinvolti oltre la unicità genetica prima descritta, presentano un tasso riproduttivo basso e hanno causato danni in quasi 80 anni di permanenza sull'isola per circa 1300 euro totali (euro più euro meno), ed essendo una specie erbivora non è pericolosa per l'essere umano!

Un ulteriore discriminante oltre l'invasività per una specie alloctona, che deve essere seriamente e onestamente monitorato, affinché sia lecita una procedura di eradicazione è la presenza di qualche tipo di infezione e infestazione che possa avere conseguenze sulla popolazione domestica degli animali da reddito (o per le piante autoctone spontanee e di allevamento, nel caso di specie vegetali allogene), da compagnia autoctoni (anche se molte razze di cani e gatti presenti nelle nostre case non sono autoctone), quindi con natura di "zoonosi" o addirittura poter essere pericolosa per l'essere umano, quindi con natura di "epizootia" o "epizootia", connotata dal salto di specie. I concetti di specie "aliena" e "paraautoctona" questo ultimo tipicamente italiano, andrebbero ampiamente rivisti se non del tutto eliminati e creati di nuovi, almeno per la paraautoctona e applicati evitando di associarvi sempre fenomeni invasivi che non sono spesso corrispondenti.

D'altronde, cosa che spesso viene dimenticata anche volutamente, gli ecosistemi e i biotopi e le biocenosi (zoocenosi e fitocenosi), che li compongono, sono dinamici e mutano nel tempo e nello spazio; la fauna e la flora di un determinato habitat in Italia oggi è ben diversa da quella non solo di 10.000 anni fa, ma anche solamente di 200 anni fa. Le piante e gli animali si muovono attraverso corridoi ecolo-

gici naturali, che possono aprirsi e chiudere repentinamente, intrappolandoli nei nuovi luoghi geografici dove si sono spostati e, con l'*Homo sapiens*, per cui se noi ci guardiamo intorno scopriamo che il *Cupressus sempervirens* e il *Pinus pinea* non sono autoctoni ma provengono dalla Grecia e dal Medio oriente, così come le drupacee afferenti alla famiglia delle Rosaceae (albicocco, pesco, ciliegio, susino, nettarina e mandorlo etc.), che abbondano sulle nostre tavole, provengono dall'Asia minore e Medio Oriente geograficamente, o la stessa *Vitis vinifera* con origine geografica nei Balcani e in Georgia che nel Neolitico giunse in Europa con l'uomo, ma l'assenza di invasività, pur essendo specie allogene, ne ha permesso la piena esistenza nei nostri habitat e un ruolo fondamentale nell'agricoltura nostrana.

Inoltre, nel caso dei mufloni del Giglio è da sottolineare quanto sia importante ascoltare le comunità locali, che si sono mobilitate dimostrando la volontà di conservare questo piccolo nucleo di ungulati. A tal proposito, un numeroso gruppo di agricoltori dell'isola, ha pubblicato una lettera aperta, nella quale sottolinea come questo ungulato faccia (o faceva) ormai parte della natura del luogo e del suo paesaggio, costituendo anche un'importante attrattiva turistica. Questo è un esempio di convivenza armoniosa della comunità locale con una piccola popolazione di animali di grandi dimensioni, da divulgare come un modello positivo, anziché debellarlo. Il Congresso tenutosi il 22 maggio 2023, ha trovato una forte attenzione nella comunità dei biologi europei, tanto che diversi zoologi, botanici ed ecologi dell'Università Cattolica di Lille in Francia, sono molto interessati nel voler proporre congressi e dibattiti su queste tematiche in collaborazione con la stessa FNOB e il gruppo dei relatori coinvolti a Roma.

Speriamo che il congresso occorso e la pubblicazione di questo numero speciale monografico del GdB, siano scintille che accendino un fuoco che possa fare luce su come i progetti Life vengono creati in Italia e le finalità che si pongono, che dovrebbero sempre basarsi su aspetti non economici, interpretativi o guidati, ma scientifici e razionali per analizzare i fenomeni naturali, perseguendo l'unico vero scopo della scienza la "verità"; la scienza in tutti i suoi campi è sempre progredita così, contraddicendo o demolendo anche intere teorie precedenti alla luce delle nuove conoscenze acquisite, se così non fosse stato Galileo Galilei, Isacco Newton, Albert Einstein, Nikola Tesla, Charles Darwin e Alfred Russel Wallace, Gregorio Mendel, Alexander Fleming, James Watson e Francis Crick, Rachel Carson e molti altri, non avrebbero rivoluzionato la storia e permesso un progresso alla civiltà umana.

Mi auguro che i colleghi biologi e non, leggano questo numero e che possa essere per loro illuminante e foriero di idee e confronti.

Buona Lettura.

L'ISOLA DI MONTECRISTO UN AMBIENTE DALLE CARATTERISTICHE UNICHE

Storia e Leggenda, Natura e Mistero, Pericoli e Salvataggi:
quale Futuro per l'Isola più remota e solitaria del Tirreno?

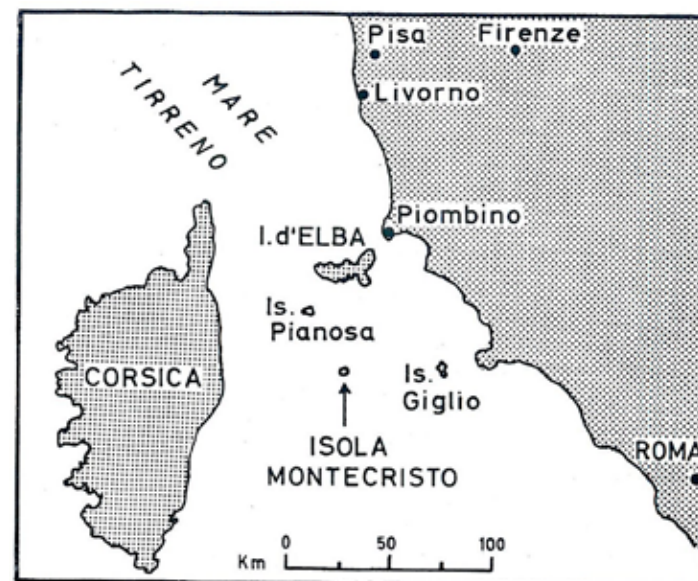
di **Franco Tassi***

Nessuna altra isola dei nostri mari sprigiona il fascino di Montecristo, gemma dell'antico vulcanesimo sottomarino granitico nel cuore del Mar Tirreno, ammantata di mistero, rifugio di biodiversità e testimone di storie e leggende, che meritano davvero di essere conosciute.

Per molti ecologi, ricercatori e scienziati, Montecristo ha sempre rappresentato un luogo lontano, solitario e sconosciuto, una meta da esplorare, una natura da studiare e preservare. E fu proprio con questo spirito che lo scrivente, con un gruppo di appassionati naturalisti della Società Italiana di Biogeografia guidato dal Presidente Professor Baccio Baccetti dell'Università di Siena, si recò in visita all'isola circa mezzo secolo fa, nell'Ottobre 1974. L'occasione da non perdere era stata offerta dall'importante Convegno sul tema "Il popolamento animale e vegetale dell'Arcipelago Toscano", che si svolgeva nella vicina Isola di Capraia, i cui risultati sarebbero stati poi pubblicati nei Lavori della Società Italiana di Biogeografia (Volume V, Siena 1974). Per gli studiosi, fu come spalancare la porta di Alice nel Paese delle Meraviglie, entrando in un mondo fatato, tra giganteschi Lecci ultrasecolari e aromi di macchia mediterranea, ammirando paesaggi incontaminati, con lo sfondo di un Mediterraneo solitario e inviolato.

Raccogliemmo notizie sulla sporadica e fugace apparizione della Foca monaca, sul passaggio improvviso della Balenottera azzurra, sul volo irrequieto del Nibbio reale e della rara

Aquila del Bonelli... Ma soprattutto, sull'inaspettato incontro con una strana Vipera, e sulla incombente presenza di una enigmatica Capra selvatica, molto simile alle forme orientali, sparse anche nelle isole dell'Egeo, dove sono ben note alle comunità locali, e denominate kri-kri. La presenza di una Vipera ben diversa dalla Vipera aspis peninsulare, ma chiaramente affine alla forma meridionale Vipera hugyi appariva del tutto inspiegabile sul piano zoogeografico, e per molto tempo ci si sarebbe arrovelati per chiarirne l'origine. Ma anche l'elegante e schiva Capra di Montecristo poneva molti problemi biologici, ecologici, etologici, che non potevano non accendere tra



* Ecologo, naturalista, giornalista, già direttore per 33 anni del Parco Nazionale dell'Abruzzo, Lazio e Molise.

noi animate discussioni.

Non v'è dubbio che l'Ambiente di Montecristo abbia caratteristiche uniche, che meritano di essere sinteticamente illustrate. A metà distanza tra il Monte Argentario e la Corsica, circa 29 miglia ad Ovest dall'Isola del Giglio e 24 miglia a Sud dell'Isola d'Elba, l'isola presenta una costa di 16 km, raggiunge l'altitudine massima di m 645, ed è estesa circa ha 1042. Le coste sono prevalentemente rocciose, con un solo approdo a Cala Maestra, dominata da una profonda valle alberata. Il suo profilo presenta una dorsale montuosa, con 3 vette principali: Monte della Fortezza (m 645), Cima del Colle Fondo (m 621), Cima dei Lecci (m 563). Il substrato litologico è costituito da un corpo magmatico intrusivo grano-dioritico la cui origine risale a circa 7,5 Milioni di anni fa; in zone limitate (Punta Rossa) sono presenti metagabbri e calcosilicati appartenenti alle unità ofiolitiche liguri-piemontesi. L'assetto strutturale della massa granitica presenta, per le combinazioni tra le varie superfici di fratturazione, ampi versanti mediamente inclinati ("liscioni"), solcati dallo scorrere delle acque, oltre a frequenti dirupi e pareti con processo erosivo attivo, data la forte acclività. Il clima è mediterraneo marino, con inverno mite abbastanza piovoso, estate calda e secca, ma con elevata umidità atmosferica. Precipitazioni occulte sono frequenti negli alti versanti, con apporto idrico limitato, ma costante anche d'estate. L'isola presenta in gran parte roccia esposta, 43% della superficie, seguita da 14% di spiagge ghiaiose, da 14% di steppe aride e da 29% di boscaglia e macchia. Lungo la costa sono presenti varie grotte marine sommerse, habitat ideale per la Foca monaca, e non solo.

La flora e la vegetazione di Montecristo sono state alterate a più riprese dallo sfruttamento antropico, e dal mutevole carico di erbivori (specialmente Capre). La descrizione che segue, tratta dalla più accreditata Bibliografia e dalle osservazioni personali, riflette il periodo antecedente alle ultime trasformazioni, dovute a variazioni nell'influenza antropica e nella presenza faunistica. Le più complete informazioni naturalistiche sono tratte dalla Monografia pubblicata di Mario Pavan nella Collana Verde (1976), che contiene anche una ricca Bibliografia. La vegetazione, in origine costituita da fitta macchia mediterranea, dominata nella fascia più elevata dal Leccio (*Quercus ilex*), è rappresentata da macchia bassa frammentata a Erica arborea (*Erica arborea*), Rosmarino (*Rosmarinus officinalis*), e Cisti (*Cistus* spp.) e da una gariga a Camedrio maro (*Teucrium marum*). In alcune aree si trovano Ericeti evoluti di altezza considerevole, con piante di elevato diametro, a tratti con formazioni a galleria. Un interessante popolamento frammentato e rado di Leccio, residuo dell'originaria copertura arborea, si trova nel versante medio-alto di Collo dei Lecci e di Collo Tondo con piante annose, di elevata circonferenza, spesso senescenti. Esemplari isolati o a piccoli gruppi di Leccio sono localizzati in altre zone, medio versante del vallone di Cala S. Maria, Monte Fortezza, Pressi



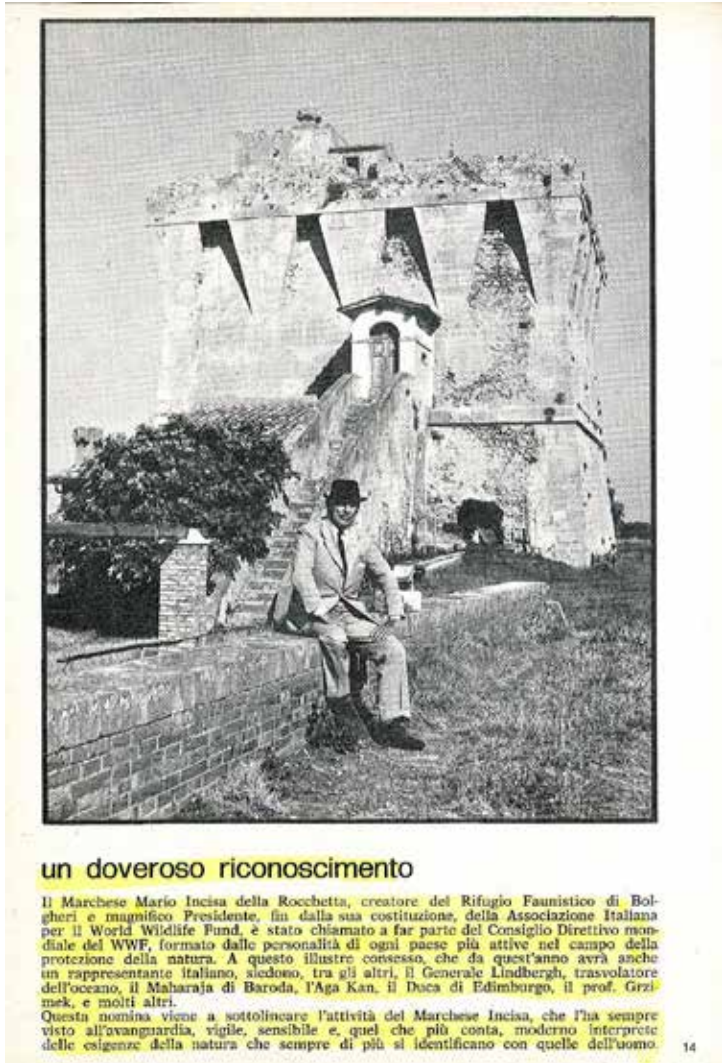
di Grotta del Santo. Recenti ricerche dendrocronologiche su questi Lecci hanno rivelato età ultrasecolari, in qualche caso intorno ai 700 anni, ponendoli tra le Latifoglie più longeve del Mediterraneo, tanto da essere considerati "il vero tesoro di Montecristo".

Alcune specie arboree introdotte si trovano presso l'ex Villa Reale, assumendo l'aspetto di un parco ornamentale. A poca distanza vegetano un piccolo bosco di Eucalipti (*Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus lehmanni*) e qualche gruppo di Pini (*Pinus halepensis*, *Pinus pinea*). Diverso destino ha avuto l'Ailanto (*Ailanthus altissima*), che è divenuto fortemente invadente, tanto da costituire una minaccia ecologica e richiedere interventi di contenimento. Numerose le specie endemiche, tra cui *Arenaria balearica*, *Cymbalaria aequitriloba*, *Dryopteris tyrrhena*, *Mentha requienii*, *Scrophularia trifoliata*. Di recente, nel 2019, è stato scoperto anche *Hieracium racemosum* subsp. *amideii*.

Notevole il pregio naturalistico della parte marina e sottomarina, con ampie distese di Posidonia (*Posidonia oceanica*) e fiorenti formazioni di *Lithophyllum bissoides*, *Cystoseira amentacea* var. *stricta*, nonché *Cystoseira spinosa* e *Cystoseira zosteroides* nella parte profonda.

Anche la Fauna di Montecristo ha subito nel tempo notevoli cambiamenti, determinati da attività antropiche, che come è noto hanno anche compreso l'introduzione, volontaria o meno, di specie alloctone, la caccia, il trappolaggio e la diffusione di sostanze nocive. Ecco perché anche la presente illustrazione, basata su Bibliografia attendibile – in primo luogo la menzionata Monografia di Pavan -comunicazioni degli specialisti e osservazioni personali, riflette sostanzialmente il periodo passato, mentre sarebbe quanto mai importante e urgente una analisi aggiornata della componente faunistica terrestre e marina.

Tra le specie animali, spicca anzitutto la Capra selvatica (*Capra aegagrus*). Largamente diffusa nel Mediterraneo orientale, nelle Isole dell'Egeo e in Asia, è presente in Italia solo a Montecristo, con un nucleo le cui origini, caratteristiche e dinamiche meritano approfondimenti. Non sono più presenti Cinghiale e il Muflone, né il Coniglio selvatico, che vi



erano stati introdotti a scopo venatorio. Ed è ormai scomparsa anche la Martora, riscontrata in passato come componente della fauna originaria.

Altro grande Mammifero avvistato nei pressi di Montecristo è la Foca monaca (*Monachus monachus*), che dopo un periodo di crisi, sta gradualmente tornando a popolare i litoranei meno antropizzati del Mediterraneo.

L'isola di Montecristo rappresenta una importante area di sosta per molti Uccelli migratori. Ospita una colonia nidificante di Gabbiano corso (*Ichthyaeus audouinii*), mentre nelle gallerie scavate sotto i massi granitici nidificano numerose coppie di Berta minore (*Puffinus yelkouan*). Tra i Rapaci sono presenti e nidificano il Falco pellegrino (*Falco peregrinus*), il Gheppio (*Falco tinnunculus*), e il Falco pecchiaiolo (*Pernis apivorus*). Sporadicamente presente, e a tratti nidificante, la rara Aquila del Bonelli (*Hieraetus fasciatus*), e avvistato più volte anche l'Assiolo (*Otus scopus*). Tra i piccoli Uccelli che si riproducono sull'isola, i più comuni sono la Magnanina (*Syl-*

via undata) e il Pigliamosche (*Muscicapa striata*), ma vi sono anche il Passero solitario (*Monticola solitarius*) e la Rondine montana (*Hirundo rupestris*). Una colonia di Coturnici orientali (*Alectoris chukar*) vi era stata introdotta quando l'isola era riserva di caccia, ma sembra ormai scomparsa.

Tra i Rettili, oltre alla già ricordata Vipera di Montecristo (*Vipera hugyi*), sono presenti il Biacco di Montecristo (*Coluber viridiflavus kratzeri*) e la Lucertola di Montecristo (*Podarcis sicula calabresiae*), mentre gli Anfibi sono rappresentati solo dalla caratteristica Rana tirrenica (*Discoglossus sardus*). Molto interessanti i numerosissimi Invertebrati terrestri, tra cui figurano diverse specie endemiche, soprattutto tra gli Insetti, gli Aracnidi e i Molluschi. Tra questi ultimi una specie nuova, denominata *Oxychilus oglasicola*, è stata descritta nel 1968 da Folco Giusti come esclusiva di Montecristo.

Anche gli Ecosistemi marini ospitano una ricca Biodiversità, tra cui spiccano formazioni coralligene a Gorgonia gialla (*Eunicella cavolinii*), a Gorgonia bianca (*Eunicella singularis*) e a Gorgonia rossa (*Paramuricea clavata*).

Per lungo tempo, però, a destare l'attenzione del mondo su questa remota isola non è stato il patrimonio naturale unico, bensì la sua singolare storia, ricca di vicende, episodi e aneddoti capaci di suscitare interesse, attrazione e curiosità. Vuole la leggenda che già nell'antichità vi fossero approdati i navigatori Greci, che l'avevano battezzata "Ocrasia", poi diventata "Oglasa" per i Romani. Rimase tuttavia sempre disabitata, fino al V° secolo, allorché vi approdò un singolare personaggio tra il monaco e l'eremita, San Mamiliano. Il quale, lasciata Palermo per sfuggire alle persecuzioni di Genserico Re dei Vandali, e poi fatto prigioniero e venduto come schiavo, riuscì miracolosamente a liberarsi e a raggiungere la Sardegna, da dove si sarebbe poi spostato, arrivando finalmente in quella piccola isola così diversa, lontana e difficile da raggiungere. Per di più abitata, secondo la leggenda, da un terribile Drago, che poi San Mamiliano avrebbe sconfitto, ritirandosi a vivere in solitudine e meditazione in una caverna, nota ancor oggi come "Grotta del Santo".

Fu proprio allora, che San Mamiliano decise di ribattezzare l'isola "Mons Christi", ovvero Monte di Cristo, da cui deriva la denominazione attuale. Ricordano ancor oggi questa vicenda i ruderi dell'Abbazia di San Mamiliano, costruita e a lui dedicata nel '600, dopo la sua scomparsa. Abitata per secoli dai Monaci Benedettini, che si ritiene abbiano introdotto le Capre, poi moltiplicatesi e ritornate allo stato selvatico. Questa potrebbe spiegare la presenza del ben noto popolamento della Capra di Montecristo, di origine orientale e oggi vivente in varie isole del Mediterraneo, specie nel Mar Egeo, dove era stata pure introdotta dall'uomo.

Ben più controversa è la storia della Vipera di Montecristo, di origine meridionale e certamente non autoctona. C'è chi pensa che a introdurla siano stati gli stessi Monaci, per scopi farmaceutici e terapeutici, mentre altri propendono per una

spiegazione diversa, assai più suggestiva. A lanciare sacchi di Vipere meridionali sarebbero stati i naviganti Greci o Cartaginesi, perché è noto che questa era, nelle antiche battaglie navali, una strategia ampiamente praticata, allo scopo di spaventare e disorientare il nemico prima dell'abbordaggio.

La vicenda di Montecristo registra un brusco cambiamento nell'anno 1553, allorché vi giunge il corsaro Ottomano Dragut, alla ricerca di un leggendario tesoro, su cui correavano fantasiose ipotesi, ma che non venne mai ritrovato. Così l'Isola Misteriosa acquisì la fama di Isola del Tesoro, per poi diventare addirittura l'Isola Maledetta, meta di pirati e briganti, di cui la storia tramanda efferati delitti: come l'uccisione di due ragazzi rapiti da un'imbarcazione di passaggio, e poi trucidati nel luogo ancor oggi denominato Punta dei Fanciulli. Non meraviglia, allora, che lo scrittore francese Alessandro Dumas, autore del libro "I Tre Moschettieri", vi abbia ambientato il suo celebre romanzo "Il Conte di Montecristo", che fece balzare di colpo l'isola alla ribalta mondiale. Una fama poi consolidata dal cinema, che alla vicenda avrebbe dedicato una quantità incredibile di film, in varie epoche e con titoli diversi, da "Il Conte di Montecristo", a "Il Ritorno di Montecristo", "La Rivincita di Montecristo", "Il Tesoro di Montecristo", "La Vendetta di Montecristo", o più semplicemente "Montecristo" (USA 1922, USA 1934, Francia 1943, USA 1946, Francia/Italia 1954, Francia/Italia 1961, Francia/Italia 1968, Francia/Italia 1970, USA 1975, USA 2002).

Le avventurose vicende dell'isola non si fermarono all'epopea del Conte di Montecristo, perché in seguito un facoltoso inglese, George Watson Taylor, volle acquistarla per andarci a vivere, nel pieno spirito avventuroso del Romanticismo, e trasformò l'approdo di Cala Maestra in una confortevole dimora, oggi nota come "Villa Reale". E fu poi nell'Ottocento che il destino di Montecristo, passata nella proprietà dello Stato Italiano ormai unificato, cambiò notevolmente: perché venne ceduta in affitto, come riserva di caccia, al nobile Carlo Ginori Lisci, il quale la trasformò in una specie di circolo esclusivo, frequentato da personaggi dell'alta società come Renato Fucini, Giacomo Puccini, e lo stesso Principe, e futuro Re, Vittorio Emanuele III°. Il quale era rimasto tanto affascinato dall'isola, che volle trascorrervi la luna di miele con la giovane moglie Elena di Montenegro. E fu allora che, nel 1899, Ginori cedette al Re i suoi diritti, con la solenne dichiarazione: "Se io sono, come mi avete chiamato, il vero Conte di Montecristo, Voi ne siete il Sovrano. Il mio è un possesso provvisorio, il Vostro un Dominio Sovrano. Cedo i miei diritti."

Ma poi, gli eventi bellici del secolo scorso mutarono radicalmente la situazione, perché nella Seconda Guerra Mondiale sull'isola venne installata una postazione militare italo-tedesca, la quale tuttavia non fu mai coinvolta in battaglie di rilievo. Tornata la pace, il destino di Montecristo oscillò per qualche tempo tra le attività di pesca, che però non ebbero molto successo, e la vocazione turistica, che sembrava attrarre gli ambienti

più facoltosi. Fu così che la Società Romana Oglasa, venuta in possesso dell'isola, decise di puntare sul turismo d'élite, creando nel 1970 il "Montecristo Sporting Club", riservato alla ricca clientela che vi avrebbe soggiornato, per dedicarsi alla caccia d'inverno e godere di sole e mare d'estate. Fu lanciata una campagna promozionale per attrarre i ceti sociali più abbienti, diffondendo un pieghevole dal titolo significativo: "Montecristo, o del privilegio".

Fu allora merito indiscusso del Marchese Mario Incisa della Rocchetta di Bolgheri, che aveva ricevuto il pieghevole, portare la questione all'attenzione del giovane Consiglio Direttivo del WWF Italia, da lui fondato e presieduto, per elaborare con urgenza una strategia che scongiurasse il rischio imminente della privatizzazione e della trasformazione dell'isola, vero gioiello naturale, in residenza esclusiva per pochi fortunati. Con grande spirito di lungimiranza, il Presidente Incisa volle impegnarsi perché Montecristo restasse inviolata, a beneficio delle generazioni future: sostenuto con decisione da tutto il Direttivo WWF, di cui faceva parte anche lo scrivente. Una missione benemerita, ma non certo facile, perseguita mobilitando le forze più sane del Paese, all'epoca drogato dal "miracolo economico", e appena ai primi passi sull'erta china della Conservazione della Natura. La strada maestra venne imboccata grazie a un'intensa campagna stampa, coinvolgendo Governo e Ministeri competenti, fino ad ottenere che Montecristo venisse acquisita al pubblico Demanio attraverso l'ASFD (=Azienda di Stato per le Foreste Demaniali) e il CNR (=Consiglio Nazionale per le Ricerche), e quindi dichiarata Riserva Naturale Statale con Decreto Ministeriale del 4 marzo 1971 (Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana n° 137, 1° giugno 1971).

A partire dal 1977, la tutela è stata riconosciuta anche a livello internazionale, includendola nella Rete Europea delle Riserve Biogenetiche del Consiglio d'Europa. Inoltre, con Decreti del Ministero della Marina del 1979 e del 1981, è stata istituita, nelle acque che circondano l'isola, una Zona di Tutela Biologica per il raggio di 500 metri, poi estesi a 1 chilometro. Nel 1988 la Riserva è stata insignita del Diploma Europeo, e dal 1996 è entrata a far parte del nuovo Parco Nazionale





prio in quel periodo, la perdita di molte specie, e persino insoliti spiaggiamenti di Cetacei, ma un resoconto completo degli effetti del veleno risulta tuttora in fase di elaborazione. La cronaca dell'avvelenamento di ambienti terrestri e marini soggetti a rigorosa protezione è stata puntualmente ricostruita dall'attivista Cesare Scarfò (2011), e gli effetti letali di procedure del genere sono confermati da numerosi lavori scientifici, e in particolare dai documentati studi e interventi dello specialista Rosario Fico (2021,2023). Gli esperti venuti a conoscenza delle modalità dell'intervento di eradicazione lo hanno unanimemente definito come un vero e proprio "disastro ecologico", responsabile dell'avvelenamento di numerose specie protette.

Non può del resto tacersi che, nonostante i massicci e devastanti interventi, l'esperienza ha dimostrato che le eradicazioni del Ratto sono quasi sempre destinate al fallimento, perché prima o poi questo animale invasivo

riuscirà a ritornare sulle isole da cui ci si illudeva di averlo eliminato. In effetti, malgrado le Tonnellate di esche contenenti "brodifacoum" disperse su Montecristo, e la notevole quantità di vittime di quest'azione, non si è riscontrato accertato un esito positivo dell'intervento. La stessa NEMO s.r.l, uno dei beneficiari del Progetto, ha infatti contribuito al ritorno del Ratto nel 2016, durante un test di efficienza dei contenitori per esche, in cui 2 dei 14 Ratti radiocollari sono finiti smarriti su Montecristo. Inoltre, con il naufragio del peschereccio Bora Bora al largo dell'isola, nell'estate 2019, nuovi Ratti potrebbero essersi aggiunti alla popolazione residua ancora presente. E va sottolineato che, nel tentativo di eradicare i Ratti, vengono comunque uccisi tutti i loro predatori naturali, come i Barbagianni e gli altri Rapaci. In questo modo, l'isola resterà sprovvista dei carnivori utili per il normale contenimento dei roditori.

La Capra aegagrus di Montecristo esiste ancora? È quanto si chiedono oggi molti naturalisti e studiosi, ma la risposta più convincente a questo interrogativo è stata offerta da un accurato lavoro scientifico dell'esperto di faune insulari Professor Marco Masseti, che altri avrebbero poi tentato di contestare, ma senza successo. La popolazione di Capre di Montecristo, prima del Progetto "Life – Montecristo 2010", era costituita per circa il 30% da individui appartenenti ai fenotipi di Capra aegagrus, l'Egagro del Vicino Oriente, e da altri tipi di Capre introdotti in tempi recenti (Capre domestiche dell'antica razza corsa). La stessa Capra selvatica, Capra aegagrus, che aveva dato il nome alle isole Egadi, al Mar Egeo e all'Isola del Giglio (Aeghilion). Masseti ha documentato che questa popolazione di Capra selvatica, l'unica esistente in Italia, presente sull'Isola di Montecristo sin dal Neolitico, è stata "drasticamente ridotta, se non quasi del tutto eliminata, a seguito della realizzazione del Progetto LIFE+Montecristo 2010 della CEE". Dopo la dispersione del veleno, infatti, l'antichissima popo-

dell'Arcipelago Toscano. Infine, nel 2003 è stata riconosciuta "Riserva della Biosfera", e inserita dall'UNESCO nell'elenco Aree MAB quale RISERVA MAB (Man and Biosphere),

Un regime di tutela rigoroso protegge dunque l'isola e il mare circostante, consentendo l'accesso e la visita solo su prenotazione, nel periodo da marzo a ottobre, in gruppi composti al massimo di 75 persone, con riserva a favore di scuole e istituti di istruzione.

All'inizio del Terzo Millennio, quindi, il destino futuro della Riserva sembrava ormai assicurato, proteso in modo chiaro e deciso verso la Missione della Conservazione della Natura e della Ricerca Scientifica. E nulla faceva presagire che nuovi pericoli stavano invece addensandosi all'orizzonte, mascherati come interventi di salvataggio. Nel nome di una conclamata volontà di eliminare la Fauna alloctona invasiva, ma in realtà avviando, grazie all'incentivo di consistenti finanziamenti europei, una serie di azioni a dir poco discutibili, con il rischio di nuocere gravemente all'ecosistema. Gli interventi finanziati con Fondi LIFE riguardavano anzitutto l'eradicazione del Ratto nero (*Rattus rattus*), specie indubbiamente dannosa, soprattutto nei confronti della nidificazione e della riproduzione della Berta minore (*Puffinus yelkouan*), un uccello presente con una importante colonia a Montecristo. Tali interventi, affidati ad una Società specializzata, hanno però suscitato serie perplessità, motivate contestazioni, ripetute interrogazioni parlamentari e persino accertamenti e provvedimenti giudiziari, essendo consistiti nella massiccia diffusione di sostanze velenose, sicuramente micidiali non solo per i Ratti, ma per ogni forma di vita dell'ecosistema terrestre e marino. In particolare, scienziati e ambientalisti avevano denunciato il lancio, con elicotteri, di oltre 14 Tonnellate di esche contenenti "brodifacoum", un veleno persistente nell'ambiente e altamente tossico sia per la fauna terrestre, che per gli organismi marini. Alcuni pescatori e naturalisti avevano infatti lamentato, pro-

lazione di *Capra aegagrus* risulta praticamente scomparsa dall'isola.

Dopo questo "disastro ecologico", l'Ente Parco aveva tentato il riscatto organizzando un solenne evento al BioParco di Roma, esponendovi 5 delle Capre superstiti ancora presenti a Montecristo. Nessuna però presentava il fenotipo dell'antica *Capra aegagrus*, l'Egagro del Vicino Oriente, i cui ultimi individui di Montecristo, probabilmente, erano caduti tutti vittime del "brodifacoum". Fatto confermato dalle analisi genetiche effettuate sulle Capre sopravvissute nell'isola, dopo il micidiale avvelenamento condotto dall'Ente Parco e dai suoi coadiutori. In uno studio effettuato nel 2014 era stato infatti confrontato il genoma delle Capre ancora presenti (derivanti dalle 43 Capre messe in sicurezza in un'area recintata durante l'avvelenamento), e le Capre di Montecristo, del fenotipo Egagro, che circa 10 anni prima erano state fortunatamente salvate in alcuni piccoli pascoli recintati dell'Italia continentale, tra la Toscana e la Liguria, da alcuni allevatori privati entusiasti. Ebbene, queste analisi genetiche hanno rivelato che gli esemplari di *Capra aegagrus* presenti ex situ possiedono 27 alleli che non si trovano più nei genotipi della popolazione isolana, a conferma che le Capre selvatiche originali sono state, purtroppo, ormai del tutto eliminate da Montecristo.

Un fatto di tale gravità non poteva non suscitare reazioni indignate, vibrare proteste, e persino interrogazioni parlamentari, indagini giudiziarie e provvedimenti della Magistratura. Carlo Gasparri, cittadino elbano, grande sportivo e profondo conoscitore e amatore del mare, ex campione mondiale di pesca subacquea, appena giunto a conoscenza del Progetto in corso a Montecristo, denunciò l'Ente Parco alla Procura della Repubblica. Navigando intorno all'isola su un'imbarcazione del Corpo Forestale dello Stato, dopo l'intervento dell'Ente Parco, ebbe la ventura di assistere a quello che descrisse poi come "un mare di gabbiani morti in un'isola silenziosa e inanimata".

A seguito di tale denuncia, in data 15 febbraio 2012 il Senatore Lucio Barani presentò al Ministero della Salute e al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, l'Interrogazione n° 4/14926, esponendo tutte le violazioni della legge commesse dall'Ente Parco e coadiutori, e le gravissime conseguenze in termini di danni alla Fauna e all'Ambiente, sia terrestre che acquatico. Il Ministro della Salute Renato Balduzzi richiese allora – purtroppo tardivamente - il parere tecnico-scientifico al Centro di Referenza Nazionale per la Medicina Forense Veterinaria, istituito presso l'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Regioni Lazio e Toscana. In tale parere, si precisa che "il "brodifacoum"

risulta, sulla base della più recente letteratura scientifica disponibile, a rilevante persistenza ambientale. A causa della scarsa degradabilità di questa molecola nell'ambiente, dopo la sua dispersione sia attraverso appositi contenitori che con mezzi aerei, si determinano notoriamente numerosi casi di avvelenamento primario e secondario in un vasto numero di specie animali, anche non bersaglio, compresi mammiferi, uccelli, invertebrati e rettili (...). Sul problema della persistenza ambientale del brodifacoum (...) esiste una vastissima bibliografia risalente già agli anni '90". Il medesimo parere tecnico-scientifico evidenzia ancora come il "brodifacoum", una volta disperso nell'ambiente, "vi rimane per molto tempo e entra nelle catene alimentari attraverso un gran numero di modalità che solo in parte sono attualmente note, ad esempio attraverso gli invertebrati che si nutrono delle esche, i residui di pellets non utilizzati, le feci di animali che hanno ingerito brodifacoum anche a dosaggi sub letali oppure resti di organi di animali morti per avvelenamento (...)". Il danno arrecato all'ambiente, inoltre, si estende anche al sottosuolo, come evidenziato nella stessa relazione: "L'esposizione sperimentale a 500 ppm di "brodifacoum" miscelato al terreno ha provocato la morte dell'85% dei Lombrichi grigi (*Aporrectodea caliginosa*) dopo 28 giorni dall'inizio della sperimentazione". Sulla scorta di questo parere scientifico, che descriveva il "disastro ecologico" ormai compiuto sull'Isola di Montecristo, il Ministero della Salute inviò tutta la documentazione del caso alla Procura della Repubblica di Livorno.

A questo punto, la Magistratura è intervenuta con Sentenza del G.I.P. (Giudice delle Indagini Preliminari di Livorno) n° 39/14 del 21 gennaio 2014, nei confronti dei responsabi-



li delle accertate violazioni degli artt. 110 e 650 del Codice Penale, consentendo agli imputati di ricorrere all’oblazione, attraverso il pagamento della sanzione pecuniaria prevista, e chiudendo così il procedimento. Di conseguenza, malgrado la gravità del reato e le sue deprecabili conseguenze, i soggetti coinvolti hanno potuto replicare impunemente interventi analoghi su altre realtà insulari.

In tutta la vicenda, appaiono evidenti il conflitto di interessi, e la mancanza di ricerche preliminari adeguate. Nella richiesta di approvazione del Progetto “Life-Montecristo 2010”, la Direzione dell’Ente Parco affermava che “trattandosi di un intervento direttamente connesso e necessario alla gestione del sito, non è soggetto a procedura di valutazione d’incidenza”. Tale affermazione denota l’assenza di studi approfonditi su ciò che l’intervento di eradicazione del Ratto avrebbe comportato in termini di impatto ambientale sull’intero Ecosistema terrestre e marino. Nel Piano di eradicazione del Ratto nero, gli operatori del Parco affermavano che: “durante la distribuzione via aerea delle esche, nonostante diversi accorgimenti che consentano di direzionare il lancio del materiale, è difficile evitare che del prodotto finisca in mare. Montecristo presenta un profilo di costa estremamente scosceso; detta morfologia favorisce infatti l’eventuale caduta in acqua delle esche per semplice rotolamento. Il principio attivo non è solubile in acqua, ma non si può escludere che il prodotto venga ingerito dai pesci al momento della caduta e quindi che esista un rischio di avvelenamento per ingestione diretta da parte della fauna ittica.”

Scienziati indipendenti ed esperti in biologia marina sono rimasti sorpresi dalla mancanza di considerazione per l’eventuale immissione del “brodifacoum” nella catena alimentare marina, con la possibilità di avvelenamento di una quantità di specie, dai piccoli Crostacei ai Cetacei, come Delfini e Balenottere. Erano quindi consapevoli che il veleno sarebbe finito in mare, e che i pesci lo avrebbero ingerito, contaminando così il “Santuario Internazionale dei Cetacei”.

Le recenti vicende di Montecristo, a dir poco sconcertanti, hanno ispirato al Professor Marco Masseti alcune approfondite considerazioni sulla gestione del patrimonio naturalistico delle isole italiane, che meritano senz’altro di essere conosciute. Fino agli anni Ottanta del secolo scorso, gran parte del mondo zoologico italiano (e non solo) riteneva che molti dei Mammiferi presenti sulle isole nazionali fossero endemici, appartenenti cioè a specie tipiche ed esclusive di quei territori. L’incantesimo fu però destinato a infrangersi già all’inizio degli anni Novanta, quando comparvero i risultati delle prime ricerche scientifiche, che rivelavano come la quasi totalità dei Mammiferi presenti sulle isole Mediterranee vi era stata importata dal continente, in epoche anche diverse, per effetto delle plurimillennarie attività antropiche. La maggior parte dei Mammiferi non volatori, presente oggi nelle piccole isole del Mediterraneo, vi è stata in effetti introdotta dall’uo-

mo. Di conseguenza, una serie di progetti EULife è stata condotta negli ultimi 20 anni, anche con l’avallo, e in alcuni casi con la partecipazione dell’ISPRA, ai fini della cosiddetta “riqualificazione ecologica” degli ambienti naturali italiani, con speciale riguardo per quelli insulari. Allo scopo dichiarato di rimuovere e/o eradicare gli elementi biologici alieni, e più specificatamente invasivi, tentando quello che Masseti definisce “una sorta di discutibile restauro filologico” delle condizioni ambientali originarie. Il principale obiettivo è stato ovviamente l’animale invasivo e dannoso per eccellenza, e quindi da eradicare completamente, il Ratto nero. La società privata NEMO srl di Firenze ha partecipato ai Progetti, a volte in qualità di coordinatore, altre di partner, di subcontraente o di redattore, anche in collaborazione con la società privata DREAm Italia srl.

L’esito della vicenda appare certo preoccupante per il destino futuro degli ecosistemi naturali, e soprattutto insulari: i quali, benché soggetti a rigorose normative di tutela nazionale e internazionale, e pur se facenti parte del Parco Nazionale dell’Arcipelago Toscano, hanno subito alterazioni e devastazioni di notevole portata. Come Masseti rileva, se nell’anno 1998 circa 1/3 delle Capre di Montecristo era ancora caratterizzato dal fenotipo agrimi, quale risulta la situazione attuale, a distanza d’un quarto di secolo? Quali Capre sono sopravvissute alla diffusione delle esche avvelenate? A difesa di questi Progetti LifeEU, i loro promotori presentano la motivazione ufficiale del recupero (arbitrario, e inevitabilmente parziale nella migliore delle ipotesi) degli ecosistemi naturali insulari. Ma non considerano che, purtroppo, quegli ecosistemi naturali sono andati irrimediabilmente perduti nei millenni, a causa della reiterata azione antropica. Un ripristino delle loro condizioni originarie appare mera utopia, e sarebbe del tutto impossibile, perché non esistono più molte delle componenti biologiche che caratterizzavano le biocenosi originali. Gran parte delle azioni risultanti dai suddetti Progetti è dunque destinata ad avere, come sostiene Masseti, “conseguenze irreversibili e inimmaginabili per gli ecosistemi insulari ... o per quello che ne rimane!”

In conclusione, appare legittimo chiedersi: ma questa strategia, finanziata con ingenti Fondi Europei, può davvero definirsi un’operazione compatibile con la Conservazione della Natura? Esiste qualche Autorità, Italiana o Europea, che controlli seriamente l’impiego del danaro pubblico? È stato effettuato un Censimento comparativo della Biodiversità di Montecristo, prima e dopo gli interventi di eradicazione? E, cosa più semplice e urgente, si sono effettuate analisi dei costi e benefici? Qualcuno suggerisce l’ipotesi che la vera molla che ha spinto le disastrose operazioni non sia stata tanto una bucolica aspirazione di ritorno alla Natura, quanto la frenesia di attingere a consistenti Fondi Europei. Ma la pubblica opinione viene informata di tali eventi dal Giornalismo d’inchiesta? Cosa ne pensano i Ministeri vigilanti, la Camera e il Senato,

la Procura della Repubblica e la Corte dei Conti? Non si potrebbe configurare, come qualcuno ha suggerito, un ingente danno erariale e ambientale? Nessuna voce di protesta si leva contro l’avvelenamento intensivo delle nostre isole, generosamente sovvenzionato, che sembra destinato a continuare? E infine, cui prodest, a chi giova insomma tutto ciò?

Quanta differenza tra questo tipo di interventi, e la vera rivoluzione ecologica, etica e culturale del secolo scorso, che era miracolosamente riuscita, in extremis, a salvare Montecristo! La quale non mirava certo a guadagni o profitti immediati, individuali, settoriali o locali, ma si ispirava a un ideale quanto mai nobile e disinteressato: il Bene Comune, rappresentato dalla vera Conservazione della Natura: per noi, per le future generazioni e per tutti gli esseri viventi. Una Missione altissima e luminosa, che ogni abitante della Terra dovrebbe sempre perseguire strenuamente, per assicurare un sereno avvenire al pianeta, alla vita e al benessere dei suoi abitanti. ■

Bibliografia

- AA.VV., 1974 - Il popolamento animale e vegetale dell’Arcipelago Toscano, Lavori della Società Italiana di Biogeografia, Volume V°, Siena.

- AA.VV., 1976 – Atti del 2° Corso Europeo di Ecologia applicata nella regione Mediterranea, Collana Verde, n°39, pp. 490, Ministero dell’Agricoltura e delle Foreste, Roma.

- Buckle Alan, Jones Clare, Talavera Montse, Prescott Colin, 2020 - “Anticoagulant Resistance in Rats and Mice in the UK - Summary Report with new data for 2019-20”, pp.1-20, Vertebrate Pests Unit, University of Reading (U.K.)

- Capizzi Dario, Baccetti Nicola & Sposimo Paolo, 2016 - Fifteen Years of Rat Eradication on Italian Islands, Problematic Wildlife, pp. 205–227, Springer (Svizzera).

- Centini Luca, 2019 – Montecristo, con il naufragio del Bora Bora torna l’incubo del ratto nero. Il Tirreno, Cronaca Piombino, 5 agosto 2019, Livorno.

- Cianfaglione Kevin, 2023 – Verso una idea più dinamica dell’ecologia per lo studio e per una nuova visione della gestione dell’ambiente, P.P., FNOB, Giornata di Studio della Federazione Nazionale degli Ordini dei Biologi, Roma.

- Ferrari Mario, 2015 – Montecristo, Editori Laterza, pp. 1-91, Bari.

- Ferrari Mario, 2017 – Montecristo: il progetto ritrovato, Lo Scoglio, Anno XXXV-III°, p. 4, Portoferraio – Elba, Livorno.

- Fico Rosario, 2023 - L’eradicazione dei ratti dalle isole mediante dispersione di pellets contenenti anticoagulanti: Conservazione della Natura o disastro ecologico? P.P., FNOB, Giornata di Studio della Federazione Nazionale degli Ordini dei Biologi, Roma.

- Filibeck Goffredo, Baliva Michele, Calcagnile Lucio, Chiarucci Alessandro, D’Elia Marisa, Quarta Gianluca, Quilghini Giovanni & Piovesan Gianluca, 2023 - Rediscovering Montecristo’s Treasure: The Island’s Holm Oaks Reveal Exceptional Longevity, Ecology, pp.1-5, Ecological Society of America, Washington, D.C. (U.S.A.).

- Fisher Penny, 2009 - Residual concentration and persistence of Anticoagulant Rodenticides Brodifacoum and Diphacinone in Fauna, Thesis for the Degree of Doctor of Philosophy at Lincoln University, pp.1-166, Canterbury (New Zealand).

- Ghigi Alessandro, 1954 - Capra selvatica e Foca monaca caratteristiche della fauna di Montecristo, Il Resto del Carlino, 1° gennaio 1954, Bologna.

- Gippoliti Spartaco, 2015 – The wild goat of Montecristo Island: did it ever exist?, Mammalia, pp.1-2, Paris (Francia).

- Howald Gregory,1997 - The risk of non-target species poisoning from Brodifacoum used to eradicate rats from Langara Island, British Columbia, Canada. MS Thesis, Univ. British Columbia, pp. 159, Vancouver (Canada).

- Kothhoff Matthias, Rüdel Heinz, Jürling Heinrich, Severin Kevin, Hennecke Stephan, Friesen Anton & Koschorreck Jan, 2018 - First evidence of anticoagulant rodenticides and suspended particulate matter: spatial and temporal distribution in German freshwater aquatic systems, Environmental Science and Pollution Research, pp. Springer (Germania).

- Masseti Marco, 2016 - The wild goat, Capra aegagrus Erxleben, 1777, of the island of Montecristo: does it still exist? Mammalia, 80 (2): pp. 125-141, Paris (Francia).

- Masseti Marco, 2022 - On the elusive origin of the wild goat, Capra aegagrus Erxleben, 1777, on the island of Montecristo (Italy), V° International Congress on Biodiversity: Taxonomy, Speciation and Euro-Mediterranean Biodiversity, Biodiversity Journal, 2022,13 (3): pp. 651–662, Elsevier, Montpellier (France).

- Masseti Marco, 2023 – Sulla recente gestione del patrimonio naturalistico delle isole italiane, P.P., FNOB, Giornata di Studio della Federazione Nazionale degli Ordini dei Biologi, Roma.

- Pascotto Ernesto, Maset Martina, Tomé Paolo, 2011 - Aspetti tossicologici ed epidemiologici dell’avvelenamento da rodenticidi negli Strigiformi (Strigiformes) e possibili risvolti gestionali, Bollettino Museo Storia Naturale Venezia, 61: pp. 214-225 (Venezia).

- Serieys Laurel, Rogan Matthew, Matsushima Stephani & Wilmers Christopher, 2020 -Road-crossing, vegetative cover, land use and poisons interact to influence corridor effectiveness, Biological Conservation, 253, pp. 1-11, Elsevier, Montpellier (France).

- Somenzi Elisa, Senczuk Gabriele, Ciampolini Roberta, Cortellari Matteo, Vajana Elia, Tosser-Klopp Gwenola, Pilla Fabio, Ajmone-Marsan Paolo, Crepaldi Paola & Colli Licia, 2022 - The SNP-Based Profiling of Montecristo Feral Goat Populations Reveals a History of Isolation, Bottlenecks, and the Effects of Management, Genes, pp. 13, Zaragoza (Spagna).

- Pavan Mario, Riserve Naturali Italiane: situazione e proposte di tutela dei poteri pubblici, Collana Verde, n°31, pp. 80, Ministero dell’Agricoltura e delle Foreste, Roma.

- Pierini Rachele, 2023 – Agrimi o kri-kri (Cretan Ibex), ovvero l’antenato Minoico dello Stambecco, Simbiosi, Volume 8, pp. 18-21, Modena.

- Scarfò Cesare, 2021 - 14 tonnellate di esche avvelenate su Montecristo: i segreti dell’Ente Parco, SaveGiglio, GiglioNews, Isola del Giglio (Grosseto).

- Tassi Franco, 1976 – Montecristo, in Pratesi Fulco & Tassi Franco, Guida alla Natura della Toscana e dell’Umbria, 194-200, Arnoldo Mondadori Editore, Milano.

- Toschi Augusto, 1953 - Note sui vertebrati dell’Isola di Montecristo, Ricerche di Zoologia Applicata alla Caccia, 23: pp. 1–52, Bologna.

- Toschi, Augusto, 1965 - Fauna d’Italia. Mammalia. Lagomorpha, Rodentia, Carnivora, Ungulata, Cetacea, pp. 487-494, Edizioni Calderini, Bologna.

I RATTI DELL'ISOLA DI MONTECRISTO L'ETICA NELLA BIODIVERSITÀ

L'eradicazione dei ratti dalle isole del Mediterraneo con dispersione aerea di pellets con anti-coagulanti ad alta persistenza ambientale: conservazione della natura o disastro ambientale?

di **Rosario Fico***, **Kevin Cianfaglione****, **Marco Masseti*****, **Giuliano Russini******

L'Isola di Montecristo è una delle più importanti isole dell'Arcipelago Toscano e del Mar Tirreno, compresa nel Parco Nazionale Arcipelago Toscano, Riserva della Biosfera "Isole di Toscana" nell'ambito del Programma MAB dell'UNESCO, nonché Santuario Internazionale per la protezione dei Mammiferi Marini Pelagos, fragile dal punto di vista ambientale, Riserva Naturale Statale istituita con D.M. del 4 marzo 1971 e Riserva Naturale Biogenetica diplomata dal Consiglio d'Europa nel 1988 (<https://www.parcoarcipelago.info/montecristo/>).

L'isola è un cono granitico il cui apice raggiunge i 645 mt sul livello del mare con una superficie in pianta di circa 10,39 kmq (Sposimo et al. 2011, Masseti 2009, 2016, 2022) con numerose sorgenti perenni di acqua dolce e una tipica fitocenosi mediterranea (Masseti 2016).

La fauna presente sull'isola, prima del progetto di eradicazione del ratto (*Rattus rattus*) era costituita dalla Capra

di Montecristo (*C. aegagrus* o *C. aegagrus pictus*, Masseti 2009, 2016, 2022), da alcune specie di Passeriformi (*Passer italiae*, *P. hispaniolensis*, *Serinus serinus*, *Carduelis chloris*), da una piccola popolazione di coturnice orientale (*Alectoris chukar*), da numerose coppie di Gabbiano reale (*Larus michahellis*), dal Corvo Imperiale (*Corvus corax*), dal Barbagnani (*Tyto alba*), da rapaci diurni e notturni presenti sull'isola principalmente durante le migrazioni (*Falco tinnunculus* e *Falco peregrinus*) e da una cospicua popolazione di Berta minore (*Puffinus yelkouan*) la cui consistenza numerica è stata stimata nel 2009 in 400-750 coppie (in Sposimo et al. 2011). A questi vanno aggiunti varie specie di rettili e anfibi tra cui il Biacco (*Hieropis viridiflavus*), la Vipera (*Vipera aspis hugyi*) e il Discoglossa (*Discoglossus sardus*) e numerose specie di invertebrati (Sposimo et al. 2011, Masseti 2016).

In particolare la Capra di Montecristo (*C. aegagrus* o *C. aegagrus pictus*, Masseti 2009), indipendentemente dalla posizione tassonomica, è una specie di grande interesse naturalistico, la cui popolazione è presente solo nell'Isola di Montecristo (da cui il nome) e la cui conservazione è sancita dalla inclusione nel gruppo A della classificazione dei Caprini inselvatichiti dell'IUCN Caprine Specialist Group e ha determinato il riconoscimento del "Diploma Europeo per le aree protette" all'Isola di Montecristo (Sposimo et al. 2011). La popolazione di Capra di Montecristo non è di rilievo conservazionistico solo da un punto di vista tecnico scientifico ma anche per quello storico/culturale essendo ancora in una fase iniziale della domesticazione dell'egagro e della sua diffusione artificiale nel bacino del Mediterraneo (Masseti 2009, Gotti et al. 2014).

* Medico Veterinario Forense. Vice Presidente Società Italiana di Scienze Forensi Veterinarie.

** LITL, Faculté de Gestion, Économie et Sciences, Université Catholique de Lille, F-59000 Lille, France.

*** International Union for the Conservation of Nature - Species Survival Commission (IUCN SSC) e Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Sicilia.

**** Biologo Botanico-Fitopatologo, Responsabile tecnico-scientifico per gli ambienti Terrestri e delle Acque Interne del Coordinamento Nazionale dei Biologi Ambientali (CNBA), organo della FNOB.

Nell'isola erano presenti anche due specie considerate aliene: il ratto nero (*Rattus rattus*) e il coniglio selvatico (*Oryctolagus cuniculus huxley*) o incroci di questo con fenotipi domestici. Sull'isola la presenza umana costante era limitata esclusivamente ai due custodi dell'isola che vi hanno abitato sino al 2018, con una interruzione iniziata alla fine del 2012 e conclusasi nel 2014.

Il progetto LIFE + "Montecristo 2010"

Nel 2010 l'isola è stata l'area prescelta per l'attuazione del Progetto Life+ "Montecristo 2010" (<http://www.montecristo2010.it/stealth-V3pubblica/0810373AOO0333028084.pdf>), cofinanziato dall'Unione Europea per 1.584.856 € (https://www.islepark.it/images/laymans_Montecristo_2010.pdf), avente come oggetto l'eradicazione delle componenti florofaunistiche ritenute aliene ed invasive, in particolare l'Ailanto (*Ailanthus altissima*) e il Ratto nero (*Rattus rattus*).

In particolare, l'obiettivo principale del progetto consisteva nell'eradicazione del ratto nero (*Rattus rattus*), ritenuto il principale pericolo per la riproduzione della Berta minore (*Puffinus yelkouan*), eradicazione attuata mediante la distribuzione, per via aerea e tramite appositi contenitori posizionati sul terreno in una piccola parte dell'isola, di pellets di cereali contenenti Brodifacoum, uno dei più potenti tossici anticoagulanti di seconda generazione, noto come essere altamente persistente nell'ambiente (ad es. Stone et al. 1999; Dowding et al. 1999; Booth et al. 2001; Eason et al. 2002; Howald et al. 2005; Hoare et al. 2006; Howald et al. 2007; Fisher et al. 2009; Fisher et al. 2011; Harper et al. 2011).

Pertanto, nel gennaio e febbraio 2012 furono effettuate due distribuzioni aeree di pellets contenenti Brodifacoum sull'intera superficie dell'isola (1.350 ha circa) per un totale di circa 14.000 chilogrammi di pellets contenenti brodifacoum (in media 10,3 kg/ha) ad eccezione di un'area ristretta di circa 30 ha, comprendente la zona abitata di Cala Maestra, ove il pellet era distribuito attraverso appositi contenitori per limitarne la dispersione ambientale. Sono state escluse dalla distribuzione dei pellets il recinto delle capre (25 ha), l'area abitata e le zone circostanti, nonché il tratto comprendente il principale corso d'acqua dolce dell'isola (Sposimo et al. 2011) per complessivi 33 ha su un totale di 1.350 ha (2,4% della superficie dell'isola).

Uno dei potenziali rischi previsti dagli autori del progetto riguardanti la distribuzione aerea del brodifacoum era la concreta possibilità che gli avvelenamenti interessassero anche specie non target tra cui la popolazione di Capra di Montecristo e quindi, al fine di salvaguardarne alcuni esemplari, un nucleo di capre di circa 45-50 esemplari è stato rinchiuso



Isola di Montecristo (Toscana). © Stefano73/shutterstock.com

in un recinto di circa 25 ha nei pressi dell'unico insediamento umano presente nell'isola, insieme ad un altro gruppo di 5 capre portato fuori dall'isola, al Bioparco di Roma, per costituire un nucleo di conservazione ex situ (https://www.islepark.it/images/laymans_Montecristo_2010.pdf).

Nel dicembre 2012, dopo nove mesi dalla dispersione del Brodifacoum tutte le capre del recinto sono state rilasciate previa apposizione di marche auricolari per il monitoraggio a distanza e, probabilmente, anche per una verifica di una eventuale mortalità post-intervento (Gotti C. et al. 2014).

Stante la presenza, oltre al ratto nero, di altre specie non obiettivo dell'intervento ma comunque sensibili agli effetti tossici del Brodifacoum i responsabili del progetto avevano già previsto mortalità collaterali sia per avvelenamento primario (ingestione diretta dei pellets contenenti il tossico) sia per avvelenamento secondario ovvero ingestione di resti di animali morti o contaminati (ad esempio invertebrati) dal brodifacoum (Sposimo et al. 2011).

In particolare, per quanto riguarda gli uccelli e i mammiferi presenti sull'isola di Montecristo individuati come possibili vittime secondarie del brodifacoum destinato ai ratti si citavano (Sposimo et al. 2011) le popolazioni di:

- Coturnice orientale (*Alectoris chukar*)
- specie presenti di Passeriformi
- Gabbiano reale (*Larus michahellis*)
- Corvo Imperiale (*Corvus corax*)
- Barbagnani (*Tyto alba*)
- rapaci diurni e notturni presenti sull'isola principalmente durante le migrazioni e, occasionalmente in inverno
- Capra di Montecristo (*C. aegagrus* o *C. aegagrus pictus*)



© Oliver Hewett/shutterstock.com

• coniglio selvatico o incroci di questo con il coniglio domestico.

Nel progetto erano stati ipotizzati anche dei rischi a livello di ecosistema marino, in quanto l'Isola di Montecristo ha pareti alte e ripide e pertanto risultava impossibile evitare completamente lo sversamento in mare di quantitativi imprecisati di pellet contenenti brodifacoum (Sposimo et al. 2011).

Nella stesura del Piano per l'eradicazione del ratto nero nell'Isola di Montecristo gli autori di-chiararono di non tenere in considerazione i possibili vincoli legislativi connessi alla distribu-zione per via aerea degli anticoagulanti, non consentita, né alla categoria di anticoagulanti uti-lizzabili (bassa persistenza ambientale: consentita, alta persistenza ambientale: non consentita), né dell'eventuale opposizione da parte di associazioni animaliste o privati cittadini, preoccupa-ti dall'impatto dei pellets avvelenati sull'intero ecosistema dell'isola (Sposimo P. et al. 2011).

Nel periodo di realizzazione del progetto era in vigore l'Ordinanza Ministeriale 2010 su ««Norme sul divieto di utilizzo e di detenzione di esche o di bocconi avvelenati». (10A01779) (G.U. Serie Generale n. 33 del 10 febbraio 2010) emanata dal Ministero della Salute (O.M. 14 gennaio 2010, G.U. Serie Generale n. 33 del 10 febbraio 2010) che all'articolo 6 prescriveva: [...] «Nelle aree protette, per motivi di salvaguardia di specie selvatiche oggetto di misure di protezione a carattere internazionale, ove esse siano particolarmente minacciate dai ratti, è possibile effettuare, previa comunicazione al Ministero della Salute, ope-razioni di derattizzazione mediante rodenticidi senza l'utilizzo degli appositi contenitori di esche a condizione che:

a. il principio attivo utilizzato come rodenticida sia a bassa persistenza ambientale al fine di evitare la contaminazione della catena alimentare e dell'ambiente;

b. sia stabilita la durata massima di permanenza nell'ambiente delle esche in relazione agli obiettivi da raggiungere, sulla base della letteratura scientifica più aggiornata;

c. al termine dell'operazione le esche non utilizzate siano rimosse dall'ambiente e venga redatto un apposito verbale di chiusura dell'operazione, a cura del responsabile della stessa, nel quale sia indicato il numero di esche immesse nell'ambiente, l'area interessata dall'operazione e il numero di esche, non utilizzate e rimosse al termine dell'operazione. Il suddetto verbale, inviato in copia al Ministero

della salute, è a disposizione delle autorità competenti per eventuali controlli» [...].

Il divieto di rodenticidi ad alta persistenza ambientale, stabilito dal Ministero della Salute, era giustificato dal fatto che sulla base delle conoscenze scientifiche esistenti il loro utilizzo avrebbe provocato inevitabilmente una generale contaminazione ambientale dagli effetti nocivi imprevedibili a lungo termine sull'intero ecosistema interessato dall'intervento.

La notizia della dispersione di pellets per via aerea sull'Isola di Montecristo, per quanto effet-tuata nell'ambito di un progetto LIFE, quindi teoricamente finalizzata a scopi di conservazio-ne, suscitò numerose proteste da parte di associazioni animaliste e di privati, preoccupati per la tossicità ambientale del Brodifacoum, che sfociarono in segnalazioni alla Magistratura e persi-no in interrogazioni parlamentari (interrogazione a risposta scritta 4-14926 del 15/2/2012 16° Legislatura. http://dati.camera.it/ocd/aic.rdf/aic4_14926_16), anche recenti (<https://www.senato.it/japp/bgt/showdoc/print/18/Sindisp/0/1331963/0>).

Nel febbraio del 2012 il Ministero della Salute richiese un parere tecnico scientifico al Centro Nazionale di Referenza per la Medicina Forense Veterinaria dell'Istituto Zooprofilattico Spe-rimentale del Lazio e della Toscana, struttura di alta specializzazione per il contrasto agli avve-lenamenti dolosi degli animali, in merito all'elevata persistenza del Brodifacoum.

Ricevuta risposta positiva sulla persistente tossicità ambientale del Brodifacoum, essendo stato violato l'art. 6 dell'O.M. in vigore, il Ministero della Salute interessò la Magistratura compe-tente per eventuali provvedimenti sanzionatori nei confronti dei responsabili del progetto.

La tossicità del Brodifacoum

Il Brodifacoum è un biocida appartenente al gruppo 3, tipo 14 (Regolamento UE 528/2012) e, al pari degli atri rodenticidi di seconda generazione, è classificato come sostanza persistente, bioaccumulabile e tossica (Regolamento UE n. 253/2011).

La sua azione tossica si esplica bloccando la sintesi un gruppo di vitamine K, essenziali per la sintesi di protrombina e altri fattori della coagulazione del sangue nei vertebrati e, di conse-guenza, la morte dell'animale avvelenato (uomo compreso) avviene per shock emorragico i cui sintomi si manifestano con perdite di sangue dal naso o dalla bocca, perdita di sangue con le urine, sanguinamento delle gengive, emorragie gastriche ed emorragie interne. Una volta inge-rito il Brodifacoum ha la particolarità, come gli altri anticoagulanti di seconda generazione, ma tra i quali è il più tossico, di permanere all'interno dell'organismo per molti mesi, anche a livello sub letale, in modo che i sintomi possono comparire diverse settimane dopo la sua assunzio-ne. In particolare permane nei tessuti delle vittime per molti mesi, vive o morte, soprattutto nel fegato, permettendo il suo bio-accumulo (Gutierrez I. 2013)

Negli uccelli e nei mammiferi in seguito ad esposizione al Brodifacoum sono stati documentati danni al muscolo cardiaco, al fegato e al sistema scheletrico. A causa della sua elevata persi-stenza ambientale è possibile che nel tempo un animale venga riesposto più volte alla molecola e questo determina un aumento della sensibilità alla sua azione tossica e gli effetti nocivi, di conseguenza, possono manifestarsi in maniera acuta anche molto dopo la sua assunzione pri-maria (Gutierrez 2013).

© JossK/shutterstock.com



Alectoris chukar.

La molecola di Brodifacoum, scarsamente solubile in acqua, leggermente solubile nel benzene e completamente solubile nell'acetone (WHO 1995), diviene estremamente persistente in un ecosistema perché una volta immessa nell'ambiente si lega a numerosi substrati organici con-taminando a lungo i suoi componenti biologici. La dispersione via aerea di pellets contenenti Brodifacoum aumenta notevolmente il rischio di avvelenamento primario e secondario di spe-cie non target perché si diffonde in maniera incontrollata nell'ecosistema (Booth et al. 2001 e lo contamina attraverso meccanismi non ancora del tutto completamente conosciuti (Elliot et al. 2013).

Sul problema della persistenza ambientale del brodifacoum dopo la sua dispersione per via ae-rea e suoi effetti letali o sub letali anche per le specie non bersaglio esiste una vastissima lette-ratura scientifica (ad es. Stone et al. 1999; Dowding et al.1999; Booth et al. 2001; Eason et al. 2002, Howald et al. 2005; Hoare et al. 2006; Howald et al.2007; Fisher et al. 2009; Fisher et al. 2011; Harper et al. 2011).

A causa della sua scarsa solubilità nell'acqua (20° C a pH 7) (WHO 1995), il brodifacoum non vi persiste a lungo (Fisher 2010) ma, tuttavia, rimane per lungo tempo adsorbito ai substrati or-ganici quando il pellet attraverso il quale è veicolato si disgrega (Fisher et al. 2011). Il Brodi-facoum che raggiunge il suolo è di conseguenza altamente persistente e la velocità di degrada-zione della molecola è influenzata principalmente dagli agenti atmosferici e dal tipo di suolo su cui è stata rilasciata (Fisher 2010).

La “degradazione” del pellet è sinonimo di “degradazione” della molecola di tossico?

Quando si parla di degradazione del pellet contenente Brodifacoum a causa degli agenti atmo-sferici questo non è sinonimo di degradazione della molecola del tossico. Infatti, a volte que-sto termine, anche in pubblicazioni specialistiche, è usato in maniera impropria.

Il disfacimento del pellettato a causa dell'azione degli eventi atmosferici non determina l'inattivazione della molecola, ma al contrario, ne determina una maggiore diffusione perché essa si disperde sotto forma di microparticelle, più mobili rispetto al pellet originario che è più grande e più pesante, che risultano evidenti ad occhio nudo solo perché associate ad un colo-rante che le rende visibili. Per questo motivo residui di Brodifacoum si sono ritrovati in specie non bersaglio a distanza di 8 chilometri dai siti dove erano state disposte le esche (Booth et al. 2001).

Di conseguenza l'utilizzo del termine “degradazione” del pellet con l'accezione di “inattiva-zione” della molecola di Brodifacoum è errato. L'unico parametro utilizzabile per definire quanto una molecola rimane attiva nell'ambiente è il cosiddetto Tempo di Dimezzamento (DT50) ovvero il tempo necessario affinché una sostanza chimica divenga il 50% della sua quantità iniziale.

Nel Dicembre 2007 il Joint Nature Conservation Committee ha prodotto un documento (Ba-ker H. et al. 2007 in JNCC 07 D13) nel quale veniva evidenziato come il Brodifacoum può avere un significativo impatto sulla biodiversità a causa della sua elevatissima persistenza ambientale. Infatti, gli autori, nell'allegato 2 del documento, elencano i risultati di quanto noto già in quegli anni in merito alla persistenza del Brodifacoum:

- nel suolo il tempo di dimezzamento (DT50) è compreso tra 77 e 1.332 giorni a seconda della natura del substrato
- negli organi degli animali esposti all'azione del tossico, in particolare nel fegato può persistere per mesi. Nell'opossum (*Trichosurus vulpecula*) dopo un dimezzamento (DT50) iniziale di 14 giorni, il Brodifacoum è rilevabile nel fegato dell'animale morto dopo oltre 9 mesi dalla sua ingestione (Eason et al. 1996, Crowell et al. 2013). Nel fegato dei ratti deceduti il DT50 è stato stimato in 130 giorni, ovvero oltre 4 mesi dal momento dell'ingestione (Eason et al. 2002)
- pecore a cui era stato somministrato Brodifacoum in dose sub letale (da 0,2 a 2,0 mg/kg), sacrificate dopo 128 gg presentavano ancora residui del tossico a livello epatico (Eason et al. 1996)

In suoli sabbiosi/argillosi il Brodifacoum risulta avere un'emivita di 156,8 giorni (Fisher 2011) mentre, ad esempio, sull'isola di Anacapa dopo 6 mesi dalla dispersione con mezzi aerei sono state rinvenute tracce del tossico nel 20% di campioni casuali di invertebrati (Howald et al. 2005). Lo stesso risultato si è avuto in un campione di suolo su tre (33%), prelevato ad una profondità di 5 cm dalla superficie del terreno su cui si era disgregato il pellet (Howald et al. 2005).

L'elevata persistenza di questa molecola nell'ambiente determina dopo la sua dispersione numerosi casi di avvelenamento primario e secondario in un vasto numero di specie animali, anche non bersaglio, compresi mammiferi, uccelli, invertebrati e rettili (Booth et al. 2001, Donlan et al. 2003, Hoare et al. 2006, Fisher et al. 2010, Fisher et al. 2011).

I resti del fegato, ma anche del contenuto gastrico contenente residui di pellets parzialmente digeriti, nonché il contenuto del tratto enterico e le feci degli animali, possono contenere residui variabili di brodifacoum, anche a dosi sub letali, pronti ad entrare nella catena alimentare di tutte le specie animali presenti attraverso l'ingestione dei residui da parte di invertebrati demolitori (Fisher 2009).

Questa modalità di avvelenamento secondario è stata descritta in uccelli insettivori (*Charadrius obscurus*) del-

la Nuova Zelanda (Dowding et al. 2006) dove, dopo la dispersione attraverso mezzi aerei, di brodifacoum in pellets sul terreno, il 50% della popolazione di questi uccelli è scomparsa. In questo caso la mortalità secondaria da brodifacoum in questi insettivori si ritiene sia stata causata dall'ingestione di artropodi del genere *Talorchestia* spp., componente comune della loro dieta, che a loro volta avevano ingerito residui di pellets contenenti brodifacoum (Dowding et al. 2006).

Non sono noti, invece, gli effetti sulla sopravvivenza degli invertebrati all'esposizione a lungo termine di concentrazioni più basse di tossico, quali ad esempio quelle di circa 1 ppm, che normalmente vengono rinvenute nel suolo dopo una dispersione di brodifacoum nell'ambiente, né quanto a lungo permane il brodifacoum, a livello sub letale, nell'organismo degli invertebrati che lo hanno ingerito (Fisher et al. 2011).

Il Brodifacoum è tossico anche per i pesci o la fauna marina?

Il Brodifacoum risulta essere tossico anche per i pesci a seconda della concentrazione e al tempo di permanenza dei pesci nell'acqua contenente la molecola. Questa tossicità si esprime sperimentalmente con la LC50 ovvero la concentrazione in acqua della molecola in grado di uccidere il 50% dei pesci utilizzati per l'esperimento. La LC50 per la trota iridea è, ad esempio, pari a 0,004mg/litro/96 ore (Colkim S.r.l. 2018)

In condizioni naturali questo parametro è difficilmente calcolabile e la possibilità di evidenzia-re la presenza o meno di eventuali residui di Brodifacoum, ma come di qualsiasi tossico poco solubile in acqua, nei pesci della fascia costiera di un'isola sottoposta a dispersione di sostanze chimiche è chiaramente influenzata dalla modalità e dalla dimensione del campionamento, nonché dalla ecologia delle specie ittiche selezionate per lo studio e dal substrato al quale si lega. Ad esempio, una ricerca effettuata campionando un tota-



Tyto alba.

© Jaroslav Macenauer/shutterstock.com

sull'ecosistema marino costiero.

In due studi sulla fauna marina costiera di alcune aree della Nuova Zelanda effettuati dopo operazioni di spargimento per via aerea di pellets contenenti Brodifacoum sulla terraferma (Empson et al. 1999) e in un caso di sversamento accidentale in un'area costiera di cereali trattati con il Brodifacoum (Primus et al. 2005) è stata evidenziata una persistente positività alla molecola, anche in condizioni sperimentali, sia nei pesci che nei molluschi. Nel caso dello sversamento accidentale di Brodifacoum in mare, a seguito di un incidente stradale, il piano di sorveglianza immediatamente attuato sui pesci e i molluschi oggetto di consumo alimentare da parte dell'uomo è durato 2 anni e sette mesi perché continuava ad essere rilevata una persistente positività nei campioni esaminati. In cinque esemplari di molluschi appartenenti a varie specie eduli la concentrazione media di Brodifacoum era ancora superiore alla soglia di rilevamento del metodo analitico utilizzato (HPLC: High Performance Liquid Chromatography) ovvero di 0,002 ppb dopo 353 gg dallo sversamento e ancora superiore alla soglia massima consentita per il consumo alimentare umano che in Nuova Zelanda è di 0,001 ppm. La presenza di Brodifacoum nei tessuti dei molluschi è scesa al di sotto del livello di rilevabilità del metodo solo dopo 31 mesi (930 gg - 2 anni e 7 mesi) e tale elevatissima persistenza è stata attribuita alla combinazione di due fattori: la prolungata emivita della molecola in questi invertebrati e la loro ripetuta riesposizione al

Brodifacoum nell'ambiente interdittale dell'area di accidentale sversamento (Primus et al. 2005).

Tossicità cronica sub letale del Brodifacoum. E i cetacei?

La tossicità cronica sub letale del Brodifacoum ovvero la tossicità che non si esplica con una mortalità acuta degli animali è ancora più importante da un punto di vista ecologico in quanto (Renzi 2020):

- L'esposizione cronica a contaminanti è una condizione più frequente negli ambienti naturali rispetto all'esposizione acuta.
- Ambienti moderatamente contaminati sono più comuni rispetto ad ambienti altamente contaminati.
- Gli effetti di dosi sub letali possono avere maggiore rilevanza ecologica, rispetto a quelli letali, nell'evidenziare possibili alterazioni negli organismi sottoposti all'esposizione prolungata a contaminanti.

La caratteristica del Brodifacoum di permanere a lungo nell'ambiente ha acceso l'attenzione sulla sua pericolosità riguardo gli effetti a lungo termine provocati negli animali che hanno assunto la molecola a livelli sub letali.

Gli effetti sulla riproduzione causate dall'esposizione ad anticoagulanti a dosi sub letali sono stati già dimostrati e consistono in aborti spontanei, tossicità fetale, ipospermia nell'uomo, nei cani e nelle pecore (Irokawa-Otani 2013). L'avvelenamento da Brodifacoum è stato dimostrato nei cuccioli appena nati da cagne che erano state esposte alla molecola quattro settimane prima del parto (Munday et al. 2003) e il 50% di pecore che avevano assunto il tossico a livello sub letale hanno abortito o partorito agnelli morti (Irokawa-Otani 2013).

Ulteriori ricerche hanno evidenziato la estrema pericolosità dell'esposizione a livelli sub-letali di Brodifacoum nel compromettere l'efficienza del sistema immunitario nei mammiferi.

Nel sud della California, dal 2002 al 2005, un'epidemia di rogna notoedrica associata ad altre ectoparassitosi è stata la causa principale di mortalità nella lince rossa (*Lynx rufus*). La particolarità del caso è dovuta al fatto che tutte le linci risultavano positive alla presenza di anticoagulanti a bassa concentrazione, tra cui il Brodifacoum, e l'esposizione ai tossici è stata dimostrata già nel periodo fetale (Irokawa-Otani 2013, Serieys et al. 2013, Serieys et al. 2015).

Nei mammiferi un'infezione mortale di rogna notoedrica e di altre parassitosi è spesso associata ad una grave compromissione del sistema immunitario e, poiché tutte le linci decedute risultavano positive a residui di anticoagulanti, compreso il Brodifacoum, alcuni ricercatori (Riley et al. 2007, Irokawa-Otani 2013) hanno ipotizzato che ci fosse una relazione tra il deficit immunitario che ha determinato la morte degli animali per parassitosi e l'esposizione cronica agli anticoagulanti.

Questa ipotesi è stata successivamente confermata nel 2017 da uno studio di genetica molecolare (Fraser et al. 2017) effettuato su 52 linci catturate nei pressi di Los Angeles, California, di cui 26 positive alla presenza di anticoagulanti e 26 negative. Lo studio ha confermato che i velli sub letali di anticoagulanti nel sangue, in cui era compreso il Brodifacoum, ha avuto conseguenze drammatiche nell'espressione di alcuni geni regolatori della popolazione di globuli bianchi circolanti che, com'è noto, sono coinvolti nell'attività protettiva del sistema immunitario. Gli autori sottolineano l'importanza dei risultati soprattutto riguardo al fatto che l'effetto degli anticoagulanti può incidere pesantemente sulla sopravvivenza di una popolazione di mammiferi senza che vi siano i tipici sintomi di avvelenamento acuto (emorragie per ipocoagulabilità del sangue, ad es.), semplicemente rendendo meno efficace il sistema immunitario nei confronti degli agenti patogeni o dei parassiti.

Può sembrare un'ipotesi ardita, ma l'eccezionale e inusitato spiaggiamento di 122 cetacei sulle coste italiane avvenuto nei primi 3 mesi del 2013 (Casalone et al. 2014), mai più verificatosi e nei quali, laddove è stato possibile effettuare gli esami istopatologici, è stata diagnosticata un'inflammatione cronica di molti organi, una compromissione del sistema immunitario associata ad un'eccezionale carica parassitaria nonché ad uno shock settico causato da una eccezionale presenza di patogeni potrebbe essere collegata all'operazione di eradicazione del ratto sull'Isola di Montecristo dopo la dispersione aerea di tonnellate di pellets contenenti Brodifacoum, avvenuta nei primi mesi del 2012 e di cui una parte potrebbe essere finita in mare a causa delle caratteristiche orografiche dell'isola?

Gli autori hanno attribuito la compromissione del sistema immunitario dei cetacei coinvolti in questa inusuale mortalità massiva alla co-presenza nei cetacei deceduti del Morbillivirus e di residui di pesticidi Organo Clorurati ma l'analogia con il caso delle Linci rosse in California è stimolante e sarebbe stato interessante ricercare nei loro organi anche la presenza di anticoagulanti, compreso il Brodifacoum.

I ratti nelle isole del mediterraneo e gli uccelli marini: il paradosso biologico

Nelle isole del Mediterraneo la presenza di popolazioni stabili di uccelli marini nonostante la coesistenza, nelle stesse aree, di quello che è considerato il loro maggiore predatore: il ratto nero, rappresenta un incredibile paradosso conservazionistico (Ruffino et al. 2008, Baccetti et al. 2009).

Il Ratto nero (*Rattus rattus*), introdotto dall'uomo nell'80% delle isole è ritenuto, a livello mondiale, come uno dei maggiori pericoli per la sopravvivenza di popolazioni di uccelli marini e per il biota delle isole ma nel bacino del Mediterraneo, nonostante la loro presenza e diffusione, non risulta che vi siano state popolazioni di uccelli marini estinte

a causa dei ratti (Ruffino et al. 2009). Alcuni autori suggeriscono che per il Mediterraneo questo inaspettato risultato è dovuto al fatto che in migliaia di anni di coesistenza tra le diverse specie di uccelli marini e i ratti, è stato raggiunto, nei vari ecosistemi insulari, un equilibrio che consente alle loro popolazioni di coesistere senza particolari interferenze negative (ad es. Martin et al. 2000, Ruffino et al. 2009, Gotti C. et al. 2022). Ad esempio, paradossalmente, la Berta minore (*Puffinus yelkouan*), specie oggetto del Life + Montecristo 2010, non è presente nelle isole dove non vi sono ratti (Baccetti et al. 2009).

Le evidenze più antiche sulla presenza dei ratti nelle isole del Mediterraneo Occidentale risalgono all'epoca romana (e.g. Corsica 393-151 A.C.) ma è probabile che la loro presenza possa essere collocata anche in periodi storici precedenti (Ruffino et al. 2009). In Sardegna e nell'Isola di Palmaria, in Liguria, esistono testimonianze risalenti al periodo neolitico (Masseti, 1995).

Nel Mediterraneo, tra le varie specie di Procellariiformi, l'unica specie la cui abbondanza sembra essere condizionata dalla presenza dei ratti è il piccolo uccello delle tempeste (*Hydrobates pelagicus*) mentre tutte le altre specie sembrano essere influenzate maggiormente dalle caratteristiche ecologiche (estensione, orografia, copertura vegetale, etc.) delle singole isole (Ruffino et al. 2009).

In uno studio effettuato nel 2008 su 292 isole del Mediterraneo analizzando i dati disponibili sulla presenza e abbondanza di colonie di uccelli marini, di ratti e su altri elementi costituenti gli ecosistemi insulari, come ad esempio le caratteristiche orografiche e ambientali, è risultato che i ratti erano presenti nel 68,8% dei casi (n=201) ma in nessun caso la loro presenza è apparsa influenzare la grandezza delle popolazioni di Berte minori. Questo è un risultato non previsto dai ricercatori ma che ha una sua possibile spiegazione, soprattutto per quanto riguarda la Berta minore (*Puffinus yelkouan*), in quanto questa specie predilige per la nidificazione cavità profonde e tortuose, su falesie pressoché verticali, poco accessibili ai ratti (Ruffino et al. 2009).

Anche per quanto riguarda l'Isola di Montecristo è stata ipotizzata la stessa situazione ovvero che la popolazione di Berte minori sia stabilmente presente sull'isola, nonostante la presenza dei ratti, perché una frazione consistente dei nidi è situata in siti inaccessibili ai ratti o perché periodiche fluttuazioni della popolazione dei roditori consentono l'involo dei pulli (Gotti et al. 2014). Queste considerazioni fanno emergere alcune perplessità sulla necessità di eradicare il ratto dall'isola di Montecristo attraverso la dispersione per via aerea di pellets contenenti un tossico ad alta persistenza ambientale, operazione fortemente impattante sull'ecosistema dell'isola e con conseguenze mortali significative per le specie animali non target.

Ulteriori considerazioni vanno fatte riguardo l'effettivo

impatto predatorio dei ratti sui nidi delle Berte minori.

Uno studio effettuato nel Parco Nazionale dell'isola di Port Cros allo scopo di verificare quanto effettivamente i ratti potessero interferire con il successo riproduttivo delle Berte minori è consistito nel monitorare per un anno 60 cavità, ritenute utilizzabili come nidi da questi uccelli ma accessibili anche ai ratti, per un totale di 1.440 osservazioni (Ruffino et al. 2008).

I risultati sono stati inaspettati. Il monitoraggio prolungato dei siti di nidificazione, ha dimostrato, incredibilmente, che i ratti interferiscono pochissimo con il successo riproduttivo delle Berte minori.

Infatti:

- Le Berte minori hanno utilizzato solo il 42% (n=25) delle cavità ritenute idonee per la nidificazione
- Nella maggioranza dei casi (92%) le cavità utilizzate dalle Berte sono state visitate dai ratti solo dopo che gli uccelli avevano lasciato i nidi alla fine della stagione riproduttiva e quindi non hanno avuto nessun impatto sul successo riproduttivo degli uccelli
- In un solo caso è stata registrata la visita di ratti durante il periodo in cui le cavità ospitavano uova o nidiacei vulnerabili alla predazione senza che però questa avvenisse
- Nel 76% dei casi (n=19) la riproduzione ha avuto successo (involo del pulcino) ma nei casi in cui non ha avuto successo non è mai stata dimostrata la visita di ratti all'interno della cavità e quindi la loro responsabilità nella mancata riproduzione. Quindi anche in questo caso non vi è evidenza che i ratti abbiano avuto un ruolo nell'insuccesso della riproduzione delle Berte minori.

Questo studio dimostra come una popolazione di ratti possa condividere lo stesso habitat con colonie stabili di uccelli marini senza interferire drammaticamente, come generalmente ritenuto, sulla loro dinamica di popolazione.

Probabilmente, almeno nel Mediterraneo, è realistico pensare che il lungo periodo di convivenza durato centinaia o migliaia di anni ha determinato l'istaurarsi di equilibri ecologici complessi, sicuramente diversi da isola ad isola, che consentono la coesistenza di ratti e popolazioni di uccelli Procellariiformi senza particolari problemi di sopravvivenza per queste ultime (Martin et al. 2000, Ruffino et al. 2008).



Rattus rattus.

© Carlos Aranguiz/shutterstock.com

Gli ecosistemi insulari sono poco studiati, forse anche per la loro complessità e le difficoltà di studio ma, soprattutto, poco si conosce dell'ecologia del ratto nero negli ecosistemi insulari mediterranei (Gotti C. et al. 2022). Questa carenza impedisce una corretta valutazione del successo di operazioni tese ad eradicare o ridurre le popolazioni di ratto nero per favorire l'abbondanza di popolazioni di uccelli marini.

La dinamica di popolazione dei Procellariiformi sembra poco influenzata dal successo riproduttivo dei singoli anni mentre influiscono molto di più i fattori ambientali che determinano la sopravvivenza degli esemplari sino alla maturità sessuale e sembrerebbe proprio questo il motivo per cui sono rimaste vitali sino a noi popolazioni di uccelli marini da migliaia di anni in competizione con il ratto nelle isole del Mediterraneo (Ruffino et al. 2008).

Questa situazione sembrava essere presente anche sull'Isola di Montecristo dove comunque, nonostante la presenza dei ratti, prima dell'operazione di dispersione di pellets contenenti Brodifacoum, la consistenza delle coppie nidificanti di Berta minore (*Puffinus yelkouan*) era stata stimata in 400-750 coppie, pari al 3-10% della popolazione globale di questa specie (Sposito et al. 2011, Gotti C. et al. 2014).

Uno dei bias possibili nella valutazione dell'efficacia delle operazioni di eradicazione dei ratti nelle isole è quello di considerare come un successo del progetto il risultato positivo di monitoraggio effettuati su una piccola percentuale di nidi e per periodi limitati, invece di effettuare, come è noto in bibliografia (ad es. Towns 2006), monitoraggi effet-

tuati per vari anni sulla po-polazione totale di uccelli prima e dopo l'intervento di eradicazione.

Ad esempio, nel caso del Progetto LIFE + Montecristo per valutare il successo riproduttivo della specie prima e dopo l'operazione di eradicazione dei ratti è stato esaminato un campione di nidi di Berta minore costituito da 15 nidi nel 2009 (2,0% -3,75 % del totale stimato delle coppie nidificanti) e 40 nel 2010 (5,3% - 10,0% del totale stimato delle coppie nidificanti).

Al termine del progetto i controlli sono stati effettuati in giugno, prima dell'involto dei giovani, su 19 nidi nel 2012 (2,5 - 4,75 % del totale stimato delle coppie nidificanti) su 28 nidi nel 2013 (3,7-7% del totale stimato delle coppie nidificanti), su 27 nel 2014 (3,6-6,7%), 26 nel 2015 (3,6-6,7%) e 35 nidi nel 2016 (4,6%-8,7%) (Sposimo et al. 2019)

Il metodo utilizzato contiene due criticità che potrebbero inficiare il loro utilizzo come campione significativo dell'intera popolazione di nidi di Berta minore dell'Isola sia per quanto riguarda l'esiguità dei nidi esaminati rispetto alle coppie nidificanti stimate sia perché sono i nidi accessibili ai ricercatori e quindi gli unici a poter essere controllati, mentre gran parte dei nidi è situato in aree praticamente inaccessibili (Gotti C. et al. 2014)

Si è attribuito ai ratti il mancato successo riproduttivo di alcuni nidi di Berta minore sull'Isola di Montecristo ma questa conclusione non è facile da trarre se non utilizzando un metodo che consenta di attribuire inequivocabilmente la perdita dell'uovo o del pullus a predazione.

Nell'esplorazione dei nidi alla ricerca di prove che i ratti abbiano predato l'uovo o il pullus è evidente il problema di attribuire effettivamente a predazione il rinvenimento di uova abban-donate o rotte o di resti di nidiacei la cui morte potrebbe essere avvenuta per altre cause (Ruf-fino et al. 2008). La mancanza di descrizione del metodo utilizzato per attribuire a predazione la mancata riproduzione impedisce

di avere dati solidi sul reale impatto dei ratti nel successo riproduttivo degli uccelli marini.

L'unico metodo certo sarebbe quello utilizzato nello studio sull'isola di Port Cros, ovvero pro-vare l'ingresso dei ratti nei nidi degli uccelli attraverso la dispersione di sabbia fine all'ingresso delle cavità per rilevare le impronte dei ratti nel periodo di presenza di uova o nidiacei e stabi-lire in maniera inequivocabile che l'uovo è stato effettivamente preda-to e il nidiaceo ucciso e non morto per altre cause (Ruffino et al. 2008).

La popolazione di Berta minore sull'Isola di Montecristo era già di dimensioni cospicue nono-stante la presenza dei ratti e questo perché probabilmente gran parte dei nidi è situata in zone inaccessibili (Gotti et al. 2014) e quindi l'ope-razione di eradicazione del ratto potrebbe essere stata inin-fluente sulla dinamica di popolazione di questi uccelli. Solo il monitoraggio prolunga-to per svariati anni sulla grandezza della popolazione nidificante di Berta minore sull'Isola di Montecristo dopo l'intervento di eradicazione dei ratti, con-frontata con quelli degli anni pre-cedenti l'operazione, può sancire il successo del progetto. Ammesso che la dinamica di popo-lazione successiva all'intervento sia effettivamente influenzata dall'eradicazione del ratto nero.

Un esempio che sembra confermare questa criticità può essere dato dall'analisi della dinamica di popolazione del Gabbiano reale (*Larus michaelis*) proprio sull'isola di Montecristo riportata da Gotti et al.2014. A partire dall'an-no 2010, ossia in assenza di operazioni di natura antropica tese a controllarne la popolazione, si passa da 1.800 coppie nidificanti a 1.000 nel 2011, a 600 nel 2012 e dopo la disper-sione di pellets con Brodifacoum a 300 coppie (Gotti et al. 2014). Quindi la popolazione di Gabbiano reale sull'isola di Montecristo ha subito delle notevoli oscillazioni per fattori non noti, ancor più evidenti se si esamina la serie storica dei dati a parti-re dal 1994 sino al 2010.

Infatti, le popolazioni insulari di uccelli marini subiscono oscillazioni annuali anche notevoli a causa di numerosi fattori che comprendono soprattutto fattori climatici ed ecologi-ci e la cui in-terazione è molto complessa. Di conseguenza la esclusiva responsabilità dei ratti nel determina-re il declino delle popolazioni di uccelli marini deve essere attribuita con molta attenzione te-nendo conto che anche altri fattori pos-sono determinare, per svariati anni, variazioni significa-tive della grandezza delle loro popolazioni (e.g. Towns et al. 2006; Ruffino et al. 2008).

Sebbene le operazioni di eradicazione di specie invasive introdotte in tempi storici dall'uomo abbiano ormai interes-sato in tutto il mondo quasi 900 isole (Philippe- Lesaffre M. et al. 2022, ma anche Jones et al. 2016) sono solo pochi gli studi che hanno fornito elementi sufficienti a dimostrare che sia stata l'eradicazione dei ratti o di altre specie l'esclusivo fattore in grado di determinare un significativo aumento



delle popolazioni di uccelli mari-ni. Questi studi sono ca-ratterizzati dal monitoraggio della dinamica di popolazione della specie di procel-lariformi og-getto dell'intervento effettuato per svariati anni prima e per svariati anni dopo l'operazione dell'eradicazione dei ratti, attraverso l'utilizzo di transetti standardizzati comprendenti le varie tipologie am-bientali di un'isola (Philippe- Lesaf-fre M. et al. 2022).

Un monitoraggio rigoroso, con metodi standardizzati e a lungo ter-mine delle popolazioni di Procel-lariformi è l'unico modo per com-prendere se quello che è stato fatto è stato veramente utile oppure non rilevante o addirittura dannoso per l'ecosistema insulare che generalmente è anche poco conosciuto.

L'effetto del Brodifacoum su specie non bersaglio in segui-to a dispersione per via aerea di pellets

La bibliografia sull'avvelenamento di specie non target in seguito alla dispersione di brodifa-coum nell'ambiente, soprattutto in aree protette, allo scopo di favorire una specie a scapito di altre è, come si è visto, ricchissima ma si può sintetizzare nei seguenti punti:

1. le ricerche effettuate dimostrano che l'avvelenamento da brodifacoum di specie selvatiche non bersaglio è un fe-nomeno molto comune e diffuso ed è causato dal fatto che questa mo-lecola, dispersa nell'ambiente, vi rimane per lun-ghissimo tempo e entra nelle catene alimen-tari attraverso un gran numero di meccanismi che solo in parte sono noti, ad esempio attra-verso gli invertebrati che si nutrono delle esche, i residui di pellets non utilizzati, le feci di animali che hanno ingerito brodifacoum anche a dosaggi sub letali op-pure resti di organi di animali morti per avvelenamento

2. La ricomparsa dei ratti in isole sottoposte ad un inter-vento di derattizzazione che, soprattutto, ha comportato mortalità significative in specie non target e la contamina-zione dell'ecosistema con sostanze tossiche ad alta persi-stenza, è una evenienza disastrosa che in-ficia completa-mente lo sforzo economico, di personale e di tempo legati al progetto (Capiz-zi et al. 2019). Questa evenienza, che si evidenzia a distanza di anni dalle operazioni di era-dicazio-ne, viene normalmente attribuita sia alla capacità dei ratti di nuotare da isole vicine nelle quali sono ancora presenti, siano al fatto che possono essere veicolati da natanti op-pu-re reintrodotti volontariamente per “sabotare” l’opera-zione (Capizzi et al. 2019).

Tuttavia si tralascia un altro motivo, forse il più logico,

Specie	Consistenza stima-ta pre- intervento	Mortalità at-tesa	Consistenza stimata post-intervento	Mortalità ef-fettiva stima-ta
Gabbiano reale (<i>Larus michaelis</i>)	800-1.800 coppie (Sposimo et al. 2011)	25-50 coppie (Sposimo et al. 2011)	300 coppie (Gotti et al. 2014)	500-1.500 coppie
Capra di Monte-cristo (<i>C. aegagrus</i>)	184 individui ¹ (Gotti et al. 2014)	N.D.	107 individui ² (Gotti et al. 2014)	77 individui (41,8 %) (Gotti et al. 2014)
Corvo imperiale (<i>Corvus corax</i>)	1-2 coppie	probabile	0 coppie ³	100 %
Coniglio selvatico e incroci (<i>Oryctolagus cuni-culus huxley</i>)	Presente ma non censito	Probabile	0 (Sposimo et al. 2019)	100%

ovvero che non tutti i ratti presenti sull'isola “derattizzata” siano stati raggiunti dalle esche tossiche e quindi, gradual-mente, gli esemplari sopravvissuti ricostituiscono una popo-lazione grande quanto lo era prima del tentativo di eradi-cazione in base alla “carrying capacity” del territorio. Per questo motivo non basta un monitoraggio ripetuto poche volte a distanza anni dall'operazione di eradicazione ma sono necessari, come già suggerito (Philippe- Lesaffre M. et al., 2022), censimenti che siano ef-fettuati costantemente per almeno per 4 anni consecutivi l'intervento e siano noti i dati rela-tivi ad almeno i 4 anni precedenti.

La tabella successiva mostra una sintesi della mortalità delle specie non target, fra cui alcune di particolare interesse conservazionistico, prevista all'inizio del progetto e riscon-trata dopo la di-spersione per via aerea dei pellets contenen-ti Brodifacoum (Sposimo et al. 2011, Sposimo et al. 2019, Gotti et al. 2022).

L'eradicazione dei ratti nelle isole: conservazione della na-tura o disastro ecologico?

Sebbene l'utilizzo del Brodifacoum tramite dispersione aerea per l'eradicazione dei ratti nelle isole sia molto diffu-so, molti gruppi di interesse considerano questo approccio eticamente inaccettabile proprio a causa della mortalità di specie non target causati dall'elevata persistenza di questo tossico nell'ambiente (Fisher et al. 2011).

La risposta a questa domanda è possibile solo se si è in grado di dimostrare attraverso un mo-nitoraggio di svariati anni e con metodi di censimento efficaci e standardizzati un

¹Nel 2011

²Nel 2013

³1 individuo avvistato nel 2013

aumento stabile della grandezza della popolazione di uccelli marini e che tale aumento è inequivocabilmente dovuto all'eradicazione dei ratti e non ad altri fattori.

Questa problematica è ben nota in quanto il Brodifacoum per la sua elevata tossicità e la sua elevatissima persistenza ambientale è quello che alla massima efficacia per l'uccisione dei ratti associa i maggiori rischi di mortalità per le specie non target nonché di diffusione nell'ecosistema (Gotti et al. 2022).

La problematica relativa a dimostrare l'effettivo beneficio delle operazioni di eradicazione dei ratti a favore di specie che possano essere condizionate nella loro sopravvivenza da questi roditori non è ancora risolta perché l'impatto dei ratti può variare notevolmente a seconda delle aree, delle stagioni e dell'anno (Townsend et al. 2006).

Uno o due monitoraggi sull'aumento del successo riproduttivo di una piccola percentuale di nidi, che può essere del tutto casuale, non basta a sancire il successo di un'operazione che ha come conseguenza, una contaminazione vasta e persistente di un ecosistema insulare i cui effetti sono lungi dall'essere totalmente individuati.

Le isole caratterizzate da ripide scogliere, falesie e scarsa copertura vegetale offrono agli uccelli marini delle zone di nidificazione, anche vaste, poco accessibili ai ratti e quindi il loro impatto sulla capacità riproduttiva totale è probabilmente trascurabile.

Nonostante sia stato dimostrato, già a partire dagli anni '90, che come conseguenza della persistenza del brodifacoum nell'ambiente si verificano numerosi episodi di mortalità secondarie in molteplici specie animali non bersaglio, anche molto tempo dopo la sua dispersione, raramente sono stati attuati efficaci programmi di monitoraggio sugli effetti a lungo termine di questa molecola sull'ecosistema. Questa attività di sorveglianza post intervento, necessaria mente di lungo termine ovvero anni, data la persistenza nota del brodifacoum. Tuttavia il problema etico non si risolve con una semplice valutazione costo/benefici di tali azioni, in particolare modo nelle aree sottoposte a tutela naturalistica

Di conseguenza prevedere un metodico e prolungato monitoraggio delle comunità animali presenti in un'area in cui si progetta un intervento estremamente invasivo come la dispersione aerea di esche tossiche contenenti un principio ad alta persistenza ambientale, che andrà inevitabilmente ad inquinare per anni l'intero ecosistema, è indispensabile non solo per comprendere se l'intervento era veramente giustificato e se ha portato benefici irrilevanti al prezzo di un danno biologico rilevante per l'ecosistema insulare, soprattutto se poco noto prima dell'introduzione dei ratti.

Non è chiarissimo in che misura le operazioni di eradicazione dei ratti nelle isole italiane siano state coronate da successo contrariamente a quanto affermato da alcuni autori (e.d. Capizzi et al. 2019). Infatti, su 26 isole sottopo-

ste ad operazione di derattizzazione sia con distributori che con dispersione aerea di pellets con brodifacoum (Gotti et al. 2022), 8 (31 %) dopo un iniziale successo sono state reinvasate dai ratti, in almeno un caso si sospetta per reintroduzione de-liberata, per 12 (46 %) è stato concluso che l'eradicazione abbia avuto completo successo, per 1 (3,8%) è stato sancito l'insuccesso, mentre per 5 (26%) ancora non si hanno i risultati definitivi. Solo per 20 isole su 26 si hanno dati pubblicati (Gotti et al. 2022), in quanto per 6 isole i risultati sono riportati solo ex verbis e di conseguenza (n=20) risulta che nel 45% dei casi (n=9) l'eradicazione non ha avuto successo (insuccesso o iniziale successo ma poi reinvasata dai ratti) mentre solo nel 50% (n=10) si ritiene che l'operazione abbia avuto successo. Per un'isola (Venetene, LT) l'esito è da confermare.

Non sono note stime della popolazione di Berta minore per gli anni successivi all'intervento, dato che sarebbe estremamente utile per comprendere se il progetto ha avuto veramente successo oppure no. Nell'unica tabella disponibile (Capizzi et al. 2016) nella quale vengono cumulate i dati delle coppie stimate di Berta minore nelle isole di Molara e Montecristo la popolazione complessiva stimata di questa specie si attesta cumulativamente tra 500 e 600 coppie mentre prima dell'intervento solo sull'isola di Montecristo ne venivano stimate 400-750 coppie (Sposimo et al. 2011, Gotti C. et al. 2014). Pertanto questi numeri sono di difficile interpretazione per dimostrare la reale efficacia dell'operazione di eradicazione dei ratti ai fini dell'aumento della popolazione della Berta minore.

Il successo di un progetto di eradicazione dei ratti su di un'isola allo scopo di favorire il successo riproduttivo delle specie di uccelli marini ritenute minacciate dalla presenza del roditore dovrebbe essere misurato nell'ordine di almeno un decennio dopo l'operazione per verificare se il trend positivo non sia dovuto alle oscillazioni naturali della popolazione a causa di fattori naturali (variabilità climatica annuale, reclutamento per immigrazione da parte di altre

© Eric Isselec/shutterstock.com



popolazioni, etc.). Alcuni autori (Lesaffre et al. 2022 ad es.), affermano che sia necessario un monitoraggio a medio - lungo termine pre e post eradicazione per stabilire se effettivamente la risposta eventualmente positiva della popolazione di uccelli marini sia duratura tanto da confermare i benefici dell'eradicazione dei ratti a scopo di conservazione.

Anche la motivazione di riportare alle condizioni primarie, ovvero prima della introduzione dei ratti, gli ecosistemi delle isole del Mediterraneo è abbastanza debole e non giustificerebbe l'utilizzo di sostanze così tossiche, persistenti e caratterizzate da bioaccumulo per ambienti di cui si è voluto garantire paradossalmente l'integrità e la conservazione, perché nessuno è in grado di dire

quante isole ospitano le popolazioni di Procellariiformi in assenza dei ratti, nessuno è in grado di dire quante popolazioni di uccelli marini sono diminuite o scomparse con l'arrivo dei ratti (Baccetti et al. 2019, Gotti C. et al. 2022).

L'unica cosa certa è che nel Mediterraneo, in migliaia di anni, ratti e procellariiformi sono coesistiti nelle diverse isole attraverso: [...] equilibri resi possibili, anche sulle isole infestate, da poco note dinamiche densità dipendenti... (Gotti C. et al. 2022).

Di conseguenza, sebbene il brodifacoum sia la sostanza tossica più utilizzata per gli interventi di controllo dei ratti nelle isole, al fine di favorire il recupero di specie ritenute minacciate dalla presenza del ratto stesso (Howald 2005; Howald 2007), il suo uso negli ultimi anni è stato sottoposto ad una attenta revisione critica a causa del gran numero di avvelenamenti secondari che determina nelle specie non bersaglio (Townsend et al. 2006, Fisher et al. 2009). Inoltre la portata delle conseguenze dell'esposizione agli anticoagulanti nelle popolazioni selvatiche non target è ancora quasi del tutto sconosciuta (Irokawa-Otani 2013).

Ma non sono da ignorare le possibili violazioni alle leggi dello Stato in merito alla tutela degli animali.

Il previsto avvelenamento primario di numerosi esemplari di Capra di Montecristo, nonché di altre specie animali non target, come effetto collaterale della dispersione di

pellets contenenti brodifacoum, può considerarsi come una violazione dell'articolo 544 ter del Codice Penale?

Art.544 ter C.P.

Chiunque, per crudeltà o senza necessità, cagiona una lesione ad un animale ovvero lo sottopone a sevizie o a comportamenti o a fatiche o a lavori insopportabili per le sue caratteristiche etologiche è punito con la reclusione da tre a diciotto mesi o con la multa da 5.000 a 30.000 euro.

La stessa pena si applica a chiunque somministra agli animali sostanze stupefacenti o vietate ovvero li sottopone a trattamenti che procurano un danno alla salute degli stessi.

La pena è aumentata della metà se dai fatti di cui al primo comma deriva la morte dell'animale.

E come si conciliano progetti del genere con la recente modifica dell'art. 9 della Costituzione?

Articolo 9

La Repubblica promuove lo sviluppo della cultura e la ricerca scientifica e tecnica [cfr. artt. 33, 34].

Tutela il paesaggio e il patrimonio storico e artistico della Nazione.

Tutela l'ambiente, la biodiversità e gli ecosistemi, anche nell'interesse delle future generazioni. La legge dello Stato disciplina i modi e le forme di tutela degli animali."

Era "necessario" provocare la morte di centinaia di animali appartenenti a specie non target, come effetto collaterale di un'operazione di eradicazione dei ratti di cui ancora non si conosce la reale efficacia in termini di aumento stabile della popolazione di Berta? E sulle altre Isole che cosa è successo?

Non è facile dare una risposta alla domanda se sia eticamente accettabile diffondere una molecola tossica e altamente persistente in un ecosistema consolidato da centinaia di anni se non migliaia ritenuto, per altri versi, particolarmente da proteggere e provocare la morte di centinaia di animali che, di fatto, non interferivano con la dinamica di una singola popolazione animale da "promuovere". Noi riteniamo di no.

Nel caso dell'isola di Montecristo la popolazione di Berta minore sembrava convivere tranquillamente con la popolazione di ratti, grazie all'equilibrio ecologico raggiunto, tant'è che rappresentava ben il 3-10% della popolazione globale di questa specie con una consistenza di 400-750 coppie precedentemente all'intervento (Sposimo et al. 2011).

Vogliamo concludere questo articolo inserendo testualmente quanto scritto in un interessante articolo sulle matrici etiche nella conservazione della biodiversità (Biasetti & De Mori 2019):

[...]Si potrebbe a tal proposito sottolineare come la natura possieda una sua peculiare forma di autonomia, un'autonomia rispetto ai nostri interessi, ai nostri sforzi e ai nostri tentativi di delimitare in qualche modo il suo operato. La conservazione

è in buona parte un’impresa che na-sce proprio per frenare, o quanto meno gestire, la crisi ecologica causata dagli esseri umani nel loro rapporto distruttivo colla natura. Ma anche la conservazione può cadere nella vecchia abitudine di cercare di imporre schemi «umani» alla natura: come quando adotta una visione che potremmo chiamare «museale» della propria missione, e dimentica che la «natura della natura» è processuale, non statica. È vero che la conservazione è soprattutto gestione degli ambienti, degli ecosistemi, e delle specie, ma non dovrebbe mai perdere di vista l’idea che gli ambienti non possono essere ‘costruiti’ per incarnare un qualche ideale di biodiversità costrui-to dagli esseri umani, che gli ecosistemi si reggono su processi estremamente complessi che dif-ficilmente possono essere compresi e amministrati a pieno, e che le specie non sono idee plato-niche congelate in qualche sperduto iperurario.

Il principio di autonomia applicato alle cate-gorie ambientali potrebbe a proposito avanzare la richiesta di contenere l’intervento dei con-servazionisti nei limiti delle conoscenze più solide che abbiamo nei confronti degli ecosistemi e delle specie, di evitare forme di «accanimento terapeutico», di non considerare sempre l’estin-zione come una tragedia e di proteggere accanto alle specie anche la «speciazione», ricono-scendo in questa maniera una certa indipendenza e «libertà» ai proces-si naturali...].

Bibliografia

- Baccetti N., Capizzi D., Corbi F., Massa B., Nissardi S.,Spano G.,Sposimo P. 2009 Breeding shearwaters on italian islands: population size, island selection and co-existence with their main alien predator, the black rat. Riv. Ital. Orn. Milano 78(2) 83-100, 15-XI-2009
- Baker H., Best Jennifer and Lawrence Ways. 2007. Determining which chemicals have significant impacts on biodiversity: An outline framework. Joint Nature Conser-vation Committee Paper <http://www.jncc.gov.uk/page-2671>. Consultato il 1 feb-braio 2012
- Biasetti P. e B. De Mori (2019) Le matrici etiche nella conservazione della Biodiversi-tà. Etica & Politica/Ethics & Politics, XXI, 2019,1, pp 233-254
- Booth, L.H.; Eason, C.T.; Spurr, E.B. 2001: Literature review of the acute toxicity and persistence of brodifacoum to invertebrates. Pp. 1-9 in: Department of Conservation 2001: Literature review of the acute toxicity and persistence of brodifacoum to inver-tebrates. Science for Conservation 177, vi + 23 p.
- Caliani L., A. Di Noi, C. Amico, R. Berni, M. Romi, G. Cai, M. Guarnieri, A. Navo-ne, G. Spano, G.R. Howald, P. Sposimo, L. Marsili. 2023 Brodifacoum levels and bi-omarkers in coastal fish species following a rodent eradication in an Italian marine protected area: preliminary results. Life, 13, 415, <https://doi.org/10.3390/life13020415>
- COLKIM S.r.L. 2018, Scheda dati di Sicurezza Brocum Pellet. Revisione n.8 Data Revisione 30/01/2018. [https://www.colkim.it/site/wp-content/uplo-ads/2018/02/SDS-BROCUM-PELLET.pdf](https://www.colkim.it/site/wp-content/uploads/2018/02/SDS-BROCUM-PELLET.pdf) . Consultato in data 21/07/23

- Crowell, M.D.; Broome, K.G.; Eason, C.T.; Fairweather, A.A.C.; Ogilvie, S.; Mur-phy, E.C. 2013: How long do vertebrate pesticides persist in living mammals? Piori-ties for research. DOC Research and Development Series 337. Department of Con-servation, Wellington. 18 p.
- Donlan C.J; Gregg R. Howald, Bernie R. Tershy, Donald A. Croll. 2003. Evaluat-ing alternative rodenticides for island conservation: roof rat eradication from the San Jorge Island, Mexico. Biological Conservation 114 (2003) 29-34
- Dowding, J.E., E.C. MURPHY and C.R. VEITCH. 1999. New Zealand Journal of Ecology 23(2): 207-214
- Dowding, J.E.; T.G. Lovegrove, J. Ritchie, S.N. Kast and M. Puckett. 2006. Mor-tality of northern New Zealand dotterels (Charadrius obscurus aquilonius) fol-lowing an aerial poisoning operation. Notornis, Vol. 53: 235-239
- Eason, C.T., G.R. Wright, and D. Batcheler. 1996. Anticoagulant effects and the per-sistence of brodifacoum in possums (Trichosurus vulpecula). New Zealand J. Agric. Research 39:397-400
- Eason C., et al. 2002 Assessment of risks of Brodifacoum to Non-target birds and Mammals in New Zealand. Ecotoxicology 11 35-48

- Elliott J.E., S. Hindmarch, Courtney A. A., J. Emery, P. Mineau & F. Maison-neuve. 2013 Exposure pathways of anticoagulant rodenticides to nontarget wildlife. Environ Monit Assess DOI 10.1007/s10661-013-3422-x
- Fisher P.M., 2009. Residual concentration and persistence of Anticoagulant Ro-denti-cides Brodifacoum and Diphacinone in Fauna. A thesis submitted in partial fulfil-ment of the requirements for the Degree of Doctor of Philosophy at Lincoln Univer-sity.
- Fisher P., 2010. Environmental fate and residual persistence of brodifacoum in wild-life. Envirolink 884-HBRC131 Landcare Research, Gerald Street, PO Box 40, Lin-coln 7640, New Zealand, Ph +64 3 321 9999, Fax +64 3 321 9998, www.landcareresearch.co.nz
- Fisher P., 2011. Environmental monitoring for brodifacoum residues after ae-rial ap-plication of baits for rodents eradication. In: Veitch, C.R.; Clout, M.N. and Towns, D.R. (eds.). 2011. Islands invasives: eradication and management. IUCN, Gland, Switzerland. pg 300-304
- Gotti C, Cozzo M, De Faveri A, Zenatello M, Baccetti N., Lazzaro L, Ferretti G, Foggi B (2014) Il monitoraggio della fauna e della fl ora a Montecristo. In: Qua-derni del Parco, documenti tecnici 2, PROGETTO LIFE+ MONTECRISTO 2010, Eradi-cazione di componenti floro faunistiche aliene invasive e tutela di specie e habitat nell’ Arcipelago Toscano. Parco Nazionale Arcipelago Toscano, Portoferraio, pp 54–69
- Gotti C., Capizzi D., Petrassi F., Sposimo P., dell’Agnello F., Baccetti N., Raga-nella Pelliccioni E. (2022). L’ eradicazione del Ratto nero (Rattus rattus) dalle isole del Me-diterraneo: linee guida, buone pratiche, casi di studio. Ispra, Manuali e Linee Guida n. 199/2022.
- Gutierrez I., Gregory C. Loarie. 2013 Proposed Regulations Designating Bro-di-facoum, Bromadiolone, Difenacoum, and Difethialone as Restricted Materials – DPR Regulation No. 13-0002 <http://saferodentcontrol.org/site/wp-content/upload-s/2013/11/2013-10-04-Comments-on-Proposed-Restricted-Use-Regs.pdf> consultato il 04 agosto 2023
- Harper G.A.; J. Zabala and V. Carrion. 2011. Monitoring of population of Galápag-os land iguanas (Conolophus subcristatus) during rat eradication using brodifacoum in Veitch, C.R.; Clout, M.N. and Towns, D.R. (eds.). 2011. Islands invasives: eradi-

ca-tion and management. IUCN, Gland, Switzerland. pg 309-312

- Hoare J.M. & Kelly M. Hare, 2006. The impact of brodifacoum on non-target wildlife: gaps in knowledge. New Zealand Journal of Ecology (2006)30(2): 157-167
- Howald G.H., C.J. Donland, J.P. Galván, J.C. Russel, J. Parkes, A. Samaniego, Y. Wang, D. Veitch, P. Genovesi, M. Pascal, A. Saunders and B. Tershy. 2007. Invasive Rodent Eradication on Islands. Pages 1258-1268. Conservation Biology. Volume 21. No. 5, 2007.
- Howald G.R., K. R. Faulkner, B. Tershy, B. Keitt, H. Gellerman, E.M. Cre-el, M. Grinnell, S. Ortega and D.A. Croll., 2005. Eradication of Black rats from Anacapa Is-land: Biological and Social Considerations. Pages 299-312 in D.K. Garcelon and C.A. Schwemm, editors. Proceedings of the sixth California Island symposium. Insti-tute for Wildlife Studies, Arcata, California.
- Irokawa Otani L. 2013 Proposed Regulation Designating Brodifacoum, Bro-madio-lone, Difenacoum and Difethialone as restricted materials- DPR Regula-tion No 13-0002. http://saferodentcontrol.org/site/wp-content/uploads/2013/11/LaurelSerieys_UCLA_PublicCommentLetter.pdf consultato il 04 agosto 2023
- Jones H. P., Nick D. Holmes, Stuart H. M. Butchart, Bernie R. Tershy, Peter J. Kap-pes, Ilse Corkery, Alfonso Aguirre-Muñoz, Doug P. Armstrong, Elsa Bon-naud, An-drew A. Burbidge, Karl Campbell, Franck Courchamp, Philip E. Cowan, Richard J. Cuthbert, Steve Ebbert, Piero Genovesi, Gregg R. Howald, Bradford S. Keitt, Ste-phen W. Kress, Colin M. Miskell, Steffen Oppel, Sally Poncet, Mark J. Rauzon, Gé-rard Rocamora, James C. Russell, Araceli Samaniego-Herrera, Philip J. Seddona, De-na R. Spatz, David R. Towns and Donald A. Crolle. (2016) In-vasive mammal eradi-cation on islands results in substantial conservation gains. Proceedings of the national Academy of Science 113(15),4033-4038. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1521179113
- Martin J.L., Thibault J.C., Bretagnolle V. (2000) Black rats, island character-istics, and colonial nesting birds in the Mediterranean: consequences of an ancient introduc-tion. Conservation Biology, 14: 1452-1466
- Masetti M., (1995) - Current knowledge on the early occurrence of the black rat, Rat-tus rattus L., 1758 (Muridae, Rodentia), on the Italian mainland and islands. In: Atti del I Convegno Nazionale di Archeozoologia. Quaderni di Padusa, 1: 348-358.
- Masetti M. (2009). The wild goat, Capra aegagrus Erxleben, 1777, on the islands of the Mediterranean Sea and the Eastern Atlantic Ocean. Mammal Re-view, 39 (2): 141-157.
- Masetti M. (2016). The wild goat, Capra aegagrus Erxleben, 1777, of the island of Montecristo (Northern Tyrrhenian Sea, Italy): does it still exist? Mam-malia 2016; 80(2): 125–141
- Masetti M. (2022) On the elusive origin of the wild goat, Capra aegagrus Erxleben, 1777, on the island of Montecristo (Italy). Biodiversity Journal, 2022,13 (3): 651–662 <https://doi.org/10.31396/Biodiv.Jour.2022.13.3.651.662>
- Munday J.S., Thompson L.J. 2003 Brodifacoum toxicosis in two neonatal pup-pies. Vet. Pathol. 40:216-219
- Olea P. et al. 2009. Lack of scientific evidence and precautionary principle in massive release of rodenticides threatens biodiversity: Old lessons need new reflections. Envi-ronmental Conservation: page 1 of 4 © 2009 Foundation for En-vironmental Conser-vation doi:10.1017/S0376892909005323
- Ordinanza Ministeriale 14 gennaio 2010 “Proroga e modifica dell’ordinan-

- za 18 di-cembre 2008, come modificata dall’ordinanza 19 marzo 2009, recante: «Norme sul divieto di utilizzo e di detenzione di esche o di bocconi avvelenati». (10A01779) (G.U. Serie Generale n. 33 del 10 febbraio 2010)
- Pascotto et al. 2011 Aspetti tossicologici ed epidemiologici dell’avvelenamento da ro-denticidi negli strigiformi e possibili risvolti gestionali. in M. Bon, F. Mez-zavilla, F. Scarton (eds.), Atti 6° Convegno Faunisti Veneti. Boll. Mus. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 61, pp. 214-225.
- Philippe -Lesaffre, M., Thibault, M., Caut, S. Bourgeois, K., Berr, T., Ravache, A., Vidal, E., Courchamp, F., & Bonnaud, E. 2023 Recovery of insular seabird po-pula-tion years after rodent eradication. Conservation Biology, 37, e14042. <https://doi.org/10.1111/cobi.14042>
- Renzi Monia (BIO/07) ECOTOSSICOLOGIA. [https://moodle2.units.it/plu-ginfile.php/366793/modresource/content/0/4_Saggimonospecifici35slcompres-sed.pdf](https://moodle2.units.it/pluginfile.php/366793/modresource/content/0/4_Saggimonospecifici35slcompressed.pdf) consultato il 3 agosto 2023
- Riley S.P.D., Bromley C., Poppenga R.H, Uzal F.A.,Whited L. & Sauvajot R. M. Anticoagulant Exposure and Notoedric Mange in Bobcats and Mountain Lions in Ur-ban Southern California Journal of Wildlife Management 71(6), 1874-1884, (1 Au-gust 2007). <https://doi.org/10.2193/2005-615>
- Ruffino L., Bourgeois K. Vidal E., Dhuem C., Paracuellos M., Escribano F., Sposimo P., Baccetti N., Pascal M, Oro D. 2009. Invasive rats and seabirds after 2,000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. Biol Invasion DOI 10.1007/s10530-008-9394-z
- Ruffino L., Bourgeois K., Vidal E., Icard J, Torre F. and Legrand J. 2008. Introdu-ced predators and cavity-nesting seabirds: unexpected low level of interaction at breeding sites. Can.J. Zool. 86: 1068-1073 (2008) DOI 10.1139/Z08-070
- Serieys Laurel E. K, Janet Foley, Sean Owens, Leslie Woods, Erin E. Boyd-ston, Lisa M. Lyrenjj, Robert H. Poppenga, Deana L. Clifford, Nicole Stephen-son, Jaime Rudd, and Seth P. D. Riley. 2013 Serum chemistry, hematologic, and post-mortem findings in free-ranging bobcats (lynx rufus) with notoedric mange. J. Parasitol., 99(6), 2013, pp. 989–996
- Serieys L.E.K, T. C. Armenta, J. G. Moriarty, E. E. Boydston, L. M. Lyren, R. H. Poppenga, K. R. Crooks, R. K. Wayne, S. P. D. Riley 2015 Anticoagulant rodenti-cides in urban bobcats: exposure, risk factors and potential effects based on a 16-year study. Ecotoxicology DOI 10.1007/s10646-015-1429-5
- Sposimo P. et al. 2011. Piano di eradicazione del ratto nero (Rattus rattus) nell’Isola di Montecristo (Arcipelago Toscano).(http://www.montecristo2010.it/stealth V3 pubblica/0810373A000333028084.pdf. consultato il 1° febbraio 2012
- Sposimo P., Capizzi D., Cencetti T., De Pietro F., Giannini F., Gotti C., Puppo F., Quilghini G., Raganella Pelliccioni E., Sammuri G., Trocchi V., Vagniluca S., Zani-chelli F. & Baccetti N., 2019 - Rat and lagomorph eradication on two large islands of central Mediterranean: differences in island morphology and consequen-ces on me-thods, problems and targets. In Veitch C.R., Clout M.N., Martin A.R., Russell J.C. & West C.J. (eds.): Island invasives: scaling up to meet the challenge. IUCN, Gland (Switzerland). Occasional Paper SSC no. 62.: 231–235.
- Towns D.R., Atkinson I.A.E. & Daugherty C.H. 2006 Have the harmful ef-fects of in-troduced rats on islands been exaggerated? Biological Invasion (2006) 8: 863-891 DOI 10.1007/s10530-005-0421-z
- WHO Library Cataloguing in Publication Data Brodifacoum: health and safety guide. (1995) (Health and safety guide; no. 93). L. Series ISBN 92 4 15 1093 5; ISSN 0259-7268 (NLM Classification: WA 240).

VERSO UNA ECOLOGIA PIÙ ATTENTA ALLE DINAMICHE DEGLI ECOSISTEMI

Per una migliore logica da applicare al restauro ambientale e per una gestione delle risorse naturali più sostenibile

di Kevin Cianfaglione*

Gli habitat naturali si stanno sempre più deteriorando a causa di numerosi fattori, perlopiù legati all'impatto antropico. Di conseguenza, la biodiversità resta fortemente minacciata nonostante le sempre maggiori iniziative a favore dell'ambiente, nonostante importanti e crescenti investimenti, nonostante i numerosi programmi internazionali sviluppati, nonostante l'evoluzione della legislazione per la tutela dell'ambiente e nonostante l'incremento delle aree protette che è progressivamente avvenuto negli ultimi decenni.

Queste preoccupazioni sono giustificabili per gli ambienti urbani, per gli ambiti agro-ecologici, ma anche per gli ambienti semi-naturali e persino per quelli più naturali, senza risparmiare le diverse formazioni come prati, foreste e zone umide (Bijlsma e Loeschcke, 2012; Candolin, 2019; Bădăluț, et al., 2020; Costea et al., 2021). Tutto questo nonostante molte politiche nazionali e internazionali sono state sviluppate per prestare maggiore attenzione all'ambiente, e anche nella pianificazione urbana e territoriale.

Queste criticità sono da un lato frutto degli sconvolgimenti climatici e ambientali che sono perlopiù conseguenze attribuibili all'impatto umano. Ma un altro fattore da tenere maggiormente in conto è anche la conseguenza dei cosiddetti "compromessi tra conservazione e sviluppo del territorio" che finiscono troppo spesso per essere "al ribasso" riguardo la conservazione dell'ambiente, della naturalità del terri-

torio. Pertanto si finisce per perdere la biodiversità legata agli ambienti naturali, poiché l'impatto antropico netto finisce per aumentare. Si perde la biodiversità agricola poiché si preferisce troppo spesso seguire il mercato, gli incentivi economici, o perché si fanno regolamenti che finiscono per avvantaggiare le monoculture intensive e non l'agricoltura della diversità. Inoltre i migliori terreni coltivabili sono sempre maggiormente persi, vittime dell'urbanizzazione e quindi del consumo di territorio.

Inoltre si vedono gli ecosistemi troppo spesso come ambienti statici, e quindi da dover conservare come sono, o come vorremo, investendo molte energie, tempo e denaro per tutelare ambienti artificiali o semi naturali (anche se talvolta considerati come "naturali"), finendo per fare giardinaggio più che conservazione della natura. A tal riguardo ci vorrebbe una maggiore visione dinamica degli ecosistemi, con una maggiore accettazione del "Rewilding". Ad esempio il bosco che torna tramite le varie fasi della successione secondaria negli ex coltivi, negli abitati abbandonati, nei pascoli, non andrebbe visto come un male, ma come un segno delle mutate condizioni socio economiche. Della Natura che torna a riprendersi i suoi spazi, sottratti in passato dall'uomo. Poco importa se quella natura che torna possa essere identica o diversa dal passato. Questo va visto come una nuova opportunità, e non come perdita di qualcosa. La società cambia, l'economia pure, la natura si riorganizza, e dovremmo farlo anche noi.

Se la natura che torna è diversa perché impoverita in specie ormai scomparse per via dell'uomo, si dovrebbe pensare ad aiutare la natura con opere mirate. Mentre se vi fossero specie in più (come nel caso di specie aliene) allora si può

* Biologo ed ecologo vegetale LITL, Faculté de Gestion, Économie et Sciences, Université Catholique de Lille, F-59000 Lille, France



© Thx4Stock/shutterstock.com

pensare ad azioni di controllo, di monitoraggio, di studio – e persino quindi al lasciare fare alla natura.

Non dobbiamo sempre pensare che un bosco vada sempre gestito o tagliato, così come non dobbiamo pensare che nessun bosco debba essere più usato. Stesso è valido per gli altri ambienti come i pascoli e stato vale per le specie più "indesiderate". Stessa cosa è valida per le attività venatorie o di sele-controllo della fauna, nativa o aliena che sia. La cosa importante è contestualizzare bene le cose di volta in volta, cercando di agire con meno pregiudizi possibile e con buon senso, con le maniere dovute, con la dovuta cautela e nei luoghi opportuni, non sempre e dappertutto. Solo così possiamo sottolineare la diversità ambientale e del mosaico del paesaggio e solo così possiamo sperimentare e testare le nostre azioni, limitando eventuali danni il più possibile riguardo le nostre azioni che potrebbero mostrare limiti o controindicazioni.

Certamente il continuare ad agire su ambienti più artificiali e seminaturali è importante, ma questo dovrebbe essere molto ristretto in ambiti dove si può investire a lungo o su superfici ridotte. Bisognerebbe cioè farlo in sinergia, affiancando le superfici lacciate alla successione secondaria e quindi alle dinamiche naturali. Questo, a supporto di un mosaico del paesaggio e della biodiversità.

Prospettive per il futuro

Alla luce dei cambiamenti climatici attesi, è in costante aumento la probabilità che eventi climatologici rari ed estremi si verifichino più spesso e con intensità crescente.

Tra le conseguenze dei cambiamenti Globali, non solo quelli climatici, ma anche quelli di tipo socio economici e

dell'uso del suolo, dobbiamo dunque aspettarci nuove possibili condizioni ambientali. I possibili eventuali effetti negativi dovrebbero quindi essere previsti per cercare di poterli affrontare al meglio. Per queste ragioni è ancor più importante studiare il funzionamento degli ecosistemi e le relative tendenze dinamiche, modificando gli attuali approcci alla conservazione e alla gestione delle risorse naturali e alla politica ambientale: per promuovere misure adattative il più appropriate possibile.

Il successo nella gestione dell'ambiente e nella governance del territorio può essere migliorato aggiornando la descrizione degli habitat, studiando le dinamiche e la biodiversità degli ecosistemi.

In questo modo si può attuare una migliore sperimentazione e un più adeguato sviluppo di modelli di funzionamento e predittivi. Questo, agendo con una sinergia interdisciplinare multitask tra scienze umane e scienze della vita poiché l'uomo è una variante ecologica non trascurabile, e poiché la gestione e la questione della conservazione si riflette sulla società umana e sul benessere. Ciò include anche la Citizen Science, la comunicazione dei risultati scientifici e dei problemi scientifici, nonché l'educazione civica e ambientale.

Questo approccio interdisciplinare è particolarmente necessario per i territori influenzati da una presenza umana di lunga data in cui la distribuzione delle specie è maggiormente influenzata da fattori di stress antropico e dalla storia della presenza umana. In questi casi, la differenza tra ciò che è considerato nativo o introdotto potrebbe essere più difficile da valutare, fino ad essere impossibile o vano.

Al giorno d'oggi, per questi motivi, l'ecologia umana, la geografia umana, le questioni socioeconomiche e le conoscenze tradizionali (patrimonio culturale e percezione della natura) sono sempre più considerate cruciali per promuovere strategie basate sulla comunità di gestione delle risorse naturali e per migliorare la nostra conoscenza della biodiversità locale (Reynoldset al., 2014; Spash e Aslaksen, 2015; Molnár e Babai, 2021).

D'altra parte, è nei luoghi in cui l'impronta umana è più forte o più di lunga durata che è più difficile riuscire a capire se alcune specie siano autoctone o aliene, e come alcune specie siano state avvantaggiate o svantaggiate dalla presenza umana. In quei luoghi a volte potrebbe essere anche molto difficile immaginare la vegetazione potenziale tanto che l'ambiente è stato antropizzato da lungo tempo.

Per questi motivi, voler “congelare” l'ambiente così com'è, non sempre si rivela una soluzione efficiente o duratura ai fini della conservazione, delle risorse naturali/gestione del territorio. Questo nonostante le leggi e gli eventuali finanziamenti mirati.

Se all'inizio si pensava allo studio e alla conservazione delle specie, e poi si è capito che era necessario prestare attenzione anche agli ecosistemi, oggi si dovrebbe prestare maggiore attenzione alle dinamiche e ai trend dinamici.

Gli ecosistemi non possono essere intesi solo come ambienti di conservazione in quanto tale (con i loro valori naturalistici o ambientali), né solo in funzione del valore monetario o del loro potenziale di sviluppo economico per la Società. Non si può considerare l'ambiente come l'agricoltura, così come formazioni che debbano produrre per forza qualcosa di monetizzabile. Né come ambienti da manomet-

tere, da gestire, da controllare o dominare come vorremo, o solo per ottenere finanziamenti e soldi da spendere.

Gli ecosistemi hanno molte dimensioni e forniscono servizi disparati tra cui ad esempio con funzione sociale, estetica, culturale, salute pubblica, arte e spiritualità.

Un bosco in piedi ad esempio fornisce beni e servizi per tutti, ugualmente. Cosa che invece non può accadere per un bosco tagliato.

In aree abitate da lungo tempo, seppure in fasi alterne, l'influenza antropica non è una variabile trascurabile, soprattutto quando ci si sofferma sulla distribuzione e la composizione specifica delle comunità biologiche. Per questo motivo può essere molto difficile capire se la presenza di una specie sia dovuta o meno all'influenza dell'uomo. Allo stesso modo, è difficile capire quanto la distribuzione di una specie possa essere stata alterata dalla presenza umana, così come quanto un popolamento vegetale sia più o meno vicino a una vegetazione di testa di serie, o quanto delle specie o persino intere comunità possano aver trasgredito, cioè essere slittate verso serie adiacenti, spostandosi cioè dal loro punto originale in seguito all'impatto umano. Divenendo da primarie, secondari, cioè da naturali a semi naturali o antropiche.

Nelle aree che sono state a lungo influenzate dalla presenza umana, le differenze tra ciò che è considerato naturale, semi-naturale o artificiale (alieno) potrebbero essere difficili da valutare. In ogni caso, questo esercizio resta comunque molto utile perché questo può influenzare le strategie di gestione, delle decisioni e i risultati ottenibili. Altrimenti, la risposta rischia di essere troppo imprecisa o errata, il che è particolarmente inaccettabile per Taxa notevoli, utilissimi, appariscenti, rari o comunque degni di conservazione. Per questi motivi, in casi simili, le indagini storiche, archivistiche e di ecologia umana potrebbero essere rilevanti per la ricerca ecologica e biogeografia per comprendere meglio le tendenze e le traiettorie.

Molte specie non autoctone hanno una lunga storia in termini di presenza in un determinato areale geografico. Alcuni di essi sono ormai molto lontani dal loro areale originario, anche se possiamo considerarli tipici di un paesaggio, di una cultura. Possiamo considerarli una traccia, una testimonianza del passato, come potrebbe essere un rudere, un vecchio ponte abbandonato...

Insomma, possiamo considerarli come una componente del paesaggio fossile; un residuo di un paesaggio arcaico; testimone di una cultura passata; o come prova dell'uso del suolo nel corso della storia. Gli organismi viventi e le comunità sono sempre stati liberi di modificare le proprie caratteristiche, i propri assemblaggi e i propri areali di distribuzione, sia nel tempo che nello spazio; seguendo la dinamica delle caratteristiche ambientali. Per questo abbiamo avuto la diversificazione della biodiversità in natura ma anche in ecosistemi più artificiali attraverso una selezione artificiale.



© daniilphotos/shutterstock.com

Inoltre gli areali non devono essere considerati come qualcosa di statico, senza comprendere che devono essere lasciati liberi di cambiare, di adattarsi, di affrontare i cambiamenti globali: i possibili cambiamenti climatici, i possibili eventi climatici estremi, e altri cambiamenti legati all'uso del suolo, cambiamenti, inquinamento e altri possibili impatti umani, e ai cambiamenti socio-economici.

Definire alieno anche qualcosa che si considera originario di una zona vicina può sembrare un'esagerazione.

Spesso le specie aliene più “tollerate” dagli esperti rientrano negli Archeobiota, anche se popolarmente questo non è altrettanto vero. Va dunque ricordato a tal riguardo che gli Archeobiota sono stati Neobiota alcuni secoli prima. Di conseguenza, ogni Neobiota può essere destinato a diventare un Archeobiota, se gli si lascia altrettanto tempo e modi; così coevolvendo e trovando un equilibrio con il proprio ambiente, e possibilmente diventando una specie utile o identitaria per qualcuno.

Quanto è giusto quindi agire mediante l'educazione ambientale, o con la comunicazione “scientifica” in modo da inculcare negli altri cattive idee, l'odio, la paura o il disprezzo delle specie non native, in maniera generalizzata e radicale?

Quanto è giusto quindi voler eradicare ad ogni costo e con ogni mezzo queste specie indesiderate, perché considerate non native?

Questi due punti vanno a ricollegarsi al problema delle specie “antipatiche” che spesso vengono considerate negative, o aliene anche quando non lo sono. Possiamo invece osservare altre specie che spesso vengono considerate autoctone, anche se non lo sono, perché “piacevoli”. Il problema è che qualcosa che può essere spiacevole per qualcuno, può essere piacevole per altri e viceversa.

Un tipico esempio sono le conifere, troppo spesso denigrate o mal considerate, considerate facilmente come alloctone anche quando magari sono strettamente endemiche, come accade spesso con il pino nero o con il pino d'Aleppo nei rimboschimenti nazionali.

Le specie alloctone vanno viste con maggiore curiosità, con posizioni più equilibrate, con maggiore obiettività, e in maniera più rigorosa. Vanno contestualizzati caso per caso, evitando generalizzazioni preoccupanti e denigrandole. Cercando soluzioni più efficienti, durevoli, sostenibili, serene ed equilibrate.

Le buone pratiche finiscono per essere svantaggiate dagli estremi, alla eccessiva approssimazione, dalla troppa generalizzazione, dalla paura che sempre più è fomentata, insieme all'odio che spesso si radicalizza al riguardo. Paura, approssimazione e odio, messe assieme non possono generare mai nulla di positivo.

Quindi, non solo le aree di distribuzione devono essere viste in modo più dinamico, ma anche la conservazione e la gestione degli spazi naturali devono essere viste in modo

più dinamico, senza voler congelare per sempre tutti gli ambienti così come sono. Ne possiamo ridurre la conservazione al mero giardinaggio, in agricoltura o in qualcosa che comunque deve produrre ricchezza monetizzabile. Ciò significa che accanto alla conservazione degli ambienti più antropici, seminaturali e naturali protratta in modo attivo, è necessario pensare anche agli ambienti da lasciare alla libera evoluzione, che siano essi primari o secondari. Ciò è necessario anche per avere siti di riferimento, spesso terribilmente carenti, che ci aiutino nella ricerca scientifica e nella gestione degli ecosistemi.

Chiaramente queste tematiche sono talmente ampie e complesse, applicabili su contesti che possono essere anche molto diversi, pertanto non è possibile poterle esaurire completamente in poche pagine. Per questo c'è un forte bisogno di approfondire e quindi di provocare un dibattito costruttivo su tali problematiche; come del resto è anelito di questo mio intervento. Così come è stato e sarà per gli altri miei interventi di questo tipo, su queste tematiche, sui principi della biologia della conservazione, sulla scienza del restauro degli ecosistemi, e nella maniera della gestione del paesaggio e delle risorse naturali.

Bibliografia

- Bijlsma R., Loeschke V., 2012 - Genetic erosion impedes adaptive responses to stressful environments. *Evolutionary Applications* 5, 2, 117–129. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2011.00214.x>.
- Candolin U., 2019 - Habitat deterioration, signals and conservation. In *Encyclopedia of animal behavior*. Choe C.J., Ed.; Academic Press-Elsevier: Cambridge, USA. I: 266–272. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.01126-2>.
- Bănăduc D., Joy M., Olosutean H., Afanasiev S., Curtean-Bănăduc A., 2020 - Natural and anthropogenic driving forces as key elements in the Lower Danube Basin – South-Eastern Carpathians – North-Western Black Sea coast area lakes, a broken stepping stones for fish in a climatic change scenario? *Environmental Science Europe*, 32, 73. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00348-z>.
- Costea G., Push M.T., Bănăduc D., Cosmoiu D., Curtean-Bănăduc A., 2021 - A review of hydropower plants in Romania: Distribution, current knowledge, and their effects on fish in headwater streams. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 145, 111003 <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111003>.
- Reynolds H.L., Smith A.A., Farmer J.R., 2014 - Think globally, research locally: Paradigms and place in agroecological research. *American Journal of Botany*, 101(10): 1631-1639. <https://doi.org/10.3732/ajb.1400146>.
- Spash CL, Aslaksen I., 2015 - Re-establishing an ecological discourse in the policy debate over how to value ecosystems and biodiversity. *J Environ Management*, 159(15): 245-253. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.049>.
- Molnár Z., Babai D., 2021 - Inviting ecologists to delve deeper into traditional ecological knowledge. *Trends in Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.04.006>.

UN PONTE TRA SELVATICO E DOMESTICO. IL CASO DEL MUFLONE ALLE ISOLE HAWAII E LA RAZZA BLACK HAWAIIAN SHEEP

Interrogativi e dubbi sull'utilizzo di questo esempio per la gestione degli ungulati nelle isole mediterranee

di **Alessio Zanon***

Introduzione

Attualmente sull'isola del Giglio è in corso il progetto EU LetsGoGiglio-LIFE 18 NAT/IT/000828 che si occupa, tra le molte azioni, dell'eradicazione totale dei mufloni, *Ovis gmelini musimon*, Pallas 1911, sulla base di un'invocata necessità di "riqualificazione ambientale".

La presenza di questo ungulato trae origine da un'azione precisa di salvaguardia volta a mettere al sicuro dal pericolo di estinzione la popolazione mediterranea, al tempo fortemente minacciata dal bracconaggio in Corsica e Sardegna (Ghigi, 1917). Alla metà degli anni cinquanta del secolo scorso, fu insediato sul Giglio un nucleo di mufloni per iniziativa di alcuni zoologi italiani dell'epoca (Alessandro Ghigi, Augusto Toschi, Renzo Videsott, Ugo Baldacci), (Masserini, 1958; Baldacci, 1975; Masseti, 1982). Dal 1955, gli animali furono collocati in una zona recintata del promontorio del Franco da cui, negli ultimi decenni, gli individui sono fuoriusciti a causa dei cedimenti della recinzione (Masseti, 2003).

Nessuna ricerca di campo risulta effettuata sul Giglio per giustificare l'eradicazione. Non esistono studi approfondi-

ti sull'impatto che questa specie ha sull'ambiente naturale dell'isola mentre i danni rilevati all'agricoltura locale sono limitati a pochi sporadici casi. Nessun censimento identifica la popolazione di quest'ungulato su un'isola di limitate dimensioni di appena 23,8 km². Esiste solo una generica stima che parla da 24 a 96 capi (pag. 17 Allegato 01 - Progetto LIFE 18 LetsGo Giglio).

Nonostante la rimarcata mancanza di studi adeguati, l'eradicazione totale degli esemplari è in corso e prossima alla conclusione. Un recentissimo studio genetico ha evidenziato la persistenza di alcuni caratteri genici atavici nella popolazione giliense, oggi perduti in quella sardo-corsa. Ciò determina l'irrecuperabile rimessa di elementi biologici con caratteri fenotipici e genotipici peculiari, non più disponibili nell'originale popolazione e forse utili a una sua salvaguardia futura (Barbato et al., 2022).

A differenza di LetsGoGiglio, altri progetti non prevedono l'eradicazione di ungulati da altre isole italiane. È il caso di Life Ponderate-LIFE 14 NAT/IT/00054 concluso nel 2022 sull'isola di Zannone con superficie di appena 1.03 km²; nell'arcipelago delle isole Pontine (Lazio). Qui la popolazione di mufloni è di circa 40-50 individui e considerata stabile. La specie fu introdotta sull'isola nel 1922 con tre coppie di fondatori provenienti dalla Sardegna (cfr. Lucchesi et al., 2007; Direzione Parco nazionale del Circeo, 2020, pers. com.).

* Medico Veterinario, con Dottorato di Ricerca in Produzioni Animali, Biotecnologie Veterinarie, Qualità e Sicurezza degli Alimenti. Email: zanovalessio@hotmail.com

In tale contesto nazionale, la presunta "invasività" della sottospecie *Ovis gmelini musimon*, Pallas 1911 sull'isola del Giglio è avvalorata sulla base di studi compiuti sulle isole Hawaii. In queste isole il muflone "*Ovis musimon*", la cui origine genetica dei fondatori non è chiara, potrebbe differire notevolmente dal muflone delle popolazioni italo-francesi ed essere più vicino al muflone armeno *Ovis gmelini gmelini*, Blyth 1841 (Castelló, 2016), anch'esso introdotto in USA. Sull'isola di Hawaii nel 1957 (per altri nel 1962) fu inserito per meri scopi venatori e per migliorare la qualità delle pecore rinselvatichite nella località di Mauna Kea tramite incroci che nelle intenzioni dei fautori, avrebbero dovuto migliorare la qualità dei trofei, attenuando al contempo le caratteristiche invasive delle pecore brade già presenti. Partendo da una popolazione fondatrice di undici individui frammista in parte a pecore inselvatichite di razza Black Hawaiian, per merito della florida vegetazione nativa assai nutriente, la popolazione è giunta a più di 2.500 capi in trentasei anni, determinando forti perturbazioni ambientali, peraltro già vissute con grande disagio per l'introduzione degli ungulati domestici (pecore, capre e bovini),. (Tomich, 1986).

La coincidenza temporale nell'introduzione di questo ungulato in isole tanto distanti (isola Hawaii e isola del Gi-

glio) con ambienti e vegetazioni totalmente diverse pone oggi alcune perplessità interpretative degne di essere analizzate nel dettaglio.

In particolare, si ritiene che le isole mediterranee che da tempo hanno perso il loro assetto primordiale, non possano in alcun modo beneficiare di eradicazioni di ungulati ormai entrati a pieno titolo tra gli animali qui naturalizzati e composti da nuclei di limitata consistenza numerica. Basti pensare all'esempio della Capra di Montecristo, riconosciuta quale elemento identitario dell'omonima isola. Le azioni dovrebbero invece essere volte a studiare queste piccole popolazioni, determinando nel dettaglio le dinamiche demografiche e valutando di volta in volta possibili interventi di contenimento, qualora non si instaurassero naturalmente degli equilibri. (cfr. Lucchesi et al., 2007; Direzione Parco nazionale del Circeo 2020, pers. com.).

Perplessità notevoli esistono anche su alcune fonti documentali che equiparano l'effetto distruttivo di alcuni ungulati selvatici, come capre e mufloni, rispettivamente un brucatore ed un prevalente pascolatore (Van Soest, 1982), indicando come soluzione generica e decontestualizzata una rimozione di tali animali dalle piccole isole (Campbell & Donlan, 2005).



Muflone.

© Thx4Stock/shutterstock.com

Recenti studi sembrano smentire l’attribuzione di invasività del muflone come affermato da Kárpáti e Náhlík (Kárpáti et al., 2023). Gli stessi, riferendosi alla definizione di Wonham (Wonham, 2006) affermano che il rischio di invasività non sia superiore a quello delle specie native. Gli stessi concordano invece con la definizione di Warren (Warren, 2007) che considera il muflone come naturalizzato o di carattere “post-invasivo”, (Usher, 1999; Kopij, 2017).

Il contesto primario delle isole Hawaii e le prime introduzioni di mammiferi

Per centinaia di migliaia di anni, gli unici mammiferi trovati sulla terraferma, a parte la foca monaca delle Hawaii *Neomonachus schauinslandi*, Matschie, 1905, sono stati i pipistrelli canuti hawaiani *Lasiurus cinereus semotus* Allen, 1890 propri delle isole hawaiane di: Hawaii, Maui, Molokai, Oahu e Kauai. Fu solo quando i primi colonizzatori polinesiani arrivarono alle Hawaii, circa 1900 anni fa, che altri mammiferi terrestri furono introdotti. Con loro i polinesiani portarono cani, maiali e topi (probabilmente ratto del Pacifico o Polinesiano, *Rattus exulans*, Peale, 1848). Da allora sono stati introdotti molti altri mammiferi domestici e selvatici.

Le pecore domestiche furono inizialmente introdotte a Kauai nel 1791 e nell’isola Hawaii nel 1793. Le capre domestiche furono sbarcate su Ni’ihau nel 1778 e probabilmente anche alle Hawaii quell’anno. Il bovino domestico arrivò nel 1793 sull’isola delle Hawaii (Baker et al., 1972). Sebbene i maiali siano stati originariamente introdotti nelle Hawaii dai polinesiani, il ceppo europeo portato dal Capitano James Cook nel 1778 è il probabile antenato di quello odierno diffuso nelle foreste. Il Capitano Cook e il Capitano George Vancouver erano entrambi interessati a rifornire le isole con animali domestici (Moulton et al., 1986). Fu istituito al tempo dal regnante Kamehameha, un “kapu” di dieci anni (divieto di caccia e di macellazione di bovini, ovini e altri animali europei) a partire dal 1794 (Tomich, 1986). Un certo numero di altri ungulati fu introdotto in epoche successive. Nel 1825, bovini e pecore rinselvaticiti furono trovati vicino alla cima del Mauna Kea durante la prima ascesa registrata da un occidentale, il botanico James Macrae. Questi sono gli unici discendenti del bestiame importato dal Capitano George Vancouver nel 1791. Al momento del rilascio, le pecore si adattarono prontamente alle nuove condizioni e nel 1937, oltre 40.000 pecore furono segnalate a Mauna Kea. Si nutrivano della foresta di māmane danneggiando in particolare alcune specie (*Sophora chrysophylla*, (Salisbury.) Seemann. e *Myoporum sandwicense*, Gray) (Robichaux et al., 2000). Il pascolo eccessivo di questo habitat unico compromise la diffusione del piccolo fringuello nativo, l’uccello palila o crociere hawaiano (*Loxioides bailleui*, Oustalet, 1877). Due influenti gruppi ambientalisti con sede negli Stati Uni-

ti continentali, “The Sierra Club” e la “Audubon Society” fecero pressioni per un’azione governativa energica. Nel 1979 ottennero con successo un’ordinanza del tribunale che richiedeva un’azione statale per la rimozione di tutte le pecore e capre non controllate da allevatori da Big Island. Nonostante questo, i nativi hawaiani di Big Island hanno fatto affidamento su queste pecore sin dai primi anni del 1800. Infatti, il re Kamehameha autorizzò l’importazione di pecore, capre e bovini perché li giudicava una risorsa a lungo termine per nutrire gli hawaiani affamati. Come abbiamo già ricordato inizialmente questi animali godevano della condizione di “kapu”, ovvero protezione reale dalla caccia che aveva permesso loro di insediarsi e moltiplicarsi. Tuttavia, quando il “kapu” fu revocato dieci anni dopo (1804), il danno all’ambiente era notevole e dovettero essere prese misure drastiche per abbattere in particolare i bovini che avevano invaso la Big Island per cui fu richiesta la totale eradicazione (Juvik and Juvik, 1984).

Negli ultimi 200 anni gli hawaiani si sono impegnati nella caccia di sussistenza sostenibile per ottenere cibi proteici dalle pecore delle Hawaii. Il costo della carne importata è proibitivo per molti hawaiani che vivono nell’entroterra, spesso con un reddito minimo. Oggi i nativi hawaiani temono di perdere questa risorsa alimentare tradizionale a causa dei controlli numerici imposti dal governo che causano profonde divisioni all’interno della comunità locale. Purtroppo l’impatto sulle foreste māmane di Mauna Kea dovuto allo sfruttamento foraggero da parte delle pecore e di altri ungulati, prolungato per oltre 150 anni, ha provocato notevoli danni. Fortunatamente i silvicoltori territoriali iniziarono ad affrontare il problema costruendo una recinzione intorno a Mauna Kea nel 1937 e rimuovendo quasi 50.000 pecore, capre e bovini da Mauna Kea negli anni ‘30 e ‘40 del secolo scorso (Juvik and Juvik, 1984). Per quanto riguarda il muflone successivamente introdotto per scopi venatori sull’isola negli anni ‘60, fu emessa una seconda sentenza nel 1987 che rafforzava lo sforzo statale per rimuovere i mufloni dalla stessa area e per la medesima ragione, ossia recuperare l’habitat forestale danneggiato (Sakai, Wagner and Mehrhoff, 2002).

Gli ungulati selvatici e la loro capacità adattativa

A differenza di pecore, capre e maiali rinselvaticiti e insediati nell’arcipelago, l’introduzione sulle isole di numerosi ungulati selvatici ha provocato danni ancor maggiori. Questi animali sono infatti in grado di saltare oltre la maggior parte delle recinzioni progettate per contenere gli animali, inoltre quando sono inseguiti, sanno disperdersi in piccoli gruppi e nascondersi nel fitto della foresta. La flora nativa delle Hawaii, essendosi sviluppata senza doversi proteggere, è estremamente vulnerabile ai danni causati dal calpestio e dalla rimozione della corteccia da parte di ungulati non nativi (Anderson, 1999).

Tabella 1: Introduzione degli ungulati selvatici nell’arcipelago e stato attuale della specie.

Isola	Ungulato introdotto	Anno di introduzione	Stato della specie
Isola di Hawaii, presso Mauna Kea	Muflone ed incrocio con pecore inselvatichite .	1962	Presente
Isola di Hawaii, presso Mauna Loa	Muflone (<i>Ovis gmelini</i> , Blyth 1841)	1968	Presente
Maui	Cervo pomellato (<i>Axis axis</i> Erxleben, 1777)	1959	Presente
Oahu	Cervo pomellato (<i>Axis axis</i> Erxleben, 1777)	1898	In seguito scomparso
Kauai	Muflone (<i>Ovis gmelini</i> , Blyth 1841)	1962	In seguito scomparso
Kauai	Cervo coda nera colombiano (<i>Odocoileus hemionus columbianus</i> Richardson, 1829)	1961	Presente
Molokai	Cervo pomellato (<i>Axis axis</i> Erxleben, 1777)	1868	Presente
Lanai	Antilocapra (<i>Antilocapra americana</i>) (Ord, 1815)	1959	In seguito scomparsa.
Lanai	Cervo pomellato (<i>Axis axis</i> Erxleben, 1777)	1920.	Presente
Lanai	Muflone (<i>Ovis gmelini</i> , Blyth 1841)	prima introduzione nell’arcipelago 1954	Presente
Niihau			Nessuna introduzione
Kahoolawe			(Isola disabitata) nessuna introduzione

Il cervo pomellato *Axis axis*, Erxleben, 1777 tuttora presente su alcune isole, rappresenta una minaccia per la sua grande capacità riproduttiva. In assenza di grandi predatori la popolazione subisce una tumultuosa crescita esponenziale non limitata dalle predazioni e dalle malattie epidemiche e

parassitarie che ne regolano le popolazioni nelle aree native (Waring, 1996). L’antilocapra *Antilocapra americana*, Ord, 1815 introdotta nella sola isola di Lanai risulta oggi assente. Inizialmente dopo la sua introduzione si registrò un discreto aumento degli effettivi seguito però da un graduale e ineso-

rabile deperimento della popolazione forse dovuto alla stretta consanguineità degli effettivi (Hess et al., 2005). Il cervo coda nera colombiano *Odocoileus hemionus columbianus*, Richardson, 1829 risulta diffuso nella sola isola di Kauai, dove nella fase di introduzione condivise gli areali con una piccola popolazione di mufloni che in seguito si è estinta in quel luogo. La prima vera introduzione del muflone nell'arcipelago è però datata 1954 e comprese inizialmente l'isola di Lanai dove sembra tuttora diffuso (St. John, 1973; Ohashi and Stone, 1985). Sulla Big Island l'ungulato selvatico introdotto più di recente è il muflone. Sebbene venga riportato da alcuni testi una introduzione all'inizio degli anni '50, sembra appurato che questo valga per altre isole e non per la Big Island. A partire dal 1962 i mufloni furono incrociati con pecore selvatiche e rilasciati sui pendii intorno a Mauna Kea. Oggi esiste ancora una grande popolazione di questi incroci nella parte settentrionale di Mauna Loa, così come nelle terre che circondano Mauna Kea. Questi incroci a volte possono essere visti dal sentiero Pu'u O'o, così come in varie altre parti di Saddle road. Nel 1968 una popolazione di muflone fu introdotta per scopi di caccia nel Kahuku Ranch (ora parte del Parco Nazionale dei Vulcani delle Hawaii) sul versante meridionale del Mauna Loa. Oggi questi animali possono essere trovati comunemente nella parte superiore di Ocean View. I comportamenti sociali di questi animali presentano differenze degne di nota. Il muflone si segrega per sessi e forma grandi gruppi solo durante la riproduzione, limitando così l'abbattimento efficiente a cura dei cacciatori, esclusivamente durante questa fase. Negli altri periodi gli animali si disperdono ampiamente in piccoli gruppi. Le tecniche di controllo che si basano sulla radiotelemetria sono in gran parte inefficaci per il muflone. Questi ungulati dai piedi sicuri sulle rocce, a volte vengono scambiati per cervi, ma il muflone è l'unico ungulato allo stato selvatico di Big Island a parte i maiali selvatici. I mufloni mangiano molte piante hawaiane endemiche in via di estinzione comprese alcune orchidee esotiche native ed è in atto un programma di rimozione per tenerli fuori dal Parco Nazionale dei Vulcani delle Hawaii al fine di preservare l'habitat originario (Juvik and Juvik, 1984), (Moulton and Pimm, 1986).

Vista la notevole pressione venatoria concentrata in particolar modo all'ottenimento di trofei maschili, le popolazioni possono crescere rapidamente quando il rapporto tra femmine e maschi è alto. Un'abbondanza di cibo di alta qualità, come quello delle isole del Pacifico, può portare a una maggiore precocità della prima gravidanza e ad una sopravvivenza di agnelli molto più alta, con ulteriore crescita della popolazione.

La razza Black Hawaiian Sheep e l'incrocio con il muflone come pericolo genetico

Non esiste un'origine esatta per la razza domestica

Black Hawaiian Sheep selezionata dall'ambiente hawaiano, tuttavia sembra appurato che questa derivi da pecore di tipo Barbados con una mutazione genetica del colore che le rende nere. Queste pecore sono considerate rare, sono di colore nero uniforme con occasionali riduzioni del pigmento intorno al muso e al contorno orbitale. Talvolta sembrano avere una tinta rossastra sulla lana dorsale a causa dell'esposizione al sole. Gli arieti maturi in media mostrano una lunghezza del corno compresa tra 50 e 100 cm, tuttavia alcuni individui anziani possono superare tali misure. Ci sono cinque tipi principali di incornatura con diverso andamento spiraliforme. Le corna dei giovani maschi sono di un nero corvino, ma possono diventare da bruno a bruno chiaro con l'avanzare dell'età. Le femmine sono spesso prive di corna. Gli arieti hanno una criniera nella parte ventrale del collo che va da 7 a 20 cm. I maschi possono pesare da 63 a 68 kg mentre le femmine di solito pesano circa 40 kg. L'introduzione del muflone è da considerarsi la prima responsabile dell'erosione genetica di questa razza che rischia fortemente l'estinzione a



Black Hawaiian Sheep.
© NinaTavaresPhotos/shutterstock.com

causa dell'inquinamento genetico provocato dall'incrocio. La produzione di meticci è stata all'origine della formazione dell'ibrido muflone-pecora selvatica di Mauna Kea (Stone and Keith, 1985). Questi soggetti si presentano più grandi e robusti del muflone selvatico. I mantelli, in ragione di questo incrocio, sono a volte discordanti da quello selvatico ordinario e molto variabili. I gestori faunistici sono preoccupati che sotto l'intensa pressione venatoria volta al controllo numerico della popolazione, le variazioni pigmentarie si indirizzino verso i colori più criptici, che si mimetizzano in modo molto efficace con l'ambiente, determinando una maggiore difficoltà nell'individuazione degli individui. Sebbene le pecore e le capre selvatiche siano state effettivamente eliminate da Mauna Kea, il muflone incrociato continua ad espandersi invadendo altre aree naturali, avvantaggiandosi fortemente per il vigore acquisito dal rinsanguamento con le pecore. Tale espansione sembra interessare anche il Parco Nazionale dei Vulcani delle Hawaii, nonostante la presenza di recinzioni progettate per impedirne l'accesso.

Differenze fra mufloni alle Hawaii e sull'isola del Giglio

Da quanto sopra esposto risulta utile un raffronto puntuale tra la situazione dell'arcipelago delle Hawaii e dell'isola del Giglio.

Quando si affronta la tematica del danno o degli effetti benefici degli erbivori sulla vegetazione ci sono infinite variabili ed il risultato non è mai lo stesso. Numerosi studi dimostrano che ogni ambiente ha le sue peculiarità e l'introduzione della medesima specie in ambiti diversi può avere effetti contrapposti. Ne è un esempio lo studio fatto nelle foreste della Nuova Zelanda dove gli ungulati non nativi hanno generato in alcune parti un effetto positivo sulla biodiversità e sul ciclo dei nutrienti, determinando un arricchimento di tali ambienti, mentre in altri casi si è ottenuto un effetto opposto. Tutto ciò evidenzia ancora una volta la necessità di affrontare lo studio dei singoli casi, non traendo una regola applicabile in generale, specie se ci troviamo di fronte a sistemi estremamente complessi e con infinite variabili. La vegetazione hawaiana non presenta meccanismi di resistenza contro gli erbivori come tannini, spine, tossine, vegetazione decidua, fusti modificati (bulbi sotterranei, tessuti meristematici inaccessibili al pascolatore) che ne inibiscano il consumo (Gordon e Prins 2008). Al contrario la vegetazione del Giglio, peraltro fortemente influenzata da tempo dalle introduzioni effettuate dall'uomo nei secoli, è composta da essenze vegetali del tutto adattate alla convivenza con gli erbivori. Parlando di orchidee, spesso citate come specie fragili, non si può fare a meno di notare che le specie hawaiane, esotiche, vengono danneggiate dal muflone, come riportato in bibliografia. In ambito mediterraneo le orchidee prative, trovano vantaggio nell'azione degli animali, che limitano la crescita di leguminose e graminacee, più attrattive per i pascolatori, favorendo il ciclo vegetativo delle orchidee (Pierce, 2011).

Benché le introduzioni del muflone nel Giglio e nelle Hawaii non siano così distanti temporalmente, la demografia delle due popolazioni ha avuto sviluppi molto diversi. Questo potrebbe trovare giustificazione in molte variabili tra cui: le malattie infettive e parassitarie in ambito mediterraneo differiscono da quelle delle Hawaii; la tipologia di territorio e di vegetazione e quindi la disponibilità di acqua e di foraggi sono totalmente diversi e quindi anche la conseguente efficienza riproduttiva; cambia inoltre la pressione venatoria e la tipologia genetica influenzata, nelle Hawaii, dall'eterosi dovuta all'incrocio con la pecora.

Il muflone sulle isole mediterranee esplica una efficace azione anti incendio limitando nella densità la macchia suscettibile all'innesco del fuoco e favorendo la formazione di radure e prati che separano in modo attivo le aree boscate limitrofe. Tramite la digestione ruminale l'aspirazione delle feci viene inoltre favorito il ciclo dell'azoto con maggior mi-

neralizzazione ed aumento della biomassa microbica attiva nel terreno (Gordon e Prins, 2008).

Pertanto il teorico aumento del carico animale non sempre è associato ad effetti negativi sulla vegetazione. Velocizzando la degradazione della massa vegetale, con incremento del ciclo dei nutrienti si può ottenere quindi un generale miglioramento della copertura vegetale più diversificata e con una più lenta evoluzione a bosco.

Note conclusive

Quanto sopra esposto porta a concludere che: contrariamente alle isole Hawaii costantemente studiate e monitora-

te, sull'isola del Giglio si è permessa la programmazione e l'attuazione di una eradicazione di specie senza studi approfonditi inerenti al luogo e all'ambiente di intervento.

Gli studi genetici compiuti e pubblicati sono stati ignorati e sottostimati provocando un danno conclamato alla biodiversità ed al patrimonio naturalistico italiano. Non sono state prese in considerazione le rimostanze della popolazione residente del Giglio, commisurandole con le esigenze di protezione della natura.

È stato del tutto ribaltato il significato simbolico e protezionistico che aveva ispirato gli zoologi del passato nell'operazione di introduzione della colonia di mufloni del Giglio. ■

Bibliografia

- Anderson, S. B., 1999. Axis deer overview and profile: [www.hear.org/hnis/ reports/HNIS-AxiAxiV01.pdf].
- Baker, J. K. and Reeser D. W., 1972. Goat management problems in Hawaii Volcanoes National Park: a history, analysis, and management plan. National Park Serv. Nat. Resour. Rept. 2. 22 pp.
- Baldacci U., 1975. La storia del muflone. La riserva di Caccia: 1-4pp.
- Barbato M., Masseti M., Pirastru M., Columbano N., Scali M., Vignani R. & Mereu P., 2022. Islands as Time Capsules for Genetic Diversity Conservation: The Case of the Giglio Island Mouflon. Diversity, 14, 609. <https://doi.org/10.3390/d14080609>.
- Campbell K., Donlan C. J., 2005. Feral Goat Eradications on Islands, Conservation Biology 1362-1374 pp, 2005 Society for Conservation Biology. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00228.x.
- Castelló J. R., 2016. Bovis of the World. Princeton University Press.
- Ghigi A., 1917. I Mammiferi d'Italia considerati nei loro rapporti con l'agricoltura. Natura, vol. VIII, Milano.
- Gordon I. J., Prins H.H.T., 2008. The Ecology of Browsing and Grazing. Springer.
- Hess S., Kawakami B., Okita, D., and Medeiros, K., 2005. A preliminary assessment of mouflon abundance at the Kahuku Unit of Hawai'i Volcanoes National Park: U.S. Geological Survey Open File Report OF 2006-1193 [http://pubs.usgs.gov/of/2006/1193/].
- Juvik J.O. and Juvik S.P., 1984. Mauna Kea and the myth of multiple use: endangered species and mountain management in Hawaii. Mountain Res. Develop. 4(3):191-202.
- Kárpáti T., Náhlik A., 2023. Is the Impact of the European Mouflon on Vegetation Influenced by the Allochthonous Nature of the Species? Environmental Science.
- Kopij G., 2017. Expansion of alien carnivore and ungulate species in SW Poland. Russ. J. Biol. Invasions, 8, 290-299 pp.
- Lucchesi M., Bottacci A., Di Dio F., Stolfi G., Zerunian S., Zoecola A., Antonini G. & Bertinelli S., 2007. La popolazione di muflone (Ovis aries) dell'isola di Zannone (Isole Pontine): caratteristiche strutturali e demografiche (Mammalia Artiodactyla Bovidae). Quad. Studi Nat. Romagna, 25: 91-107.
- Masserini V., 1958. Mufloni e chukar all'isola del Giglio. Diana, 2: 11-14 pp.
- Masseti M., 1982. Nel regno dei mufloni. Toscana Qui, 2 (7/8): 18.
- Masseti M., 2003. Fauna toscana. Galliformi non migratori, Lagomorfi e Artiodactili. Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione nel settore Agricolo-forestale (ARSIA), Regione Toscana, Firenze: 311 pp.

le (ARSIA), Regione Toscana, Firenze: 311 pp.

- Moulton M. P. and Pimm S. L., 1986. Species introductions to Hawaii. Chapter 14, 231-249 pp. In: Mooney H. A. and Drake J. A. (eds.), 1986. Ecology of Biological invasions of North America and Hawaii. Springer-Verlag, New York. 321 pp.
- Ohashi T. and Stone C. P., 1985. Feral goat trend count and census procedures in Haleakala National Park. Hawaii Volcanoes National Park files. 17 pp. (typescript).
- Pierce S., 2011. La conservazione delle orchidee lombarde Consorzio Parco Monte Barro.
- Robichaux R., Bergfeld S., Bruegmann M., Canfield J., Moriyasu P., Rubenstein T., Tunison T., and Warshauer F., 2000. Reintroducing Hawai'i's silverswords: Endangered Species Bulletin, v. 25, p. 22-23.
- Sakai A. K., Wagner W. L. and Mehrhoff L. A., 2002. Patterns of endangerment in the Hawaiian flora: Systematic Biology, v. 51, p. 276-302.
- Scott J. M., Mountspring S., Ramsey F. L., and Kepler C. B., 1986. Forest bird communities of the Hawaiian Islands: their dynamics, ecology and conservation. Cooper Ornith. Soc. Stud. Avian Biol. 9.431 pp.
- St. John H., 1973. List of flowering plants in Hawaii. Pacific Trop. Botan. Gard. Mem. 1. Lawai, Kauai, Hawaii. 519 pp.
- Stone C. P. and Keith J. O., 1985. Control of feral ungulates and small mammals in Hawaii's national parks: research and management. Pages 277-287 In: C. G. J. Richards and J. Y. Ku (eds.), Control of mammal pests. Suppl. 1, Trop. Pest. Manage. 32. Taylor and Francis, Ltd., London. 406 pp.
- Tomich P. Q., 1986. Mammals in Hawaii, 2nd ed. Bishop Mus. Press, Honolulu, Hawaii. 375 pp.
- Usher M.B., 1999. Nativeness or non-nativeness of species. In Scottish National Heritage Information and Advisory Note 112; Battleby, Redgorton: Perth, UK.
- Van Soest P. J., 1982. Nutritional ecology of the ruminant. Cornell University Press. 237 pp.
- Waring, G., 1996. Preliminary study of the behavior and ecology of axis deer (Axis axis) on Maui, Hawai'i: Research report to Hale-akala National Park and the National Park Service [www.hear.org/ AlienSpeciesInHawaii/waringreports/axisdeer.htm].
- Warren C.R., 2007. Perspectives on the "alien" versus "native" species debate: A critique of concepts, language and practice. Prog. Hum. Geogr., 31, 427-446 pp.
- Wonham M., 2006. Species invasions. In Principles of Conservation Biology, 3rd ed.; Groom M.J., Meffe G.K., Carroll C.R., Eds.; Sinauer Associates Inc.: Sunderland MA, USA; pp. 293-331.

LA VIOLENZA NON TI FARÀ STARE MEGLIO. LORO SÌ.

Gli operatori sanitari e socio-sanitari lavorano tutti i giorni per la tua salute. **Aggredirli verbalmente e fisicamente è un reato e un atto di inciviltà che va contro il tuo stesso interesse e quello della collettività.**



SULLA RECENTE GESTIONE DEL PATRIMONIO NATURALISTICO DELLE ISOLE ITALIANE

Fino a quarat'anni fa si riteneva che la maggior parte dei mammiferi sulle isole nazionali fossero endemici. Ma negli anni Novanta è stato appurato che non era così

di **Marco Masseti***

Fino agli anni ottanta del secolo scorso, gran parte del mondo zoologico italiano (e non solo) riteneva che molti dei mammiferi ancora presenti sulle isole nazionali fossero endemici, appartenenti cioè a specie tipiche ed esclusive di quei territori. In questo modo erano, ad esempio, considerati il muflone tirrenico, *Ovis gmelini musimon* (Pallas, 1811) (Toschi, 1965; Cassola, 1976 e 1985; Perco, 1981) ed il cervo sardo, *Cervus elaphus corsicanus* (Erxleben, (Beccu, 1989; Cassola & Monni, 1989). L'incantesimo fu però destinato ad infrangersi già all'inizio degli anni novanta (sempre del secolo scorso) quando cominciarono ad apparire i risultati delle prime ricerche scientifiche che rivelavano come la quasi totalità dei mammiferi presenti sulle isole mediterranee vi fosse stata importata dal continente - in epoche anche diverse - in conseguenza di una attività antropica plurimillennaria (Masseti & Vianello, 1991; Masseti, 1993). La maggior parte dei mammiferi non volatori oggi presenti nelle isole del Mediterraneo vi è stata importata dall'uomo (Vigne, 1992; Masseti, 1998 e 2009). Con poche eccezioni, i mammiferi attuali rivelano una composizione di elementi decisamente omogenea, non essendo più caratterizzata da alcuno dei taxa endemici che una volta la componevano (Masseti & Sarà, 2003; Masseti, 1998 e 2009). Alla luce delle attuali conoscenze, meno di un quarto delle

specie di mammiferi presenti nella regione del Mediterraneo continentale è stato descritto come endemico (Cheylan, 1990).

Il numero di endemismi diminuisce drasticamente se si considera la composizione della fauna presente sulle isole. Infatti, rispetto al Pleistocene, si può osservare che l'attuale fauna insulare a mammiferi è più ricca di specie, ma con un livello di endemicità notevolmente ridotto (cfr. Vigne 1997, Masseti 1998). Oggi, la quasi totale assenza di endemiti è piuttosto sorprendente. Gli endemismi insulari sono limitati a soli quattro taxa, forse due specie di toporagno, il toporagno siciliano, *Crocidura sicula* Miller, 1900, e il toporagno cretese dai denti bianchi, *C. zimmermanni* Wettstein, 1953, oltre a due roditori, il topo cipriota, *M. cypriacus* Cucchi et al. 2006, recentemente scoperto e forse anche il dipodillo delle isole Kerkennah, *Dipodillus zakariai* Cockrum, Vaughan & Vaughan, 1976, dell'omonimo arcipelago tunisino (Masseti, 2009 and 2012) (**Figura 1**). La fauna delle isole del Mediterraneo non è più caratterizzata dagli endemiti che vi sono stati documentati fino all'Olocene antico. Presenta praticamente la medesima composizione di specie, essendo quasi esclusivamente caratterizzata da mammiferi continentali la cui comparsa sulle isole è stata essenzialmente influenzata dall'uomo ed è dominata da specie generaliste.

L'invasione degli ecosistemi da parte di elementi biologici estranei (alloctoni, "alieni") è oggi considerata fra le principali cause mondiali della perdita di biodiversità (Lowe et al. 2000; Clout 2002; Genovesi, 2005; Masseti, 2002; Wittenberg, 2002; Courchamp et al., 2003; Pascal et al., 2006). In considerazione della vulnerabilità della maggior parte degli attuali ecosistemi naturali,

sarebbe di importanza fondamentale tenere sotto controllo il fenomeno e, soprattutto, evitare ulteriori, future introduzioni. Nel caso degli ambienti insulari, in particolare, simili constatazioni hanno dato il via ad una serie di campagne volte ad una cosiddetta riqualificazione ambientale delle isole che ha prodotto - e continua a produrre - i discutibili risultati oggetto del presente lavoro. Già a partire dalla fine degli anni novanta del secolo scorso, l'INFS (Istituto nazionale per la fauna selvatica) ha dedicato uno spazio specifico a questo genere di problematiche, anche con alcune pubblicazioni fra cui Andreotti et al. (1999) e AA.VV. (2007). Nell'ambito della riforma del 2008, l'INFS è stato soppresso e sostituito dall'ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), per evitare il rischio della sua abolizione come ente inutile. L'ISPRA, però, non esprime un parere vincolante. Considerato che, ai sensi dell'articolo 7 della legge n. 157 del 1992, l'ISPRA è un organo scientifico e tecnico di ricerca e consulenza per lo Stato, le Regioni e le Province, non può di certo sostituire le amministrazioni nel compimento delle proprie scelte ma solo supportarle sotto il profilo squisitamente tecnico.

Progetti EU Life realizzati ed in fase di realizzazione nelle isole italiane

Anche con l'avallo ed in alcuni casi la partecipazione dell'ISPRA, una serie di progetti EU Life è stata condotta negli ultimi 20 anni ai fini di una cosiddetta riqualificazione ecologica degli ambienti naturali italiani, con un riguardo particolare per quelli insulari. Come specificato da Sposimo et al. (2011), lo scopo di questi progetti è di "garantire elevati benefici di conservazione per le comunità di animali e vegetali dell'isola, aumentandone la biodiversità". Simili iniziative sono state, comunque, prevalentemente concepite per rimuovere e/o eradicare gli elementi biologici alieni, e più specificatamente invasivi, allo scopo di tentare una sorta di discutibile restauro filologico delle condizioni ambientali originarie. Principale obiettivo di questi progetti è stato il tentativo di eradicare il ratto nero, *Rattus rattus* (L., 1758) dai territori insulari. Il roditore è stato infatti imputato di essere uno dei principali predatori dei pulli di alcune specie di uccelli pelagici, come la berta minore, *Puffinus yelkouan* (Acerbi 1827) (Baccetti et al. 2009; Sposimo et al., 2011; Zenatello et al. 2012). Fra il 1999 ed il 2012 sono stati condotti 14 progetti per la "riqualificazione ambientale" delle isole italiane (**vedi Tabella 1**). In seguito altri 5 interventi analoghi sono stati programmati ed in parte realizzati sulle isole di:

- Linosa e Lampedusa (Life Pelagic Birds LIFE 11

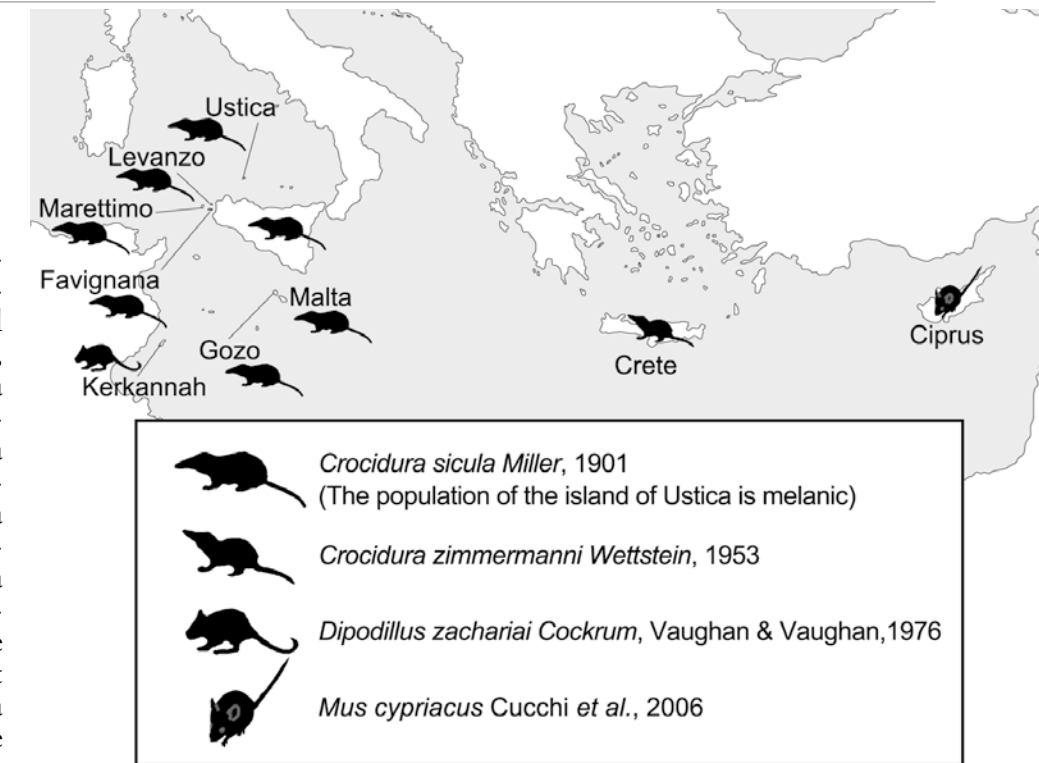


Figura 1. Isole mediterranee che ancora presentano mammiferi endemici.

NAT/IT/000093)

- Tavolara, Molara, Morallo, Isole del Nord-Est fra Capo Ceraso e Stagno di San Teodoro (Life Puffinus Tavolara LIFE 12 NAT/IT/00416)
- Ponza, Palmaiola, Zannone, Ventotene e Santo Stefano (Life Ponderate-LIFE 14 NAT/IT/000544)
- Tremiti e dune costiere da Torre Canne e Torre San Leonardo (Life Diomedee-LIFE 18 NAT/IT/000920)
- Isola del Giglio (LIFE Go Giglio-LIFE18 NAT/IT/000828)

Fra i capifila, partner e subcontraenti dei progetti figurano vari enti pubblici, fra cui l'Ente Parco Nazionale del Gargano, Ente Parco Nazionale Arcipelago Toscano, la già ricordata ISPRA, la Regione Lazio, la Regione Toscana, il Comune di Olbia, l'ex Corpo Forestale dello Stato, l'Università di Firenze, l'Università di Palermo ed altri ancora. In particolare, la società privata NEMO srl di Firenze ha partecipato ai seguenti progetti, a volte in qualità di coordinatore, altre di partner, di subcontraente o di redattore del progetto, anche in collaborazione con la società privata D.R.E.Am. Italia:

1. LIFE DIOMEDEE - LIFE18 NAT/IT/000920 (1 settembre 2019 – 30 giugno 2024)
2. LIFE LETSGOGIGLIO - LIFE18 NAT/IT/000828 (31 luglio 2019 – 31 dicembre 2023)
3. LIFE ASAP - LIFE15 GIE/IT/001039 (30 settembre 2016 – 31 luglio 2020)
4. LIFE PONDERAT - LIFE14 NAT/IT/000544 (1 ottobre 2015 – 31 marzo 2022)
5. RESTO CON LIFE - LIFE13 NAT/IT/00047 (1 giugno 2014 – 31 dicembre 2018)
6. LIFE PUFFINUS TAVOLARA - LIFE12 NAT/

* Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Sicilia.
International Union for the Conservation of Nature - Species Survival Commission (IUCN SSC)
e Società italiana per la Storia della Fauna "Giuseppe Altobello"
Email: marcomasseti55@gmail.com

BRODIFACOUM PASTE

Scheda di dati di sicurezza

Conforme al Regolamento (CE) n° 1907/2006 (REACH) come modificato dal Regolamento (UE) 2015/830

Altre informazioni : Nessuno/a.	
Testo integrale delle frasi H e EUH:	
Acute Tox. 1 (Dermal)	Tossicità acuta (per via cutanea), categoria 1
Acute Tox. 1 (Inhalation)	Tossicità acuta in caso di inalazione, categoria 1
Acute Tox. 1 (Oral)	Tossicità acuta (per via orale), categoria 1
Aquatic Acute 1	Pericoloso per l'ambiente acquatico — Pericolo acuto, categoria 1
Aquatic Chronic 1	Pericoloso per l'ambiente acquatico — Pericolo cronico, categoria 1
Repr. 1A	Tossicità per la riproduzione, categoria 1A
Repr. 1A	Tossicità per la riproduzione, categoria 1A
STOT RE 1	Tossicità specifica per organi bersaglio (esposizione ripetuta), categoria 1
STOT RE 2	Tossicità specifica per organi bersaglio (esposizione ripetuta), categoria 2
H300	Letale se ingerito
H310	Letale per contatto con la pelle
H330	Letale se inalato
H360	Può nuocere alla fertilità o al feto.
H360D	Può nuocere al feto.
H372	Provoca danni agli organi in caso di esposizione prolungata o ripetuta.
H373	Può provocare danni agli organi in caso di esposizione prolungata o ripetuta.
H400	Molto tossico per gli organismi acquatici
H410	Molto tossico per gli organismi acquatici con effetti di lunga durata

Figura 2. Brodifacoum paste – Scheda di sicurezza (Rentokil, 2018).

IT/000416 (1 luglio 2013 – 30 novembre 2018)

7. MONTECRISTO 2010 - LIFE08 NAT/IT/000353 (1 gennaio 2010 – 30 giugno 2014)

8. ISOTOSCA - LIFE04 NAT/IT/000172 (1 settembre 2004 – 31 dicembre 2007)

9. LIFE97 NAT/IT/004153 (1 gennaio 1998 – 30 aprile 2001)

10. LIFE11 NAT/IT/000093 (1 giugno 2012 – 31 dicembre 2017).

In qualità di subcontraente, la NEMO ha svolto ruoli di coordinamento, progettazione, monitoraggio ed elaborazione Piani di Gestione (PdG) dei LIFE Natura. È stata beneficiario associato per i progetti Montecristo 2010 (LIFE08 NAT/IT/000353) e LIFE Puffinus Tavolara (LIFE12 NAT/IT/000416), ed ha inoltre progettato tutte le eradicazioni di ratto nero condotte ad oggi sulle isole italiane. Con un comunicato stampa del 4 febbraio u.s., la società cooperativa toscana D.R.E.Am. è stata incaricata di svolgere un censimento delle capre rinselvatichite dell'Isola di Alicudi (arcipelago delle Eolie, Messina). Il monitoraggio, di cui è stato previsto lo svolgimento nei mesi di aprile e maggio 2023, consentirà di richiedere all'ISPRA l'autorizzazione per il piano di controllo e di eradicazione degli animali.

Gran parte, dunque, dei complessi insulari italiani è stata - ed è ancora - interessata da programmi di cosiddetta riqualificazione ambientale. Nella maggior parte dei casi ciò è avvenuto mediante progetti di eradicazione del ratto nero che sono stati effettuati attraverso la distribuzione di esche rodenticide. In alcune occasioni si è perfino ricorsi alla distribuzione aerea di queste ultime mediante l'ausilio di elicotteri. Nel caso dell'isola di Montecristo, il totale dei lanci è ammontato a oltre 14 ton-

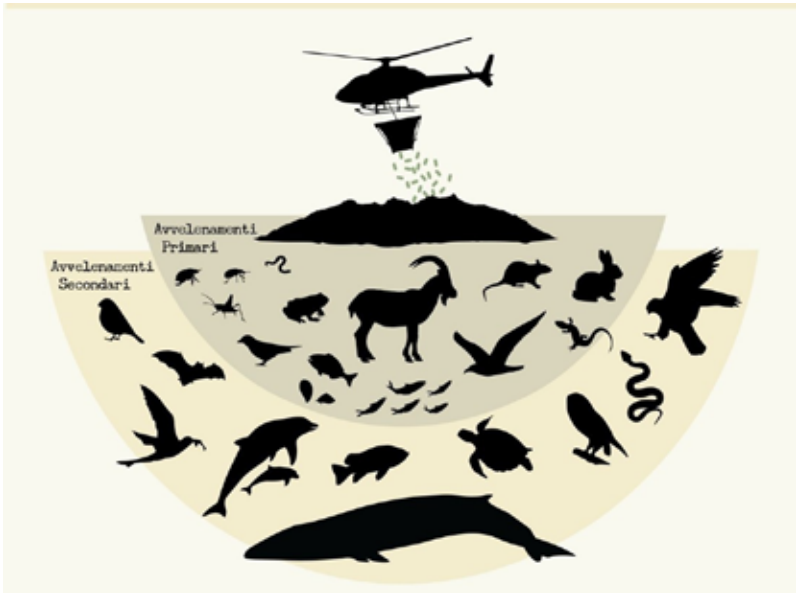


Figura 3. Potenziale avvelenamento dell'ecosistema di Montecristo dopo la distribuzione aerea di Brodifacoum (disegno di Amy Bond).

nellate (13,6+110x4=14,04) di pellets avvelenati per cui si è scelto di utilizzare il brodifacoum (Sposimo, 2014), un veleno altamente letale ad attività anticoagulante. Lo stesso prodotto è stato anche lanciato dall'elicottero su Molar (Sposimo et al., 2012a, 2012b) e Tavolara (European Commission, 2021). Per quest'ultima isola sono state acquistate 18 tonnellate di esche rodenticide (Life Project Number LIFE 12 NAT/IT/000416 Final Report, 2018), mentre su Molar la distribuzione aerea delle esche avvelenate avrebbe dovuto essere di 7,4 tonnellate (Sposimo et al., 2012a). Facendo però il calcolo dei kg/ha verrebbero circa 8, 14 tonnellate sui 349 ha di estensione dell'isola. Peccato che, come abbiamo già osservato, il brodifacoum sia altamente tossico. La ditta che ne assicura la distribuzione, specifica che il prodotto è letale se ingerito, inalato o per contatto con la pelle, oltre che “Molto tossico per gli organismi acquatici con effetto di lunga durata” (Rentokil, 2018) (Figura 2). Si tratta di un veleno noto per essere persistente nell'ambiente ed altamente tossico anche per gli organismi acquatici. Nonostante le assicurazioni dei responsabili del Progetto Life+ Montecristo 2010, non sappiamo che cosa sia rimasto sull'isola dopo la distribuzione delle esche effettuata nel 2012, perché a nessun gruppo di ricercatori indipendenti dal progetto EU Life è stato consentito di condurre ricognizioni (Figura 3). Sappiamo però che nel 2013, nell'anno cioè successivo alla diffusione

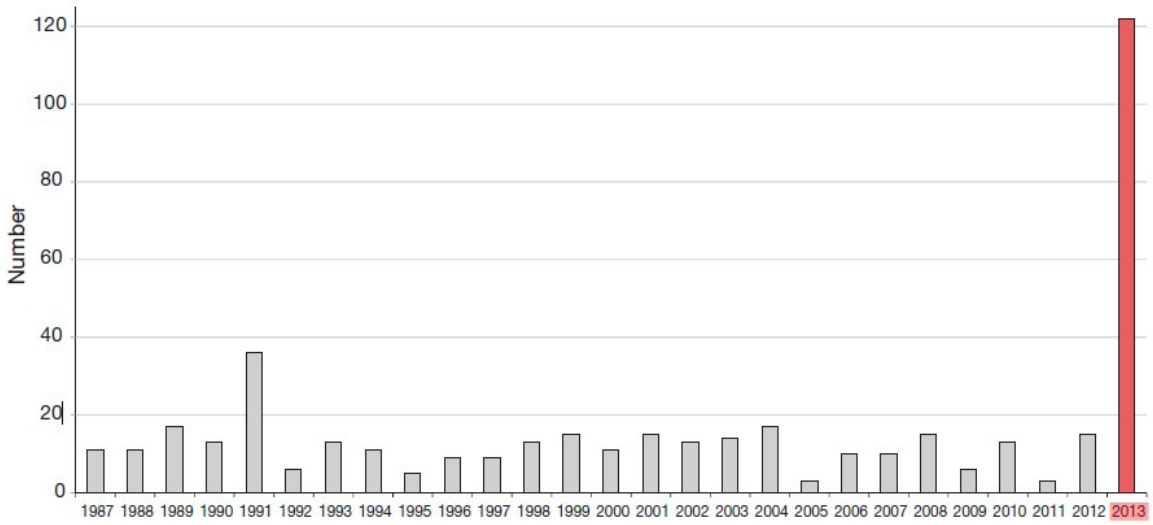


Figura 4. Spiaggiamenti di cetacei registrati nel Mar Tirreno (trimestre gennaio-marzo, dal 1987 al 2013) (da Casalone et al., 2014).

su Montecristo delle esche farcite di brodifacoum, è stata registrata la più alta frequenza di spiaggiamenti di cetacei a partire dal 1987 (Casalone et al., 2014) (Figura 4). E non sarà un caso che i dati dell'ARPAT (Agenzia regionale per la protezione ambientale della Toscana), rilevati nel periodo compreso fra il 2008 ed il 2021, indichino picchi negli spiaggiamenti di cetacei lungo le coste toscane in coincidenza dei lanci di pellets avvelenati dagli elicotteri su Molar (2008), Montecristo (2012) e Tavolara (2017) (Figura 5).

Estinzioni e rarefazioni

Per contro, Gotti et al. (2022) tengono a precisare che l'unica estinzione registrata sulle isole italiane è quella del coniglio, *Oryctolagus cuniculus* (L., 1758) che, come già ricordato da Sposimo et al. (2019), è scomparso da Montecristo. Gotti et al. (2022) osservano però che si tratta comunque di una “specie aliena”. Altre specie zoologiche sono momentaneamente scomparse o si sono comunque molto rarefatte sull'isola. Fra di esse possiamo ricordare il gabbiano reale, *Larus michahellis michahellis* Naumann, 1840, il corvo imperiale, *Corvus corax* L., 1758, e il barbagianni, *Tyto alba* (Scopoli, 1769) (Gotti et al., 2022). Quest'ultimo sembra scomparso anche da Giannutri e da Molar in conseguenza della derattizzazione (Capizzi et al., 2016). Il ratto nero non sembra invece essere scomparso né da Molar (Sposimo et al., 2012a; Ragionieri et al., 2013;

te alla costa nord-orientale della Sardegna e per Barrettini (Sardegna) (Capizzi et al., 2016). La ricomparsa del ratto a Montecristo, se mai il roditore vi sia mai stato realmente estirpato, è stata imputata al naufragio del peschereccio Bora-Bora avvenuto a Cala Mendolina nel giugno del 2019.



Figura 5. Spiaggiamenti di cetacei registrati in Toscana dall'ARPAT (Agenzia regionale per la protezione ambientale della Toscana) nel periodo 2008-2021. Si notino gli aumenti numerici in coincidenza dei lanci aerei di esche avvelenate su Molar (2008), Montecristo (2012) e Tavolara (2017).

Secondo Centini (2019) l'avvenimento avrebbe consentito ai ratti presenti a bordo di ricolonizzare l'isola. Un'alternativa potrebbe essere altrimenti costituita dalla deliberata dispersione su Montecristo di alcuni roditori allo scopo di saggiare le capacità degli animali di ripopolare l'ambiente una volta concluso il programma di derattizzazione; alcuni di essi non sono stati ricatturati (Sposimo & Cencetti, 2016). Per quanto riguarda, invece, i ratti neri ricomparsi su Molar due anni dopo l'eradicazione, Gotti et al. (2022: pag. 23) spiegano, citando Sposimo et al. (2012b), che erano diversi da quelli presenti precedentemente all'intervento di derattizzazione, ritenendo probabile “l'ipotesi di una ricolonizzazione avvenuta tramite individui originari di altre isole o

della terraferma”. Allo stesso tempo, però, si dimenticava di sottolineare l’inutilità della dannosa azione di sovvertimento ambientale condotta sull’isola, che sarebbe stata comunque destinata ad essere ricolonizzata in fretta dal roditore.

Poco si sa della sorte sia su Montecristo, sia sull’isola del Giglio di due relitti della fauna dell’era terziaria confinati alle terre emerse dell’antica Tirrenide: un anfibio, il discoglossus sardo, *Discoglossus sardus* Tschudi, 1837, ed un rettile, il tarantolino, *Euleptes europaea* Gené 1839, nonostante che Gotti et al. (2014b) tengano a precisare che l’erpetofauna di Montecristo non avrebbe risentito negativamente dell’intervento di derattizzazione. Di analogo parere sono anche Biaggini et al. (2015), mentre per Capizzi et al. (2016) nessun impatto negativo sarebbe stato osservato sulle popolazioni di tarantolino dell’Isola dei Topi, Palmaiola, Gemini Alta, Gemini Bassa, Giannutri, Molara, Pro-



Figura 6. Tarantolino, *Euleptes europaea* Gené 1839, vittima nella primavera del 2022 delle procedure di eradicazione del fico degli Ottentotti, *Carpobrotus edulis* (L.) N.E.Br., condotta dal Progetto EU Life LetsGoGiglio (foto di Amy Bond).



Figura 7. Ricrescita spontanea nel marzo 2023 del fico degli Ottentotti sul promontorio di Capel Rosso, sull’Isola del Giglio, nella medesima località dove un anno prima ne era stata tentata l’eradicazione (foto di Leonardo Scarfò).

La capra di Montecristo, *Capra aegagrus Erxleben, 1777*

Fra le più gravi conseguenze della derattizzazione di Montecristo, un posto d’onore spetta indubbiamente alla sorte subita dalla locale popolazione di ungulati selvatici. La celebre capra di Montecristo, già ricordata da Alexandre Dumas (père), nel famoso romanzo, costituisce l’unica popolazione di *Capra aegagrus Erxleben, 1777*, che sia sopravvissuta nell’intero Mediterraneo occidentale (Masseti, 2009 e 2014). La sua presenza è stata fra le ragioni dell’istituzione su Montecristo della prima Riserva Naturale Statale, nell’ormai lontano 1971, mentre l’isola è stata diplomata Riserva Naturale Biogenetica dal Consiglio d’Europa nel 1988.

Autori del calibro di Augusto Toschi (1953 e 1965) ed Alessandro Ghigi (1954) che svolsero ricognizioni dirette su Montecristo non si peritarono di definire l’aspetto della capra selvatica perfettamente rispondente ai caratteri fenotipici dell’egagro anatolico, o pasang, ed a quelli delle capre selvatiche dell’isola di Creta, le cosiddette agrimia (singolare: agrimi). Questi caratteri ancora così evidenti nella prima metà gli Anni Cinquanta dello scorso secolo hanno cominciato in seguito a diluirsi fino a manifestare un nuovo fenotipo, il cosiddetto “Montecristo”, così descritto da Spagnesi et al. (1983 e 1986) (Figura 9). Come già osservato da Silvestri (1985), gli attuali pattern non puri di questa popolazione farebbero pensare all’introduzione sull’isola di un gruppo di animali, forse dell’antica razza corsa, ai tempi della gestione da parte di una società privata che intendeva trasformare l’isola in un esclusivo Sporting & Yachting Club (Masseti, 2015). Una dettagliata ricostruzione degli eventi che hanno caratterizzato la storia della popolazione ircina di Montecristo negli ultimi secoli è stata realizzata da Masseti (2015 e 2022). Secondo uno studio condotto nel 1998 sull’isola per conto della Gestione Ex Azienda di Stato per le Foreste Demaniali, il fenotipo agrimi rappresentava ancora circa il 30% dell’intera popolazione ircina di Montecristo (Ciani & Masseti, 1998). Oggi questi valori appaiono decisamente alterati, essendo la maggior parte delle capre presenti sull’isola caratterizzate dal fenotipo “Montecristo”. Per ammissione stessa degli esecutori del progetto LIFE+ MONTECRISTO 2010, la popolazione degli ungulati si è



Figura 8. Il progetto EU Life LetsGoGiglio ha anche provveduto all’abbattimento di parte della già rada copertura arborea dell’isola, con il taglio di una formazione adulta di pini domestici, *Pinus pinea* L., sempre nella primavera del 2022 (foto Amy Bond).



Figura 9. Maschi adulti di capra selvatica di Montecristo. L’individuo ritratto sul lato sinistro della fotografia rientra nel cosiddetto fenotipo “Montecristo” (cioè della antica razza domestica corsa), mentre l’altro a destra presenta i caratteri del fenotipo agrimi (foto di Massimo Piacentino).

infatti drasticamente ridotta dopo la derattizzazione dell’isola (2012), per poi riprendersi “completamente” due anni dopo (Gotti et al., 2014a; Capizzi et al., 2016). Il problema è che a riprendersi sembrano essere stati soprattutto gli individui a fenotipo “Montecristo”. Infatti, in un recinto di circa 35 ettari, creato sul promontorio del Belvedere e nelle sue immediate vicinanze (Sposimo et al., 2019), sono stati rinchiusi 44 esemplari di cui “21 maschi di varie fasce

d’età, 9 femmine adulte e 7 giovani femmine”) (Vagniluca et al., 2014), per scongiurare il rischio di avvelenamento dell’intera popolazione ircina dell’isola. Non si è pensato però di selezionare gli animali da rinchiusere al suo interno, favorendo il fenotipo agrimi. Al danno si è poi aggiunta la beffa. Nell’ambito della realizzazione del Progetto MONTECRISTO 2010 - LIFE08 NAT/IT/000353 si è deciso di conservare un nucleo di animali presso un recinto creato ap-

positamente nel Bioparco di Roma. Purtroppo dei cinque animali che vi sono stati portati il 9 novembre del 2012 nessuno era del fenotipo agrimi; un individuo era addirittura nero (Figura 10). In compenso sulla recinzione dell’area riservata alle capre di Montecristo faceva bella mostra di sé un cartello che ne spiegava le principali caratteristiche biologiche ed ecologiche, mostrando il disegno di un perfetto individuo di egagro asiatico!. Come se non bastasse, nel recentissimo, nuovo allestimento del piccolo museo naturalistico di Montecristo, il magnifico esemplare di maschio adulto di egagro preparato tassidermicamente, che faceva bella mostra di sé nella vecchia sala espositiva, non c’è

Figura 10. Nessuno dei cinque individui di capra di Montecristo trasferiti l’8 novembre 2012 al Bioparco di Roma mostrava i caratteri fenotipici descritti da Toschi (1953, 1965) in relazione alla popolazione originaria dell’isola (inaugurazione del recinto della Capra selvatica di Montecristo nel giardino zoologico - Bioparco - di Roma).



più. È stato sostituito da altri due animali (un maschio ed una femmina adulti) naturalizzati che non hanno però niente a che vedere con gli ungulati a fenotipo agrimi. Sembrerebbe quasi che non essendo più disponibili le capre selvatiche originarie di Montecristo, se ne sia voluto rimuovere anche il ricordo, secondo un processo di *damnatio memoriae* che con il rigore scientifico ha ben poco a che vedere (Masseti, 2022b).

La capra di Montecristo viene ancora considerata “di importanza culturale e scientifica” (Raganella Pelliccioni et al., 2005, Giannini & De Pietro 2014, Vagniluca et al., 2014) e, come osservato da Raganella Pelliccioni et al. (2013), il suo valore come entità faunistica è legato non solo ad aspetti legati all’antichità e alla peculiarità della popolazione, ma anche all’importantissimo ruolo di specie portabandiera che ha rivestito negli anni Settanta, quando la sua conservazione è stata, in un certo senso, strumentale all’istituzione della Riserva Naturale e all’avallo della tutela dell’intera isola, altrimenti destinata a essere lasciata allo sfruttamento turistico. Queste ragioni, di natura storica e culturale, legano indissolubilmente questa popolazione caprina alla storia di Montecristo, giustificandone al contempo la conservazione. Non si capisce quindi perché non ci sia alcuna volontà da parte di chi l’ha avuta in gestione negli ultimi decenni di volerne individuare ed esaltare le uniche caratteristiche ai fini della sua conservazione in purezza. Fortunatamente alcuni gruppi di capre selvatiche di Montecristo vengono ancora allevate in purezza presso alcune aziende del continente, dove furono traslocate nei decenni passati (Masseti, 2015) (Figura 12). Sarebbe auspicabile che alcune di esse possano servire in un prossimo futuro per la riqualificazione del patrimonio ircino dell’isola.

Il Progetto EU LetsGoGiglio-LIFE 18 NAT/IT/000828

Tornando ad occuparci nuovamente di ratti neri, il progetto EU LetsGoGiglio-LIFE 18 NAT/IT/000828, in corso di attuazione sull’isola del Giglio, non contempla alcun tipo di azione nei confronti dei questi roditori. Il fatto è piuttosto curioso perché l’isola ne è tutt’altro che priva! Invece di occuparsi di questi muridi, alieni e altamente invasivi, il Progetto LetsGoGiglio ha preferito occuparsi dei mufloni, *Ovis gmelini* Blyth, 1841, presenti sull’isola, decretandone



Figura 11. Maschi adulti di capra selvatica di Montecristo allevati in purezza presso il Centro di recupero per animali selvatici (CRAS) di Semproniano (Grosseto) (foto di Amy Bond).

l’eradicazione sempre con la discutibile scusa della riqualificazione ambientale (Figura 11). Il problema è però che nessuna ricerca è mai stata condotta ufficialmente sul Giglio per giustificare una simile decisione. Non esistono studi scientifici sull’impatto ecologico che questa bella pecora selvatica ha sull’ambiente naturale dell’isola né, tanto meno, sull’agricoltura locale (i danni lamentati dai coltivatori sono praticamente inesistenti), ma soprattutto non si sa quanti animali vivano – o siano finora vissuti - sul Giglio (23,8 km²), dal momento che un censimento ufficiale dei mufloni non è mai stato effettuato. Non solo prima di avviare l’eradicazione dei mufloni dall’isola non si è proceduto ad alcuna stima numerica della popolazione presente, ma non ci si è nemmeno premurati di indagare sull’origine degli animali e le motivazioni che portarono a conservarne un nucleo sul Giglio. Intorno alla metà degli Anni Cinquanta del secolo scorso, fu raccolto un gruppo di mufloni per iniziativa di alcuni dei più importanti zoologi italiani dell’epoca (Alessandro Ghigi, Augusto Toschi, Renzo Videsott, Ugo Baldacci), preoccupati che la specie fosse ormai prossima all’estinzione in Corsica e Sardegna (Masserini, 1958; Baldacci, 1975; Masseti, 1982). E non per meri motivi di carattere venatorio, come millantato nel sito ufficiale del Progetto Life LetsGoGiglio (<https://www.giglioinfo.it/isola-del-giglio/guida-giglio/flora-e-fauna/progetto-life-letsgo-giglio/>). A partire dal 1955, gli ungulati furono ospitati in una zona recintata privata del promontorio del Franco da cui, negli ultimi decenni, alcuni

individui sono fuoriusciti a causa dell’incuria e dei vandalismi subiti dalla recinzione (Masseti, 2003). In mancanza di studi adeguati, l’eradicazione in corso e prossima alla conclusione di questi animali può equivalere alla irrecuperabile perdita di elementi biologici con caratteri fenotipici e genetici peculiari, non più disponibili nell’originale popolazione sarda di provenienza. Un recentissimo di studio di Barbato et al. (2022) ha infatti rivelato la persistenza di alcuni caratteri genetici nei mufloni gigliesi che sono andati purtroppo perduti nella popolazione sardo-corsa. È inutile sottolineare quali possano essere le implicazioni conseguenti ad una simile scoperta dal punto di vista scientifico e conservazionistico. Stupisce quindi il parere espresso da Maurizio Burlando, all’epoca ancora direttore dell’Ente Parco Nazionale dell’Arcipelago Toscano, secondo cui lo studio di Barbato et al. (2022): “... non ha introdotto elementi tali da modificare le valutazioni già espresse e come sempre l’Ente Parco si atterrà alle indicazioni di ISPRA” (Documento informatico di risposta al Comitato SaveGiglio, non datato, firmato digitalmente e rintracciabile nel sistema informativo dell’Ente Parco Nazionale Arcipelago Toscano, datato 29 agosto 2022). A questo proposito vale la pena di ricordare l’opinione già precedentemente espressa da Giampiero Sammuri, presidente dell’Ente Nazionale Parco Arcipelago Toscano, che in un’intervista a La Repubblica del 26 marzo 2021, raccolta dalla giornalista Margherita D’Amico, dichiarava: “È universalmente noto che nelle isole gli ungulati sono dannosi per la biodiversità, perciò non abbiamo buttato soldi in uno studio specifico sui danni arrecati dai mufloni all’Isola del Giglio” (D’Amico, 2021). Credo che sia superfluo commentare il rigore scientifico di questa affermazione, preferendo rimandare all’articolo di Alessio Zanon (in questo volume) sulle motivazioni che avrebbero ispirato in tal senso i responsabili del Life EU LetsGoGiglio.

In realtà, il Progetto LetsGoGiglio ha messo a disposizione varie centinaia di migliaia di euro per l’eradicazione del muflone dall’isola toscana, dimostrando le evidenti contraddizioni, conseguenti all’adozione di pesi e misure diversi a seconda dei casi, dei vari progetti EU Life fin’ora varati in Italia, che, come abbiamo visto, sono più o meno sempre gestiti dagli stessi attori. Inespugnabilmente, ad esempio, e a differenza di LetsGoGiglio, alcuni di questi progetti non prevedono l’eradicazione di alcun ungulato da altre isole. È il caso di Life Ponderate-LIFE 14 NAT/IT/00054 in corso di realizzazione sull’isola di Zannone (1.03 km²; Giglio 23,8 km²), nell’arcipelago delle Pontine (Lazio), la cui popolazione di mufloni tirrenici assomma a circa 40-50 individui (cfr. Lucchesi et al., 2007; Direzione Parco nazionale del Circeo 2020, pers. com.). Sull’isola di San Nicola (0, 432 km²; Giglio 23,8 km²), nell’arcipelago delle Tremiti, vive invece una sessantina di capre domestiche di razza garganica, divise in due branchi. L’isola pugliese è attualmente interessata dal

Progetto EU Life Diomedee-LIFE 18 NAT/IT/000920. Anche per questi ungulati domestici, certamente “alieni” ed altamente problematici per gli effetti che possono avere sulla vegetazione locale, non è previsto alcun provvedimento quanto meno contenitivo. Del resto, come al Giglio, su San Nicola, non sono stati ancora condotti studi sulla biologia ed ecologia degli ungulati locali. Per Zannone sono invece disponibili un paio di studi sui mufloni presenti e sulla loro interazione con l’ambiente isolano (Gusella, 1993-1994; Lucchesi et al., 2007).

Le lepri di Pianosa, *Lepus europaeus meridiei* Hilzheimer 1906

Una sorte piuttosto curiosa ha caratterizzato anche la storia più recente delle lepri che popolano la piccola isola dell’Arcipelago Toscano. Ai fini della «riabilitazione ambientale» dell’isola prevista dai progetti EU Life Isotoca LIFE 04 NAT/IT/000172, Life Montecristo 2010 - LIFE 08/IT/000353

e Resto con Life - LIFE 13 NAT/IT/00047 fu deciso di eradicare, insieme ai ratti, anche tutte le lepri, i ricci europei, *Erinaceus europaeus* L., 1758 (Baccetti & Gotti, 2016), le pernici rosse, *Alectoris rufa* (L., 1758), le coturnici, *Alectoris chukar* J.E. Gray, 1830, (ed i loro ibridi), ed i fagiani. L’autore del presente studio ebbe modo di valutare le popolazioni locali di questi ultimi nel corso di una ricognizione condotta su Pianosa nella primavera del 1994, notando che vi erano forse rappresentate alcune varietà di antica origine, ormai estinte altrove.

L’eradicazione dei lagomorfi era già stata massivamente avviata quando alcuni ricercatori si accorsero, mediante uno studio genetico, che la popolazione locale era costituita dalla sottospecie *Lepus europaeus meridiei* Hilzheimer 1906, la lepre europea che popolava anticamente l’Italia centro-settentrionale continentale dove oggi è da considerarsi praticamente estinta (Mengoni et al., 2018). Di conseguenza, il programma di eradicazione della lepre è stato interrotto ed i responsabili dei progetti di riqualificazione ambientale di Pianosa si sono, in seguito, vantati di avere scongiurato l’estinzione dell’ultima popolazione della sottospecie sopravvissuta in Italia. Alla notizia fu dato un ampio rilievo sulla stampa toscana (Il Tirreno, edizione di Piombino ed Elba, del 21 aprile 2016; ANSA Toscana del 29 aprile 2016). Purtroppo, però, la lepre europea non ha mai fatto parte dell’endemica fauna quaternaria, originale di Pianosa, composta invece da elementi endemici, come cervi nani e buoi nani (Azzaroli, 1978) (Figura 12). In compenso, però, ci sarebbe l’intenzione di ripopolare Pianosa con pernici rosse di provenienza alloctona, forse d’allevamento, apparentemente non considerando i risultati di una recente ricerca condotta sui medesimi galliformi che ancora popolano la vicina Isola d’Elba. Secondo infatti Forcina et al. (2020), le pernici di

quest’ultima isola potrebbero rappresentare uno degli ultimi serbatoi di parte del genoma di *A. r. rufa* (L., 1758), altri-menti estinto in Italia.

L’isola di Tavolara

Una sorte particolare ha anche interessato i mustioli, *Suncus etruscus* Savi, 1822, della piccola isola di Tavolara, posta di fronte alla costa nord-orientale della Sardegna. Da tempo, la specie non veniva più segnalata sull’isola (NATU-RA 2000) fino alla recente riscoperta avvenuta durante la realizzazione del Progetto EU Life Puffinus Tavolara - LIFE 12 NAT/IT/00416. Attraverso i media,

il progetto ha dato un ampio risalto alla notizia, indican-
dolo come un risultato particolarmente significativo dell’ini-
ziativa (LifePuffinus Tavolara; Olbiapuntoit del 23 ottobre
2018; Vistanet.it del 21 novembre 2018; La Repubblica del 2
dicembre 2018). Anche l’European Commission (2021) si è
pronunciata a favore del fatto che “Dopo l’eradicazione dei
ratti sono stati ritrovati mustioli e giovani testuggini, a testi-
monianza degli effetti positivi immediati dell’eliminazione
dei ratti per gli ecosistemi di Tavolara”. Purtroppo però, es-
sendo una specie continentale, il mustiolo non ha mai fatto
parte della fauna primaria di Tavolara, come tutti gli altri
mammiferi terrestri non volatori, alcuni uccelli e rettili oggi
presenti sulla piccola isola che era invece caratterizzata dai
medesimi taxa endemici ed esclusivi della vicina Sardegna; e
anche sulla presenza di testuggini native della piccola isola ci
sarebbe da discutere. Di conseguenza, il piccolo toporagno
ed i rettili devono esservi giunti al seguito dell’uomo. Anche
in questo caso, dunque, il progetto Life Puffinus Tavolara
- LIFE 12 NAT/IT/00416 si è trovato in perfetta contraddi-
zione con una delle finalità primarie per cui l’iniziativa era
stata concepita e cioè la riqualificazione ambientale delle
isole mediante l’eradicazione delle specie aliene. Infatti, su
Tavolara, il mustiolo, forse le testuggini, insieme alla pernice
sarda, *Alectoris barbara* (Bonnaterre, 1790) - come anche
la lepre a Pianosa - devono essere considerati fra le specie
alloctone, ovvero “aliene”. Mentre il mustiolo e la lepre di
Pianosa sono stati importati sulle isole dal vicino continente
europeo, il galliforme è esclusivo dell’Africa settentrionale e
completamente sconosciuto negli orizzonti fossili della Sar-
degna. Ciò nonostante, Capizzi (2020) si consola notando
che: “Sebbene il mustiolo sia di per sé una specie aliena,
l’aumento dei toporagni dimostra che la rimozione dei ratti
può offrire vantaggi ad altre specie”.

Note conclusive

Molte delle azioni portate avanti dai progetti Life EU ri-
cordati sarebbero ufficialmente motivate dall’esigenza di un
recupero arbitrario ed inevitabilmente parziale (nella miglio-
re delle ipotesi) degli ecosistemi naturali insulari. Alla base di
molte di queste azioni non sembra esserci nemmeno la par-

venza del
m i n i m o
s t u d i o
scientifico
preliminare
che possa
in qualche
modo giu-
stificarle.
Non si tie-
ne in conto
che, pur-
troppo, gli
ecosistemi
n a t u r a l i
delle isole
sono andati
irrimedia-
bilmente
perduti da
migliaia di
anni per
via della
r e i t e r a t a
azione an-
tropica. Il
ripristino delle
loro condizioni
originarie è
assolutamente
impossibile
perché non
esistono più
molti degli
elemen-
ti biologici
che ne carat-
terizzavano
le biocenosi
originali.
Gran parte
delle azioni
risultanti dai
progetti EU
Life di cui
abbiamo ap-
pena riferito
è dunque
destinata ad
avere conse-
guenze disas-
trose ed in-
immaginabili,
in quanto
purtroppo
irreversibili,
per gli ecosi-
stemi insu-
lari italiani.

Ringraziamenti

Fra i tanti amici e colleghi che mi hanno aiutato mentre
svolgevo questa ricerca vorrei particolarmente ringraziare
Filippo Barbanera, Dipartimento di Biologia, Università di
Pisa; Kim Bizzarri, Querceto (Livorno); Marcello Camici, As-
sociazione Amici di Montecristo no profit, Portoferraio (Isola
d’Elba, Livorno); Daniela Castaldo, Roma; Mario Ferrari, già
sindaco di Portoferraio, Carlo Gasparri e Marco Mantovani,
Fondazione Isola d’Elba (Portoferraio). Un grazie speciale va
inoltre a Cesare Scarfò ed Amy Bond, Isola del Giglio (Gros-
seto), per i loro preziosi suggerimenti e il loro aiuto durante
la realizzazione di questo lavoro, a Giuliano Russini al cui ap-
passionato interessamento si deve l’organizzazione del Con-
vegno FNOB (Federazione Nazionale degli Ordini dei Bio-
logi) “La Gestione del Patrimonio Naturalistico Italiano degli
Ultimi Decenni” (Roma, 22 maggio 2023) e la pubblicazione
del presente lavoro, oltre a Rosario Fico per la rilettura critica
del manoscritto e le significative osservazioni.



Figura 12. Frammenti osteologici del cervo nano pleistocene dell’isola di Pianosa (foto di Marco Masseti; cortesia del Museo di Geologia e Paleontologia dell’Università di Firenze).

Year	Island	Region	Area (ha)	Distance from mainland or other islands	Active ingredient	Bait distribution	Responsible (funding)	Outcome
1999	Isolotto di Porto Ercole	Tuscany	6.5	320	Bromadiolone, Brodifacoum	Bait station	National Park of Tuscan Archipelago (LIFE)	Successful, reinvaded
1999	Isola dei Topi	Tuscany	1.3	300	Bromadiolone, Brodifacoum	Bait station	National Park of Tuscan Archipelago (LIFE)	Successful, reinvaded
1999	Peraiola	Tuscany	1	30	Bromadiolone, Brodifacoum	Bait station	National Park of Tuscan Archipelago (LIFE)	Successful
1999	Palmaiola	Tuscany	7.2	2950	Bromadiolone, Brodifacoum	Bait station	National Park of Tuscan Archipelago (LIFE)	Successful
1999	Gemini Alta	Tuscany	1.9	48	Bromadiolone, Brodifacoum	Bait station	National Park of Tuscan Archipelago (LIFE)	Successful, reinvaded
1999	Gemini Bassa	Tuscany	1.6	120	Bromadiolone, Brodifacoum	Bait station	National Park of Tuscan Archipelago (LIFE)	Successful, reinvaded
2001	La Scola	Tuscany	1.6	242	Bromadiolone, Brodifacoum	Bait station	National Park of Tuscan Archipelago (LIFE)	Successful, new incursions (3) promptly eradicated
2006	Giannutri	Tuscany	239.4	11,471	Brodifacoum	Bait station	National Park of Tuscan Archipelago (LIFE)	Successful
2007	Zannone	Lazio	104.7	5700	Brodifacoum	Bait station	Circeo National Park	Successful
2008	Molan	Sardinia	347.9	1400	Brodifacoum	Aerial	Marine Protected Area of Tavolara—Punta Coda Cavallo	Successful, reinvaded in 2010
2008	Proratora	Sardinia	4.5	200	Brodifacoum	Bait station	Marine Protected Area of Tavolara—Punta Coda Cavallo	Successful, immediately reinvaded, eradicated 2010, reinvaded in 2010
2010	Isola Piana	Sardinia	13.6	551	Brodifacoum	Bait station	Marine Protected Area of Tavolara—Punta Coda Cavallo	Successful
2010	Isola dei Cavalli	Sardinia	2.2	300	Brodifacoum	Bait station	Marine Protected Area of Tavolara—Punta Coda Cavallo	Successful, new incursions (2) promptly eradicated
2012	Montecristo	Tuscany	1071.7	29,410	Brodifacoum	Aerial	National Park of Tuscan Archipelago (LIFE)	To be confirmed

Tabella 1. 14 progetti EU Life condotti sulle isole italiane fra il 1999 ed il 2012 (da Capizzi et al., 2016).

Bibliografia

- AA.VV., 2007 - Linee guida per l'immissione di specie faunistiche. Quad. Cons. Natura, 2, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, Ozzano dell’Emilia (Bologna): 51 pp.
- Andreotti A., Baccetti N., Perfetti A., Besa M., Genovesi P. & Guberti V., 2001 - Mammiferi ed uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. Quad. Cons. Natura, 2, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, Ozzano dell’Emilia (Bologna): 189 pp.
- Azzaroli A., 1978 - Fossi! mammals from the island of Pianosa in the northern Tyrrhenian Sea. Boll. Soc. Pal., II., 17: 15-27.
- Baccetti N. & Gotti C., 2016 - Protocollo di cattura e traslocazione del Riccio (*Erinaceus europaeus*) dall’Isola di Pianosa. PROGETTO LIFE13 NAT/IT/000471 “RESTO CON LIFE”. ISPRA e PNAT, Ozzano dell’Emilia (Bologna): 15 pp.
- Baccetti N., Capizzi D., Corbi F., Massa B., Nissardi S., Spano G. & Sposimo P., 2009 - Breeding shearwater on Italian islands: population size, island selection and co-existence with their main alien predator. Rivista Italiana di Ornitologia, 78: 83-99.
- Baldacci U., 1975 – La storia del muflone. La riserva di Caccia: 1–4.
- Barbato M., Masseti M., Pirastru M., Columbano N., Scali M., Vignani R. & Mereu P., 2022 - Islands as Time Capsules for Genetic Diversity Conservation: The Case of the Giglio Island Mouflon. Diversity, 14, 609. <https://doi.org/10.3390/d14080609>

- Beccu E., 1989 – Il cervo sardo. Carlo Delfino editore, Sassari: 167 pp.
- Biaggini M., Vanni S. & Corti C., 2015 - Aggiornamento sulla distribuzione di *Discoglossus sardus* e *Hyla sarda* nell’Arcipelago Toscano: risultati preliminari. In Doria G., Poggi R., Slavidio S. & Tavano M. (eds.): Atti X Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica, Genova 2014. Ianieri Edizioni, Pescara: 221-226.
- Biaggini M., Vanni S. & Corti C., 2022 - Ecological notes on the threatened amphibian *Discoglossus sardus* in the Tuscan Archipelago. Naturalista sicil., S. IV, XLVI (1): 13-20.
- Capizzi D., 2020 – A review of mammal eradications on Mediterranean islands. Mammal Review, 50: 124–135. doi: 10.1111/mam.12190
- Capizzi D., Baccetti N. & Sposimo P., 2016 - Fifteen years of rat eradication on Italian islands. In Angelici F.M. (ed.): Problematic Wildlife. Springer International Publishing Switzerland: 205-227. DOI 10.1007/978-3-319-22246-2_10.
- Casalone et al., 2014 - Cetacean strandings in Italy: an unusual mortality event along the Tyrrhenian Sea coast in 2013. Diseases of Aquatic Organisms, 109: 81–86
- Cassola F., 1976 – S.O.S. Fauna. Animali in pericolo in Italia. Edizione W.W.F. Tipografia Succ. Savini-Mercuri, Camerino: 67-107.
- Cassola F., 1985 – Management and conservation of the Sardinian mouflon (*Ovis musimon* Schreber). An outline. In Lovari S. (a cura di): The biology and management of mountain ungulates. Croom Helm, London: 197-203.
- Cassola F. & Monni A., 1989 – Status and conservation of Sardinian red deer. In Lovari S. & Locati M. (a cura di): World conference on mountain ungulates.

Abstracts. Università degli Studi di Camerino, Camerino: 10.

- Centini L., 2019 – Montecristo, con il naufragio del Bora Bora torna l’incubo del ratto nero. Il Tirreno (Cronaca di Piombino).

- Cheylan, G. 1990. Endemism and speciation in Mediterranean mammals. *Vie et Milieu*, 40 (2/3): 137-143.

- Ciani, F. & Masseti M., 1998 - Stima della popolazione di capra selvatica (*Capra aegagrus erxleben*, 1777) dell’isola di Montecristo (Mar Tirreno settentrionale, Italia). Unpl. Manuscript for the Gestione Ex Azienda di Stato per le Foreste Demaniali. ConSDABI, National Focal Point F.A.O., Circello (Benevento, Italy). pp 9.

- Clout M., 2002 - Invasive species on islands: the need for global cooperation. Contributions to the “Workshop on Invasive Alien Species on European Islands and Evolutionary Isolated Ecosystems and Group of Experts on Invasive Alien Species” (Horta, Azores, 10-12 October 2002). Council of Europe, Strasbourg. T-PVS/IAS (2002) 2: 23-25.

- Courchamp F. J., Chapuis L. & Pascal M., 2003 - Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biol Rev.*, 78:347-383

- D’Amico M., 2021 - Isola del Giglio, saranno abbattuti gli ultimi 40 mufloni: “Introdotti nel ‘55 e nocivi per l’ambiente”; “No, ormai ne fanno parte. La Repubblica, 26 marzo 2021.

- European Commission, 2021 - Protection of the largest population of *Puffinus yelkouan* on Earth and containment and eradication of invasive alien species. Reference: LIFE12 NAT/IT/000416 | Acronym: LIFE *Puffinus* Tavolara. EUROPEAN COMMISSION - CINEA - D2, Life Public Data Base

- Forcina G., Guerrini M. & Barbanera F., 2020 - Non-native and hybrid in a changing environment: conservation perspectives for the last Italian red-legged partridge (*Alectoris rufa*) population with long natural history. *Zoology*, 138, art. no. 125740. <https://doi.org/10.1016/j.zool.2019.125740>

- Genovesi P., 2005 - Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions*, 7 (1): 127-133.

- Ghigi A., 1954 - Capra selvatica e foca monaca caratteristiche della fauna di Montecristo. Il Resto del Carlino, 1 gennaio 1954.

- Giannini F. & De Pietro F., 2014 - La gestione degli ungulati nel Parco Nazionale Arcipelago Toscano/ Management of introduced ungulates in the Tuscan Archipelago National Park. In Zanichelli F., Giannini F., De Pietro F. & Puppo F. (a cura di): Quaderni del Parco, documenti tecnici volume 2 PROGETTO LIFE+MONTECRISTO 2010. Eradicazione of invasive alien plants and animals and protection of native species and habitats in the Tuscan Archipelago. Parco Nazionale Arcipelago Toscano, Portoferraio: 118–119.

- Gotti C., Palladini A. & Raganella Pelliccioni E., 2014a - La Capra di Montecristo, una 5 popolazione unica in Mediterraneo. In: Quaderni del Parco, documenti tecnici 2, PROGETTO LIFE+ MONTECRISTO 2010, Eradicazione di componenti fl orofaunistiche aliene invasive e tutela di specie e habitat nell’Arcipelago Toscano, Parco Nazionale Arcipelago Toscano, Portoferraio: 54–69.

- Gotti C., Cozzo M., De Faveri A., Zenatello M., Baccetti N., Lazzaro L., Ferretti G. & Foggi B., 2014b - Il monitoraggio della fauna e della fl ora a Montecristo. In: Quaderni del Parco, documenti tecnici 2, PROGETTO LIFE+ MONTECRISTO 2010, Eradicazione di componenti florofaunistiche aliene invasive e tutela di specie e habitat nell’Arcipelago Toscano, Parco Nazionale Arcipelago Toscano, Portoferraio: 54–69.

- Gotti C., Capizzi D., Petrassi F., Sposimo P., dell’Agnello F., Baccetti N. & Raga-

nella Pelliccioni E., 2022 - L’ eradicazione del Ratto nero (*Rattus rattus*) dalle isole del Mediterraneo: linee guida, buone pratiche, casi di studio. ISPRA, Manuali e Linee Guida n. 199/2022, Roma: 73 pp.

- Gusella V., 1993-1994 – La popolazione di mufloni dell’isola di Zannone. Manoscritto non pubblicato. Tesi di laurea. Facoltà di Scienze matematiche, fisiche e naturali. Università degli Studi di Roma, Roma: 144 pp.

- Life Project Number LIFE 12 NAT/IT/000416 Final Report, 2018 – Life *Puffinus* Tavolara. Tutela della Maggiore popolazione mondiale di *Puffinus yelkouan* e contenimento/eradicazione di specie aliene invasive. AMP di Tavolara e Punta Coda Cavallo, Comune di Olbia: 73 pp.

- Lowe S., Browne M., Boudjelas S. & De Poorter M., 2000 - 100 of the World’s Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN): 12 pp.

- Lucchesi M., Bottacci A., Di Dio F., Stolfà G., Zerunian S., Zoccola A., Antonini G. & Bertinelli S., 2007 - La popolazione di muflone (*Ovis aries*) dell’isola di Zannone (Isole Pontine): caratteristiche strutturali e demografiche (Mammalia Artiodactyla Bovidae). *Quad. Studi Nat. Romagna*, 25: 91-107.

- Masserini V., 1958 – Mufloni e chukar all’isola del Giglio. *Diana*, 2: 11-14.

- Masseti M., 1982 – Nel regno dei mufloni. *Toscana Qui*, 2 (7/8): 18.

- Masseti M., 1993 - Post-Pleistocene variations of the non-flying terrestrial mammals on some Italian islands. Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina, 21: 209-217.

- Masseti M., 1998 - Holocene endemic and anthropochorous wild mammals of the Mediterranean islands. *Anthropozoologica*, 28: 3-20.

- Masseti M., 2002 - Uomini e (non solo) topi. Gli animali domestici e la fauna antropocora. Firenze University Press/Università degli Studi di Firenze, Firenze: 338 pp.

- Masseti M. 2003 – Fauna toscana. Galliformi non migratori, Lagormorfi e Artiodattili. Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l’Innovazione nel settore Agricolo-forestale (ARSIA)/Regione Toscana, Firenze: 311 pp.

- Masseti M., 2009 – Mammals of the Mediterranean islands: homogenisation and the loss of biodiversity. *Mammalia*, 73: 169-202.

- Masseti M., 2012 – Atlas of terrestrial mammals of the Ionian and Aegean islands. De Gruyter, Berlin: 302 pp.

- Masseti M., 2014 - Las cabras salvajes, ‘Capra aegagrus’ Erxleben, 1777, de las islas del Mediterráneo/The wild goats, ‘Capra aegagrus’ Erxleben, 1777, of the Mediterranean islands. In: (Seguí B., ed.) *Balearcan Boc. Four millennia of history, ten years of homologation*. Consell de Mallorca. Palma de Mallorca: 94-107.

- Masseti M., 2015 - The wild goat, *Capra aegagrus* Erxleben, 1777, of the island of Montecristo (Northern Tyrrhenian Sea, Italy): does it still exist? *Mammalia*, 80 (2): 125-141. DOI 10.1515/mammalia-2014-0168

- Masseti M., 2022a - On the elusive origin of the wild goat, *Capra aegagrus* Erxleben, 1777, on the island of Montecristo (Italy). *Biodiversity Journal*, 13 (3): 651–662.

- Masseti M., 2022b - La Capra Selvatica è scomparsa anche dal Museo di Montecristo. *Giglio News*, 01/10/2021.

- Masseti M. & Sarà M., 2003 - Non-volant Terrestrial mammals on Mediterranean Islands: Tilos (Dodecanese, Greece), a Case Study. *Bonner zoologische Beiträge*,

51, 4 (2002): 261-268.

- Masseti M., Vianello F., 1991 - Importazioni preistoriche di mammiferi alloctoni nelle isole del Mar Tirreno centro-settentriionale. *Rivista di Scienze Preistoriche*, XLIII, 1-2: 275-292.

- Mengoni C., Trocchi V., Mucci N., Gotti C., Giannini F., Mallia E., Geminiani C. & Baccetti N., 2018 - The secret of Pianosa island: an Italian native population of European brown hare (*Lepus europaeus meridiei* Hilzheimer, 1906). *Conservation Genetics* <https://doi.org/10.1007/s10592-018-1077-4>.

- Pascal M., Lorvelec O. & Vigne J.-D., 2006 - Invasions biologiques et extinctions. 11000 ans d’histoire des vertébrés en France. Éditions Belin, Éditions Qae, Paris. pp. 350.

- Perco F., 1981 – Muflone, *Ovis musimon* Pallas, 1811. In: Pavan M. e Beretta Boera M. (eds.), *Distribuzione e biologia di 22 specie di mammiferi in Italia*. C.N.R., Roma, 155-159.

- Raganella Pelliccioni E., Armaroli E., Scremin M., Guberti V. & Toso S., 2005 - La popolazione di capre dell’isola di Montecristo: risultati di tre anni di monitoraggio. In Prigioni C., Meriggi A. & Merli E. (a cura di): *Atti V Congresso Associazione Teriologica Italiana*. Arezzo, 10–12 Novembre 2005. *Hystrix*, It. J. Mamm. (n.s.) supp.: 37.

- Raganella Pelliccioni E., Riga F- & Toso S., 2013 - Linee guida per la gestione degli ungulati. Cervidi e Bovidi. ISPRA, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma: 220 pp.

- Ragionieri L., Cutuli G., Sposimo P., Spano G., Navone A., Capizzi D., Baccetti N., Vannini M. & Fratini S., 2013 - Establishing the eradication unit of Molar Island: a case of study from Sardinia, Italy. *Biol. Invasions*, 15: 2731–2742.

- Rentokil, 2018 – Brodifacoum paste. Scheda di dati di sicurezza. Conforme al regolamento (CE) n° 1907/2008 (REACH) come modificato dal Regolamento (UE) 2015/830. Data di pubblicazione, 21/02/2018. Versione: 12.0.

- Silvestri A., 1985 - Le capre di Montecristo. Osservazioni sui fenotipi presenti, con particolare riferimento alla *Capra aegagrus hircus* L. *Natura e Montagna*, 32: 3–10.

- Spagnesi M., Cagnolaro L. & Perco F., 1983 - Caratteri e variabilità della capra (*Capra aegagrus hircus* L.) dell’Isola di Montecristo. *Posters*. Istituto nazionale di biologia della selvaggina Alessandro Ghigi, 1982 (Stampa 1983): 4 pp.

- Spagnesi M., Cagnolaro L., Perco F. & Scala C., 1986 - La Capra di Montecristo (*Capra aegagrus hircus* Linnaeus, 1758). Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina, Ozzano dell’Emilia (Bologna): 147 pp.

- Sposimo P., 2014 – L’eradicazione del ratto nero a Montecristo. In Zanichelli F., Giannini F., De Pietro F. & Puppo F. (eds.): PROGETTO LIFE+ MONTECRISTO 2010 Eradicazione di componenti florofaunistiche aliene invasive e tutela di specie e habitat nell’Arcipelago Toscano. I Quaderni del Parco, documenti tecnici, 2. Parco Nazionale Arcipelago Toscano, Portoferraio: 20-25.

- Sposimo P. & Baccetti N., 2008 - La tutela della colonia di berta maggiore (*Calonectris diomedea*) dell’isolotto La Scola. I Quaderni del parco, Docum. Tecn., 1 “Progetto LIFE Natura, Isole di Toscana: nuove azioni per uccelli marini e habitat”. Parco Naz. Arcipelago Toscano: 29 –32.

- Sposimo P. & Cencetti T., 2016 – Valutazione dell’efficacia delle misure di riduzione del rischio di reinvasione da parte dei ratti dell’isola di Montecristo e loro revisione – dicembre 2016. LIFE 13 NAT/IT/000471 RESTO CON LIFE Island Conservation in Tuscany, restoring habitat not only for birds. NEMO srl, Firenze:

- Sposimo P., Baccetti N., Raganella Pelliccioni E., Guberti V., Giannini F. & Capizzi

D., 2011 - Piano per l’eradicazione del ratto nero *Rattus rattus* nell’Isola di Montecristo (Arcipelago Toscano). Progetto LIFE NAT/IT/000353 - Montecristo 2010: eradicazione di componenti floro-faunistiche aliene invasive e tutela di specie e habitat nell’Arcipelago Toscano. Corpo Forestale dello Stato, Parco Nazionale Arcipelago Toscano, ISPRA, NEMO srl.: 10 pp.

- Sposimo P., Spano G., Navone A., Fratini S., Ragionieri L., Putzu L., Capizzi D. & Baccetti N., 2012a - Rodent eradication on Molar Island and surrounding islets (NE Sardinia): from success to the riddle of reinvasion. *Aliens: The Invasive Species Bulletin Newsletter of the IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group*, 32: 33-38.

- Sposimo P., Spano G., Navone A., Fratini S., Ragionieri L., Putzu M., Capizzi D., Baccetti N. & Lastrucci B., 2012b - Rat eradication at Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* colonies on NE Sardinian islets: success followed by unexplained re-appearance. In Yésou P., Baccetti N. & Sultana J. (eds.): *Ecology and conservation of Mediterranean seabirds and other bird species under the Barcelona Convention*. Update & Progress. Proceedings of the 13th Medmaravis Pan-Mediterranean Symposium, Alghero: 58-64.

- Sposimo P., Capizzi D., Cencetti T., De Pietro F., Giannini F., Gotti C., Puppo F., Quilghini G., Raganella Pelliccioni E., Sammuri G., Trocchi V., Vagniluca S., Zanicelli F. & Baccetti N., 2019 - Rat and lagomorph eradication on two large islands of central Mediterranean: differences in island morphology and consequences on methods, problems and targets. In Veitch C.R., Clout M.N., Martin A.R., Russell J.C. & West C.J. (eds.): *Island invasives: scaling up to meet the challenge*. IUCN, Gland (Switzerland). Occasional Paper SSC no. 62.: 231–235.

- Toschi A., 1953 - Note sui vertebrati dell’Isola di Montecristo. *Ricerche di Zoologia Applicata alla Caccia*, 23: 1–52.

- Toschi, A., 1965 - Fauna d’Italia. Mammalia. Lagomorpha, Rodentia, Carnivora, Ungulata, Cetacea. Edizioni Calderini, Bologna: 647 pp.

- Vagniluca S., Quilghini G., Giannini F., Puppo F., Baccetti N., Gotti C. & Raganella Pelliccioni E., 2014 - LIFE Project Number LIFE08 NAT/IT/000353 FINAL Report Periodo coperto: 01/01/2010 – 30/09/2014 Reporting Date 30/09/2014 Montecristo 2010 Montecristo 2010: eradicazione di componenti floro-faunistiche aliene invasive e tutela di specie e habitat nell’Arcipelago Toscano. Corpo forestale dello Stato, Follonica (Italy): 69 pp.

- Vigne J.-D., 1992 - Zooarchaeology and the biogeographical history of the mammals of Corsica and Sardinia since the last ice age. *Mammal Rev.*, 22 (2): 87-96.

- Vigne J.-D., 1997 - L’emprise de l’homme depuis la préhistoire. In Vigne J.-D., ed.: *Îles. Vivre entre ciel et mer*. Muséum National d’Histoire Naturelle/Nathan, Paris. 89-103.

- Wittenberg R., 2002 - Opportunities to prevent and manage invasive alien species. Contributions to the “Workshop on Invasive Alien Species on European Islands and Evolutionary Isolated Ecosystems and Group of Experts on Invasive Alien Species” (Horta, Azores, 10-12 October 2002). Council of Europe, Strasbourg. T-PVS/IAS (2002) 2: 19-20.

- Zenatello M., Spano G., Baccetti N., Zucca C., Navone A., Putzu M., Azara C., Trainito E., Ugo M. & Phillips R., 2012 - Movements and moving population estimates of Yelkouan shearwaters at Tavolara, Sardinia. In Yésou P., Baccetti N. & Sultana J. (eds.): *Ecology and conservation of Mediterranean seabirds and other bird species under the Barcelona Convention*. Update & Progress. Proceedings of the 13th Medmaravis Pan-Mediterranean Symposium, Alghero: 39-47.

RECENTI TENDENZE DELLA ZOOLOGIA DEI VERTEBRATI IN ITALIA

Interrogativi sulla legittimità o meno del rilascio di specie in aree geografiche densamente popolate e sulla compilazione degli attuali elenchi di quelle da proteggere

di **Marco Masseti***

I disastrosi risultati conseguiti recentemente dal programma di immissione di orsi bruni sloveni, *Ursus arctos* L., 1758, nell'area dell'Adamello Brenta in Trentino (Italia nord-orientale), e di altri programmi EU Life, già condotti o ancora in fase di realizzazione in Italia, portano a riflettere sul trattamento che viene attualmente riservato a molte popolazioni nazionali di vertebrati, sia sotto il profilo scientifico, sia sotto quello giuridico e gestionale. Seri interrogativi vengono innanzitutto suscitati sulla legittimità o meno del rilascio di carnivori di grandi dimensioni in aree geografiche densamente popolate del nostro paese. Altri dubbi sono suscitati dalla compilazione degli attuali elenchi delle specie da proteggere. Dalle liste di conservazione è stata, ad esempio, proposta l'esclusione delle popolazioni di mammiferi di documentata antica origine antropocora (Gippoliti & Amori, 2006). Esclusione che dovrebbe essere seguita dalla realizzazione di un'ulteriore legislazione protezionistica, quale misura indispensabile al mantenimento della peculiarità e della ricchezza della biodiversità. Tuttavia, un approccio eccessivamente filologico e "purista" nella redazione dei dispositivi di conservazione può rivelarsi anche dannoso, poiché gli ecosistemi mediterranei originari, e quelli italiani in particolare, sono andati in molti casi irrimediabilmente perduti da migliaia di anni (Masseti, 1998, 2009a). Quest'ultimo aspetto necessiterebbe, dunque, di un approccio decisamente diverso. Nel senso che ogni popolazione

presenta problematiche peculiari che andrebbero affrontate a seconda dei casi (Masseti, 2009b). Assumendo un atteggiamento di intolleranza generalizzata, molte specie dovrebbero essere escluse a rigor di logica dalle liste di conservazione, a cominciare da tutte quelle "non-autoctone", ovvero "alloctone" (= "aliene", per usare un termine di moda), attualmente diffuse sul territorio nazionale. Considerate, quindi, le indubbie vicissitudini preistoriche e storiche della fauna italiana e solo per restare nell'ambito dei mammiferi, una simile sorte dovrebbe interessare molti dei lagomorfi, degli ungulati ed anche dei roditori. In definitiva, andrebbe cancellata gran parte dei taxa compresi nella vigente IUCN Lista Rossa dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2022) con cui si è inteso aggiornare la Lista Rossa dei Vertebrati Italiani pubblicata nel 2013 da Rondinini, Battistoni, Peronace & Teofili, per conto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, della Federparchi e dell'IUCN comitato italiano.

I cervi, *Cervus elaphus* L., 1758, italiani

Portiamo un esempio. Tutte le popolazioni di cervo, *Cervus elaphus* L., 1758, esistenti attualmente in Italia sono di origine alloctona ed antropocora. Sono solo due i nuclei che vengono, arbitrariamente, ritenuti autoctoni: il cervo sardo, *C. e. corsicanus* (Erxleben 1777) (Figura 1), e quello della Mesola, nel delta del Po (Figura 2). Tutte le altre popolazioni italiane sono di conclamata costituzione storica recente con individui di provenienza estera (Toschi, 1965; Mattioli & Masseti, 2003). Purtroppo, nonostante il diverso parere di alcuni autori sull'origine del cervo sardo (Zachos & Hartl, 2006), quest'ungulato non sembra essere comparso sulla grande isola tirrenica prima della fine del VII millennio a.C., in coincidenza con le prime manifestazioni del Neolitico antico ((Sanges, 1987; Masseti &

Figura 1. Il cervo sardo, *C. e. corsicanus* (Erxleben 1777), è caratterizzato da dimensioni ridotte rispetto agli individui di altre popolazioni europee, con una architettura dei palchi piuttosto semplificata, pur presentandoli palmati nelle porzioni centrali e distali (foto di Roberto Meloni).

Vianello, 1992), ed insieme a specie di origine indubbiamente orientale, fra cui l'egagro, *Capra aegarus* Erxleben, 1777, ed il muflone, *Ovis gmelini* Blyth, 1841 (Masseti, 2002). Eppure il cervo sardo figura ancora fra i taxa inclusi nell'attuale IUCN Lista Rossa dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2022), inserito nella categoria "Minor Preoccupazione" (LC, Least Concern), adottata per le specie che non siano a rischio d'estinzione nel breve o medio termine.

Una popolazione particolare, per cui è stata appositamente - anche se molto discutibilmente - creata la sottospecie *C. e. italicus* - istituita da Zachos, Mattioli, Ferretti e Lorenzini (2014) - sarebbe sopravvissuta esclusivamente nel Gran Bosco della Mesola (Ferrara). In ragione di alcune peculiarità genetiche e fenotipiche, questo cervo verrebbe ritenuto "endemico" della penisola italiana, nonché l'ultimo testimone sopravvissuto delle antiche popolazioni che abitavano le originali foreste planiziarie (Zachos et al., 2014; Loy et al., 2019). Peccato, però, che sui cordoni dunosi paralleli al litorale adriatico, la duna di Mesola non si sia formata prima dell'anno Mille in seguito all'assestamento della foce del Po (Costantini, 1907; Alfieri, 1970; Mantovani, 1993; Barberini, 2006). Di conseguenza, il cervo vi deve essere giunto dopo, forse importato da una delle tante riserve di caccia nobiliari esistenti all'epoca. La sua separazione dai progenitori risalirebbe dunque a meno di un migliaio di anni: tempo necessario e sufficiente perché una popolazione di ungulati, isolata in un areale ristretto e non particolarmente produttivo sotto il profilo trofico, sviluppi peculiari caratteri genetici e fenotipici di sopravvivenza. In dichiarata contraddizione con quanto poi espresso da Zachos et al. (2014), Lorenzini et al. (1998) avevano addirittura ipotizzato un'origine dall'Europa centro-meridionale dell'attuale branco della Mesola.

Fa quindi riflettere il progetto, da poco avviato - e di cui è responsabile la DREAM, una società cooperativa con sede in Toscana - che mira al trasferimento di parte della popolazione della Mesola nel Parco Naturale Regionale delle Serre in Calabria (Catanzaro). Crea non poche perplessità anche il fatto che l'area del parco naturale calabrese sia stata scelta in seguito ad uno studio di fattibilità condotto dall'ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) - già INFS (Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, vedi Masseti in questo volume)¹ - in base alle caratteristiche ecologiche e l'assenza di nuclei di cervo europeo. Non è chiaro su quali evidenze si sarebbe basato lo studio di fattibilità per l'introduzione del cervo della Mesola in questi territori. Sono note notizie storiche riguardanti la passata presenza della specie - o sottospecie



- nell'area? Sono disponibili informazioni sulla trascorsa presenza di individui di taglia e morfologia simili agli attuali cervi della Mesola? Perché non si è optato per un ambiente naturale più affine a quello della riserva naturale ferrarese? Del resto, il Parco Naturale Regionale delle Serre non risulta nemmeno lontanamente caratterizzato da un qualche frammento residuo di foresta planiziarica, come è tutt'ora il Gran Bosco della Mesola, essendo oltretutto piuttosto lontano dal mare.

Un'ulteriore questione è quella costituita dalla supposta sopravvivenza in varie parti d'Italia (Randi et al., 1998; Lorenzini et al., 2002; Mucci et al., 2012) del capriolo ritenuto autoctono della penisola, il cosiddetto capriolo italico, *Capreolus italicus* (Festa 1925) (Loy et al., 2019). A questo riguardo dovrebbe fare riflettere la consapevolezza della sopravvivenza ancora negli anni Trenta dello scorso secolo di selvaggina di grandi dimensioni sul tombolo di Lesina (Foggia) (Breber & Masseti, 2007). La documentata esistenza nell'area di una popolazione vitale di cervi fino a quell'epoca dovrebbe suscitare serie perplessità anche sull'origine dell'attuale fauna dell'adiacente Foresta Umbra e dell'intero promontorio del Gargano, fra le ultime roccaforti riconosciute di *C. c. italicus*. Eppure quest'ultima sottospecie è compresa fra i taxa vulnerabili (VU) da Rondinini et al. (2022). Che dire, infine, del camoscio d'Abruzzo, *Rupicapra pyrenaica* (Bonaparte, 1845), la cui attuale popolazione potrebbe essere stata importata dalla penisola iberica in tempi storici recenti (Lovari, 2001; Masseti & Nappi, 2007; Masseti & Salari, 2017)?

¹All'INFS si deve l'invenzione dell'espressione "fauna selvatica" che forse vorrebbe tradurre l'inglese wildlife ("vita selvatica"), ma che in lingua italiana non ha senso perché la fauna è solo fauna, non essendo né selvatica né domestica. In modo del tutto inaspettato, la nuova ed inesatta definizione è stata in seguito adottata diffusamente tanto da venire anche utilizzata dai mass media e, a volte, perfino in contesti scientifici.

* International Union for the Conservation of Nature (IUCN), Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Sicilia e Società italiana per la Storia della Fauna "Giuseppe Altobello"



Figura 2. I maschi adulti del cervo della Mesola (Ferrara) sono caratterizzati dalla persistenza di un carattere giovanile, come la maculatura del mantello, cui si aggiunge lo sviluppo dei palchi estremamente semplificato (foto di Fausto Branchi).

Roditori, sorici e lagomorfi

Un altro caso piuttosto indicativo è rappresentato dalla diffusione nel nostro paese dell'istrice comune, *Hystrix cristata* (L., 1758) (Figura 3). È noto da tempo che questo roditore africano è stato importato in Italia, dove ha generato popolazioni vitali a partire per lo meno dalla Tarda Antichità o dall'Alto Medioevo (Masseti et al., 2010). Si tratta dunque di una specie completamente estranea al patrimonio faunistico originario dell'intero subcontinente europeo. Ciò nonostante figura anch'essa nell'attuale IUCN Lista Rossa dei vertebrati italiani (Rondinini et al., 2022). Per AA.VV. (2007), l'istrice è una specie "probabilmente autoctona in Italia e in Sicilia".

Se non sono solo moltissime le specie antropocore presenti sul continente italiano, la situazione cambia radicalmente qualora si vogliano considerare gli attuali mammiferi delle isole mediterranee. Oggi, l'unico rappresentante insulare di questa categoria tassonomica in Italia, ultimo sopravvissuto delle antiche composizioni del tardo Pleistocene e dell'Olocene antico, è il toporagno di Sicilia, *Crocidura sicula* Miller, 1900 (Bonfiglio et al., 2001). La specie potrebbe discendere dalla forma fossile *C. esuae* Kotsakis, 1986, del Pleistocene medio-Pleistocene superiore iniziale della Sicilia (Sarà, 1995; Bonfiglio et al., 1997), anche se alcuni caratteri morfologici molto specializzati di quest'ultima sembrerebbero testimoniare a sfavore di una simile ipotesi (Kotsakis, 2006). Anche molti dei lagomorfi attualmente presenti sul territorio italiano sono il risultato di importazioni antiche e recenti (Masseti, 2002 e 2003). Così è per gran parte della popolazione di lepre europea, *Lepus europaeus*

Pallas, 1778 (Figura 4), introdotta un po' ovunque dall'estero a scopo venatorio soprattutto nella seconda metà del '900 ed a scapito delle popolazioni dell'endemica lepre italiana, *L. corsicanus* De Winton, 1898. Un caso particolarmente interessante è quello della lepre sarda, *L. capensis* L., 1758, originaria del Nord Africa (Angelici et al., 2008). Per non parlare poi del coniglio, *Oryctolagus cuniculus* (L., 1758), un endemita della penisola iberica, che comincia a venire esportato al di fuori del suo areale a partire dalla metà del II millennio a.C. e fa la sua prima apparizione nel Mediterraneo centrale non prima del I secolo a.C. (Kaetzke et al., 2003; Masseti & De Marinis, 2008).

Il problema dei carnivori

Considerando quanti lupi, *Canis lupus* L., 1758, di mantello a fenotipo "nero" vengono segnalati in territorio italiano, anche certi carnivori dovrebbero esser rimossi dalle liste di protezione. Questa colorazione fa infatti supporre l'avvenuto incrocio con dei cani, dal momento che in Europa non esiste la variante selvatica melanica presente in Nord America.

Le poche linci che stanno ricomparendo in Italia provengono da esperimenti di reintroduzione condotti negli ultimi tempi sia da noi (foresta del Tarvisio), sia nei paesi limitrofi dell'arco alpino. Di recente, il progetto UE "LIFE Lynx" (ULyCA – Urgent Lynx Conservation Action) ha concluso l'introduzione di cinque individui, provenienti da Svizzera, Romania e Croazia nella Alpi sudorientali. Curiosamente, l'iniziativa non è stata intitolata "re-introduzione" o "introduzione" bensì "rinforzo della linca", dando per scontata la sopravvivenza di una popolazione superstita.

Per quanto riguarda invece il gatto selvatico europeo, *Felis silvestris* Schreber, 1777, gli studi riferiti durante il convegno "Il gatto selvatico europeo in Italia: conoscenze attuali e prospettive future", tenutosi a Spoleto (PG) nel gennaio 2020 (Sforzi, 2021), hanno confermato l'attuale, diffusa facilità con cui gli individui selvatici si incrociano con quelli domestici (Figura 5).

Certo è che ne è stata fatta di strada nel corso del Novecento per favorire a buon diritto la sopravvivenza dei carnivori italiani, specialmente di quelli di grandi dimensioni e più problematici. Infatti, nell'ormai lontano 1939, il Testo Unico sulla caccia li riconosceva ancora come animali "nocivi" (definiti anche "feroci"), favorendone l'eliminazione con tutti i mezzi leciti per difendere piantagioni, allevamenti ed insediamenti umani. Fra gli animali "nocivi" erano compresi il gatto selvatico, la lontra, la faina, la puzzola ma soprattutto il lupo, oltre a vari uccelli rapaci come l'aquila reale, l'astore, lo sparviere, il nibbio, il gufo reale ed altri ancora. Nelle bandite, nelle riserve e nelle zone di ripopolamento e cattura erano considerati "nocivi" anche la martora e la donnola ed ad essi era equiparato il gatto domestico vagante oltre 300 metri dallo abitato. Il cinghiale e l'istrice erano considerati nocivi quando si fossero introdotti nei fondi coltivati o negli allevamenti per produrvi danni (Regio Decreto 5 giugno 1939, n.1016). Nel secondo dopoguerra, nuove co-

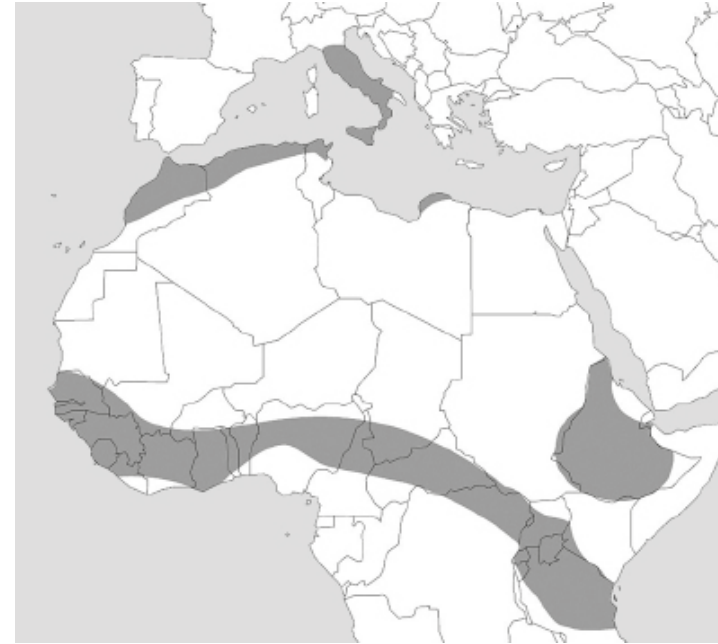


Figura 3. Distribuzione attuale dell'istrice comune, *Hystrix cristata* (L., 1758) (da Masseti et al., 2010).

alpini che era sopravvissuto naturalmente di fronte al rischio di un'ormai inevitabile estinzione, il Parco Adamello Brenta con la Provincia Autonoma di Trento e l'Istituto Nazionale della Fauna Selvatica (INFS, oggi ISPRA: vedi Masseti in questo volume), usufruendo di un finanziamento dell'Unione Europea, ha dato avvio al progetto Life Ursus, finalizzato alla costituzione di un nucleo vitale di orsi nelle Alpi Centrali tramite il rilascio di alcuni individui provenienti dalla Slovenia. Nel frattempo gli ultimi animali superstiti della popolazione trentina originale sono morti e oggi ci troviamo con circa 120 orsi sloveni – quindi "alieni" ed "invasivi", secondo i criteri della stessa ISPRA (AA.VV., 2007) - che si aggirano pericolosamente per le foreste dell'Adamello-Brenta.

Da tempo, viene avanzato qualche dubbio anche sulla purezza autoctona dell'orso marsicano, *U. a. marsicanus* Altobello, 1921 (Masseti, 2003) (Figura 7). Secondo alcuni autori, fra cui Costa (1839), Monti della Corte (1932) e Colosi (1933), non sarebbe possibile escludere rinsanguamenti della popolazione abruzzese avvenuti in passato con individui di provenienza estera. All'origine di questa supposizione si trova una notizia riferita da Pietro Colletta nella sua Storia del Reame di Napoli dal 1734 al 1825 (1862), secondo cui: "Pur dicevasi, ed era vero, e non sembri indegno di questa istoria il raccontarlo, che [...] Ferdinando IV di Borbone, n.d.r.] seco traeva da Laybach [1821, n.d.r.] alcuni orsi grossissimi, donati dall' imperator di Moscovia, e graditi per migliorare (ei lo affermava) la specie d'orsi che ne' boschi d'Abruzzo vive poco feconda e tapina" (Figura 8). A questo proposito potrebbe essere interessante notare come alcuni studi molecolari abbiano evidenziato una forte affinità genetica tra la popolazione dell'orso appenninico e

noscenze scientifiche e una crescente sensibilità verso i bisogni dell'ambiente naturale, hanno portato il mondo accademico e l'opinione pubblica ad assumere un diverso atteggiamento nei confronti della fauna. In Italia, a partire dal 1971, una serie di decreti ministeriali con validità biennale e triennale (Figura 6) ha portato in pochi anni (L. 968/77) alla protezione totale del lupo proibendo tra l'altro l'uso dei bocconi avvelenati. È stata soprattutto la legge 7 febbraio 1992, n. 150, a modificare sostanzialmente la situazione, contenendo sia la disciplina penale relativa all'applicazione della CITES (Convention on International Trade in Endangered Species), sia le norme per la commercializzazione e la detenzione di esemplari vivi di mammiferi e rettili che possono costituire pericolo per la salute e l'incolumità pubblica. La legge 157/1992 comprende il lupo nella lista delle specie "particolarmente protette". Nello scorrere di poco più di mezzo secolo, si è passati dall'incoraggiare finanziariamente l'abbattimento di questi animali, a finanziarne (con i progetti LIFE, ad esempio) la tutela; oggi i grandi carnivori quali lupi, orsi e linci sono specie protette a livello internazionale, comunitario, nazionale e regionale (file:///C:/Users/Admin/Desktop/Grandi-Carnivori.pdf). Ciò nonostante però qualcosa non sempre funziona come dovrebbe ed indubbiamente una maggiore attenzione nella realizzazione di certe iniziative sarebbe auspicabile. Particolarmente significativa al riguardo è la già ricordata vicenda degli orsi bruni di provenienza alloctona che sono stati liberati in Trentino nell'ambito del progetto EU Life Ursus, iniziato nel 1996. Per salvare il piccolo nucleo di orsi



Figura 4. Lepre europea adulta, *Lepus europaeus* Pallas, 1778. Bosco della Panfilia, S. Agostino (Ferrara) (foto di Paolo Cortesi).



Figura 5. Incrocio fra gatto selvatico europeo, *Felis silvestris* Schreber, 1777, e forma domestica. Si notino la piccola areola di pelo bianco nel sottogola e l'accento ai ciuffi apicali sulle orecchie (foto di Giuliano Cappelli).

Quad. Cons. Natura, 27, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, Ozzano dell'Emilia (Bologna), coordinato da Piero Genovesi, attuale dirigente dell'ISPRA. L'invenzione del concetto di "specie parautoctona" viene arbitrariamente motivata dalla data cronologica della comparsa della medesima in ambiente italiano, che deve necessariamente essere avvenuta in epoca anteriore all'anno 1500 d.C.: " ... le specie parautoctone, ossia quelle specie animali o vegetali che, pur non essendo originarie del territorio Italiano, vi siano giunte – per intervento diretto intenzionale o involontario dell'uomo – e quindi naturalizzate in un periodo storico antico (anteriamente al 1500 DC)" (AA. VV., 2007). A questo riguardo gli errori di valutazione sono indubbiamente sia di tipo biologico, sia culturale, sia linguistico. Infatti, la presenza e la diffusione di elementi naturali in ecosistemi originariamente estranei (anche parzialmente) alla loro distribuzione originaria e biologia vengono giustificate a priori in quanto rientranti nella categoria di "specie parautoctona".

Questo senza considerare le ragioni e/o le cause che hanno consentito queste alterazioni di areale nei diversi casi. In questo modo, si fa di ogni erba un fascio senza considerare le singole vicissitudini che hanno contraddistinto la biologia e la storia, sempre diversissime, delle distinte specie. Oltretutto, non si tiene conto delle gravi alterazioni prodotte storicamente all'ambiente naturale dalle cosiddette specie "parautoctone" che vi sono state importate ma che vi erano ecologicamente estranee. Per di più, e nonostante l'inclusione nell'elenco di queste specie "parautoctone", nell'allegato 1 della Gazzetta Ufficiale citata, ci sono mammiferi, come *H. cristata* e *Sus scrofa* L., 1758, che vengono contraddittoriamente definiti allo stesso tempo anche "probabilmente autoctoni" in alcuni areali nazionali. Ma cosa vuol dire probabilmente autoctoni in alcuni areali nazionali? O sono autoctoni (= indigeni) o non lo sono! Il cinghiale sardo, *S. s. meridionalis* (Forsyth Major, 1882), ad esempio, ancora oggi considerato una buona sottospecie, forse a causa di un retaggio culturale ottocentesco, è completamente estraneo agli orizzonti faunistici originari dell'isola (Masetti & Vianello, 1991; Vigne, 1992).

Note conclusive

Come già notato, dal punto di vista culturale la nozione di "specie parautoctona" rivela tutta la sua arbitrarietà nella scelta della data del 1500 d.C. che funge da spartiacque fra specie alloctone e "parautoctone". Ma quali sono le ragioni che hanno fatto scegliere quella data piuttosto che un'altra? Forse perché il 1500 d.C. è all'incirca la data della scoperta l'America, momento in seguito al quale cominciarono ad arrivare in Europa gli animali e le piante del Nuovo Mondo?

altre popolazioni dell'Europa meridionale, specialmente d'area balcanica, pur confermando le differenze di forma e dimensioni del cranio la forte divergenza di *U. a. marsicanus* (Colangelo et al., 2012).

Sull'inopportunità dell'invenzione del concetto di "specie parautoctona"

Nel tentativo, forse, di riorganizzare il nostro grande patrimonio faunistico anche ai fini di consentirne una gestione meno confusa, si è pensato alcuni anni fa di procedere alla formulazione di un nuovo quanto ambiguo concetto, quello della "specie parautoctona". Erronea e fuorviante sotto il profilo sia scientifico, sia linguistico, questa definizione è stata adottata nel Decreto del 19 gennaio 2015: Elenco delle specie alloctone escluse dalle previsioni dell'articolo 2, comma 2 -bis, della legge n. 157/1992, pubblicato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare in collaborazione col Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali sulla Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana del 07-02-2015 (cfr.: Masetti 2015). La definizione è stata apparentemente ispirata a AA.VV. (2007) – Linee guida per l'immissione di specie faunistiche.



Figura 6. Nell'anno 1973 giungeva in Europa lo studioso canadese Douglas Pimlott, in missione speciale per la riabilitazione del lupo su incarico dell'IUCN (International Union for the Conservation of Nature). Fece tappa in Italia nel Parco d'Abruzzo, il 20 e 21 giugno 1973, con un memorabile incontro affollato di esperti e giornalisti, nel corso del quale fu proiettato l'indimenticabile documentario *Morte di una leggenda* (cfr.: Tassi, 2016). Nel pubblico che seguiva l'incontro si possono riconoscere, fra gli altri, in seconda fila da sinistra Mario Spagnesi e Augusto Toschi, più avanti Erik Zimen ed alla sua sinistra Helmar Schenk; in terza fila, da sinistra un giovane Alberto M. Simonetta ed il fotografo svizzero Fernand Studer con la compagna, mentre in quarta fila (sempre da sinistra) ci sono Myram D'Andrea (non ancora in Boscagli), il diciottenne autore del presente lavoro e, più avanti ancora, donna Elaine D'Andrea, madre di Myriam. In fondo, in piedi, a destra si trova Margherita Martinelli, moglie di Franco Tassi, allora direttore del Parco nazionale d'Abruzzo ed organizzatore dell'incontro (foto: cortesia dell'Ente Parco nazionale d'Abruzzo).

Ma perché non si sono preferiti altri momenti dello sviluppo civile umano come la Neolitizzazione (VII millennio a.C., dalle nostre parti e di qualche millennio precedente nel Vicino Oriente) o la rivoluzione industriale europea il cui inizio è databile intorno alla metà XVIII secolo d.C. In AA.VV. (2007) non lo si spiega. È però indubbio che i gruppi umani neolitici hanno dato il via per la prima volta a spostamenti di fauna che avvenivano anche su lunghe distanze grazie all'acquisizione di nuove, rivoluzionarie tecnologie nell'ambito dei trasporti via terra e soprattutto per mare (Masetti & Vianello, 1991). E, a parte la scoperta di nuove entità biologiche nell'epoca delle grandi scoperte geografiche, anche il profondo processo di cambiamento economico prodotto dalla rivoluzione industriale ha avuto grandi conseguenze sulla distribuzione degli animali selvatici in ragione delle profonde modificazioni socioculturali e politiche messo in atto. AA.VV. (2007) poteva seguire la scansione cronologica adottata da Pascal et al. (2006) a partire da 11.000 anni, fa per spiegare l'adozione del concetto di specie alloctona nella fauna francese.

Queste ultime riflessioni non fanno che evidenziare lo stato di confusione e spesso anche di contraddizione che regna fra coloro che sono stati incaricati della redazione sia delle Liste Rosse dei vertebrati italiani (2013 e 2022) compilate dall'IUCN

comitato italiano, sia dello "Elenco delle specie alloctone escluse dalle previsioni dell'articolo 2, comma 2 -bis, della legge n. 157/1992", adottato nel Decreto del 19 gennaio 2015 (Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana del 07-02-2015) (Masetti, 2015). Si tratta di definizioni di cui non si capisce lo scopo, se non quello di generare un'ulteriore confusione, forse destinata a venire indirizzata verso una gestione meno conservativa delle risorse faunistiche italiane (Masetti, 2017).

Dal punto di vista linguistico, infine, l'espressione "specie parautoctona" è del tutto inutile perché verrebbe a sostituire un'efficiente definizione concettuale presente da tempo nella lingua italiana che è quella di "specie naturalizzata", ovvero di "specie stabilizzata". Quest'ultima è la corretta espressione con cui si possono indicare le specie alloctone che formano popolamenti stabili indipendenti dall'apporto di nuovi propaguli da parte dell'uomo. Non c'è dunque bisogno di ricorrere al termine, molto più modaiolo, di "alieno" o a quello linguisticamente anche peggiore di "para-autoctono", per fare riferimento a questi animali.

Oltretutto, usando l'espressione "specie naturalizzata", al posto di "specie aliena" o di "specie parautoctona", si evita l'evocazione degli scenari apocalittici tanto cari a molti sedicenti naturalisti di oggi che, facendo i poliziotti pseudo-filologici contro gli organismi alieni ed invasivi, hanno prodotto e stanno producendo danni irreversibili al patrimonio naturalistico nazionale. Tutto ciò avverrebbe in nome di un recupero che non può essere che parziale degli ecosistemi naturali che, nel caso in particolare delle isole, sono andati irrimediabilmente perduti migliaia e migliaia di anni fa. Non è più possibile ricostruirli, nemmeno parzialmente, perché gran parte degli originali ele-

Figura 7. L'alta concentrazione di insediamenti umani nell'Appennino centrale ha favorito il contatto tra orsi bruni, *Ursus arctos marsicanus* Altobello, 1921, e uomini da tempo immemorabile (foto per gentile concessione di Michele Fallucchi).



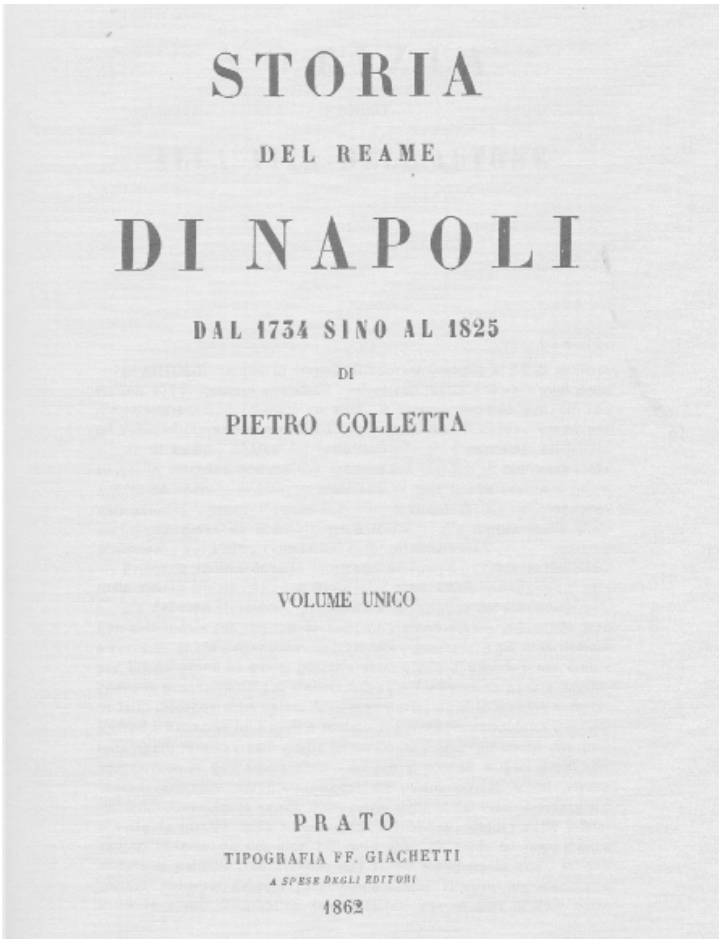


Figura 8. Frontespizio originale dell’opera Storia del Reame di Napoli dal 1734 al 1825 di Pietro Colletta, pubblicata a Prato nel 1862.

menti naturali che li componevano non esistono più. Coadiuvato dalla legislazione vigente, questo tipo di interventi maldestri è destinato ad avere conseguenze inimmaginabili - oltre che devastanti - per i medesimi ecosistemi o - meglio sarebbe dire - per quello che ne resta.

Ringraziamenti

Fra i numerosi amici e colleghi che mi hanno aiutato mentre preparavo questo lavoro vorrei particolarmente ringraziare Jean-Denis Vigne e il compianto Michel Pascal, per le appassionanti discussioni sulla fauna alloctona ed antropocora; Giorgio Boscagli e Corradino Guacci e per avermi aiutato a riconoscere i partecipanti fotografati nell’immagine dell’incontro con Douglas Pimlott, il 20 1 21 giugno 1973, presso la direzione del Parco nazionale d’Abruzzo, organizzato da Franco Tassi, allora direttore del parco. Un grazie speciale va proprio a quest’ultimo per avere stimolato la mia memoria con l’evocazione dell’atmosfera che caratterizzò quell’evento memorabile e, forse, irripetibile. ■

Bibliografia

- AA.VV., 2007 – Linee guida per l’immissione di specie faunistiche. Quad. Cons. Natura, 27, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, Ozzano dell’Emilia (Bologna): 51 pp.

- Alfieri N., 1970 - Aspetti storici e topografici del Bosco della Mesola. Atti del convegno “I beni naturali del litorale emiliano-romagnolo: problemi e prospettive”, Abbazia di Pomposa, 19-20 settembre 1970. Italia Nostra (associazione), Consiglio Regionale dell’Emilia Romagna, Sezione di Ferrara: 52-57.

- Angelici F.M., Masseti M. & Spagnesi M., 2008 – *Lepus capensis* Linnaeus, 1758. Dati paleontologici e archeozoologici. In Amori G., Contolio L. & Nappi A. (a cura di): Fauna d’Italia. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia. Vol. XLIV. Edizioni Calderini de il Sole24 Ore, Milano: 249-250.

- Barberini P., 2006 - Perdersi nel Delta. Guida alla scoperta del Delta del Po, Diabasis, Reggio Emilia: 176 pp.

- Bonfiglio L., Insacco G., Marra A.C. & Masini F., 1997 – Large and small mammals, amphibians and reptiles from a new late Pleistocene fissure filling deposit of the Hyblean Plateau (South Eastern Sicily). Bollettino della Società Paleontologica Italiana, 36: 92-122.

- Bonfiglio L., Mangano G., Marra A. & Masini F., 2001 - A new Late Pleistocene vertebrate faunal complex from Sicily (S. Teodoro Cave, North-Eastern Sicily, Italy). Bollettino della Società Paleontologica Italiana, 40 (2): 149-158.

- Breber P. & Masseti M., 2007 - The last of the red deer *Cervus elaphus* of “Bosco Isola”, Lesina (Foggia, southern Italy). *Hystrix. The Italian Journal of Mammalogy*, 18 (2): 229-232.

- Colangelo P., Loy A., Huber D., Gomerčić T., Vigna Taglianti A.V. and Ciucci P., 2012 - Cranial distinctiveness in the Apennine brown bear: genetic drift effect or ecophenotypic adaptation. *Biological Journal of the Linnean Society*, 107 (2012): 15–26.

- Colletta P., 1862 - Storia del Reame di Napoli dal 1734 al 1825. Grimaldi & Co., Napoli: XXIII+421 pp.

- Colosi G., 1933 - Fauna italiana. Unione Tipografico-Editrice Torinese, Torino: 642 pp.

- Costa, 1839 – Fauna del Regno di Napoli. Stamperia di Azzolino e comp., Napoli: 120 pp.

- Costantini L., 1907 - Tenimento Mesola (Provincia di Ferrara). Istituto Italiano d’Arti Grafiche, Bergamo.

- Gippoliti S. & Amori G., 2006 - Ancient introductions of mammals in the Mediterranean Basin and their implications for conservation. *Mammal Rev.*, 36 (1): 37–48.

- Kaetzke P., Niedermeier J. & Masseti M., 2003 – *Oryctolagus cuniculus* (Linné, 1758) – Europäisches Wildkaninchen. In Krapp F. (a cura di): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Vol. 3-II. Lagomorpha. AULA Verlag GmbH, Wiebelsheim: 187-289.

- Kotsakis T., 1986 - *Crocidura* esui n. sp. (Soricidae, Insectivora) du Pléistocène de Spinagallo (Sicile orientale, Italie). *Geologica Rom.*, 23: 51-64.

- Lorenzini R., Mattioli S. & Fico R., 1998 - Allozyme variation in native red deer *Cervus elaphus* of Mesola Wood, northern Italy: implications for conser-

vation. *Acta Theriologica, Suppl.*, 5: 63-74.

- Lorenzini R., Lovari S. & Masseti M., 2002 – The re-discovery of the Italian roe deer: genetic differentiation and management implications. *Italian Journal of Zoology*, 69: 367-379.

- Lovari S., 2001 - Camosci appenninici o camosci borbonici? Caccia più, 6: 58–61.

- Loy A., Aloise G., Ancillotto L., Angelici F.M., Bertolino S., Capizzi D., Castiglia R., Colangelo P., Contoli L., Cozzi B., Fontaneto D., Lapini L., Maio N., Monaco A., Mori E., Nappi A., Podestà M., Russo D., Sarà M., Scandura M. & Amori G., 2019 - Mammals of Italy: an annotated checklist. *Hystrix It. J. Mamm.*, 30 (2):87–106. doi:10.4404/hystrix-00196-2019

- Mantovani E., 1993 - L’ambiente naturale, in Mesola. La storia, il territorio, l’ambiente. Club Alpino Italiano, Sezione di Ferrara/Comune di Mesola/ Provincia di Ferrara: 39-56.

- Masseti M., 1998 - Holocene endemic and anthropochorous wild mammals of the Mediterranean islands. *Anthropozoologica*, 28: 3-20.

- Masseti M., 2002 – Uomini e (non solo) topi. Gli animali domestici e la fauna antropocora. Firenze University Press/Università di Firenze, Firenze: 337 pp.

- Masseti M. 2003 – Fauna toscana. Galliformi non migratori, Lagormorfi e Artiodattili. Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l’Innovazione nel settore Agricolo-forestale (ARSIAR)/Regione Toscana, Firenze: 311 pp.

- Masseti M., 2009a – Mammals of the Mediterranean islands: homogenisation and the loss of biodiversity. *Mammalia*, 73: 169-202.

- Masseti M., 2009b – A possible approach to the “conservation” of the mammalian populations of ancient anthropochorous origin of the Mediterranean islands. *Folia Zoologica*, 58 (3): 303–308.

- Masseti M., 2015 – Dell’uomo e dell’animale. Riflessioni su una millenaria relazione antropocentrica. *Animal studies. Rivista italiana di antispesismo*, 6 (10): 38-53.

- Masseti M., 2017 - A reflection on recent trends in wildlife protection in Italy stemming from the question of the Montecristo wild goat. *Mammalia*, 81 (2): 217-219. DOI 10.1515/mammalia-2016-0009

- Masseti M. & De Marinis A.M., 2008 – Prehistoric and Historic Artificial Dispersal of Lagomorphs on the Mediterranean islands. In Alves P.C., Ferland N. & Hackländer K. (eds.): *Lagomorph Biology: Evolution, Ecology, and Conservation*. Springer-Verlag, Berlin and Heidelberg: 13-24.

- Masseti M. & Nappi A., 2007 - Dati sulla diffusione dei rappresentanti del genere *Rupicapra* De Blainville, 1816 nell’Italia centro-meridionale in età storica recente. *Biogeographia*, 28: 619–630.

- Masseti M. & Salari L., 2017 - Late Pleistocene and Holocene chamois in Italy. *Mammal Review*, 47: 306–313.

- Masseti M., Vianello F., 1991 - Importazioni preistoriche di mammiferi alloctoni nelle isole del Mar Tirreno centro-settentrionale. *Rivista di Scienze Preistoriche*, XLIII, 1-2: 275-292.

- Masseti M., Albarella U. & De Grossi Mazzorin J., 2010 - The crested porcupine, *Hystrix cristata* L., 1758, in Italy. *Anthropozoologica*, 45 (2): 27-42.

- Mattioli S. & Masseti M., 2003 - *Cervus elaphus* (Linnaeus, 1758). Dati paleontologici ed archeozoologici. In Boitani L., Lovari S. & Vigna Taglianti A. (a cura di): Fauna d’Italia. Mammalia. Carnivora – Artiodactyla. Edizioni Calderini de Il Sole 24 Ore Edagricole, Bologna: 283-284.

- Monti della Corte M., 1932 – Le Parc national des Abruzzes. La terre et la vie, (2) 10: 571-583.

- Mucci N., Mattucci F. & Randi E., 2012 - Conservation of threatened local gene pools: landscape genetics of the Italian roe deer (*Capreolus c. italicus*) populations. *Evolutionary Ecology Research*, 14: 897–920.

- Pascal M., Loverlec O. & Vigne J.D., 2006 – *Invasions biologiques et extinctions. 11000 ans d’histoire des vertébrés en France*. Belin, Parigi: 350 pp.

- Randi E., Pierpaoli M. & Danilkin A., 1998 - Mitochondrial DNA polymorphism in populations of Siberian and European roe deer. *Heredity*, 80: 429–437.

- Regio Decreto 5 giugno 1939, n.1016 - Approvazione del testo unico delle norme per la protezione della selvaggina e per l’esercizio della caccia. (pubblicato nella gazzetta ufficiale n.172 del 25 luglio 1939) (G.U. n. 172 del 25/07/193925/07/1939).

- Rondinini C., Battistoni A. & Teofili C., 2022 - IUCN Lista Rossa dei vertebrati italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell’Ambiente e della Sicurezza Energetica, Roma: 56 pp.

- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V. & Teofili C., 2013 – IUCN Lista Rossa dei vertebrati italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma: 54 pp.

- Sanges M., 1987 – Gli strati del Neolitico antico e medio della Grotta Corbeddu di Oliena (Nuoro). Nota preliminare. Atti della XXVI Riun. Scien. Firenze, 7-10 novembre 1985: 825-830.

- Sarà M., 1995 – The Sicilian (*Crocidura sicula*) and the Canary (*C. canariensis*) shrew (Mammalia, Soricidae): peripheral isolate formation and geographic variation. *Boll. Zool.*, 62: 173-182.

- Sforzi A. (a cura di), 2021 - Proceedings of the conference “Fauna 2020. The European wildcat in Italy: current knowledge and future prospects”. Dedicated to the memory of prof. Bernardino Ragni. Spoleto, 17 January 2020. Atti del Museo di Storia Naturale della Maremma n.25: 111 pp.

- Tassi F., 2016 - *Lupus in fabula. La lunga marcia del lupo*. Stella Mattutina Edizioni, Scandicci (FI): 64 pp.

- Toschi, A., 1965 - Fauna d’Italia. Mammalia. Lagomorpha, Rodentia, Carnivora, Ungulata, Cetacea. Edizioni Calderini, Bologna: 647 pp.

- Vigne J.-D., 1992 - Zooarchaeology and the biogeographical history of the mammals of Corsica and Sardinia since the last ice age. *Mammal Review*, 22: 87-96.

- Zachos F.E. & Hartl G.B., 2006 – Island population, human introduction and the limitations of genetic analyses: the case of the Sardinian red deer (*Cervus elaphus corsicanus*). *Human Evolution*, 21 (2): 177-183. DOI 10.1007/s11598-006-9012-y

- Zachos F. E., Mattioli S., Ferretti F. & Lorenzini L., 2014 - The unique Mesola red deer of Italy: taxonomic recognition (*Cervus elaphus italicus* nova ssp., Cervidae) would endorse conservation. *Italian Journal of Zoology*, 81 (1): 136–143. <http://dx.doi.org/10.1080/11250003.2014.89506>

LA CATTURA MECCANICA DEGLI ANIMALI E IL DANNO NEGLI UNGULATI

Il benessere degli animali e la conservazione del loro stato di salute mediante strumentazioni di catture che consentano la riduzione dei danni sull'essere vivente

di **Cristina Marchetti***

La cattura meccanica può essere ottenuta con l'utilizzo di gabbie-trappola, recinti, diversi tipi di rete, oppure con lacci di diverse forme e caratteristiche meccaniche. Lo scopo comune a questi dispositivi consiste nel bloccare e trattenere un animale. I fini dell'intrappolamento possono essere di tipo gestionale (cattivazione, traslocazione o uccisione), di studio scientifico o fini medici [Schemnitz, et al, 2012]. I danni causati dall'intrappolamento sono direttamente correlati al metodo di cattura applicato. L'intrappolamento risulta in generale stressogeno e l'utilizzo di lacci ha dimostrato di causare più lesioni e più stress rispetto agli altri metodi [AVMA, 2018]. Gli animali possono presentare reazioni particolarmente avverse, trascorrendo lunghi periodi nel tentativo di liberarsi e di fuggire. Trappole ben congegnate e dotate di dispositivi di avviso al momento della loro chiusura, consentono di ridurre i danni da cattura [Schemnitz, et al, 2012].

I mammiferi, quando intrappolati, hanno la capacità di provare dolore e paura e di soffrire proprio come gli esseri umani. Lo stesso vale per gli animali che, a prescindere dalle evidenze scientifiche, l'uomo considera parassiti. Per quanto indesiderabile sia l'impatto di questi animali sugli esseri umani, ogni volta che si prendono in considerazione metodi di controllo, i loro effetti sul benessere degli animali oggetto di intervento dovrebbero essere attentamente considerati [Broom, 2022]. Alcuni metodi di controllo, cattura e uccisione hanno effetti così estremi sul benessere di un animale che, indipendentemente dai potenziali benefici, il loro uso non è mai giustificato [Broom,

1999; Broom, 2022]. Per comprendere la ragione per la quale è imperativo valutare in termini scientifici il benessere animale, dovrebbe essere sufficiente ricordare che esiste un'unica biologia e tutti i concetti di base, tra cui appunto il benessere e la conservazione della salute, hanno lo stesso significato per tutti gli animali, unani e non umani. Nel 1986 Broom definisce il concetto di benessere: "il benessere di un individuo è il suo stato per quanto riguarda i suoi tentativi di far fronte all'ambiente" [Broom, 1986]. Il concetto di benessere comprende i sentimenti, la salute e altri meccanismi di adattamento. Si applica chiaramente agli esseri umani e a qualsiasi altro animale vivente. La salute è una parte importante del benessere ed è lo stato di un individuo, per quanto riguarda i suoi tentativi di far fronte alla patologia [Broom, 2006]. Il dolore non è solo una questione fisiologica, è anche una questione bioetica [Downing, & Della Rocca, 2023]. Gli effetti negativi su animali bersaglio e non bersaglio provocati dall'uccisione e dall'immobilizzazione tramite trappole sono così grandi che l'uso di trappole non dovrebbe essere consentito [Broom, 2022].

Lo stress fisiologico è una parte inevitabile del processo di cattura e traslocazione degli animali selvatici. La tipologia e la durata del fattore stressogeno sono in genere gli elementi chiave in grado di causare effetti dannosi sull'individuo. Una linea di demarcazione tra stress e distress è praticamente inesistente [Bienertova-Vasku, et al., 2020] in quanto la risposta individuale agli agenti stressogeni è soggettiva e contingente.

Le trappole non sono selettive, pertanto, possono avere un impatto sugli animali non bersaglio compresi quelli appartenenti a specie protette o in via di estinzione (Foto-1).

L'intrappolamento è da considerare quale evento stressante anche nei casi in cui esso impatta "solamente" sul comporta-



Foto 1. Cattura e decesso di specie non bersaglio. Tasso europeo (Meles meles Linnaeus, 1758), mammifero della famiglia Mustelidae, specie protetta. Il cadavere è stato rinvenuto all'interno di una gabbia trappola predisposta per la cattura della nutria (Myocastor coypus Molina, 1782). (foto di proprietà di Cristina Marchetti)

mento naturale dell'animale e sui suoi sistemi sociali.

Gli animali non bersaglio possono essere liberati dalle trappole, ma la loro sopravvivenza può risultare, comunque, compromessa [AVMA, 2018].

Oltre alla modalità di cattura, la letteratura scientifica prende in considerazione anche il tempo che intercorre fra il momento in cui l'animale viene intrappolato e il momento della sua liberazione, giungendo alla conclusione che le trappole spesso non vengono controllate per 12 ore o più, quindi, non funzionano in modo umano in quanto gli animali lasciati nelle trappole sono suscettibili alle condizioni meteorologiche avverse, soprattutto alte temperature ed umidità elevata, alla sete, alla fame, a ulteriori ferite e all'attacco dei predatori (Foto-2) [Broom, 2022].

Al fine di ridurre lo stress dovuto all'intrappolamento, è necessario utilizzare dispositivi che emettono un segnale in concomitanza con la chiusura della trappola. Questi dispositivi, la cui funzione deve essere testata ad ogni utilizzo, insieme a un rapido intervento sul sito di cattura, consentono di evitare sofferenze aggiuntive [AVMA, 2018].

Le sindromi da miopatia da cattura sono indicate in letteratura con una varietà di altri nomi, tra cui miopatia da sforzo, rabdmiolisi da sforzo, malattia da sovraffaticamento, necrosi

Foto 2. mancato controllo delle gabbie-trappola. Resti scheletrici di Nutria (Myocastor coypus Molina, 1782). (foto di proprietà di Cristina Marchetti)

muscolare, miopatia da stress e paresi da cattura. Queste sindromi si riferiscono tipicamente alle conseguenze sistemiche dei danni ai muscoli scheletrici e cardiaci conseguenti all'inseguimento, alla cattura, alla detenzione e alla manipolazione di un animale ed hanno in comune conseguenze sistemiche quali atassia, paralisi, rabdmiolisi e perturbazioni metaboliche fatali [West, et al., 2014]. La condizione comporta una grave prognosi e, nonostante un trattamento di supporto, in gran parte non specifico, il tasso di successo è scarso [Breed, et al., 2019].

La cattura induce aumento della frequenza respiratoria e cardiaca oltre ad aumento della temperatura corporea. È responsabile di alterazioni ematiche con innalzamento dei valori indicatori di affaticamento e danno muscolare (rabdmiolisi) riscontrati negli animali e nell'uomo [Bartsch, et al., 1977; Blumstein, et al., 2015]. La causa principale di morte negli animali selvatici, soprattutto gli ungulati, con diagnosi di miopatia da cattura, è l'insufficienza renale o multiorgano come complicazione secondaria alla rabdmiolisi [Broom & Johnson, 1993; Blumstein, et al., 2015; Breed, et al., 2019]. Anche il sistema immunitario subisce l'effetto dello stress a lungo termine che sopprime o disregola le risposte immunitarie innate e adattive [Willard & Tvedten, 2012; Dhabhar, 2014]. Lo stress da cattura induce ipertermia in seguito a sforzo, collasso vascolare (shock), iperpotassiemia associata a acidosi metabolica per accumulo di acido lattico dovuto alla degenerazione muscolare, che porta a insufficienza renale, cardiaca ed emostatica acuta, oltre ad alterazioni necrotiche del fegato e di altri organi [Cooper & Cooper, 2007; Willard, 2012; Zhao et al., 2014]. La sindrome può essere suddivisa in tre forme in base al momento dell'insorgenza dei sintomi: la forma peracuta, che porta il soggetto a morte durante la cattura, è caratterizzata da iperpotassiemia e fibrillazione cardiaca fatale; la forma acuta, con morte in 24-48 ore dalla cattura, caratterizzata da comparsa di atassia, miosite, ipertermia e shock per esaurimento del corticosurre-



* Medico Veterinario PhD MSc.

ne, anuria, iperpotassemia e bradicardia, associati a tentativi di compenso nei confronti dell’acidosi come l’iperventilazione; la forma subacuta, in cui la morte sopravviene in tempi variabili, senza che l’animale abbia ripreso un comportamento normale, è caratterizzata da nefrosi tubulare, insufficienza renale e morte; la forma cronica, è caratterizzata da insufficienza cardiaca congestizia e morte anche a distanza di mesi [Cuomo, 2007]. La compromissione fisica, come la comparsa di zoppia o la perdita della capacità di camminare, può verificarsi nei casi non letali o prima della morte nei casi letali [Breed, et al., 2019].

La paura e l’angoscia innescano risposte autonome in cui effetti fisiologici sono alla base di tutti i tipi di miopatia da cattura; studi clinici e sperimentazioni sugli animali hanno dimostrato la capacità del cervello di danneggiare il cuore [Samuels, 2007]. Lo stress emotivo o fisico comporta un aumento delle catecolamine, dei livelli di creatinina chinasi e di tropoinina [West, et al., 2014]. Tipicamente, all’esame istopatologico si osservano piccole aree di necrosi e occasionali microtrombi capillari nel muscolo scheletrico e in altri organi [McAloose et al., 2018]. L’introduzione del sequenziamento genico di nuova generazione nella diagnosi dei disturbi neuromuscolari ha portato all’identificazione di un elevato numero di varianti RYR1 recentemente identificate quali responsabili delle sindromi da rhabdomiolisi anche non collegata alla somministrazione di agenti anestetici. Tre geni risultano responsabili di un aumento rapido e incontrollato del Ca2+ mioplasmatico nelle cellule muscolari scheletriche sia in animali sia in soggetti umani [Riazi S, et al., 2018; Van den Bersselaar, et al., 2022].

La miopatia da cattura può verificarsi in qualsiasi animale, ma è stata osservata con maggiore frequenza nei mammiferi e negli uccelli. Tra i mammiferi i più colpiti risultano essere gli ungulati, (sia artiodattili che perissodattili) [West, et al., 2014] dotati di fibre muscolari a contrazione rapida e sistema nervoso simpatico molto attivo [Blumstein, et al., 2015].

La ricerca scientifica ha proposto che la citata maggiore suscettibilità alla miopatia da cattura riscontrata negli ungulati, risieda nelle radici evolutive di queste specie, nello specifico sembra sia una conseguenza inevitabile dello sviluppo di dimensioni relativamente grandi del cervello e dell’essere longeva [Blumstein et al., 2015]. La socialità è cognitivamente impegnativa ed ha quindi comportato una coevoluzione tra socialità e grandi dimensioni relative del cervello. La socialità offre vantaggi biologici ed ecologici quali la protezione dai predatori e l’ottimizzazione delle opportunità alimentari o di riproduzione. Il gruppo di studio di Pérez-Barbería ha concluso che l’aumento delle dimensioni cerebrali relative è il risultato della risoluzione di problemi ecologici su base sociale [Pérez-Barbería, et al., 2007].

Anche la corsa è una strategia antipredatoria. L’aumento della velocità della corsa richiede una risposta autonoma (simpatica) esplosiva alla minaccia. Le specie più suscettibili alla miopatia da cattura sono quindi, parallelamente, quelle in



Foto 3. (Canis lupus Linnaeus, 1758)

- a) lesione determinata da un laccio in acciaio posizionato attorno al collo di un lupo. Appare evidente l’edema della testa e del collo anteriormente al laccio;
b) il particolare della foto a. consente di osservare una lacerazione lineare con segni di riparazione tissutale (escara) che interessa le regioni del collo dorsale, laterali e ventrale, senza interruzione;
c) allo scuoiamento si osserva grave edema dei tessuti muscolari con edema ed emorragia dei linfonodi della testa e del collo.
(foto di proprietà di Cristina Marchetti)

grado di rispondere più attivamente a una minaccia; sanno correre più velocemente e sono più longeve presentando una fitness riproduttiva migliore [Kjellander, et al., 2004; Blumstein, et al., 2015].

Oltre allo stress da cattura, trappole e lacci sono responsabili di amputazioni, fratture ossee, lacerazioni muscolari, tendinee e vasali, necrosi da pressione dei tessuti. Non sono infrequenti lesioni da automutilazione. Se il laccio si localizza a livello delle regioni addominali si possono verificare lacerazioni profonde fino all’esposizione della cavità, emorragie ed eviscerazioni. Lacci che si stringono attorno al collo sono responsabili di gravi edemi della testa (foto-3) e strangolamento [Proulx, 2022].

Nei casi meno gravi possono verificarsi edema, abrasioni e lacerazioni superficili dei tessuti cutanei e sottocutanei. Seppure considerate lievi, tali lesioni possono compromettere la sopravvivenza anche nell’animale che riesce a liberarsi. Frequenti, infatti, sono le complicazioni legate, oltre che a disturbi di circolo, anche a infezioni localizzate che possono evolvere in quadro setticemico [AVMA, 2018]. Inoltre, la pressione del laccio sui tessuti può causare necrosi. Queste ultime possono essere difficili da rilevare sia per via della presenza del pelo sia

perché potrebbero manifestarsi in tempi successivi al rilascio [Broom, 2022]. Nel tentativo di liberarsi, l’animale può procurarsi, oltre alle lesioni già citate, lesioni spinali, fratture dentali, lesioni gengivali e della lingua, lesioni oculari, perdita delle unghie, lesioni ai cuscinetti plantari e paralisi degli arti. La morte può subentrare in tempi diversi come conseguenza di ferite, disidratazione, starvation o stress protratto [Proulx, 2022].

Gli animali catturati dovrebbero essere sottoposti ad attenta e competente valutazione da parte di un medico veterinario. L’intervento di un medico veterinario è indispensabile per garantire assistenza ai soggetti catturati. L’animale può morire in fase di cattura o nei giorni o nelle settimane successive alla stessa a causa delle lesioni riportate o per miopatia da sforzo. In tali casi, il cadavere deve essere sottoposto ad autopsia con valutazione da parte di un medico veterinario patologo. Purtroppo, le indagini postmortali su cadaveri di animali deceduti per cause riconducibili alla cattura non vengono sempre richieste; la motivazione può essere ricondotta a motivi diversi: la mancanza di consapevolezza del valore di tali attività mediche, il decesso può avvenire dopo il rilascio e i cadaveri non vengono rinvenuti, oppure, il riconoscimento della causa di morte, e la successiva certificazione, non rappresentano informazioni gradite. Il patologo dovrebbe rilasciare una relazione dettagliata e documentata con immagini fotografiche. La documentazione fotografica deve comprendere scatti con riferimenti metrici e identificativi del caso. I fotogrammi di ogni tipo di ripresa devono essere legati da una precisa sequenza che individui e contestualizzi le informazioni andando dal generale al particolare. La documentazione fotografiaca, fornita in originale e debitamente circostanziata, rappresenta un sistema di prova significativo e valido per reperire le informazioni rilevate in sopralluogo e in sede autoptica.

In conclusione, alla luce delle conoscenze scientifiche raggiunte dai professionisti delle varie discipline, il tema della ipotetica nocività di una specie o di un soggetto è auspicabile che venga affrontato con competenza e multidisciplinarietà, prendendo nelle dovute considerazioni le opinioni, anche divergenti, provenienti dal mondo scientifico. E’ indispensabile che la raccolta delle fonti di prova e la loro valutazione scientifica si svolgano in termini di ricerca della verità ai fini di giustizia, in modo che le decisioni umane che ne conseguono siano condivise da tutti i portatori di interesse.

Alla base del comportamento umano dovrebbe essere posta la consapevolezza già menzionata che “il dolore non è solo una questione fisiologica, è anche una questione bioetica”.

Bibliografia

- AVMA American Veterinary Medical Association. (2018) Welfare Implications of Leghold Trap Use in Conservation and Research. Marks/publication/236658641_REVIEW_- WEL-

FARE_OUTCOMES_OF_LEG-HOLD_TRAP_USE_IN_VICTORIA_CA_Marks/links/00b7d518bc64eac38b000000/REVIEW-WELFARE-OUTCOMES-OF-LEG-HOLD-TRAP-USE-IN-VICTORIA-CA-Marks.pdf. accessed January 2023

- Bartsch, R. C., McConnell, E. E., Imes, G. D., & Schmidt, J. M. (1977). A review of exertional rhabdomyolysis in wild and domestic animals and man. *Veterinary pathology*, 14(4), 314–324. <https://doi.org/10.1177/030098587701400402>

- Bienertova-Vasku, J., Lenart, P., & Scherlinger, M. (2020). Eustress and Distress: Neither Good Nor Bad, but Rather the Same?. *BioEssays : news and reviews in molecular, cellular and developmental biology*, 42(7), e1900238. <https://doi.org/10.1002/bies.201900238>

- Blumstein, D. T., Buckner, J., Shah, S., Patel, S., Alfaro, M. E., & Natterson-Horowitz, B. (2015). The evolution of capture myopathy in hooved mammals: a model for human stress cardiomyopathy?. *Evolution, medicine, and public health*, 2015(1), 195–203. <https://doi.org/10.1093/emph/eov015>

- Breed, D., Meyer, L. C. R., Steyl, J. C. A., Goddard, A., Burroughs, R., & Kohn, T. A. (2019). Conserving wildlife in a changing world: Understanding capture myopathy-a malignant outcome of stress during capture and translocation. *Conservation physiology*, 7(1), coz027. <https://doi.org/10.1093/conphys/coz027>.

- Broom, D.M. Indicators of poor welfare. *Br. Vet. J.* 1986, 142, 524–526

- Broom DM. & Johnson KG. (1993) Stress and animal welfare. Ed. Chapman & Hall, London.

- Broom, D.M. 1999. The welfare of vertebrate pests in relation to their management. Pages 309–329 in P. D. Cowen and C. J. Feare, editors. *Advances in vertebrate pest management*, Filander Verlag, Furth, Germany.

- Broom, D.M. Behaviour and welfare in relation to pathology. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 2006, 97, 71–83

- Broom D.M. (2022) Some Thoughts on The Impact of Trapping on Mammal Welfare with Emphasis on Snare. In: *Mammal Trapping–Wildlife Management, Animal Welfare & International Standards 121* G. Proulx, editor. Alpha Wildlife Publications, 2022.

- Cooper JE. & Cooper ME. (2007) Introduction of veterinary comparative forensic medicine. Blackwell Publishing Ltd.

- Cuomo A. (2007) Lo stress da cattura negli ungulati selvatici. *Large Animal Review* 13: 127-129

- Dhabhar FS. (2014) Effects of stress on immune function: the good, the bad, and the beautiful. *Immunol Res.* 58(2-3):193-210.

- Downing, R., & Della Rocca, G. (2023). Pain in Pets: Beyond Physiology. *Animals: an open access journal from MDPI*, 13(3), 355. <https://doi.org/10.3390/ani13030355>

- Proulx, G. (2022). *Mammal Trapping–Wildlife Management, Animal Welfare & International Standards 121* G. Proulx, editor. Alpha Wildlife Publications. ISBN 978-0-9809598-2-6

- Samuels M. A. (2007). The brain-heart connection. *Circulation*, 116(1), 77–84. <https://doi.org/10.1161/CIRCULATIONAHA.106.678995>

- Schemnitz, S.D. Batcheller, G.R., Lovallo, M.J., White, H.B., Fall M.W. Capture and Handling Techniques, Capturing and Handling Wild Animals. In *The wildlife techniques manual*. (2012) Vol. 1 edited by Nova J. Silvy. 7th ed. The Johns Hopkins University Press 2715 North Charles Street Baltimore, Maryland 21218-4363. ISBN-13: 978-1-4214-0159-1

- Willard M.D. & Tvedten H. (2012) SMALL ANIMAL CLINICAL DIAGNOSIS BY LABORATORY METHODS. Fifth Edition Elsevier 3251 Riverport Lane St. Louis, Missouri 63043. ISBN: 978-1437706574

- Zhao X, Song Q, Gao Y. (2014) Hypothesis: exertional heat stroke-induced myopathy and genetically inherited malignant hyperthermia represent the same disorder, the human stress syndrome. *Cell Biochem Biophys.* 70(2):1325-9.



Campagna vaccinale COVID e influenza stagionale

I vaccini contro il covid e l'influenza stagionale sono sicuri ed efficaci. Proteggono soprattutto le persone più anziane e fragili. Puoi farli anche in un'unica seduta. Parlane con il tuo medico.



Ministero della Salute

www.salute.gov.it



1500

Numero di pubblica utilità