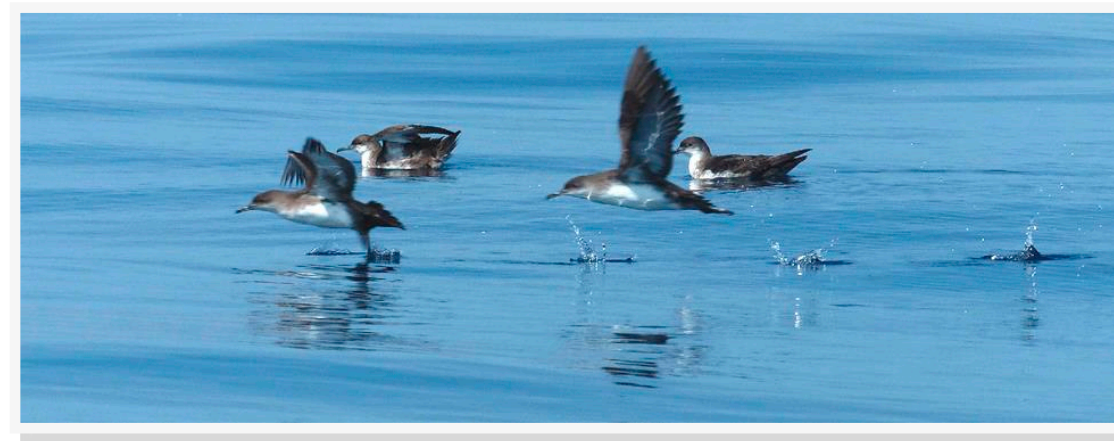


Piano d'azione transfrontaliero per la conservazione della Berta maggiore e della Berta minore nel bacino ligure e alto-tirrenico



OTTOBRE 2020

Documento redatto nell'ambito del progetto di cooperazione transfrontaliera
 GIREPAM - gestione integrata delle reti ecologiche attraverso i parchi e le aree
 marine, programma di finanziamento INTERREG Marittimo Italia-Francia 2014-2020.



La cooperazione al cuore del Mediterraneo





Interreg



MARITTIMO-IT FR-MARITIME

Fonds européen de développement régional
Fondo Europeo di Sviluppo Regionale



GIREPAM

Autori

Camilla Gotti
Federico De Pascalis
Marco Zenatello
Jacopo G. Cecere
Nicola Baccetti

ISPRA, via Ca' Fornacetta 9
40064 Ozzano Emilia (BO)
nicola.baccetti@isprambiente.it

Con il contributo di

Fabio Cherchi
Mario Cozzo
Jean-Michel Culioli
Gilles Faggio
Antonella Gaio
Francesca Giannini
Alessandro Mazzoleni
Sergio Nissardi
Massimo Putzu
Giovanna Spano
Paolo Sposimo

Dati forniti da

AMP Capo Carbonara
AMP Tavolara – Punta Coda Cavallo
Centro Ornitologico Toscano
Conservatoire d'espaces naturels Corse
Office de l'Environnement de la Corse – Uffici di l'Ambiente di a Corsica
LIPU
Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena
Parco Nazionale Arcipelago Toscano
Parco Nazionale dell'Asinara
Parc National de Port-Cros
Università di Milano

Foto di copertina

berte maggiori, Arcipelago di La Maddalena
(*Mirko Ugo*); berte minori, Arcipelago di Tavolara
(*Marco Zenatello*)

Foto nel testo

1a, 1d, 1e, 2, 5, 8, 9 (Francesca Giannini);
1b, 1c (Gilles Faggio);
1f (Cécile Fierdepied);
3 (Archivio PNAT);
4 (Maurizio Tiengo);
6 (Marco Zenatello);
7 (Massimo Putzu)

Citazione raccomandata

Gotti C., De Pascalis F., Zenatello M., Cecere J.G., Baccetti N. 2020 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.



Stampato a Ottobre 2020

Sommario

1. Premessa: specie e area geografica di interesse, scopi del Piano	5
2. Specie target.....	13
2.1 Berta maggiore (<i>Calonectris diomedea</i>)	13
2.2 Berta minore (<i>Puffinus yelkouan</i>)	17
3. Minacce e fattori limitanti.....	21
3.1 Predazione da parte di mammiferi alloctoni.....	21
3.2 Disturbo antropico	24
3.3 Inquinamento luminoso	25
3.4 Depauperamento degli stock ittici	25
3.5 Bycatch	26
3.6 Inquinamento delle acque marine	26
4. Obiettivi generali.....	28
5. Obiettivi specifici e azioni.....	29
5.1 Obiettivo specifico: ridurre il rischio di bycatch	29
5.2 Obiettivo specifico: ridurre il tasso di predazione da specie aliene	30
5.3 Obiettivo specifico: ridurre il depauperamento degli stock delle specie-preda.....	30
5.4 Obiettivo specifico: ridurre la biocontaminazione	31
5.5 Obiettivo specifico: ridurre la mortalità dovuta all'inquinamento luminoso.....	32
5.6 Obiettivo specifico: ridurre il rischio di collisioni a terra.....	32
5.7 Obiettivo specifico: ridurre il disturbo alle colonie.....	33
5.8 Obiettivo specifico: Colmare gap conoscitivi su distribuzione e consistenza della popolazione	33
6. Bibliografia	35
Appendice 1	43
Appendice 2	50

1. PREMESSA

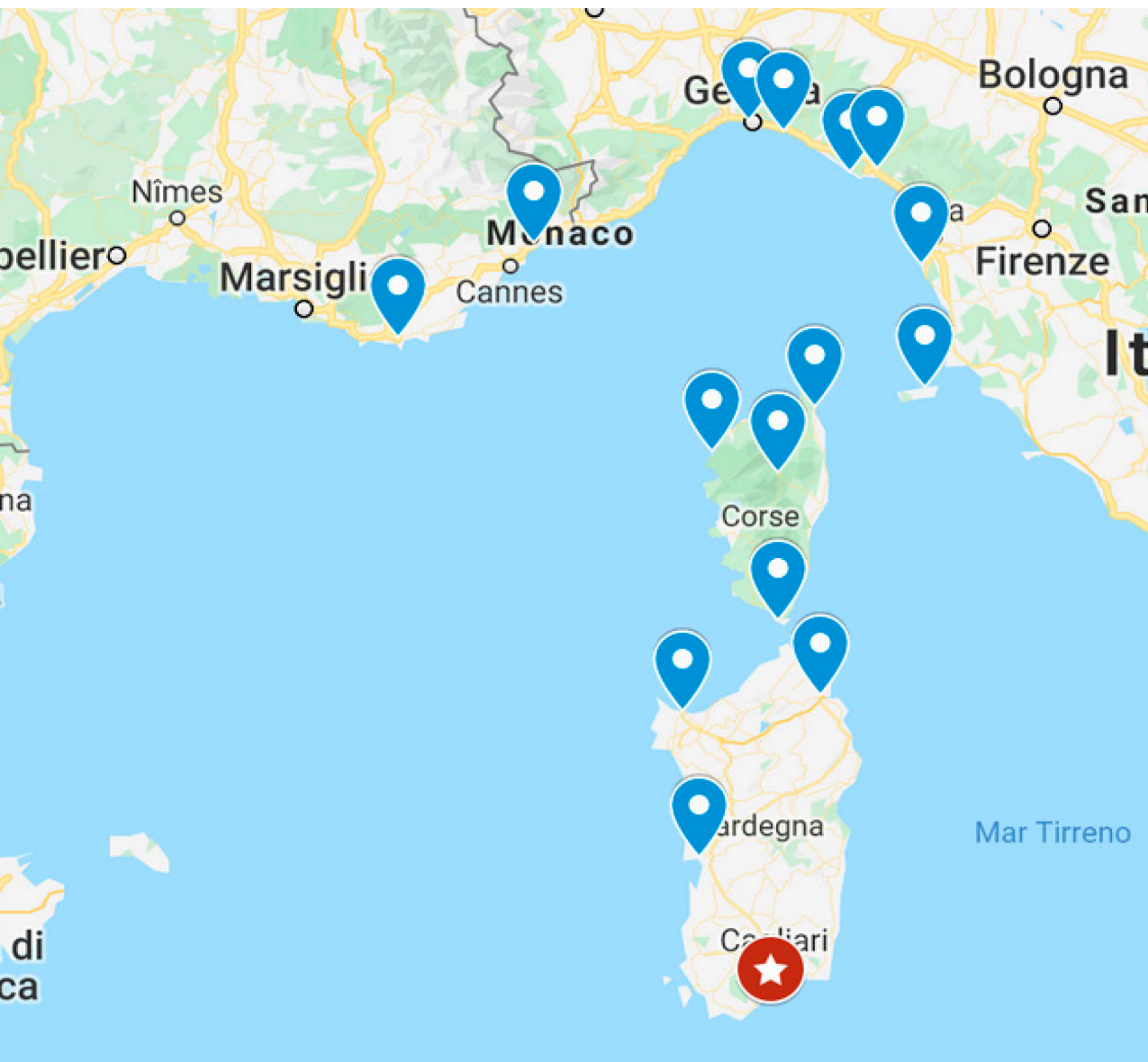


Fig. 1 - Area di interesse del progetto GIREPAM. Il simbolo rosso indica il capofila del progetto (Regione Sardegna), i simboli blu identificano i partners (<http://interreg-maritime.eu/web/girepam>)

Specie e area geografica di interesse, scopi del Piano

Il presente documento riguarda l'ambito geografico coperto dal Progetto Interreg Girepam e il popolamento a Procellariidae che lo caratterizza. Questo comprende due specie di uccelli marini a diverso stato di minaccia: la Berta minore (*Puffinus yelkouan* Acerbi, 1827) e la Berta maggiore (*Calonectris diomedea* Scopoli, 1769), classificate rispettivamente VU e LC nella Lista Rossa mondiale dell'IUCN. Entrambe sono taxa monotipici endemici del Mediterraneo, ma hanno il principale nucleo distributivo diversamente ubicato: al centro dell'area Girepam la Berta minore (32-54% nell'Arcipelago di Tavolara, in base ai valori di Zenatello *et al.* 2012 e Gaudard 2018) e nel Canale di Sicilia la Berta maggiore (> 75% a Zembra, Defos du Rau *et al.* 2015). Va sottolineato che l'area interessata dal Progetto Girepam include tutte le colonie di Berta maggiore e Berta minore nidificanti entro le regioni amministrative italiane coinvolte nel progetto, mentre in territorio francese include quelle localizzate in Corsica e nel Parco Nazionale di Port Cros, escludendo pertanto i siti riproduttivi esistenti nella rimanente porzione della regione PACA esterni al Parco (<http://interreg-maritime.eu/web/girepam>).

Alla Berta minore è stato di recente dedicato un Action Plan a valenza mondiale (Gaudard 2018) che naturalmente è stato ampiamente utilizzato per la produzione di questo contributo a copertura più limitata, ma concepito a maggiore dettaglio geografico e gestionale. In assenza di un piano di azione per la Berta maggiore (ma si veda BirdLife International 2019 per le informazioni generali riferite a questa specie) e in considerazione delle molte affinità tra le due specie, nella trattazione unificata che viene qui proposta il documento ispiratore ha finito per avere un peso considerevole per entrambe, con le dovute differenze imposte da status, fenologia, distribuzione e valore conservazionistico.

L'areale di interesse Girepam (Fig. 1) si estende fino alle più settentrionali latitudini del Mediterraneo ed è interamente comprensivo della sua più vasta area marina protetta (il Santuario Pelagos), di quattro parchi nazionali particolarmente significativi per i Procellaridi (Port Cros, Arcipelago Toscano, Arcipelago di La Maddalena e Isola dell'Asinara), di 10 Aree Marine Protette¹ e di ulteriori 6 AMP in fase di istituzione².

¹ <https://www.minambiente.it/pagina/aree-marine-istituite>, integrato (per l'Italia); <http://www.aires-marines.fr/> per la Francia.

² <https://www.minambiente.it/pagina/aree-marine-di-prossima-istituzione>



Foto 1a - Isola di Montecristo (Arcipelago Toscano, Italia)

Il contesto geografico di cui trattasi rappresenta un'unità gestionale discreta e biologicamente giustificata per i Procellaridi, a motivo della distribuzione quasi continua delle colonie lungo l'asse sardo-corso e dei regolari movimenti a scopo trofico che collegano tra loro aree marine anche distanti. Esiste inoltre, almeno per una delle due specie (Berta minore) una prova di reclutamento a grande distanza (nidiceo di Porquerolles, Port Cros, nidificante a Montecristo, Arcipelago Toscano).

Sussiste tuttavia una carenza a livello della porzione più occidentale della costa francese, dove sono presenti sia isole importanti per la nidificazione (Arcipelago di Marsiglia), sia aree di foraggiamento fondamentali anche per i riproduttori provenienti da Sardegna e Toscana (Golfo del Leone).



Foto 1b - Isola Giraglia (Corsica, Francia)



Foto 1c - Isola di Lavezzi (Corsica, Francia)



Foto 1d - Isola di Tavolara (Sardegna, Italia)



Foto 1e - Isola dell'Asinara (Sardegna, Italia)

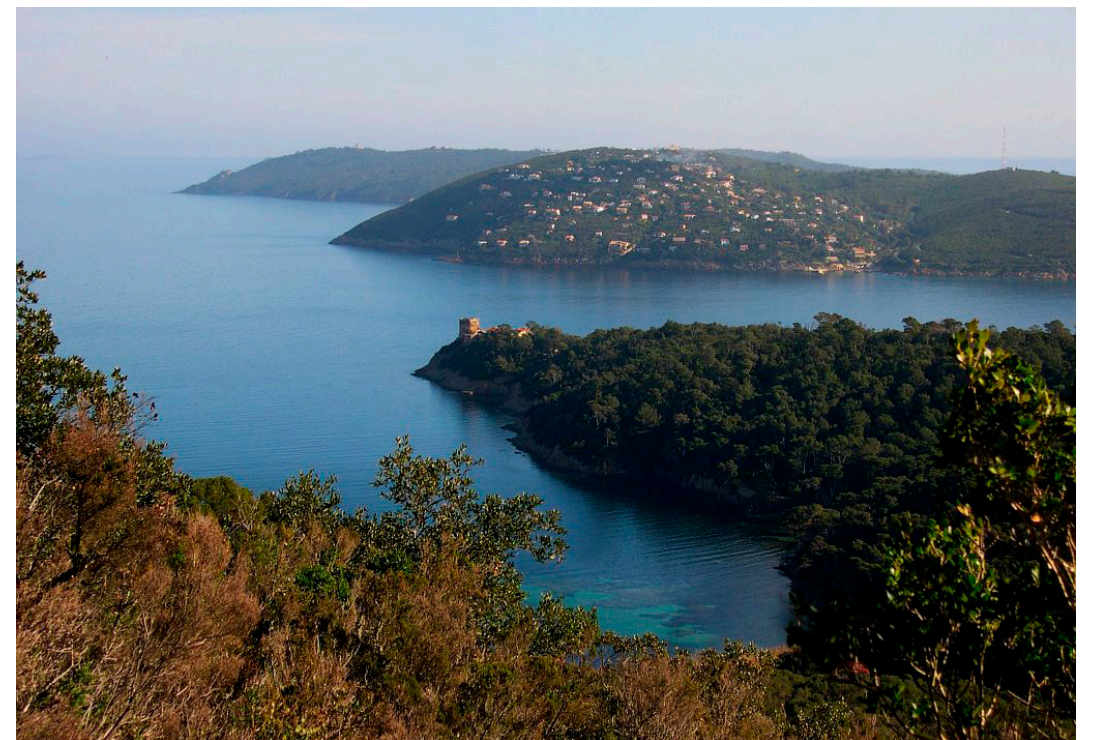


Foto 1f - Isola di Levant (Arcipelago delle Isole di Hyères, Francia)

Le Figg. 2 e 3 mostrano, con tracciati di foraggiamento relativi a colonie sia italiane che francesi, alcuni aspetti di quanto sopra descritto.

È evidente la necessità di una forma di coordinamento fra nazioni e amministrazioni diverse per una buona riuscita di questo Piano d'azione. Per evitare una dispersione di risorse nell'acquisizione di dati non direttamente confrontabili tra loro, va rimarcata l'esistenza di specifici protocolli di indagine redatti nell'ambito delle attività connesse con l'implementazione della Direttiva Quadro Strategia Marina (MSFD).

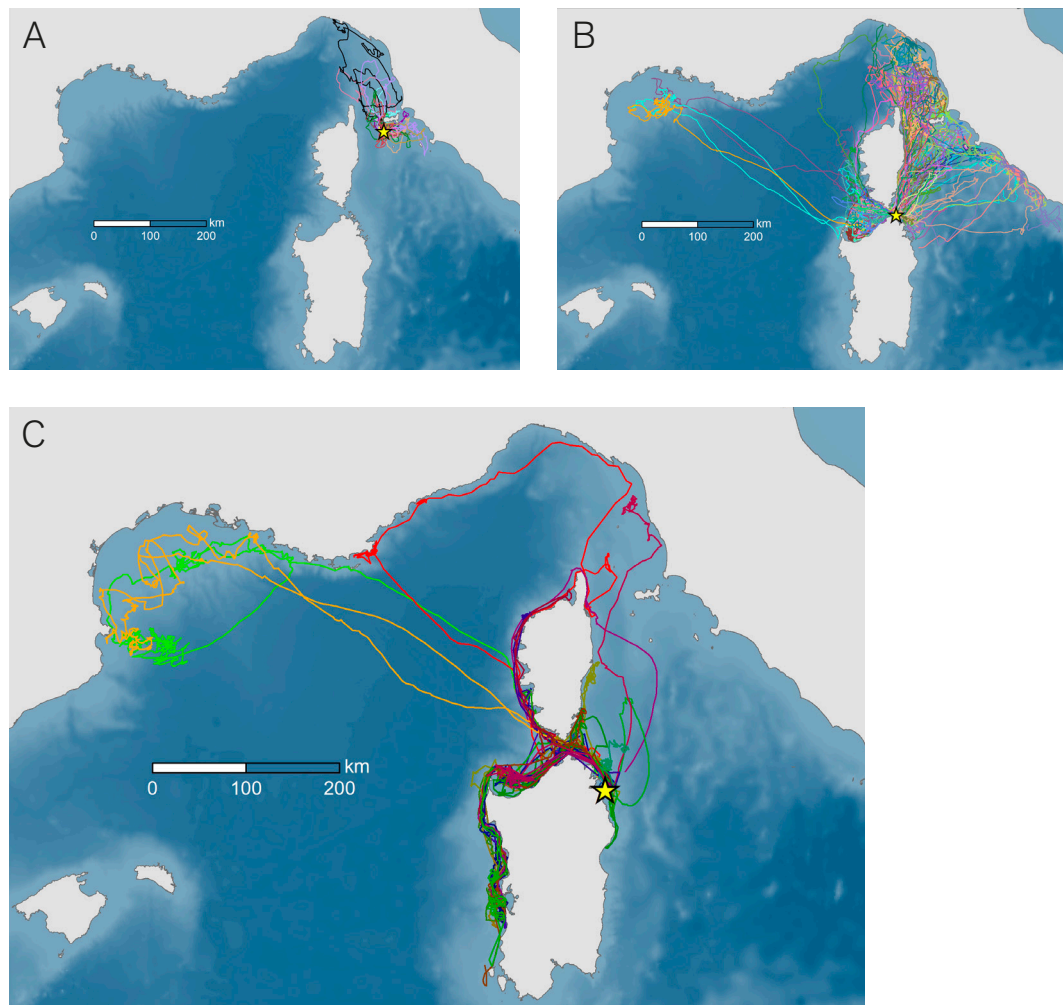


Fig. 2 - Tracciati di foraggiamento di berte maggiori e berte minori nidificanti entro l'area di interesse del progetto GIREPAM: (A) berte maggiori dell'Arcipelago Toscano (n=21, dati ISPRA, LIPU, PN Arcipelago Toscano); (B) berte maggiori dell'Arcipelago di La Maddalena (n=97, dati ISPRA, LIPU, Univ. Milano, PN Arcipelago di La Maddalena); (C) berte minori dell'Arcipelago di Tavolara-Molara (n=34, dati ISPRA e AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo). Le stelle gialle indicano i siti delle colonie.

A livello italiano esistono inoltre dei protocolli mirati agli uccelli marini sviluppati nell'ambito del Progetto di Sistema "The Big Five – Razionalizzazione del monitoraggio delle cinque maggiori specie di uccelli marini di interesse conservazionistico dei parchi nazionali dell'area tirrenica", cui si rimanda per gli opportuni approfondimenti.

Si auspica che il presente lavoro possa offrire una panoramica delle attività esistenti e un'ipotesi di azioni future da discutere e condividere tra partners e stakeholders. Punti di forza del presente contributo sono la messa a punto dell'Appendice 1, dedicata all'aggiornamento delle conoscenze esistenti su distribuzione e consistenza delle popolazioni nidificanti entro l'area indagata e dell'Appendice 2, che riassume in forma tabellare i dati relativi al successo riproduttivo delle due specie nell'area Girepam.

I valori di popolazione riportati in Appendice 1 sono quelli più recenti disponibili per le zone di nidificazione dell'area di indagine, ricavati sia da una attenta ricerca bibliografica, sia da dati inediti raccolti negli anni recenti e in parte non ancora oggetto di pubblicazione. Essi vanno pertanto ad aggiornare quanto contenuto nei precedenti lavori di sintesi: Baccetti *et al.* (2009) per l'Italia, Cadiou *et al.* (2004) per la Francia. Al riguardo è da sottolineare che l'assenza di dati riportati per la Liguria, in conseguenza di estinzioni locali avvenute in epoca imprecisata, non è indicativa di scarsa importanza di questa regione e non esime dall'intraprendere azioni locali, sia per favorire la ricolonizzazione dei siti abbandonati che per garantire idonee condizioni di sostentamento a individui provenienti dalle regioni confinanti.

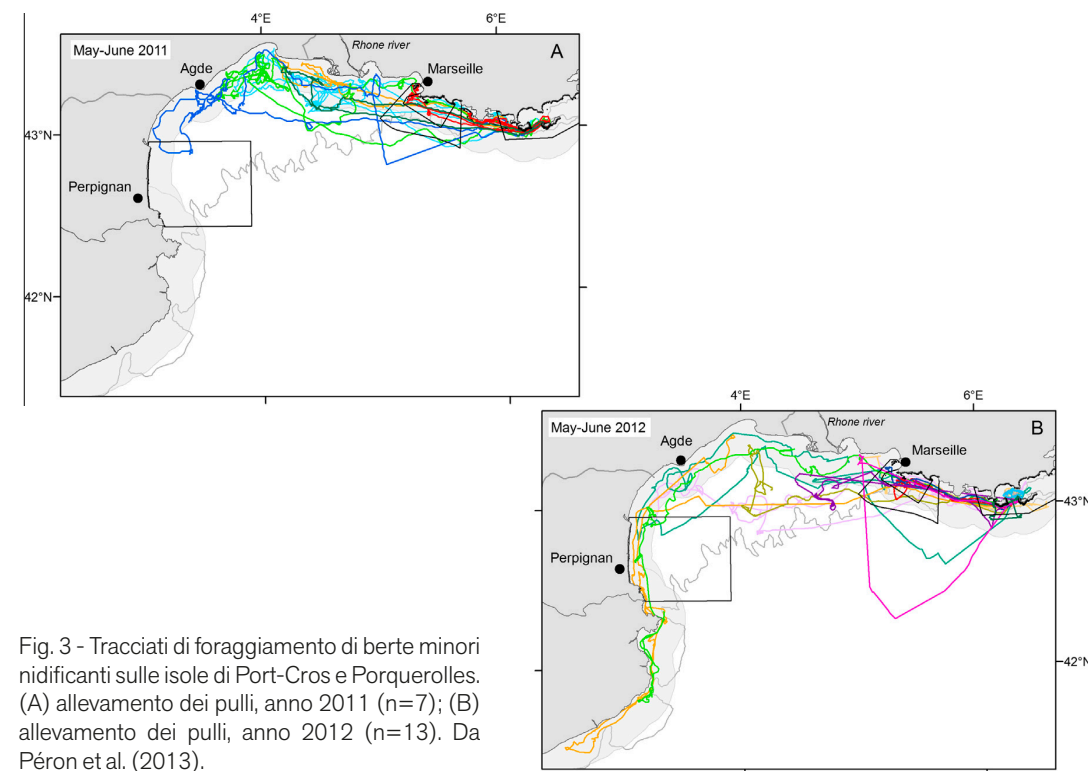


Fig. 3 - Tracciati di foraggiamento di berte minori nidificanti sulle isole di Port-Cros e Porquerolles. (A) allevamento dei pulli, anno 2011 (n=7); (B) allevamento dei pulli, anno 2012 (n=13). Da Péron *et al.* (2013).

2. SPECIE TARGET



Foto 2 - Berta maggiore (*Calonectris diomedea*)

2.1 Berta maggiore (*Calonectris diomedea*)

La Berta maggiore è un uccello marino pelagico, endemico come nidificante nel bacino del Mediterraneo. Recentemente è stata riconosciuta come specie a sé, separata dalle altre berte del genere *Calonectris* nidificanti in Oceano Atlantico: la Berta maggiore atlantica *C. borealis* (Cory, 1881) e la Berta maggiore di Capo Verde *C. edwardsii* (Oustalet, 1883) (Sangster *et al.* 2012). La Berta maggiore si caratterizza per il sotto-ala chiaro che si estende fino al bordo esterno delle primarie (Svensson 2012) lasciando meno scura la punta dell'ala rispetto a *C. borealis*. La Berta maggiore è una specie sessualmente dimorfica, in cui i sessi possono essere distinti con analisi discriminanti basandosi su misure morfometriche (Lo Valvo, 2001). Un altro carattere che permette una sicura e immediata distinzione è il canto: più rauco e profondo nella femmina e più acuto e squillante nel maschio (Robb & Mullarney 2008). La Berta maggiore è una specie migratrice che sverna nell'area occidentale dell'Oceano Atlantico centro-meridionale. La popolazione globale è stimata in 140.000-220.000 coppie (Carboneras *et al.* 2014), di cui 179.000-193.000 coppie (Defos du Rau *et al.* 2012, 2015) sull'isola di Zembra. La popolazione francese è stimata in 828-1,116 coppie, pari al 3% della popolazione europea, mentre la popolazione italiana è stimata in 13,344-21,873 coppie, pari al 45% della popolazione europea (Baccetti *et al.* 2009, BirdLife International 2015). Quest'ultima comprende la colonia dell'isola di Linosa che, con le sue 10.000 coppie stimate, rappresenta la seconda colonia più grande per dimensioni a livello globale e



Foto 3 - Ratto che attacca un pullo di Berta maggiore

la prima a livello europeo. Gran parte della popolazione italiana nidifica nel Canale Sicilia e secondariamente lungo la costa sarda, seguita dall'alto Tirreno, dove è l'Arcipelago Toscano ad ospitare la popolazione maggiore, mentre nell'Adriatico italiano la specie è presente unicamente nell'Arcipelago delle Tremiti.

La Berta maggiore è una specie altamente filopatra, che ha uno dei periodi riproduttivi più lunghi fra le specie di uccelli europee. La nidificazione inizia con il ritorno degli individui alla colonia dai territori di svernamento

tra marzo e aprile e si conclude con l'involto dei giovani a metà ottobre. L'investimento parentale è particolarmente elevato e non essendo possibile produrre una covata di sostituzione, la perdita dell'uovo o del pulcino comportano il fallimento riproduttivo per quell'anno.

La cova viene portata avanti da entrambi i genitori, che si alternano al nido. Il periodo di deposizione può essere lievemente asincrono. In Sicilia si protrae generalmente per circa 15 giorni, tra metà maggio e inizio giugno, con picchi verso la fine di maggio (Massa & Lo Valvo 1986). Il periodo d'incubazione è molto lungo, durando circa 51 giorni (Massa & Lo Valvo 1986). Ciò è dovuto al lento sviluppo dell'embrione, un adattamento ai prolungati periodi di abbandono dell'uovo (e del conseguente raffreddamento) durante i cambi cova dei partners (Warham 1990). Durante l'incubazione i riproduttori si alternano con viaggi della durata media di 7 (7.53 ± 0.7 giorni) e picchi di 18 giorni (Cecere *et al.* 2013). La schiusa avviene tra il 10 e il 25 Luglio (Massa & Lo Valvo 1986) e la fase di allevamento dei pulcini dura circa 90 giorni (Brooke 2004). I giorni immediatamente successivi alla schiusa vedono la presenza nel nido di almeno un genitore, per la difesa da predatori, il nutrimento costante e un eventuale aiuto per la termoregolazione (Cattray *et al.* 2009).

Il pulcino verrà nutrito con una frequenza sempre minore con il passare delle settimane. Il ritorno alla colonia e l'alimentazione da parte del genitore avvengono quasi sempre di notte (Rubolini *et al.* 2015) e prevalentemente nelle notti senza luna, probabilmente per ridurre il rischio di predazione.

In attesa che si verifichino le condizioni adatte per il rientro al nido, gli adulti si posano sull'acqua di fronte all'area di nidificazione e si lasciano galleggiare (il cosiddetto comportamento di *rafting*) fino al sopraggiungere del buio, ovvero al tramonto del sole e/o della luna (Rubolini *et al.* 2015). L'alimentazione da parte dei genitori continuerà fino ad ottobre, quando il peso

dei pulcini arriverà a superare quello degli adulti. Da questo momento in poi le imbeccate si faranno sempre meno frequenti nel tempo, fino ad un periodo di completo digiuno, prima dell'involto, che può durare anche 15 giorni (Brooke 2004).



Foto 4 - Pullo di Berta maggiore predato

Le prede preferite sono piccoli pesci e calamari, che vengono catturati principalmente di giorno e solo occasionalmente di notte, sfruttando la maggior visibilità della luce riflessa dalla luna e le conseguenti migrazioni verticali delle prede (Rubolini *et al.* 2015). Altra importante risorsa trofica è quella rappresentata dai resti della lavorazione del pesce e della pulizia delle reti che vengono gettati in mare dai pescherecci (Cecere *et al.* 2015). In un mare molto sfruttato, quale il Mediterraneo, gli scarti provenienti dalla lavorazione del pesce possono costituire un'importante risorsa trofica per la Berta maggiore. Al contempo però è necessario considerare che gli scarti non hanno lo stesso valore energetico del pesce vivo pescato (Pichegru *et al.* 2007) e pertanto il loro consumo potrebbe avere conseguenze negative in termini di *fitness*, o più nello specifico sullo sviluppo dei pulcini. La Berta maggiore, come molti altri procellariiformi, attua quella che viene definita *dual foraging strategy*. Vengono cioè alternati viaggi di foraggiamento di lunga durata (>4gg) con viaggi più corti (1-4gg). Il vantaggio dei viaggi corti è di permettere all'adulto di allontanarsi per breve tempo quando il pulcino ha necessità di essere nutrito frequentemente, mentre quelli lunghi permettono il raggiungimento di aree maggiormente idonee per la pesca.

Questa strategia ha mostrato un elevato grado di plasticità in relazione alle condizioni ecologiche e alle esigenze energetiche di adulti e pulcini (Alonso *et al.* 2012, Cecere *et al.* 2014). I viaggi corti sono effettuati prevalentemente dagli adulti che devono procacciare il cibo per il pulcino, e sono tanto più frequenti quanto più produttivo è l'ambiente marino nei pressi della colonia; i viaggi lunghi permettono invece ai riproduttori di recarsi in aree lontane e particolarmente pescose, dove il foraggiamento è prevalentemente orientato al proprio mantenimento e all'ottenimento di un quantitativo di cibo per il pulcino pari alla dose giornaliera necessaria moltiplicata per i giorni di assenza dell'adulto (Granadeiro *et al.* 1998).



La Berta maggiore è classificata "a minor preoccupazione" (*Least Concern*) per il rischio di estinzione, sia a livello globale (BirdLife International 2015) sia a livello nazionale (Peronace *et al.* 2013). La specie è comunque elencata nell'Allegato I della

Foto 5 - Berta maggiore con GPS

Direttiva Uccelli (79/409/CEE) e nell'Appendice II della convenzione di Berna. La giustificazione dell'appartenenza a una categoria a basso rischio di minaccia deriva dall'ampio areale di distribuzione, dalla dimensione di popolazione piuttosto elevata e dall'assenza di evidenti tendenze al decremento. Va tuttavia considerato che la longevità degli individui di questa specie rischia di mascherare per lungo tempo eventuali diminuzioni del successo riproduttivo o del numero di nuovi riproduttori reclutati da una popolazione (Birdlife International 2015). Per la colonia di Lavezzi il tasso di sopravvivenza del primo anno è 0.52 (IC 95%: 0.40-0.54) mentre adulti e non riproduttori hanno valori maggiori e simili fra loro, 0.88 (IC 95%: 0.83-0.92) e 0.89 (IC 95%: 0.88-0.90) rispettivamente (Jenouvrier *et al.* 2008). Inoltre, in una popolazione nel bacino occidentale del Mediterraneo (Pantaleu, Spagna), il numero dei riproduttori rimaneva costante nonostante un basso tasso di sopravvivenza degli adulti. Questo per via dell'alto tasso di immigrazione, che rappresentava annualmente il 10-15% della popolazione (Sanz-Aguilar *et al.* 2016).



Foto 6 - Berte minori (*Puffinus yelkouan*)

2.2 Berta minore (*Puffinus yelkouan*)



Foto 7 - Berta minore

La Berta minore è un procellaride endemico del bacino del Mediterraneo centrale e orientale e del Mar Nero (Bourgeois & Vidal 2008). Inizialmente classificata come sottospecie mediterranea di *Puffinus puffinus*, a partire dalla fine degli anni '80 è stata considerata specie a sé insieme alla Berta delle Baleari (Bourne *et al.* 1988, Sibley & Monroe 1990, 1993), dalla quale è stata definitivamente separata nel 2002 (AERC TAC 2003, Brooke 2004, del Hoyo *et al.* 2014).

È un uccello marino di medie dimensioni, con parti superiori bruno-nerastre che contrastano nettamente con parti inferiori quasi interamente bianche, ad eccezione del margine delle ali e della coda. I piedi sono grandi e palmati e in volo si estendono leggermente oltre la coda. Il becco è sottile, nero e con apice uncinato. La specie è caratterizzata da una spiccata fedeltà sia al sito di nidificazione che al proprio partner (Bourgeois *et al.* 2014); raggiunge la maturità sessuale a 3-4 anni (Borg *et al.* 2010) e, come la maggior parte degli uccelli marini, è dotata di considerevole longevità: nel Regno Unito sono stati segnalati due casi di ricattura dell'affine Berta minore atlantica a 49 e 55 anni dall'inanellamento (Fransson *et al.* 2017).

La Berta minore nidifica in colonie di dimensioni variabili, in genere collocate su alte falesie rocciose a picco sul mare, in isolotti lontani dalla costa o più raramente sulla terraferma. I nidi sono situati all'interno di cavità, grotte o fessure nella roccia; meno di frequente vengono



Foto 8 - Ricerca nidi

scavati attivamente, laddove il substrato lo consente (Bourgeois & Vidal 2007, Baccetti *et al.* 2009, Derhé 2012, Zenatello *et al.* 2012).

Rispetto alla Berta maggiore seleziona isole con maggiori dimensioni (Baccetti *et al.* 2009) e può nidificare in aree più densamente vegetate, anche sotto parziale copertura arborea. Gli individui tornano al nido esclusivamente nelle ore notturne, in condizioni di completa oscurità e con un certo ritardo rispetto alle berte maggiori, evitando anche la luce della luna. Anche per questa specie tale comportamento viene generalmente considerato una strategia adattativa che ha lo scopo di limitare il rischio di predazione; ipotesi alternative legano queste abitudini alla disponibilità di cibo (Bourgeois *et al.*, 2008).

I siti riproduttivi iniziano a essere visitati a partire da fine ottobre, con il ricongiungimento delle prime coppie. L'accoppiamento avviene a febbraio e la femmina depone l'unico uovo a metà marzo – inizio aprile. L'uovo viene covato da entrambi i partner per circa 50 giorni, si schiude a fine aprile – inizio maggio ed entrambi i genitori collaborano nell'alimentazione del pulcino. I nuovi nati si involano a fine giugno – inizio luglio, quando le colonie vengono abbandonate per restare deserte fino all'autunno successivo, al ritorno degli adulti e di qualche immaturo o *prospector* che ispeziona i luoghi per la futura nidificazione (Bourgeois *et al.* 2008, Bourgeois 2012, Gotti *et al.* 2014).

La dieta della Berta minore è costituita esclusivamente da specie marine. Le principali prede includono pesci di piccole e medie dimensioni; le specie più rappresentate in termini di biomassa sono costituite da pesci epipelagici come i clupeiformi (es. acciuga e sardina), e in seconda istanza da specie mesopelagiche e demersali quali Gadidi e Scombridi, reperibili sia di notte, quando migrano verso la superficie marina, sia di giorno, quando vengono sospinti



Foto 9 - Posizionamento di GPS data logger ad una Berta minore

in superficie da predatori marini o resi disponibili come scarti di pesca. Crostacei pelagici (Eufausiacei e Decapodi) catturati immergendosi fino a oltre 30 metri di profondità rappresentano prede numericamente importanti nelle prime fasi della stagione riproduttiva, prima della deposizione, sebbene contribuiscano comunque in misura assai limitata in termini di biomassa ingerita (Zotier 1997, Bourgeois *et al.* 2011); vengono inoltre catturate larve di pesci, prelevate sulla superficie del mare (Péron *et al.* 2013). La specie beneficia degli scarti derivanti dalla pesca in quanto viene regolarmente osservata a seguito dei pescherecci (Sarà 1993, Arcos 2001, Arcos & Oro 2002, Martínez-Abraín *et al.* 2002), ma si veda quanto detto per la Berta maggiore sul significato di questa fonte di approvvigionamento.

L'areale riproduttivo della Berta minore è concentrato nel bacino centrale e orientale del Mediterraneo (Borg *et al.* 2010); colonie della specie sono state registrate in Francia, Italia, Malta, Croazia, Albania, Grecia, Algeria, Tunisia (BirdLife International 2019), mentre per la Corsica non ci sono più evidenze riproduttive (Cadiou *et al.* 2004); per quanto riguarda la Bulgaria, le ultime evidenze di nidificazione risalgono agli anni '60; anche la Turchia ricade con ogni probabilità nell'aerale riproduttivo ma ad oggi non sono state trovate colonie della specie e sono necessarie indagini mirate che possano confermarlo (D. Sahin *com. pers.*). Un piccolo contingente potrebbe inoltre nidificare in Spagna, tuttavia problematiche relative alla tassonomia incerta degli uccelli che nidificano sull'isola di Minorca rendono la questione controversa (Arcos 2011, Genovart *et al.* 2016).

Durante il periodo riproduttivo, la Berta minore compie lunghi viaggi in mare per alimentarsi, percorrendo una media di 428 km per viaggio e mantenendosi sempre poco distante dalla costa (<20 km, Péron *et al.* 2013). Tende inoltre a foraggiare in aree produttive associate a

deflussi fluviali e altri fattori che migliorano la produttività. A conferma di ciò, studi recenti effettuati tramite l'utilizzo della telemetria sulla colonia situata presso l'isola di Tavolara hanno dimostrato che il foraggiamento delle berte minori che nidificano sull'isola avviene prevalentemente in aree costiere poco profonde, spesso in corrispondenza di foci fluviali a distanze elevate dalla colonia. La Sardegna settentrionale tra le Bocche di Bonifacio e il Golfo dell'Asinara, come pure le acque prossime al Golfo di Oristano, sono le aree maggiormente frequentate durante la cova, mentre durante l'allevamento dei pulli la Sardegna occidentale viene sostituita da aree di foraggiamento poste lungo la costa Toscana e nel Golfo del Leone, verosimilmente a causa di un impoverimento delle aree di alimentazione circumsarde. I viaggi di foraggiamento hanno durata di 1- 7 giorni, e tendono a durare di più durante la fase di allevamento del pulcino (Zenatello *et al.* 2012).

Durante il periodo post-riproduttivo la maggior parte degli individui si sposta nell'area del Mediterraneo orientale e nel Mar Nero (Snow & Perrins 1998), mentre alcuni uccelli rimangono in prossimità dell'areale riproduttivo (Militão *et al.* 2013, Péron *et al.* 2013, Raine *et al.* 2013).

L'ultima stima ufficiale relativa alla dimensione della popolazione globale, ottenuta dall'unione dei dati più aggiornati disponibili nei Paesi in cui la specie è presente, riporta l'esistenza di 21,201 – 35,975 coppie, di cui 12-19,000 in Italia e 500-1000 in Francia (Gaudard 2018). La stima globale è leggermente più elevata rispetto a quanto calcolato in precedenza da Derhé (2012) con 15,337-30,519 coppie / 46,000-92,000 individui. Osservazioni condotte presso il Bosforo durante la stagione non riproduttiva riportano conteggi di circa 90,000 individui (Şahin *et al.* 2012), portando a considerare che la dimensione effettiva della popolazione globale possa essere superiore alle stime riportate, anche se va tenuto conto della consistente percentuale di individui non-riproduttori che ogni anno visita le colonie per poi spostarsi nel Mar Nero durante la stagione autunnale.

La Berta minore è attualmente classificata come "Vulnerable" (vulnerabile) all'interno della "IUCN Red List"; è inoltre elencata nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (79/409/CEE) e nell'Appendice II della convenzione di Berna. Studi demografici effettuati in Malta e in Francia, ed evidenze meno solide in Italia, suggeriscono un trend negativo della popolazione, causato da una bassa produttività legata principalmente alla predazione da parte di mammiferi alloctoni e da una limitata sopravvivenza degli adulti soprattutto legata al bycatch. I dati di ricattura disponibili per alcune colonie presenti sull'arcipelago delle isole Hyères indicano una probabilità di sopravvivenza annuale dello 0.82 per i riproduttori (IC 95%: 0.70 - 0.94) e dello 0.95 per i non-riproduttori (IC 95%: 0.81 - 1.0) nel periodo 2004 – 2010, apparentemente non in grado di garantire la sopravvivenza della specie nel lungo periodo (Oppel *et al.* 2011).

Evidenze a conferma di un trend negativo della popolazione sono emerse in Sardegna dove l'occupazione delle colonie a Tavolara e Molara è diminuita con un tasso del 5% per anno tra il 2015 e il 2017 (n=30). Nella Sardegna meridionale (Cavoli) la diminuzione registrata tra il 2013 e il 2016 è stata di 1.15 - 1.72% per anno (n=56) (AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo/S. Nissardi, F. Cherchi e C. Zucca *com. pers.*).

3. MINACCE E FATTORI LIMITANTI

Le minacce di cui entrambe le specie risentono sono numerose, ma possono essere suddivise in due principali categorie funzionali: le minacce a terra, relative ai nidificanti e alla loro prole, e quelle che si esplicano a mare, in stagione riproduttiva come in tutto il resto dell'anno. Conoscere la rispettiva vulnerabilità delle diverse popolazioni è difficile, data soprattutto la complessità dell'ottenere stime attendibili sulla consistenza numerica e sulla demografia delle colonie.

3.1 Predazione da parte di mammiferi alloctoni

La principale minaccia 'a terra' è rappresentata dall'insuccesso riproduttivo dovuto all'azione di predatori terrestri introdotti dall'uomo in ambito micro-insulare: la responsabilità ricade di norma sul ratto nero (*Rattus rattus*) e solo localmente sul gatto inselvatichito, ma con maggiori effetti sulla popolazione (predazione estesa anche agli adulti). Anche cani randagi e cinghiali, pur se presenti su un minor numero di isole, possono gravemente impattare le colonie. Sull'isola francese di Le Levant, ad esempio, i gatti sono responsabili dell'uccisione annuale di circa 810-3241 berte minori, in prevalenza adulti (Bonnaud *et al.* 2012). La predazione su adulti e giovani è particolarmente deleteria per i Procellariiformi, i quali si sono evoluti per nidificare su isole remote ed inaccessibili, caratterizzate dall'assenza di predatori terrestri. Inoltre, la lenta maturazione sessuale, il basso tasso di produzione di uova e la lunga permanenza dei pulli al nido contribuiscono a rendere la predazione al nido catastrofica per le popolazioni, sia sul breve che sul lungo termine. I ratti sono in grado di predare uova e soprattutto piccoli schiusi da pochi giorni, riducendo drasticamente il successo riproduttivo di una colonia (Townes *et al.* 2011), fino a portare la popolazione di berte all'estinzione locale (es. Thibault 1994, Marti *et al.* 2000). Mettendo insieme i dati di entrambe le specie di berte, è stato determinato che le coppie che si riproducono su isole senza ratti raggiungono valori di produttività sostanzialmente più elevati (0.78 ± 0.17 , $n = 15$) rispetto a quelle che si riproducono su isole con ratti (0.14 ± 0.25 , $n = 11$, Capizzi *et al.* 2016: Fig. 4), tendenza rilevabile anche a livello di singoli siti confrontando i dati raccolti pre e post eradicazione (Appendice 2).

Nelle isole Chafarinas, il successo riproduttivo della colonia di Berta maggiore è stato osservato oscillare in parallelo agli sforzi di controllo nella popolazione di ratto, ed è stato mostrato come la presenza di ratto fosse la prima causa di fallimento dei nidi in questa colonia (Igal *et al.* 2006). A seguito di azioni di eradicazione del ratto, le colonie di berte sono in grado di

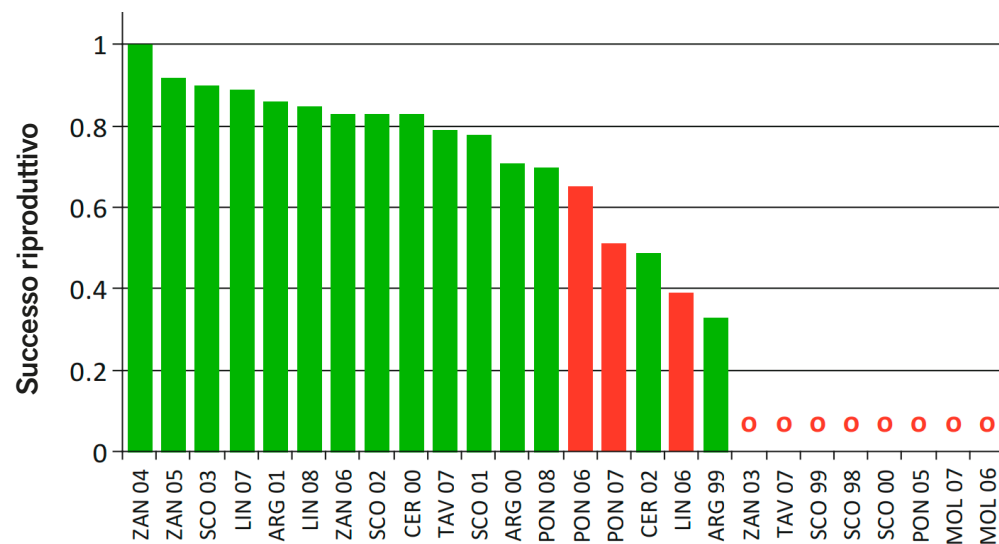


Fig. 4 - Successo riproduttivo di Berta minore e Berta maggiore sulle isole italiane/anno in presenza (barre rosse o zero) o in assenza (barre verdi) del ratto nero. I valori sono significativamente più elevati nelle isole senza ratto. I dati delle due specie di berta sono uniti assieme (Capizzi et al. 2016). ZAN Zannone, PON Ponza (Lazio), SCO La Scola, ARG Argentarola, CER Cerboli (Toscana), LIN Linosa (Sicilia), MOL Molara, TAV Tavolara (Sardegna). L'assenza del ratto nelle isole è sia naturale (Cerboli, Argentarola) che dovuta a controllo locale o eradicazione (Zannone post 2003, Linosa post 2006, La Scola post 2000, Ponza post 2007, parte di Tavolara nel 2007). Tratta da Capizzi et al. (2016).

riprendersi molto velocemente aumentando il numero di giovani involati e nel tempo anche quello delle coppie riproduttrici. A Montecristo, in seguito alla rimozione del ratto, si sono registrati successi riproduttivi per la Berta minore di 0.93-0.96 giovani/coppia, prossimi quindi al massimo teorico di 1.0, contro il precedente valore di 0.06 (Baccetti *et al.* 2016, Gotti *et al.* 2014). A Tavolara i valori di produttività 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 dello 0.69 (AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo/S. Nissardi *com. pers.*). A Zannone, azioni di controllo locale del ratto (2004-2006), cui ha fatto seguito l'eradicazione (2007), hanno permesso un aumento della produttività di Berta maggiore da zero (2003) a oltre 0.8. Analoghi aumenti sono stati registrati per la popolazione di Berta maggiore nidificante sull'isola de La Scola (LI), dove in seguito all'eradicazione del roditore la dimensione della colonia è aumentata da 70-100 coppie nidificanti nel 1999 a 150-250 nel 2010 (Capizzi *et al.* 2016). Sull'isola di Zembretta, in Tunisia, nei 3 anni seguenti all'eradicazione del ratto la popolazione di Berta minore è aumentata di 8 volte, e si è registrata la prima nidificazione di Berta maggiore (Burgeois *et al.* 2013). Il monitoraggio di lungo periodo effettuato dal 2002 sull'isola della Giraglia in Corsica (Faggio 2017) in assenza di predatori terrestri mostra una tendenza positiva sia del numero complessivo dei riproduttori, sia del numero dei giovani annualmente involati (Fig. 5).

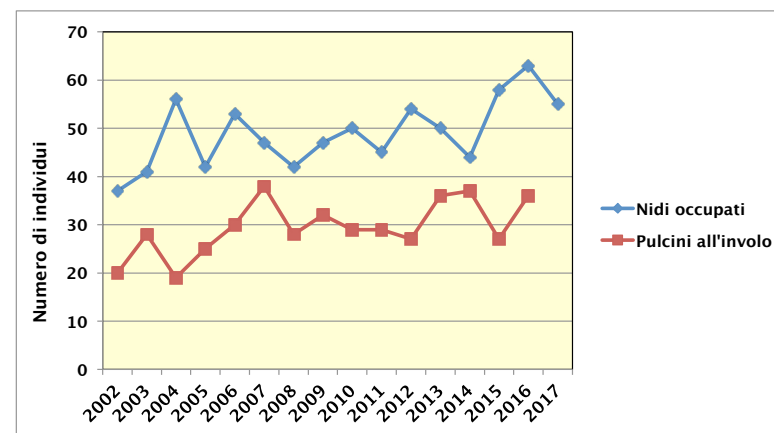


Fig. 5 - Evoluzione temporale della popolazione (nidi occupati, in blu) e del successo riproduttivo (pulcini all'involto, in rosso) sull'isola della Giraglia (Corsica). Tratta da Faggio (2017).

La predazione da parte di ratto implica inoltre alcuni effetti deleteri secondari sulla fedeltà al sito riproduttivo e al partner e sul comportamento dei *prospectors*: colonie con un basso successo riproduttivo attraggono infatti meno *prospectors*, riducendo quindi il reclutamento di nuovi riproduttori e quindi il successo riproduttivo della colonia sul lungo termine (Thibault 1994). La perdita di habitat riproduttivo causata da predatori come il ratto, e la concomitante elevata pressione predatoria, sono dunque un fattore importante nel declino dei procellariiformi. Altre specie mesopredatrici introdotte dall'uomo, in grado di predare uova, piccoli e perfino adulti sono i cinghiali ed i maiali inselvatichiti, ma il loro impatto è ancora poco studiato (Townes *et al.* 2011) e comunque la loro diffusione è minore. Infine, anche alcune specie di erbivori, introdotti sulle isole, possono avere un impatto deleterio sugli uccelli marini. È stata osservata una relazione inversamente proporzionale tra il pascolamento causato dalle capre (*Capra hircus*) e l'abbondanza di uccelli marini (Gizicki *et al.* 2018). Questo potrebbe essere dovuto al fatto che il pascolamento eccessivo comporta una riduzione della vegetazione, con una conseguente maggiore accessibilità delle tane ai predatori. In Nuova Zelanda è stato osservato che dove il pascolamento ha denudato il suolo dalla copertura erbacea, l'aumentata predazione ad opera di ratti e stercorari antartici (*Stercorarius antarcticus*) ha portato alla perdita di intere colonie di Berta grigia (*Ardenna grisea*) (Jones 2000). Infine, nel Regno Unito sono stati osservati cervi (*Cervus elaphus*) e pecore (*Ovis aries*) staccare la testa a pulli non ancora involati di Berta minore atlantica (*Puffinus puffinus*) e Sterna artica (*Sterna paradisea*) per ovviare alle carenze di calcio nella dieta in ambienti acidofili (Brooke 1990, Townes *et al.* 2011). Nelle due realtà nazionali molto è stato fatto e molto resta da fare per fronteggiare questa minaccia. Per quanto riguarda l'Italia, nel 2010 è stato stilato un elenco prioritario di isole su cui effettuare l'eradicazione del ratto, con l'obiettivo di allocare le risorse disponibili in maniera ottimale. L'ordine di priorità delle isole è stato stabilito prendendo in considerazione la dimensione delle colonie presenti, i costi dell'eradicazione e il rischio di reinvasio-

ne (Capizzi *et al.* 2010). Ad oggi sono stati effettuati e sono tutt'ora in corso interventi di rimozione del ratto soprattutto su isole italiane scelte in base alla rispettiva priorità, molte delle quali incluse nell'area di indagine del presente Piano d'Azione. I recenti progressi nelle misure di biosicurezza hanno permesso di realizzare o pianificare l'eradicazione del ratto anche in isole che in precedenza non erano state prese in considerazione a causa dell'elevato rischio di reinvasione (Capizzi *et al.* 2019 e Appendice 1).

In Francia, interventi condotti nell'area GIREFAM comprendono l'eradicazione del ratto effettuata in Corsica nell'arcipelago delle Cerbicales nel 1991-1992 (Thibault 1992) e a Lavezzi e isolotti satelliti nel 2000 (Lorvelec & Pascal 2005), entrambi conclusi con successo. Per quanto riguarda l'arcipelago delle Hyères, nel 2011 – 2012 è stato effettuato un intervento analogo sull'isola di Bagaud (Krebs *et al.* 2015), probabilmente reinvasa negli anni seguenti (Sposimo *com. pers.*). Sull'attigua isola di Port-Cros, tra il 2004 e il 2006 è stato portato a termine un programma di rimozione del gatto inselvatichito tramite cattura e traslocazione degli animali, contestualmente a una campagna di sterilizzazione degli individui domestici, con conseguenti benefici per una delle più importanti colonie di Berta minore presenti in territorio francese (Bonnaud *et al.* 2011).

3.2 Disturbo antropico

L'impatto antropico alle colonie può rappresentare un ulteriore fattore limitante per le berte in Mediterraneo, dove numerosi insediamenti si trovano nei pressi di popolari mete del turismo balneare ed escursionistico. Specialmente nel delicato periodo che coincide con la deposizione e l'allevamento dei piccoli, è noto che le attività ricreative legate al turismo possono avere effetti negativi sulle berte (Cianchetti-Benedetti *et al.* 2018). Campeggi, alte densità di turisti sulla costa per attività balneari, escursioni in barca e arrampicate creano non solo un disturbo acustico e luminoso, che può impedire agli animali il rientro in colonia, ma potenzialmente un alto afflusso di persone può portare al collasso delle tane scavate nel terreno (osservazioni effettuate sull'isola di Hyères, in Francia, Bourgeois 2012). A maggior ragione, la costruzione di case, hotel e porti può limitare la disponibilità o fruibilità di siti riproduttivi. La riduzione di habitat di nidificazione adeguato può dunque diventare un fattore limitante per queste specie. È stato osservato come lo scarico di materiali dalle scogliere di Rdum-tal-Madonna, a Malta, abbia ridotto il numero di siti adatti per la nidificazione per la Berta minore, bloccando l'accesso alle tane (Borg *et al.* 2010). La presenza di insediamenti antropici nei pressi delle colonie aumenta inoltre la presenza di predatori quali cani, gatti e ratti. Ad esempio, il campeggio vicino ad una colonia di Berta minore a Malta ha portato ad un aumento di avanzi di cibo abbandonati e spazzatura, con la conseguente esplosione della popolazione di ratto (Borg *et al.* 2010).

3.3 Inquinamento luminoso

L'inquinamento luminoso causato da insediamenti umani è un altro importante fattore di disturbo. Le luci, costantemente accese durante la notte, disorientano ed attraggono soprattutto i giovani al momento dell'involto, portandoli alla morte per impatto con strutture artificiali e/o veicoli (Rodríguez *et al.* 2015). In una popolazione di Berta maggiore atlantica, è stato stimato che il 53% dei giovani appena involati viene attratto dalle luci e finisce sul terreno (Rodríguez & Rodríguez 2009, Baccetti *et al.* 2005). Inoltre, l'intensità luminosa può aumentare l'esposizione ai predatori, risultando in un tasso di mortalità maggiore per i giovani appena involati (Cianchetti-Benedetti *et al.* 2018). A Malta, l'inquinamento luminoso in mare proveniente da infrastrutture offshore potrebbe essere un importante minaccia per alcune colonie. Al momento ciò viene studiato dal progetto EU-LIFE Arcipelago Garnija project LIFE14 NAT/MT/991. Sono state testate diverse modalità di mitigazione del problema, soprattutto facendo ricorso a tipi di luci meno attrattive. Si rimanda a questo riguardo a Longcore *et al.* (2018) e Rodríguez *et al.* (2017). Per le ZPS italiane con presenza di colonie uccelli marini, il DM 17/10/2007 prevede l'obbligo di utilizzo di lampade a vapori di sodio (o di lampade a led con caratteristiche analoghe), di punti luce schermati e di dispositivi automatici di accensione al passaggio entro 1 km. per ottenere una riduzione del livello di radianza sotto i 10 nW/sr*cm², specialmente nelle prime tre ore dopo il tramonto e durante il periodo d'involto (Rodríguez *et al.* 2015).

3.4 Depauperamento degli stock ittici

Le minacce per queste specie, come già accennato, non si riscontrano solamente alla colonia, ma anche in mare aperto. L'impatto antropico dell'uomo su questo ambiente è infatti notevole ed ha portato, specialmente nel Mediterraneo, ad un deterioramento delle condizioni ecologiche e all'impovertimento delle risorse (Coll *et al.* 2012, Vasilakopoulos *et al.* 2014, Fortibuoni *et al.* 2019, Maiorano *et al.* 2019). Il depauperamento degli stock ittici, causato dall'eccessivo prelievo e/o da trasformazioni ambientali di natura antropogenica (Coll *et al.* 2018, Saraux *et al.* 2019), può portare ad insufficienti tassi di nutrizione dei pulli, con una conseguente riduzione nella produttività delle colonie (Camphuysen & Garthe 2000). Inoltre, la difficoltà nel reperire prede si riflette in un maggiore tempo di assenza degli adulti dal nido, che aumenta ulteriormente la probabilità di predazione di pulli e/o uova. Manca purtroppo per l'area in esame un'indagine conoscitiva riguardo le principali prede delle berte, indagine che può essere svolta con successo mediante analisi degli isotopi stabili contenuti in penne, sangue o unghie (Ceia *et al.* 2018, Hong *et al.* 2019) o attraverso tecniche di DNA barcoding su campioni di feci o rigurgiti (Komura *et al.* 2018). Manca quindi anche un'analisi complessiva che colleghi il tasso di decremento degli stock ittici (con particolare riferimento alle specie preda) all'andamento demografico e alla distribuzione delle colonie. Nell'area indagata, peraltro, è nota da decenni una situazione di crisi nel settore della pesca delle più comuni specie epipelagiche (Sartor *et al.* 1998).

3.5 Bycatch

Al sovra-sfruttamento delle risorse ittiche, vanno aggiunti i danni diretti che sono procurati dai diversi sistemi di pesca quali reti a tramaglio e soprattutto palangari pelagici e semi-pelagici, che globalmente rappresentano una delle minacce più gravi ed impattanti per gli uccelli marini (Belda & Sanchez 2001, Lewison *et al.* 2005, Sullivan *et al.* 2006). Il bycatch a carico delle berte, ovvero la cattura non intenzionale di individui durante attività di pesca, è un fenomeno che è noto avere un impatto marcato sulle popolazioni di Berta minore, Berta balearica (*Puffinus mauretanicus*) e Berta maggiore (Belda & Sanchez 2001). Nelle Isole Columbretes, in Spagna, i numeri medi di uccelli marini catturati, appartenenti a 7 specie diverse, sono stati osservati variare fra circa 0.16 e 0.69 individui/1000 ami disposti. La specie più colpita è la Berta maggiore: è stata stimata nella zona una mortalità di circa 656-2829 berte/anno, di cui il 66% erano berte maggiori (Belda & Sanchez 2001). In Spagna, uno dei pochi paesi della regione mediterranea per cui sono disponibili dati complessivi di bycatch, si stima che annualmente venga ucciso circa il 4-6% della popolazione totale di Berta maggiore ivi nidificante. Per le isole maltesi, la percentuale di popolazione uccisa annualmente dal bycatch è stata stimata in 5-6% (Dimech *et al.* 2009, Defos du Rau *et al.* 2015), mentre per la popolazione nidificante sulle isole Strofades (Grecia) è stata stimata una mortalità annua del 2.5-3% (Karris *et al.* 2013, Defos du Rau *et al.* 2015). Tassi di mortalità di questa entità sono considerati insostenibili per la persistenza a lungo termine delle colonie (Cooper *et al.* 2003). Anche la Berta balearica, il più raro e minacciato uccello marino mediterraneo, è pesantemente colpita da questo fenomeno. La sopravvivenza degli adulti è infatti molto bassa e largamente influenzata dal bycatch. Il tempo di estinzione della specie è stato stimato essere di 61 anni (IC 95%: 55-69) (Genovart *et al.* 2016). Di conseguenza una rapida riduzione del bycatch è fondamentale per la sopravvivenza di questa specie (Genovart *et al.* 2016). La portata del fenomeno relativamente all'Italia non è nota per mancanza di indagini mirate, anche se non ci sono ragioni per ritenere che la mortalità sia diversa da quella rilevata in aree limitrofe geograficamente simili. Esistono comunque dati concreti, sebbene soltanto occasionali, sull'esistenza del problema nell'area di indagine, su tutte e tre le specie di berte potenzialmente presenti (Cooper *et al.* 2003). Il bycatch è considerato indicatore primario per la componente avifauna nell'ambito della Direttiva Quadro Strategia Marina: la quantificazione di questo fattore limitante rappresenta quindi anche per il nostro Paese un obbligo comunitario.

3.6 Inquinamento delle acque marine

Il bacino del Mediterraneo, data la sua conformazione e la sua posizione geografica, è uno dei mari più inquinati al mondo. Elevate concentrazioni di contaminanti, quali plastiche, petrolio e inquinanti organici persistenti (POP), vengono costantemente riversati in mare (Danovaro 2003, Claudet & Fraschetti 2010). La portata del loro effetto sulle popolazioni di

berte mediterranee è ancora da chiarire. Tuttavia, l'ingestione di macroplastiche rappresenta un'importante causa di mortalità per molte specie di uccelli marini (Moser & Lee 1992, Pierce *et al.* 2004). La plastica ingerita porta ad un blocco del tratto gastrointestinale, con la conseguente morte per inedia (Pierce *et al.* 2004). L'ingestione di plastiche inoltre porta a sviluppare condizioni fisiche sfavorevoli e ad accumulare un maggiore carico di contaminanti (Lavers *et al.* 2014). L'ammontare di plastiche ingerite, e il corrispondente danno nei pulli di Berta piedicarnicini (*Ardenna carneipes*) è il più alto mai riportato per un vertebrato marino (Lavers *et al.* 2014), suggerendo l'alta sensibilità dei procellariformi a questo tipo di inquinamento. Ciò è confermato dagli studi di Codina-Garcia *et al.* (2013), che hanno svolto la prima valutazione dell'impatto delle plastiche sugli uccelli marini mediterranei. Delle 9 specie analizzate durante il periodo 2003-2010, quelle con le più alte concentrazioni di plastiche ingerite erano le tre specie di berte mediterranee.

Per quanto riguarda altri inquinanti, livelli estremamente più alti di mercurio ed idrocarburi clorurati sono stati trovati nelle berte maggiori nidificanti nel Mediterraneo (*C. diomedea*) in paragone a quelle nidificanti in Atlantico (*C. borealis*), con una conseguente riduzione dello spessore del guscio delle uova (Renzone *et al.* 1986) e quindi probabilmente del successo riproduttivo. Infine, sversamenti accidentali di petrolio in mare possono avere conseguenze catastrofiche, portando alla morte anche di centinaia di migliaia di individui (Piatt *et al.* 1990). È stato recentemente sviluppato un protocollo non invasivo e facilmente applicabile per l'analisi dei contaminanti negli uccelli marini nel Mediterraneo (Borghesi 2016) e già testato sul Marangone dal ciuffo (*Gulosus aristotelis*, Bains *et al.* 2016).



4. OBIETTIVI GENERALI

Non si sono ravvisati per la Berta maggiore obiettivi aggiuntivi rispetto a quelli individuati per la Berta minore e riportati nel recente Action Plan internazionale (Gaudard 2018). Essi possono essere sintetizzati in:

- I. Garantire ad entrambe le specie un successo riproduttivo pari ad almeno il 75% (Jenouvrier *et al.* 2008, Gaudard 2018)
- II. Garantire ad entrambe le specie una sopravvivenza adulta > 92% (Jenouvrier *et al.* 2008, Gaudard 2018)
- III. Migliorare le condizioni dei siti di nidificazione, rimuovendo i fattori limitanti all'espansione delle specie
- IV. Colmare le lacune conoscitive esistenti riguardante minacce, distribuzione ed ecologia delle specie entro l'area oggetto del Piano, utilizzando una metodologia ripetibile e replicabile quale, ad esempio, quella sviluppata in ambito Strategia Marina o progetto di sistema fra Parchi Nazionali "The Big 5".

L'Appendice 1 al presente Piano di Azione contiene le informazioni salienti relative alle colonie delle due specie presenti entro l'area GIREPAM e le azioni suggerite in ciascuna isola o tratto di costa per il raggiungimento degli Obiettivi generali sopra esposti.



5. OBIETTIVI SPECIFICI E AZIONI

Gli obiettivi specifici e le relative azioni sono descritti nei paragrafi che seguono. La Tab. 1 posta alla fine di questo capitolo fornisce un quadro di sintesi relativo al contributo delle diverse azioni al raggiungimento degli obiettivi generali e attribuisce a ciascuna azione una valutazione della loro priorità di realizzazione.

5.1 Obiettivo specifico: ridurre il rischio di bycatch

Azione 5.1.1) Indagine conoscitiva diretta per la stima del bycatch

- raccolta di dati mediante questionari standardizzati e osservazioni a bordo di imbarcazioni delle marinerie che praticano le forme di pesca potenzialmente più impattanti (palamiti e palangari), per comprendere e valutare l'entità della minaccia: entità, stagionalità e specie maggiormente impattate, forme di cattura maggiormente problematiche, fattori di criticità e possibili soluzioni;

Azione 5.1.2) Indagine conoscitiva indiretta per la stima del bycatch

- raccolta dati indiretti di mortalità mediante la realizzazione di monitoraggi periodici sugli uccelli spiaggiati, per comprendere l'entità del problema, le cause di morte più frequenti e indirizzare gli interventi di mitigazione del bycatch;

Azione 5.1.3) Indagine conoscitiva della mortalità post-giovanile

- piano di monitoraggio che preveda il marcaggio individuale e raccolta dati per il calcolo della sopravvivenza in funzione della definizione delle cause di mortalità collegate col bycatch in colonie senza predatori terrestri.

Azione 5.1.4) Adozione di protocolli per la mitigazione del bycatch

- applicazione dei protocolli già in uso in altre aree geografiche alla realtà del Mediterraneo NW, con eventuali aggiustamenti in funzione alla realtà locale e monitoraggio dei risultati conseguiti.

5.2 Obiettivo specifico: ridurre il tasso di predazione da specie aliene

Azione 5.2.1) Indagine conoscitiva dell'impatto dei predatori alieni sul successo riproduttivo

- piano di monitoraggio che preveda la raccolta dati per il calcolo del successo riproduttivo e per definire le cause di fallimento sia in condizioni di presenza di predatori alieni sia in assenza (per confronto) degli stessi;

Azione 5.2.2) Implementazione delle misure di contenimento/rimozione dei predatori alieni

- realizzazione di interventi di contenimento/rimozione dei predatori alieni in nuove aree (o in aree ricolonizzate dai predatori), secondo metodi e priorità già in uso;
- realizzazione di campagne di sensibilizzazione dirette alle comunità locali interessate da interventi di contenimento (passati o futuri) per aumentare la consapevolezza del problema ed evitare la ricolonizzazione;

Azione 5.2.3) Implementazione delle misure di biosicurezza

- implementazione delle misure di biosicurezza nei siti già interessati da interventi di eradicazione di predatori alieni e monitoraggio regolare per rilevare tempestivamente eventuali reinvasioni;
- monitoraggio regolare delle isole naturalmente prive di predatori alieni per rilevare tempestivamente eventuali invasioni
- attività di *lobbying* sugli enti pubblici preposti per favorire l'adozione di regolamenti locali che riducano il rischio di ricolonizzazione da parte di predatori domestici (es. gatti, cani) o antropofili (es. ratti).

5.3 Obiettivo specifico: ridurre il depauperamento degli stock delle specie-preda

Azione 5.3.1) Indagine conoscitiva delle aree di foraggiamento maggiormente utilizzate e delle interazioni con i pescherecci

- realizzazione di monitoraggi da effettuarsi per mezzo di strumentazione GPS o GLS al fine di identificare le aree di alimentazione maggiormente utilizzate dalle specie nelle diverse fasi del ciclo annuale;
- analisi dell'interazione tra berte e pescherecci e valutazione della sovrapposizione spaziale tra le aree maggiormente utilizzate dalle berte in alimentazione e dai pescherecci, mediante analisi dei tracciati GPS di berte e natanti (vessel monitoring system – VMS data);

Azione 5.3.2) Indagine conoscitiva delle prede, loro consistenza, distribuzione e trend

- indagine qualitativa e quantitativa sulla dieta delle due specie in colonie campione, ad es.

tramite analisi degli isotopi nei tessuti, dei rigurgiti e delle feci attraverso tecniche di DNA barcoding;

- realizzazione di indagini mirate a studiare la densità delle specie preda entro e fuori le principali aree di foraggiamento, anche attraverso progetti di sistema transfrontalieri.

Azione 5.3.3) Indagine conoscitiva del successo riproduttivo in assenza di predatori alieni

- Piano di monitoraggio che preveda la raccolta dati per il calcolo del successo riproduttivo e per definire le cause di fallimento in condizioni di assenza di predatori alieni.

Azione 5.3.4) Sensibilizzazione degli stake-holders e dei consumatori, attività di *lobbying* sugli enti pubblici preposti allo sfruttamento delle risorse ittiche

- condivisione dei risultati delle azioni 5.3.1, 5.3.2 e 5.3.3.

5.4 Obiettivo specifico: ridurre la biocontaminazione

Azione 5.4.1) Indagine conoscitiva su livelli e tipologie di biocontaminazione

- indagine qualitativa e quantitativa sull'ingestione di micro- e macro-plastiche attraverso analisi dei tessuti (muscolo, fegato, stomaco) e dei contenuti stomacali di animali rinvenuti morti alle colonie, sui litorali in periodo riproduttivo o di animali vittime del bycatch.
- indagine qualitativa e quantitativa sull'ingestione di micro- e macro-plastiche attraverso analisi di sangue, feci e dei rigurgiti in animali vivi campionati durante il periodo riproduttivo.
- indagine dei livelli di metalli pesanti e POP nei tessuti (muscolo, fegato, stomaco) di animali rinvenuti morti alle colonie, sui litorali in periodo riproduttivo o di vittime del bycatch.
- indagine dei livelli di metalli pesanti e POP mediante prelievo di sangue, penne o piumino in animali vivi campionati durante il periodo riproduttivo.
- mappatura delle zone più a rischio per possibili sversamenti petroliferi e/o quantità di inquinanti immesse in mare. Valutazione della sovrapposizione di queste aree con le colonie e con le aree di foraggiamento conosciute.

Azione 5.4.2) Azioni di sensibilizzazione e networking

- sensibilizzazione della popolazione tramite campagne di informazione mirate (*media*, *social media*, volantini, siti web e incontri pubblici divulgativi) ed educazione ambientale nelle scuole.
- *capacity building* per risposte efficaci a sversamenti improvvisi di petrolio, e sostanze chimiche ed organiche.
- sviluppo di collaborazioni e azioni comuni (integrazioni) con altre campagne contro l'inquinamento marino.
- promozione dell'integrazione di Water Framework Directive e Marine Strategy Framework Directive.

5.5 Obiettivo specifico: ridurre la mortalità dovuta all'inquinamento luminoso

Azione 5.5.1) Indagine conoscitiva sull'inquinamento luminoso

- quantificazione del grado di inquinamento luminoso attorno alle colonie e conseguente impatto su giovani involati, mortalità e successo riproduttivo della colonia;
- valutazione di orari, periodi e categorie (maschi/femmine, giovani/adulti) maggiormente a rischio, anche tramite l'utilizzo di tecnologie GPS.

Azione 5.5.2) Mitigazione degli impatti dell'inquinamento luminoso

- riduzione dell'inquinamento luminoso ai minimi livelli possibili nelle aree naturali protette e nelle zone adiacenti, in un raggio di almeno 3 km dalle colonie, attraverso il rispetto rigoroso delle prescrizioni del DM 17/10/2007.
- sensibilizzazione dei privati (residenti e turisti) e delle strutture turistiche tramite campagne di informazione mirate alla promozione di attività ecologicamente sostenibili in termine di emissioni luminose, efficienza energetica ed educazione ambientale nelle scuole.
- attività di *lobbying* sugli enti pubblici preposti per favorire l'adozione di regolamenti locali che riducano l'inquinamento luminoso.
- messa a punto di protocolli di intervento per il soccorso alle berte vittime dell'inquinamento luminoso con il coinvolgimento della comunità locale.

5.6 Obiettivo specifico: ridurre il rischio di collisioni a terra

Azione 5.6.1) Indagine conoscitiva sul rischio di collisioni a terra

- quantificazione dell'impatto tramite monitoraggio (transetti) presso infrastrutture potenzialmente pericolose di animali morti o feriti per collisione e sviluppo di un protocollo di monitoraggio standardizzato.
- valutazione di periodi e classi (maschi/femmine, giovani/adulti) e delle aree maggiormente a rischio.

Azione 5.6.2) Mitigazione dei rischi di collisioni a terra

- sviluppo ed implementazione di strategie di mitigazione e segnalazione agli organi competenti di infrastrutture che potrebbero avere un impatto importante.
- sensibilizzazione di privati (residenti e turisti) tramite campagne di informazione mirate (*media*, *social media*, volantini, siti web e incontri pubblici divulgativi) ed educazione ambientale nelle scuole.
- azioni di salvataggio di animali impattati con il coinvolgimento della comunità locale.
- attività di *lobbying* sugli enti pubblici preposti per favorire l'adozione di regolamenti locali e sanzioni che riducano il rischio di collisioni.

5.7 Obiettivo specifico: ridurre il disturbo alle colonie

Azione 5.7.1) Indagine conoscitiva sul disturbo alle colonie

- indagini sull'effetto del disturbo da parte dell'uomo e di animali domestici o inselvatichiti (es. capre).
- identificazione dei siti più a rischio valutando la sovrapposizione di aree sfruttate per il turismo e la presenza di colonie.

Azione 5.7.2) Mitigazione degli effetti del disturbo alle colonie

- sviluppo di codici di condotta per la riduzione del disturbo da fornire agli operatori turistici per la corretta informazione dei clienti.
- attività di *lobbying* sugli enti pubblici preposti per favorire l'adozione di regolamenti locali e sanzioni che riducano il rischio di disturbo alle colonie.
- sensibilizzazione dei privati (residenti e turisti) tramite campagne di informazione mirate (*media*, *social media*, volantini, siti web e incontri pubblici divulgativi) ed educazione ambientale nelle scuole.
- realizzazione di strutture di contenimento/rimozione di animali domestici o inselvatichiti nelle aree più soggette ad impatto

5.8 Obiettivo specifico: colmare gap conoscitivi su distribuzione e consistenza della popolazione

Azione 5.8.1) Mantenimento e ampliamento delle stazioni di monitoraggio del successo riproduttivo e della mortalità

- marcaggio individuale e raccolta dati per il calcolo della sopravvivenza e del successo riproduttivo e per definire le cause di mortalità sia in colonie con serie storiche di dati che in colonie non ancora indagate.

Azione 5.8.2) Indagini su campo in aree per le quali esistono dati su consistenza/localizzazione particolarmente scarsi od obsoleti

- ricerca di colonie tramite ispezioni mirate a terra in siti idonei e/o ascolto notturno dei canti da terra o da imbarcazione;
- conteggio degli individui presso i *raft* per quantificare la dimensione delle colonie e facilitare la localizzazione dei nidi.

Obiettivi specifici	Azioni	Obiettivi generali			
		I	II	III	IV
5.1 Ridurre il rischio di bycatch	5.1.1) Indagine conoscitiva diretta per la stima del bycatch				X
	5.1.2) Indagine conoscitiva indiretta per la stima del bycatch				X
	5.1.3) Indagine conoscitiva della mortalità post-giovanile				X
	5.1.4) Adozione di protocolli per la mitigazione del bycatch	X	X		
5.2 Ridurre il tasso di predazione da specie aliene	5.2.1) Indagine conoscitiva dell'impatto dei predatori alieni sul successo riproduttivo				X
	5.2.2) Implementazione delle misure di contenimento/rimozione dei predatori alieni	X	X	X	
	5.2.3) Implementazione delle misure di biosicurezza	X	X	X	
5.3 Ridurre il depauperamento degli stock delle specie-preda	5.3.1) Indagine conoscitiva delle aree di foraggiamento maggiormente utilizzate e delle interazioni con i pescherecci				X
	5.3.2) Indagine conoscitiva delle prede, loro consistenza, distribuzione e trend				X
	5.3.3) Indagine conoscitiva del successo riproduttivo in assenza di predatori alieni				X
	5.3.4) Sensibilizzazione degli stake-holders e dei consumatori, attività di lobbying sugli enti pubblici preposti allo sfruttamento delle risorse ittiche	X			
5.4 Ridurre la biocontaminazione	5.4.1) Indagine conoscitiva su livelli e tipologie di biocontaminazione				X
	5.4.2) Azioni di sensibilizzazione e networking	X	X		
5.5 Ridurre la mortalità dovuta all'inquinamento luminoso	5.5.1) Indagine conoscitiva sull'inquinamento luminoso				X
	5.5.2) Mitigazione degli impatti dell'inquinamento luminoso		X	X	
5.6 Ridurre il rischio di collisioni a terra	5.6.1) Indagine conoscitiva sul rischio di collisioni a terra				X
	5.6.2) Mitigazione dei rischi di collisioni a terra		X	X	
5.7 Ridurre il disturbo alle colonie	5.7.1) Indagine conoscitiva sul disturbo alle colonie				X
	5.7.2) Mitigazione degli effetti del disturbo alle colonie	X		X	
5.8 Colmare gap conoscitivi su distribuzione e consistenza della popolazione	5.8.1) Mantenimento e ampliamento delle stazioni di monitoraggio del successo riproduttivo e della mortalità				X
	5.8.2) Indagini su campo in aree per le quali esistono dati su consistenza/localizzazione particolarmente scarsi od obsoleti				X

Tab. 1 - Quadro sinottico delle azioni e degli obiettivi. A ciascuna azione è stato attribuito un grado di priorità (in ordine crescente: dal grigio chiaro al grigio scuro). L'attribuzione della priorità tiene conto dell'incidenza nota o desunta della minaccia che le varie azioni intendono fronteggiare, della completezza conoscitiva del problema affrontato e della realizzabilità dell'azione in tempi relativamente brevi. Nel caso di fattori di minaccia poco o per nulla indagati nel contesto nazionale, l'azione conoscitiva ha talvolta ricevuto una priorità più elevata di quella relativa agli interventi di mitigazione. Ciò per evidenziare l'esigenza di colmare i gap conoscitivi per poter meglio valutare e indirizzare le azioni concrete di conservazione/gestione.

6. BIBLIOGRAFIA

AERC TAC (2003). AERC TAC'S Taxonomic Recommendations. Online version: www.aerc.be.

Alonso, H., Granadeiro, J.P., Paiva, V.H., Dias, A.S., Ramos, J.A. & Catry, P. (2012). Parent-offspring dietary segregation of Cory's shearwaters breeding in contrasting environments. *Marine Biology*, 159 (6): 1197-1207.

Arcos, J.M. (2001). Status of *Puffinus mauretanicus* and *Puffinus yelkouan* in Catalonia, with remarks for their identification (in Catalan, English summary). *Anuari d'Ornitologia de Catalunya* 1998: 245-257.

Arcos, J.M. (compiler) (2011). International species action plan for the Balearic shearwater, *Puffinus mauretanicus*. SEO/BirdLife & BirdLife International. 49 pp.

Arcos, J.M. & Oro, D. (2002) Significance of fisheries discards for a threatened Mediterranean seabird, the Balearic shearwater *Puffinus mauritanicus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 230:200-220.

Baccetti, N., Capizzi, D. & Sposimo, P. (2016). Rat eradication on Italian islands for the conservation of breeding seabirds. Pp 107-115. 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: 106-113.

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. *Rivista Italiana di Ornitologia*. 78: 83-100.

Baccetti, N., Sposimo P. & Giannini F. (2005). Artificial lights and mortality of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* on a Mediterranean island. *Avocetta* 29:89-91.

Baini M., Baccetti N., Fossi M.C., Casini S., Rizzuto S.,

Giannini F., Navone A. & Marsili L. (2015). A shared protocol to investigate the ecotoxicological status of the Mediterranean shag (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*) in the Tyrrhenian Sea. 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: 120-124.

Belda, E. J. & Sanchez, A. (2001). Seabird mortality on longline fisheries in the western mediterranean: factors affecting bycatch and proposed mitigating measures. *Biological Conservation* 98: 357-363.

BirdLife International (2015). European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

BirdLife International (2019). Species factsheet: *Calonectris diomedea*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 10/10/2019.

BirdLife International (2019). Species factsheet: *Puffinus yelkouan*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 10/10/2019.

Bonnaud, E., Berger, G., Bourgeois, K., Legrand, J., & Vidal, E. (2012). Predation by cats could lead to the extinction of the Mediterranean endemic Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* at a major breeding site. *Ibis*, 154(3), 566-577.

Bonnaud, E., Bourgeois K., Zarzoso-Lacoste D. & Vidal E. (2011). Cat impact and management on two Mediterranean sister islands: "The French conservation touch". In: Veitch, C. R.; Clout, M. N. and Towns, D. R. (eds). Island invasives: eradication and management : 395-401. IUCN, Gland, Switzerland.

Borg, J.J., Raine, H., Raine & A.F., Barbara, N. (2010). Protecting Malta's wind chaser: the EU LIFE Yelkouan Shearwater project report.

Borghesi F. (ed.) (2016). Developing sampling proto-

cols for biomonitoring contaminants in Mediterranean seabirds. PIM (Conservatoire du Littoral) and Medmaravis technical report, 106 pp.

Bourgeois, K. (2012). Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan*, updated state of knowledge and conservation of the nesting populations of the Small Mediterranean Islands. Initiative PIM. 24 pp.

Bourgeois, K., Dromzee, S. & Vidal, E. (2014). Relationships between nest-cavity and mate selection, reproductive performance and fidelity in the Mediterranean endemic Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan*. *Acta Ornithologica*, 49 (1), 9-22. ISSN 0001-6454.

Bourgeois, K., Dromzée, S., Vidal, E. & Legrand, J. (2008). Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* presence and behaviour at colonies: not only a moonlight question. *Comptes Rendus Biologies* 331: 88-97.

Bourgeois, K., Ouni, R., Pascal, M., Dromzée, S., Fourcy, D. & Abiadh, A. (2013). Dramatic increase in the Zembretta Yelkouan shearwater breeding population following ship rat eradication spurs interest in managing a 1500-year old invasion. *Biological Invasions*, 15(3), 475-482.

Bourgeois, K. & Vidal, E. (2007). Yelkouan Shearwater nest-cavity selection and breeding success. *Comptes Rendus Biologies* 330: 205-214.

Bourgeois, K. & Vidal, E. (2008). The endemic Mediterranean Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan*: distribution, threats and a plea for more data. *Oryx* 42: 187-194.

Bourne, W.R.P., Mackrill, E.J., Paterson, A.M. & Yésou, P. (1988). The Yelkouan Shearwater *Puffinus (puffinus?) yelkouan*. *British Birds* 81: 306-319.

Brooke, M. (1990). The Manx Shearwater. Poyser, London.

Brooke, M. (2004). Albatrosses and petrels across the world. Oxford University Press, Oxford.

Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (éds) (2004). Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000). Éditions Biotope, Mèze, 218 p.

Camphuysen, C. J., & Garthe, S. (2000). Seabirds and commercial fisheries: population trends of piscivorous seabirds explained. Effects of fishing on non-target species and habitats, 163-184.

Capizzi, D., Baccetti, N. & Sposimo, P. (2010). Prioritizing rat eradication on islands by cost and effectiveness to protect nesting seabirds. *Biological Conservation* 14: 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., Sposimo, P., Sozio, G., Petrassi F., Gotti C., Raganella Pelliccioni, E. & 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. & West C.J. (eds.). 2019. *Island invasives: scaling up to meet the challenge*, pp. 15-20. Occasional Paper SSC no. 62. Gland, Switzerland: IUCN.

Carboneras, C., Jutglar, F. & Kirwan, G.M. (2014). Scopoli's Shearwater (*Calonectris diomedea*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. *Handbook of the Birds of the World Alive*, Lynx Editions, Barcelona.

Catry, P., Matias, R., Vicente, L. & Granadeiro, J.P. (2009). Brood-guarding behaviour in Cory's shearwaters *Calonectris diomedea*. *Journal of Ornithology*. 150: 103-108.

Cecere, J., Benvenuti, A. & de Pascalis F. (2018). Individuazione delle aree marine utilizzate dalla berta maggiore nidificante nell'Arcipelago di La Maddalena e monitoraggio campione del successo riproduttivo. In: ISPRA (a cura di) *Monitoraggio di berta maggiore, gabbiano corso e sterna comune nel Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena*, 58 pp.

Cecere, J., Catoni, C., Gaibani, G., Gerales, P., Celada, C. & Imperio, S. (2015). Commercial fisheries, inter-colony competition and sea depth affect foraging location of breeding Scopoli's Shearwaters *Calonectris diomedea*. *Ibis*. 157: 284-298

Cecere, J., Catoni, C., Maggini, I., Imperio, S. & Gaibani, G. (2013). Movement patterns and habitat use during incubation and chick-rearing of Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea diomedea*) (Aves: Vertebrata) from Central Mediterranean: influence of seascape and breeding stage. *Italian Journal of Zoology*. 80: 82-89.

Cecere, J., Imperio, S. & Gaibani, G. (2014). Effects

of environmental variability and offspring growth on the movement ecology of breeding Scopoli's shearwater *Calonectris diomedea*. *Current Zoology*. 60: 622-630.

Ceia, F.R., Cherel, Y., Paiva, V.H. & Ramos, J.A. (2018). Stable isotope dynamics ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$) in neritic and oceanic waters of the North Atlantic inferred from GPS-tracked Cory's shearwaters. *Frontiers in Marine Science*, 5, 377.

Cianchetti-Benedetti, M., Becciu, P., Massa, B. & Dell'Omo, G. (2018). Conflicts between touristic recreational activities and breeding shearwaters: short-term effect of artificial light and sound on chick weight. *European journal of wildlife research*, 64(2), 19.

Claudet, J. & Frascchetti, S. (2010). Human-driven impacts on marine habitats: a regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, 143(9), 2195-2206.

Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W. W., Christensen, V. & Palomares, M. L. (2012). The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, 21 (4), 465-480.

Coll, M., Albo-Puigserver, M., Navarro, J., Palomera, I. & Dambacher, J.M. (2018). Who is to blame? Plausible pressures on small pelagic fish population changes in the northwestern Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 617-618: 277-294.

Cooper, J., Baccetti, N., Belda, E. J., Borg, J. J., Oro, D., Papaconstantinou, C. & Sánchez, A. (2003). Seabird mortality from longline fishing in the Mediterranean Sea and Macaronesian waters: a review and a way forward. *Scientia Marina*, 67(S2), 57-64

Danovaro, R. (2003). Pollution threats in the Mediterranean Sea: an overview. *Chemistry and Ecology*, 19(1), 15-32.

Defos du Rau, P., Bourgeois, K., Ruffino, L., Dromzée, S., Ouni, R., Abiadh, A., Estève, R., Durand, J.-P., Anselme, L., Faggio, G., Yahya, J.M., Peters, P., Rguibi, H., Renda, M., Miladi, B., Hamrouni, H., Alilech, S., Ben Dhafer, A., Nefla, A., Jaouadi, W., Agrebi, S. & Renou, S. (2012). New assessment of the world largest colony of Scopoli's Shearwater *Calonectris diomedea*. 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: 26-28.

Defos du Rau, P., Bourgeois, K., Thévenet, M., Ruffino, L., Dromzée, S., Ouni, R., Abiadh, A., Estève, R., Durand, J.-P., Anselme, L., Faggio, G., Yahya, J.M., Rguibi, H., Renda, M., Bayrem, M., Hamrouni, H., Alilech, S., Nefla, A., Jaouadi, W., Agrebi, S. & Renou, S. (2015). Reassessment of the size of the Scopoli's Shearwater population at its main breeding site resulted in a tenfold increase: implications for the species conservation. *J Ornithol DOI 10.1007/s10336-015-1187-4*.

Derhé, M. (2012). Developing a population assessment for Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* (Pp 65-73). 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: 65-73*.

Dimech, M., Darmanin, M., Caruana, R. & Raine, H. (2009). Preliminary data on seabird by-catch from the Maltese longline fishery (Central Mediterranean). *Collect Vol Sci Pap ICCAT* 64:2335-2341.

Faggio, G. (2017). Suivi du puffin cendré sur l'île de la Giraglia en 2017. CEN Corse. 12 pp.

Fortibuoni T., Giovanardi O., Pranovi F., Raicevich S., Solidoro C. & Libralato S. (2019). Analysis of Long-Term Changes in a Mediterranean Marine Ecosystem Based on Fishery Landings. *Front. Mar. Sci.* 4:33.

Fransson, T., Jansson, L., Kolehmainen, T., Kroon, C. & Wenninger, T. (2017). EURING list of longevity records for European birds.

Gaudard, C. (compiler) (2018). International Single Species Action Plan for the Yelkouan Shearwater *Puffinus Yelkouan*. Project LIFE 14 PRE/UK/000002. Coordinated Efforts for International Species Recovery EuroSAP. LPO/BirdLife France. Rochefort. 45p.

Genovart, M., Arcos, J. M., Álvarez, D., McMinn, M., Meier, R., B. Wynn, R. & Oro, D. (2016). Demography of the critically endangered Balearic shearwater: the impact of fisheries and time to extinction. *Journal of Applied Ecology*, 53(4), 1158-1168.

Gizicki, Z.S., Tamez, V., Galanopoulou, A.P., Avramidis, P. & Foufopoulos, J. (2018). Long-term effects

of feral goats (*Capra hircus*) on Mediterranean island communities: results from whole island manipulations. *Biological Invasions*, 20(6), 1537-1552.

Gotti C., Cozzo, M., De Faveri, A., Zenatello, M., Baccetti, N., Lazzaro, L., Ferretti, G. & Foggi, B. (2014). The monitoring of flora and fauna on Montecristo. In: Zanichelli, F., Giannini, F., De Pietro, F. & Puppo F. (eds.) I Quaderni del Parco, documenti tecnici n° 2 "Progetto LIFE+ "MONTECRISTO 2010, Eradicazione di componenti florofaunistiche aliene invasive e tutela di specie e habitat nell'Arcipelago Toscano": 54-69.

Granadeiro, J.P., Nunes, M., Silva, M.C. & Furness, R.W. (1998). Flexible foraging strategy of Cory's shearwater, *Calonectris diomedea*, during the chick-rearing period. *Animal Behaviour* 56(5): p1169-1176.

Grémillet, D., Pichegru, L., Kuntz, L., Woakes, A.G., Wilkinson, S. & Crawford, R.J.M. (2008). A junk-food hypothesis for gannets feeding on fishery waste. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275 (1639): 1149-1156.

Guelfucci, S. (2017). Caractérisation de l'avifaune marine de la Riserva Naturale di i Bucchi di Bunifaziu. Memoire Master 2 GILE, Uffizio de l'Ambiente di a Corsica - Università di Corsica - Pasquale Paoli, Juin 2017, 40pp.

Hong, P., Wiley, D. N., Powers, K. D., Michener, R. H., Kaufman, L., & Hatch, K. A. (2019). Stable Isotope Analyses of Multiple Tissues of Great Shearwaters (Ardena Gravis) Reveals Long-Term Dietary Stability, Short-Term Changes in Diet, and Can be Used as a Tool to Monitor Food Webs. *Diversity*, 11(9), 163.

Igual, J. M., Forero, M. G., Gomez, T., Orueta, J. F. & Oro, D. (2006). Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. *Animal Conservation*, 9(1), 59-65.

Jenouvrier, S., Tavecchia, G., Thibault, J. C., Choquet, R., & Bretagnolle, V. (2008). Recruitment processes in long-lived species with delayed maturity: estimating key demographic parameters. *Oikos*, 117(4), 620-628.

Jones, C. (2000). Sooty shearwater (*Puffinus griseus*) breeding colonies on mainland South Island, New Zealand: evidence of decline and predictors of persistence. *New Zealand Journal of Zoology*, 27(4), 327-334.

Karris G, Fric J, Kitsou Z, Kalfopoulou J, Giokas S, Sfenthourakis S. & Poirazidis K (2013). Does by-catch pose a threat for the conservation of seabird populations in the southern Ionian Sea (eastern Mediterranean)? A questionnaire-based survey of local fisheries. *Medit Mar Sci* 14:19-25.

Komura, T., Ando, H., Horikoshi, K., Suzuki, H. & Isagi, Y. (2018). DNA barcoding reveals seasonal shifts in diet and consumption of deep-sea fishes in wedge-tailed shearwaters. *PLoS ONE* 13(4): e0195385. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195385>.

Krebs, E., Abba, A., Gillet, P., Eudeline, R., Gauthier, J., Le Quilliec, P., Lorvelec, O., Martinerie, G., Vidal, E. & Buisson, E. (2015). Réponses des populations de reptiles à l'éradication du rat noir (*Rattus rattus*) sur l'île de Bagaud (Parc National de Port-Cros, Var, France). *Revue d'Écologie*, 70(12): 99-109.

Lavers, J.L., Bond, A.L., & Hutton, I. (2014). Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environmental Pollution*, 187, 124-129.

Lewison, R.L., Nel, D.C., Taylor, F., Croxall, J.P. & Rivera, K.S. (2005). Thinking big—taking a large-scale approach to seabird bycatch. *Marine Ornithology*. 33:1-5.

Lo Valvo, M. (2001). Sexing adult Cory's Shearwater by discriminant analysis of body measurements on Linosa Island (Sicilian Channel), Italy. *Waterbirds*. 24: 169-174.

Longcore, T., Rodríguez, A., Witherington, B., Penniman, J.F., Herf, L. & Herf, M. (2018). Rapid assessment of lamp spectrum to quantify ecological effects of light at night. *Journal of Experimental Zoology Part A, Ecological and Integrative Physiology*.

Lorvelec, O. & Pascal, M. (2005). French attempts to eradicate non-indigenous mammals and their consequences for native biota. *Biol Invasions* 7:135-140.

Louzao, M., Igual, J.M., McMinn, M., Aguilar, J.S., Triay, R. & Oro, D. (2006) Small pelagic fish, trawling discards and breeding performance of the critically endangered Balearic shearwater: improving conservation diagnosis. *Marine Ecology Progress Series*, 318, 247-254.

Maiorano, P., Sabatella, R.F. & Marzocchi, B.M. (2019). Annuario sullo stato delle risorse e sulle strutture produttive dei mari italiani, 432 pp.

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(5), 1452-1466.

Martinez-Abraín, A., Maestre, R. & Oro, D. (2002). Demersal trawling waste as a food source for western Mediterranean seabirds during summer. *ICES J Mar Sci* 59:529-537.

Massa, B., & Lo Valvo, M. (1986). Biometrical and biological considerations on the Cory's shearwater *Calonectris diomedea*. *Mediterranean Marine Avifauna*. 293-313, Heidelberg: Springer-Verlag, Berlin.

Militao, T., Bourgeois, K., Roscales, J. L. & González-Solis, J. (2013). Individual migratory patterns of two threatened seabirds revealed using stable isotope and geolocation analyses. *Diversity and Distributions* 19:317-329.

Monroe Jr., B.L. & Sibley, C.G. (1993). *A World Checklist of Birds*. Yale University Press, New Haven and London: [I]-XIX, 1-393.

Moser, M.L. & Lee, D.S. (1992). A fourteen-year survey of plastic ingestion by western North Atlantic seabirds. *Colonial Waterbirds*, 83-94.

Nissardi, S. & Zucca C. (2013). Procellariformi (Berta maggiore *Calonectris diomedea* e Berta minore *Puffinus yelkouan*). In: Anthus & Alea 2013. Monitoraggio habitat e specie Direttive Habitat e Uccelli del SIC a mare ITB040020 "Isola dei Cavoli, Serpentara, Punta Molentis, Campulongu" nell'AMP Capo Carbonara. Stato di conservazione dell'avifauna, batraco ed erpetofauna d'interesse conservazionistico. Relazione finale - Volume I. Area Marina Protetta Capo Carbonara. 115 pp.

Nissardi, S. & Zucca, C. (a cura di) (2015). Monitoraggio della popolazione di capre inselvatichite e di *Puffinus yelkouan*, *Falco peregrinus*, *Falco tinnunculus*, *Aquila chrysaetos*, *Corvus corax*, *Alectoris barbara*, *Larus michahellis* sull'Isola di Tavolara - I Rapporto Progetto Life Puffinus. 24 pp.

Nissardi, S. & Zucca, C. (a cura di) (2016). Monitoraggio della popolazione di capre inselvatichite e di *Puffinus yelkouan*, *Falco peregrinus*, *Falco tinnunculus*, *Aquila chrysaetos*, *Corvus corax*, *Alectoris barbara*, *Larus michahellis* sull'Isola di Tavolara - II Rapporto Progetto Life Puffinus. 25 pp.

Nissardi S. & Zucca C. (2016). Procellariformi (Berta maggiore *Calonectris diomedea* e Berta minore *Puffinus yelkouan*). In: Anthus 2016. Servizio di aggiornamento delle conoscenze sullo stato di conservazione, relative alle specie ornitiche marine ed acquatiche nidificanti e batraco/erpetofauna d'interesse conservazionistico presenti nel SIC marino. Relazione finale. Area Marina Protetta Capo Carbonara. 20 pp.

Nissardi, S. & Zucca, C. (a cura di) (2017). Monitoraggio della popolazione di capre inselvatichite e di *Puffinus yelkouan*, *Falco peregrinus*, *Falco tinnunculus*, *Aquila chrysaetos*, *Corvus corax*, *Alectoris barbara*, *Larus michahellis* sull'Isola di Tavolara - III Rapporto Progetto Life Puffinus. 24 pp.

Nissardi S. & Zucca C. (2018). Procellariformi (Berta maggiore *Calonectris diomedea* e Berta minore *Puffinus yelkouan*). In: Anthus & Alea 2018. Servizio di aggiornamento delle conoscenze sullo stato di conservazione, relative alle specie ornitiche marine ed acquatiche nidificanti e batraco/erpetofauna d'interesse conservazionistico presenti nel SIC marino nell'ambito della Strategia Marina. Relazione finale. Area Marina Protetta Capo Carbonara. 42 pp.

Nissardi, S., Zucca, C., Baccetti, N. & Gotti, C. (a cura di) (2018). Monitoraggio della popolazione di capre inselvatichite e di *Puffinus yelkouan*, *Falco peregrinus*, *Falco tinnunculus*, *Aquila chrysaetos*, *Corvus corax*, *Alectoris barbara*, *Larus michahellis* sull'Isola di Tavolara - Rapporto conclusivo Progetto Life Puffinus. 27 pp.

Nissardi, S., Zucca, C. & Cherchi, F. (2016) Preliminary data on breeding populations of *Calonectris diomedea* and *Puffinus yelkouan* in the Marine SCI ITB040020 'Isola dei Cavoli, Serpentara, Punta Molentis, Campulongu (Capo Carbonara Marine Protected Area, southeastern Sardinia). In: Yésou, P., Sultana, J., Walmsey J. & Azafaf, H.(eds). Conservation of Marine and Coastal Birds in the Mediterranean. Proceedings of the Unep-Map-Rac/Spa Symposium: 31-34.

Oppel, S., Raine, A.F., Borg, J.J., Raine, H., Bonnaud, E., Bourgeois, K. & Breton, A.R. (2011). Is the Yelkouan shearwater *Puffinus yelkouan* threatened by low adult survival probabilities? *Biological Conservation* 144(9): 2255-2263.

Pascal, M., Lorvelec, O., Bretagnolle, V. & Culioli, J. (2008). Improving the breeding success of a colonial

seabird: a cost-benefit comparison of the eradication and control of its rat predator. *Endangered Species Research* 4: 267–276

Péron, C., Grémillet, D., Prudor, A., Pettex, E., Saraux, C., Soriano-Redondo, A., Authier, M. & Fort, J. (2013). Importance of coastal Marine Protected Areas for the conservation of pelagic seabirds: The case of vulnerable Yelkouan Shearwaters in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation* 168: 210–221.

Peronace, V., Cecere, J.G., Gustin, M. & Rondinini, C. (2012). Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. *Avocetta*: 36

Piatt, J.F., Lensink, C.J., Butler, W., Kendziorek, M., & Nysewander, D.R. (1990). Immediate impact of the 'Exxon Valdez' oil spill on marine birds. *The Auk*, 107(2), 387–397.

Pichegru, L., Ryan, P., van der Lingen, C.D., Coetzee, J., Ropert-Coudert, Y. & Grémillet, D. (2007). Foraging behaviour and energetics of Cape gannets *Morus capensis*- feeding on live prey and fishery discards in the Benguela upwelling system. *Marine Ecology Progress Series*, 350: 127–136.

Pierce, K.E., Harris, R.J., Larned, L.S., & Pokras, M.A. (2004). Obstruction and starvation associated with plastic ingestion in a Northern Gannet *Morus bassanus* and a Greater Shearwater *Puffinus gravis*. *Marine Ornithology*, 32, 187–189.

Raine, A.F., Borg, J.J., Raine, H. & Phillips, R.A. (2013). Migration strategies of the Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan*. *Journal of Ornithology* 154(2): 411–422.

Renzoni, A., Focardi, S., Fossi, C., Leonzio, C., & Mayol, J. (1986). Comparison between concentrations of mercury and other contaminants in eggs and tissues of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* collected on Atlantic and Mediterranean islands. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 40(1), 17–35

Robb, M. & Mullarney, K. (2008). *Petrels Night and Day, a Sound Approach Guide*. Poole: The Sound Approach

Rodríguez, A., Dann P. & Chiaradia, A. (2017). Reducing light-induced mortality of seabirds: high pressure sodium lights decrease the fatal attraction of shearwaters. *Journal for Nature Conservation* 39: 68–72.

Rodríguez, A. & Rodríguez, B. (2009). Attraction of petrels to artificial lights in the Canary Islands: effect of the moon phase and age class. *Ibis* 151, 299–310

Rodríguez, A., Rodríguez, B., & Negro, J. J. (2015). GPS tracking for mapping seabird mortality induced by light pollution. *Scientific reports*, 5, 10670

Rubolini, D., Maggini, I., Ambrosini, R., Imperio, S., Paiva, V. H., Gaibani, G., Saino, N. & Cecere, J.G. (2015). The effect of moonlight on Scopoli's shearwater *Calonectris diomedea* colony attendance patterns and nocturnal foraging: a test of the foraging efficiency hypothesis. *Ethology*. 121(3): 284–299.

Sahin, D., Bacak, E., Bilgin, S., Atay, C., Boyla, K.A. & Tavares, J., (2012). Presence and behaviour of Yelkouan Shearwaters *Puffinus yelkouan* at the Bosphorus. In Yesou, 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: 54–57.

Sangster, G., Collinson, J.M., Crochet, P.A., Knox, A.G., Parkin, D.T. & Votier, S.C. (2012). Taxonomic recommendations for British birds: eighth report. *Ibis*. 154: 874–883.

Sanz-Aguilar, A., Igual, J. M., Tavecchia, G., Genovart, M. & Oro, D. (2016). When immigration mask threats: The rescue effect of a Scopoli's shearwater colony in the Western Mediterranean as a case study. *Biological Conservation*, 198, 33–36.

Sarà, M. (1993) Feeding habits in the Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*) in the central Mediterranean Sea. In: Aguilar JS, Monbailliu X, Paterson AM (eds) *Status and conservation of seabirds: ecogeography and Mediterranean action plan*. Sociedad Española de Ornitología, Madrid, pp 213–220.

Sartor, P., Reale, B., Sbrana, M. & Biagi, F. (1998). Analisi dello sbarcato commerciale con reti a strascico presso un porto del Mar Tirreno Settentrionale negli anni 1990–95. *Biol. Mar. Medit.*, 5 (2): 81–91.

Saroux, C., Van Beveren, E., Brosset, P., Queiros, Q., Bourdeix, J.H., Dutto, G., Gasset, E., Jac, C., Bonhommeau, S. & Fromentin, J.M. (2019). Small pelagic fish dynamics: A review of mechanisms in the Gulf of Lions." *Deep-Sea Res. Part II-Top. Stud. Oceanogr.* 159: 52–61.

Sibley, C.G. & Monroe, B.L. (1990). *Distribution and*

taxonomy of the birds of the world, Yale University Press, New Haven, CT.

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 islets: success followed by unexplained re-appearance. In: Yesou, 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: 58–64.

Sullivan, B.J., Reid, T.A. & Bugoni, L. (2006). Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. *Biological Conservation*, 131(4), 495–504.

Svensson, L., Mullarney, K. & Zetterstrom, D. (2012). Guida agli uccelli d'Europa Nord Africa e vicino oriente. (3): 68–69.

Thibault, J.C. (1992). Eradication of the Brown rat from Toro islets (Corsica): remarks about an unwanted colonizer. *Avocetta*, 16: 114–117.

Thibault, J.C. (1993). Natal philopatry in the Cory's shearwaters (*Calonectris d. diomedea*) on Lavezzi Island, Corsica. *Colonial Waterbirds*, 16: 77–82.

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.

Towns, D.R., Vernon Byrd, G., Jones, H.P., Rauzon, M.J., Russell, J.C. & Wilcox, C. (2011). Impacts of introduced predators on seabirds. In: Mulder, C.P.H., Anderson, W.B., Towns, D.R. & Bellingham, P.J. (eds) *Seabird Islands: ecology, invasion and restoration*: 56–90. Oxford Univ. Press, N.Y.

Vasilakopoulos, P., Maravelias, C.D. & Tserpes, G. (2014). The Alarming Decline of Mediterranean Fish Stocks. *Current Biology* 24: 1–6.

Warham, J. (1990). *The petrels: Their ecology and breeding systems*, Academic Press, London.

Zenatello, M., Spano, G., Zucca, C., Navone, A., Putzu, M., Azara, C., Trainito, E., Ugo, M. & Baccetti, N. (2012). Movements and 'moving' population estimates of Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* at Tavolara,

Sardinia. In: Yesou, 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: 39–47

Zotier, R. (1997). Biogéographie des oiseaux marins en Méditerranée et écologie d'un Procellariiforme endémique: le Puffin de Méditerranée *Puffinus yelkouan*. Thèse EPHE, Université Montpellier II. 168 p. + annexes.

APPENDICE 1

Stime e priorità di intervento

Sono riportati i popolamenti di berte nidificanti su isole e tratti costieri dell'area Girepam con le stime più recenti relative alle popolazioni nidificanti delle due specie disponibili. Per una migliore comprensione degli aggiornamenti realizzati, le stime di popolazione che risultano aggiornate rispetto ai due lavori di riferimento per le rispettive realtà nazionali (Cadiou *et al.* 2004 e Baccetti *et al.* 2009) sono state evidenziate mediante una ombreggiatura grigia chiara. Solo per le isole, e non per i tratti di costa, sono indicati nell'ordine: dati geografici, isola più vicina (o costa), distanza dall'isola più vicina (o dalla costa), presenza/assenza Uomo, predatori alieni segnalati (r= *Rattus rattus*; f= *Felis catus*; c= *Canis familiaris*; s= *Sus scrofa*; m= *Mustela nivalis*; e= *Erinaceus europaeus*; il simbolo " † " dopo la lettera indica l'avvenuta eradicazione della specie). Per tutti i siti le stime di popolazione sono espresse in numero di coppie nidificanti e sono accompagnate dall'anno di aggiornamento (in parentesi). Rispetto alle tabelle presenti in Baccetti *et al.* (2009) e Cadiou *et al.* (2004) sono state eliminate le isole in cui in anni successivi è stata verificata l'assenza o scomparsa delle specie (Gargalo in Corsica, Nibani Nord, Nibani Est e Isola Rossa di Teulada in Sardegna) e aggiunti i siti in cui la nidificazione è stata accertata in anni più recenti. Stime indicate con minimi dell'intervallo pari a zero sono riportate solo in quattro casi nei quali si ritiene che la mancanza di conferme recenti di riproduzione necessiti di ulteriori indagini conoscitive.

La tabella indica inoltre, per le sole azioni che prevedono interventi da realizzarsi presso le colonie di nidificazione delle specie, in quali siti sia prioritario intervenire, con quattro livelli di priorità: cella vuota= azione attualmente non fattibile o non necessaria (es. perché già realizzata); 1= priorità bassa di intervento; 2= priorità media; 3= priorità alta. Nel caso di priorità fra loro differenti a seconda della specie considerata è stato riportato il valore più elevato. Le azioni di sola comunicazione/divulgazione e quelle per le quali si prevedono unicamente interventi a mare (es. 5.1.1, 5.1.2, 5.4.1 etc.) non vengono riportate in quanto non realizzabili direttamente sui siti di riproduzione. Ove opportuno, più azioni fra loro simili sono state raggruppate in una medesima colonna.

Il livello di priorità di realizzazione delle diverse Azioni (es. determinazione del successo riproduttivo e della mortalità adulta in funzione delle minacce connesse alla predazione da specie aliene, al bycatch...) è stato attribuito a ciascuna isola (o tratto di costa) tenendo in considerazione prevalentemente la dimensione delle colonie presenti e la rappresentatività dei siti entro ciascun ambito geografico. La priorità di intervento deve essere valutata unicamente entro ciascuna azione proposta (quindi per colonne), mentre non è significativo calcolare un punteggio complessivo per isola o tratto di costa (per righe). Ai fini della valutazione della priorità di intervento di eradicazione di predatori alieni (Azione 5.2.2) le isole italiane presenti nell'elenco redatto da Capizzi *et al.* (2010) sulle quali non sono stati ad oggi effettuati interventi di eradicazione di predatori alieni hanno ricevuto priorità 3; i 'gruppi' di isole (sensu Capizzi *et al.* 2010) hanno ricevuto priorità 2.

I livelli di priorità attribuiti si riferiscono all'entità della minaccia nota per ciascuna isola al momento della stesura del presente piano, e sono pertanto passibili di modifica in seguito a eventuale implementazione delle misure in esso previste.

Regione	Sito	Sup (ha)	Isola più vicina (o costa)	Distanza (m)	Uomo	Predatori alieni	Puffinus yelkouan
Sardegna (E)	BAUNEI (costa)	-	-	-	-	-	170-1000 (2013)
Sardegna (E)	CAPO FIGARI (costa)	-	-	-	-	-	2 (2009)
Sardegna (E)	FIGAROLO	22,1	costa	368	S	r	50-100 (2008)
Sardegna (E)	MOLARA	347,9	Proratora	1400	N	r, s	300-600 (2007)
Sardegna (E)	TAVOLARA	602,0	Reulino	1150	S	r [†] , f	9641-12724 (2010)
Sardegna (N)	ASINARA	5190,0	Piana di Asinara	500	S	r, f, s, e, m	1-10 (2017)
Sardegna (N)	BARRETTINI	10,3	Corcelli	712	N	r [†]	0 (2019)
Sardegna (N)	BUDELLI	171,8	Carpa	240	N	r, f	0 (2015)
Sardegna (N)	CAPRERA	1581,8	Maddalena	0	S	r, f, s, e, m	1-10 (2012)
Sardegna (N)	CARPA	0,4	Santa Maria	193	N	r	0 (2019)
Sardegna (N)	CORCELLI	12,5	Piana di Corcelli	150	N	r	0 (2015)
Sardegna (N)	MADDALENA	2014,6	Caprera	0	S	r, f, s, e, m	0-100 (2015)
Sardegna (N)	PADULEDDI SUD	0,4	Paduleddi N	23	N	r	0 (2015)
Sardegna (N)	PIANA DI CORCELLI	3,9	Corcelli	150	N	r	0 (1995)
Sardegna (N)	PORCO	5,5	Caprera	500	N	r	0 (2010)
Sardegna (N)	RAZZOLI	164,3	Santa Maria	70	N	r, c	0 (2015)
Sardegna (N)	SANTA MARIA	186,4	Razzoli	70	S	r, c	1-20 (1995)
Sardegna (N)	SPARGI	421,9	Maddalena	1600	S	r, c, m	10-20 (1998)
Sardegna (N)	SPARGIOTTO	10,1	Spargi	685	N	/	0 (2019)
Sardegna (NE)	SOFFI	44,7	Camere W	80	N	r	0 (2015)
Sardegna (NE)	CAMERE EST	4,8	Camere W	128	N	r	0 (1998)
Sardegna (NE)	CAMERE OVEST	3,6	Soffi	86	N	r	0 (2008)
Sardegna (NE)	MORTORIO	55,7	Camere E	950	N	r	0 (1998)
Sardegna (NE)	NIBANI WEST	7,7	Nibani E	5	N	r	0 (2008)
Sardegna (SE)	CAPO SANT'ELIA (costa)	-	-	-	-	-	3-10 (2016)
Sardegna (SE)	CAVOLI	42,1	costa	708	N	r [†]	159-385 (2019)
Sardegna (SE)	SERPENTARA	31,3	costa	3258	N	r [†]	20-48 (2019)

Calonectris diomedea	AZIONI											
	5.1.3	5.2.1	5.2.2	5.2.3	5.3.1	5.3.2 5.4.1	5.3.3	5.5.1 5.5.2	5.6.1 5.6.2	5.7.1 5.7.2	5.8.1	5.8.2
212-527 (2013)		1				1				2		3
3-20 (2008)		1				1		2		1		3
4-100 (2008)		2	1			1		2		1		2
50-200 (2019)		3	3			1		3		1	2	2
5-50 (2008)	3	3		3	3	3	3	3	3	2	3	3
0 (2017)								1				2
40-70 (2019)	3	3		3	3	3	3	1		1	3	1
17-45 (2015)		1	2					1		1		2
0 (2015)								1		2		2
26-35 (2019)	1	3	3			2		1		3		1
1-8 (2015)		1	2					1		1		2
0-50 (2015)								1		2		2
1-5 (2015)		1	2					1		2		1
1-10 (1995)			2					1		1		2
2-10 (2010)		1	1					2		1		1
11-28 (2015)		2	2					1		2		2
49-128 (2015)		2	2					1		3		3
1-5 (2015)		1	3					2		1		2
60-100 (2019)	2	2		2			2	2				1
5-10 (2015)		1	2			1		2		2		1
5-50 (1998)		1	2					2		2		2
7-60 (2008)		1	2					2		2		2
80-130 (1998)		2	3					2		2		3
1-3 (2008)								2				1
0 (2016)								3		1		2
82-139 (2019)	3	3		3	2	3	3	2		1	3	1
10-16 (2019)	2	2		2		1	2	1			2	1

Regione	Sito	Sup (ha)	Isola più vicina (o costa)	Distanza (m)	Uomo	Predatori alieni	Puffinus yelkouan
Sardegna (SE)	VARIGLIONE SUD SERPENTARA	3,3	Serpentara	250	N	r†	1-7 (2016)
Sardegna (SW)	PAN DI ZUCCHERO	4,1	costa	280	N	r	0 (2013)
Sardegna (SW)	SAN PIETRO	5089,2	costa	3779	S	r, f, c	200-500 (2015)
Sardegna (SW)	TORO DEL SULCIS	13,4	costa	7709	N	/	0 (2007)
Sardegna (SW)	VACCA DEL SULCIS	9,1	costa	2838	N	r	0-65 (2011)
Sardegna (W)	CAPO CACCIA (costa)	-	-	-	-	-	145-180 (1998)
Sardegna (W)	FORADADA	5,1	costa	286	N	r	5-20 (2004)
Sardegna (W)	PIANA DI ALGHERO	13,3	costa	85	N	r	2-10 (2014)
Toscana	ARGENTAROLA	1,2	costa	439	N	/	1-2 (2001)
Toscana	CAPRAIA	1926,6	Corsica	27000	S	r, f, c†	175-500 (2010)
Toscana	CERBOLI	8,8	costa	6681	N	/	0 (2007)
Toscana	GIANNUTRI	239,5	costa	11471	S	r†	2-5 (2013)
Toscana	GIGLIO	2120,0	costa	14300	S	r, f	0-10 (2005)
Toscana	GORGONA	220,0	costa	33500	S	r, f	15 (2019)
Toscana	ISOLOTTO D' ERCOLE	6,5	costa	320	N	r	0 (2018)
Toscana	LA SCOLA	1,6	Pianosa	242	N	r†	0 (2019)
Toscana	MONTECRISTO	1071,7	Pianosa	29410	S	r†	400-750 (2007)
Toscana	PALMAIOLA	7,2	Elba	2950	N	r†	0 (2018)
Toscana	PIANOSA	1026,4	Elba	13300	S	r, e, f†	0 (2019)
Corse N	GIRAGLIA	9,6	costa	1340	N	/	0 (2019)
Corse S	BUNIFAZIU FALAISES (costa)	-	-	-	-	-	0 (1998)
Corse S	BUNIFAZIU FAZZIU (Petit)	0,2	Fazzu (Grand)	80	N	r	0 (1995)
Corse S	BUNIFAZIU GRAIN-DE-SABLE	0,2	costa	30	N	r	0 (1995)
Corse S	BUNIFAZIU ILE LAVEZZU	72,9	Cavallu	1500	N	r†	0 (1995)
Corse S	BUNIFAZIU ILOTS LAVEZZI (10)	14,7	Lavezzu	20	N	r†	0 (1997)
Corse S	BUNIFAZIU RATINU	4,0	Cavallu	700	N	r	0 (1997)

Calonectris diomedea	AZIONI											
	5.1.3	5.2.1	5.2.2	5.2.3	5.3.1	5.3.2 5.4.1	5.3.3	5.5.1 5.5.2	5.6.1 5.6.2	5.7.1 5.7.2	5.8.1	5.8.2
2-10 (2018)	1	1		2		1	1	1				1
90-200 (2013)		2	1			1		2		2		2
0 (2015)		2						2		3		3
500-1000 (2000)	3	3		2	2	2	3	1		1		3
5-50 (2007)		1	3					2		1		2
350-400 (1998)	1	1						1		2		3
50-200 (1998)		2	1					1		2		3
100-200 (1998)		2						1		1		3
35-50 (2018)	3	3		2	1	2	3	1		2	2	1
4-10 (2010)								3		2		2
50-85 (2018)	2	2		2		2	2	1	1	2	2	2
80-145 (2019)	2	2		3		1	2	2		3	2	2
20-30 (2018)								1		2		2
26-34 (2019)			1					2				2
3-10 (2018)		1	1					2		2		1
150-200 (2014)	3	3		3	3	3	3	2			3	1
4-10 (2019)	3	3		3	2	3	3				3	3
4-10 (2018)	1	1		2				1	1	2		1
34-50 (2019)		2	2	3		1					2	2
55-65 (2019)	3	3		2	3	3	3				3	1
10-20 (1988)								3				2
12 (1995)		1						1				2
8 (1995)		1						1				2
345-400 (1995)	3	3		3	3	3	3				3	1
100-150 (1997)	2	2		3				2				3
13 (1997)		2	1					1				2

Regione	Sito	Sup (ha)	Isola più vicina (o costa)	Distanza (m)	Uomo	Predatori alieni	Puffinus yelkouan
Corse S	BUNIFAZIU CAVALLU	120,4	costa	2300	S	r	0 (1993)
Corse S	BUNIFAZIU SAN BAINZU	1,6	Cavallu	90	N	r	0 (1994)
Corse S	CERBICALE FORANA	15,5	Maestro Maria	500	N	r	0 (1995)
Corse S	CERBICALE PIANA	17,5	Maestro Maria	230	N	r	0 (1988)
Corse S	CERBICALE PIETRICAGGIOSA	4,6	Piana	850	N	r	0 (1998)
Corse S	CERBICALE TORU (Grand)	1,6	Pietricaggiosa	3960	N	r [†]	0 (2010)
Corse S	CERBICALE TORU (Petit)	0,5	Toru (Grand)	40	N	r [†]	0 (2010)
Corse S	CERBICALE VACCA	0,5	Forana	1000	N	r [†]	0 (2010)
Var	PORQUEROLLES	1254,0	costa	2300	S	r, f	36-79 (2017)
Var	PORT-CROS	700,0	Bagaud	450	S	r, f [†]	140-180 (2006)
Var	BAGAUD	45,0	Port-Cros	450	N	r	2-6 (2006)
Var	LE LEVANT	900,0	Port-Cros	990	S	r, f, s	4880-9160 (2018)

Calonectris diomedea	AZIONI											
	5.1.3	5.2.1	5.2.2	5.2.3	5.3.1	5.3.2 5.4.1	5.3.3	5.5.1 5.5.2	5.6.1 5.6.2	5.7.1 5.7.2	5.8.1	5.8.2
5 (1993)		1						1		2		2
20 (1994)		2						1		1		3
15 (1995)		3	2									2
10 (1988)		3	2									2
5 (1988)		1	2									2
38 (2010)	3	3		3	2	3	3					3
15 (2010)	1	2		3	2	3	2					3
36-47 (2010)	2	3		3	1	2	3					3
26-89 (2017)		3	1		1	3		?	?	?		2
40-55 (1999)	1	3	2	3	3	1		?	?	?		2
0-5 (1999)		1	2					?	?	?		2
40-60 (1983)		3	3		1	3		?	?	?		3

APPENDICE 2

Successo riproduttivo

Dati di dettaglio relativi al successo riproduttivo di Berta maggiore e Berta minore nell'area GIREPAM ottenuti da fonti bibliografiche e da dati inediti non ancora pubblicati. Per ciascun record vengono indicati l'ampiezza del campione (N. nidi), la presenza o assenza di *Rattus rattus* nella stagione riproduttiva indagata (N= assente; S = presente, C= controllo locale in corrispondenza delle colonie indagate), eventuali note e la fonte bibliografica da cui è stato tratto il dato. Le fonti bibliografiche sono riportate per esteso nella Bibliografia del Piano d'Azione.

Berta maggiore (*Calonectris diomedea*)

Isola	Anno	Successo riprod.	N. nidi	Ratto	Note	Bibliografia	
BARRETTINI (Sardegna)	2011	0.61	18	N		Cecere et al. 2018	
	2013	0.63	19				
	2015	0.87	23				
	2018	0.75	24				
	2019	0.38	21				
CARPA (Sardegna)	2019	0.00	7	S	meteo avverso inizio stagione	ISPRA e Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena ined.	
SPARGIOTTO (Sardegna)	2013	0.91	11	N		Cecere et al. 2018	
	2015	0.72	18				
	2018	0.71	24				
	2019	0.14	21				
CAVOLI (Sardegna)	2013	0.78	9	S		Nissardi & Zucca 2013	
	2016	0.00	5			Nissardi & Zucca 2016	
	2018	0.54	13			Nissardi & Zucca 2018	
SERPENTARA (Sardegna)	2013	0.00	2	S		Nissardi & Zucca 2013	
ARGENTAROLA (Toscana)	1999	0.33	18	N		Baccetti et al. 2009	
	2000	0.71	31				
	2001	0.86	21				
CERBOLI (Toscana)	2000	0.81	21	N		Baccetti et al. 2009	
	2002	0.47	15				
	1999, 2000, 2002, 2007	0.69	67				valore medio

Berta maggiore (*Calonectris diomedea*) - continua

Isola	Anno	Successo riprod.	N. nidi	Ratto	Note	Bibliografia
LA SCOLA (Toscana)	1989	0.00	15	S	Predazione da pellegrino constatata ogni anno	Baccetti et al. 2009
	1999	0.00	9			
	2000	0.00	22			
	2001	0.77	26	N		
	2002	0.82	34			
	2003	0.90	21			
	2004	0.85	33			
	2005	0.85	34			
	2006	0.79	39			
	2007	0.80	35			
	2012	0.66	50			
	2013	0.85	69			
	2014	0.60	53			
	2015	0.65	52			
	2016	0.78	81			
2017	0.79	62				
2018	0.78	73				
2019	0.63	67				
PIANOSA (Toscana)	2012	0.17	6	S	Predazione da pellegrino in alcuni anni; predazione da biacco accertata nel 2016 e proseguita per almeno i due anni successivi	ISPRA ined.
	2014	0.3	10	C		ISPRA ined. - Progetto RESTO con LIFE
	2015	0.16	19	S		
	2016	0.12	17	C		
	2017	0.43	14			
	2018	0.40	15			
	2019	0.45	11			
GIRAGLIA (Corse)	2002	0.54	37	N		Faggio 2017
	2003	0.68	41			
	2004	0.34	56			
	2005	0.59	42			
	2006	0.57	53			
	2007	0.81	47			
	2008	0.68	41			
	2009	0.68	47			
	2010	0.59	50			
	2011	0.64	45			
	2012	0.50	54			
	2013	0.72	50			
	2014	0.84	44			
	2015	0.46	58			
2016	0.57	63				
BUNIFAZIU ILE LAVEZZU (Corse)	1978 - 2000	0.45 ± 0.27 SD	93-181	S	valore medio	Pascal et al. 2008
	1989, 1992, 1993, 1994	0.75 ± 0.15 SD	146 - 178	C		
	2001 - 2004	0.86 ± 0.05 SD	137-180	N		
	2001 - 2016	0.85	?			

Berta minore (*Puffinus yelkouan*)

Isola	Anno	Successo riprod.	N. nidi	Ratto	Note	Bibliografia
MOLARA (Sardegna)	2006	0.00	18	S		Baccetti et al. 2009
	2007	0.00	7			
	2009	0.71	7	N		Sposimo et al. 2012
	2010	0.86	7	(N)	prime tracce di ricolonizzazione da ratto	
	2015	0.25	20			Nissardi & Zucca 2015
	2016	0.05	20			Nissardi & Zucca 2016
	2017	0.00	29			Nissardi & Zucca 2017
	2018	0.33	24			Nissardi et al. 2018
	2019	0.00	8	S		AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo ined.
TAVOLARA (Sardegna)	2007	0.00	22	S	zone con ratti	Baccetti et al. 2009
		0.78	9	C	caverne inaccessibili al ratto e/o con controllo ratti	
	2009	0.73	15			Sposimo et al. 2012
	2012	0.87	15	C	caverne inaccessibili al ratto e/o con controllo ratti	ISPRA ined.
	2013	0.71	17			
	2015	0.33	33	S	zone con ratti	Nissardi & Zucca 2015
		0.80	25	C	caverne inaccessibili al ratto e/o con controllo ratti	
	2016	0.16	25	S	zone con ratti	Nissardi & Zucca 2016
		0.55	22	C	caverne inaccessibili al ratto e/o con controllo ratti	
	2017	0.08	26	S	zone con ratti	Nissardi & Zucca 2017
		0.36	28	C	caverne inaccessibili al ratto e/o con controllo ratti	
2018	0.49	53		condizioni meteo avverse	Nissardi et al. 2018	
2019	0.70	53	N		AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo ined.	
CAVOLI (Sardegna)	2013	0.28	18			Nissardi & Zucca 2013
	2016	0.06	16	S		Nissardi & Zucca 2016
	2018	0.12	25			Nissardi & Zucca 2018
SERPENTARA (Sardegna)	2013	0.00	4	S		Nissardi & Zucca 2013
MONTECRISTO (Toscana)	2010	0.06	18	S		ISPRA ined.
	2012	0.96	19			Gotti et al. 2014
	2013	0.93	28			
	2014	0.78	27		condizioni meteo avverse	ISPRA ined.
	2015	0.80	26			
	2016	0.80	35	N		
	2017	0.79	14			
	2018	0.76	17			
	2019	0.69	26			