



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

L'eradicazione del Ratto nero (*Rattus rattus*) dalle isole del Mediterraneo: linee guida, buone pratiche, casi di studio

MANUALI
E LINEE GUIDA

199 / 2022



L'eradicazione del Ratto nero (*Rattus rattus*) dalle isole del Mediterraneo: linee guida, buone pratiche, casi di studio



LIFE14NAT/IT/000544 Life PonDerat
"Restoring the Pontine Archipelago ecosystem
through management of rats and other invasive alien species"

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), insieme alle 21 Agenzie Regionali (ARPA) e Provinciali (APPA) per la protezione dell'ambiente, a partire dal 14 gennaio 2017 fa parte del Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), istituito con la Legge 28 giugno 2016, n.132.

Le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questa pubblicazione.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Manuali e Linee Guida 199/2022
ISBN 978-88-448-1128-0

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Citazione consigliata

Gotti C., Capizzi D., Petrassi F., Sposimo P., dell'Agnello F., Baccetti N., Raganella 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.

Elaborazione grafica

Grafica di copertina: Elena Porrazzo - ISPRA – Area Comunicazione Ufficio Grafica
Foto di copertina: Pulcino di Berta maggiore *Calonectris diomedea* (Foto: Camilla Gotti – ISPRA)
ISPRA – Area Comunicazione

Coordinamento pubblicazione online:

Daria Mazzella
ISPRA – Area Comunicazione

Coordinamento tipografico:

Daria Mazzella
ISPRA – Area Comunicazione

Amministrazione:

Olimpia Girolamo
ISPRA – Area Comunicazione

Luglio 2022

Autori

Camilla Gotti (ISPRA)

Dario Capizzi (Regione Lazio Direzione Ambiente, Roma)

Fabrizio Petrassi ((Regione Lazio Direzione Ambiente, Roma)

Paolo Sposimo (NEMO Nature and Environment Managements Operators Srl, Firenze)

Filippo dell'Agnello (NEMO Nature and Environment Managements Operators Srl, Firenze)

Nicola Baccetti (ISPRA)

Elisabetta Raganella Pelliccioni (ISPRA)

Il presente volume è stato realizzato nell'ambito del Progetto LIFE14NAT/IT/000544 Life PonDerat "Restoring the Pontine Archipelago ecosystem through management of rats and other invasive alien species" (www.ponderat.eu)

- azione E9 - ed è frutto della collaborazione tra:

- Regione Lazio Direzione Ambiente (Beneficiario coordinatore)
- ISPRA (Beneficiario associato)
- Dipartimento di Biologia Ambientale –Università di Roma, La Sapienza (Beneficiario associato)
- NEMO Nature and Environment Managements Operators Srl (Beneficiario associato)
- Area Marina Protetta -Riserva Naturale Statale Isole di Ventotene e S. Stefano (Beneficiario associato)

Volume realizzato con il contributo del programma LIFE dell'Unione Europea. I contenuti di questo volume sono di esclusiva responsabilità degli autori e non riflettono necessariamente l'opinione dell'Unione Europea.

Ringraziamenti

Desideriamo *in primis* ringraziare collettivamente gli staff tecnici e amministrativi che hanno collaborato a tutti i progetti di eradicazione del Ratto nero sinora realizzati sulle isole italiane. Elencarne i nomi richiederebbe una lista di lunghezza ingestibile, con alto rischio di involontarie omissioni. Vogliamo tuttavia sottolineare che senza il contributo (retribuito o no) di ciascuno di loro non sarebbe stato possibile accumulare le esperienze che, con effetto valanga, stanno consentendo di raggiungere obiettivi sempre più ambiziosi. Grazie quindi a quanti hanno contribuito alla realizzazione dei progetti di eradicazione del Ratto nero, ed in particolare a:

Angelo Banfi, Maurizio Burlando, Francesco De Pietro, Francesca Giannini, Nino Martino, Francesca Puppo, Giampiero Sammuri, Beppe Tanelli, Franca Zanichelli (Parco Nazionale Arcipelago Toscano); Stefano Vagniluca (ex-Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Follonica), Giovanni Quilghini (Reparto Carabinieri Biodiversità di Follonica); Marco Panella (Raggruppamento Carabinieri Parchi); Sergio Zerunian (Parco Nazionale del Circeo, ex-Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Sabaudia); Augusto Navone, Giovanna Spano, Gianni Giovannelli, Settimo Nizzi (AMP Tavolara – Capo Coda Cavallo); Valentina Secchi (Comune di Olbia); Fabrizio Atzori (AMP Capo Carbonara); Vito Consoli, Giuliano Tallone, Diego Mantero, Fabio Bisogni e Stefano Cresta (Regione Lazio).

Un ringraziamento va soprattutto ad Antonio Romano (AMP-RNS Isole di Ventotene e Santo Stefano) per aver accettato la sfida dell'eradicazione del Ratto dall'isola di Ventotene, realizzata nell'ambito del progetto Life PonDerat.

Per il supporto sul campo e le proficue discussioni sul tema eradicazione, grazie a Ferdinando Corbi (Gruppo Pontino Ricerche Ornitologiche), Massimo Putzu, Sergio Nissardi e Carla Zucca (Anthus), Luciana Andriolo e Giorgio Marsiaj, Carmen Biondo, Gaia de Luca, Sara Riello (Museo della Migrazione e Osservatorio Ornitologico di Ventotene).

Grazie a Vittorio Guberti (ISPRA) e a Marco Valentini, (MITE) che hanno contribuito in maniera decisiva a chiarire l'applicazione del Regolamento Biocidi, in particolare per quanto attiene la valutazione del rischio.

Siamo grati ad Island Conservation, Gregg Howald (Advanced Conservation Strategies) e Bruno Massa (Università di Palermo) per i suggerimenti e la disponibilità mostrata nel corso delle diverse esperienze di eradicazione.

Grazie, infine, a tutto il team del Life PonDerat per aver condiviso i successi, gli insuccessi e le difficoltà incontrate nel corso del progetto, rappresentando un importante elemento di forza per la prosecuzione delle attività e la redazione del presente manuale.

Premessa

Col suo ricco patrimonio di isole - oltre 300 quelle degne di questo nome - e alcuni millenni di storia navale alle spalle, non sorprende che l'Italia abbia attenzionato il trinomio ratto-isole-avifauna già da oltre venti anni (Baccetti et al. 2016; Capizzi et al. 2019). Qui, infatti, l'impatto di *Rattus rattus* sui Procellariformi ad abitudini riproduttive fossorie o cavernicole rappresenta una taxa consolidatasi in millenni di convivenza (Ruffino et al. 2009), grazie a situazioni locali più o meno durevolmente *rat-free* e ad equilibri resi possibili, anche sulle isole infestate, da poco note dinamiche densità-dipendenti. Non sappiamo con esattezza quante fossero le isole che ospitavano berte (*Procellaridae*) prima dell'arrivo dei ratti, in quante poi le popolazioni siano drasticamente diminuite oppure addirittura scomparse: ma conosciamo abbastanza bene la distribuzione delle colonie attuali e sappiamo che quanto resta mantiene un valore conservazionistico rilevante (Baccetti et al. 2009). Riportare alla produttività ante-ratto alcune isole relativamente poco impegnative sotto l'aspetto economico e organizzativo è stato lo stimolo per le prime eradicazioni, svolte fino circa al 2005. Sulla base di tali esperienze, un'analisi effettuata sull'intero patrimonio insulare italiano (Capizzi et al. 2010) ha permesso di individuare le priorità di intervento per gli anni a venire, e per conseguenza di operare con la massima efficacia (anche economica) in iniziative che non trovano al momento confronto, almeno all'interno del Mediterraneo.

Il presente lavoro intende offrire una panoramica puntuale delle esperienze conseguite da un singolo e coeso gruppo di lavoro, afferente ad amministrazioni quanto mai diverse. Ci si prefigge di entrare non solo nell'ovvio dettaglio delle tecniche usate e dei motivi di successo, ma anche in quello di errori e fallimenti, imprevisti e sottovalutazioni, creatività nelle soluzioni e prudenza nel realizzarle, senza dimenticare i difetti di comunicazione e le insidie mediatiche. Certamente il clima non solo atmosferico, ma anche umano, è molto cambiato da quando abbiamo mosso i primi passi. Poiché molto anche in futuro cambierà, stando ai rispettivi trend, ci pare necessario non indugiare nello scoprire le carte per procedere a una nuova, ancor più efficace pianificazione.

Nicola Baccetti, ISPRA

Sommario

PARTE I - ECOLOGIA DEL RATTO NERO ED EFFETTI DELLE ERADICAZIONI	1
1. Il Ratto nero (<i>Rattus rattus</i>)	2
1.1 Una specie dall'aspetto variabile	2
1.2 Segni di presenza	3
1.3 Distribuzione geografica ed ecologia	4
1.4 Il Ratto nero nelle isole del Mediterraneo	4
2. Perché eradicare il Ratto nero?	6
2.1 Impatti del Ratto nero su specie, habitat ed ecosistemi insulari	6
2.2 Impatti socioeconomici del Ratto nero sulle comunità residenti nelle isole	7
2.3 Impatti sanitari	8
2.3.1 Benefici prodotti dalle eradicazioni	8
2.4 Possibili effetti negativi delle eradicazioni	16
3. Le alternative per la gestione del Ratto nero nelle isole	17
PARTE II - LINEE GUIDA PER L'ERADICAZIONE DEL RATTO NERO DALLE ISOLE	19
4. Azioni preparatorie	20
4.1 Aspetti normativi	20
4.2 Quantificazione della consistenza della popolazione di Ratto nero	21
4.3 Caratterizzazione genetica	22
4.3.1 Localizzazione degli alleli della resistenza agli anticoagulanti	24
4.4 Valutazione dei tassi di incidenza e trasmissione di patogeni	25
5. Pianificazione degli interventi di eradicazione	25
5.1 Caratteristiche delle isole e principali scelte tecniche	25
5.1.1 Somministrazione e distribuzione dell'esca	25
5.1.2 Principio attivo	27
5.2 Valutazione dei rischi	28
5.2.1 I rischi per le specie <i>non target</i>	28
5.2.2 I rischi di "effetti sorpresa"	32
5.2.3 I rischi per le altre componenti degli ecosistemi insulari	32
5.2.4 I rischi per la popolazione umana	32
5.3 Mitigazione dei rischi	33
5.4 Individuazione delle aree critiche	35
6. Piano operativo	36
6.1 Modalità di distribuzione	36
6.2 Scelta del principio attivo e dei formulati	39
6.3 Periodo di lavoro e cadenza degli interventi	41
6.4 Personale impiegato	41

6.5	Monitoraggio dell'andamento dell'intervento	42
6.6	Rischio di reinvasione e biosicurezza	46
6.7	Monitoraggio post-intervento	47
6.8	Comunicazione e coinvolgimento della comunità locale: il caso del LIFE PonDerat	47
PARTE III - ERADICAZIONE DEL RATTO NERO DALLE ISOLE: CASI DI STUDIO		52
1.	Eradicazione del Ratto nero dall'isola di Zannone	53
2.	Eradicazione del Ratto nero dall'isola di Montecristo	55
3.	Eradicazione del Ratto nero dall'isola di Tavolara	58
4.	Eradicazione del Ratto nero dall'isola di Pianosa	61
5.	Eradicazione del Ratto nero dall'isola di Ventotene	64
6.	Eradicazione del Ratto nero dall'isola di Palmarola	66
Bibliografia		68

PARTE I - ECOLOGIA DEL RATTO NERO ED EFFETTI DELLE ERADICAZIONI

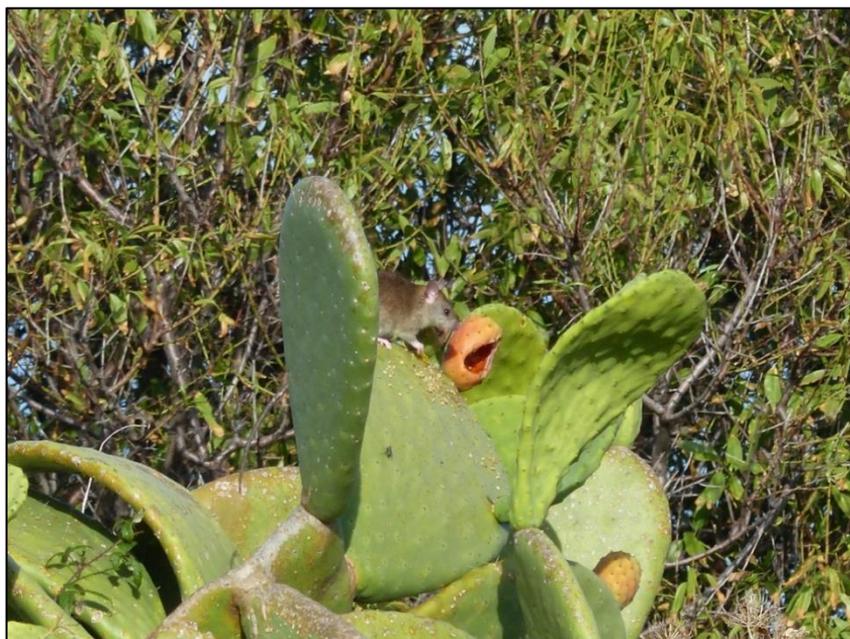
1. Il Ratto nero (*Rattus rattus*)

1.1 Una specie dall'aspetto variabile

A differenza di quanto possa evocare il nome, il Ratto nero (conosciuto appunto come *black rat* in inglese, *rat noir* in francese, *rata negra* in spagnolo, Fig 1.1) presenta una colorazione del mantello assai differente a seconda delle popolazioni. Tali differenze vengono spesso spiegate con l'esistenza di tre distinte sottospecie. Più propriamente, si possono distinguere tre forme cromatiche. La prima, riconducibile alla sottospecie *R. r. alexandrinus*, presenta una colorazione marrone-grigiastra delle parti superiori, con il ventre grigiastro. Una seconda, riconducibile alla sottospecie *R. r. frugivorus*, appare marrone-grigiastra sul dorso e sui fianchi, con il ventre biancastro, mentre la terza, *R. r. rattus*, presenta una colorazione grigio-nerastra nelle parti superiori, tendente a sfumare al grigio ardesia sul ventre, benché molti individui mostrino un'uniforme colorazione melanica. Gli individui interamente neri sono assai rari nelle popolazioni italiane, comparando invece con maggiore frequenza in quelle dell'Europa centrale e in Gran Bretagna. Recenti studi hanno messo in luce la presenza di differenze genetiche significative fra *R. r. rattus* e *R. r. frugivorus*, ipotizzando la presenza di due distinte specie (Cavagna *et al.* 2002).

Sebbene ad un occhio inesperto sia possibile confondere la specie con il congenere *Rattus norvegicus* (Ratto delle chiaviche), i caratteri della morfologia esterna che consentono di distinguere le due specie sono numerosi. La colorazione del mantello non può essere di grande aiuto, in considerazione della variabilità presente in entrambe le specie. Il Ratto nero presenta minori dimensioni corporee: il peso è solitamente compreso tra 130 e 280 g, contro i 250-520 g del Ratto delle chiaviche. Inoltre, il muso è maggiormente appuntito e le orecchie più lunghe, quasi completamente prive di pelo. A differenza di quanto si riscontra nel Ratto delle chiaviche, la coda del Ratto nero si presenta fine, e la sua lunghezza (17-28 cm) è superiore a quella del corpo (15-24 cm). Anche l'esame del cranio evidenzia significative differenze fra le due specie: osservata dall'alto, la scatola cranica del Ratto delle chiaviche è squadrata, con creste superorbitali quasi parallele, mentre quella del Ratto nero è più arrotondata e le creste superorbitali sono curve (Capizzi & Santini 2007).

Fig 1.1 - Ratto nero *Rattus rattus* su *Opuntia ficus-indica*, mentre si ciba del frutto (foto S. Sarrocco).



1.2 Segni di presenza

La presenza del Ratto nero negli insediamenti umani è facilmente comprovata dal rinvenimento dei caratteristici escrementi, con forma che varia dall'ovale al sub-cilindrico, lunghi in media 9-12 mm e larghi 2-3 mm, più piccoli e con le estremità generalmente meno appuntite rispetto a quelli del Ratto delle chiaviche. Come il Ratto delle chiaviche, questa specie lascia tracce untuose alla base delle pareti, sulle porte e sui bordi delle fessure che gli individui rasentano nei loro passaggi abituali.

Nelle isole la presenza della specie, benché anche in questo caso sia individuabile tramite il rinvenimento degli escrementi nelle zone dove la specie colloca il rifugio o si alimenta (Fig 1.2), è spesso accertata grazie all'abbondante quantitativo di semi rosicchiati in modo caratteristico. Particolarmente evidenti sono le erosioni su strobili di conifere e su noccioli di olive (Capizzi & Santini 2007; Baccetti *et al.* 2009). Per quanto riguarda i primi, l'erosione appare assai accurata, senza segni di strappo a carico delle brattee, mentre nel caso dei noccioli d'oliva, sebbene spesso sulle isole non vi siano piante di olivo, i ratti utilizzano quelli rinvenuti nei residui dell'alimentazione dei gabbiani che si nutrono sulla terraferma (Baccetti *et al.* 2009; Fig 1.3). Il ratto accede al contenuto dei noccioli mediante tipiche rosicchiature con cui viene asportato uno dei poli; la divisione longitudinale dell'endocarpo in due metà è invece effetto dell'irradiamento solare o della marcescenza, e non è indicativa.



Fig 1.2 - Rifugio di Ratto nero. Sono evidenti gli escrementi tipici della specie e i resti di ciò di cui si è alimentato (Foto A. Benocci).

Fig 1.3 - Accumuli di noccioli di olive consumati da Ratto nero. I noccioli vengono rigurgitati dai Gabbiani reali, che si sono nutriti delle olive sulla terraferma, e costituiscono una fonte alimentare che i ratti sono in grado di sfruttare, oltre a rappresentare un inconfondibile segno di presenza (Foto D. Capizzi).



1.3 Distribuzione geografica ed ecologia

Il Ratto nero è una specie alloctona per il bacino del Mediterraneo, essendovi arrivato grazie al trasporto operato dall'uomo (vedi par. successivo). L'area di origine naturale della specie è probabilmente la penisola indiana. Di qui, in coincidenza con i primi traffici marittimi, il Ratto nero ha dato avvio ad una rapida espansione che è tuttora in corso, diffondendosi in tutti e cinque i continenti. È presente in tutto il territorio italiano, comprese le isole maggiori e gran parte di quelle minori. Sulla terraferma, negli ambienti naturali è diffuso soprattutto nelle aree costiere ed in quelle di bassa e media collina, mentre nelle zone maggiormente elevate lo si ritrova solo presso edifici, in aree antropizzate.

Nei contesti antropizzati la specie abita i giardini e i parchi urbani, penetrando all'interno degli edifici, ove colonizza generalmente le parti alte, come soffitte, tetti e terrazzi. In aree naturali le popolazioni sono diffuse soprattutto negli ecosistemi forestali, come nel caso di pinete, macchia mediterranea e boschi mesofili di querce, ma talvolta anche nei castagneti. Nelle isole la specie amplia significativamente la gamma degli ambienti utilizzati, sfruttando qualunque ambiente possa offrire le necessarie risorse in termini di alimentazione e opportunità di ricovero (es. garighe, scogliere, massicciate artificiali, ecc.).

È una specie ad attività notturna, assai abile nell'arrampicarsi e nello spostarsi velocemente su pareti, rami e cavi sospesi. Tali capacità gli consentono di raggiungere con facilità le parti sopraelevate degli edifici e dei fabbricati rurali, riuscendo di qui a passare all'interno approfittando di finestre a tenuta non perfetta o mantenute aperte, camini, aperture nel sottotetto od altre fessure, come quelle che consentono il passaggio di cavi.

Può mostrare un comportamento marcatamente neofobico, consistente in una spiccata diffidenza per i nuovi oggetti o cibi posti nel suo territorio, incluse trappole o esche tossiche. Nelle isole, invece, probabilmente a causa della sporadicità delle attività di controllo, la specie tende a consumare subito le esche tossiche, non manifestando alcuna diffidenza.

La maturità sessuale è raggiunta dalle femmine ad un'età compresa tra 12 e 16 settimane. La gestazione dura tra 21 e 23 giorni, al termine della quale le femmine danno alla luce da 5 a 8 piccoli, in media 7. Ciascuna femmina può dare luogo a diversi parti all'anno, generalmente da 3 a 5. La biologia riproduttiva della specie nelle isole è largamente sconosciuta, benché osservazioni empiriche indichino che i giovani sono presenti soprattutto nel periodo primaverile ed autunnale.

La specie è onnivora. Negli ambienti antropizzati si nutre di cereali di ogni tipo, di frutti, sia freschi che secchi, di verdure, di alimenti destinati agli animali domestici, ma anche di carne, uova e di qualunque tipo di derrata immagazzinata e di rifiuto alimentare. Anche negli ambienti naturali può nutrirsi di frutti e semi di ogni genere, di corteccia di piante arboree, predando inoltre invertebrati e vertebrati, quali uccelli, rettili e piccoli mammiferi. Negli ecosistemi insulari tende a sfruttare anche le risorse provenienti dal mare, come carogne e rifiuti animali e vegetali di ogni genere, che si accumulano in grandi quantità lungo le scogliere o ai piedi delle falesie.

1.4 Il Ratto nero nelle isole del Mediterraneo

Il Ratto nero è riconosciuto come la specie che, a livello globale, ha provocato il maggior numero di estinzioni nelle aree dove è stato introdotto (Townsend *et al.* 2006). Non si conosce con precisione l'epoca di introduzione di questa specie nelle isole del Mediterraneo. Evidenze della presenza della specie nel Mediterraneo occidentale (Corsica) risalgono a 2400 anni fa (Vigne & Valladas 1996), quando la maggior parte delle isole intorno alla Corsica ed alla Sardegna erano già separate, grazie all'innalzamento del livello del mare successivamente all'ultimo periodo glaciale (Laborel *et al.* 1994). È molto probabile che la diffusione della specie sia quindi avvenuta prevalentemente grazie ad imbarcazioni che viaggiavano fra queste isole. Sebbene esistano reperti isolati a partire dal quarto millennio a.C., i primi ritrovamenti datati con certezza provengono da numerosi insediamenti romani (Audoin-Rouzeau & Vigne 1994; Masseti 2008). Fossili attribuiti a questa specie sono stati rinvenuti in insediamenti romani dell'Europa meridionale, come nel caso di Pompei, risalenti al II secolo a.C., od in altri situati in Europa centrale, nord Africa ed Asia minore (McCormick 2003).

Recenti indagini genetiche su individui di ratto attualmente presenti nelle isole italiane, pur senza escludere una presenza della specie anche in epoche precedenti, hanno evidenziato come tali popolazioni potrebbero essere il frutto di una colonizzazione avvenuta orientativamente all'inizio del XVIII secolo, forse successivamente ad una temporanea scomparsa della specie dalle isole per motivi difficili da ipotizzare (Colangelo et al. 2015).

Nelle piccole isole del Mediterraneo è di gran lunga più frequente la presenza del Ratto nero rispetto al Ratto delle chiaviche, che si riscontra invece in isole di dimensioni maggiori e molto antropizzate (Amori et al. 2008). Un caso particolare è rappresentato dall'Isola delle Femmine (PA), dalla quale il Ratto delle chiaviche è stato eradicato con successo nel 2008 (Canale et al. 2019). Quest'ultima specie inoltre è rara nelle isole caratterizzate da coste rocciose. La struttura più agile del Ratto nero lo rende un colonizzatore di successo delle isole: il nome inglese di questa specie ("ship rat", ossia "ratto delle imbarcazioni") testimonia come essa sia in grado di arrampicarsi sulle corde delle imbarcazioni, raggiungendo così i territori insulari da moli, porti o attracchi. A vantaggio del Ratto nero gioca anche l'eccellente adattamento al clima mediterraneo, che lo rende in grado di superare senza apparenti difficoltà anche le stagioni più siccitose.

Una volta colonizzata un'isola, la specie ha potuto certamente espandersi e colonizzare le terre emerse situate nelle immediate vicinanze, raggiungendole a nuoto. Come si è osservato più volte, infatti, il Ratto nero è in grado di attraversare bracci di mare di alcune centinaia di metri. In alcune isole dell'Arcipelago Toscano, liberate dalla presenza del Ratto nero negli scorsi decenni, si è assistito al ritorno di questa specie mediante individui provenienti a nuoto dalla costa prospiciente, colmando distanze fino a 350 m (Capizzi et al. 2010); sono stati inoltre osservati tentativi di insediamento su isolotti distanti fino a 500 m dall'isola più vicina o dalla terraferma (N. Baccetti e P. Sposimo, dati inediti).

La possibilità di colonizzazione e spostamento degli individui presenti in isole poco distanti è stata recentemente confermata da uno studio effettuato sull'isola di Lavezzi (Corsica) e il sistema di isolotti circostanti (Abdelkrim et al. 2009), dove l'analisi del DNA delle diverse popolazioni ha dimostrato l'origine proprio da individui provenienti dall'isola principale.

Nonostante la specie sia in grado di colonizzare rapidamente nuovi isolotti e scogli, tuttavia, essa non sempre è in grado di insediarsi permanentemente e può andare incontro ad estinzioni per cause naturali. Emblematico il caso dello scoglio dell'Argentarola in Toscana (GR), dove la specie era presente negli anni Ottanta dello scorso secolo, assente almeno dal 1990 al 2010, e di nuovo presente nel 2020. Episodi analoghi sembrano essere accaduti anche sugli isolotti di Barrettini e Molarotto in Sardegna (SS), ma spesso gli elementi a supporto difettano di assoluta certezza.

Poco si conosce dell'ecologia del Ratto nero negli ecosistemi insulari. Uno studio compiuto in Francia ha mostrato come l'aggressività intraspecifica sia minore nelle popolazioni insulari, nelle quali si assiste anche ad una maggiore attività diurna (Granjon & Cheylan, 1990). La dieta è estremamente opportunistica, basandosi sulle disponibilità stagionali che l'ambiente offre. In ciò, la specie appare certamente avvantaggiata dalla presenza di colonie di gabbiani, in grado di offrire nutrimento per gran parte dell'anno grazie alla perdurante presenza dei residui della loro alimentazione, dalla presenza di uova e pulcini morti o della vegetazione nitrofila da essi favorita (Cassaing et al., 2007). Se si tiene conto del fatto che le colonie di Gabbiano reale *Larus michahellis* sono aumentate esponenzialmente nell'ultimo dopoguerra in tutto il bacino del Mediterraneo, si può spiegare il fatto che l'impatto del Ratto nero sugli uccelli marini nidificanti sembra essersi notevolmente accresciuto (Ruffino et al. 2009; Baccetti et al. 2009). Nelle isole abitate il ratto può contare anche sulla presenza di rifiuti prodotti localmente dalle attività umane.

2. Perché eradicare il Ratto nero?

2.1 Impatti del Ratto nero su specie, habitat ed ecosistemi insulari

Insieme al Ratto delle chiaviche e al Topo domestico (*Mus domesticus*), il Ratto nero è la specie che presenta il maggior impatto su attività umane, salute pubblica ed ecosistemi, richiedendo un costante e intenso sforzo di controllo in ogni parte del mondo (Capizzi *et al.* 2014). L'impatto dei ratti sull'avifauna marina in fase riproduttiva, su flora e vegetazione e su innumerevoli gruppi faunistici (invertebrati, rettili, passeriformi e altri uccelli terrestri, chiroterri, ecc.), nonché sull'equilibrio ecosistemico complessivo (ad es. aumento dei fenomeni erosivi, maggiore diffusione di specie vegetali nitrofile e aliene), è stato ampiamente documentato a livello mondiale (Townes *et al.* 2006, Townes *et al.* 2009) ed è stato confermato anche nel Mediterraneo (ad es. Traveset *et al.* 2009) e per le isole minori italiane (Baccetti *et al.* 2009, Capizzi *et al.* 2016). La specie è inclusa nell'elenco delle 100 tra le specie invasive più dannose al mondo redatto dall'IUCN (Lowe *et al.* 2000). L'arrivo dei ratti trasforma gli ecosistemi insulari, modificando le comunità vegetali, causando il declino o addirittura l'estinzione delle popolazioni di uccelli marini, spesso favorendo, indirettamente, la diffusione e l'aumento numerico di altre specie aliene, come i gatti inselvatichiti che a loro volta hanno un pesante impatto sulla fauna locale (Trouwborst *et al.* 2020).

Ben studiato è l'impatto di questa specie sugli uccelli marini: nell'area mediterranea, dove è presente da alcune migliaia di anni ed è di gran lunga il più diffuso dei predatori terrestri introdotti (Ruffino *et al.* 2009), l'odierna distribuzione e consistenza delle colonie di alcune specie di uccelli marini appare essere largamente influenzata dalla presenza del Ratto nero, in particolare nelle isole più piccole con substrato roccioso acido o neutro (Martin *et al.* 2000).

Nelle isole del Mediterraneo è stato dimostrato che il Ratto nero provoca una riduzione del successo riproduttivo di almeno sei specie di uccelli marini o rupicoli: Uccello delle tempeste *Hydrobates pelagicus melitensis*, Berta minore *Puffinus yelkouan*, Berta maggiore *Calonectris diomedea*, Berta delle Baleari *Puffinus mauretanicus*, Falco della regina *Falco eleonora* e Rondone pallido *Apus pallidus*; una testimonianza del notevole impatto sull'Uccello delle tempeste è costituita dall'evidenza che le colonie di nidificazione di questa specie sono sempre localizzate in zone irraggiungibili dai ratti (Thibault 1995, Penloup *et al.* 1997, Vidal & Zotier 1998).

Fig 2.1 - Berta minore *Puffinus yelkouan* (sinistra, Foto C. Gotti) e Berta maggiore *Calonectris diomedea* (destra, Foto M. Ugo), procellariiformi mediterranei il cui successo riproduttivo è fortemente condizionato dalla presenza del ratto che preda uova e pulcini.



Per quanto riguarda le isole italiane, in presenza dei ratti il successo riproduttivo di due importanti specie di uccelli marini, Berta maggiore e Berta minore (Fig 2.1), viene significativamente ridotto, talvolta addirittura azzerato: un tasso di predazione inferiore al 100% è stato rilevato solo in alcune isole di estensione medio-grande (Baccetti *et al.* 2009). È evidente come un pesante tasso di predazione esercitato per molti anni debba necessariamente determinare una progressiva riduzione della dimensione delle colonie. Tale processo è particolarmente attuale per specie come le berte, che sono solite tornare a nidificare nella propria colonia di nascita e che depongono un solo uovo a stagione riproduttiva, senza effettuare covate sostitutive. La perdita di uova o pulcini per predazione da ratto determina quindi nel lungo termine l'erosione delle colonie e dell'areale occupato (Fig 2.2).

Benché meno studiati, sono stati comunque accertati gli impatti del Ratto nero sulle altre componenti degli ecosistemi delle isole, sia floristico-vegetazionali (es. Meyer *et al.* 2009, Athens 2009), sia faunistiche: lucertole e gechi (es. Thibault *et al.* 2017, Hoare *et al.* 2007), invertebrati (es. Priddel *et al.* 2003), uccelli migratori in fase di recupero delle condizioni fisiche, uccelli svernanti (es. Townsend *et al.* 2009), uccelli nidificanti terrestri e arboricoli. Gli impatti sono esercitati sia mediante predazione diretta (es. Traveset *et al.* 2009) sia per sottrazione di importanti risorse trofiche (bacche, invertebrati, es. Wilson Rankin *et al.* 2018).

Fig 2.2 - Uovo di Berta maggiore (sinistra, foto Archivio ISPRA) e pullo di Berta minore (destra, foto M. Putzu) predati da Ratto nero.



2.2 Impatti socioeconomici del Ratto nero sulle comunità residenti nelle isole

Nelle isole la presenza dei ratti – e in minor misura del Topo domestico – oltre a produrre impatti ecologici di grande rilevanza, presenta ripercussioni negative su numerosi altri aspetti maggiormente legati alla presenza dell'uomo e delle sue attività, aspetti di carattere sanitario e socioeconomico in alcuni casi molto significativi. Tali effetti negativi sono particolarmente evidenti nelle isole con insediamenti umani di varia natura e consistenza (abitazioni sparse, centri abitati, piccoli paesi), e sono spesso di entità maggiore rispetto a quanto si verifica sulla terraferma, soprattutto a causa delle densità spesso elevate che i ratti possono raggiungere nelle isole. In virtù della sua capillare diffusione, la specie penetra spesso nei fabbricati, dove può causare vari tipi di danni alle attività umane, soprattutto a causa del rischio di contaminazione delle derrate alimentari e degli imballaggi. Le sue erosioni, inoltre, possono danneggiare ogni tipo di substrato, ma più spesso i cavi elettrici, il materiale cartaceo, la stoffa e i materiali deputati all'isolamento termico delle strutture.

Oltre a ciò, i roditori causano perdite significative alle attività economiche presenti sulle isole, rappresentate ad esempio da piccole aziende agricole e orti, allevamenti a uso familiare, bar e ristoranti, alberghi e altre strutture dedicate all'ospitalità, oltre a danneggiare manufatti in abitazioni e giardini. Nelle isole abitate la presenza dei ratti fa sì che debbano essere messe in atto importanti misure per contenerne l'impatto, adottate sia dalle amministrazioni pubbliche (soprattutto i comuni) sia dai vari soggetti privati, spesso in modo non conforme alle prescrizioni di legge (ossia quelle indicate sull'etichetta dei prodotti), con rilevanti rischi di intossicazione primaria e secondaria per le specie non bersaglio. A differenza degli interventi di eradicazione, che comportano la presenza di rodenticidi nell'ambiente per un periodo limitato, nelle attività di controllo di routine questi prodotti sono utilizzati senza soluzione di continuità e per un periodo di lunghezza indeterminata, comportando quindi, nel lungo periodo, costi ecologici ed economici ben superiori.

Infine, la presenza di questi animali rappresenta un detrattore per l'immagine turistica delle isole, incidendo negativamente sulla percezione del loro valore naturale. In un buon numero di casi l'impatto dei ratti sul turismo è stato riconosciuto come significativo ed è stato fra i principali motivi che hanno portato alla loro eradicazione (in alcune delle isole Seychelles una parte del costo dell'operazione è stata coperta da operatori turistici privati, es. Millet *et al.* 2019).

Sull'isola di Ventotene (LT) sono stati analizzati gli impatti dei ratti sulle attività umane, evidenziando un consistente risparmio in termini di risorse economiche in seguito alla loro rimozione, in virtù della riduzione dei danni all'agricoltura e dei costi per gli interventi di controllo abitualmente sostenuti del Comune e dai privati (Capizzi *et al.* 2019).

2.3 Impatti sanitari

Non vanno infine trascurate le implicazioni sanitarie connesse con la presenza di questa specie che è coinvolta nella diffusione di un gran numero di malattie, alcune delle quali assai pericolose. Basti ricordare che il Ratto nero è il principale ospite della pulce *Xenopsylla cheopis*, vettore del batterio *Yersinia pestis*, agente eziologico della peste. Le zoonosi nella cui trasmissione all'uomo o agli animali domestici è coinvolto *Rattus rattus* sono numerose (Capizzi & Santini 2007), le principali fra quelle segnalate anche in Italia sono le seguenti:

- Febbre emorragica con sindrome renale (HFRS); agente: hantavirus (varie specie virali)
- Tifo murino, agente *Rickettsia typhi*, vettori pulci, zecche, acari, pidocchi
- Febbre bottonosa mediterranea, agente *Rickettsia conorii*, vettore zecche
- Leptosirosi, agente *Leptospira interrogans*
- Salmonellosi, agente *Salmonella enteridis*
- Febbre da morso di ratto (RBF), agenti *Streptobacillum moniliformis*, *Spirillum minor*
- Toxoplasmosi, agente *Toxoplasma gondii*
- Leishmaniosi cutanea, agente *Leishmania infantum*
- Criptosporidiosi, agente *Cryptosporidium parvum*

2.3.1 Benefici prodotti dalle eradicazioni

Le eradicazioni di specie aliene sulle isole si vanno sempre più diffondendo, e vengono messe in atto con successo ad ogni latitudine e su isole via via più grandi. Sono oltre 1100 quelle dove è stata almeno tentata l'eradicazione di mammiferi introdotti (DIISE 2018) e il numero è in continuo aumento. Le oltre 2000 eradicazioni svolte hanno riguardato principalmente i roditori (55%), seguiti dalle capre (10%) e dai gatti inselvatichiti (8%) (DIISE 2018).

Nelle isole del Mediterraneo, secondo una recente revisione (Capizzi 2020) sono state registrate eradicazioni di 13 specie di mammiferi. I roditori sono stati il *target* della maggior parte degli interventi (n=115), seguiti da Artiodattili (n=8), Carnivori e Lagomorfi (n=7), ed Erinaceomorfi. Il Ratto nero è

risultata la specie oggetto del maggior numero di eradicazioni (oltre il 75% dei tentativi di eradicazione conosciuti), eseguite con successo nella maggior parte delle isole dove l'intervento è stato realizzato (105 successi su 115 tentativi effettuati). Altre specie che sono state oggetto di eradicazione sono: capra inselvatichita *Capra hircus* (5% dei tentativi di eradicazione), Topo domestico *Mus musculus* (4,3%), Coniglio europeo *Oryctolagus cuniculus* (4,3%) e gatto inselvatichito *Felis catus* (2,9%). Bersagli più occasionali sono stati il Ratto delle chiaviche *Rattus norvegicus* (Canale *et al.* 2019) e la Mangusta indiana *Herpestes javanicus*, rimossa da due isole croate (Hvar e Čiovo; Barun *et al.* 2011).

Questa crescente diffusione delle eradicazioni si spiega facilmente. Le isole sono peculiari *hot-spot* di biodiversità – rappresentando circa il 5% delle aree emerse, ospitano oltre il 15% delle specie terrestri – e sono particolarmente vulnerabili: qui si è verificato il 61% delle estinzioni recenti, e qui vive il 37% delle specie classificate come “in pericolo critico di estinzione” (Kier *et al.* 2009). Proprio nelle isole il principale fattore di rischio è rappresentato dai mammiferi introdotti (Szabo *et al.* 2012). Allo stesso tempo, grazie a tecniche spesso assai sofisticate e a protocolli operativi sempre più collaudati, quando si decide di avviare un'eradicazione questa va sempre più spesso a buon fine, e ha costi economici generalmente molto bassi, se paragonati agli obiettivi attesi in termini di tutela della biodiversità o ai costi dei più “tradizionali” interventi di conservazione. Riguardo a queste ultime considerazioni, in un recente lavoro sono stati presentati i risultati di un esame di tutte le eradicazioni di specie aliene di mammiferi condotte fino a oggi su isole, per valutarne i benefici conservazionistici e gli effetti negativi nei confronti delle popolazioni insulari di specie autoctone (Jones *et al.* 2016). Gli esiti di questa analisi appaiono nettamente a favore delle eradicazioni: si stima che complessivamente 786 popolazioni di 321 specie autoctone abbiano beneficiato delle eradicazioni di mammiferi; circa il 35% di queste specie sono più o meno seriamente minacciate. Fra i risultati più eclatanti sono citati i casi di 4 specie (3 uccelli marini e una volpe endemica) che sono state riclassificate ad un livello inferiore di rischio di estinzione dopo l'eradicazione della specie aliena invasiva che le minacciava, e di ben 123 ricolonizzazioni di isole da parte di specie autoctone. Fra le specie oggetto di tutela che hanno risposto positivamente viene citato, fra gli altri, un piccolo uccello marino che vive sull'isola di Anacapa (California), *Synthliboramphus scrippsi*, che ha triplicato il successo riproduttivo e la cui popolazione aumenta annualmente del 14% da quando sono stati eradicati i ratti.

Risultati simili sono stati raggiunti nelle isole del Mediterraneo, dove il successo riproduttivo delle diverse specie di berte, spesso prossimo a zero in presenza di ratti, successivamente alla loro eradicazione raggiunge valori di 0.7–0.9, vicini al massimo teorico (Baccetti *et al.* 2009, Ruffino *et al.* 2009, Capizzi *et al.* 2016). Per quanto riguarda specificamente il Ratto nero, sono numerose le isole dove la sua eradicazione è stata realizzata con successo, sempre a vantaggio delle colonie di procellariformi nidificanti (Tab 2.1). In tutte le isole, infatti, si è assistito ad un immediato incremento significativo del successo riproduttivo e, nel medio periodo, ad un incremento della popolazione nidificante: a titolo di esempio, nel caso della colonia di Berta maggiore dell'isola della Scola (LI), dove l'eradicazione è stata compiuta nel 2001, si è passati da un successo riproduttivo prossimo allo zero ad un valore medio, negli anni successivi, di circa il 78% e da un numero di coppie di circa 75 alle almeno 150 attuali (Baccetti *et al.* 2016). Sull'isola di Zannone (LT) l'eradicazione effettuata nel 2006 ha permesso di incrementare il successo riproduttivo della Berta maggiore da zero ad oltre il 90%, con punte del 100% negli anni più favorevoli, mentre la colonia è passata da 27 coppie stimate nel 2007 ad almeno 80 nel 2016 (Capizzi *et al.*, 2019). L'eradicazione del Ratto nero da Montecristo, portata a termine nel 2012 (Sposimo 2014) e mirata alla conservazione della Berta minore, ha portato ad un notevole incremento della produttività della popolazione dell'isola, che è passata da valori inferiori al 10% nel 2010 a valori che si assestano attorno all'80% sin dalle prime stagioni riproduttive successive all'intervento di eradicazione (Gotti *et al.* 2019); analogamente, a Tavolara, il successo riproduttivo della Berta minore oscillavano tra lo 0.1 e lo 0.5 in presenza del Ratto nero ed in seguito alla sua rimozione, nel 2019 si è registrato un successo riproduttivo del 70% (Gotti *et al.* 2019).

Si deve aggiungere però che informazioni soddisfacenti sono disponibili solo sugli effetti riguardanti alcuni gruppi animali, uccelli marini in primo luogo, e anche rettili e mammiferi, mentre sono largamente sconosciuti soprattutto quelli su invertebrati, per i quali sono stati documentati solo singoli casi di rapidissimo incremento delle popolazioni. Nell'ambito del progetto Life PonDerat, sono state effettuate specifiche indagini mirate a rilevare eventuali effetti delle attività connesse alla rimozione del Ratto nero

dalle isole Ponziane sulle popolazioni locali di invertebrati terrestri. I rilievi effettuati sull'artropodofauna in particolare hanno permesso di rilevare effetti benefici sulle specie indagate in termini di ricchezza, abbondanza e diversità dopo un solo anno dall'intervento di eradicazione dei ratti da Palmarola e Ventotene (De Santis 2020, Box 2.1).

Sono inoltre conosciuti in modo insufficiente gli effetti sulla funzionalità degli ecosistemi e la loro capacità di fornire i "servizi ecosistemici", dalla migliore protezione del suolo (soprattutto nelle eradicazioni di erbivori quali capre e conigli), alla resistenza e resilienza rispetto ai cambiamenti climatici.

L'eradicazione del ratto permette di migliorare le condizioni sanitarie, eliminando o comunque riducendo i rischi di diffusione delle malattie citate in precedenza (Par. 2.3); tale risultato assume un valore decisamente rilevante in isole abitate, data la presenza di una popolazione residente e della ben più numerosa popolazione turistica presente durante il periodo estivo.

Sono inoltre noti e documentati i benefici in termini turistici conseguenti all'eradicazione dei ratti, tanto che in base a un'analisi bibliografica Gillespie Economics (2016) indica che a seguito del raggiungimento dello status di *predator free* può essere registrato un incremento dell'afflusso turistico pari al 50–75%. Fra le motivazioni alla base dell'eradicazione dei roditori su Lord Howe Island (Australia) hanno un peso non trascurabile i vantaggi economici previsti (Lord Howe Island Board 2009).

Tab 2.1 - Interventi di eradicazione del Ratto nero effettuati ad oggi nelle isole italiane. Per ciascun intervento sono riportate le principali informazioni relative alle caratteristiche dell'isola, alla tecnica di distribuzione ed al principio attivo del rodenticida impiegati, all'esito. Tutte le eradicazioni elencate in tabella 2.1, ad eccezione di quelle realizzate a Molaro e isolotti circostanti (Sardegna N), a Zannone (Lazio), e a Cavoli e Serpentara (Sardegna SE), sono state realizzate grazie a finanziamenti europei destinati alla conservazione di habitat e specie di interesse unionale e conservazionistico (LIFE). La maggior parte delle isole trattate sono incluse in aree protette, e le eradicazioni sono state condotte sotto la responsabilità o comunque con la partecipazione dell'Ente gestore.

Anno	Isola	ha	Abitanti	Principio attivo	Distribuzione	Esito	Riferimenti bibliografici
1999	Isolotto di Porto Ercole (GR)	6,5	NO	Bromadiolone, Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo, reinvasione	Perfetti et al. 2001
1999	Isola dei Topi (LI)	1,3	NO	Bromadiolone, Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo, reinvasione	Perfetti et al. 2001
1999	Peraiola (LI)	1	NO	Bromadiolone, Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo	Perfetti et al. 2001
1999	Palmaiola (LI)	7,2	NO	Bromadiolone, Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo	Perfetti et al. 2001
1999	Gemini Alta (LI)	1,9	NO	Bromadiolone, Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo, reinvasione	Perfetti et al. 2001
1999	Gemini Bassa (LI)	1,6	NO	Bromadiolone, Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo, reinvasione	Perfetti et al. 2001
2001	La Scola (LI)	1,6	NO	Bromadiolone, Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo	Sposimo & Baccetti 2008
2006	Giannutri (GR)	239,4	SI	Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo	Sposimo et al. 2008
2007	Zannone (LT)	104,7	NO	Brodifacoum	Terrestre in erogatori Aerea in erogatori	successo	Francescato et al. 2010
2008	Molaro (SS)	347,9	NO	Brodifacoum	Aerea	successo, reinvasione	Sposimo et al. 2012; Ragionieri et al. 2013
2008	Proratora (SS)	4,5	NO	Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo, reinvasione	Sposimo et al. 2012
2008	Isola del Fico (SS)	0,4	NO	Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo, reinvasione?	Sposimo et al. 2012
2010	Isola Piana (SS)	13,6	NO	Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo	<u>Sposimo et al. 2012</u>

Segue tab 2.1

Anno	Isola	ha	Abitanti	Principio attivo	Distribuzione	Esito	Riferimenti bibliografici
2010	Isola dei Cavalli (SS)	2,2	NO	Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo	<u>Sposimo et al. 2012</u>
2012	Montecristo (LI)	1071,7	NO	Brodifacoum	Aerea, terrestre in erogatori	successo	Sposimo 2014; Sposimo et al. 2019
2016-17	Linosa (AG)	545,1	SI	Difenaccoum, Brodifacoum	Terrestre in erogatori	reinvasione	DIISE 2018
2017	Pianosa (LI)	1026,4	SI	Bromadiolone, Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo	Sposimo et al. 2019
2017	Tavolara (SS)	602,0	SI	Brodifacoum	Aerea	successo	Sposimo et al. 2020
2018	Palmarola (LT)	125,1	SI	Brodifacoum	Terrestre in erogatori Aerea in erogatori	insuccesso	Capizzi et al. 2019
2018	Ventotene (LT)	143,6	SI	Bromadiolone, Brodifacoum	Terrestre in erogatori Aerea in erogatori	da confermare	Capizzi et al. 2019
2019	Isola dei Cavoli (SU)	42,1	NO	Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo	Baccetti in verbis
2019	Serpentara (SU)	31,3	NO	Brodifacoum	Terrestre in erogatori	successo	Baccetti in verbis
2022	San Domino (FG)	208	SI	Bromadiolone, Brodifacoum	Terrestre in erogatori	in corso	Sposimo in verbis
2022	San Nicola (FG)	45,7	SI	Bromadiolone, Brodifacoum	Aerea in erogatori, Terrestre in erogatori	in corso	Sposimo in verbis
2022	Capraia (FG)	48,7	NO	Bromadiolone, Brodifacoum	Terrestre in erogatori	in corso	Sposimo in verbis
2022	Cretaccio (FG)	4	NO	Bromadiolone, Brodifacoum	Aerea in erogatori, Terrestre in erogatori	in corso	Sposimo in verbis

BOX 2.1 Monitoraggio degli invertebrati terrestri nell'ambito di un progetto di eradicazione del Ratto nero – Life PonDerat.

Introduzione

Diversi studi riportano che l'eradicazione dei mammiferi invasivi dalle isole porta al recupero del bioma nativo. Nel contesto del progetto LIFE PonDerat, che ha previsto attività di rimozione del Ratto nero dalle isole di Palmarola e Ventotene (LT), è stata monitorata l'abbondanza di invertebrati sulle due isole interessate dall'eradicazione del roditore nonché su due isole appartenenti anch'esse all'arcipelago Ponziano utilizzate come controllo: Ponza (dove il ratto è presente ma non è stato oggetto di eradicazione) e Santo Stefano (dove il ratto è naturalmente estinto). Con l'obiettivo di rilevare eventuali benefici a livello ecosistemico legati all'eradicazione del ratto, sono stati realizzati un rilievo primaverile e uno autunnale precedentemente alle attività di rimozione del ratto (2017), ripetuti successivamente alle operazioni di eradicazione (2019).

Artropodi

(a cura di Gianluca Stasolla e Alberto Inghilesi)

Metodi

Il piano di cattura per gli Artropodi ha previsto l'utilizzo di trappole a caduta "*pitfall*" e la raccolta mediante retino entomologico. Le trappole a caduta rappresentano un metodo frequentemente utilizzato per campionare Artropodi del suolo e, innescate con una soluzione non attrattiva, consentono di campionare un ampio spettro di taxa. Lo sfalcio standardizzato (10 minuti di sfalcio lungo transetto lineare) con retino entomologico ha consentito di monitorare ordini di insetti e Artropodi che solo occasionalmente finiscono nelle *pitfall*, come ad esempio ortotteri, alcune famiglie di emitteri, coleotteri e ragni. Queste tecniche permettono di mantenere basso l'impatto sulla biodiversità locale e di avere un ampio spettro di cattura, aspetto utile per caratterizzare maggiormente la fauna delle quattro isole per le quali i dati in letteratura erano tutt'altro che esaustivi.

Risultati

Le stime sull'efficienza di campionamento mostrano che a fronte dello sforzo di campionamento sono state campionate in media il 70% delle specie target presenti sulle 4 isole, dato che conferisce robustezza alle analisi effettuate attraverso gli indici e alle conclusioni. I risultati indicano un incremento significativo nella diversità degli Artropodi legati al suolo catturati tramite le trappole a caduta a Ventotene e a Santo Stefano. Nel caso di Ventotene, tale incremento può essere associato proprio alla derattizzazione, mentre nel caso di Santo Stefano può essere un effetto secondario di migrazione delle specie da Ventotene, proprio per l'aumento in quest'ultima sia della diversità di specie che delle numerosità di individui per ciascuna specie. A Palmarola, invece, l'aumento della diversità e dell'abbondanza osservato non è risultato significativo, ma il trend sembra confermare comunque un positivo impatto sulla comunità degli Artropodi legato alle attività di eradicazione del roditore. Al contrario, nell'isola di Ponza, unica isola in cui non sono stati effettuati interventi di eradicazione e il ratto è ancora presente ad elevate densità, risulta statisticamente significativa la diminuzione della diversità di specie e del numero di individui raccolti (Fig 1).

Discussione

I risultati indicano come le biocenosi del suolo e quelle della vegetazione erbacea e arbustiva rispondano diversamente alle misure di derattizzazione. In tutte le isole la biodiversità legata allo

strato della vegetazione erbacea sembra non essere particolarmente influenzata dall'eradicazione. Questo risultato è probabilmente attribuibile alle selettive abitudini alimentari del ratto. È noto dalla letteratura che gli invertebrati costituiscono generalmente una parte sostanziale della dieta dei ratti; gli Artropodi di maggiori dimensioni, appartenenti ad ordini come coleotteri e ortotteri, risultano particolarmente appetibili (Harper & Bunbury 2015). L'aumento della ricchezza di specie e della abbondanza di individui di questi gruppi *target* registrati nelle isole di Ventotene e in misura minore a Palmarola indicano, complessivamente, un impatto positivo del progetto.

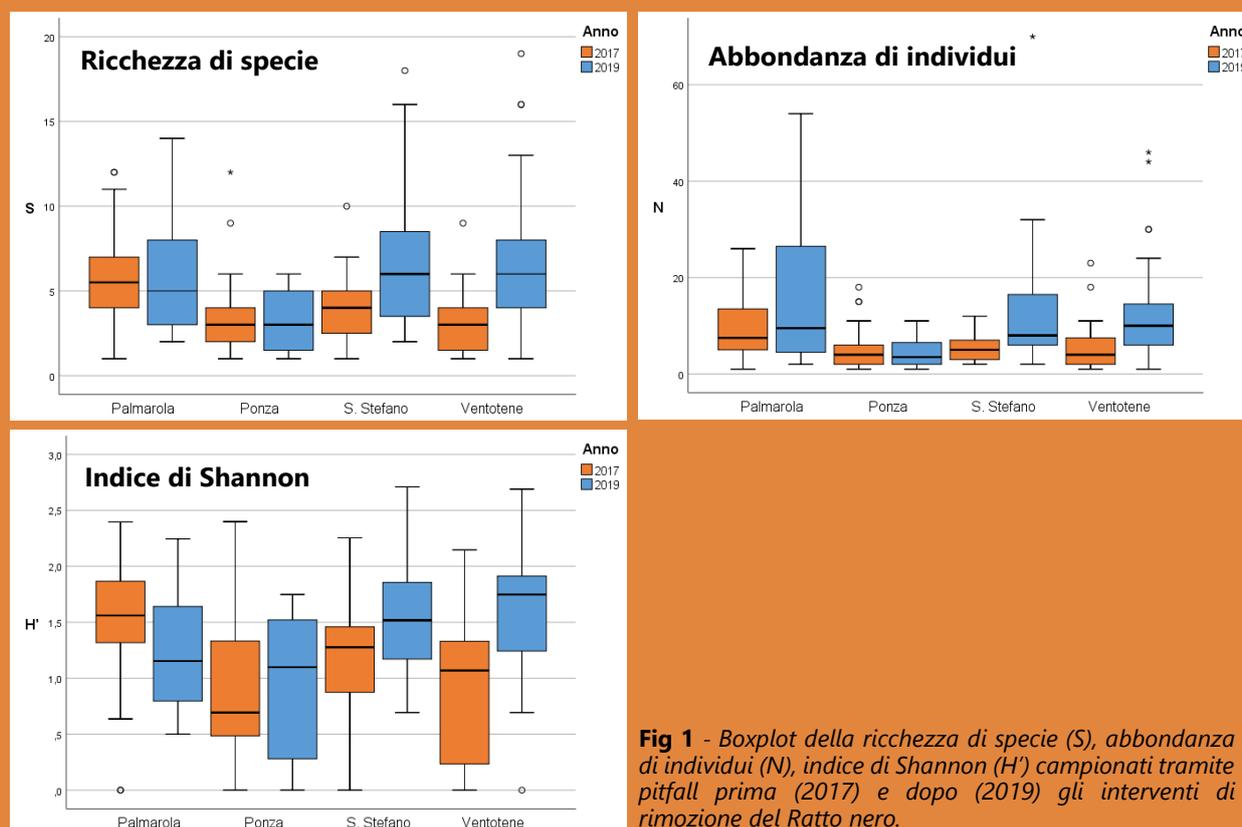


Fig 1 - Boxplot della ricchezza di specie (*S*), abbondanza di individui (*N*), indice di Shannon (*H'*) campionati tramite pitfall prima (2017) e dopo (2019) gli interventi di rimozione del Ratto nero.

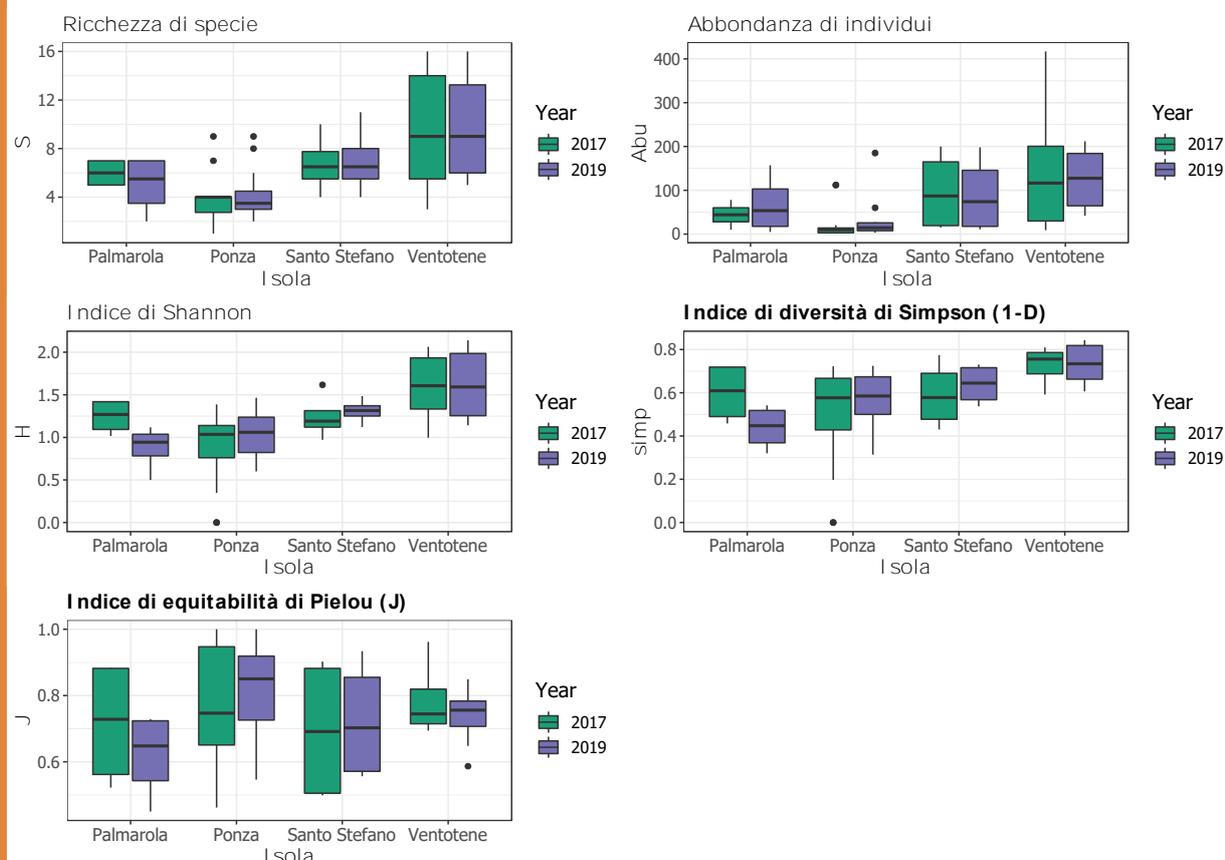
Gasteropodi terrestri

(a cura di Andrea Benocci -Museo di Storia naturale dell'Accademia dei Fisiocritici, Siena)

Metodi

Per il monitoraggio dei molluschi si è fatto ricorso a campionamenti standardizzati e non standardizzati. I rilievi di tipo qualitativo, non standardizzati, si sono svolti in aree non delimitate e in intervalli di tempo variabili e hanno riguardato tutte le specie di gasteropodi terrestri e tutte le tipologie di habitat tramite la ricerca diretta (a vista) delle specie di dimensioni medio-grandi e la raccolta di terriccio, detrito e lettiera per ricercare in laboratorio le specie di dimensioni più ridotte. I campionamenti semiquantitativi si sono invece concentrati su due specie di grandi dimensioni spesso predate dal ratto (*Eobania vermiculata* e *Cantareus apertus*) e sono stati effettuati con metodologia standardizzata, delimitando quadrati di 10 m di lato, al cui interno si sono svolte sessioni di 30 minuti di ricerca visiva. Per ogni sessione, sono stati registrati tutti gli individui rinvenuti delle due specie *target*, separando gli esemplari vivi dai gusci, e suddividendo questi ultimi in gusci interi e gusci apparentemente predati. I quadrati da campionare sono stati selezionati sulla base dell'accessibilità e della rappresentatività delle diverse tipologie ambientali presenti, in numero all'incirca proporzionale alle dimensioni dell'isola: 2 a Palmarola e Santo Stefano, 6 a Ventotene e Ponza.

Fig 2. - Boxplots riguardanti i valori di ricchezza specifica, di abbondanza e dei principali indici di diversità (Shannon, Simpson, Pielou), pre (2017) e post (2019) trattamento nelle quattro isole in esame (Palmarola, Ponza, Santo Stefano, Ventotene).



Risultati

Per quanto riguarda la composizione specifica non sembrano esserci variazioni significative tra il 2017 (anno precedente agli interventi) e il 2019 (anno successivo), né nelle aree oggetto del trattamento né in quelle usate come controllo (Fig 2). Questo probabilmente è dovuto al fatto che si tratta in larga parte di specie di dimensioni medie e piccole, non consumate o solo occasionalmente predate dal ratto. Anche i rilievi relativi alle due specie *target*, sicuramente predate da questo roditore, non hanno registrato un aumento degli esemplari viventi nelle due isole derattizzate (a Ventotene al contrario si è registrata una diminuzione) e non è stata riscontrata una significativa riduzione della percentuale di gusci predati, mentre si sono osservate variazioni nelle isole usate come controllo.

Discussione

La risposta delle comunità di molluschi terrestri alle attività di eradicazione del ratto nelle Isole Pontine è risultata di difficile interpretazione. Il rinvenimento di gusci apparentemente predati anche successivamente agli interventi di rimozione del ratto può essere legato alla permanenza/ricomparsa del ratto, ad un'oggettiva difficoltà nel distinguere con sicurezza i gusci predati precedentemente agli interventi rispetto a quelli predati più di recente, nonché alla difficoltà di attribuzione degli eventi di predazione nelle isole in cui è presente anche il Topo domestico.

Il mancato rilevamento di chiari effetti dovuti alla eradicazione del ratto potrebbe altresì dipendere da fattori climatici/ambientali. I molluschi terrestri, infatti, sono estremamente dipendenti dalle variabili ambientali, che influiscono non solo sulla loro presenza e abbondanza, ma anche sulla loro rilevabilità: il 2019 è stato un anno molto siccitoso e alcune delle aree campionate hanno subito negli anni intercorsi tra il primo e l'ultimo rilievo profonde alterazioni che hanno reso alcuni di questi habitat meno idonei ad ospitare, in particolare, le 2 specie *target*. Complessivamente si può affermare che i molluschi terrestri si sono rivelati indicatori meno efficaci degli Artropodi per quanto riguarda gli effetti della rimozione del ratto. In ogni caso i rilievi dovrebbero essere ripetuti in più anni successivi al trattamento al fine di limitare almeno in parte questi problemi, diluendo gli effetti stocastici legati a fattori climatici (per esempio stagioni particolarmente siccitose) all'interno di una serie più ampia di osservazioni.

2.4 Possibili effetti negativi delle eradicazioni

Come si vedrà in dettaglio nella sezione dedicata alle tecniche, l'eradicazione dei ratti viene oggi realizzata mediante l'uso di rodenticidi, esponendo così anche specie *non-target* al rischio di intossicazione.

L'intossicazione causata dai rodenticidi può avvenire in due distinte modalità:

- l'intossicazione diretta (o primaria) avviene quando un animale si nutre direttamente dell'esca rodenticida; questo fenomeno si verifica quasi esclusivamente in occasione delle distribuzioni aeree di esca, non protette da contenitori;
- l'intossicazione indiretta (o secondaria) avviene quando un animale si nutre di animali a loro volta intossicati dal rodenticida. Si tratta di un fenomeno generalmente limitato, circoscritto alle specie che basano la loro dieta sulle specie bersaglio, e che comunque non produce conseguenze rilevanti a livello di popolazione; può comunque determinare un numero significativo di decessi in casi particolari (cf. il caso di *Rat Island*, dove si sono avute le conseguenze peggiori registrate a oggi: Buckelew *et al.* 2011).

La presenza o meno di specie che potrebbero nutrirsi in modo non trascurabile di esche oppure che si nutrono abitualmente di ratti e topi, soprattutto se si tratta di specie che hanno valore conservazionistico, è un elemento essenziale per la valutazione del rischio di effetti indesiderati, della necessità di adottare particolari misure di mitigazione e talvolta della decisione di realizzare o meno un programma di eradicazione. Nella revisione sugli impatti positivi e negativi delle eradicazioni di mammiferi di Jones *et al.* (2016) vengono esaminati i casi documentati di effetti negativi su specie autoctone a livello di popolazione o di areale di distribuzione, mentre non vengono considerate le segnalazioni di singole intossicazioni letali che non hanno inciso a livello di popolazione locale. Gli effetti a livello di popolazione si sono dimostrati prevalentemente reversibili a breve termine, come nel caso del Gabbiano glauco del Pacifico *Larus glaucescens* nella ex *Rat Island*, isola delle Aleutine ora rinominata *Hawadax Island*. Benché siano state rimosse ben 320 carcasse di questa specie, già un anno dopo l'eradicazione dei ratti la popolazione nidificante risultava raddoppiata, quadruplicata dopo cinque anni. Sono solo otto, a livello globale, i casi di effetti negativi riscontrati a medio e lungo termine; per la metà di questi si prevede la completa reversibilità in tempi relativamente brevi, e nei quattro casi rimanenti sono stati ritenuti del tutto trascurabili rispetto ai benefici derivanti dall'eradicazione del ratto. Questa enorme disparità riscontrata fra effetti positivi e negativi per le popolazioni autoctone in buona parte si spiega tenendo conto dei seguenti aspetti:

- se il rischio viene ritenuto troppo alto, è comunque possibile adottare tecniche che permettono di ridurlo a livelli sostenibili;
- vengono realizzate solo le operazioni i cui costi ambientali sono stati giudicati sostenibili nella fase di progettazione (Jones *et al.* 2016).

Oltre ai possibili impatti negativi derivanti da intossicazione diretta e indiretta di esemplari appartenenti a specie *non target*, sono possibili effetti indesiderati derivanti dall'eliminazione di una o più specie che, seppure alloctone, sono ormai parte delle reti trofiche e in generale dell'ecosistema insulare. Effetti negativi inattesi dovuti all'eradicazione di una specie (*surprise effect*: Mack & Lonsdale 2002) si possono verificare soprattutto (o forse esclusivamente) su isole dove sono presenti più specie alloctone, quando in conseguenza dell'eradicazione di una specie aliena "dominante" si assiste a un'esplosione demografica di un'altra specie aliena (Caut *et al.* 2009). Casi esemplificativi riguardano l'aumento del Topo domestico in seguito all'eradicazione dei ratti (Zavaleta *et al.* 2001) oppure l'esplosione di specie vegetali aliene dopo l'eradicazione di ungulati (Cabin *et al.* 2000). I rischi di possibili effetti sorpresa devono essere quindi considerati in fase progettuale.

Infine, casi di mortalità per animali domestici (soprattutto cani e gatti, ma potenzialmente anche animali da cortile, pecore e capre, vacche e cavalli) sebbene rari, sono possibili e possono produrre reazioni fortemente negative a livello locale nell'opinione pubblica. Su isole abitate occorre quindi adottare tutte le possibili misure precauzionali per ridurre tale rischio. I rischi maggiori sono a carico di cani (rischio potenziale di avvelenamento primario e secondario) e gatti (avvelenamento secondario), mentre per le altre specie citate l'unico rischio significativo è quello di avvelenamento primario in caso di distribuzione aerea di esche libere e di presenza di bestiame allo stato brado (es. vacche e capre a Molara) o di popolazioni inselvatichite (capre a Montecristo e a Tavolara). Anche in questi ultimi casi non si sono comunque rilevati impatti a livello di popolazione (nessun impatto a Molara, riduzione temporanea della consistenza della popolazione di capra a Montecristo e Tavolara, con recupero dell'abbondanza pre-eradicazione entro 2 anni). L'unica estinzione registrata sulle isole italiane è quella dei conigli inselvatichiti (comunque specie aliena anch'essa) sull'isola di Montecristo in seguito all'intervento di eradicazione del ratto effettuato con distribuzione aerea (Sposimo *et al.* 2019).

3. Le alternative per la gestione del Ratto nero nelle isole

Sono sostanzialmente tre gli obiettivi che è possibile perseguire per contrastare la diffusione e mitigare l'impatto di una specie alloctona. Si parla di controllo di una specie esotica quando l'obiettivo è quello di mantenerne le popolazioni al di sotto di una determinata consistenza numerica, mentre si utilizza il termine contenimento qualora l'obiettivo sia quello di arginarne l'espansione dell'areale. L'eradicazione è invece la misura più drastica, e consiste nell'eliminazione di tutti gli individui della specie da un territorio isolato. Naturalmente, l'eradicazione permette di risolvere definitivamente il problema, ed è senza dubbio la soluzione da preferirsi, dato che gli interventi di controllo, per consentire di limitare i danni della specie esotica, hanno la necessità di protrarsi per un tempo indefinito, senza portare alla risoluzione del problema. Quando però l'eradicazione non è considerata fattibile, per ragioni tecniche e/o economiche, o nelle more della sua attuazione, si può ricorrere a controllo o contenimento.

Nel caso dei ratti, interventi di controllo generalizzati su tutta la superficie dell'isola possono comportare più rischi per l'ecosistema che benefici, mentre appaiono più efficaci le azioni di contenimento localizzate, soprattutto se mirate a tutelare la nidificazione delle colonie di uccelli marini. Nell'Isola di Zannone (LT), venne messo in atto un programma di controllo dei ratti nella principale area di nidificazione della Berta maggiore (Corbi *et al.* 2005), a cui ha fatto seguito l'eradicazione della specie, completata con successo (Francescato *et al.* 2010). Attività di controllo hanno preceduto anche gli interventi di eradicazione dei ratti a Pianosa (LI).

I problemi e i limiti di un'attività di controllo così impostata sono essenzialmente i seguenti:

1. richiede di essere effettuata ogni anno e con una assoluta costanza nel tempo, in quanto anche un semplice ritardo nella somministrazione delle esche può vanificare gli effetti dell'intervento, almeno per una stagione riproduttiva;

-
2. richiede di essere svolta su un'area piuttosto estesa, indicativamente per una fascia di 100 m attorno a tutta l'area che si vuole tutelare, altrimenti nelle annate in cui i ratti sono più numerosi l'intervento può risultare ininfluente;
 3. permette di tutelare solo una frazione limitata delle aree idonee alla nidificazione delle berte e non consente un'espansione della specie nelle zone escluse dai trattamenti;
 4. i benefici per le altre componenti dell'ecosistema dell'isola, inclusa la possibilità di reinsediamento per le specie più vulnerabili alla predazione (i.e. Uccello delle tempeste), sarebbero minimi o nulli.

L'intervento di eradicazione, se coronato da successo, consente invece di risolvere il problema una volta per tutte, anche se sussiste comunque il rischio di reinvasione: esso può tuttavia essere ridotto adottando alcune misure di prevenzione più o meno complesse e costose in funzione delle caratteristiche dell'isola (Cap. 7).

PARTE II - LINEE GUIDA PER L'ERADICAZIONE DEL RATTO NERO DALLE ISOLE

4. Azioni preparatorie

La realizzazione di un intervento di eradicazione del ratto comporta un notevole impegno, in termini economici e di risorse umane, protratto nel tempo. Occorre pertanto che siano chiare le principali criticità, di seguito elencate, non in ordine d'importanza:

1. costo economico relativamente elevato;
2. effetti collaterali negativi, la cui entità può essere verificata e ridotta in sede progettuale ed esecutiva;
3. difficoltà di tipo autorizzativo e procedurale, legate sia alle normative vigenti a livello nazionale ed europeo, sia alla specificità delle isole in esame (presenza di abitati, di zone fortemente acclivi, presenza di eventuali specie *non target* a rischio per l'intervento);
4. difficoltà di carattere tecnico per la distribuzione delle esche legate all'entità dell'operazione (in caso di distribuzione terrestre, necessità di installare, controllare più volte e poi rimuovere molte centinaia o migliaia di erogatori);
5. difficoltà legate alla presenza di fonti alimentari di origine antropica che dovranno essere rese il più possibile indisponibili per ridurre il rischio di concorrenza alimentare nei confronti delle esche;
6. possibile opposizione da parte di associazioni animaliste e di settori dell'opinione pubblica, per la quale è necessaria un'azione preliminare di comunicazione attentamente programmata, che informi rispetto a modalità di realizzazione dell'intervento e ricadute;
7. rischio di possibili effetti negativi inattesi causati dalla rimozione dei ratti dall'ecosistema insulare (*surprise effect*), che deve essere valutato ed eventualmente mitigato nella fase progettuale;
8. rischio di successiva ricolonizzazione da parte dei ratti, esistente per qualsiasi intervento di eradicazione ma particolarmente alto in presenza di una popolazione umana residente e di regolari collegamenti navali. La riduzione del rischio a livelli accettabili richiede l'adozione di opportune misure di profilassi da definire in funzione delle caratteristiche della singola isola.

4.1 Aspetti normativi

Come nel caso di tutti i biocidi, l'uso di rodenticidi è subordinato al rispetto delle indicazioni contenute nelle etichette, come approvate dal Ministero della Salute, competente in materia di biocidi. Nell'etichetta di ciascun biocida sono riportate le modalità, le specie bersaglio contro cui esso può essere utilizzato, e le precauzioni necessarie. Sebbene le indicazioni riportate sull'etichetta dei numerosi rodenticidi presenti in commercio differiscano anche in modo sensibile quanto a prescrizioni e modalità di applicazione, nel caso degli interventi eseguiti con l'uso di erogatori a protezione delle esche non ci sono particolari problemi nel rispettarle.

Diverso è il caso delle eradicazioni eseguite mediante distribuzione aerea, una modalità d'uso non contemplata dalle disposizioni presenti nelle etichette di nessun rodenticida. È quindi necessario richiedere una deroga all'Autorità Competente, che può essere concessa ai sensi dell'art. 55 Regolamento UE n. 528/2012 "Biocidi" e successive modifiche. Tale articolo stabilisce che l'autorità competente possa rilasciare una deroga, per una durata massima di 180 gg, rispetto alle condizioni di uso indicate nel regolamento stesso, qualora ciò sia reso necessario da un pericolo che minaccia la salute pubblica, la salute animale o l'ambiente e che non possa essere combattuto con altri mezzi. Su richiesta dell'Autorità competente la deroga può essere prolungata per un periodo non superiore a 550 giorni, a determinate condizioni.

In sostanza, nel caso delle eradicazioni nelle isole, la deroga è necessaria quando il biocida:

1. venga utilizzato per combattere specie diverse da quelle per cui è registrato;
2. debba essere somministrato alle specie per cui è registrato, ma con modalità di somministrazione non previste dalla registrazione.

La deroga può essere rilasciata dal Ministero della Salute (Direzione Generale Dispositivi Medici e del servizio Farmaceutico (DGDMF) - Prodotti di interesse sanitario diversi dai dispositivi medici) sulla base di una dettagliata documentazione che ne descriva la necessità e che esponga in dettaglio il piano di eradicazione, i benefici, i rischi per l'ecosistema e per le specie *non target* e le corrispondenti misure di mitigazione previste e non da ultimo i provvedimenti per la tutela dei lavoratori addetti al maneggiamento delle esche nelle varie fasi.

Va infine ricordato che i ratti, in quanto esclusi dall'ambito di applicazione della Legge Nazionale 157/1992 ("Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio", art. 2, c.2), non fanno parte della fauna selvatica, e non sono quindi sottoposti alle disposizioni di questa legge. Trattandosi di interventi direttamente connessi al miglioramento dello stato di conservazione di specie ed habitat tutelati dalla Rete Natura 2000, le eradicazioni dei ratti nelle isole non dovrebbero essere soggette al rilascio preventivo della Valutazione d'Incidenza, come esplicitamente riportato nell'art. 5 del DPR 357/1997 e successive modifiche. Tuttavia, in alcune regioni la procedura potrebbe prevedere di sottoporre un quesito (screening) all'autorità competente, nel quale descrivere obiettivi e modalità operative, nonché le principali misure di mitigazione dei rischi individuate.

4.2 Quantificazione della consistenza della popolazione di Ratto nero

Le operazioni preliminari all'intervento di eradicazione consistono in indagini utili a quantificare la consistenza della popolazione nei diversi momenti dell'anno. Le popolazioni di Ratto nero, così come di molti altri piccoli roditori, sono soggette ad importanti cambiamenti nella consistenza numerica da una stagione all'altra e da un anno all'altro. Conducendo campionamenti stagionali e replicando i rilevamenti sempre negli stessi luoghi, si potrà capire come cambia la numerosità della popolazione nelle diverse stagioni, individuando il momento in cui si verificano i livelli minimi. Conoscere queste fluttuazioni è determinante per programmare gli interventi di eradicazione nel periodo di minimo demografico, quando è maggiore la probabilità di successo.

Nella maggior parte delle isole italiane in cui si è intervenuti, il protocollo adottato è stato mantenuto costante. L'unità di campionamento è rappresentata da un transetto, costituito da 10 trappole a scatto disposte a distanza di 10 m le une dalle altre. I campionamenti devono essere definiti in modo da includere tutti gli ambienti rappresentativi dell'isola in cui si opera. Ciascuna sessione di cattura prevede uno o più giorni di *pre-baiting* e 5 giorni di catture (trappole armate). Il *pre-baiting* (pre-adesamento) è una tecnica che prevede il collocamento delle trappole con il meccanismo di scatto bloccato ed il loro rifornimento di esca per un periodo di alcuni giorni, in modo che gli animali vincano la naturale diffidenza e imparino a nutrirsi dell'esca con regolarità. Una volta constatato che il consumo dell'esca è regolare ed abbondante, si aziona il congegno di scatto, ottenendo subito un elevato successo di cattura. Le trappole, attive 24 ore su 24, sono generalmente controllate una volta al giorno. Nei programmi di eradicazione realizzati, sono state effettuate 4 – 6 sessioni di campionamento a distanza di tre mesi, in genere nei mesi di gennaio, aprile, giugno ed ottobre. Nelle isole in cui era presente anche il topo, accanto ad ogni trappola per ratti è stata posta una trappola per la cattura in vivo dei topi (Fig 4.1).

Fig 4.1 – Trappola a scatto per ratti (sinistra) e trappola incruenta per la cattura in vivo di micromammiferi (destra).



Le informazioni derivanti dalle sessioni di cattura preliminari risultano di fondamentale importanza nell'ottica di impostare piani di eradicazione del ratto non solo per individuare il periodo di intervento appropriato ma anche per determinare la densità delle esche rodenticide necessaria in fase di realizzazione degli interventi. La consistenza demografica della popolazione di ratto, come già detto, può variare moltissimo nel corso delle stagioni, come evidenziato dalle due sessioni di cattura in vivo realizzate nell'isola di Ponza (LT) nell'ottobre 2009 e nel gennaio 2010 per stimare la densità di ratti nei dintorni di una colonia di berte maggiori. In autunno, utilizzando lo stimatore JHE (*Joint Hypergeometric Estimator*), la popolazione stimata per l'area di studio è risultata pari a 59 individui (46-78, per un intervallo di confidenza del 95%) corrispondente ad una densità stimata per l'area di studio (3.4 ha) di 17,1 ind/ha (13,3 - 22,6 ratti per ha). Il corrispondente *Minimum Number Alive* (MNA, ovvero il numero di ratti effettivamente catturati) è di 39 ratti all'interno dell'area di studio, corrispondente a una densità di 11,3 ind/ha, con un rapporto tra i sessi di 0,62, fortemente sbilanciato verso le femmine. In inverno, la popolazione stimata dal JHE è risultata pari a 34 individui (15 - 180, per un intervallo di confidenza del 95%) corrispondente ad una densità stimata di 9.7 ind/ha (4.4- 52.2 ind/ha). Il corrispondente MNA è di 9 ratti nell'area di studio, pari ad una densità di 2.6 ind/ha ed un rapporto sessi di 0.8, in favore delle femmine. L'*home range* medio è risultato di 1.685,36 m², (1.171,14 - 2.200,19 m², intervallo di confidenza del 95%), senza differenze significative né tra i sessi né nelle stagioni (Capizzi *et al.* 2019).

Infine, le catture hanno anche l'importante funzione di raccogliere campioni biologici per effettuare analisi genetiche e sanitarie sulle popolazioni presenti sull'isola, che possono fornire informazioni di grande importanza per la realizzazione di tutte le fasi del programma di eradicazione.

4.3 Caratterizzazione genetica

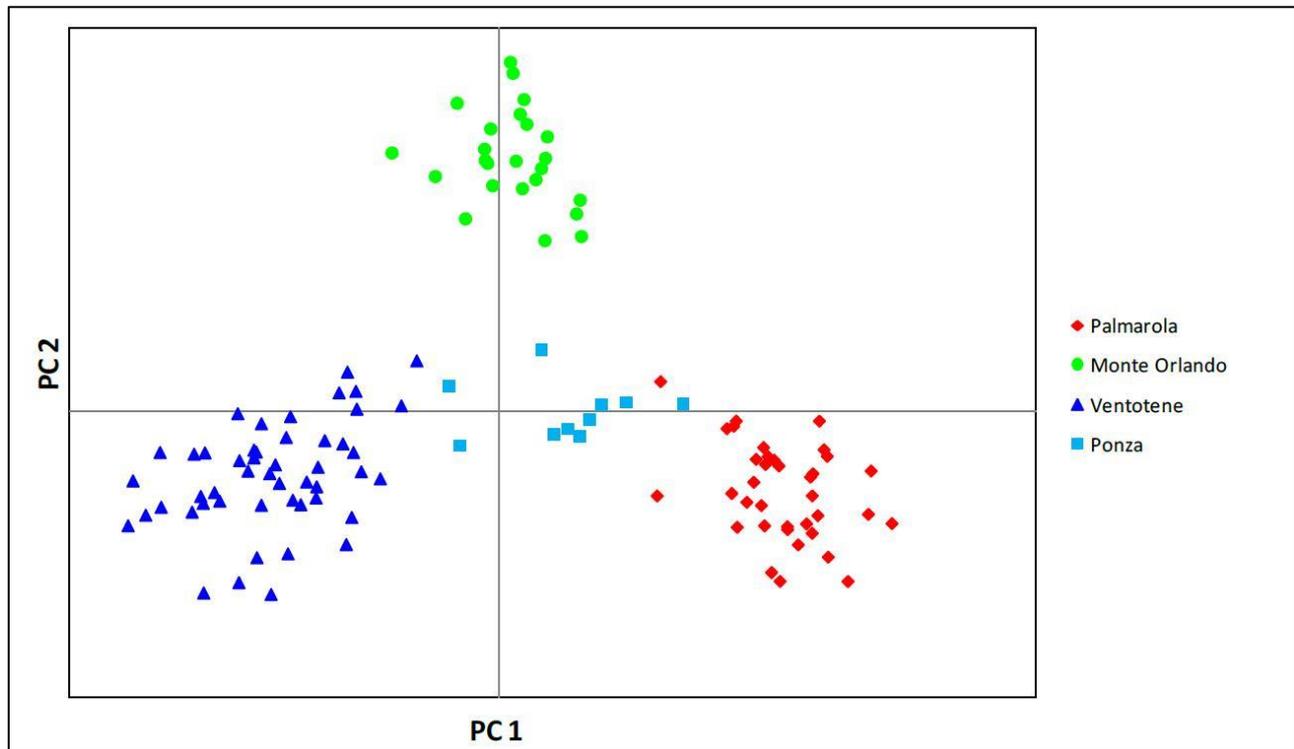
La caratterizzazione genetica della popolazione oggetto di eradicazione ha due scopi principali. Il primo è la definizione delle unità di eradicazione (*sensu* Robertson & Gemmell, 2004), ossia delle popolazioni o delle metapopolazioni che devono essere eradicare simultaneamente per evitare il fallimento dell'intervento dovuto ad una ricolonizzazione rapida dell'area. Infatti, è ben noto che la capacità di ricolonizzare un'isola a nuoto da parte dei ratti è notevole e la ricolonizzazione diviene più probabile per le isole distanti meno di 500 m da altre isole con ratti o dalla terraferma. Quindi, qualora nelle vicinanze dell'isola principale vi siano isolotti o altre isole più o meno grandi l'eradicazione andrà condotta anche in queste ultime, onde evitare che gli individui sopravvissuti sulle isole circostanti possano ricolonizzare l'isola. La caratterizzazione genetica degli individui presenti anche nelle isole circostanti permette di capire se c'è flusso di individui fra queste e l'isola principale.

Il secondo aspetto è invece proprio delle fasi successive all'eradicazione, qualora cioè si dovesse assistere ad una reinvasione. In questi casi, il confronto fra il DNA degli individui preesistenti e quello dei ratti ricomparsi dopo l'eradicazione permette di formulare ipotesi suffragate da dati circa l'origine della reinvasione. Ad esempio, nel caso delle isole di Palmarola e Ventotene, si è riscontrato che la popolazione che ha reinvaso l'isola due anni dopo la scomparsa dei ratti era in realtà originata da individui del tutto simili a quelli presenti prima dell'intervento, suggerendo quindi il mancato raggiungimento dell'obiettivo dell'eradicazione. Per quanto riguarda l'isola di Molaro, invece, gli individui ricomparsi due anni dopo l'eradicazione erano diversi da quelli presenti precedentemente all'intervento, rendendo più probabile l'ipotesi di una ricolonizzazione avvenuta tramite individui originari di altre isole o della terraferma (Sposimo *et al.* 2012).

L'approccio più diffuso per la definizione di un'unità di eradicazione è tramite l'uso di marcatori molecolari atti a stabilire il livello di connettività fra popolazioni vicine di isole diverse. I marcatori in grado di fornire i migliori risultati a tal fine sono stati identificati nei loci microsatelliti presenti nel DNA. Tali marcatori, conseguentemente alla loro stessa natura ipervariabile, permettono la stima dei livelli di eterozigosi di una popolazione, le sue dimensioni effettive ed il tasso di inincrocio presente all'interno di un'unità di eradicazione. Inoltre, attraverso l'uso dei loci microsatelliti è possibile non solo stabilire il livello di flusso genico fra popolazioni, ma anche definire la direzionalità dei fronti di migrazione e individuare le popolazioni sorgente responsabili di una possibile ricolonizzazione post-eradicazione.

Un esempio di caratterizzazione genetica utile ad individuare le unità di eradicazione e comprendere i flussi di popolazione tra le varie isole e la terraferma è quello realizzato nel progetto Life PonDerat (Fratini *et al.* 2020). L'analisi delle Coordinate Principali (PCoA) mostra in maniera molto chiara come il gruppo di ratti neri raccolti sulla terraferma in prossimità di Formia (LT), cioè nella località prospiciente le Isole Pontine (loc. Monte Orlando), sia nettamente separato dai gruppi di individui raccolti sulle tre isole pontine (Fig 4.2). La componente 1 separa chiaramente anche gli individui raccolti a Palmarola da quelli raccolti a Ventotene, mentre gli individui campionati al Porto di Ponza sono parzialmente mescolati con quelli provenienti dalle altre due isole pontine. Questo suggerisce che una delle possibili popolazioni sorgente di Ratto nero dell'isola di Palmarola e Ventotene possa provenire dal porto di Ponza, da cui partono numerosi traghetti e imbarcazioni private per le altre isole dell'Arcipelago Pontino. Al contrario, i Ratti neri campionati sulla terraferma laziale nei pressi di Formia (uno dei principali porti sulla costa laziale da cui salpano imbarcazioni dirette a Ponza e Ventotene durante tutto l'anno) risultano completamente isolati geneticamente da quelli presenti sulle tre isole pontine analizzate, escludendone l'appartenenza all'unità di eradicazione dell'Arcipelago Pontino.

Fig 4.2 - Plot ottenuto dall'Analisi delle Coordinate Principali (PCoA) che rappresenta la distribuzione dei campioni di Ratto nero raccolti a Palmarola, Ventotene, Ponza e Monte Orlando (Formia, LT) sulla base delle differenze riscontrate nell'analisi del DNA. La componente 1 spiega il 18.08% della variabilità genetica registrata e la componente 2 l'8.69%.



4.3.1 Localizzazione degli alleli della resistenza agli anticoagulanti

La resistenza agli anticoagulanti è un fenomeno assai diffuso nelle popolazioni oggetto di attività di controllo ed ha importanti implicazioni sull'esito degli interventi. Il fenomeno, noto fin dalla fine degli anni '50, "consiste in una considerevole diminuzione di efficacia in condizioni pratiche di un anticoagulante correttamente applicato e tale perdita di efficacia è dovuta alla presenza di ceppi di roditori in possesso di una sensibilità all'anticoagulante notevolmente ridotta ed ereditaria" (Greaves 1994). Tale resistenza è dovuta all'insorgenza di poche mutazioni puntiformi nei tre esoni del gene per la proteina VKORC1, che comportano alcuni cambi amminoacidici nella proteina in questione (Pelz *et al.* 2005).

L'individuazione di popolazioni resistenti agli anticoagulanti permette di ovviare ad alcuni importanti problemi di carattere pratico, riducendo allo stesso tempo il rischio ambientale.

Qualora si somministri un anticoagulante ad una popolazione di roditori ad esso resistente, si corre il rischio concreto di ottenere un controllo insoddisfacente, con conseguente distribuzione sovrabbondante di esche rodenticide. Dal punto di vista del rischio ambientale, va considerato che gli individui resistenti si nutriranno dell'esca senza morire, e avranno quindi al loro interno elevati quantitativi di principio attivo, costituendo un importante fattore di rischio per i loro predatori. È importante sottolineare che di ciò si prende atto anche nelle nuove etichette dei rodenticidi ad uso professionale, nelle quali è espressamente indicato che, in presenza di controllo inadeguato in seguito ad un trattamento con rodenticidi protrattosi per alcune settimane, va ricercata la causa del mancato raggiungimento degli obiettivi, valutando anche la possibile presenza di popolazioni resistenti agli anticoagulanti.

Le mutazioni responsabili dell'insorgenza della resistenza ai comuni anticoagulanti in alcune specie di ratti finora descritte sono riportate in numerosi lavori (cfr. ad es. Pelz *et al.* 2005). La presenza di tali mutazioni viene indagata tramite amplificazione e sequenza dei frammenti interessati, utilizzando *primers* specifici per le specie oggetto di studio.

4.4 Valutazione dei tassi di incidenza e trasmissione di patogeni

Numerose specie di roditori sono coinvolte nell'epidemiologia delle zoonosi, ovvero malattie trasmesse naturalmente dai vertebrati all'uomo e viceversa, alcune delle quali possono produrre conseguenze assai gravi sulla salute umana. La rilevanza di tali malattie è spesso notevole e lo è stata ancor più nei secoli addietro: il caso più emblematico è certamente quello della famigerata peste, altrimenti conosciuta come "morte nera", una malattia tanto devastante da causare in Europa tra il XIV ed il XV secolo un drastico declino della popolazione e la recessione economica.

Conoscere la presenza di patogeni trasmissibili all'uomo o agli animali domestici nelle popolazioni oggetto di eradicazione può fornire un ulteriore elemento da inserire nella valutazione dell'opportunità dell'intervento. Soprattutto nel caso di isole abitate, ciò può offrire importanti indicazioni sul ruolo dei roditori come serbatoi di zoonosi, e quindi sui benefici che si otterranno dalla loro eliminazione. Nell'ambito del progetto Life PonDerat, l'indagine epidemiologica condotta sui ratti catturati nel contesto del progetto nell'arcipelago delle isole Ponziane ha messo in evidenza la presenza di patogeni a trasmissione vettoriale (*Babesia*, *Leishmania infantum* e *Borrelia burgdorferi*) e di *Toxoplasma gondii*, protozoo che si avvale del ratto per completare il proprio ciclo biologico e che vede il gatto come ospite finale, da cui l'uomo può contrarre un'infezione particolarmente importante se viene contratta durante la gravidanza.

Tutti patogeni la cui presenza è stata confermata sui ratti delle isole Ponziane sono a carattere zoonotico. La loro rilevanza va quindi al di là della salute animale e dell'ecologia delle specie aliene direttamente interessate dal progetto, ma - seguendo un approccio complessivo definito come *One Health*- riguarda anche la salute delle persone che vivono e visitano le isole Ponziane.

5. Pianificazione degli interventi di eradicazione

5.1 Caratteristiche delle isole e principali scelte tecniche

Gli interventi di eradicazione dei roditori nelle isole di estensione superiore a pochissimi ettari si effettuano unicamente utilizzando esche rodenticide (Howald *et al.* 2007). Sono pochissimi e di scarso successo i tentativi effettuati con tecniche alternative ai rodenticidi, soprattutto le trappole, nessuno dei quali ha avuto luogo nel Mediterraneo (Capizzi *et al.* 2014, Capizzi 2020). Gli interventi possono però differire fra di loro per modalità di distribuzione delle esche, principi attivi e formulati utilizzati, periodo d'intervento, quantitativi di esche, misure adottate per la riduzione degli effetti indesiderati.

5.1.1 Somministrazione e distribuzione dell'esca

La distribuzione di esche all'interno di erogatori (ossia postazioni fisse, solitamente di materiale plastico, la cui funzione è duplice: proteggere l'esca dagli animali non bersaglio e impedirne il deterioramento rapido dovuto agli agenti atmosferici, Fig 5.1) è più idonea per quanto riguarda la riduzione dei rischi per alcune specie non bersaglio, ma, a causa dei costi maggiori che presenta sia per l'installazione sia per la quantità di materiali necessaria, può essere adottata su territori non eccessivamente estesi, non troppo accidentati, percorribili con facilità a piedi o con altri mezzi tramite una rete di percorsi già presenti o agevoli da realizzare.

La densità di erogatori impiegata per eradicare il Ratto nero è di almeno 4 per ettaro. Con questa densità è stata ottenuta l'eradicazione della specie da isole come Zannone (105 ha) o Giannutri (239 ha), ed in tempi recentissimi anche da Pianosa (1026 ettari), che è attualmente la più estesa dove è stata completata l'eradicazione "via terra" del roditore.

Tale densità di erogatori può essere considerata valida anche per *Rattus norvegicus*: con questa tecnica la specie è stata eradicata da 2 isole di estensione maggiore di 1000 ha nel Regno Unito e in Canada.

Fig 5.1 - Tipi di erogatori utilizzati in interventi di eradicazione del ratto: a) erogatore in plastica, apribile con chiave; b) e c) erogatore da lancio in materiale biodegradabile (bambù); d) erogatore da lancio in materiale biodegradabile (bambù) con copertura in cartone per evitare fratture in caso di lanci su substrati rocciosi; e) erogatore in woodplastik (plastica con 30% in legno) ed f) particolare dell'allocazione dei blocchi al suo interno. Tutti gli erogatori sono provvisti di etichetta di avvertimento con indicazioni del principio attivo utilizzato e antidoto (Vitamina K).



Per quanto riguarda il Topo domestico, sono riportate densità di 16 erogatori/ha, un valore che però nel Mediterraneo non ha permesso di ottenere l'eradicazione della specie in diverse isole dove è stata tentata: nell'inverno 2009/10, in alcuni isolotti di pochi ettari (superficie compresa tra 2,2 e 12 ha) prossimi a Tavolara e Molarà, utilizzando erogatori, l'eradicazione ha avuto esito negativo (Sposimo *et al.* 2012).

La distribuzione aerea di esche, sperimentata alla fine degli anni '90 in Nuova Zelanda, via via perfezionata (Howald *et al.* 2007, Broome *et al.* 2014) e messa in atto in varie parti del mondo, ha permesso di effettuare con successo, e con costi relativamente ridotti, eradicazioni di roditori su isole sempre più grandi e inaccessibili via terra: l'accertamento dell'avvenuta eradicazione di *Rattus rattus* e *Mus musculus* su Maquarie Island (Parks and Wildlife Service 2014) ha portato a oltre 12.500 ha la superficie dell'isola più estesa dove queste due specie sono state eliminate. L'eradicazione di *R. norvegicus* nell'isola britannica subantartica di South Georgia, recentemente confermata, ha portato ad oltre 60.000 ha (esclusi i ghiacciai) la superficie massima di un'isola liberata dai roditori.

L'eradicazione del Topo domestico nel Mediterraneo è stata tentata solo a Dragonera tramite distribuzione aerea, dove è stata coronata da successo (Majol *et al.* 2012). Benché si tratti di una casistica molto ridotta, il fatto che nei 4 isolotti prossimi a Tavolara e Molara, molto piccoli, non sia stato possibile eradicare il Topo domestico nonostante una distribuzione capillare degli erogatori (una postazione ogni 15 m circa), mentre la stessa specie è scomparsa su Dragonera, dove è stata eseguita distribuzione aerea sull'intera superficie dell'isola, induce ad ipotizzare che in ambito Mediterraneo l'eradicazione di questa specie possa risultare estremamente difficoltosa con gli erogatori, e forse raggiungibile solo con il tipo di copertura capillare del territorio che si ottiene con la distribuzione aerea delle esche. Tale ipotesi è rafforzata da quanto avvenuto a Tavolara, dove l'eradicazione è stata effettuata con erogatori solo nelle 2 modeste aree con insediamenti umani (circa 2,5 e 10 ha) e via aerea sulla restante superficie dell'isola; tale approccio ha permesso di raggiungere l'eradicazione del Ratto nero ma non quella del Topo domestico, che sulla base di osservazioni empiriche sembra essere sopravvissuto proprio nell'area più estesa esclusa dalla distribuzione aerea (Sposimo *et al.* 2020).

Nelle isole di estensione superiore ad alcune centinaia di ettari la distribuzione aerea è la tecnica più vantaggiosa e spesso l'unica realisticamente utilizzabile, ma la presenza di abitanti porta necessariamente ad escludere tale possibilità. In questi contesti, quindi, è preferibile procedere alla distribuzione via terra con erogatori oppure ad una tecnica mista, che prevede l'utilizzo di normali erogatori nelle zone accessibili e il lancio dall'elicottero di erogatori biodegradabili, appositamente progettati e realizzati, nei settori più acclivi, inaccessibili e disabitati.

La distribuzione via terra con erogatori è spesso una modalità più facilmente accettata anche dall'opinione pubblica, rispetto alla distribuzione aerea senza erogatori, ma può comportare maggiori costi economici e, soprattutto, un rischio di fallimento sensibilmente più elevato.

5.1.2 Principio attivo

Nonostante le tecniche di distribuzione possano essere molto differenti, quasi tutte le eradicazioni di roditori sono state compiute utilizzando esche a base di anticoagulanti di seconda generazione (Howald *et al.* 2007). Ciò è dettato senza dubbio da considerazioni inerenti l'efficacia dei prodotti, ma anche dal fatto che gli anticoagulanti sono da parecchi anni gli unici prodotti rodenticidi presenti sul mercato europeo.

I prodotti effettivamente disponibili sul mercato italiano al momento dell'operazione determinano quale principio attivo possa essere impiegato. Attualmente sul mercato è disponibile una buona gamma di prodotti (di ditte diverse e nei formulati più diffusi) a base di tre soli principi attivi: brodifacoum, bromadiolone e difenacoum. Il primo è quello che fornisce le maggiori garanzie di successo in quanto è quello a maggiore tossicità per i roditori ed è stato di gran lunga il più utilizzato su isole in tutto il mondo; è però anche quello che presenta i maggiori rischi per le specie *non target* (Capizzi & Santini 2007; cfr. Tab. 5.1). L'efficacia sui roditori e, conseguentemente, sia l'affidabilità che, di converso, la pericolosità per le specie *non target*, è massima per il brodifacoum, media per il bromadiolone, più bassa per il difenacoum. La pericolosità del difenacoum per le specie *non target* è sensibilmente più ridotta rispetto al brodifacoum, con valori pari a meno di 1/100 per il cane e meno di 1/4 per il gatto; il tempo di dimezzamento nel fegato dei ratti, inoltre, è pari a 118–120 gg, il più basso fra gli anticoagulanti di seconda generazione (Capizzi & Santini 2007). I valori di tossicità del bromadiolone sono superiori, ma non di molto, a quelli del difenacoum. Per il bromadiolone e il difenacoum, e ancor più per i principi attivi di prima generazione, è nota l'esistenza di fenomeni di resistenza in popolazioni di ratti e di topi, non conosciuti per il brodifacoum. Recentemente è stato immesso nel mercato europeo anche il colecalciferolo, la cui possibilità di utilizzo ai fini dell'eradicazione di una popolazione di ratti da un'isola è tuttavia ancora da valutare.

Tab 5.1 - Tossicità espressa in termini di DL50 mg*kg⁻¹ dei più diffusi rodenticidi per specie target e non target (da Capizzi & Santini, 2007, modif.; DL50: Dose Letale 50 - quantità di sostanza attiva sufficiente ad uccidere il 50% di animali di laboratorio sottoposti all'assorbimento di quel prodotto. Si esprime in milligrammi di principio attivo per ogni kg di peso).

Specie	Principio attivo				
	Brodifacoum	Bromadiolone	Difenacoum	Clorofacinone	Difacinone
Target					
Ratto delle chiaviche	0.22–0.27	1.1–1.8	1.8–3.5	20.5	2.3–43
Ratto nero	0.65–0.73		2.5–7		
Topo domestico	0.4	0.99–1.75	0.8		141–340
Non target					
Cane	0.25–3.56	8.1–10	50	50–100	3–7.5
Coniglio	0.2–0.3	1	2	50	35
Gatto	25	>25	100	50–100	14.7

5.2 Valutazione dei rischi

5.2.1 I rischi per le specie non target

Gli anticoagulanti sono sostanze tossiche che possono penetrare nella catena alimentare e colpire specie non bersaglio. Di seguito si presentano in modo analitico le informazioni relative alle principali specie presenti sulle isole mediterranee, in relazione agli eventuali rischi di intossicazione.

I **Gasteropodi terrestri** risultano attratti e si possono nutrire di esche rodenticide in diverse formulazioni, generalmente senza subire intossicazioni acute (Hoare & Hare 2006, Capizzi & Santini 2007). Diversi studi indicano effetti minimi sulle lumache, in alcuni casi non rilevando presenza di brodifacoum in individui che avevano avuto accesso a esche libere sul terreno (Morgan *et al.* 1996) oppure registrando tracce di principio attivo in campioni di tessuto che tuttavia non avevano implicato un aumento significativo di mortalità tra le lumache messe a contatto con le esche rodenticide (Booth *et al.* 2003, Brooke *et al.* 2011). Per contro, uno studio effettuato da Gerlach & Florens (2000) nelle Seychelles e Mauritius ha rilevato un'elevatissima mortalità a carico di alcune specie endemiche cui era stato somministrato brodifacoum, forse indotta dalla condizione di cattività in cui si era svolta la sperimentazione, che ha precluso agli individui l'accesso a fonti alternative di cibo costringendoli pertanto a ingerire quantitativi molto elevati di esca rodenticida (Brooke *et al.* 2011). Nelle eradicazioni di ratti effettuate fino a oggi nelle isole italiane non sono mai stati osservati possibili casi di mortalità (es. presenza di nicchi vuoti all'interno degli erogatori), nonostante nelle isole con substrato calcareo il consumo di esche rodenticide da parte di chiocchie e lumache sia spesso risultato assai elevato (a Giannutri risultò necessario adottare opportune misure per impedire l'accesso dei Gasteropodi negli erogatori per evitare il rapido consumo dell'esca - Sposimo *et al.* 2008), né tantomeno sono stati osservati casi di estinzione anche locale di popolazioni. Nell'ambito dei progetti di eradicazione dei ratti a Montecristo e a Linosa sono stati effettuati test preliminari per individuare eventuali rischi di intossicazioni letali a carico di specie di interesse conservazionistico o di specie eduli, che hanno permesso in entrambi i casi di escludere pericoli in tal senso (Sposimo 2014).

È stato più volte rilevato, anche nel corso dei comuni interventi di controllo dei roditori negli ambienti urbani, come anche alcune specie di **Artropodi** si nutrano di esche rodenticide (ad es., formiche e blatte, cf. Capizzi & Santini 2007), ma fino a oggi non sono mai stati segnalati casi di mortalità riferibili ad avvelenamento a carico di questi animali. Al contrario, il monitoraggio sull'artropodofauna realizzato nell'ambito del progetto life PonDerat ha dato la possibilità di rilevare i benefici apportati alle specie dopo un solo anno dall'eradicazione dei ratti (Box 2.1). Inoltre, indagini sperimentali sull'impiego di esche rodenticide a base di brodifacoum hanno evidenziato che negli invertebrati non si verifica un accumulo di prodotto in particolari organi o tessuti, a differenza di quanto avviene nei vertebrati, per cui le concentrazioni di principio attivo decadono rapidamente dopo l'assunzione (Booth *et al.* 2001, Hoare & Hare 2006). L'avvelenamento secondario di Vertebrati dovuto all'ingestione di Artropodi e altri

invertebrati che hanno assunto il principio attivo, pur rimanendo un evento possibile (Fisher 2011), risulta quindi molto meno probabile rispetto a quello causato dall'ingestione di roditori intossicati. A oggi, in tutte le eradicazioni effettuate nelle isole italiane, non sono mai emerse evidenze di possibili casi di avvelenamento secondario di Rettili o Uccelli dovuto a ingestione di invertebrati; in ogni caso, non vi sono motivi per supporre possibili impatti sugli Artropodi.

Per **Anfibi e Rettili**, rispetto ai vertebrati a sangue caldo, la tossicità degli anticoagulanti è ritenuta bassa, per il diverso meccanismo di coagulazione rispetto a Mammiferi e Uccelli (Hoare & Hare 2006); alcuni test effettuati preliminarmente ad eradicazioni di roditori confermano questa scarsa tossicità (es. Fisher 2011 per testuggini, lucertole, serpenti e iguana). Un recente studio basato su esami di laboratorio ha confermato la scarsissima tossicità del brodifacoum per le lucertole (Weir *et al.* 2016). Anche nell'ambito dei progetti di eradicazione realizzati a Zannone, Montecristo e Linosa) sono stati condotti test empirici preliminari su lucertole, gongili e su girini di *Discoglossus sardus*, senza mai registrare casi di possibili intossicazioni letali. In particolare, a Montecristo, l'unica specie di anfibio presente, il Discoglossos sardo *Discoglossus sardus*, endemico di Sardegna, Corsica, Isole di Hyères e Arcipelago Toscano, è stato monitorato tramite rilevamento della presenza delle forme larvali nelle pozze astatiche presenti in diverse valli dell'isola. Successivamente alla rimozione del ratto, il Discoglossos sardo è risultato presente in buona parte dell'isola di Montecristo (Gotti *et al.* 2014), nonostante la presenza della specie si consideri sottostimata a causa della impenetrabilità delle zone interne dell'isola (Biaggini *et al.* 2015). Fra i Rettili, il Biacco *Hierophis viridiflavus* è potenzialmente predatore di Topo domestico e di giovani di Ratto nero, mentre si può escludere che consumi direttamente le esche. Nelle esperienze di eradicazione di roditori in isole che ospitano questo serpente, incluse isole estese come Giannutri, Molara, Zannone e Montecristo, non sono mai emersi elementi che indicassero la possibilità di casi anche singoli di mortalità dovuti ad avvelenamento secondario, o che indicassero una possibile riduzione numerica della popolazione (Capizzi *et al.* 2016), con la specie in esame rimasta stabilmente presente o addirittura in incremento numerico. Peraltro, in inverno, periodo in cui si prevede abitualmente lo svolgimento degli interventi di eradicazione nelle isole mediterranee, la specie è inattiva o comunque non si alimenta (Sindaco *et al.* 2006). Analogo discorso è stato riscontrato per la popolazione di Vipera comune *Vipera aspis* presente a Montecristo, taxon che, seppure di origine alloctona (*ssp hugyi*, Sicilia) potrebbe rivestire un certo interesse di carattere storico-culturale (cfr. Masseti & Boehme 2014): nessuna diminuzione nella frequenza degli avvistamenti è stata osservata in seguito alla rimozione dei ratti. Per quanto riguarda i Sauri, in linea teorica a rischio di intossicazione diretta e indiretta (attraverso il consumo di invertebrati che hanno assunto le esche), le ormai numerosissime evidenze emerse nelle eradicazioni di roditori in ambito insulare effettuate a livello globale, confermate nelle isole italiane (Capizzi *et al.* 2016), indicano che non sussistono rischi degni di nota a loro carico, e che al contrario le eradicazioni dei ratti sono generalmente seguite da un incremento numerico delle loro popolazioni. Alcuni progetti di eradicazione del ratto svolti in ambito nazionale (Life MONTECRISTO2010, Resto con LIFE, Life PUFFINUS Tavolara, Life PonDerat) hanno previsto al loro interno la realizzazione di monitoraggi *ante e post operam* mirati a rilevare eventuali variazioni nelle popolazioni di rettili nelle isole oggetto di rimozione del ratto, utilizzando come specie indicatrici le lucertole (*Podarcis sicula* a Montecristo e Ventotene, *Podarcis muralis* a Pianosa, *Podarcis tiliguerta* a Tavolara, *Podarcis latastei* a Palmarola) in virtù della più elevata contattabilità. I dati ottenuti non hanno rilevato diminuzioni significative delle popolazioni in seguito alle operazioni di eradicazione del ratto; al contrario, i rilievi effettuati nel contesto del progetto PonDerat paiono evidenziare un incremento, sebbene siano necessari approfondimenti per verificare se possano aver contribuito a questo risultato anche altri fattori ambientali.

Gli **Uccelli** possono essere considerati a rischio di intossicazione sia diretta (nel caso di ingestione delle esche qualora distribuite libere) che indiretta, per ingestione di roditori o di invertebrati intossicati; un livello significativo di rischio di avvelenamento secondario è comunque ritenuto possibile solo a carico delle specie per cui i roditori costituiscono una componente importante della dieta (Eason & Spurr 1995).

I roditori rappresentano certamente le principali prede di rapaci notturni quali Barbagianni *Tyto alba* e Gufo comune *Asio otus*, specie migratrici regolari su molte isole mediterranee dove possono essere anche stanziali o svernanti irregolari od occasionali con pochissimi individui.

Nel corso del progetto Resto con Life che ha previsto la rimozione del ratto dall'isola di Pianosa, sono stati effettuati monitoraggi sulla popolazione di strigiformi nidificanti sull'isola (Barbagianni, Gufo comune e Assiolo *Otus scops*), sia tramite censimento al playback, sia per mezzo di rilievi notturni su transetti standard. I rilievi hanno evidenziato come sia il Gufo comune che il Barbagianni abbiano subito un decremento notevole sino a scomparire localmente del tutto (Sposimo *et al.* 2014) per poi iniziare a ricolonizzare l'isola negli anni successivi, nonostante le disponibilità alimentari fossero divenute fortemente ridotte a causa della rimozione del ratto. Nessun impatto è stato invece rilevato per l'Assiolo, specie del resto non ritenuta a rischio di effetti negativi in virtù della dieta principalmente basata su invertebrati.

Fra i rapaci diurni, poche sono in genere le specie sedentarie e svernanti presenti sulle isole, spesso rappresentate da un numero piuttosto limitato di individui, mentre assai più numerose sono le specie che frequentano le isole durante le migrazioni. Oltre al Pellegrino *Falco peregrinus*, sedentario in molte isole del Mediterraneo, tra le più comuni specie nidificanti e svernanti regolari ci sono il Gheppio *Falco tinnunculus* e meno di frequente la Poiana *Buteo buteo*. Con l'eccezione del Pellegrino, che si nutre quasi esclusivamente di uccelli, le specie suddette sono da considerarsi a rischio di intossicazione secondaria, ma in genere la loro presenza è limitata a pochissimi individui se non addirittura irregolare. I monitoraggi effettuati in seno ai progetti Life nell'arcipelago Toscano, a Tavolara e nelle isole Ponziane non hanno mai rilevato impatti a carico di rapaci diurni nidificanti, mentre sia a Giannutri che a Pianosa, in corrispondenza delle attività di eradicazione del ratto, sono stati registrati episodi di mortalità a carico di Albanella reale *Circus cyaneus*, svernante sulle isole. Casi di intossicazioni secondarie sono quindi possibili, ma in genere coinvolgono numeri limitati di esemplari, tali da non costituire rischi reali alle specie coinvolte.

Il Gabbiano reale *Larus michahellis*, specie comunissima nelle isole del Mediterraneo, è a rischio di mortalità sia per ingestione diretta dei pellet, sia meno frequentemente per avvelenamento secondario in quanto può marginalmente nutrirsi di roditori e invertebrati che abbiano a loro volta ingerito le esche. La scelta del periodo in cui effettuare l'intervento di distribuzione dei pellet contenenti rodenticida può influenzare enormemente i rischi a carico di questa specie: le colonie riproduttive si insediano sulle isole del Mediterraneo in inverno e nidificano a partire da marzo; in estate (luglio-agosto) i gabbiani abbandonano l'isola, con l'eccezione di pochi individui, per farvi ritorno gradualmente a partire da fine ottobre.

Sia l'eradicazione del ratto condotta a Montecristo (gennaio 2012) che a Tavolara (ottobre – novembre 2017) ha comportato distribuzione aerea delle esche rodenticide. In entrambi i casi sono stati riportati episodi di mortalità a carico del Gabbiano reale, in particolare a Montecristo (Sposimo *et al.* 2019), probabilmente in virtù del fatto che in quest'ultima isola l'eradicazione ha avuto luogo quando la specie si era già abbondantemente insediata nell'area per la riproduzione, e a causa della prolungata persistenza dei pellet sul terreno dovuta all'eccezionale siccità registrata successivamente all'intervento. Tutte le carcasse raggiungibili sono state rimosse per renderle indisponibili all'eventuale consumo da parte di altre specie. Nel caso di Montecristo, la scelta di effettuare l'eradicazione in periodo invernale, con inevitabili conseguenze sul Gabbiano reale è stata attuata in considerazione delle maggiori possibilità di successo dell'eradicazione dei ratti e dei minori rischi per altre specie (rapaci migratori di interesse conservazionistico, in particolare). Il Gabbiano reale è infatti l'unica specie non minacciata fra gli uccelli marini nidificanti nel Mediterraneo, ed è essa stessa causa di minaccia per il Gabbiano corso *Larus audouinii* e piccoli Procellariiformi, nonché fattore di degrado per habitat e comunità delle piccole isole (vedi per es. Borg *et al.* 1994, Serra *et al.* 2001, Oro *et al.* 2005, Foggi *et al.* 2009). Per una specie numericamente abbondante e legata a risorse antropiche, le flessioni osservate in seguito alle operazioni di eradicazione non hanno comunque inciso nel lungo termine a livello di popolazione, anche locale. A conferma di ciò, gli scarsi risultati ottenuti da svariati programmi di controllo numerico della specie, benché effettuati ripetutamente nel corso di più stagioni riproduttive mediante esche narcotizzanti, paiono avere sortito effetti solo nel breve periodo (Bosch *et al.* 2000). Altri interventi effettuati utilizzando esche poste all'interno di erogatori (Pianosa, isole Ponziane), sebbene attuati anche in corrispondenza della stagione riproduttiva del Gabbiano reale, paiono non aver comportato episodi significativi di mortalità a carico della specie: non sono stati ritrovati individui morti nel corso dei sopralluoghi e il

monitoraggio delle popolazioni nidificanti non ha rilevato scostamenti significativi da quanto registrato precedentemente agli interventi di eradicazione del ratto.

Altra specie a rischio di avvelenamento sia primario che secondario è il Corvo imperiale *Corvus corax*, nidificante su svariate isole del Mediterraneo. Segnalato come nidificante sull'isola di Montecristo con 1 – 2 coppie nelle stagioni immediatamente precedenti all'eradicazione del ratto (2012), non è stato più contattato fino al 2015–16 quando la specie ha ricolonizzato stabilmente l'isola. Anche a Tavolara in seguito all'intervento di eradicazione si è assistito a una seppur minima riduzione della popolazione nidificante (da 3 a 2 coppie).

Altri uccelli che potrebbero nutrirsi di esche rodenticide, qualora queste non fossero protette all'interno di erogatori, sono costituiti da specie granivore come passeriformi o galliformi. Nelle varie esperienze di eradicazione, tuttavia, non sono mai stati rilevati episodi di mortalità imputabili ad avvelenamento a carico di queste specie, ed anzi a Montecristo, in seguito alla rimozione del ratto, è stato rilevato un sensibile e inatteso aumento della popolazione di Coturnice orientale *Alectoris chukar*, specie alloctona di introduzione recente. Essa non ha dunque risentito negativamente della distribuzione aerea di esche rodenticide, benché queste fossero a base di cereali (Gotti *et al.* 2014).

Fra i **Mammiferi terrestri**, oltre ai roditori *target* dell'intervento, possono essere considerati a rischio di intossicazione diretta soprattutto le altre specie di roditori eventualmente presenti, quali topi selvatici (*Apodemus sylvaticus*) e gliridi (Ghiro *Glis glis* e Quercino *Eliomys quercinus*), questi ultimi presenti solo in alcune isole di grandi dimensioni, dove l'eradicazione non è al momento tecnicamente fattibile. Nella maggior parte delle isole, vanno considerati i rischi solo per gli animali domestici, randagi e inselvatichiti. Gatti e cani sono trattati più sotto; per quanto riguarda le capre, possono intossicarsi solo se hanno accesso diretto all'esca, per esempio in caso di distribuzione di esche non protette. Non sono ipotizzabili rischi a carico dei Chiroteri, che anzi sembrano beneficiare dell'eradicazione dei ratti.

Riassumendo, rischi significativi a carico di specie *non target* sono ipotizzabili essenzialmente per alcune specie di Uccelli sedentari o migratori/svernanti, che in alcuni casi rivestono un interesse conservazionistico più o meno elevato ma che sulle isole sono presenti solo in modo saltuario e con pochissimi individui, o al più sono rappresentati da contingenti irrilevanti rispetto alle popolazioni continentali. Il livello di rischio a carico di queste specie dipende da diversi elementi, alcuni dei quali controllabili in fase progettuale ed esecutiva (periodo della distribuzione, principio attivo utilizzato, tecniche di distribuzione delle esche), altri solo in parte controllabili o del tutto imprevedibili (fluttuazioni delle popolazioni di roditori, disponibilità di risorse trofiche alternative alle esche).

Ricordiamo, infine, come proprio l'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN, 2000), nel raccomandare l'impiego di mezzi e tecniche più selettivi possibile, riconosce che alcune perdite a carico delle specie non bersaglio possono essere un prezzo inevitabile per il successo dell'eradicazione, e che tali perdite vadano valutate tenendo conto dei benefici a lungo termine che il successo dell'intervento di eradicazione permetterà di conseguire.

Infine, occorre valutare attentamente i rischi di avvelenamento primario e/o secondario di animali domestici o inselvatichiti (frequentemente capre, mucche e cavalli) poiché trattasi di specie tutte sensibili agli anticoagulanti.

L'aspetto relativo all'impatto sulle specie *non target* deve essere quindi attentamente analizzato in fase di pianificazione, esaminando i dati più aggiornati su presenza e consistenza delle altre componenti animali e valutandone il rischio di avvelenamento.

5.2.2 I rischi di “effetti sorpresa”

Come già descritto nel par. 2.4, rischi definiti “surprise effects” derivano ad esempio dalla presenza di più componenti aliene che risultano influenzate dalla presenza del ratto. Sull'isola di Montecristo un significativo effetto sorpresa è stato l'esplosione demografica della Coturnice orientale *Alectoris chukar* che, nel giro di 2–3 anni dopo l'eradicazione dei ratti, è evidentemente aumentata, di almeno un ordine di grandezza, in quanto ha evidentemente beneficiato della cessata pressione predatoria del roditore sulle covate (Gotti *et al.* 2014). Una valutazione a sé richiedono i contesti di simpatia fra Topo domestico e Ratto nero (ad es. Ventotene). Qualora si ottenesse la sola eradicazione del Ratto nero (come prevedibile in caso di distribuzione delle esche con erogatori), la cessata competizione fra le due specie e la riduzione della predazione a carico del Topo domestico potrebbe determinare un incremento numerico di quest'ultima specie.

5.2.3 I rischi per le altre componenti degli ecosistemi insulari

Per quanto riguarda i rischi di contaminazione dell'ecosistema, i rodenticidi anticoagulanti non sono praticamente solubili in acqua e, anche se distribuiti liberamente sul terreno, non possono essere assorbiti dalle piante (WHO 1995); sono ormai innumerevoli gli studi che hanno dimostrato l'assenza di impatti dovuti alla diffusione del principio attivo utilizzato nel suolo e nelle acque (cf. ad es. Fisher *et al.* 2011).

Per quanto riguarda la contaminazione delle acque, la presenza di brodifacoum disciolto in acqua non è mai stata rilevata dopo distribuzioni aeree, anche in piccoli torrenti immediatamente a valle di tratti dove alcuni pellet erano caduti in acqua (Fisher *et al.* 2011). Tale risultato si spiega con la bassa solubilità della molecola in acqua e della sua tendenza a legarsi con composti organici del terreno.

Nel suolo invece, la molecola di brodifacoum è pressoché immobile. Dopo la degradazione dei pellet, il brodifacoum si lega agli acidi umici del terreno, dove si degrada secondo il proprio destino (emivita di 150 giorni). La molecola è stabile nel suolo (a valori di pH da 5 a 9) e immobile nei suoi strati (indipendentemente dalla granulometria, da argillosa a sabbiosa), con una presenza nel percolato inferiore allo 0,5 %. Il brodifacoum resta quindi persistente nel terreno, ma una possibile contaminazione di acque superficiali e di falda è sostanzialmente nulla.

Indagini in campo svolte preliminarmente o nel corso di eradicazioni di roditori con distribuzione aerea di esche, forniscono ulteriori evidenze: meno del 2% del brodifacoum introdotto in tipi diversi di suolo è stato rilevato a oltre 2 cm dal punto di spargimento. Campionamenti casuali di suolo in isole interessate da distribuzione aerea danno invariabilmente esito negativo (Fisher *et al.* 2011). Nel suolo sottostante i pellet, sperimentalmente coperti con reticelle per evitarne l'assunzione da parte di animali, la sostanza è risultata rilevabile per periodi prolungati (oltre 100 gg) in un numero assai limitato di casi e in concentrazioni molto basse (Fisher *et al.* 2011, Howald *et al.* 2005). Il rischio legato all'assunzione delle molecole residue da parte di invertebrati detritivori è ipotizzato esclusivamente per interventi concentrati e ripetuti costantemente nel tempo (i.e. uso prolungato nelle stesse postazioni in aree continentali). Tuttavia, gli unici casi di intossicazione riguardano lombrichi esposti sperimentalmente per un mese a una concentrazione di brodifacoum superiore di 10 volte a quella delle esche generalmente utilizzate nei progetti di eradicazione del ratto (Booth *et al.* 2003), una situazione assolutamente non ipotizzabile nel corso di un'eradicazione. Nel caso di distribuzione tramite erogatori, tali rischi sono da escludere.

5.2.4 I rischi per la popolazione umana

Le modalità di distribuzione delle esche nei centri abitati prevedono l'utilizzo di erogatori e quindi non presentano rischi significativi di intossicazione per esseri umani. Gli erogatori che sono rigidi, chiusi, inaccessibili anche a bambini piccoli riportano anche indicazioni sul contenuto e la sua pericolosità. Inoltre, la concentrazione di principio attivo nel prodotto è molto bassa, sarebbe quindi necessario ingerirne un grosso quantitativo (diversi etti o alcuni kg, in proporzione al peso corporeo) per correre il rischio di intossicazione acuta. Bisogna poi considerare che le esche devono contenere per legge una sostanza amaricante (il denatonio benzoato) che le rende sgradevoli al gusto e quindi immangiabili per l'uomo. È tuttavia buona regola che sia il personale addetto all'intervento sia gli abitanti dell'isola su cui

si intende operare siano adeguatamente informati su tempi e modalità di distribuzione e relativamente ai rischi ed alle procedure di sicurezza.

Per le caratteristiche chimiche dei principi attivi anticoagulanti, non sono in nessun modo ipotizzabili rischi per l'uomo derivanti dalla diffusione dei rodenticidi in acqua o nelle piante (cf. WHO 1995, Fisher *et al.* 2011).

Infine, una certa attenzione è necessaria se si considera la raccolta ad uso edule di Molluschi Gasteropodi terrestri, quali le chioccioline, che infatti possono consumare abbondantemente le esche rodenticide. Tuttavia, come già detto, esse non accumulano gli anticoagulanti, e le tracce della sostanza scompaiono entro alcuni giorni o in pochissime settimane (Brooke *et al.* 2011, Fisher 2010, Fisher *et al.* 2011). Nelle isole dove si raccolgono e consumano le chioccioline potrebbe essere quindi necessario vietarne la raccolta nella fase di presenza delle esche.

5.3 Mitigazione dei rischi

L'approfondita conoscenza del contesto operativo e di tutte le possibili componenti che possono essere soggette ad effetti negativi derivanti dalla eradicazione del ratto, contribuiscono a delineare un altrettanto dettagliata strategia di mitigazione dei rischi. Le scelte tecniche in questo caso riguardano non solo modalità di distribuzione, tipologia di erogatore e principio attivo, ma anche misure di carattere regolamentare ed interventi diretti sulle altre componenti a rischio.

Per quanto riguarda la mitigazione del rischio sulle specie selvatiche *non target*, appare determinante la scelta del periodo in cui realizzare gli interventi. Nel caso del Gabbiano reale, ad esempio, specie che, come si è detto, può essere soggetta ad avvelenamento primario e secondario, è consigliabile collocare gli interventi nel periodo in cui la specie è presente con pochi individui o del tutto assente dalle isole (da agosto a fine ottobre).

Pertanto, per limitare i rischi sulle specie selvatiche *non target* è preferibile scegliere il periodo di distribuzione delle esche in corrispondenza della fase di minor rischio per quelle vulnerabili, e in particolare avviare l'intervento al di fuori del periodo di migrazione dei rapaci che si concentra tra la fine di marzo e metà maggio e la fine di agosto e metà ottobre circa.

Sfortunatamente la mitigazione del rischio per altre specie selvatiche o inselvatichite sensibili al principio attivo non è così immediata. La presenza di ovi-caprini inselvatichiti rappresenta senz'altro una difficoltà aggiuntiva. Ove possibile, sarebbe preferibile la rimozione temporanea o permanente degli esemplari inselvatichiti prima della realizzazione dell'eradicazione del Ratto. Si ricorda infatti che gli erbivori domestici inselvatichiti rappresentano entità alloctone per la maggioranza delle isole del Mediterraneo. Fra questi le capre sono di gran lunga le più diffuse e contribuiscono all'erosione del suolo e all'impoverimento delle biocenosi insulari. Va anche richiamato che in base all'Ordinanza 28 maggio 2015, recante: «Misure straordinarie di polizia veterinaria in materia di tubercolosi, brucellosi bovina e bufalina, brucellosi ovi-caprina, leucosi bovina enzootica», prorogata con modifiche fino ad oggi (Ordinanza 14 giugno 2022), «il Servizio veterinario, nel caso in cui verifichi la persistenza nei pascoli del territorio di competenza di animali senza proprietario, dispone la loro cattura e sequestro, anche con l'ausilio delle forze dell'ordine al fine di sottoporli ai controlli anagrafici e sanitari. Terminati i controlli gli animali entrano nella disponibilità del Comune» (art. 9, c. 10). Ciononostante, le popolazioni di capre inselvatichite continuano a costituire un problema per le eradicazioni del ratto nelle isole del Mediterraneo. Qualora non sia possibile procedere al loro allontanamento è possibile prevedere almeno la reclusione di una parte degli esemplari in strutture anche temporanee per tutta la durata del periodo a rischio. Nell'isola di Montecristo, la popolazione di capra selvatica, unica popolazione di capra vivente allo stato selvatico in Italia da tempi antichi e quindi meritevole di conservazione, è stata preservata costruendo un grande recinto sull'isola ove sono stati attirati e poi rinchiusi circa 50 esemplari, al fine di mantenere un nucleo in sicurezza in caso di massicce perdite. In aggiunta, cinque esemplari sono stati trasferiti al Bioparco di Roma. Tuttavia, i conteggi effettuati a Montecristo all'esterno del recinto poco tempo dopo l'intervento di eradicazione hanno riscontrato la presenza di oltre 100 individui presenti in libertà. La recinzione, nella

quale la distribuzione delle esche è avvenuta all'interno di erogatori, è stata aperta dopo circa un anno e la popolazione di capre è tornata in breve tempo ai livelli pre-eradicazione. A Molarà, dove erano presenti capre e vacche allo stato brado, gli animali sono stati rinchiusi in recinti esclusi dalla distribuzione aerea, non vi è stato quindi alcun caso di intossicazione. A Tavolara invece è presente una popolazione di capre inselvatichite di introduzione relativamente recente e che produce seri impatti sulla vegetazione dell'isola. Anche in questo caso, come a Montecristo, la popolazione ha subito una riduzione numerica recuperando però in breve tempo l'abbondanza iniziale.

Per quanto riguarda i rischi relativi ad animali domestici non inselvatichiti, che possono essere pertanto gestiti dal proprietario, le misure di mitigazione sono delegate alle attività di informazione e sensibilizzazione della comunità locale ed in particolare alle attività di:

- informazione diretta della cittadinanza mediante incontri pubblici, contatti diretti e mediati da referenti locali, social media;
- informazione mirata ai possessori di animali domestici potenzialmente a rischio (principalmente cani e gatti, ma anche ovini, caprini e bovini) sulle possibili misure precauzionali da adottare nelle diverse fasi dell'intervento e in caso di avvelenamento, sospetto o conclamato;
- accordi con le autorità sanitarie relativi all'informazione nei confronti della popolazione e alla necessità di rendere disponibili sull'isola sufficienti scorte di antidoto che potrebbero essere necessarie per eventuali casi di intossicazione di animali domestici;
- chiara segnaletica di attività in corso nei porti, nelle aree di attracco e nelle aree maggiormente frequentate dalla popolazione e dai turisti al fine di informare il maggior numero di persone.

Per mitigare il rischio di effetti indesiderati su specie *non target* è possibile anche prevedere:

- utilizzo, nelle prime due distribuzioni, quando è maggiore il numero di roditori presenti sulle isole, di un principio attivo con dose letale (DL50, si veda par. 5.1.2) più elevata (ossia meno tossico), quale il bromadiolone, riservando il più potente e tossico brodifacoum alle successive;
- ricerca e rimozione di carcasse di roditori e di eventuali specie *non target*.

Per quanto attiene la mitigazione del rischio riguardante altre componenti dell'ecosistema, come ad esempio il mare e il suolo, benché il rischio di contaminazione sia pressoché nullo, per le ragioni espresse nel par. 5.2.2, è possibile procedere a misure di mitigazione quali:

- utilizzo di erogatori di sicurezza disponibili sul mercato per la distribuzione delle esche in tutte le zone accessibili, nonché di erogatori appositamente realizzati, in materiali biodegradabili, nelle aree inaccessibili;

Un'altra misura di mitigazione riguarda il rischio derivante dal consumo umano delle chioccioline eduli, per cui occorre:

- informare in modo capillare le persone presenti sulle isole dei possibili rischi connessi al consumo di chioccioline durante l'intervento, e fino ad almeno 2 mesi dopo la rimozione completa delle esche, mediante chiari avvisi contenuti nei cartelli di segnalazione dell'intervento (utili per avvisare eventuali visitatori non informati direttamente).

È comunque il caso di sottolineare che i rischi non differiscono sostanzialmente da quelli che si verificano in occasione delle abituali distribuzioni di esche finalizzate al controllo dei roditori che abitualmente si svolgono in prossimità dei e nei centri abitati delle isole.

5.4 Individuazione delle aree critiche

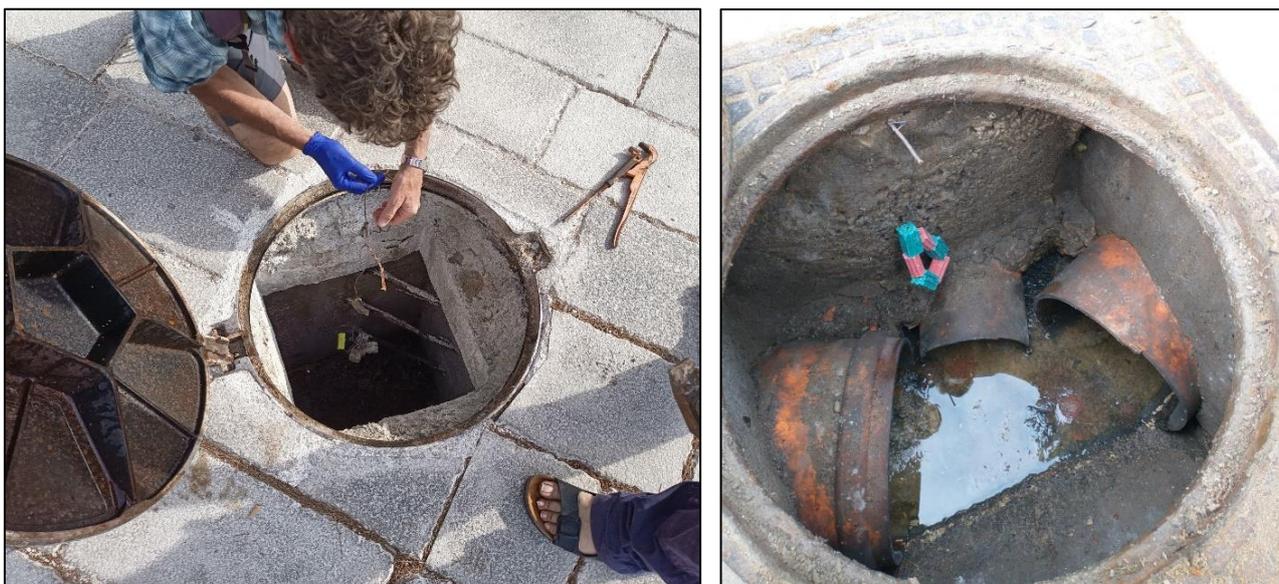
Sulla base di specifici sopralluoghi, da svolgersi esaminando l'intera superficie dell'isola, devono essere individuate e georeferenziate le principali aree critiche per la presenza di significative risorse trofiche di origine antropica o naturale che da una parte favoriscono localmente la presenza di elevate densità di roditori e dall'altra potrebbero rendere le esche meno attrattive. Nelle isole abitate, queste sono essenzialmente rappresentate da allevamenti di polli e altri animali da cortile, orti, aree di accumulo o stoccaggio di rifiuti e, in minor misura, giardini, dove cibo per gli animali, frutta, ortaggi e accumuli di vegetali in decomposizione possono costituire importanti fonti di cibo. In alcune isole antropizzate, il diffondersi della vegetazione arbustiva oppure di specie aliene infestanti quali *Arundo donax* o di altre specie aliene quali *Opuntia ficus-indica*, *Carpobrotus sp.* o *Senecio angulatus*, che forniscono cibo e/o rifugio ai ratti, nei pressi delle aree abitate contribuisce a rendere l'ambiente particolarmente favorevole ai ratti, complicando quindi le operazioni di eradicazione. In tali aree, sarebbe certamente utile la rimozione preventiva della vegetazione infestante, per ridurre la capacità portante dell'ambiente per i ratti.

Nelle isole disabitate, caratterizzate da un maggior grado di naturalità, le aree critiche come sopra descritte sono rappresentate essenzialmente dalle colonie di gabbiani e altri uccelli marini, ma hanno caratteristiche diverse e presentano sovrabbondanza di cibo solo in parte dell'anno.

Nelle isole con uno o più centri abitati le operazioni possono essere complicate dalla presenza di ambienti legati alle attività umane particolarmente favorevoli per i ratti. È dunque necessario ispezionare accuratamente anche i sistemi fognari, i magazzini, i pollai e le zone di accumulo di rifiuti. In queste aree possono nascondersi popolazioni di roditori non facilmente localizzabili se non tramite l'ispezione alla ricerca di tracce e segni di presenza.

Ad esempio, sull'isola di Ventotene è stata localizzata una popolazione di Ratto nero all'interno del sistema fognario, una situazione decisamente insolita per questa specie. È stato dunque necessario eseguire trattamenti all'interno della rete fognaria, con apertura di numerosi tombini e posizionamento al loro interno di esche rodenticide (Fig 5.2).

Fig 5.2 - Operazioni di apertura di tombini sull'isola di Ventotene (a sinistra) per il posizionamento di esche al loro interno (a destra, foto D. Capizzi).



6. Piano operativo

Nei paragrafi che seguono vengono fornite le indicazioni necessarie per l'elaborazione del piano operativo. In particolare, vengono descritti modalità, tempi e sforzo necessario per effettuare efficaci interventi di eradicazione sulla base delle esperienze pregresse condotte sulle isole italiane.

6.1 Modalità di distribuzione

Nelle esperienze fin qui condotte, la quasi totalità degli interventi di eradicazione dei roditori coronati da successo è stata portata a termine utilizzando esche rodenticide, soprattutto a base di anticoagulanti. Nelle isole del Mediterraneo, il 100% delle eradicazioni di roditori ha visto l'uso di rodenticidi, sia come tecnica esclusiva che in abbinamento ad altre (Capizzi 2020).

La distribuzione delle esche può avvenire secondo tre sistemi principali:

1. posizionamento manuale in stazioni di avvelenamento (erogatori);
2. distribuzione manuale di esche libere da parte di operatori che percorrono l'isola via terra;
3. lancio da aeromobili od elicotteri effettuato sulla totalità – o parte - della superficie dell'isola.

L'uso di erogatori contenenti l'esca è la tecnica più dispendiosa in termini economici e di risorse umane necessarie, ma è anche quella che consente di operare con i massimi livelli di sicurezza, nonché di verificare con precisione l'entità dei consumi (Fig 6.1). Gli erogatori devono essere collocati secondo una disposizione a griglia, in modo che nel territorio di ogni individuo della specie bersaglio sia presente almeno una postazione. Per quanto riguarda i ratti, ciò può essere conseguito con distanze fra una postazione e l'altra di circa 50 metri, corrispondenti ad una densità di 4 postazioni per ettaro. Nella realtà, soprattutto nelle isole abitate, si usa generalmente una densità maggiore, con postazioni distanziate in media 40 m e postazioni aggiuntive nelle aree critiche (Tab 6.1). In ogni erogatore vengono sistemati uno o più blocchi paraffinati in quantità e dimensioni variabili e via via adeguate in funzione dei consumi; in genere nella prima distribuzione viene posizionato un blocco di grosse dimensioni (200 – 230 g), per poi utilizzare blocchi di dimensioni minori. I blocchi vanno fissati all'interno degli erogatori per evitare che i ratti possano portarli all'esterno dei contenitori, rendendoli così disponibili ad altre specie *non target*. Si provvede poi in seguito al controllo degli erogatori con eventuale rifornimento o sostituzione delle esche per monitorare l'andamento dell'eradicazione (par. 6.5). L'uso di erogatori negli interventi di eradicazione riduce in maniera significativa i rischi di intossicazioni dirette a carico di specie non bersaglio, e come tale è assolutamente imprescindibile in caso di presenza di specie domestiche o selvatiche di interesse conservazionistico potenzialmente in grado di nutrirsi dell'esca tossica. Tramite l'analisi periodica dei consumi delle esche è inoltre possibile verificare l'esito dell'intervento, individuando e localizzando con precisione le eventuali sacche di sopravvivenza delle popolazioni bersaglio. L'uso di erogatori consente di ottimizzare i quantitativi di esca, riducendo così gli sprechi, sia per il posizionamento più oculato sia per la maggiore durata dell'appetibilità delle esche, dovuta alla protezione assicurata dagli erogatori stessi. Di conseguenza, il quantitativo di esca utilizzato è minore rispetto alle distribuzioni a spaglio o dagli aeromobili, consentendo di ridurre significativamente la quantità di principio attivo presente nell'ambiente ed i rischi ad esso associati. Per contro, l'uso di postazioni fisse implica costi nettamente superiori per l'acquisto e, soprattutto, per l'installazione ed il controllo, contribuendo a incrementare notevolmente (fino a 3-5 volte in più) i costi totali dell'intervento.

Fig 6.1 – Distribuzione di rodenticida all'interno di erogatori.



Soprattutto nelle situazioni in cui non si hanno a disposizione sufficienti risorse economiche, si ricorre alla distribuzione manuale da parte di operatori che percorrono a piedi l'intera isola, collocando le esche libere in maniera sistematica, con distanze e quantitativi prefissati. La tecnica non è mai stata impiegata nelle eradicazioni fin qui condotte nelle isole italiane. I quantitativi di esche necessari negli interventi condotti tramite distribuzione a spaglio sono superiori rispetto all'impiego di erogatori, a causa della minore durata delle esche e del loro posizionamento meno accurato. La tecnica presenta il vantaggio di superare la diffidenza che alcuni individui possono avere nei confronti degli erogatori. Tale metodologia presenta però maggiori livelli di rischio per le specie non bersaglio, e non consente un controllo accurato dei consumi, né un facile recupero delle esche al termine delle operazioni.

Tab 6.1 – Indicazioni di massima relative alle differenti modalità di distribuzione delle esche rodenticide utilizzate.

Modalità di distribuzione	Tipologia di esca	Quantitativo	Numero di distribuzioni
Posizionamento manuale di erogatori	Blocchi paraffinati	1 erogatore ogni 40 – 50 m, postazioni aggiuntive nelle aree critiche	Una distribuzione cui seguono controlli a cadenza mensile
Distribuzione aerea di esche libere	Pellettato	12 kg/ha per la prima distribuzione; 8 kg/ha per la seconda	2 distribuzioni a distanza di 10 – 20 giorni.20.5
Distribuzione aerea di esche in erogatori	Blocchi paraffinati	1 erogatore ogni 20 – 30 m in dipendenza dalla morfologia del terreno	3 o 4 distribuzioni a distanza di due settimane circa

Una tecnica molto consolidata a livello mondiale nell'ambito delle eradicazioni è quella che prevede la distribuzione di esche libere – in genere sotto forma di pellet - con lanci da mezzi aerei. Grazie all'uso di sensori GPS e software GIS, è possibile ottenere una distribuzione delle esche capillare, senza lasciare aree scoperte: questo tipo di distribuzione viene generalmente realizzata con l'ausilio di un elicottero e di un bucket (Fig 6.2), una sorta di secchiello sospeso, che distribuisce i pellet di rodenticida con un sistema automatizzato, seguendo tracce GPS precedentemente definite, sulla base delle quali il pilota imposta il volo. In genere si prevedono due distribuzioni aeree su tutta la superficie da trattare a distanza di 10 – 20 giorni l'una dall'altra (Tab 6.1). Questa tecnica viene utilizzata soprattutto nei casi in cui il trattamento eseguito da operatori a piedi si rivelasse troppo costoso o non fosse tecnicamente possibile, ad esempio

nel caso di superfici impervie od inaccessibili. Questa tecnica, sebbene in alcuni contesti rappresenti l'unica metodologia di intervento possibile e possa risultare nettamente meno onerosa in termini di manodopera e costi di esercizio, presenta innegabilmente un livello di rischio più elevato per le specie non bersaglio specialmente in termini di avvelenamento primario, anche per il fatto che, una volta terminate le operazioni, non è possibile il recupero delle esche se non in piccola parte. Tuttavia, la distribuzione aerea dei pellet liberi generalmente implica interventi molto più limitati nel tempo (due distribuzioni a pochi giorni di distanza) se confrontati con quelli svolti tramite utilizzo di erogatori che a volte si protraggono per più anni. Le campagne di eradicazione risultano quindi molto più rapide e concentrate nel tempo, limitando così l'esposizione al rischio di avvelenamento secondario di specie *non target* (Howald et al. 2007). Inoltre, è richiesta la disponibilità di piloti adeguatamente formati per lo svolgimento del compito.

Fig 6.2 – Bucket utilizzato per la distribuzione aerea di esche rodenticide: fase di riempimento per l'intervento di eradicazione del Ratto nero dall'isola di Molaria (a sinistra, foto N. Baccetti) e fase di trasporto (a destra, foto Archivio AMP Tavolara – Punta Coda Cavallo).



In alternativa, possono essere lanciate da elicotteri esche inserite in contenitori, onde offrire una protezione nei riguardi delle specie non bersaglio, permettendo inoltre alle esche di persistere più a lungo. I contenitori dovranno essere sufficientemente robusti da resistere all'impatto con il terreno, onde evitare che l'esca fuoriesca dal contenitore, divenendo così disponibile per eventuali specie non bersaglio. La distribuzione delle esche non è però capillare come quella delle operazioni con lancio di pellet, ma molto più simile a quella delle normali operazioni condotte via terra; ecco perché in questo caso spesso è necessario ricorrere a 3 – 4 distribuzioni, a distanza di due settimane circa l'una dall'altra (Tab 6.1), e prevedere comunque una densità di erogatori maggiore rispetto a quella prevista per la distribuzione via terra degli erogatori. È possibile e anzi preferibile l'utilizzo di erogatori in materiale biodegradabile perché nelle aree meno accessibili è assai improbabile poter provvedere al recupero degli erogatori una volta terminato l'intervento di eradicazione (Fig 5.1 b, c, d).

In alcuni casi si è rivelato vantaggioso utilizzare contemporaneamente più di uno dei sistemi sopra descritti, sistemando cioè le stazioni di avvelenamento nelle zone più accessibili e ricorrendo a lanci aerei nelle zone impervie, come ad esempio le scogliere o gli scogli emergenti situati in prossimità dell'isola. La tecnica è stata adottata nelle isole di Zannone, Palmarola e Ventotene (Arcipelago delle Ponziane, LT), e replicata nelle Isole Tremiti.

Le trappole non si prestano ad essere impiegate negli interventi su grande scala, ma il loro impiego può contribuire a ridurre la popolazione della specie bersaglio in aree di limitata estensione nelle quali l'uso di rodenticidi comporta eccessivi rischi. Sebbene sia possibile utilizzare diversi tipi di trappole, tra quelle

che presentano buona efficacia nei confronti dei ratti vi sono le trappole a scatto. Come già detto, tali trappole, se non protette adeguatamente, a causa della grande potenza del congegno di scatto, presentano rischi assai elevati per altri animali ed anche esseri umani. È quindi indispensabile che tali dispositivi siano protetti adeguatamente, ad esempio utilizzando protezioni appositamente dedicate per consentirne l'alloggiamento.

In ogni caso la scelta della tecnica più adeguata è strettamente dipendente dal contesto e da un'attenta valutazione costi-benefici.

6.2 Scelta del principio attivo e dei formulati

Nella scelta del principio attivo occorre tenere conto della probabilità di successo dell'operazione di eradicazione del ratto e dei rischi per le specie *non target*; l'eventuale scelta di un principio attivo a bassa tossicità sarebbe naturalmente sfavorevole per il conseguimento dell'obiettivo ma ridurrebbe gli effetti indesiderati. Il principio attivo che offre le maggiori garanzie rispetto all'esito dell'intervento è certamente il brodifacoum, utilizzato nella grandissima maggioranza degli interventi condotti fino a oggi (71% delle isole e 91% della superficie trattata con esito positivo: Howald *et al.* 2007; tali percentuali sarebbero oggi notevolmente superiori a seguito delle eradicazioni svolte su altre isole molto grandi quali Maquarie Island). Alcune eradicazioni di ratti su isole medie e grandi sono state svolte con successo utilizzando principi attivi di prima generazione, quasi sempre difacinone (Bell *et al.* 2007, cfr 5.1.2). Negli interventi effettuati con distribuzione di esche all'interno di contenitori anche principi attivi a tossicità relativamente bassa si dimostrano efficaci, in quanto gli animali una volta assunta l'esca possono facilmente tornare all'erogatore ed assumerne una quantità sufficiente (Parkes *et al.* 2011). In questo caso, in considerazione dell'uso di erogatori e della necessità (comune a tutte le eradicazioni) di ridurre il più possibile i rischi, in particolare nei confronti di rapaci diurni e notturni, sono state attentamente valutate possibilità e opportunità di utilizzare prodotti con tossicità più ridotta nei confronti delle specie *non target*.

Come detto sopra, l'anticoagulante più utilizzato è il brodifacoum, più raramente sono stati utilizzati altri principi attivi anticoagulanti come il bromadiolone; solo occasionalmente sono stati utilizzati veleni acuti o sub-acuti, come brometalina e 1080, questi ultimi ad oggi non più ammessi nell'Unione Europea (Capizzi & Santini 2007). In alcuni Paesi, come Stati Uniti e Gran Bretagna, dove gli interventi su isole di notevole estensione sono stati eseguiti solo in anni recenti (rispetto alle più numerose esperienze neozelandesi), è stato talvolta adottato il difacinone, un principio attivo di prima generazione, assai meno efficace del brodifacoum nei confronti delle specie bersaglio, ma che presenta rischi minori per le specie non bersaglio. Il difacinone non è tuttavia registrato in Italia, dove è invece permesso l'uso di un principio attivo simile, il clorofacinone, che è però ancora meno efficace del difacinone nei confronti delle specie *target* (Capizzi & Santini 2007). Probabilmente proprio per questo motivo, tale principio attivo non è mai stato sperimentato in una eradicazione in nessuna parte del mondo. Nell'intervento di eradicazione del Ratto nero a Linosa (Sicilia, 540 ha, Progetto LIFE11 NAT/IT/000093), nelle prime somministrazioni sono state utilizzate esche a base di difenacoum e nelle ultime due sono state invece distribuite esche con brodifacoum, in modo da garantire l'eliminazione di eventuali individui resistenti al primo principio attivo.

Analogamente, nelle isole di Pianosa, Palmarola, Ventotene e nelle Isole Tremiti si è previsto un uso differenziato dei principi attivi, optando per l'utilizzo di sostanze con tossicità relativamente modesta nella prima fase dell'operazione e del brodifacoum nella fase conclusiva. Tale scelta permette di ridurre al minimo possibile i rischi di intossicazione secondaria, limitando allo stesso tempo i rischi di insuccesso legati alla (poco probabile) presenza di individui resistenti o alla mancata intossicazione di individui che non assumessero le dosi letali con un rodenticida a bassa tossicità. In particolare, è stato utilizzato il bromadiolone nelle prime due somministrazioni e il brodifacoum in quelle successive, quando il numero degli individui di Ratto nero e Topo domestico era ormai molto ridotto. L'uso di un prodotto (bromadiolone) con tossicità significativamente inferiore rispetto al brodifacoum (DL 50 per il cane: brodifacoum 0.25-3.56 mg/Kg; bromadiolone 8.1-10 mg/Kg, tab. 5.1) per le specie *non target* durante le fasi iniziali dell'operazione, ha permesso di minimizzare i rischi di intossicazione letale per animali domestici.

Per quanto riguarda la scelta dei formulati e dei prodotti commerciali da utilizzare, le esche devono garantire un'elevata appetibilità per le specie bersaglio e un'adeguata durevolezza. L'utilizzo di basi adescanti determina l'appetibilità dell'esca: quelle maggiormente utilizzate sono costituite da cereali (interi, spezzati o fioccati), altri semi, oli, grassi, farine e paraffine alimentari. I tipi di formulati sono molto variabili, si va da miscele sfuse, pellet e micro-pellet, bustine, pasta fresca, blocchi paraffinati (Fig 6.3). Gli anticoagulanti sono normalmente contenuti nelle esche rodenticide in una quantità standard e definita a norma di legge pari allo 0,005%: 5 grammi di esca contengono quindi non più di 5 millesimi di grammo di anticoagulante.

Nel caso di utilizzo di erogatori, è opportuno utilizzare esche in blocchi paraffinati, conformate per l'uso all'interno di erogatori nei quali devono essere fissate. I blocchi paraffinati, soprattutto quelli a basso contenuto di paraffina, sono stati utilizzati negli interventi effettuati negli isolotti dell'Arcipelago Toscano, a Zannone e a Giannutri, negli interventi a Linosa e a Pianosa, così come nelle aree escluse dalla distribuzione aerea su Molarà e su Montecristo (cf. Capizzi *et al.* 2016), nonché a Ventotene e Palmarola. La scelta definitiva dei prodotti deve essere fatta attraverso una procedura coerente con normative e regolamentazioni vigenti, nell'ambito di quelli al momento disponibili in commercio, tenendo conto dell'esito ottenuto nelle precedenti esperienze di eradicazioni italiane ed europee.

Fig 6.3- Vari tipi di formulato disponibili in commercio: a) blocchi paraffinati; b) pellettato; c) pasta fresca; d) granaglie sfuse.



a)



c)



d)

6.3 Periodo di lavoro e cadenza degli interventi

Il periodo di intervento è una scelta cruciale nell'ambito dell'intero progetto. I fattori da tenere in considerazione sono diversi, tra cui l'andamento della consistenza numerica della popolazione di Ratto nero nel corso dell'anno, la presenza di fonti alimentari alternative, la presenza sull'isola di specie stagionali potenzialmente a rischio per l'eradicazione. In generale, nelle isole italiane il periodo invernale sembra quello più idoneo, per i seguenti motivi:

1. le popolazioni di ratti presentano livelli minimi di consistenza numerica proprio nel periodo invernale, come indicato dai dati provenienti dalla maggior parte delle isole italiane;
2. le disponibilità trofiche per il Ratto sono complessivamente basse, mancando frutti, germogli e invertebrati;
3. gli invertebrati, come insetti e molluschi gasteropodi, in grado di consumare l'esca rodenticida e quindi di confondere il riconoscimento delle tracce del consumo dei roditori, sono molto meno attivi ed è quindi limitato l'asporto di quantitativi di esca a disposizione dei ratti; nelle isole più aride ciò è comunque vero anche nel periodo estivo;
4. nel periodo invernale, i serpenti eventualmente presenti, abituali predatori di roditori, non sono attivi, o lo sono solo per brevi fasi, e comunque non si nutrono: ciò riduce i rischi di intossicazione secondaria (comunque apparentemente bassi per quanto oggi noto) a livelli trascurabili;
5. infine, la presenza di turisti è pressoché inesistente, permettendo di lavorare in condizioni di maggiore tranquillità.

Occorre tuttavia tenere presente che, come già menzionato nel par. 5.2.1, in inverno spesso sono presenti sulle isole contingenti anche consistenti di Gabbiano reale, specie a rischio di intossicazione sia primaria che – meno frequentemente – secondaria, specialmente in caso si intervenisse tramite distribuzione aerea di esche libere. Per interventi aerei in aree molto frequentate dai gabbiani, sarà preferibile operare nei periodi in cui è minima o nulla la loro presenza.

6.4 Personale impiegato

Il personale impiegato, quale che sia l'affiliazione, deve essere adeguatamente formato e, se dipendente da soggetto privato, deve essere abilitato allo svolgimento delle funzioni richieste. Quando disponibile, il personale d'istituto può garantire elevati livelli di efficacia, garantendo al contempo alle pubbliche amministrazioni che gestiscono le isole di disporre nel loro organico di professionalità idonee a intervenire tempestivamente in caso occorra, come ad esempio in caso di reinvasione o di necessità di interventi supplementari.

Qualunque sia il personale prescelto per realizzare l'intervento, l'installazione degli erogatori, i successivi controlli e la loro rimozione dovranno essere svolti da squadre composte da minimo due persone, munite di cartografia aggiornata anche in formato digitale riportante la dislocazione degli erogatori e di schede di rilevamento. Possono essere necessari interventi preliminari per l'apertura di passaggi nella vegetazione onde consentire l'accesso ai siti dove dovranno essere posizionati gli erogatori di esche.

Tenuto conto delle esperienze maturate in operazioni simili, concluse o in corso nelle isole italiane, i tempi dell'operazione di installazione e controllo degli erogatori possono essere cautelativamente così stimati:

- a) isole caratterizzate da difficoltà di accesso ed elevata difficoltà negli spostamenti a causa dell'orografia accidentata
 - 1 squadra di 2 operatori può installare in media circa 25 erogatori/giorno;
 - 1 squadra di 2 operatori può controllare e rifornire, in media, circa 30 erogatori/giorno;
- b) isole caratterizzate da facilità di accesso ma da elevata difficoltà negli spostamenti a causa dell'orografia accidentata
 - 1 squadra di 2 operatori può installare in media circa 35 erogatori/giorno;

- 1 squadra di 2 operatori può controllare e rifornire, in media, circa 45 erogatori/giorno;
- c) isole caratterizzate da facilità di accesso e da facilità negli spostamenti a causa dell'orografia poco accidentata
 - 1 squadra di 2 operatori può installare in media circa 45 erogatori/giorno;
 - 1 squadra di 2 operatori può controllare e rifornire, in media, circa 60 erogatori/giorno.

Durante la fase di installazione degli erogatori, ciascuno di questi dovrà essere georeferenziato con GPS e reso facilmente reperibile sul campo mediante marcature (con nastri colorati, vernice spray, picchetti). In molti casi, può essere necessaria un'integrazione della distribuzione via mare, con sbarco di personale che installerà singoli erogatori in punti strategici altrimenti irraggiungibili.

6.5 Monitoraggio dell'andamento dell'intervento

Il monitoraggio dell'andamento dell'intervento fino all'effettiva scomparsa dei ratti si basa principalmente sull'entità del consumo di esche rilevato in occasione dei vari controlli; per ciascun erogatore controllato devono essere registrati, su una apposita scheda, la percentuale di consumo delle esche (0, tracce, 1–10%, 11–50%, 51–99%, consumo totale), le specie a cui il consumo è riferibile: *i*) roditori (specie non identificata), *ii*) Ratto nero, *iii*) Topo domestico, *iv*) Ratto nero e Topo domestico, *v*) solo invertebrati (Fig 6.4, Box 6.1).

Nelle fasi più avanzate dell'eradicazione devono essere adottate opportune soluzioni per rilevare l'eventuale presenza di esemplari diffidenti, i quali, pur essendo presenti nelle aree sottoposte al trattamento, non entrano negli erogatori. Ciò può essere ottenuto, ad esempio, allestendo esche attrattive come bastoncini ricoperti di lardo o blocchetti di cera e cioccolato fusi, da disporre in prossimità degli erogatori, con particolare attenzione per le aree considerate critiche e per quelle dove i consumi sono durati più a lungo; possono inoltre essere usati altri strumenti per favorire il rilevamento di animali particolarmente diffidenti quali *tracking cards* e fototrappole (Fig 6.5). Queste ultime, se controllate con adeguata frequenza (quindici giorni, massimo un mese) sono particolarmente efficaci per rilevare eventuali esemplari sopravvissuti al trattamento. Una volta cessati i consumi e non rilevato più alcun segno di presenza, il monitoraggio deve comunque proseguire per alcuni mesi almeno con cadenza bimensile, al fine di rilevare con tempestività eventuali tracce di ratti.

Fig 6.4 – Consumo di esche da parte di Ratto nero (sinistra) e invertebrati (destra); i ratti producono evidenti erosioni lasciando i segni degli incisivi, gli invertebrati consumano progressivamente le esche lasciando i semi attaccati al blocco (foto D. Capizzi).



Fig 6.5 - Ratto nero individuato con fototrappola sull'isola di Ventotene. Si noti un bastoncino di legno di lunghezza nota (20 cm) utilizzato per valutare le proporzioni degli animali, onde distinguere con più facilità il Ratto nero dal Topo domestico.



BOX 6.1 Riconoscimento delle tracce di specie diverse all'interno degli erogatori.

Una corretta attribuzione delle tracce presenti all'interno degli erogatori rilevate nel corso dei controlli risulta di fondamentale importanza per poter monitorare efficacemente l'andamento delle operazioni di eradicazione del ratto.

Nel corso del primo controllo successivo alla distribuzione delle esche negli erogatori, ci si aspetta un consumo prevalente da parte di roditori, e nello specifico da parte dei ratti ove questi siano presenti in buon numero, mentre nel secondo controllo è più probabile registrare una maggiore frequenza di consumo da parte dei topi (ove presenti), dal momento che i ratti tendono a consumare le esche per primi e di conseguenza a scomparire dalle zone dove non sono molto abbondanti. Nei controlli successivi, con la graduale scomparsa dei roditori, il consumo prevalente è quello degli invertebrati. Nei mesi invernali, chioccioline e insetti sono generalmente poco attivi, tuttavia in ambienti dove topi e ratti sono scarsi o assenti (come ad esempio in campi incolti estesi) è comunque possibile che anche in questo periodo si rilevi solo consumo da parte di invertebrati già dal primo controllo.

Distinguere il consumo delle esche effettuato dai ratti da quello dei topi non sempre può risultare immediato. È necessario osservare innanzitutto la larghezza e la tipologia delle scalfiture presenti sull'esca: quelle del topo sono generalmente di 1 mm di dimensione e sembrano incise con un oggetto appuntito, i segni dei due denti sono difficilmente distinguibili e le aree di consumo sono più omogenee e sembrano abrasi; diversamente, i segni lasciati dagli incisivi dei ratti sono larghi il doppio, paiono incisi con un oggetto a punta piatta ed è ben visibile il segno della scanalatura fra i due denti (Fig 1). I residui del consumo sono polverizzati nel caso del topo e molto più grossolani nel caso del ratto (Fig 1)

Fig 1 - Esche paraffinate con segni di consumo da parte di topo (sinistra) e ratto (destra).



Anche gli escrementi possono aiutare ad una corretta attribuzione del consumo: quelli di ratto sono generalmente di dimensioni molto maggiori rispetto a quelli di topo (Fig 2).

Fig 2 - Escrementi di topo (in alto) e di ratto (in basso). Nel blocco si vedono evidenti segni di incisivi di ratto (a sinistra) mentre le zone di consumo dei topi (a destra) sembrano a prima vista abrasi (come per l'azione di carta vetrata a grana grossa) e si distinguono i segni degli incisivi solo con un esame ravvicinato.

Il consumo da parte di molluschi (chioccioline e lumache) è invece caratterizzato da presenza di tracce di muco e da escrementi lunghi e sottili dello stesso colore delle esche. I semi presenti all'interno dei blocchi paraffinati non vengono consumati e quindi rimangono sporgenti (i roditori consumano i semi oppure li staccano).

Fig 3 – Consumo delle esche da parte di Gasteropodi terrestri.



Semi sporgenti si trovano anche quando il consumo è di insetti (formiche, forficole, coleotteri; Fig 4) o altri Artropodi (onischi, millepiedi); in questi casi in genere sul fondo dell'erogatore è presente molta polvere poiché i blocchi sono ridotti in polvere durante il consumo.



Fig 4 - Consumo delle esche da parte di Artropodi.

6.6 Rischio di reinvasione e biosicurezza

Un punto importante da tenere in considerazione riguarda la possibilità che, una volta portata a termine con successo l'eradicazione dei ratti, il lavoro svolto sia vanificato in seguito alla ricolonizzazione da parte di quest'ultima. Ciò può avvenire sia dalla terraferma che da altre isole nelle vicinanze, qualora la distanza sia dell'ordine di alcune centinaia di metri. Si ritiene che la distanza "di sicurezza" dall'isola con ratti più vicina debba essere superiore a almeno 500 m (Russell *et al.* 2008), ma bisogna tenere conto del fatto che l'arrivo di individui può essere favorito da particolari correnti e quindi considerare possibili occasionali incursioni spontanee fino ad almeno 1-1,5 km di distanza. Occorre inoltre prestare attenzione alla presenza di piccole isolette o scogli situati in prossimità dell'isola, che possono funzionare da *stepping stones* e facilitare la ricolonizzazione dalla terraferma o dalle isole più vicine. Tuttavia, gli individui possono essere trasportati anche dalle imbarcazioni, soprattutto da quelle di grandi dimensioni, in particolar modo dalle navi che veicolano merci o dai traghetti adibiti al trasporto di automobili. In tal caso, prima di giudicare fattibile l'intervento, bisogna verificare la possibilità di adottare le opportune misure di prevenzione nei porti di provenienza e/o a bordo delle imbarcazioni. Pur senza eliminarli del tutto, ciò contribuisce a ridurre i rischi di una reinvasione dell'isola da parte della specie già eradicata.

Sono ormai svariati i casi di isole reinvasate dai ratti pochi anni dopo la loro eradicazione (Abdelkrim *et al.* 2005). Si tratta spesso di isole vicine alla costa o ad altre isole che ospitano ratti, come nel caso della Scola (Sposimo & Baccetti 2008), ma talvolta anche di isole oceaniche dove la ricolonizzazione è avvenuta per via navale (ad es. Merton *et al.* 2002). In Italia si è registrato il caso della reinvasione dell'Isola di Molara, accertato dopo poco meno di due anni dall'eradicazione (Sposimo *et al.* 2012): la caratterizzazione genetica della popolazione di Ratto nero di Molara, della costa antistante e delle isole vicine ha dimostrato che i ratti comparsi successivamente all'operazione erano riferibili alla popolazione costiera e non alla popolazione preesistente a Molara, che evidentemente era stata eradicata con successo (Ragionieri *et al.* 2013). La notevole distanza di Molara dalla costa (1600 m) o dall'Isola Proratora (1400 m) e il fatto che pochi mesi dopo l'eradicazione dei ratti erano comparsi sull'isola dei conigli domestici (Sposimo *et al.* 2012), fa ipotizzare che la modalità di reinvasione sia stata il trasporto volontario di ratti (e conigli) da parte di singole persone che nutrivano risentimenti personali.

Negli ultimi anni, le conoscenze sulle dinamiche delle reinvasioni sono notevolmente aumentate (ad es. Russell & Clout 2005), grazie alla casistica sempre più numerosa, così come le esperienze maturate sulle misure di riduzione del rischio di ricolonizzazione stesso (ad es. Russell *et al.* 2008), derivanti dal numero rapidamente crescente di isole dove queste misure sono in atto. Oggi si può ritenere che sia possibile garantire un sufficiente livello di sicurezza anche in isole con piccoli centri urbani (entro i 1000 abitanti, Hilton & Cuthbert 2010).

Le misure di biosicurezza che devono essere previste e adottate sono le seguenti:

- a) riduzione della possibilità di arrivo di roditori mediante la verifica, ed eventuale integrazione alla autorità delle attività di controllo dei roditori nei porti di partenza. Devono quindi essere stipulati accordi con le autorità responsabili e definiti protocolli di controllo;
- b) riduzione della possibilità di arrivo di roditori a bordo delle imbarcazioni che garantiscono i collegamenti con la terraferma e con altre isole mediante accordi con le compagnie autorizzate al trasporto passeggeri relativamente, ad esempio, all'installazione di erogatori al loro interno, alla revisione delle modalità di apertura/chiusura dei portelloni, all'adozione di sistemi per impedire la salita a bordo dei ratti (coni rovesciati sulle cime ecc.). Devono quindi essere stipulati accordi con le compagnie di navigazione e definiti protocolli di controllo;
- c) riduzione della possibilità di arrivo di roditori mediante azioni di informazione presso Autorità competenti e compagnie di navigazione e presso il personale residente;
- d) riduzione delle possibilità di successo di eventuali incursioni di roditori mediante l'attivazione di un sistema di "intercettazione" dei roditori che dovessero comunque giungere sulle isole, costituito da una serie di erogatori con esche rodenticide e da alcuni punti di cattura/monitoraggio fortemente attrattivi (i cosiddetti *rat-hotel*: scatole in legno contenenti diversi alimenti, materiali per la costruzione di nidi, esche rodenticide; Fig 6.6), disposti in punti strategici localizzati nelle zone portuali o di sbarco dei battelli che portano i turisti.

Fig 6.6 – Esempio di Rat – hotel.



6.7 Monitoraggio post-intervento

Dopo la conclusione delle operazioni di eradicazione, occorre prevedere un monitoraggio post-trattamento, il cui scopo principale è quello di appurare con certezza l'avvenuta eradicazione della specie bersaglio. In base a quanto riportato nella letteratura specifica, per dichiarare il successo di un intervento di eradicazione dei roditori è opportuno che siano trascorsi almeno due anni senza che vengano osservate tracce della specie bersaglio (Oppel *et al.* 2011, Russel *et al.* 2008). A tale scopo, devono essere mantenute operative le postazioni utilizzate per il monitoraggio dell'intervento (par. 6.5), se non tutte almeno alcune, distribuite capillarmente sull'isola, avendo cura però di non trascurare le zone ove si sono registrati i maggiori consumi nel corso dell'intervento. Al loro interno possono essere poste esche tossiche o non tossiche. L'uso di esche tossiche nel monitoraggio presenta rischi maggiori, ma offre l'opportunità di eliminare gli eventuali individui superstiti. Data la ben nota difficoltà ad intercettare gli ultimi esemplari sopravvissuti o singoli individui giunti successivamente sull'isola è di gran lunga preferibile mettere a disposizione diversi tipi di esche e di altri attrattori, ad esempio allestendo i *rat-hotel*. Si può ricorrere, in alternativa, ad altri sistemi, come quello, già descritto, che prevede l'impiego di bastoncini di legno, della lunghezza di circa 20 cm, imbevuti di grassi vegetali o animali ed infissi per un terzo nel terreno. I roditori ne sono molto attratti e, se presenti, ne rosicchieranno il contorno lasciando impressi i caratteristici segni degli incisivi.

Le postazioni di monitoraggio (par. 6.5) e le postazioni di *bio-security* (par. 6.6) devono essere controllate a cadenza mensile nei primi tre mesi e a cadenza trimestrale per un periodo di almeno due anni a partire dal rinvenimento delle ultime tracce di presenza di ratti.

Per massimizzare la probabilità di osservare i ratti anche se presenti a bassissime densità e/o che potrebbero essere sopravvissuti con individui molto diffidenti e riluttanti ad entrare nei contenitori, è utile ed auspicabile collocare fototrappole in punti dell'isola scelti con cura.

È inoltre utile prestare attenzione ai caratteristici segni di presenza della specie, come frutti o semi rosicchiati, fori d'ingresso delle gallerie, piste, etc.

6.8 Comunicazione e coinvolgimento della comunità locale: il caso del LIFE PonDerat

Il tema delle specie aliene invasive è ormai da alcuni anni di grande attualità, così come sono evidenti gli impatti che queste specie hanno causato e continuano a causare a ecosistemi, attività economiche e

salute dell'uomo. Questo assunto vale per il mondo scientifico ma la gran parte delle persone ha una scarsa consapevolezza del problema, come è evidente a chi si trova impegnato in progetti di contrasto alle specie aliene invasive come, ad esempio, quelli che implicano l'eradicazione dei ratti sulle isole.

È vero che lavorare per l'eradicazione dei ratti significa generalmente incontrare meno diffidenza, meno opposizione, rispetto a quando le specie *target* sono più attrattive, più "carine" (es: scoiattolo grigio, procione, ecc.). Tuttavia, nel corso dei vari progetti che sono stati portati avanti negli ultimi decenni, è cresciuta negli operatori la consapevolezza che le attività di comunicazione siano sempre più determinati e che debbano, quindi, avere più spazio e acquisire un ruolo più rilevante rispetto al passato. Ci si è resi conto, infatti, di quanto sia importante far conoscere le finalità dell'intervento di eradicazione dei ratti ed evidenziarne i benefici sia per la biodiversità sia, in determinati contesti, per l'uomo, giustificando in questo modo, agli occhi delle persone meno informate, l'impegno profuso, anche in termini economici. Comunicare, e bene, un progetto di eradicazione di una specie aliena come il Ratto nero è tanto più importante quanto maggiore è il numero di residenti sull'isola oggetto dell'intervento e ancor più se questa è una meta turistica con migliaia di presenze nei mesi estivi.

Questa condizione si è verificata proprio nell'ambito del Life PonDerat, quando ci si è approcciati per la prima volta ad un'isola dove il numero di residenti è relativamente alto e che, inoltre, vede arrivare molti turisti durante la stagione estiva: Ventotene. Quest'isola conta circa 700 residenti, ma durante l'estate vi soggiornano in media 3000 persone, con punte, ad agosto, anche di 5000 presenze giornaliere. Questa massiccia presenza umana ha quindi posto agli operatori nuove sfide non solo dal punto di vista tecnico ma anche da quello sociale. Fino a quel momento il medesimo gruppo di lavoro aveva operato su isole disabitate o al massimo con qualche decina di abitanti. Ecco, quindi, che con il Life PonDerat le attività di comunicazione hanno necessariamente assunto un ruolo di maggior rilievo rispetto a quanto accaduto nei progetti precedenti.

Innanzitutto, ci si è posti l'obiettivo di far conoscere il progetto e le sue finalità sia a scala locale sia ad una platea più ampia possibile. E, all'interno di queste due diverse "comunità", coinvolgere sia le persone già interessate a questi temi o comunque appassionate di natura sia quelle totalmente indifferenti ai temi di conservazione della fauna, ivi incluso l'impatto delle specie aliene sulla biodiversità delle isole. Era evidente che per ottenere questo risultato le attività di comunicazione dovevano essere le più diverse, il più possibile inclusive, sicuramente non *top down*. E i comunicatori, ma in generale tutti i membri della squadra di progetto, pronti a cogliere al volo ogni opportunità per "avvicinare" le persone al progetto e a utilizzare la più ampia gamma di strumenti possibili, almeno tutti quelli che erano a disposizione.

Dal Kamishibai (Fig 6.7) a Tik tok non si è lasciato nulla di intentato per "spiegare bene il Life PonDerat": come dire, dallo *storytelling* portato nelle piazze attraverso l'utilizzo di un teatro ambulante di antica tradizione giapponese al social network di più recente affermazione specialmente tra i più giovani. In altre parole, si è sperimentato di tutto, tenendo sempre a mente che ogni strumento di comunicazione raggiunge un determinato pubblico e può veicolare il messaggio secondo modalità sempre diverse.

Fig 6.7 - Strumenti del teatro Kamishibai, realizzato nella piazza principale di Ventotene, nell'ambito del progetto LIFE PonDerat.



Per quanto riguarda l'utilizzo del sito web e dei social network, considerando che il progetto si è protratto per molti anni, si è cercato di rimanere al passo coi tempi, realizzando e condividendo una vasta gamma di contenuti, mirati a raggiungere la più ampia platea possibile e differenziando anche il target e le modalità di utilizzo. Inizialmente era prevista solo una pagina Facebook ma si è arrivati ad avere account anche su Instagram, Twitter, Youtube, e Tik Tok, rilasciando contenuti nelle più diverse forme (foto, video, documenti scaricabili, *reels*, *stories*, ecc.), sempre in italiano e in inglese.

Ogni componente della squadra di lavoro è stato chiamato a partecipare alle attività di comunicazione raccogliendo immagini, video, suoni, testimonianze e qualsiasi altro materiale che potesse essere utilizzato per rilasciare contenuti sul sito di progetto e sui social network. Senza il supporto di tutta la squadra la presenza del Life PonDerat sui social network sarebbe stata sicuramente meno ricca. Un piccolo esempio di un'iniziativa che ha avuto molto successo: utilizzando un'immagine che ritraeva alcuni componenti del progetto mentre effettuavano la pesatura di un pulcino di Berta maggiore (Fig 6.8) è stato lanciato un quiz che chiamava i follower a indovinarne il peso; in palio i gadget del progetto.

Durante le attività sul campo, determinante è stato l'instaurarsi di un ottimo rapporto tra la squadra del Life PonDerat e gli abitanti di Ponza e Ventotene, fondamentale vista la quantità di giornate di lavoro passate sulle Isole Ponziane. Ad inizio progetto, durante un incontro di formazione dedicato agli operatori che avrebbero svolto il lavoro sul campo, si è insistito molto sulla necessità che ogni persona coinvolta nelle attività del Life dovesse considerarsi un ambasciatore del progetto e che durante il lavoro sul campo dovesse essere disponibile all'ascolto, ad entrare in empatia con i residenti, a comprendere e raccogliere le loro istanze e a comunicare le finalità del lavoro che si stava svolgendo.

Fig 6.8. – Pesatura di un pulcino di Berta maggiore.



Molta importanza è stata data alla divulgazione del progetto presso i bambini e i ragazzi di Ventotene e Ponza. A Ponza è stato coinvolto in attività di educazione ambientale circa il 50% della popolazione scolastica dell'isola. A Ventotene frequentano l'istituto scolastico dell'isola solo poche decine di bambini tra scuola dell'infanzia, primaria e secondaria di primo grado. Qui sono state realizzate azioni di educazione ambientale con tutti i bambini e ragazzi dell'isola e, in alcune occasioni, anche con bambini non residenti ma presenti a Ventotene per le vacanze. In questo caso si è puntato molto a creare un legame emotivo tra gli studenti e le berte, gli uccelli marini primi beneficiari dell'eradicazione dei ratti.

L'organizzazione o il coinvolgimento di membri dello staff in alcuni eventi particolari ha permesso di raggiungere un pubblico ancora più ampio, ad esempio organizzando incontri pubblici non solo nei locali comunali o nelle sedi istituzionali, ma anche nella piazza principale di Ventotene, davanti a residenti e turisti. Inoltre, approfittando di un festival di *Street Art* internazionale, è stata affidata ad un artista la realizzazione di un murale che raffigurasse una Berta maggiore, la cui immagine grazie ai social network ha raggiunto migliaia di persone in tutto il mondo (Fig 6.9).

Il personale del progetto ha partecipato anche ad una particolare attività che unisce turismo a divulgazione naturalistica realizzata dalla Riserva Statale Isola di Ventotene e isola di Santo Stefano: le escursioni in barca per l'osservazione dei *raft* (gli assembramenti serali di berte davanti alle colonie). Attività turistiche di questo tipo sono molto emozionanti e catalizzano l'interesse di turisti che cercano esperienze particolari, legate alla natura e alla biodiversità. Grazie all'eradicazione dei ratti nelle isole, possiamo affermare che in prospettiva aumenta la grandezza delle colonie, il numero di individui di berta presenti nei *raft* e di conseguenza aumenta anche la spettacolarità di questo tipo di escursioni che in altri paesi sono ben conosciute e attraggono migliaia di turisti ogni anno (ad esempio a Malta). Aiutare lo sviluppo di attività turistiche eco-sostenibili di questo tipo, con le evidenti ricadute anche economiche sulle comunità locali, è un elemento da non sottovalutare per la buona accettazione delle azioni di tutela delle colonie di uccelli marini sulle isole del Mediterraneo.

Fig 6.9 - Il murale raffigurante una Berta maggiore, realizzato dall'artista Arcadio "Krayon" Pinto a Cala Nave, nell'ambito della manifestazione "Blueflow 2019" a Ventotene (Progetto Life PonDerat).



Ad una scala più ampia, le attività di *networking* tra progetti su tematiche simili e analoghe finalità, in questo caso il controllo di specie aliene invasive sulle isole, rappresentano importanti momenti di crescita professionale, soprattutto quando si traducono in azioni concrete (come successo quando una piccola delegazione del Life PonDerat è andata a Pianosa per affiancare lo staff del progetto Resto con Life) ma anche quando si traducono in semplici "aiuti" virtuali, ad esempio condividendo sui canali social le buone pratiche di altri progetti impegnati nel contrasto alle specie aliene sulle isole di tutto il mondo. Lo scambio e la condivisione di *best practice* è importante sicuramente non solo per migliorarsi e per fare rete, ma anche per dare credibilità al progetto stesso. Come per dire: guardate che quello che stiamo facendo qui, viene fatto in tutto il mondo, in tanti paesi diversi, da moltissime persone. Tutte impegnate a salvaguardare la biodiversità delle isole. Come la vostra.

**PARTE III - ERADICAZIONE DEL RATTO NERO DALLE ISOLE:
CASI DI STUDIO**

1. ERADICAZIONE DEL RATTO NERO DALL'ISOLA DI ZANNONE

Area di intervento: isola di Zannone, LT - Parco Nazionale del Circeo

Estensione: 102,88 ha

Distanza minima da altre isole o terraferma: 4,5 km (Zannone)

Abitanti: no

Periodo di intervento: da ottobre 2006 a agosto 2009

Principio attivo utilizzato: brodifacoum

Tipologia delle esche: blocchi paraffinati all'interno di erogatori

Modalità di distribuzione: distribuzione manuale a terra all'interno di erogatori; in alcune zone inaccessibili, le esche sono state distribuite dall'elicottero, protette all'interno di contenitori realizzati con bambù



L'isola di Zannone presenta la tipica vegetazione a macchia mediterranea ed è occupata quasi per metà della sua estensione da un bosco a Quercus ilex, un habitat forestale ormai quasi scomparso sulle isole minori a causa dell'intervento antropico. Sull'isola sono presenti solo due edifici, uno dei quali in disuso, mentre l'altro ospita un faro automatizzato. Specie target: Calonectris diomedea (Foto: F. Corbi).



Azioni preliminari: per una efficace e omogenea distribuzione degli erogatori si è resa necessaria la realizzazione di una rete di sentieri temporanei che hanno permesso di aumentare l'accessibilità dell'isola. Precedentemente all'intervento di eradicazione del ratto sono quindi stati realizzati dei "corridoi" nella vegetazione, attraverso potature non invasive e con l'ausilio di personale specializzato del Corpo Forestale dello Stato.

Con lo scopo di verificare che le attività di eradicazione del ratto non potessero avere impatti negativi sulla popolazione di Lucertola di Lataste di Zannone *Podarcis latastei patrizii*, è stato effettuato un test di appetibilità su 12 esemplari, i quali sono stati mantenuti in cattività per 20 giorni all'interno di terrari presso la sede dell'UTB di Fogliano. Sono state somministrate agli animali scaglie di esca rodenticida come unica risorsa trofica. Nessuno degli esemplari si è nutrito di esche rodenticide.

Andamento ed esito dell'eradicazione: La campagna di eradicazione del ratto è avvenuta tramite l'utilizzo di esche con anticoagulanti di seconda generazione situate all'interno di appositi erogatori realizzati in materiale plastico, resistenti all'usura e apribili tramite apposita chiave. Gli erogatori sono stati

posti in maniera uniforme ai nodi di una griglia di 50 m × 50 m che copriva l'intera isola, ad eccezione delle aree inaccessibili, trattate con mezzo aereo. Ciascun erogatore è stato posizionato in sede ed ancorato alla vegetazione o alle rocce per evitarne il possibile spostamento, e marcato con un codice alfanumerico.

In totale, tra novembre e dicembre 2006 sono stati posizionati 326 erogatori. A questi vanno sommati 90 erogatori, costituiti da bamboo contenenti esca rodenticida, che sono stati distribuiti tramite elicottero nelle aree inaccessibili dell'isola, oltre a 14 postazioni presenti dal 2004 nell'area della colonia nota di Berta maggiore per il controllo locale del Ratto nero, 20 postazioni installate attorno ai locali del faro e 20 in prossimità della Casa di Guardia.

In totale, sono state effettuate mediamente quattro somministrazioni per erogatore: novembre e dicembre 2006, febbraio e marzo 2007. Nelle aree già oggetto di interventi di controllo del ratto, in quelle più difficilmente accessibili e nelle aree trattate tramite dispersione aerea si è effettuata un'unica somministrazione. Le prime somministrazioni sono state effettuate con 400 g di esca rodenticida per erogatore, mentre nelle successive ne sono stati utilizzati 200. L'intervento di eradicazione ha comportato l'utilizzo di 343 kg di esca rodenticida, corrispondente a 3,43 kg per ettaro. Mediamente, dopo quattro giorni da ogni sessione di somministrazione sono stati effettuati controlli a campione sui consumi, mentre il controllo completo degli erogatori è stato effettuato in occasione delle campagne di somministrazione. Ad ogni sessione di controllo sono stati rilevati i dati relativi alla presenza di ratti (tracce di consumo, escrementi) ed ogni erogatore è stato svuotato del contenuto per non compromettere le successive raccolte dati. Per rilevare tempestivamente eventuali ripercussioni sulle componenti della biocenosi dell'isola imputabili alle operazioni di eradicazione del ratto, in corrispondenza di queste ultime sono stati effettuati rilievi sugli Artropodi del suolo tramite utilizzo di *pitfall-traps* e sulla popolazione di Lucertola di Zannone tramite conteggi lungo transetti campione situati in zone rappresentative dei vari habitat presenti sull'isola. Non sono stati registrati effetti negativi a carico dei taxa monitorati.

Per verificare l'esito dell'intervento, sono state effettuate indagini mirate tramite sei campagne di monitoraggio effettuate a partire dall'aprile 2007 fino a luglio 2009. Le modalità di indagine hanno incluso: i) monitoraggio tramite posizionamento di erogatori contenenti 20 g di esca rodenticida; ii) somministrazione di esche non tossiche altamente attrattive (mandorle, arachidi, noci, biscotti, composto di strutto e acciughe ecc.) collocate all'interno o nei pressi degli erogatori; iii) trappolamento mediante trappole modello LOT (Locasciulli Osvaldo Trap, trappole a struttura tubolare e chiusura a scatto) innescate con esche non tossiche. Erogatori e trappole sono stati posizionati in aree e lungo transetti campione rappresentativi delle varie tipologie ambientali dell'isola. Inoltre, in tutto il periodo compreso tra novembre 2006 e ottobre 2007, sono stati condotti sopralluoghi notturni mirati al rilevamento diretto dei ratti. Le ultime tracce di ratto rilevate sull'isola risalgono ad agosto 2007.

Azioni di Biosecurity: L'Isola di Zannone presenta caratteristiche tali da rendere molto bassa la probabilità di ricolonizzazione da parte del Ratto nero. L'isola infatti è disabitata e presenta pertanto un movimento marittimo limitato e riconducibile solo all'afflusso turistico estivo. Inoltre non esistono isole o isolotti su cui siano presenti ratti così vicini da permettere alla specie di raggiungere l'isola a nuoto. Ad ogni modo, per scongiurare eventuali nuove invasioni, successivamente all'intervento di eradicazione sono state installate alcune postazioni in corrispondenza dei due approdi – approdo di Capo Negro e approdo de Il Varo - che vengono costantemente rifornite di esche rodenticide. In occasione del Life PonDerat, sopralluoghi mirati hanno consentito di integrare ulteriormente la rete degli erogatori presenti.

2. ERADICAZIONE DEL RATTO NERO DALL'ISOLA DI MONTECRISTO – LIFE08 NAT/IT/000353 - Montecristo 2010: eradicazione di componenti florofaunistiche aliene invasive e tutela di specie e habitat nell'Arcipelago Toscano

Area di intervento: isola di Montecristo, GR - Parco Nazionale Arcipelago Toscano

Estensione: 1071.7 ha

Distanza minima da altre isole o terraferma: 29,41 km (Isola di Pianosa)

Abitanti: presenza costante di personale dei Carabinieri Forestali a turnazione

Periodo di intervento: gennaio - febbraio 2012

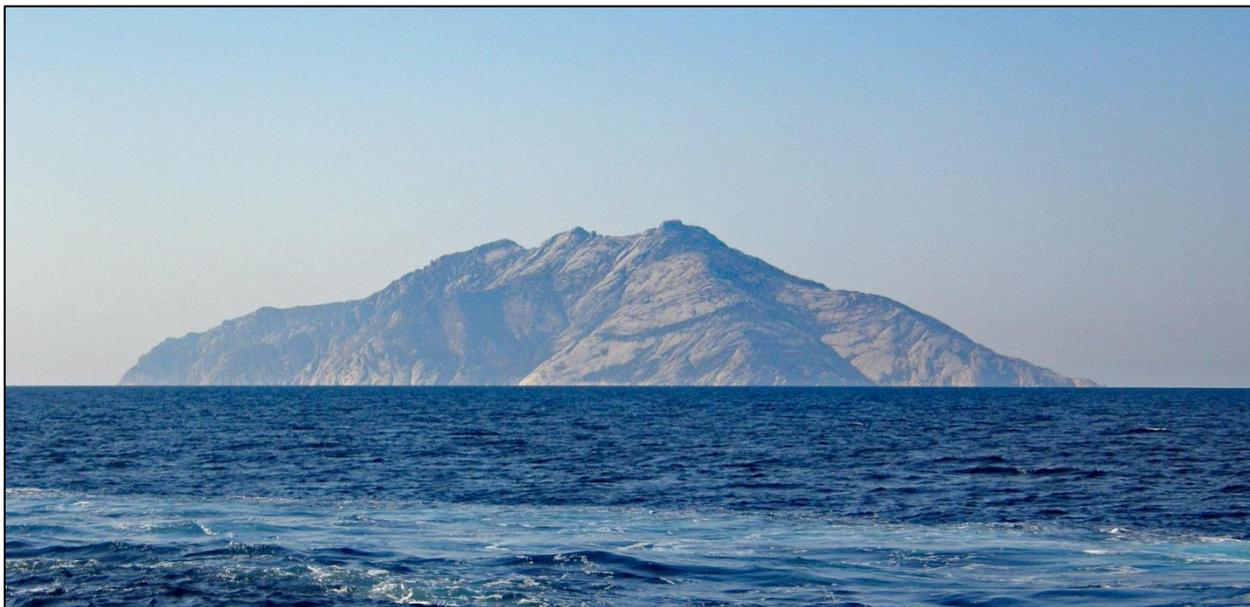
Principio attivo utilizzato: brodifacoum

Tipologia delle esche: pellettato e blocchi paraffinati

Modalità di distribuzione: Via aerea (tramite elicottero) e terrestre all'interno di erogatori in settori limitati



L'isola di Montecristo è in assoluto la più distante dalle coste o da altre isole italiane. Caratterizzata da una morfologia particolarmente aspra, è di costituzione interamente granitica con ampi 'liscioni' molto acclivi sul mare. La macchia è costituita in prevalenza da ericeti e cisteti, con limitati nuclei relitti di leccio. È presente acqua perenne. Specie target: Puffinus yelkouan (Foto: C. Gotti).



Azioni preliminari: Sono stati effettuati trappolaggi standardizzati, con 4 sessioni svolte a marzo, giugno, settembre 2010 e inizio febbraio 2011 su 5 transetti con 10 postazioni di cattura ciascuno poste a intervalli di 10 m, tenuti in attività per 5 notti consecutive con 1-2 notti precedenti di pre-baiting. Contestualmente è stato tenuto in attività un sistema di trappolamento permanente nell'area delle abitazioni, costituito da 29 trappole controllate giornalmente. Per questioni logistiche i transetti standard sono stati disposti relativamente vicino a Cala Maestra (l'area logisticamente più accessibile), mentre per le zone più difficilmente raggiungibili sono stati svolti campionamenti speditivi in altre 5 aree per esaminare settori dell'isola con diversa altitudine/esposizione, effettuando un controllo singolo oppure utilizzando una metodologia indiretta basata sul consumo di blocchetti da 20 g di esca priva di principio attivo. I risultati hanno messo in evidenza l'assenza di attività riproduttiva nei mesi invernali e hanno quindi permesso di identificare questo come il periodo più idoneo per l'intervento di eradicazione. Sono stati inoltre raccolti campioni di tessuto di 30 individui di ratto nero per la caratterizzazione genetica della popolazione.

Per le specie *non target*, sono stati effettuati test *ex situ* sulle due specie endemiche di molluschi terrestri presenti sull'isola (*Oxychilus oglasicola*, *Ciliellopsis oglasae*) nonché sull'unico anfibio presente a

Montecristo, il Discoglossus sardo *Discoglossus sardus* tramite esposizione ad esche contenenti principio attivo; e test *in situ* per verificare il rischio a carico di pesci marini costieri dovuto all'eventuale caduta di pellets in mare, prevedibile in quantità limitata nelle zone con costa ripida. Da tutti i test è emersa l'assenza di rischi apprezzabili di mortalità per le specie di interesse conservazionistico esaminate e di diffusione dei rodenticidi nella catena alimentare marina. Le azioni preliminari hanno inoltre previsto la realizzazione di una serie di interventi di tutela specificamente dedicati alla popolazione di capra di Montecristo, in quanto specie potenzialmente impattabile dell'intervento di eradicazione del ratto e caratterizzata da elevato interesse storico-culturale. In particolare le attività sono state: i) messa in sicurezza di un nucleo consistente di capre, tramite costruzione di una recinzione di circa 25 ha all'interno della quale le esche rodenticide sono state distribuite all'interno di erogatori; ii) trasferimento di un piccolo nucleo di capre presso il Bioparco di Roma iii) monitoraggio *ex-ante ex-post* della consistenza della popolazione; iv) analisi genetiche mirate a verificare la compatibilità genetica dei nuclei già presenti *ex situ* e a stimare il tasso di perdita della variabilità genetica della popolazione in caso di forti riduzioni.

Descrizione dell'andamento dell'eradicazione: Su Montecristo la prima distribuzione tramite elicottero è stata condotta l'8 e il 9 gennaio 2012. Sono state distribuite 13,6 t di esche, pari a circa 10,5 kg/ha di superficie reale (cioè tenendo conto del rilievo) trattata. Le esche consistevano in pellet contenenti brodifacoum come principio attivo e cereali come attrattivo. È stato escluso dalla distribuzione aerea un settore di circa 33 ha comprendente interamente il recinto delle capre, l'area abitata e le zone circostanti, e il tratto a deflusso perenne del principale corso d'acqua dell'isola, che ospita un'abbondante popolazione di *Discoglossus sardus* e tutte le specie di invertebrati acquatici di interesse conservazionistico note per l'isola. È stata esclusa dal trattamento aereo anche una fascia di circa 20 m estesa per l'intero perimetro costiero, per ridurre il rischio di caduta in mare di esche; in quest'area, ove ritenuto necessario, la distribuzione dei pellet è stata effettuata manualmente, mentre nell'area recintata la distribuzione è stata effettuata mediante erogatori rigidi inaccessibili ad animali più grandi di un ratto, contenenti blocchi paraffinati (brodifacoum come principio attivo). Per assicurare l'esclusione di queste aree dal lancio aereo di esche, durante la loro distribuzione è stato utilizzato un apposito accessorio (deflector) che permette lo spargimento delle esche solo da un lato della rotta del velivolo, consentendo di effettuare una distribuzione delle esche più precisa in vicinanza di zone critiche. La distribuzione aerea era stata originariamente pianificata lungo transetti paralleli distanti tra loro 50 m. Tuttavia, il pilota ha avuto difficoltà a volare mantenendo le rotte predefinite, a causa di malfunzionamenti nel sistema di guida basato su GPS, causando frequenti interruzioni nella distribuzione delle esche. Il secondo giorno si è quindi deciso di completare la distribuzione adottando una diversa strategia: si è impostato un piano di volo con transetti perpendicolari a quelli del primo giorno e posti a distanza di 100 m (anziché 50) uno dall'altro. A fine giornata è stata effettuata una serie di voli "a vista" per fornire una distribuzione aggiuntiva lungo il perimetro dell'area esclusa (recinto e buffer) e lungo la costa.

La seconda distribuzione di esche era inizialmente prevista per due settimane dopo, ma una stagione eccezionalmente asciutta ha permesso ai pellet di persistere sul terreno in quantità adeguate per un periodo di tempo prolungato. La seconda distribuzione è stata realizzata quindi 45 giorni dopo la prima, coprendo 110 ettari corrispondenti alle aree più critiche: la costa, una zona cuscinetto intorno alle aree escluse e un'area in cui la prima distribuzione sembrava essere stata meno ottimale. Sono stati distribuiti circa 500 kg di esche, pari a circa 4,7 kg/ha di superficie piana e 3,6 kg/ha di superficie reale. All'interno del recinto le esche sono state somministrate complessivamente in 129 postazioni, delle quali 12 realizzate sul posto con grosse pietre, 27 erogatori autocostituiti in PVC e rete metallica e 90 erogatori tradizionali. Gli erogatori sono stati controllati a cadenza mensile fino a maggio 2012, ma già da marzo non sono più state registrate tracce di ratto. Nelle zone buffer al di fuori del recinto sono state effettuate distribuzioni manuali di pellet. Le attività di monitoraggio dell'andamento dell'eradicazione sono state avviate immediatamente dopo la seconda distribuzione integrativa del 28 febbraio, con l'installazione di 39 erogatori dei quali 12 posti in diverse cale dell'isola e i rimanenti in zone dell'entroterra comprese tra Cala Santa Maria e Cala del Santo. Le postazioni di monitoraggio sono state visitate a maggio 2013, ottobre 2013, marzo, maggio, giugno e agosto 2014, e non è mai stata rilevata la presenza di ratti.

Azioni di Biosecurity: L'accesso all'isola di Montecristo è strettamente regolamentato e possono ormeggiare soltanto mezzi autorizzati. L'arrivo di ratti potrebbe avvenire attraverso la discesa da imbarcazioni ormeggiate al molo (e.g. motovedetta, imbarcazioni delle gite turistiche autorizzate o con autorizzazione di accesso) o l'arrivo a nuoto da natanti ormeggiati alle apposite boe, distanti circa 100 metri da riva, ivi incluso il caso di pescherecci o altre imbarcazioni private che avessero richiesto di ormeggiare per avaria o condizioni di mare avverso (tale eventualità non si verifica da anni ed è in generale molto rara). Sebbene fortemente improbabile, anche un naufragio potrebbe veicolare una reinvasione.

L'attuale sistema di *biosecurity* consiste in una rete di:

- 8 postazioni sempre attive, concentrate sul molo e nelle immediate vicinanze;
- 4 postazioni da attivare durante i mesi di maggiore affluenza di natanti (periodo in cui è consentito un accesso giornaliero di imbarcazioni private) e in caso di arrivo al molo di imbarcazioni ritenute a rischio;
- 7 postazioni da attivare in caso di ormeggio alle boe di imbarcazioni ritenute a rischio.

Le postazioni sono costituite da erogatori in plastica e *rat-hotel*, contenitori in legno contenenti altri materiali attrattivi in aggiunta al cibo. Ciascuna postazione contiene di norma tre esche sotto forma di blocchetti paraffinati di circa 20 g ciascuno, due contenenti veleni anticoagulanti di seconda generazione (brodifacoum e bromadiolone) e uno, non tossico, contenente un biomarcatore luminoso per un più facile rilevamento di eventuali escrementi. Oltre a ciò, è stata definita una procedura d'emergenza per eventuali casi di segnalazioni di roditori ritenute sufficientemente attendibili: circa 40 – 60 postazioni da attivare tempestivamente disposte in modo da coprire un'area di circa 500 metri di raggio a partire dal punto di segnalazione, con una densità di circa una postazione per ettaro. Per aumentare l'attrattività delle postazioni d'emergenza, al loro interno dovranno essere inseriti anche alimenti ad alta appetibilità, come crema spalmabile di nocciole o burro di arachidi, blocchetti con biomarcatore luminoso e cibo secco per gatti.

3. ERADICAZIONE DEL RATTO NERO DALL'ISOLA DI TAVOLARA – LIFE12 NAT/IT/000416 - LIFE Puffinus Tavolara: Tutela della maggiore popolazione mondiale di *Puffinus yelkouan* e contenimento/eradicazione di specie aliene invasive

Area di intervento: isola di Tavolara, SS – AMP Tavolara – Punta Coda Cavallo

Estensione: 600 ha

Distanza minima da altre isole o terraferma: 1,5 km (Isola Piana)

Abitanti: solamente durante la stagione estiva

Periodo di intervento: ottobre 2017 - giugno 2018

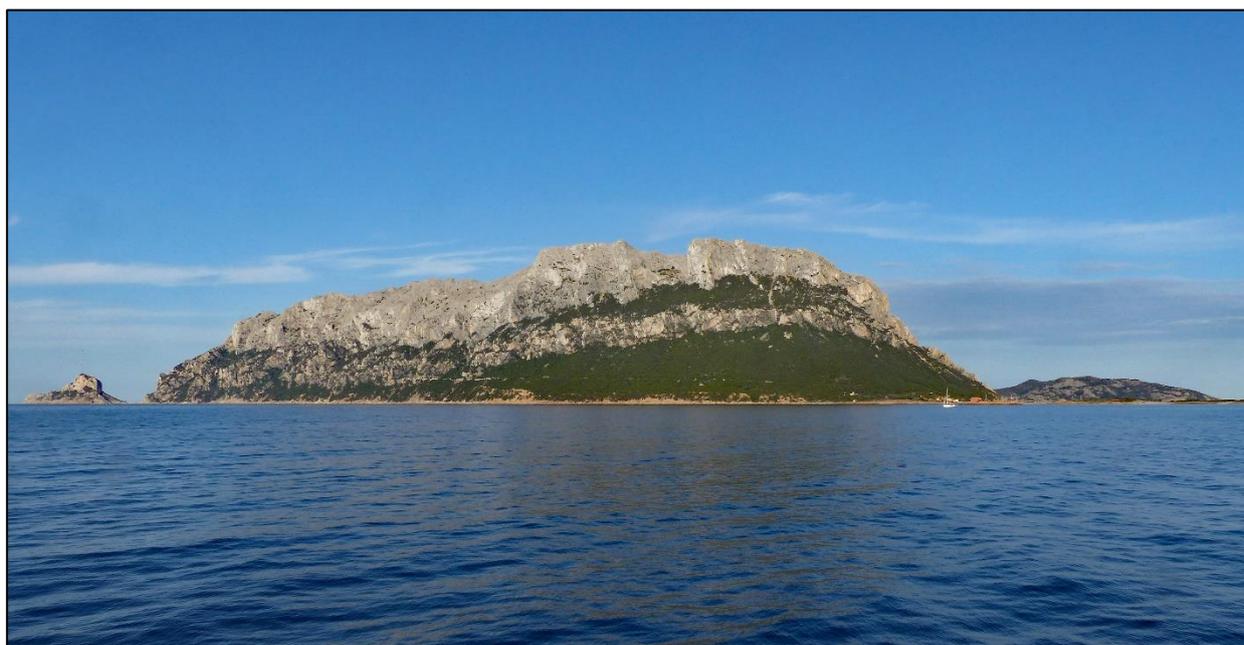
Principio attivo utilizzato: brodifacoum e bromadiolone

Tipologia delle esche: pellettato e blocchi paraffinati

Modalità di distribuzione: via aerea (tramite elicottero) e terrestre all'interno di erogatori in settori limitati



Tavolara, assai prossima alla terraferma sarda, è una delle più particolari isole italiane. A parte la sua estremità occidentale, consiste in una continua catena montuosa alta circa 800 m slm, praticamente a picco sul mare. Vegetazione a macchia mediterranea nei tratti meno scoscesi. Popolazione umana ridotta a poche unità; intenso ma localizzato turismo estivo. Specie target: Puffinus yelkouan (Foto M. Zenatello).



Azioni preliminari: Le indagini standardizzate sui roditori si sono svolte a dicembre 2013, marzo, giugno e ottobre 2014, su 4 transetti standard, relativamente vicini all'approdo di Spalmatore di Terra. Ciascun transetto comprendeva 10 postazioni di cattura (una trappola per ratti e una per topi) poste a intervalli di 10 m. Ogni ratto catturato è stato pesato e conservato mentre i topi sono stati liberati (dopo il prelievo di un campione di tessuto per i test genetici sulla resistenza ai rodenticidi, effettuato anche sui ratti). A giugno 2014 sono stati svolti 4 ulteriori transetti (2 ripetuti a ottobre 2014) con trappole per topi di tipo diverso, sia per indagare altre aree, sia per tentare di catturare eventuali altre specie di micromammiferi, dato che era stata scoperta una segnalazione di presenza di *Suncus etruscus* a Tavolara negli anni '60 del Novecento, ma successivamente la specie non era mai stata confermata; per provare a catturare questa specie sono state utilizzate anche trappole a caduta autocostruite e, a settembre 2017, trappole "Trip-Trap" appositamente modificate (3 transetti di 10 trappole per 5 notti), ma in nessun caso la specie è stata catturata.

Per il Ratto nero i tassi di cattura sono risultati fra i più bassi rilevati a oggi nelle isole italiane, ridotti di un ordine di grandezza rispetto a quelli del 2009/10. I valori registrati indicano un picco negativo della popolazione, la cui abbondanza nelle isole sembra subire rilevanti variazioni interannuali (da quanto osservato a Tavolara e in altre isole sembra trattarsi di fluttuazioni pluriennali). Le catture di Topo domestico sono state più numerose di quelle di Ratto nero, ma sempre su valori sostanzialmente bassi. A settembre e a dicembre 2014 sono state effettuate alcune simulazioni di distribuzione aerea di pellet, privi di principio attivo, con successivo trappolaggio finalizzato a valutare quanti ratti e topi avessero consumato i pellet nelle prime due notti successive alla distribuzione. Le simulazioni si sono svolte su un'area di 1 ha e in 3 siti puntiformi in corrispondenza di grotte (in questi ultimi casi i pellets sono stati distribuiti nei pendii sottostanti le grotte, entro 30 m circa dall'ingresso). I risultati sono stati positivi in quanto quasi tutti gli animali catturati avevano assunto esche. Ulteriori test hanno riguardato il tasso di scomparsa/degradazione delle esche (6 siti di 5 x 5 m, dove sono stati distribuiti pellet poi e controllati per 5 giorni); i risultati hanno indicato un'ottima durevolezza dei pellet e un modesto tasso di scomparsa con l'eccezione di un sito costantemente frequentato dalle capre, dove solo 1 pellet su 30 era ancora presente dopo la seconda notte.

È stata svolta un'indagine sulla quantificazione del rischio per i pesci marini costieri, i cui risultati indicano che alcune specie costiere possono nutrirsi dei pellets che finiscono in acqua rotolando lungo le scogliere. Si tratta di specie sedentarie e con limitati *home-ranges*, ma sulla base di queste osservazioni è stato deciso di interdire temporaneamente la pesca in prossimità dell'isola dopo le distribuzioni di esche.

Descrizione dell'andamento dell'eradicazione: L'eradicazione è stata realizzata ad ottobre-novembre 2017 ed è proseguita fino a giugno 2018, con il completamento della distribuzione via terra e la piena attivazione delle attività di biosicurezza. Le distribuzioni aeree di esche sono state effettuate con due diversi interventi: il primo nelle date 24 e 25/10/2017 e il secondo il 17/11/2017. In entrambe le occasioni l'operazione è stata completata rispettando pienamente il programma di lavoro, senza particolari difficoltà da segnalare. La messa in atto dell'intera operazione di distribuzione aerea è stata quindi del tutto soddisfacente: sono state rispettate le prescrizioni indicate dal Ministero della Salute; la distribuzione delle esche a terra, valutata dall'analisi dei tracciati GPS e confermata con sopralluoghi in aree campione, è risultata ottimale. Nei giorni successivi a entrambe le distribuzioni aeree, sono state svolte le distribuzioni integrative lungo la costa, da imbarcazioni, e l'installazione e il controllo degli erogatori nelle aree di Spalmatore e Punta Timone trattate via terra. Le condizioni meteo buone riscontrate in entrambe le occasioni hanno permesso alle esche di mantenersi appetibili per un numero più che sufficiente di notti (necessarie 5 notti senza pioggia secondo le *Best Practices* della Nuova Zelanda) non riscontrando inconvenienti di alcun tipo. La distribuzione delle esche via terra nei settori di Tavolara esclusi alla distribuzione aerea e nelle isolette localizzate fra terraferma e Tavolara è proseguita anche nei mesi successivi, così come il monitoraggio di una serie di postazioni installate a tale scopo lungo la costa e il solo sentiero che porta al crinale di Tavolara al di fuori della base militare. Le ultime tracce di ratto sono state trovate nelle aree escluse dalla distribuzione aerea durante il controllo di novembre. Al fine di ottenere un'indicazione sull'entità del rischio di intossicazione di pesci costieri, durante lo svolgimento della prima distribuzione aerea, sotto il coordinamento del prof. P. Guidetti del CONISMA, è stato effettuato il monitoraggio della caduta in mare di pellet, in corrispondenza di alcuni settori di costa alta, dove la probabilità di rotolamento in acqua era più elevata. I biologi marini hanno formulato una stima dei quantitativi di pellet rotolati in mare e hanno effettuato osservazioni dirette (con operatori subacquei) per verificare l'eventuale assunzione di pellet da parte dei pesci. Come previsto, moderati quantitativi di pellet sono caduti in mare rotolando lungo le falesie più ripide, nella gran parte dei punti di campionamento esaminati (in 11 stazioni di campionamento delle 12 complessive che, si ripete, erano localizzate solo in aree con costa ripida e alta probabilità di rotolamento). Le osservazioni dei pellet caduti in mare non hanno permesso in nessun caso di rilevare ingestione di pellet da parte di pesci; solo in rari casi, alcuni pesci si sono avvicinati al pellet e hanno tentato un assaggio ma non lo hanno successivamente ingerito. Il costo dell'intera operazione di eradicazione dei roditori, incluse le analisi preliminari, la pianificazione e la stesura del piano operativo, è stato di 304.000 euro.

Azioni di Biosecurity: Nelle aree degli approdi di Tavolara sono stati mantenuti fino a luglio 2018 gli erogatori installati per l'eradicazione, con una densità e una copertura territoriale quindi ben maggiore di quella necessaria per la biosicurezza. A partire da luglio, le postazioni attive sono state ridotte e, a settembre 2018, sono state lasciate solo quelle previste nel piano di biosicurezza. Nel frattempo, da marzo 2018, sono stati incontrati i responsabili dei porti turistici prossimi a Tavolara, vi sono stati svolti sopralluoghi congiunti per verificare le attività di controllo roditori in corso e, in alcuni casi, sono stati concordati spostamenti e/o aggiunte di postazioni. Sempre a marzo 2018 sono stati posizionati i *rat-hotel* (contenitori in legno auto-costruiti fortemente attrattivi per i roditori) nelle isole Piana e dei Cavalli, a Punta Timone e a Spalmatore di Terra. Sono state inoltre acquistate 6 trappole-killer che si reinnestano automaticamente, di produzione neozelandese, sempre più utilizzate per la biosicurezza e per il controllo permanente dei Roditori, vista la loro efficacia (illustrata anche in alcuni lavori scientifici e testata nel LIFE Project Lands of Priolo (LIFE12 NAT/PT/000527)), la modesta manutenzione (sufficiente 1 controllo ogni 1-2 mesi) e il non utilizzo di veleni. Le trappole sono state installate fra aprile e giugno 2018; per quanto ci risulta si tratta del primo caso in cui vengono utilizzate in Italia e uno dei primi in Europa. Fra aprile e giugno 2018 sono stati inoltre posizionati erogatori sulle imbarcazioni che raggiungono regolarmente Spalmatore di Terra dalla costa sarda, cioè tre imbarcazioni private e le 3-4 barche che effettuano il servizio estivo di trasporto giornaliero dei turisti a Tavolara. A ottobre 2018, infine, sono stati installati erogatori anche sulle imbarcazioni (che hanno caratteristiche del tutto inadatte per ospitare Roditori) che trasportano quotidianamente il personale da Porto San Paolo alla base militare di Punta Timone. Le aree interessate dalle misure di biosicurezza e la descrizione dettagliata di queste, con le mappe delle postazioni di intercettazione, sono contenute nello specifico Action Plan.

Attività di sensibilizzazione nei confronti degli stakeholders sono state svolte nel corso degli svariati incontri informali avuti con i responsabili della base militare e con i proprietari di case e ristoranti.

4. ERADICAZIONE DEL RATTO NERO DALL'ISOLA DI PIANOSA – LIFE13 NAT/IT/000471 “Island conservation in Tuscany, restoring habitat not only for birds” - RESTO CON LIFE

Area di intervento: Isola di Pianosa, LI - Parco Nazionale Arcipelago Toscano

Estensione: 1026,4 ha

Distanza minima da altre isole o terraferma: 13,3 km (Isola d'Elba)

Abitanti: 5 (densità: 0,5 ab/km²)

Periodo di intervento: da gennaio 2017 a marzo 2022

Principio attivo utilizzato: brodifacoum e bromadiolone

Tipologia delle esche: blocchi paraffinati

Modalità di distribuzione: via terra all'interno di erogatori



*Pianosa è un'isola pianeggiante di natura calcarea, occupata per circa la metà della sua estensione da seminativi e pascoli abbandonati in seguito alla chiusura della Colonia Penale nel 1997. Sono presenti lungo la fascia costiera tratti di falesia e macchia mediterranea con estese formazioni a *Juniperus turbinata*, mentre sparsi su tutta la superficie sono presenti numerosi rimboschimenti, prevalentemente a *Pinus halepensis*. L'isola è abitata da alcuni detenuti e da quattro guardie carcerarie. Intenso ma circoscritto turismo estivo e ottima rete viaria. Specie target: *Calonectris diomedea* (Foto: N. Baccetti).*



Azioni preliminari: sono stati effettuati trappolaggi standardizzati, 4 sessioni svolte a marzo, giugno, settembre e dicembre 2015, su 6 transetti con 10 postazioni di cattura ciascuno. I risultati hanno messo in evidenza la presenza di rilevanti fluttuazioni demografiche interannuali: nelle prime sessioni infatti il tasso di cattura è risultato bassissimo, e nelle sessioni successive è stato osservato un progressivo aumento sia del Ratto nero che del Topo domestico. Si è ritenuto comunque di aver raccolto elementi sufficienti per individuare il periodo ottimale per l'eradicazione, la stagione invernale, durante la quale entrambe le specie apparentemente non si riproducono. Sono stati esaminati campioni di Ratto nero raccolti in 2 aree dell'Isola d'Elba e a Pianosa al fine di caratterizzare geneticamente le diverse popolazioni, valutare l'eventuale esistenza di scambi genetici fra le due isole e la possibile presenza di subpopolazioni all'interno di ciascuna isola. È stata inoltre svolta la ricerca dei marcatori genetici che indicano la resistenza ai rodenticidi, che ha dato esito negativo.

Sono stati infine effettuati interventi di decespugliamento e apertura sentieri di accesso temporaneo soprattutto nelle aree a macchia mediterranea più densa, per consentire il passaggio degli operatori e facilitare il posizionamento degli erogatori.

Andamento ed esito dell'eradicazione: l'eradicazione è avvenuta tramite l'utilizzo di esche con anticoagulanti di seconda generazione all'interno di stazioni-esca, poste ai nodi di una griglia di maglia 50 × 50 m che copriva l'intera isola. La densità delle esche è stata raddoppiata lungo la costa e nelle aree urbane, in considerazione delle densità di ratti localmente più elevate. Nel gennaio 2017 sono stati posizionati circa 4.750 erogatori, poi controllati e riforniti mensilmente fino a maggio 2017. Sono stati registrati la percentuale di esche consumate e/o qualsiasi segno di ratto rilevato. Le esche consistevano in blocchetti di cera con brodifacoum, tranne nelle aree occupate da insediamenti umani dove sono state sostituite da blocchetti contenenti bromadiolone allo 0,005% per ridurre il rischio di avvelenamento secondario degli animali domestici presenti (pochi gatti semidomestici alimentati da detenuti e agenti della Polizia Penitenziaria) che potevano ingerire roditori intossicati. Dopo un consumo iniziale molto elevato (653 kg, pari al 70% circa dell'esca presente), si è rilevato un calo di circa un ordine di grandezza già al secondo controllo, proseguito anche nel terzo, dopodiché i consumi sono rimasti quasi stabili e attribuiti soprattutto a insetti, gasteropodi e topi. Non essendo stata rilevata alcuna traccia di ratto già nel sopralluogo di giugno 2017, nell'ottobre 2017 le stazioni sono state rimosse. Contestualmente alla rimozione degli erogatori sono state installate 106 postazioni di monitoraggio su tutta l'isola (circa una ogni 10 ettari), per confermare l'avvenuta eradicazione del ratto; 11 di queste erano concentrate nella zona portuale e nelle sue immediate vicinanze, con funzioni di biosicurezza.

A dicembre 2017, tuttavia, sono emersi nuovamente segni inequivocabili di presenza del ratto, dapprima concentrati in una area circoscritta, per poi venire rilevati dalla rete di monitoraggio costituita dalle 106 postazioni in più siti dell'isola. È stato quindi necessario un secondo tempestivo e massiccio intervento con il posizionamento di nuovi erogatori e controlli serrati. Durante i primi 3 controlli la diffusione dei ratti è risultata ampia, continua in un esteso settore centrale dell'isola, discontinua in buona parte delle zone costiere e nel settore settentrionale, scarsa o sporadica nel settore occidentale. Elevata presenza di ratti e forti consumi sono stati rilevati fino ai controlli di marzo-aprile 2019, in occasione dei quali si è avuta una netta riduzione del consumo totale. A novembre dello stesso anno, nel settore più critico dell'isola, sono state posizionate ulteriori 500 postazioni di tipo completamente diverso, realizzate in bambù e contenenti anche una bustina di esca in pasta fresca, al fine di intercettare eventuali individui non attratti dalle esche utilizzate o sospettosi nei confronti degli erogatori. Per la stessa ragione, nel corso di diversi controlli sono state posizionate esche in pellet al di fuori degli erogatori ma in siti protetti quali muretti a secco e fessure fra le rocce. Sono state posizionate inoltre esche non tossiche all'aperto (blocchetti autocostruiti in cera e crema di nocciole o burro di arachidi) al fine di rilevare eventuali rosicchiature di ratto, che non sono mai state osservate. Dal 2021 non sono più state rilevate tracce di ratto nei sistemi di rilevamento posizionati sull'isola.

Possibili cause della mancata eradicazione durante la prima fase dell'operazione

Non è possibile individuare con certezza la causa del temporaneo fallimento del primo tentativo di eradicazione del ratto a Pianosa. L'esame delle caratteristiche dell'isola, degli esiti delle analisi preliminari e dell'andamento dell'operazione permette però di ipotizzare le cause più probabili che hanno portato, da sole o in modo congiunto, alla mancata eradicazione dei ratti. Pianosa è ad oggi a livello mondiale l'isola più estesa su cui sia stata tentata l'eradicazione del Ratto con distribuzione via terra di esche rodenticide all'interno di erogatori. Diversi lavori non pubblicati hanno mostrato come il rischio di fallimento delle operazioni svolte con questa tecnica sia più elevato rispetto alle eradicazioni effettuate con distribuzione di esca libera dall'elicottero, nelle quali è possibile ottenere una diffusione capillare delle esche, con densità medie di un pellet ogni 2 mq. Questo consente l'accesso immediato alle esche per tutti gli individui anche su isole molto grandi, per cui nel breve tempo di presenza di esche appetibili (pochissimi giorni in caso di piogge significative) tutti i ratti ne assumono la quantità sufficiente. Nel caso di esche disposte all'interno di erogatori i tempi sono diversi, inizialmente non tutti gli individui possono

accedervi, e alcuni individui potrebbero non consumarle per diffidenza verso gli erogatori o verso le esche stesse.

Pianosa è caratterizzata dalla presenza di grandi estensioni di pinete. In questi ambienti potrebbero essere stati presenti ratti che trascorrono la maggior parte del tempo sugli alberi e che, quindi, avrebbero avuto meno probabilità di intercettare una postazione con esche nel tempo limitato passato a terra. Questa ipotesi è stata tuttavia successivamente scartata in quanto, sin dalla ricomparsa dei ratti, i segni di presenza nelle pinete sono stati sporadici o assenti e non sono state più rilevate le tipiche tracce di alimentazione (resti di pigne rosicchiate sotto gli alberi), di facilissimo rilevamento.

La sopravvivenza di alcuni ratti potrebbe essere stata facilitata anche da fattori contingenti, e in particolare dalle fluttuazioni periodiche nell'abbondanza della popolazione, che potrebbe aver subito un incremento nel periodo compreso fra la fine del monitoraggio (marzo 2016) e l'avvio dell'eradicazione (gennaio 2017), favorito anche dall'intervento di eradicazione dei gatti inselvatichiti, iniziato a ottobre 2016 e terminato proprio a fine gennaio 2017.

A giudicare dalla localizzazione dei primi siti di ricomparsa dei ratti sembrava inizialmente improbabile che la causa fosse da ricercare nella presenza di insediamenti umani, dove singoli individui potrebbero vivere in aree di modesta estensione non trattate, o di fonti trofiche puntiformi di origine antropica, quali orti, pollai e dispense. Nei mesi successivi, e fino agli ultimi controlli, tuttavia, la maggior parte delle segnalazioni di ratto erano comprese nelle zone antropizzate centrali; non si può quindi escludere che proprio in queste zone abitate potessero essere sopravvissuti individui che non assumevano le esche, favoriti anche dalla grande disponibilità di cibo.

Infine, un altro elemento che potrebbe aver favorito il temporaneo insuccesso, "nascondendo" agli operatori la presenza di singoli segni di ratto, potrebbe essere stata la presenza del topo domestico, in quanto il consumo delle esche da parte di quest'ultimo può facilmente rendere invisibili le tracce della specie *target*, non permettendo il rilevamento di piccoli nuclei.

Azioni di Biosecurity:

- Coinvolgimento e sensibilizzazione degli stakeholders: operatori che svolgono servizio di trasporto merci e passeggeri; residenti permanenti o temporanei (l'amministrazione penitenziaria, i Carabinieri Forestali, l'associazione "Amici di Pianosa", i gestori dell'albergo, del bar-ristorante, dei cavalli, delle catacombe, gruppi di ricerca, altri); visitatori giornalieri (E.S.A., Guide Ambientali).
- Azioni per ridurre il rischio di imbarco di roditori: adozione di sistemi anti-risalita da applicare alle cime d'ormeggio per tutto il tempo di permanenza all'Elba o sulla terraferma.
- Azioni a bordo: presenza di erogatori funzionanti da controllare ogni due mesi (4 per traghetti di linea, 1 per motovedette e trasporti giornalieri; controllo merci trasportate).
- Azioni sull'isola: sistema di controllo permanente consistente in 22 postazioni concentrate sul molo e nelle immediate vicinanze e 9 postazioni da attivare durante i mesi di maggiore affluenza di natanti, più ulteriori 10 postazioni, a densità media di 1/ha, a coprire un'area più ampia con lo scopo di intercettare eventuali individui che avessero superato la prima barriera, da controllare a cadenza mensile - bimestrale.
- Procedura di risposta rapida in caso di segnalazioni di ratti ritenute sufficientemente attendibili: posizionamento di circa 40-60 postazioni attorno al punto di segnalazione da lasciare in loco per due mesi e controllare quotidianamente nei primi 7 giorni e più sporadicamente in seguito.

5. ERADICAZIONE DEL RATTO NERO DALL'ISOLA DI VENTOTENE – LIFE NAT/IT/000544 LIFE PonDerat: Restoring the Pontine Archipelago ecosystem through management of rats and other invasive alien species

Area di intervento: isola di Ventotene, LT

Estensione: 154 ha

Distanza minima da altre isole o terraferma: 35 km (Ischia)

Abitanti: 716 residenti. In estate una media di 3.000 con picchi ad agosto di 5.000 presenze

Periodo di intervento: gennaio 2018 – marzo 2022

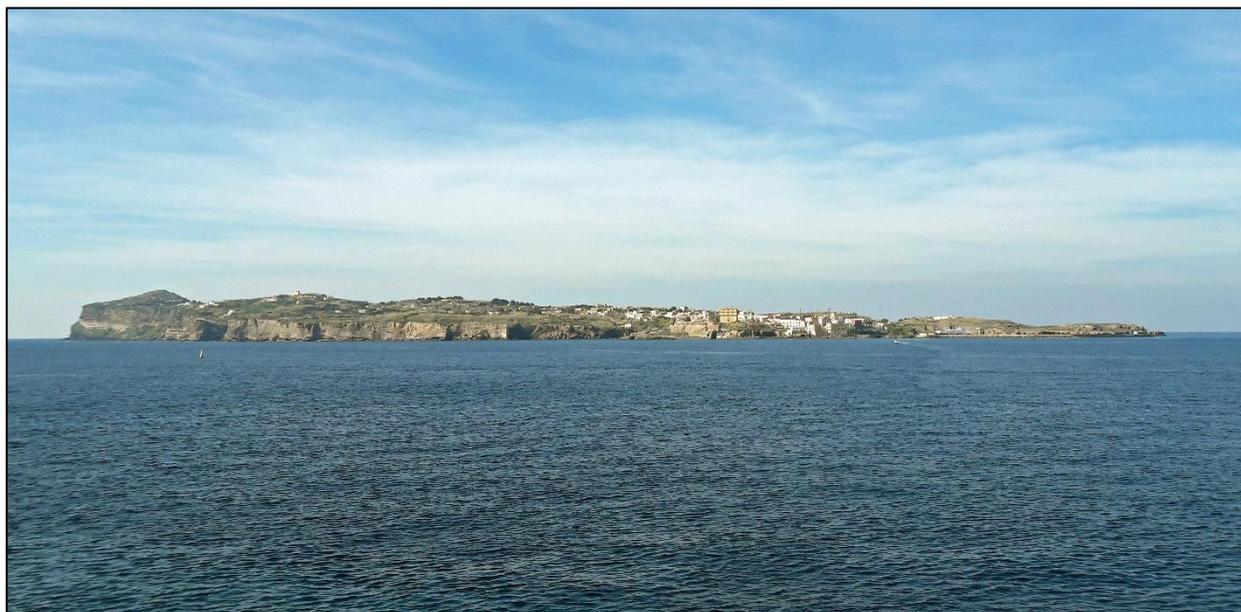
Principio attivo utilizzato: bromadiolone e brodifacoum

Tipologia delle esche: blocchi paraffinati

Modalità di distribuzione: distribuzione manuale a terra all'interno di erogatori; in alcune zone inaccessibili, le esche sono state distribuite dall'elicottero, protette all'interno di contenitori realizzati con bambù



L'isola di Ventotene è assieme a Ponza l'isola maggiormente antropizzata dell'arcipelago Ponziario. La vegetazione dell'isola risulta fortemente condizionata dall'attività umana nel corso dei secoli, ed è caratterizzata da coltivazioni ortive, con presenza massiccia di elementi alloctoni tra cui fichi d'india e agavi. Nelle aree meno accessibili sono presenti lembi di macchia mediterranea. L'isola è prevalentemente pianeggiante (max. 138 m slm). Specie target: Calonectris diomedea e Puffinus yelkouan (Foto: F. Petrassi).



Azioni preliminari: Le indagini standardizzate in campo sui roditori si sono svolte nel 2017. Sono state completate 4 sessioni di trappolaggio a Ventotene e 2 a Santo Stefano più campionamenti nelle altre isole dell'arcipelago. Alcune delle conclusioni che si è potuto trarre da questa prima fase:

- Il periodo più critico per popolazioni *target* era quello invernale
- A Ventotene la frequenza dei ratti era fortemente condizionata da abbondante uso di rodenticidi in aree abitate e coltivate
- A Santo Stefano è presente solo il Topo domestico

Sono stati esaminati campioni di Ratto nero al fine di caratterizzare geneticamente le diverse popolazioni, valutare l'eventuale esistenza di scambi genetici fra le varie isole e tra le isole e la terraferma e la possibile presenza di sub-popolazioni all'interno di ciascuna isola. Le analisi genetiche hanno evidenziato come il

centro di diffusione del Ratto nero nell'Arcipelago è l'isola di Ponza e non, come poteva essere ipotizzato, la terraferma (porti di Formia e Terracina). È stata inoltre svolta la ricerca dei marcatori genetici che indicano la resistenza ai rodenticidi, che ha dato esito negativo.

Descrizione dell'andamento dell'eradicazione: Le attività di eradicazione da Ventotene sono iniziate il 15 gennaio del 2018 con il posizionamento degli erogatori su tutto il territorio di Ventotene. Vi sono state inoltre tre distribuzioni aeree di esche (24 gennaio, 15 marzo e 5 aprile 2018). A Ventotene i lanci sono stati effettuati solo in poche aree inaccessibili da terra. In tutte e tre le occasioni l'operazione è stata completata rispettando pienamente il programma di lavoro, senza particolari difficoltà da segnalare. La distribuzione delle esche a terra, valutata dall'analisi dei tracciati GPS e confermata con sopralluoghi in aree campione, è risultata ottimale. L'intervento è stato realizzato tramite l'utilizzo di esche con anticoagulanti di seconda generazione all'interno di stazioni-esca, poste ai nodi di una griglia di 50 m × 50 m che coprivano l'intera isola di Ventotene. Nelle prime tre distribuzioni si è utilizzato il bromadiolone, riservando il più potente e pericoloso brodifacoum per le successive, quando la popolazione di roditori era ormai numericamente molto ridotta, limitando così i rischi per le specie non bersaglio che si nutrono dei roditori stessi. Dopo pochi mesi, non si sono più registrate tracce di ratto. Sono stati effettuati 15 controlli da gennaio 2018 a febbraio 2020. Le ultime tracce di ratto erano state rilevate nel controllo di settembre 2018 e fino a febbraio del 2020 non ci sono state altre evidenze di presenza di ratti, anche se alcune segnalazioni da parte di residenti ponevano dei dubbi sulla reale riuscita dell'eradicazione. Queste segnalazioni tuttavia non erano mai accompagnate da fotografie o altre prove inconfutabili e lo staff di progetto, recandosi sul posto, non riscontrava alcuna traccia negli erogatori.

Proprio durante il periodo di *lockdown* causato dal Covid19, grazie ad alcune fototrappole posizionate in vicinanza di un nido di Berta maggiore (l'unico nido accessibile di Ventotene) è stata documentata la presenza di un ratto. Pochi giorni dopo sono state attivate alcune trappole e sono stati catturati 5 ratti, prova evidente che sull'isola era presente una popolazione residua non esigua.

Per lo staff di progetto non è stato possibile intervenire, viste le restrizioni alla mobilità dovute alla pandemia, ma la Riserva ha tempestivamente commissionato ad una associazione locale due controlli con caricamento di nuove esche negli erogatori in buona parte dell'isola. Sicuramente questo intervento ha arginato almeno in parte la reinvasione fino a giugno 2020, quando la squadra PonDerat è potuta tornare sull'isola. Nonostante il nuovo intervento, le tracce di ratto continuavano a permanere, fino alla scoperta che vi era una popolazione di ratti confinata nelle fognature e che pertanto non veniva in contatto con le esche posizionate su tutta la superficie dell'isola. Nel corso del 2021 si è dunque provveduto a realizzare interventi mirati nel sistema fognario. L'ultima osservazione di ratti o delle loro tracce risale al mese di ottobre 2021, quando un individuo è stato fototrappolato nella zona di Punta dell'Arco. Da allora il monitoraggio effettuato sia con le fototrappole che con gli erogatori non ha più rivelato presenza di ratti; occorre tuttavia attendere ancora prima di poter confermare il successo dell'eradicazione del roditore dall'isola.

Azioni di Biosecurity:

- Azioni per ridurre il rischio di imbarco di roditori: presenza di erogatori funzionanti a bordo dei traghetti di linea;
- Azioni sull'isola: sistema di controllo permanente nei porti e nei punti di attracco sia di Ventotene che di tutte le altre isole dell'arcipelago ponziano.

6. ERADICAZIONE DEL RATTO NERO DALL'ISOLA DI PALMAROLA - Progetto LIFE NAT/IT/000544 LIFE PonDerat: Restoring the Pontine Archipelago ecosystem through management of rats and other invasive alien species

Area di intervento: isola di Palmarola

Estensione: 136 ha

Distanza minima da altre isole o terraferma: 7 km (Ponza)

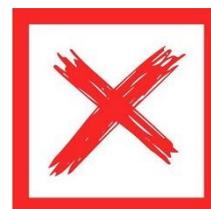
Abitanti: nessun residente, ma numerosi turisti in estate, all'interno di abitazioni sparse sull'isola

Periodo di intervento: gennaio 2018 – marzo 2022

Principio attivo utilizzato: bromadiolone e brodifacoum

Tipologia delle esche: blocchi paraffinati

Modalità di distribuzione: : distribuzione manuale a terra all'interno di erogatori; in alcune zone inaccessibili, le esche sono state distribuite dall'elicottero, protette all'interno di contenitori realizzati con bambù



Palmarola è la più esterna dell'arcipelago Ponziano e come le altre isole è di origine vulcanica. È prevalentemente occupata da macchia mediterranea con alcuni nuclei a lecceta. L'isola si eleva sul mare fino a 250 metri di altezza e le coste sono rocciose e frastagliate. Sono presenti alcune abitazioni, per lo più usate in maniera discontinua, e un ristorante, attivo solo durante l'estate. Specie target: Calonectris diomedea e Puffinus yelkouan (Foto: C. Gotti).



Azioni preliminari: Le indagini standardizzate in campo sui roditori si sono svolte nel 2017. Sono state completate 4 sessioni di trappolaggio (indagini simili sono state effettuate sulle altre isole dell'arcipelago). Tra le conclusioni che si è potuto trarre da questa prima fase è risultato evidente che il periodo più critico per popolazioni *target* fosse quello invernale. Sono stati esaminati i campioni di Ratto nero raccolti al fine di caratterizzare geneticamente la popolazione rispetto a quelle delle altre isole dell'arcipelago e della terraferma. Le analisi genetiche hanno evidenziato come il centro di diffusione del Ratto nero nell'Arcipelago è l'isola di Ponza e non, come poteva essere ipotizzato la terra ferma (porti di Formia e Terracina). È stata inoltre svolta la ricerca dei marcatori genetici che indicano la resistenza ai rodenticidi, che ha dato esito negativo.

Descrizione dell'andamento dell'eradicazione: Le attività di eradicazione a Palmarola sono partite il 23 gennaio del 2018. Si è partiti con il posizionamento degli erogatori su parte della superficie di Palmarola (circa 52 ettari). Le distribuzioni aeree di esche sono state effettuate con tre diversi interventi: il primo nelle date 24 gennaio, il 15 marzo e il 5 aprile 2018. In tutte e tre le occasioni l'operazione è stata completata rispettando pienamente il programma di lavoro, senza particolari difficoltà da segnalare. A

Palmarola sono stati coperti con i lanci circa 80 ettari. La distribuzione delle esche a terra, valutata dall'analisi dei tracciati GPS e confermata con sopralluoghi in aree campione, è risultata ottimale. In totale sono stati fatti 15 controlli periodici. Ma già dopo pochi mesi non vi erano più evidenze di presenza di ratti. L'ultima traccia di ratto è stata rilevata a fine maggio del 2018. Dopo il controllo del gennaio 2020 non si è potuto andare per qualche mese sull'isola a causa del lock-down causato dalla pandemia da Covid 19. Tornati a Palmarola solo nel giugno del 2020 lo staff di progetto ha riscontrato di nuovo tracce di ratto. Successivamente si è tornati sull'isola per distribuire le esche altre due volte e l'ultima missione a Palmarola è datata aprile 2021.

A differenza di Ventotene, dove l'azione nuovamente intrapresa ha permesso di ottenere l'eradicazione della popolazione di ratti, a Palmarola non è stato possibile procedere con nuove distribuzioni aeree di esche, soprattutto per l'elevato costo e la grande complessità dell'operazione. Si è quindi deciso di dichiarare l'eradicazione fallita, sperando di avere una nuova opportunità in futuro. Non è possibile individuare con certezza la causa del fallimento dell'eradicazione del ratto nero a Palmarola. Le ipotesi sono le seguenti:

- presenza di individui diffidenti che non sono entrati all'interno degli erogatori, consentendo così la sopravvivenza di un nucleo in qualche zona dell'isola;
- distribuzione di esche dall'elicottero non capillare, che ha quindi lasciato scoperte alcuni settori dell'isola;
- sopravvivenza di nuclei di ratti sugli isolotti vicini, peraltro trattati dall'elicottero, dove però non è stato possibile scendere.

Non va infine dimenticato che le operazioni di distribuzione aerea sono state dilazionate a causa della contrarietà di alcuni abitanti dell'isola, criticità poi risolta, ma che ha causato certamente un ritardo della seconda distribuzione aerea.

Bibliografia

- Abdelkrim J., Pascal M., Samadi S. (2009). Genetic structure and functioning of alien ship rat populations from a Corsican micro-insular complex. *Biol Invasions* 11(3):473–482
- Abdelkrim J., Pascal M., Calmet C., Samadi S. (2005). Importance of assessing population genetic structure before eradication of invasive species: Examples from insular Norway rat populations. *Conservation Biology*, 19 (5), p. 1509-1518. ISSN 0888-8892.
- Amori G., Contoli L., Nappi A. (2008). *Mammalia II: Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia*. Edagricole, Calderini Edizioni, Bologna, Italy.
- Athens J.S. (2009). *Rattus exulans* and the catastrophic disappearance of Hawai'i's native lowland forest. *Biol Invasions* 11, 1489. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9402-3>
- Audouin-Rouzeau F., Vigne J.D. (1994). La colonisation dell'Europe par le rat noir (*Rattus rattus*). *Rev Paleobiol* 13:125–145.
- 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): 83-98.
- Baccetti N., Capizzi D., Sposimo P. (2016). Rat eradications on Italian islands for the conservation of breeding seabirds. In: Yésou P., Sultana J., Walmsley J., Azafaf H. (eds.). *Conservation of marine and coastal birds in the Mediterranean*. Proceedings of the UNEP-MAP-RAC/SPA Symposium, Hammamet 20-22 February 2015. Tunisia. 176 p.
- Barun A.; Simberloff D., Budinski I. (2010). Impact of the small Indian mongoose (*Herpestes auro-punctatus*) on native amphibians and reptiles of the Adriatic islands, Croatia. *Animal Conservation* 13: 549-555.
- Bell E., Garner-Richards P., Floyd K., Boyle D., Swann B., Luxmoore R., Abbie Patterson A. (2007). Canna Seabird Recovery Project: Quarantine measures and post-eradication monitoring. Proceedings of "Tackling seabird colonies – Strategic approaches and practice". 18-19 September 2007 Education Centre, Edinburgh Zoo.
- Biaggini M., Corti C., Vanni S. (2015). Aggiornamento sulla distribuzione di *Discoglossus sardus* e *Hyla sarda* nell'Arcipelago Toscano: risultati preliminari Atti X Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica, Genova 2014.
- Booth L.H., Eason C.T., Spurr E.B. (2001). Literature review of the acute toxicity and persistence of brodifacoum to invertebrates. *Science for Conservation* 177A: 1–9.
- Booth L.H., Fisher P., Heppelthwaite V., Eason C.T. (2003). Toxicity and residues of brodifacoum in snails and earthworms. DOC Science Internal Series 143. Department of Conservation, Wellington. 14 pp.
- Borg J.J., Sultana J., Cachia-Zammit R. (1992-94). Predation by the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans* on Storm petrels *Hydrobates pelagicus* on Filfla. *Il-Merill* 28: 19-21.
- Bosch M., Oro D., Cantos F.J., Zabala M. (2000). Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the yellow-legged gull. *Journal of Applied Ecology* 37: 369-385.
- Broome K.G., Cox A., Golding C., Cromarty P., Bell P., McClelland P. (2014). Rat eradication using aerial baiting: Current agreed best practice used in New Zealand (Version 3.0). New Zealand Department of Conservation internal document, Wellington, New Zealand.
- Brooke M. de L., Cuthbert R. J., Mateo R., Taggart M. A. (2011). An experimental test of the toxicity of cereal pellets containing brodifacoum to the snails of Henderson Island, South Pacific. *Wildlife Research*, 38: 34–38.
- Buckelew S., Byrd V., Howald G., MacLean S., Sheppard J. (2011). Preliminary ecosystem response following invasive Norway rat eradication on Rat Island, Aleutian Islands, Alaska. Pages 275-279 In: Veitch, C. R.; Clout, M. N. and Towns, D. R. (eds.). 2011. *Island invasives: eradication and management*. IUCN, Gland, Switzerland.

-
- Cabin R.J., Weller S.G., Lorence D.H., Flynn T.W., Sakai A.K., Sandquist D., Hadway L.J. (2000). Effects of long-term ungulate exclusion and recent alien species control on the preservation and restoration of a Hawaiian tropical dry forest. *Conserv Biol* 14:439–453.
- Canale D.E., Di Dio V., Massa B., Mori E. (2019). First successful eradication of invasive Norway rats *Rattus norvegicus* from a small Mediterranean island (Isola delle Femmine, Italy). *Folia Zoologica* 68: 29–34.
- Capizzi D. (2020). A review of mammal eradications on Mediterranean Islands. *Mammal Review*, 50: 124–135.
- Capizzi D., Baccetti N., Sposimo P. (2010). Prioritizing rat eradication on islands by cost and effectiveness to protect nesting seabirds. *Biol Conserv.*, 143: 1716–1727.
- Capizzi D., Baccetti N., Sposimo P. (2016). Fifteen Years of Rat Eradication on Italian Islands. In: F.M. Angelici (ed.), *Problematic Wildlife*, pp 205–227. Springer International Publishing Switzerland.
- Capizzi D., Bertolino S., Mortelliti A. (2014). Rating the rat: global patterns and research priorities in impacts and management of rodent pests. *Mammal Review*, 44: 148–162.
- Capizzi D., Santini L. (2007). *I Roditori italiani*. A. Delfino ed., 555 pp.
- Capizzi D., Sposimo P., Sozio G., Petrassi F., Gotti C., Pelliccioni E. R., Baccetti, N. (2019). Black rat eradication on Italian islands: planning forward by looking backward. In: Veitch, C.R., Clout, M.N., Martin, A.R., Russell, J.C. and West, C.J. (eds.) (2019). *Island invasives: scaling up to meet the challenge*. Occasional Paper SSC no. 62. Gland, Switzerland: IUCN: 15–20.
- Cassaing J., Derré C., Moussa I., Cheylan G. (2007). Diet variability of Mediterranean insular populations of *Rattus rattus* studied by stable isotope analysis. *Isotopes in environmental and health studies*. 43. 197–213. 10.1080/10256010701562919.
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. (2009). Avoiding surprise effects on Surprise Island: alien species control in a multitrophic level perspective. *Biol Invasions* 11:1689–1703.
- Cavagna P., Stone G., Stanyon R. (2002) Black rat (*Rattus rattus*) genomic variability characterized by chromosome painting. *Mammal. Genome* 13, 157–163.
- Colangelo P., Abiadh A., Aloise G., Amori G., Capizzi D., Vasa E., Annesi F., Castiglia R. (2015). Mitochondrial phylogeography of the black rat supports a single invasion of the western Mediterranean basin. *Biological Invasions*, 17(6), 1859–1868.
- Corbi F., Francescato S., Pinos F., Baccetti N., Capizzi D., Sposimo P., Forcina G., Zerunian S. (2005). Intervento di controllo del Ratto nero nell'Isola di Zannone (PNC) a tutela di una colonia di Berta maggiore. In: Zerunian, S. (Ed.): *Habitat, flora e fauna del Parco Nazionale del Circeo*. Uff. Gestione Beni ex-ASFD di Sabaudia, Parco Nazionale del Circeo: 245–252.
- De Santis M. (2019). Effetti dell'eradicazione del ratto nero (*Rattus rattus*) sulle comunità animali e vegetali delle Isole Ponziane. Tesi di Laurea. Corso di Laurea Magistrale in Ecobiologia, Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali, Università di Roma "La Sapienza".
- DIISE (2018). The Database of Island Invasive Species Eradications, developed by Island Conservation, Coastal Conservation Action Laboratory UCSC, IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, University of Auckland and Landcare Research New Zealand. <http://diise.islandconservation.org>.
- Eason C.T., Spurr E.B. (1995). *The Toxicity and Sub-lethal Effects of Brodifacoum in Birds and Bats*. Science for conservation 6. Wellington, N.Z.: Dept. of Conservation.
- Fisher P. (2010). Environmental fate and residual persistence of brodifacoum in wildlife. Landcare Research, New Zealand. Unpublished Report.
- Fisher P. (2011). Non-target risk to Galápagos tortoises from application of brodifacoum bait for rodent eradication: captive feeding trials. Landcare Research, New Zealand. Unpublished Report.

-
- Fisher P., Griffiths R., Speedy C., Broome K. (2011). Environmental monitoring for brodifacoum residues after aerial application of baits for rodent eradication. In: Veitch CR, Clout MN, Towns DR eds *Island invasives: eradication and management*. Gland, Switzerland, IUCN. Pp. 300-304.
- Foggi B., Guidi T., Capecchi M., Baldini R. M., Grigioni A. (2009). Biological flora of the Tuscan Archipelago islets (Tyrrhenian Sea). *Webbia*, 64(1), 23-45.
- Francescato S., Capizzi D., Cecchetti M., Forcina G., Mastrobuoni G., Noal A., Sposimo P., Zerunian S. (2010). L'intervento di eradicazione del Ratto nero dall'Isola di Zannone. In: Zerunian S. (ed.) - *L'eradicazione del Ratto nero dall'Isola di Zannone. Ufficio Territoriale per la biodiversità di Fogliano - Parco Nazionale del Circeo*: 37-110.
- Fratini S., Natali C., Zanet S., Iannucci A., Capizzi D., Sinibaldi I., Sposimo P., Ciofi C. (2020). Assessment of rodenticide resistance, eradication units, and pathogen prevalence in black rat populations from a Mediterranean biodiversity hotspot (Pontine Archipelago). *Biological Invasions*, 22: 1379-1395.
- Gerlach J., Florens V. (2000). Considering molluscs in rodent eradication projects. *Tentacle – The Newsletter of the IUCN/SSC Mollusc Specialist Group* 9, 7–8.
- Gillespie Economics (2016). *Economic Evaluation of the Lord Howe Island Rodent Eradication Project*. Gillespie Economics, PO Box 171, West Ryde, NSW 1685
- Gotti C., Cozzo M., De Faveri A., Zenatello M., Baccetti N., Lazzaro L., Ferretti G., Foggi B. (2014). Il monitoraggio della fauna e della flora a Montecristo. In: Zanichelli et. al. (eds). *I Quaderni del Parco, documenti tecnici volume 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 (2014). Pp. 54-69.
- Gotti C., De Pascalis F., Zenatello M., Cecere J.G., Baccetti N. (2019). Piano d'azione transfrontaliero per la conservazione della Berta maggiore e della Berta minore nel bacino ligure e alto-tirrenico. Relazione finale Convenzione ISPRA – PNAT "monitoraggio, gestione e conservazione di Berta maggiore (*Calonectris diomedea*) e Berta minore (*Puffinus yelkouan*)", progetto di cooperazione transfrontaliera GIREPAM – gestione integrata delle reti ecologiche attraverso i parchi e le aree marine, 37 pagg.
- Granjon L., Cheylan G. (1990). Adaptations comportementales des rats noirs *Rattus rattus* des îles ouest-méditerranéennes. *Vie et Milieu*, 40 (2-3): 189-195.
- Greaves J. H. (1994). Resistance to anticoagulant rodenticides. In: *Rodent Pests and their Control*. (A. P. Buckle and R. H. Smith eds.). CAB International, Wallingford, Oxon, UK. pp 197-217.
- Harper G.A., Bunbury N. (2015). Invasive rats on tropical islands: their population biology and impacts on native species. *Global Ecology and Conservation*, 3, 607-627.
- Hilton G.M., Cuthbert R.J. (2010). The catastrophic impact of invasive mammalian predators on birds of the UK Overseas Territories: a review and synthesis. *Ibis* 152: 443–458.
- Hoare J.M., Hare K.M. (2006). The impact of brodifacoum on non-target wildlife: gaps in knowledge. *New Zealand Journal of Ecology* 30: 157-167.
- Hoare J.M., Pledger S., Nelson N.J., Daugherty C.H. (2007). Avoiding aliens: Behavioural plasticity in habitat use enables large, nocturnal geckos to survive Pacific rat invasions. *Biol. Conserv.* 136: 510-519.
- Howald G., Donland C.J., Galván J.P., Russell J.C., Parkes J., Samaniego A., Wang Y., Veitch D., Genovesi P., Pascal M., Saunders A., Tershy B. (2007). Invasive rodent eradication on islands. *Conserv Biol* 21: 1258-1268.
- IUCN (2000). *Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. IUCN, Species Survival Commission, Gland: 21 pp.
- Jones H.P., Holmes N.D., Butchart S.H.M., Tershy B.R., Kappes P.J., Corkery I., Aguirre-Muñoz A., Armstrong D.P., Bonnaud E., Burbidge A.A., Campbell K., Courchamp F., Cowan P.E., Cuthbert R.J., Ebbert S., Genovesi P., Howald G.R., Keitt B.S., Kress S.W., Miskelly C.M, Opiel S., Poncet S., Rauzon M.J., Rocamora G., Russell

-
- J.C., Samaniego-Herrera A., Seddon P.J., Spatz D.R., Towns D.R., Croll D.A. (2016). Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. doi: 10.1073/pnas.1521179113.
- Kier G., Kreft H., Lee T.M., Jetz W., Ibisich P.L., Nowicki C., Mutke J., Barthlott, W. (2009). A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proc Natl Acad Sci USA* 106: 9322-9327.
- Laborel J., Morhange C., Lafont R., Le Campion J., Labor- el-deguen F., Sartoretto S. (1994). Biological evidence of sea-level rise during the last 4500 years, on the rocky coasts of continental southwestern France and Corsica, *Marine Geology*, 120, 203-223.
- Lord Howe Island Board (2009). Draft Lord Howe Island Rodent Eradication Plan, Lord Howe Island Board, Lord Howe Island. <https://www.environment.nsw.gov.au/resources/pestsweeds/draftLHIrodentplan.pdf>
- 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. Invasive Species Specialist Group.
- Mack R.N., Lonsdale W.M. (2002). Eradicating invasive plants: hard-won lessons for islands. In: Veitch C.R., Clout M (eds). *Turning the tide: the eradication of invasive species*. Invasive Species Specialty Group of the World Conservation Union (IUCN), Auckland.
- Majol J., Mayol M., Domenech O., Oliver J., McMinn M., Rodríguez A. (2012). Aerial broadcast of rodenticide on the island of Sa Dragonera (Balearic Islands, Spain). A promising rodent eradication experience on a Mediterranean island. *Aliens* 32: 29-32.
- Martin J.L., Thibault J.C., Bretagnolle V. (2000). Black rats, island characteristics, and colonial nesting birds in the Mediterranean: consequences of an ancient introduction. *Conservation Biology*, 14: 1452-1466.
- Masetti M. (2008). Uomini e (non solo) topi: Gli animali domestici e la fauna antropocora (2a edizione). 10.36253/978-88-8453-817-8.
- Masetti M., Böhme W. (2014). Vipern, Mönche und Arzneien: die Aspisp viper (*Vipera aspis*) auf der Insel Montechristo im nördlichen Tyrrhenischen Meer. *Sekretär* 14: 34-42.
- McCormick M. (2003). Rats, communications, and plague: towards an ecological history. *J Interdiscip Hist* 34:1-25.
- Merton D., Climo G., Laboudallon V., Robert S., Mander C. (2002). Alien mammals eradications and quarantine on inhabited islands in the Seychelles. In: Veitch C.R., Clout M.N. (eds.). *Turning the tide: the eradication of invasive species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Meyer J.Y., Butaud J.F. (2009). The impacts of rats on the endangered native flora of French Polynesia (Pacific Islands): drivers of plant extinction or coup de grâce species? *Biol Invasions* 11, 1569-1585. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9407-y>
- Millett, J.E., Accouche, W., van de Crommenacker, J., van Dinther, M.A.J.A., de Groene, A., Havemann, C.P., Retief, T.A., Appoo, J. and Bristol, R.M. 2019. Conservation gains and missed opportunities 15 years after rodent eradications in the Seychelles. In: Veitch, C.R., Clout, M.N., Martin, A.R., Russell, J.C. and West, C.J. (eds), *Island invasives: scaling up to meet the challenge*. Occasional Paper SSC no. 62.
- Morgan D.R., Wright G.R., Spurr E.B. (1996). Environmental Effects of Rodent Talon® Baiting. *Science for Conservation* 38. (Department of Conservation: Wellington, New Zealand).
- Oppel S., Beaven B.M., Bolton M., Vickery J., Bodey T.W. (2011). Eradication of invasive mammals on islands inhabited by humans and domestic animals. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*. 25. 232-40. 10.1111/j.1523-1739.2010.01601.x.
- Oro D., A. De León, E. Minguez, R.W. Furness (2005). Estimating predation on breeding European storm-petrels by yellow-legged gulls. *J. Zool.* 265: 421-429.
- Parkes J., Fisher P., Forrester G. (2011). Diagnosing the cause of failure to eradicate introduced rodents on islands: brodifacoum versus diphacinone and method of bait delivery. *Conservation Evidence*, 8: 100-106.

-
- Parks and Wildlife Service (2014). Evaluation Report: Macquarie Island Pest Eradication Project, August 2014, Department of Primary Industries, Parks, Water and Environment. Hobart Tasmania.
- Pelz H.J., Rost S., Hünerberg M., Fregin A., Heiberg A.C., Baert K., Müller C. R. (2005). The Genetic Basis of Resistance to Anticoagulants in Rodents. *Genetics* 170: 1839–1847.
- Penloup A., Martin J.L., Gory G., Brunstein D., Bretagnolle V. (1997). Distribution and breeding success of pallid swift, *Apus pallidus*, on Mediterranean island: nest predation by the roof rat, *Rattus rattus*, and nest quality. *Oikos*, 80: 78-88.
- Perfetti A., Sposimo P., Baccetti N. (2001). Il controllo dei ratti per la conservazione degli uccelli marini nidificanti nelle isole italiane e mediterranee. *Avocetta* 25: 126.
- Priddel D., Carlile N., Humphrey M., Fellenberg S., Hiscox D. (2003). Rediscovery of the 'extinct' Lord Howe Island stick insect (*Dryococelus australis* (Montrouzier)) (*Phasmatodea*) and recommendations for its conservation. *Biodiversity and Conservation* 12: 1391–1403.
- Ragionieri L., Cutuli G., Sposimo P., Spano G., Navone A., Baccetti N., Capizzi D., Vannini M., Fratini S. (2013). Establishing the eradication unit of Molaria Island: a case of study from Sardinia, Italy. *Biological Invasions*, 15: 2731-2742.
- Robertson B., Gemmell N. (2004). Defining eradication units to control pests. *Journal of Applied Ecology*. 41. 1042 - 1048. 10.1111/j.0021-8901.2004.00984.x.
- Ruffino L., Bourgeois K., Vidal E., Duhem C., Paracuellos M., Escribano Canova F., Sposimo P., Baccetti N., Pascal M., Oro D. (2009). Invasive rats and seabirds: a global review after 2,000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. *Biol. Invasions* 11:1631–1651.
- Russell J.C., Clout M.N. (2005). Rodent incursions on New Zealand islands. In: Parkes J., Statham M., Edwards G. (eds.). Proceedings of the 13th Australasian vertebrate pest conference. Landcare Research, Lincoln, New Zealand: 324-330.
- Russell J.C., Towns D.R., Clout M.N. (2008). Review of rat invasion biology. Implications for island biosecurity. *Science for Conservation* 286, Wellington, New Zealand, 54 pp. Settle, W.H..
- Serra G., Melega L., Baccetti N. (a cura di) (2001). Piano d'azione nazionale per il Gabbiano corso (*Larus audouinii*). *Quad. Cons. Natura*, 6. Min. Ambiente-Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Sindaco R., Doria G., Razzetti E., Bernini F. (Eds.), (2006). Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia. *Societas Herpetologica Italica*, Edizioni Polistampa, Firenze.
- Sposimo P. (2014). L'eradicazione del Ratto nero a Montecristo. In: Zanichelli et. al. (eds). I Quaderni del Parco, documenti tecnici volume 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 (2014). Pp. 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., Capizzi D., Cencetti T., De Pietro F., Giannini F., Gotti C., Puppo F., Quilghini G., Pelliccioni E.R., Sammuri G., Trocchi V., Vagniluca S., Zanichelli 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*, 231–235. Occasional Paper SSC no. 62, IUCN, Gland, Switzerland.
- Sposimo P., Capizzi D., Giannini F., Giunti M., Baccetti N. (2008). L'eradicazione del ratto nero (*Rattus rattus*) nell'isola di Giannutri. I Quaderni del Parco, *Docum. Tecn.*, 1 Progetto LIFE Natura, Isole di Toscana: nuove azioni per uccelli marini e habitat. Parco Naz. Arcipelago Toscano, pp 33–38.

-
- Sposimo P., Dell'Agnello F., Spano G., Navone A. (2020). Black rat on Tavolara island. Case study in: Invasive Alien Species Colonisation Prevention: Your guide to early detection and rapid response. The Royal Society of Wildlife Trusts: Newark, UK, 2020; pp. 145–153. ISBN 978-1-5272-5405-3.
- Sposimo P., Spano G., Navone A., Fratini S., Ragionieri L., Putzu M., Capizzi D., Baccetti N., Lastrucci B. (2012) Rat eradication at Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* colonies on NE Sardinian Islands): success followed by unexplained re-appearance. (Pp. 58-64). In Yésou P., Baccetti N., Sultana J. (Eds.), Ecology and Conservation of Mediterranean Seabirds and other bird species under the Barcelona Convention - Proceedings of the 13th Medmaravis Pan-Mediterranean Symposium. Alghero (Sardinia) 14-17 Oct. 2011. Medmaravis, Alghero.
- Szabo J.K., Khwaja N., Garnett S.T., Butchart S.H. (2012). Global patterns and drivers of avian extinctions at the species and subspecies level. PLoS One 7(10): e47080.
- Thibault J.C. (1995). Effect of predation by the Black rat *Rattus rattus* on the breeding success of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* in Corsica. Marine Ornithology, 23: 1-10.
- Thibault M., Brescia F., Jourdan H., Vidal E. (2017). Invasive rodents, an overlooked threat for skinks in a tropical island hotspot of biodiversity. New Zealand Journal of Ecology, 41(1), 74–83. <http://www.jstor.org/stable/26198785>.
- Towns D., Atkinson I.A.E., Daugherty C.H. (2006). Have the harmful effects of rats been exaggerated? Biol Invasions 4:863-891.
- Towns D., Wardle D. A., Mulder C. P. H., Yeates G. W., Fitzgerald B. M., Parrish G. R., Bellingham P. J., Bonner K. I. (2009). Predation of seabirds by invasive rats: multiple indirect consequences for invertebrate communities. Oikos 118: 420-430.
- Townsend J.M., Rimmer C.C., Brocca J., McFarland K.P., Townsend A.K. (2009). Predation of a Wintering Migratory Songbird by Introduced Rats: Can Nocturnal Roosting Behavior Serve as Predator Avoidance? The Condor, Volume 111, Issue 3, Pages 565–569, <https://doi.org/10.1525/cond.2009.090062>
- Traveset A., Nogales M., Alcover J., Delgado J., López-Darias M., Godoy D., Igual J., Bover P. (2009). A review on the effects of alien rodents in the Balearic (Western Mediterranean Sea) and Canary Islands (Eastern Atlantic Ocean). Biological Invasions. 11. 1653-1670. 10.1007/s10530-008-9395-y.
- Trouwborst A., McCormack P., Martinez Camacho E. (2020). Domestic cats and their impacts on biodiversity: A blind spot in the application of nature conservation law. People and Nature, 2(1), 235-250. <https://doi.org/10.1002/pan3.10073>
- Vidal P., Zotier, R. (1998). Rehabilitation écologique des îles de Marseille (France): une expérience de dératisation. In: Walmsley C.J., Goutner V., El Hili A. and Sultana J. (Eds.), Ecologie des oiseaux marins et gestion intégrée du littoral en Méditerranée. Les amis des oiseaux & Medmaravis. Arcs Editions, Tunis: 122-133.
- Vigne J.D., Valladas H. (1996). Small mammal fossil assemblages as indicators of environmental change in Northern Corsica during the last 2500 years. J Archaeol Sci 23:199–215.
- Weir S.M., Yu S., Knox A., Talent L.G., Monks J. M., Salice C. J. (2016). Acute toxicity and risk to lizards of rodenticides and herbicides commonly used in New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 40(3): 342-350.
- Wilson Rankin E.E., Knowlton J.L., Gruner D.S., Flaspohler D.J., Giardina C.P., Leopold D.R., et al. (2018). Vertical foraging shifts in Hawaiian forest birds in response to invasive rat removal. PLoS ONE 13(9): e0202869.
- World Health Organisation (1995). Environmental Health Criteria 175: Anticoagulant Rodenticides. WHO, Geneva, 121 pp.
- Zavaleta E.S., Hobbs R.J., Mooney H.A. (2001). Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. Trends Ecol Evol 16:454–459.

