



Interreg



UNION EUROPÉENNE
UNIONE EUROPEA

MARITTIMO-IT FR-MARITIME

Fonds européen de développement régional
Fondo Europeo di Sviluppo Regionale



GIREPAM

GIREPAM

Gestione Integrata delle Reti Ecologiche
attraverso i Parchi e le Aree Marine

Componente T1

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



*La cooperazione al cuore del Mediterraneo
La coopération au cœur de la Méditerranée*



**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
La coopération au cœur de la Méditerranée*



Interreg



UNION EUROPÉENNE
UNIONE EUROPEA

MARITTIMO-IT FR-MARITIME

Fonds européen de développement régional
Fondo Europeo di Sviluppo Regionale



GIREPAM

*La cooperazione al cuore del Mediterraneo
La coopération au cœur de la Méditerranée*

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 – Uffiziu 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

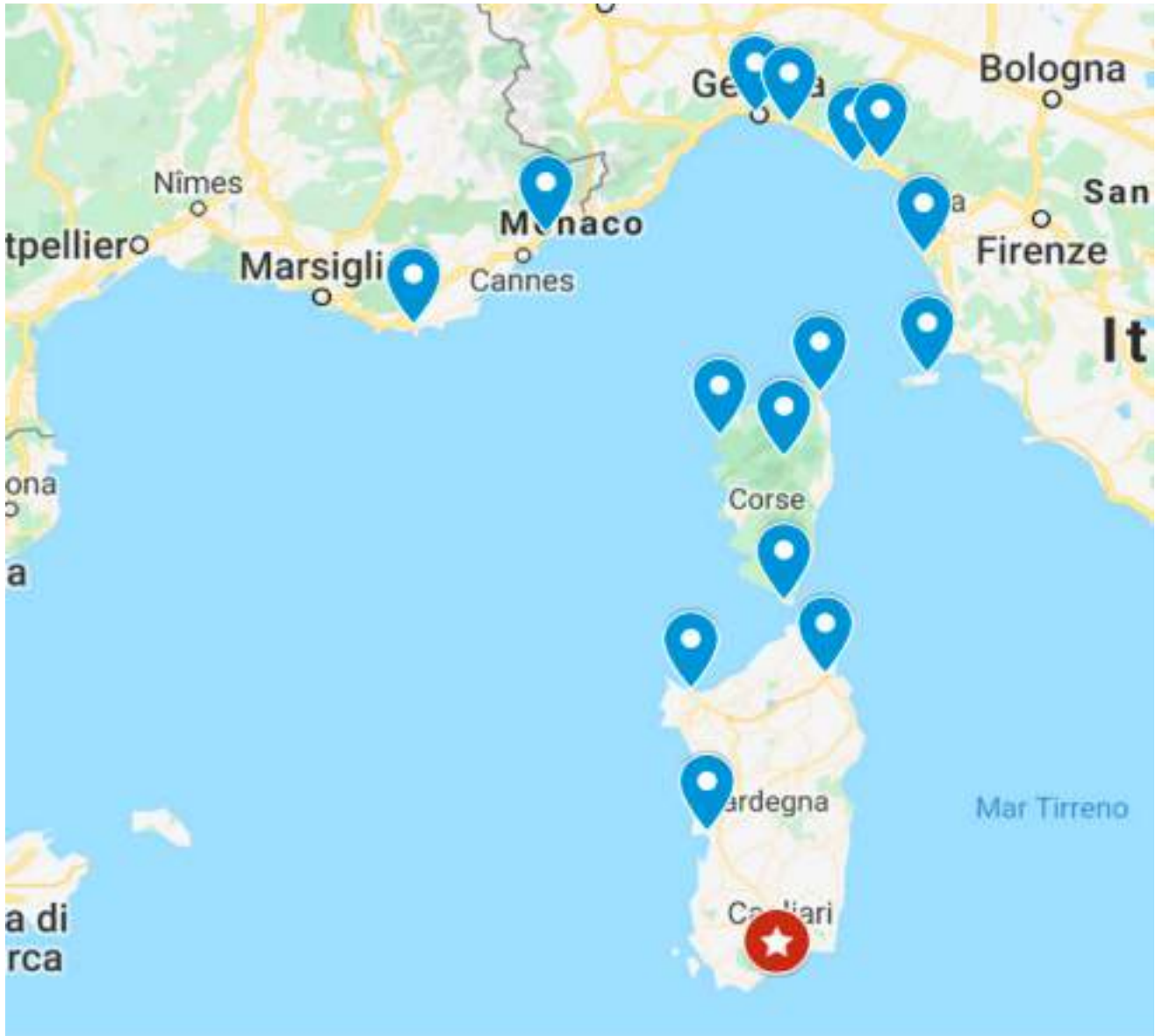


Fig. 1 - Area di interesse del progetto GIREPAM. Il simbolo rosso indica il capofila del progetto (Regione Sardegna), i simboli blu identificano i partners (<http://interreg-maritime.eu/web/girepam>)

1. PREMESSA

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 (nidiaceo 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).

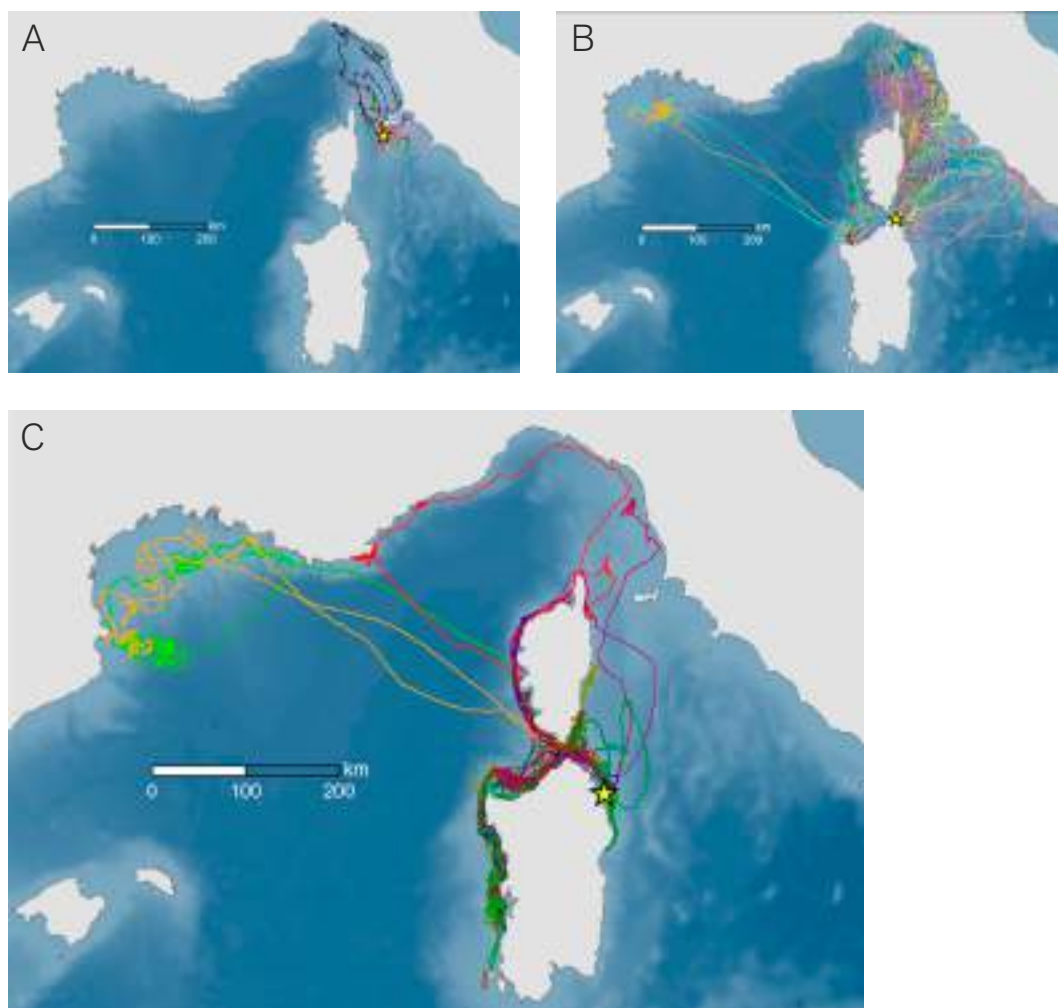


Fig. 2 - Tracciati di foraggiamento di berte maggiori e berte minori nidificanti entro l'area di interesse del progetto GIREPAM: (A) berte maggiori dell'Arcipelago Toscano (n=21, dati ISPRA, LIPU, PN Arcipelago Toscano); (B) berte maggiori dell'Arcipelago di La Maddalena (n=97, dati ISPRA, LIPU, Univ. 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.

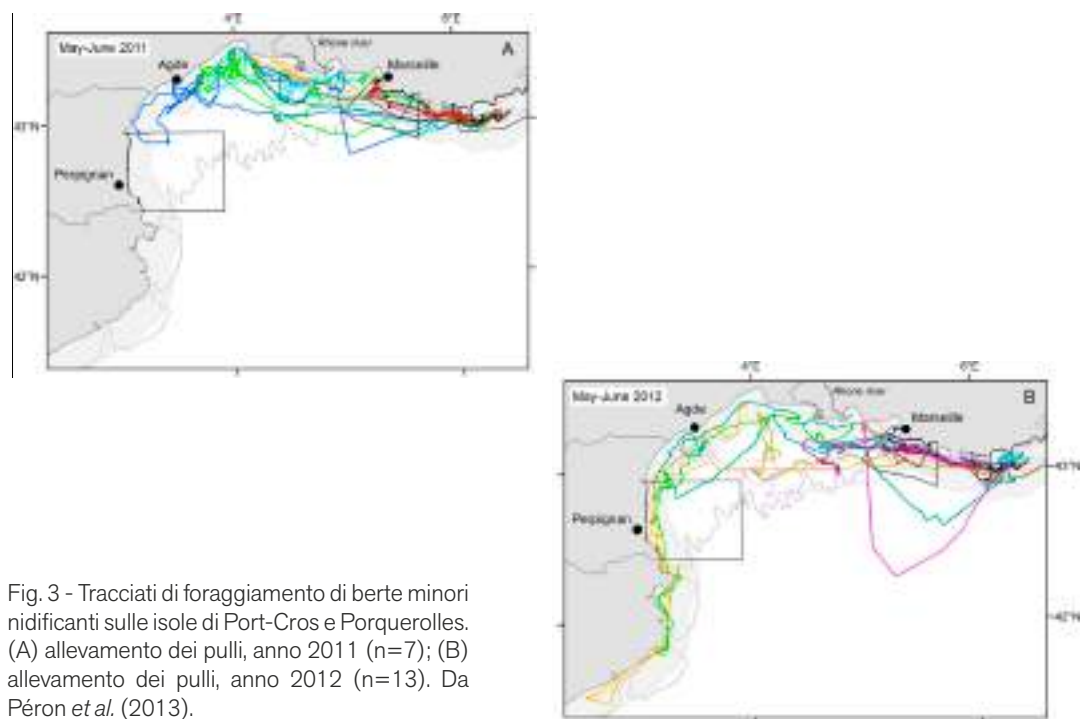


Fig. 3 - Tracciati di foraggiamento di berte minori nidificanti sulle isole di Port-Cros e Porquerolles. (A) allevamento dei pulli, anno 2011 (n=7); (B) allevamento dei pulli, anno 2012 (n=13). Da Péron *et al.* (2013).



Foto 2 - Berta maggiore (*Calonectris diomedea*)

2. SPECIE TARGET

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

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



Foto 3 - Ratto che attacca un pullo di Berta maggiore

tra marzo e aprile e si conclude con l'involo 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 (Catry *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'involo, 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 procellariformi, 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, Martinez-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 circumsardegne. 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 Molarà 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

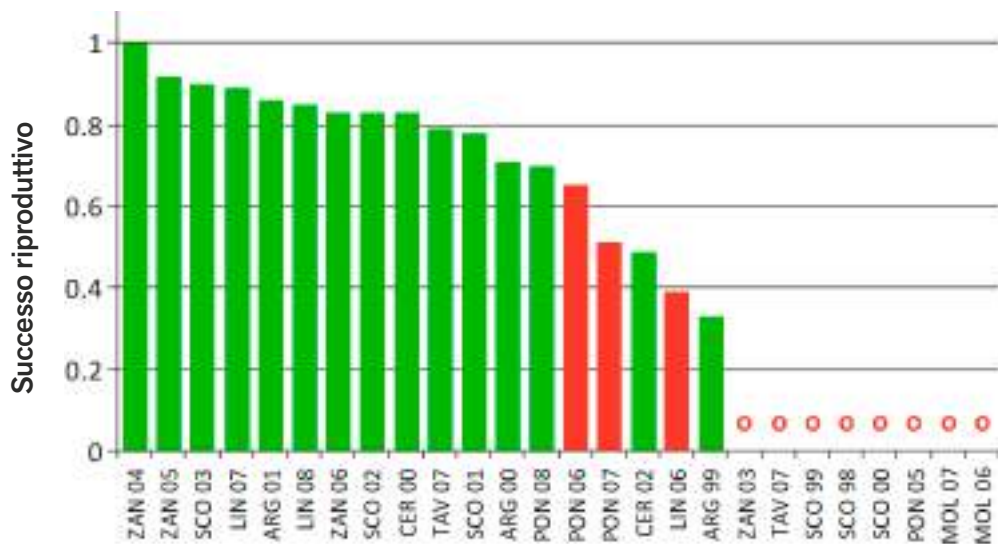


Fig. 4 - Successo riproduttivo di Berta minore e Berta maggiore sulle isole italiane/anno in presenza (barre rosse) o in assenza (barre verdi) del ratto nero. I valori sono significativamente più elevati nelle isole senza ratto. I dati delle due specie di berta sono uniti assieme (Capizzi et al. 2016). ZAN Zannone, PON Ponza (Lazio), SCO La Scola, ARG Argentarola, CER Cerboli (Toscana), LIN Linosa (Sicilia), MOL Molarà, 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).

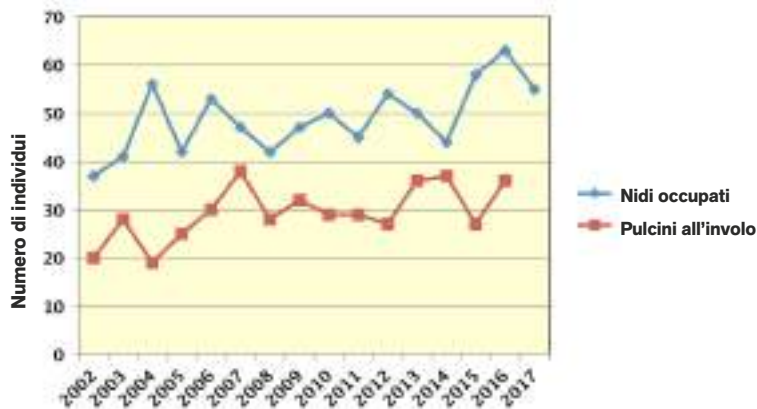


Fig. 5 - Evoluzione temporale della popolazione (nidi occupati, in blu) e del successo riproduttivo (pulcini all'involo, in rosso) sull'isola della Giraglia (Corsica). Tratta da Faggio (2017).

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 procellariformi. 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, Towns *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 GIREPAM 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'involò, 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 Arcipelagu 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 $10 \text{ nW}/\text{sr}^*\text{cm}^2$, specialmente nelle prime tre ore dopo il tramonto e durante il periodo d'involò (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'impoverimento 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 procellariiformi 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 (Renzoni *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 riguardo a 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 <i>lobbying</i> 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. & Azafzaf, 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. & Azafzaf, 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., Galdes, 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 ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) 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. & Fraschetti, 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. & Fofopoulos, 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). Caratterizzazione de l'avifauna marine de la Riserva Naturale di i Bucchi di Bunifaziu. *Memoire Master 2 GILE, Uffiziu 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 (*Ardenna 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.

Lewis, 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-Solís, 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). Procellariiformi (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). Procellariiformi (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). Procellariiformi (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. & Azafzaf, 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., Pava, 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.
- Saraux, 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., Ragonieri, 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: 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: 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: 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: 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	Fazziu (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		meteo avverso inizio stagione, predazione da pellegrino	ISPRA e Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena ined.
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		meteo avverso inizio stagione, predazione da pellegrino	ISPRA e Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena ined.
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		
	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	?			Guelfucci 2017

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	prime tracce di ricolonizzazione da ratto	Sposimo et al. 2012
	2010	0.86	7	(N)		
	2015	0.25	20	S		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			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	C	caverne inaccessibili al ratto e/o con controllo ratti	Sposimo et al. 2012
	2012	0.87	15			ISPRA ined.
	2013	0.71	17	S	zone con ratti	Nissardi & Zucca 2015
	2015	0.33	33			
		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	N	condizioni meteo avverse	Nissardi et al. 2018	
2019	0.70	53		AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo ined.		
CAVOLI (Sardegna)	2013	0.28	18	S		Nissardi & Zucca 2013
	2016	0.06	16			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	N		condizioni meteo avverse
	2013	0.93	28			
	2014	0.78	27			
	2015	0.80	26			
	2016	0.80	35			
	2017	0.79	14	ISPRA ined.		
	2018	0.76	17			
	2019	0.69	26			



Plan d'action transfrontalier pour la conservation du Puffin cendré et du Puffin de Méditerranée dans le bassin ligure et nord de la mer Tyrrhénienne



OCTOBRE 2020

Document rédigé dans le cadre du projet de coopération transfrontalière GIREPAM - gestion intégrée des réseaux écologiques à travers les parcs et les aires marines, programme de financement INTERREG Maritime Italie-France 2014-2020.



*La cooperazione al cuore del Mediterraneo
 La coopération au cœur de la Méditerranée*



Interreg



UNION EUROPÉENNE
UNIONE EUROPEA

MARITTIMO-IT FR-MARITIME

Fonds européen de développement régional
Fondo Europeo di Sviluppo Regionale



GIREPAM

*La cooperazione al cuore del Mediterraneo
La coopération au cœur de la Méditerranée*

Auteurs :

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

Avec la contribution de :

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

Données fournies par :

AMP Capo Carbonara
AMP Tavolara – Punta Coda Cavallo
Centro Ornitologico Toscano
Conservatoire d'espaces naturels Corse
Office de l'Environnement de la Corse – Uffiziu 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

Photo de couverture :

puffins cendrés, archipel de La Maddalena (Mirko Ugo); puffins de Méditerranée, Archipel de Tavolara (Marco Zenatello)

Foto nel testo

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

Citation recommandée

Gotti C., De Pascalis F., Zenatello M., Cecere J.G., Baccetti N. 2020. Plan d'action transfrontalier pour la conservation du Puffin cendré et du Puffin de Méditerranée dans le bassin ligurien et nord de la mer Tyrrhénienne. Rapport final Convention ISPRA – PNAT « surveillance, gestion et conservation du Puffin cendré (*Calonectris diomedea*) et du Puffin de Méditerranée (*Puffinus yelkouan*), projet de coopération transfrontalière GIREPAM - gestion intégrée des réseaux écologiques à travers les parcs et les zones marines, 37 pages.



Imprimé en Octobre 2020

Sommaire

1. Introduction : espèces et zone géographique d'intérêt, objectifs du Plan	5
2. Espèces cibles	13
2.1 Puffin cendré <i>Calonectris diomedea</i>	13
2.2 Puffin de Méditerranée <i>Puffinus yelkouan</i>	17
3. Menaces et facteurs limitants.....	21
3.1 Prédation par des mammifères exotiques	21
3.2 Perturbation anthropique.....	24
3.3 Pollution lumineuse	24
3.4 Épuisement des stocks de poissons.....	25
3.5 Bycatch.....	26
3.6 Pollution des eaux marines	26
4. Objectifs généraux	28
5. Objectifs et actions spécifiques.....	29
5.1 Objectif spécifique : réduire le risque de prises accessoires	29
5.2 Objectif spécifique : réduire le taux de prédation des espèces exotiques	30
5.3 Objectif spécifique : réduire l'épuisement des stocks des espèces-proies	30
5.4 Objectif spécifique : réduire la biocontamination	31
5.5 Objectif spécifique : réduire la mortalité due à la pollution lumineuse	32
5.6 Objectif spécifique : réduire le risque de collision au sol	32
5.7 Objectif spécifique : réduire les perturbations causées aux colonies	33
5.8 Objectif spécifique : combler le manque de données sur la répartition et la taille de la population.....	33
6. Bibliographie	35
Annexe 1	43
Annexe 2	50



Fig. 1 - Zone d'intérêt du projet GIREPAM. Le symbole rouge indique le chef de file du projet (Région Sardaigne), les symboles bleus identifient les partenaires (<http://interreg-maritime.eu/web/girepam>)

1. INTRODUCTION

Espèces et zone géographique d'intérêt, objectifs du Plan

Ce document concerne l'aire géographique couverte par le projet Interreg Girepam et la population de Procellariidés qui la caractérise. Celle-ci comprend deux espèces d'oiseaux de mer aux statuts de conservation différents: le Puffin de Méditerranée (*Puffinus yelkouan* Acerbi, 1827) et le Puffin cendré (*Calonectris diomedea* Scopoli, 1769), classées respectivement VU et LC dans la liste rouge mondiale de l'UICN. Toutes les deux sont des taxons monotypiques endémiques de la Méditerranée, mais dont le noyau de répartition principal est situé à des endroits différents : au centre de la zone couverte par Girepam pour le Puffin de Méditerranée (32-54 % dans l'Archipel de Tavolara, sur la base des valeurs de Zenatello *et al.* 2012 et Gaudard 2018) et dans le canal de Sicile pour le Puffin cendré (>75 % à Zembra, Defos du Rau *et al.* 2015). Il convient de souligner que la zone couverte par le projet Girepam comprend toutes les colonies de Puffin cendré et de Puffin de Méditerranée nichant à l'intérieur des régions administratives italiennes concernées par le projet, tandis que sur le territoire français, elle comprend celles situées en Corse et dans le Parc national de Port Cros, excluant de ce fait les sites de reproduction qui se trouvent dans le reste de la région PACA et en dehors du parc (<http://interreg-maritime.eu/web/girepam>).

Un plan d'action mondial a récemment été consacré au Puffin de Méditerranée (Gaudard 2018), sur lequel nous nous sommes largement appuyés pour la rédaction de cette contribution à une couverture plus limitée, mais qui est davantage détaillée en termes géographiques et de gestion. En l'absence d'un plan d'action pour le Puffin cendré (mais voir BirdLife International 2019 pour les informations générales relatives à cette espèce) et compte tenu des nombreuses affinités entre les deux espèces, dans la discussion unifiée proposée ici, le document dont nous nous sommes inspirés a fini par avoir un poids considérable pour les deux espèces, avec les différences opportunes qu'imposent leur statut, phénologie, répartition et valeur de conservation.

La zone d'intérêt Girepam (Fig. 1) s'étend jusqu'aux latitudes les plus au nord de la Méditerranée et englobe la totalité de sa plus grande aire marine protégée (le sanctuaire Pelagos), quatre parcs nationaux particulièrement importants pour les Procellariidés (Port Cros, Archipel toscan, archipel de La Maddalena et l'île de l'Asinara), 10 aires marines protégées¹ et 6 AMP en cours de création².

¹ <https://www.minambiente.it/pagina/aree-marine-istituite>, intégré (pour l'Italie) ; <http://www.aires-marines.fr/> pour la France.

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



Photo 1 a - Montecristo (Archipel toscan, Italie)

Le contexte géographique en question représente une unité de gestion discrète et biologiquement justifiée pour les Procellariidés, en raison de la répartition presque continue des colonies le long de l'axe sarde-corse et des mouvements trophiques réguliers qui relient les aires marines éloignées les unes des autres. Il existe également, au moins pour l'une des deux espèces (Puffin de Méditerranée), une preuve de recrutement à longue distance (oisillon de Porquerolles, Port Cros, nichant à Montecristo, Archipel toscan). Cependant, on observe une pénurie au niveau de la partie la plus occidentale de la côte française, où se trouvent des îles importantes pour la nidification (Archipel de Marseille), ainsi que des zones de nourriture qui sont également fondamentales pour les espèces reproductrices venant de la Sardaigne et de la Toscane (Golfe du Lion).



Photo 1b – Île de la Giraglia (Corse, France)



Photo 1c – Îles Lavezzi (Corse, France)



Photo 1d - Tavolara (Sardaigne, Italie)



Photo 1e - Asinara (Sardaigne, Italie)



Photo 1f - Île du Levant (Archipel des îles de Hyères, France) ;

Les Fig. 2 et 3 montrent, avec des tracés de la recherche de nourriture des colonies italiennes et françaises, certains aspects de ce qui précède.

Il est évident qu'une forme de coordination entre les différents pays et administrations soit établie pour mener à bien ce Plan d'action. Pour éviter une dispersion des ressources dans l'acquisition de données non directement comparables, il convient de souligner l'existence de protocoles d'étude spécifiques élaborés dans le cadre des activités liées à la mise en œuvre de la directive-cadre Stratégie pour le milieu marin (MSFD).

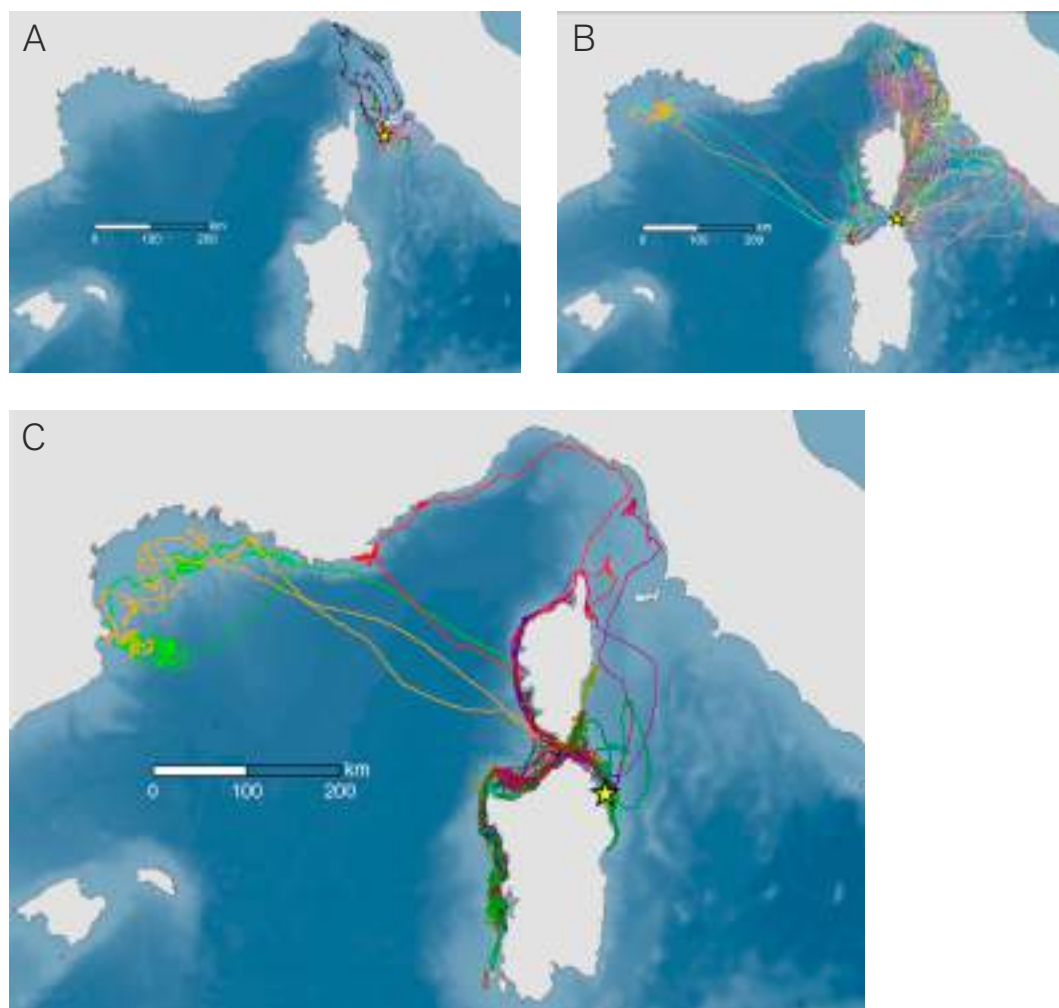


Fig. 2 - Tracés de la recherche de nourriture de puffins cendrés et puffins de Méditerranée dans la zone d'intérêt du projet GIREPAM : (A) puffins cendrés de l'archipel toscan (n=21, données ISPRA, LIPU, PN Arcipelago Toscano) ; (B) puffins cendrés de l'archipel de La Maddalena (n=97, données ISPRA, LIPU, Univ. Milan, PN Arcipelago di La Maddalena) ; (C) puffins de Méditerranée de l'archipel de Tavolara-Molara (n=34, données ISPRA et AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo). Les étoiles jaunes indiquent les sites des colonies.

Côte italienne, il existe également des protocoles concernant les oiseaux de mer élaborés dans le cadre du Projet de système « The Big Five - Rationalisation du suivi des cinq principales espèces d'oiseaux de mer d'intérêt pour la conservation dans les parcs nationaux de la zone tyrrhénienne », qu'il convient de consulter pour obtenir les approfondissements nécessaires. Nous espérons que la présente contribution fournira un aperçu des activités existantes et une hypothèse des actions futures à discuter et à partager entre les partenaires et parties prenantes. Les points forts de cette contribution sont la mise au point de l'Annexe 1, dédiée à la mise à jour des connaissances existantes sur la répartition et la taille des populations reproductrices dans la zone étudiée et de l'Annexe 2, qui résume sous la forme d'un tableau les données relatives au succès reproducteur des deux espèces dans la zone de Girepam. Les valeurs de population déclarées à l'Annexe 1 sont les plus récentes disponibles pour les zones de nidification de la zone étudiée, obtenues à la fois à partir d'une recherche bibliographique approfondie et de données inédites recueillies ces dernières années et dont certaines n'ont pas encore été publiées. Elles constituent donc une mise à jour contenu des précédents travaux de synthèse : Baccetti *et al.* (2009) pour l'Italie, Cadiou *et al.* (2004) pour la France. À cet égard, il convient de souligner que l'absence de données pour la Ligurie, en raison d'extinctions locales survenues au cours d'une période non précisée, ne signifie pas que cette région est d'une importance limitée et n'exempte pas de prendre des mesures locales, tant pour favoriser la recolonisation des sites abandonnés que pour garantir des conditions appropriées de subsistance aux individus provenant des régions limitrophes.

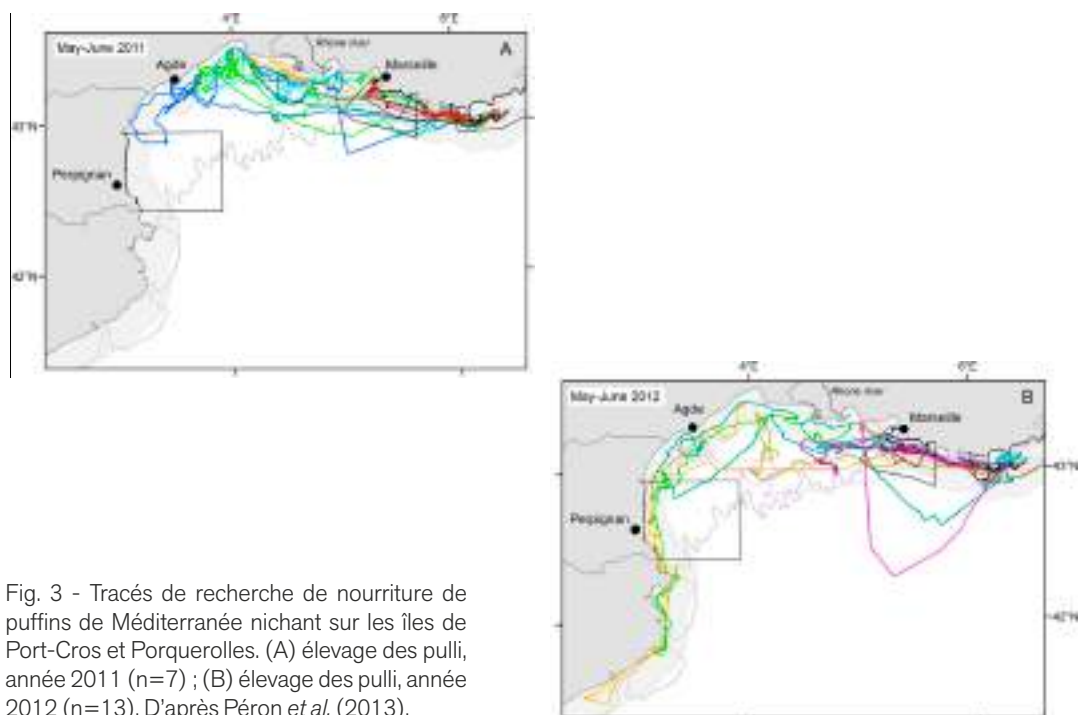


Fig. 3 - Tracés de recherche de nourriture de puffins de Méditerranée nichant sur les îles de Port-Cros et Porquerolles. (A) élévation des pulli, année 2011 (n=7) ; (B) élévation des pulli, année 2012 (n=13). D'après Péron *et al.* (2013).



Photo 2 - Puffin cendré (*Calonectris diomedea*)

2. ESPÈCES CIBLES

2.1 Puffin cendré (*Calonectris diomedea*)

Le Puffin cendré est un oiseau de mer pélagique, endémique en tant que reproducteur dans le bassin méditerranéen. Il a récemment été reconnu comme une espèce à part entière, séparée des autres puffins du genre *Calonectris* se reproduisant dans l'océan Atlantique : le Puffin cendré de l'Atlantique *C. borealis* (Cory, 1881) et le puffin cendré du Cap-Vert *C. edwardsii* (Oustalet, 1883) (Sangster *et al.* 2012). Le Puffin cendré est caractérisé par un dessous de l'aile clair qui s'étend jusqu'au bord extérieur des primaires (Svensson 2012), laissant le bout de l'aile moins sombre que chez *C. borealis*. Le Puffin cendré est une espèce sexuellement dimorphe, dans laquelle les sexes peuvent être distingués par des analyses discriminantes basées sur des mesures morphométriques (Lo Valvo, 2001). Une autre caractéristique qui permet une distinction sûre et immédiate est le chant : plus rauque et profond chez la femelle et plus aigu et retentissant chez le mâle (Robb & Mullarney 2008). Le Puffin cendré est une espèce migratrice qui hiverne dans la zone ouest du centre-sud de l'océan Atlantique. La population mondiale est estimée à 140 000-220 000 couples (Carboneras *et al.* 2014), dont 179 000-193 000 couples (Defos du Rau *et al.* 2012, 2015) se trouvent sur l'île de Zembra. La population française est estimée à 828-1 116 couples, soit 3 % de la population européenne, tandis que la population italienne est estimée à 13 344-21 873 couples, soit 45 % de la population européenne (Baccetti *et al.* 2009, BirdLife International 2015). Cette dernière comprend la colonie de l'île de Linosa qui, avec ses 10 000 couples estimés, représente, en termes

de taille, la deuxième plus grande colonie au monde et la première en Europe. Une grande partie de la population italienne se reproduit dans le Canal de Sicile puis, en second lieu, le long de la côte sarde, puis dans la haute mer Tyrrhénienne, où l'archipel toscan abrite la plus grande population, tandis que dans la mer Adriatique italienne, l'espèce n'est présente que dans l'archipel des Tremiti.

Le Puffin cendré est une espèce hautement philopatride, qui possède l'une des périodes de reproduction les plus longues parmi les espèces d'oiseaux européennes.



Photo 3 - Rat attaquant un oisillon de Puffin cendré

La nidification débute lorsque les individus reviennent dans la colonie après avoir quitté les zones d'hivernage entre mars et avril et se termine avec l'envol des juvéniles à la mi-octobre. L'investissement parental est particulièrement élevé et comme il est impossible de produire une couvée de remplacement, la perte de l'œuf ou du poussin entraîne un échec de reproduction pour cette année. L'incubation est assurée par les deux parents, qui se relaient au nid. La période de ponte peut être légèrement asynchrone. En Sicile, elle dure généralement environ 15 jours, entre la mi-mai et début juin, avec des pics vers fin mai (Massa & Lo Valvo 1986). La période d'incubation est très longue et dure environ 51 jours (Massa & Lo Valvo 1986). Cela est dû au développement lent de l'embryon ainsi qu'à une adaptation aux périodes prolongées d'abandon de l'œuf (et au refroidissement qui en résulte) lorsque les partenaires doivent se relayer pour la couvaison (Warham 1990). Pendant l'incubation, les reproducteurs se relaient avec des déplacements d'une durée moyenne de 7 ($7,53 \pm 0,7$ jours) et des pics de 18 jours (Cecere *et al.* 2013). L'éclosion a lieu entre le 10 et le 25 juillet (Massa & Lo Valvo 1986) et la phase d'élevage des poussins dure environ 90 jours (Brooke 2004). Lors des jours qui suivent immédiatement l'éclosion, on constate la présence d'au moins un parent dans le nid, pour assurer la défense contre les prédateurs, une alimentation constante et une aide éventuelle à la thermorégulation (Catry *et al.* 2009).

Le poussin sera nourri de moins en moins souvent au fil des semaines. Le retour à la colonie et l'alimentation par le parent s'effectuent presque toujours la nuit (Rubolini *et al.* 2015) et principalement les nuits sans lune, probablement pour réduire le risque de prédation.

En attendant que se créent les conditions appropriées pour retourner au nid, les adultes se posent sur l'eau en face de l'aire de reproduction et se laissent flotter (le soi-disant comportement de *rafting*) jusqu'à l'arrivée de la nuit ou jusqu'au coucher du soleil et/ou

de la lune (Rubolini *et al.* 2015). Les parents continuent à nourrir le poussin jusqu'en octobre, jusqu'à ce que son poids dépasse celui des adultes. Dès lors, les bécquées deviendront progressivement moins fréquentes jusqu'à arriver à une



Photo 4 - Attaque de prédateur sur oisillon de Puffin cendré

période de jeûne complet, avant l'envol, qui peut durer jusqu'à 15 jours (Brooke 2004). Les proies préférées sont les petits poissons et les calmars, qui sont capturés essentiellement de jour et seulement occasionnellement la nuit, profitant de la plus grande visibilité de la lumière réfléchiée par la lune et des migrations verticales des proies qui en résultent (Rubolini *et al.* 2015). Une autre ressource trophique importante est celle des restes de la transformation du poisson et du nettoyage des filets jetés par-dessus bord par les bateaux de pêche (Cecere *et al.* 2015). Dans une mer très exploitée, comme la Méditerranée, les déchets de la transformation du poisson peuvent être une ressource trophique importante pour le Puffin cendré. Toutefois, il convient d'observer que les déchets n'ont pas la même valeur énergétique que les poissons vivants capturés (Pichegru *et al.* 2007) et leur consommation pourrait donc avoir des conséquences négatives en termes de *fitness*, ou plus spécifiquement sur le développement des poussins. Le Puffin cendré, comme beaucoup d'autres procellariiformes, met en œuvre ce qu'on appelle la *dual foraging strategy*. Autrement dit, il alterne de longs trajets de recherche de nourriture (>4 jours) avec des trajets plus courts (1-4 jours). L'avantage des trajets courts est de permettre à l'adulte de s'éloigner pour une courte période lorsque le poussin a besoin d'être nourri fréquemment, tandis que les longs trajets permettent d'atteindre des zones plus propices à la pêche.

Cette stratégie a montré un haut degré de plasticité par rapport aux conditions écologiques et aux besoins énergétiques des adultes et des poussins (Alonso *et al.* 2012, Cecere *et al.* 2014). Les trajets de courte durée sont principalement effectués par les adultes qui doivent se procurer de la nourriture pour le poussin, et sont plus fréquents lorsque l'environnement marin est plus productif près de la colonie ; quant aux trajets de longue durée, ils permettent aux reproducteurs de se rendre dans des zones éloignées et particulièrement piscicoles, où la



recherche de nourriture est principalement orientée vers le maintien et l'obtention d'une quantité de nourriture pour le poussin égale à la dose journalière nécessaire multipliée par les jours d'absence de l'adulte (Granadeiro *et al.* 1998).

Photo 5 - Puffin cendré avec GPS

Le Puffin cendré est classé comme « de préoccupation mineure » (*Least Concern*) pour le risque d'extinction, tant au niveau mondial (BirdLife International 2015) qu'au niveau national (Peronace *et al.* 2013). L'espèce figure également à l'Annexe I de la directive Oiseaux (79/409/CEE) et à l'Annexe II de la convention de Berne. L'appartenance à une catégorie à faible risque de menace se justifie par la grande aire de répartition, la taille assez importante de la population et l'absence de tendances évidentes à la baisse. Cependant, il convient d'observer que la longévité des individus de cette espèce risque de masquer pendant longtemps toute diminution du succès reproducteur ou du nombre de nouveaux reproducteurs recrutés par une population (Birdlife International 2015). Pour la colonie de Lavezzi, le taux de survie au cours de la première année est de 0,52 (IC à 95 % : 0,40-0,54) tandis que les adultes et les animaux non reproducteurs ont des valeurs plus élevées et similaires, respectivement 0,88 (IC à 95 % : 0,83-0,92) et 0,89 (IC à 95 % : 0,88-0,90) (Jenouvrier *et al.* 2008). De plus, dans une population du bassin méditerranéen occidental (Pantaleu, Espagne), le nombre de reproducteurs est resté inchangé malgré un faible taux de survie des adultes. Cela est dû au taux d'immigration élevé, qui représentait chaque année 10 à 15 % de la population (Sanz-Aguilar *et al.* 2016).



Photo 6 - Puffins de Méditerranée (*Puffinus yelkouan*)

2.2 Puffin de Méditerranée (*Puffinus yelkouan*)



Photo 7 - Puffin de Méditerranée

Le Puffin de Méditerranée est un Procellariidé endémique du bassin méditerranéen central et oriental et de la mer Noire (Bourgeois & Vidal 2008). Initialement classée comme une sous-espèce méditerranéenne du *Puffinus puffinus*, à partir de la fin de 1980, elle a été considérée comme une espèce à part entière aux côtés du Puffin des Baléares (Bourne *et al.* 1988, Sibley & Monroe 1990, 1993), duquel elle a été définitivement dissociée en 2002 (AERC TAC 2003, Brooke 2004, del Hoyo *et al.* 2014).

C'est un oiseau de mer de taille moyenne, avec un dessus brun noirâtre qui contraste nettement avec les parties inférieures presque entièrement blanches, à l'exception de la marge des ailes et de la queue. Les pattes sont grandes et palmées, pendant le vol, elles dépassent légèrement la queue. Le bec est mince, noir et crochu. L'espèce se caractérise par une forte fidélité tant au site de nidification qu'à son partenaire (Bourgeois *et al.* 2014) ; elle atteint la maturité sexuelle à 3-4 ans (Borg *et al.* 2010) et, comme la plupart des oiseaux de mer, elle est dotée d'une grande longévité : au Royaume-Uni, deux cas de recapture du Puffin des Anglais ressemblant ont été signalés 49 et 55 ans après leur baguage (Fransson *et al.* 2017).

Le Puffin de Méditerranée niche dans des colonies de tailles variables, généralement situées sur de hautes falaises rocheuses tombant à pic sur la mer, dans des îlots éloignés de la côte ou plus rarement sur la terre ferme. Les nids sont situés à l'intérieur de cavités, de grottes ou de



Photo 8 - Recherche de nids

crevasses dans la roche ; ils sont moins fréquemment fouillés activement, là où le substrat le permet (Bourgeois & Vidal 2007, Baccetti *et al.* 2009, Derhé 2012, Zenatello *et al.* 2012).

Comparé au Puffin cendré, le Puffin de Méditerranée sélectionne des îles de plus grandes dimensions (Baccetti *et al.* 2009) et peut se reproduire dans des zones de végétation plus denses, même sous un couvert partiellement arboré. Les individus retournent au nid uniquement pendant la nuit, dans des conditions d'obscurité totale et avec un certain retard par rapport aux puffins de Scopoli, évitant également la lumière de la lune. Pour cette espèce également, ce comportement est généralement considéré comme une stratégie adaptative qui a pour but de limiter le risque de prédation ; d'autres hypothèses rattachent ces habitudes à la disponibilité de la nourriture (Bourgeois *et al.*, 2008).

Les sites de reproduction commencent à être visités à partir de fin octobre, avec la réunification des premiers couples. L'accouplement a lieu en février et la femelle pond le seul œuf à la mi-mars - début avril. L'œuf est couvé par les deux partenaires pendant environ 50 jours, il éclot à la fin avril - début mai et les deux parents collaborent pour nourrir le poussin. Les nouveaux-nés prennent leur envol fin juin-début juillet, époque à laquelle les colonies sont désertées jusqu'à l'automne suivant, qui marquera le retour des adultes et de quelques immatures ou *prospecteurs* qui viendront inspecter les lieux en vue de la future nidification (Bourgeois *et al.* 2008, Bourgeois 2012, Gotti *et al.* 2014).

Le régime alimentaire du Puffin de Méditerranée se compose exclusivement d'espèces marines. Les principales proies sont les poissons de petite et moyenne taille ; les espèces les plus représentées en termes de biomasse sont constituées de poissons épipélagiques tels que les clupéiformes (par exemple l'anchois et la sardine), et en second lieu d'espèces mésopélagiques et démersales telles que Gadidi et Scombridi, disponibles aussi bien la nuit, lorsqu'elles



Photo 9 - Placement d'un enregistreur de données GPS sur un Puffin de Méditerranéenne

migrent vers la surface de la mer, que pendant la journée, lorsqu'elles sont poussées vers la surface par des prédateurs marins ou mis à disposition en tant que déchets de pêche. Les crustacés pélagiques (Euphausiacés et Decapoda) capturés en plongeant à plus de 30 mètres de profondeur représentent des proies numériquement importantes dans les premiers stades de la saison de reproduction, avant la ponte, bien qu'elles contribuent encore dans une mesure très limitée à la biomasse ingérée (Zotier 1997, Bourgeois *et al.* 2011) ; des larves de poissons sont également capturées à la surface de la mer (Péron *et al.* 2013). L'espèce bénéficie des déchets de pêche car il est fréquent de l'observer suivre des navires de pêche (Sarà 1993, Arcos 2001, Arcos & Oro 2002, Martínez-Abraïn *et al.* 2002), mais voir ce qui a été indiqué pour le Puffin cendré sur l'importance de cette source d'approvisionnement.

L'aire de reproduction du Puffin de Méditerranéenne est concentrée dans le bassin méditerranéen central et oriental (Borg *et al.* 2010) ; des colonies de l'espèce ont été observées en France, en Italie, à Malte, en Croatie, en Albanie, en Grèce, en Algérie, en Tunisie (BirdLife International 2019), tandis qu'en Corse, aucune preuve de reproduction n'a été constatée (Cadiou *et al.* 2004) ; en ce qui concerne la Bulgarie, les dernières preuves de nidification remontent aux années 60 ; il est fortement probable que la Turquie se trouve également dans l'aire de reproduction, mais à ce jour aucune colonie de l'espèce n'a été trouvée et des recherches ciblées sont nécessaires pour confirmer une telle hypothèse (D. Sahin *com. pers.*). Un petit contingent pourrait également nicher en Espagne, mais les problèmes liés à la taxonomie incertaine des oiseaux qui se reproduisent sur l'île de Minorque rendent la question controversée (Arcos 2011, Genovart *et al.* 2016).

Pendant la période de reproduction, le Puffin de Méditerranéenne effectue de longs trajets en mer pour se nourrir, parcourant en moyenne 428 km par trajet et restant toujours non loin

de la côte (<20 km, Péron *et al.* 2013). Il tend également à se nourrir dans des zones de production caractérisées par l'écoulement de cours d'eau et d'autres facteurs qui améliorent la productivité. Pour confirmer cela, des études récentes réalisées grâce à l'utilisation de la télémétrie sur la colonie située sur l'île de Tavolara ont démontré que la recherche de nourriture de la part des puffins yelkouans qui nichent sur l'île se produit principalement dans les zones côtières peu profondes, souvent au niveau d'embouchures de fleuves, très éloignées de la colonie. Le nord de la Sardaigne entre les Bouches de Boniface et le golfe d'Asinara, tout comme les eaux proches du golfe d'Oristano, sont les zones les plus fréquentées lors de la couvaison, tandis que lors de l'élevage des pulli, l'ouest de la Sardaigne est remplacé par des zones d'alimentation situées le long de la côte toscane et dans le golfe du Lion, probablement en raison d'un appauvrissement des zones d'alimentation autour de la Sardaigne. Les trajets de recherche de nourriture durent entre 1 à 7 jours et ont tendance à durer plus longtemps pendant la phase d'élevage du poussin (Zenatello *et al.* 2012).

Pendant la période qui suit la reproduction, la plupart des individus se déplacent vers la Méditerranée orientale et la mer Noire (Snow & Perrins 1998), tandis que certains oiseaux restent à proximité de l'aire de reproduction (Militão *et al.* 2013, Péron *et al.* 2013, Raine *et al.* 2013). La dernière estimation officielle de la taille de la population mondiale, obtenue à partir de l'agrégation des données les plus récentes disponibles dans les pays où l'espèce est présente, fait état de l'existence de 21 201 - 35 975 couples, dont 12-19 000 en Italie et 500-1 000 en France (Gaudard 2018). L'estimation mondiale est légèrement supérieure à celle précédemment calculée par Derhé (2012) qui avait comptabilisé 15 337-30 519 couples / 46 000-92 000 individus. Les observations effectuées au Bosphore pendant la saison de non-reproduction indiquent des dénombrements d'environ 90 000 individus (Şahin *et al.* 2012), ce qui permet de considérer que la taille réelle de la population mondiale pourrait être supérieure aux estimations rapportées, même s'il faut prendre en compte le pourcentage élevé d'individus non reproducteurs qui visitent les colonies chaque année avant de se déplacer vers la mer Noire à l'automne.

Le Puffin de Méditerranée est actuellement classé comme « vulnérable » dans la « Liste rouge de l'UICN » ; il figure également à l'Annexe I de la directive Oiseaux (79/409/CEE) et à l'Annexe II de la convention de Berne. Des études démographiques réalisées à Malte et en France, et des preuves moins solides en Italie, suggèrent une tendance démographique négative, causée par une faible productivité principalement liée à la prédation de mammifères exotiques et une survie limitée des adultes principalement due aux prises accessoires. Les données de recapture disponibles pour certaines colonies de l'archipel des îles d'Hyères indiquent une probabilité de survie annuelle de 0,82 pour les reproducteurs (IC à 95 % : 0,70 - 0,94) et 0,95 pour les non-reproducteurs (IC à 95 % : 0,81 - 1,0) au cours de la période 2004-2010, apparemment incapables de garantir la survie de l'espèce à long terme (Oppel *et al.* 2011).

Des preuves confirmant une tendance démographique négative sont apparues en Sardaigne où l'occupation des colonies à Tavolara et Molara a diminué avec un taux de 5 % par an entre 2015 et 2017 (n = 30). Dans le sud de la Sardaigne (Cavoli), la baisse enregistrée entre 2013 et 2016 était de 1,15 à 1,72 % par an (n = 56) (AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo/S. Nissardi, F. Cherchi e C. Zucca *com. pers.*).

3. MENACES ET FACTEURS LIMITANTS

Les menaces auxquelles sont exposées les deux espèces sont nombreuses, mais elles peuvent être réparties en deux grandes catégories fonctionnelles : les menaces au sol, liées aux oiseaux nicheurs et à leur progéniture, et celles en mer, pendant la saison de reproduction et le reste de l'année. Il est difficile de connaître la vulnérabilité respective des différentes populations, d'autant plus qu'il est difficile d'obtenir des estimations fiables de la taille et de la démographie des colonies.

3.1 Prédation par des mammifères exotiques

La principale menace « au sol » est représentée par l'échec reproducteur dû à l'action de prédateurs terrestres introduits par l'homme dans l'environnement micro-insulaire : la responsabilité est généralement attribuée au rat noir (*Rattus rattus*) et uniquement localement au chat sauvage, mais avec des effets plus importants sur la population (prédation étendue également aux adultes). Même les chiens errants et les sangliers, bien que présents sur un plus petit nombre d'îles, peuvent gravement affecter les colonies. Par exemple, sur l'île française du Levant, les chats sont responsables de la mort annuelle d'environ 810-3 241 puffins de Méditerranée, principalement des adultes (Bonnaud *et al.* 2012). La prédation sur des adultes et juvéniles est particulièrement nuisible pour les Procellariidés, qui ont évolué pour se reproduire sur des îles éloignées et inaccessibles, caractérisées par l'absence de prédateurs terrestres. De plus, la lente maturation sexuelle, le faible taux de production d'œufs et le long séjour des pulli dans le nid contribuent à rendre la prédation des nids catastrophique pour les populations, à court et à long terme. Les rats sont capables de s'attaquer aux œufs et surtout aux petits qui n'ont que depuis quelques jours, ce qui réduit considérablement le succès reproducteur d'une colonie (Townes *et al.* 2011), jusqu'à amener la population de puffins à l'extinction locale (ex. Thibault 1994, Marti *et al.* 2000). En regroupant les données des deux espèces, il a été possible de constater que les couples qui se reproduisent sur des îles sans rats atteignent des valeurs de productivité sensiblement plus élevées ($0,78 \pm 0,17$, $n = 15$) que ceux qui se reproduisent sur des îles avec des rats ($0,14 \pm 0,25$, $n = 11$, Capizzi *et al.* 2016 : Fig. 4), une tendance que l'on observe également au niveau de chaque site en comparant les données collectées avant et après l'éradication (Annexe 2). Sur les îles Chafarines, il a été observé que le succès reproducteur de la colonie de Puffin cendré variait parallèlement aux efforts de lutte contre la population du rat, et il a été démontré que la présence du rat était la principale cause d'échec des nids dans cette colonie (Iguar *et al.* 2006). Après l'éradication du rat, les colonies de puffins parviennent à se rétablir très rapidement,

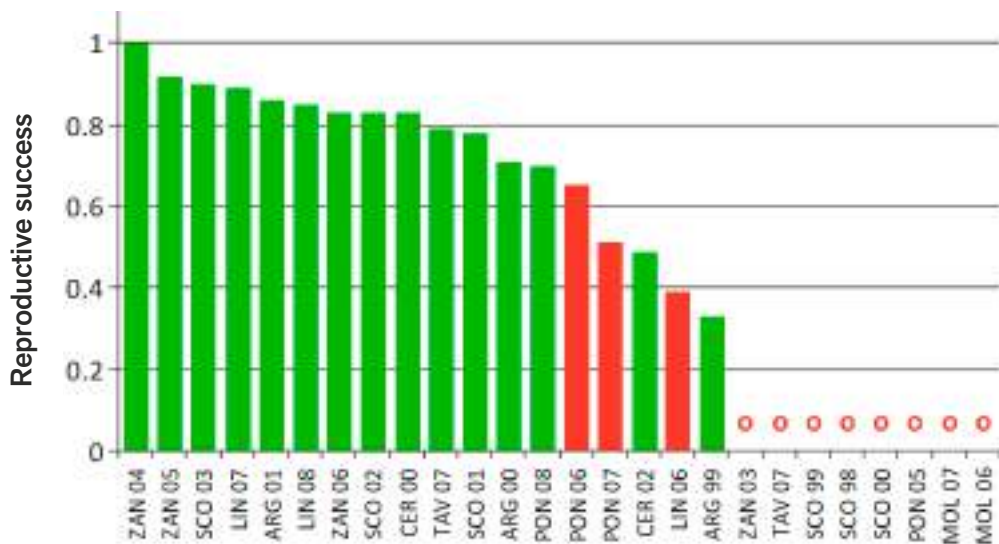


Fig. 4 - Succès reproducteur du Puffin de Méditerranée et du Puffin cendré sur les îles italiennes/an en présence (barres rouges) ou en l'absence (barres vertes) du rat noir. Les valeurs sont considérablement plus élevées sur les îles sans rat. Les données des deux espèces de puffins sont regroupées (Capizzi *et al.* 2016). ZAN Zannone, PON Ponza (Latium), SCO La Scola, ARG Argentarola, CER Cerboli (Toscane), LIN Linosa (Sicile), MOL Molaria, TAV Tavolara (Sardaigne). L'absence de rat sur les îles est à la fois naturelle (Cerboli, Argentarola) et due à un contrôle local ou à une éradication (Zannone post 2003, Linosa post 2006, La Scola post 2000, Ponza post 2007, partie de Tavolara en 2007). Tirée de Capizzi *et al.* (2016).

augmentant le nombre de juvéniles qui s'envolent et également le nombre de couples reproducteurs. À Montecristo, après l'éradication du rat, les succès reproducteurs du Puffin de Méditerranée ont été de 0,93-0,96 jeunes/couple, donc proche du maximum théorique de 1,0, contre la valeur précédente de 0,06 (Baccetti *et al.* 2016, Gotti *et al.* 2014). À Tavolara, les valeurs de productivité du Puffin de Méditerranée variaient entre 0,1 et 0,5 en présence du rat noir et après son éradication, en 2019, le succès reproducteur était de 0,69 (AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo/S. Nissardi com. pers.). À Zannone, des actions de contrôle local du rat (2004-2006), suivies de son éradication (2007), ont permis une augmentation de la productivité du Puffin cendré, passant de zéro (2003) à plus de 0,8. Des augmentations similaires ont été enregistrées pour la population de Puffin cendré se reproduisant sur l'île de La Scola (LI) où, après l'éradication du rongeur, la taille de la colonie est passée de 70-100 couples reproducteurs en 1999 à 150-250 en 2010. (Capizzi *et al.* 2016). Sur l'île de Zembretta, en Tunisie, dans les 3 ans qui ont suivi l'éradication du rat, la population du Puffin de Méditerranée a été multipliée par 8 et la première nidification du Puffin cendré a été enregistrée (Burgeois *et al.* 2013). Le suivi à long terme effectué depuis 2002 sur l'île de Giraglia en Corse (Faggio 2017) en l'absence de prédateurs terrestres montre une tendance positive aussi bien pour ce qui est du nombre total de reproducteurs qu'en ce qui concerne le nombre de juvéniles qui prennent leur envol chaque année (Fig. 5).

La prédation du rat provoque également certains effets secondaires nuisibles sur la fidélité au

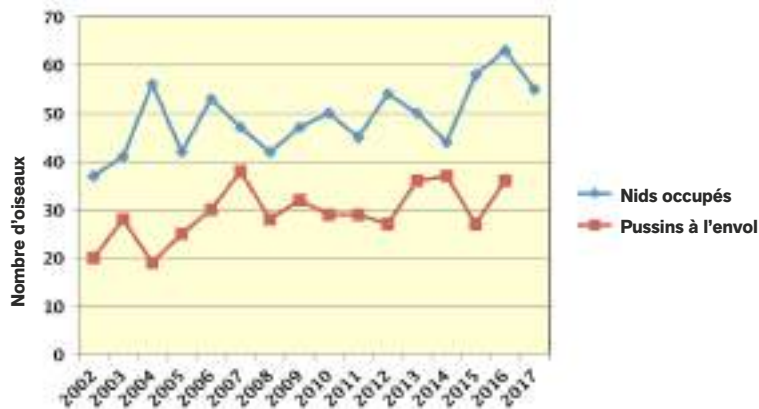


Fig. 5 - Évolution temporelle de la population (nids occupés, en bleu) et du succès reproducteur (poussins à l'envol, en rouge) sur l'île de Giraglia (Corse). Tirée de Faggio (2017).

site de reproduction et au partenaire ainsi que sur le comportement des prospecteurs: les colonies avec un faible succès reproducteur attirent moins de prospecteurs, réduisant ainsi le recrutement de nouveaux reproducteurs et donc le succès reproducteur de la colonie à long terme (Thibault, 1994). La perte des habitats de reproduction causée par des prédateurs comme le rat et la forte pression prédatrice concomitante constituent donc des facteurs importants du déclin des Procellariidés. D'autres espèces mésoprédatrices introduites par l'homme, capables de s'attaquer aux œufs, aux petits et même aux adultes, sont les sangliers et les porcs sauvages, mais leur impact est encore peu étudié (Townes *et al.* 2011) et en tout cas leur diffusion est moindre. Enfin, certaines espèces d'herbivores, introduites sur les îles, peuvent également avoir des effets nuisibles sur les oiseaux marins. Une relation inversement proportionnelle a été observée entre le pâturage des chèvres (*Capra hircus*) et l'abondance d'oiseaux de mer (Gizicki *et al.* 2018). Cela pourrait être dû au fait qu'un pâturage excessif entraîne une réduction de la végétation, avec pour conséquence une plus grande accessibilité des terriers aux prédateurs. En Nouvelle-Zélande, il a été observé que là où le pâturage a dépouillé le sol du couvert herbacé, l'augmentation de la prédation des rats et de la Labbe antarctique (*Stercorarius antarcticus*) a entraîné la perte de colonies entières de Puffin fuligineux (*Ardenna grisea*) (Jones 2000). Enfin, au Royaume-Uni, des cerfs élaphe (*Cervus elaphus*) et des moutons (*Ovis aries*) ont été observés en train d'arracher la tête de pulli qui n'avaient pas encore pris leur envol et appartenant à l'espèce du Puffin des Anglais (*Puffinus puffinus*) et de la Sterne arctique (*Sterna paradisea*), afin de remédier aux carences alimentaires en calcium, dans des milieux acidophiles (Brooke 1990, Towns *et al.* 2011). Dans les deux pays, beaucoup a été fait et beaucoup reste à faire pour faire face à cette menace. En ce qui concerne l'Italie, une liste prioritaire d'îles sur lesquelles éradiquer le rat a été établie en 2010, dans le but d'allouer de manière optimale les ressources disponibles. L'ordre de priorité des îles a été établi en tenant compte de la taille des colonies présentes, des coûts d'éradication et du risque de réinvasion (Capizzi *et al.* 2010). À ce jour, des interventions de dératisation ont été menées et sont toujours en cours, en particulier sur les îles italiennes choisies en fonction de

leurs priorités respectives, dont beaucoup sont incluses dans la zone d'étude du présent Plan d'action. Les récents progrès dans les mesures de biosécurité ont permis de réaliser ou de planifier l'éradication du rat même sur des îles qui n'avaient pas été envisagées auparavant en raison du risque élevé de réinvasion (Capizzi *et al.* 2019 et Annexe 1).

En France, les interventions menées dans la zone du GIREPAM comprennent l'éradication du rat en Corse, dans l'archipel des îles Cerbicales en 1991-1992 (Thibault 1992) et à Lavezzi et sur des îlots satellites en 2000 (Lorvelec & Pascal 2005), qui ont toutes été menées à bien. Quant à l'archipel des îles d'Hyères, une intervention similaire a été menée sur l'île de Bagaud en 2011-2012 (Krebs *et al.* 2015), probablement soumise à une réinvasion dans les années qui suivirent (Sposimo com. pers.). Sur l'île voisine de Port-Cros, entre 2004 et 2006, un programme d'élimination des chats sauvages a été mené à travers la capture et la translocation des animaux, ainsi qu'une campagne de stérilisation des chats domestiques, comportant des avantages considérables pour l'une des colonies de Puffin de Méditerranée les plus importantes présentes sur le territoire français (Bonnaud *et al.* 2011).

3.2 Perturbation anthropique

L'impact anthropique sur les colonies peut représenter un autre facteur limitant pour les puffins en Méditerranée, où de nombreuses colonies sont situées à proximité de destinations balnéaires et touristiques populaires. Surtout dans la période délicate qui coïncide avec la ponte et l'élevage des petits, on sait que les activités récréatives liées au tourisme peuvent avoir des effets négatifs sur les puffins (Cianchetti-Benedetti *et al.* 2018). Les campings, les fortes densités de touristes sur la côte pour les activités balnéaires, les excursions en bateau et l'escalade créent non seulement une perturbation sonore et lumineuse, à même d'empêcher les animaux de retourner dans la colonie, mais un afflux élevé de personnes peut potentiellement conduire à l'effondrement des terriers creusés dans le sol (observations effectuées sur l'île d'Hyères, en France, Bourgeois 2012). A fortiori, la construction de maisons, d'hôtels et de ports peut limiter la disponibilité ou l'utilisation des sites de reproduction. La réduction d'habitats de nidification adéquats peut donc devenir un facteur limitant pour ces espèces. Il a été observé que le déversement de matériaux du haut des falaises de Rdum-tal-Madonna, à Malte, a réduit le nombre de sites propices à la nidification du Puffin de Méditerranée, bloquant l'accès aux terriers (Borg *et al.* 2010). La présence d'établissements humains près des colonies augmente également la présence de prédateurs tels que les chiens, les chats et les rats. Par exemple, le camping à proximité d'une colonie de Puffin de Méditerranée à Malte a entraîné une augmentation des restes de nourriture et de débris, entraînant une explosion de la population de rats (Borg *et al.* 2010).

3.3 Pollution lumineuse

La pollution lumineuse provoquée par les établissements humains est un autre facteur important de perturbation. Les lumières, constamment allumées pendant la nuit, déroutent et

attirent surtout les juvéniles au moment de l'envol, qui meurent à cause d'impacts avec des structures artificielles et/ou des véhicules (Rodríguez *et al.* 2015). Dans une population de Puffin cendré de l'Atlantique, il a été estimé que 53% des juvéniles tout juste envolés sont attirés par les lumières et se retrouvent à terre (Rodríguez & Rodríguez 2009, Baccetti *et al.* 2005). De plus, l'intensité lumineuse peut augmenter l'exposition aux prédateurs, entraînant un taux de mortalité plus élevé chez les juvéniles qui viennent de prendre leur envol (Cianchetti-Benedetti *et al.* 2018). À Malte, la pollution lumineuse en mer émise par les infrastructures offshore pourrait constituer une menace importante pour certaines colonies. Cette question est actuellement étudiée par le projet EU-LIFE Arcipelagu Garnija project LIFE14 NAT/MT/991. Différentes méthodes pour atténuer le problème ont été testées, notamment en utilisant des types d'éclairage moins attractifs. À cet égard, veuillez vous reporter à Longcore *et al.* (2018) et Rodríguez *et al.* (2017). Pour les ZPS italiennes avec des colonies d'oiseaux de mer, le décret ministériel du 17/10/2007 prévoit l'utilisation de lampes à vapeur de sodium (ou de lampes à LED avec des caractéristiques similaires), de points lumineux blindés et de dispositifs automatiques d'allumage au passage à moins d'1 km pour obtenir une réduction du niveau de rayonnement en dessous de 10 nW/sr *cm², en particulier lors des trois premières heures après le coucher du soleil et pendant la période d'envol (Rodríguez *et al.* 2015).

3.4 Épuisement des stocks de poissons

Les menaces qui pèsent sur ces espèces, comme déjà mentionné, ne se trouvent pas seulement dans la colonie, mais aussi au large. En effet, l'impact anthropique de l'homme sur cet environnement est significatif et a conduit, surtout en Méditerranée, à une dégradation des conditions écologiques ainsi qu'à un appauvrissement des ressources (Coll *et al.* 2012, Vasilakopoulos *et al.* 2014, Fortibuoni *et al.* 2019, Maiorano *et al.* 2019). L'épuisement des stocks de poissons, causé par des prises excessives et/ou des modifications environnementales de nature anthropogénique (Coll *et al.* 2018, Saraux *et al.* 2019), peut entraîner des taux d'alimentation insuffisants pour les pulli, avec pour conséquence une réduction de la productivité des colonies (Camphuysen & Garthe 2000). De plus, la difficulté à trouver des proies se traduit par une absence prolongée des adultes du nid, exposant davantage les pulli et/ou œufs au risque de prédation. Malheureusement, la zone étudiée n'a fait l'objet d'aucune étude de données sur les principales proies des puffins, une étude qui peut être effectuée à travers l'analyse des isotopes stables contenus dans les plumes, le sang ou les ongles (Ceia *et al.* 2018, Hong *et al.* 2019) ou au moyen de techniques de codage à barres de l'ADN sur des échantillons fécaux ou régurgitations (Komura *et al.* 2018). De ce fait, il n'y a pas non plus d'analyse globale rattachant le taux de diminution des stocks de poissons (avec une référence particulière aux espèces-proies) à la tendance démographique et à la distribution des colonies. Toutefois, dans la zone étudiée, on sait depuis des décennies qu'il existe une situation de crise dans le secteur de la pêche des espèces épipelagiques les plus courantes (Sartor *et al.* 1998).

3.5 Bycatch

À la surexploitation des ressources halieutiques, s'ajoutent les dommages directs causés par les différents systèmes de pêche tels que les trémails et surtout les palangres pélagiques et semi-pélagiques, qui représentent globalement l'une des menaces les plus graves et les plus impactantes pour les oiseaux marins (Belda & Sanchez 2001, Lewison *et al.* 2005, Sullivan *et al.* 2006). Les prises accessoires des puffins, à savoir la capture accidentelle d'individus pendant la pêche, est un phénomène qui est connu pour avoir un impact significatif sur les populations de Puffin de Méditerranée, Puffin des Baléares (*Puffinus mauretanicus*) et Puffin cendré (Belda & Sanchez 2001). Sur les îles Columbretes, situées en Espagne, le nombre moyen d'oiseaux de mer capturés, appartenant à 7 espèces différentes, a varié entre environ 0,16 et 0,69 individus/1 000 hameçons disposés. L'espèce la plus touchée est le Puffin cendré : une mortalité d'environ 656-2 829 puffins/an a été estimée dans cette zone, dont 66 % étaient des Puffins cendrés (Belda & Sanchez 2001). En Espagne, l'un des rares pays de la région méditerranéenne pour lesquels des données globales sur les prises accessoires sont disponibles, on estime qu'environ 4 à 6 % de la population totale de Puffin cendré y nichant est tuée chaque année. Pour les îles maltaises, le pourcentage de la population tuée chaque année par les prises accessoires a été estimé à 5-6 % (Dimech *et al.* 2009, Defos du Rau *et al.* 2015), tandis que pour la population nichant dans les îles Strophades (Grèce), une mortalité annuelle de 2,5 à 3 % a été estimée (Karris *et al.* 2013, Defos du Rau *et al.* 2015). Des taux de mortalité de cette ampleur sont considérés comme insoutenables pour la subsistance à long terme des colonies (Cooper *et al.* 2003). De même, le puffin des Baléares, l'oiseau de mer méditerranéen le plus rare et le plus menacé, est également fortement touché par ce phénomène. La survie des adultes est effectivement très faible et largement influencée par les prises accessoires. Le temps d'extinction de l'espèce a été estimé à 61 ans (IC à 95 % : 55 à 69) (Genovart *et al.* 2016). Il est donc crucial de réduire rapidement les prises accessoires pour la survie de cette espèce (Genovart *et al.* 2016). L'ampleur du phénomène en Italie n'est pas connue en raison de l'absence d'études ciblées, bien qu'il n'y ait aucune raison de penser que la mortalité soit différente de celle observée dans des zones limitrophes géographiquement similaires. Cependant, il existe des données concrètes, bien qu'occasionnelles, sur l'existence du problème dans la zone étudiée, sur les trois espèces de puffin potentiellement présentes (Cooper *et al.* 2003). Les prises accessoires sont considérées comme un indicateur principal de la composante avifaune de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » : la quantification de ce facteur limitant représente donc également une obligation communautaire pour notre pays.

3.6 Pollution des eaux marines

Compte tenu de sa conformation et de sa position géographique, le bassin méditerranéen est l'une des mers les plus polluées au monde. Des concentrations élevées de contaminants, tels que le plastique, le pétrole et les polluants organiques persistants (POP), sont constamment déversés dans la mer (Danovaro 2003, Claudet & Fraschetti 2010). L'étendue de leur effet sur les populations de puffins méditerranéens reste à préciser. Cependant, l'ingestion de macropla-

stiques représente une importante cause de mortalité pour de nombreuses espèces d'oiseaux de mer (Moser & Lee 1992, Pierce *et al.* 2004). Le plastique ingéré entraîne un blocage de l'appareil gastro-intestinal, les oiseaux meurent donc de faim (Pierce *et al.* 2004). L'ingestion de matières plastiques entraîne également le développement de conditions physiques défavorables et l'accumulation d'une plus grande charge de polluants (Lavers *et al.* 2014). La quantité de plastique ingérée et les dommages que cela provoque chez les pulli de Puffin à pieds pâles (*Ardenna carneipes*) sont les plus élevés jamais signalés pour un vertébré marin (Lavers *et al.* 2014), ce qui indique que les Procellariiformes sont très sensibles à ce type de pollution. Ceci est confirmé par les études de Codina-Garcia *et al.* (2013), qui ont réalisé la première évaluation de l'impact des plastiques sur les oiseaux de mer méditerranéens. Sur les 9 espèces analysées entre 2003 et 2010, celles présentant les plus fortes concentrations de plastiques ingérés ont été les trois espèces de puffins méditerranéens.

Quant aux autres polluants, des niveaux extrêmement plus élevés de mercure et d'hydrocarbures chlorés ont été trouvés dans les puffins cendrés se reproduisant en Méditerranée (*C. diomedea*) par rapport à ceux se reproduisant dans l'Atlantique (*C. borealis*), avec une réduction conséquente de l'épaisseur de la coquille des œufs (Renzoni *et al.* 1986) et donc probablement du succès reproducteur. Enfin, les déversements accidentels de pétrole dans la mer peuvent avoir des conséquences catastrophiques, entraînant la mort de centaines de milliers d'individus (Piatt *et al.* 1990). Un protocole non invasif et facile à appliquer pour l'analyse des polluants chez les oiseaux de mer en Méditerranée a récemment été développé (Borghesi 2016) et a déjà testé sur le Comoran huppé (*Gulosus aristotelis*, Bains *et al.* 2016).



4. OBJECTIFS GÉNÉRAUX

Aucun objectif supplémentaire n'a été identifié pour le Puffin cendré en plus de ceux identifiés pour le Puffin de Méditerranée et signalés dans le récent Plan d'action international (Gaudard 2018). Ils peuvent se résumer comme suit :

- I. Garantir aux deux espèces un succès reproducteur d'au moins 7 % (Jenouvrier *et al.* 2008, Gaudard 2018)
- II. Garantir aux deux espèces une survie adulte > 92% (Jenouvrier *et al.* 2008, Gaudard 2018)
- III. Améliorer les conditions des sites de nidification en supprimant les facteurs limitant l'expansion de l'espèce
- IV. Comblent les lacunes existantes en matière de connaissances sur les menaces, la répartition et l'écologie des espèces dans la zone couverte par le Plan, en utilisant une méthodologie répliquable et reproductible telle que, par exemple, celle développée dans le cadre de la Stratégie marine ou le projet de système entre les parcs nationaux « The Big 5 ».

L'Annexe 1 du présent Plan d'Action contient les principales informations relatives aux colonies des deux espèces présentes dans la zone GIREPAM et les actions suggérées dans chaque île ou portion de littoral pour atteindre les objectifs généraux énoncés ci-dessus.



5. OBJECTIFS ET ACTIONS SPÉCIFIQUES

Les objectifs spécifiques et les actions connexes sont décrits dans les paragraphes suivants. Le Tab. 1 situé à la fin de ce chapitre fournit un cadre de synthèse de la contribution des différentes actions à la réalisation des objectifs généraux et attribue à chaque action une appréciation de leur priorité de mise en œuvre.

5.1 Objectif spécifique : réduire le risque de prises accessoires

Action 5.1.1) Étude de données directe pour l'estimation des prises accessoires

- collecte de données à l'aide de questionnaires standardisés et d'observations à bord de navires marins, pratiquant les formes de pêche les plus potentiellement impactantes (palangres), pour comprendre et évaluer l'étendue de la menace : étendue, saisonnalité et espèces les plus touchées, formes de capture les plus problématiques, facteurs critiques et solutions possibles ;

Action 5.1.2) Étude de données indirecte pour l'estimation des prises accessoires

- collecte de données sur la mortalité indirecte par le biais d'une surveillance périodique des oiseaux échoués afin de comprendre l'ampleur du problème, les causes de décès les plus fréquentes et orienter les interventions d'atténuation des prises accessoires ;

Action 5.1.3) Étude de données sur la mortalité post-juvénile

- plan de surveillance qui prévoit le marquage individuel et une collecte de données pour le calcul de la survie selon la définition des causes de mortalité liées aux prises accessoires dans les colonies en l'absence de prédateurs terrestres.

Action 5.1.4) Adoption de protocoles pour l'atténuation des prises accessoires

- application des protocoles déjà utilisés dans d'autres zones géographiques à la réalité du nord-ouest méditerranéen, avec d'éventuels ajustements en fonction de la réalité locale et suivi des résultats obtenus.

5.2 Objectif spécifique : réduire le taux de prédation des espèces exotiques

Action 5.2.1) Étude de données sur l'impact des prédateurs exotiques sur le succès reproducteur

- plan de surveillance qui comprend la collecte de données pour le calcul du succès reproducteur et pour définir les causes d'échec à la fois en présence de prédateurs exotiques et en l'absence (pour comparaison) de ceux-ci ;

Action 5.2.2) Mise en œuvre des mesures de contrôle/éradication des prédateurs exotiques

- mise en œuvre d'interventions de contrôle/éradication des prédateurs exotiques dans de nouvelles zones (ou dans des zones recolonisées par les prédateurs), selon les méthodes et les priorités déjà utilisées ;
- réalisation de campagnes de sensibilisation destinées aux communautés locales concernées par des mesures de contrôle (passées ou futures) pour les sensibiliser au problème et éviter la recolonisation ;

Action 5.2.3) Mise en œuvre des mesures de biosécurité

- mise en œuvre des mesures de biosécurité dans les sites déjà concernés par des interventions d'éradication de prédateurs exotiques et surveillance régulière pour détecter rapidement toute ré-invasion ;
- surveillance régulière des îles naturellement exemptes de prédateurs exotiques pour détecter rapidement toute invasion
- *lobbying* auprès d'organismes publics chargés de promouvoir l'adoption de réglementations locales qui réduisent le risque de recolonisation par les prédateurs domestiques (ex. chats, chiens) ou anthropophiles (ex. rats).

5.3 Objectif spécifique : réduire l'épuisement des stocks des espèces-proies

Action 5.3.1) Étude de données sur les zones d'alimentation les plus utilisées et sur les interactions avec les navires de pêche

- réalisation de suivis à effectuer à l'aide de systèmes GPS ou GLS afin d'identifier les zones d'alimentation les plus utilisées par l'espèce au cours des différentes phases du cycle annuel ;
- analyse de l'interaction entre les puffins et les bateaux de pêche et évaluation du chevauchement spatial entre les zones les plus utilisées par les puffins pour se nourrir et celles utilisées par les navires de pêche, au moyen d'une analyse des traces GPS des puffins et des bateaux (système de surveillance des navires - données VMS) ;

Action 5.3.2) Étude de données sur les proies, la taille des populations, leur répartition et tendance

- étude qualitative et quantitative du régime alimentaire des deux espèces dans des colonies

d'échantillons, par ex. par l'analyse des isotopes contenus dans les tissus, les régurgitations et les matières fécales grâce à des techniques de codes à barres ADN ;

- réalisation d'études visant à examiner la densité des espèces-proies à l'intérieur et à l'extérieur des principales zones d'alimentation, y compris à travers des projets de systèmes transfrontaliers.

Action 5.3.3) Étude de données sur le succès reproducteur en l'absence de prédateurs exotiques

- Plan de surveillance qui comprend la collecte de données pour le calcul du succès reproducteur et pour définir les causes d'échec en l'absence de prédateurs exotiques ;

Action 5.3.4) Sensibilisation des parties prenantes et des consommateurs, activités de *lobbying* auprès des organismes publics chargés de l'exploitation des ressources halieutiques

- partager les résultats des actions 5.3.1, 5.3.2 et 5.3.3.

5.4 Objectif spécifique : réduire la biocontamination

Action 5.4.1) Étude de données sur les niveaux et les types de biocontamination

- étude qualitative et quantitative de l'ingestion de micro- et macro-plastiques à travers l'analyse des tissus (muscle, foie, estomac) et du contenu stomacal d'animaux trouvés morts dans les colonies, sur les littoraux en période de reproduction ou d'animaux victimes de prises accessoires.

- étude qualitative et quantitative de l'ingestion de micro- et macro-plastiques à travers l'analyse du sang, des matières fécales et des régurgitations chez des animaux vivants échantillonnés pendant la période de reproduction.

- étude sur les niveaux de métaux lourds et de POP contenus dans les tissus (muscle, foie, estomac) d'animaux trouvés morts dans les colonies, sur les littoraux en période de reproduction ou de victimes de prises accessoires.

- étude des niveaux de métaux lourds et de POP par un prélèvement de sang, de plumes ou de duvet sur des animaux vivants échantillonnés pendant la période de reproduction.

- cartographie des zones les plus à risque à cause d'éventuelles marées noires et/ou quantités de polluants rejetées dans la mer. Évaluation du chevauchement de ces zones avec les colonies et les zones d'alimentation connues.

Action 5.4.2) Actions de sensibilisation et de mise en réseau

- sensibiliser la population à travers des campagnes d'information ciblées (*médias, réseaux sociaux, brochures, sites Internet et réunions publiques de divulgation*) et d'éducation environnementale dans les écoles.

- *renforcement des capacités* pour des réponses efficaces aux déversements soudains de pétrole et de substances chimiques et organiques.

- instauration de collaborations et d'actions conjointes (intégrations) avec d'autres campagnes contre la pollution marine.
- promotion de l'intégration de la directive-cadre sur l'eau et de la directive-cadre sur la stratégie pour le milieu marin.

5.5 Objectif spécifique : réduire la mortalité due à la pollution lumineuse

Action 5.5.1) Étude de données sur la pollution lumineuse

- quantification du degré de pollution lumineuse autour des colonies et de son impact sur les juvéniles envolés, sur la mortalité et le succès reproducteur de la colonie ;
- évaluation d'horaires, périodes et catégories (mâles/femelles, jeunes/adultes) les plus à risque, également grâce à l'utilisation de technologies GPS.

Action 5.5.2) Atténuation des impacts de la pollution lumineuse

- réduction de la pollution lumineuse aux niveaux les plus bas possibles dans les zones naturelles protégées et dans les zones adjacentes, dans un rayon d'au moins 3 km des colonies, dans le strict respect des dispositions du décret ministériel 17/10/2007.
- sensibilisation des particuliers (résidents et touristes) et des structures touristiques à travers des campagnes d'information visant à promouvoir des activités écologiquement durables en termes d'émissions lumineuses, d'efficacité énergétique et d'éducation environnementale dans les écoles.
- activités de *lobbying* auprès des organismes publics chargés de promouvoir l'adoption de réglementations locales à même de réduire la pollution lumineuse.
- élaboration de protocoles d'intervention pour sauver les puffins victimes de la pollution lumineuse avec la participation de la communauté locale.

5.6 Objectif spécifique : réduire le risque de collision au sol

Action 5.6.1) Étude de données sur le risque de collision au sol

- quantification de l'impact, à travers le suivi (transects) auprès d'infrastructures potentiellement dangereuses, d'animaux morts ou blessés suite à une collision et mise au point d'un protocole de suivi standardisé.
- évaluation de périodes et de catégories (mâles/femelles, jeunes / adultes) et des zones les plus à risque.

Action 5.6.2) Atténuation des risques de collision au sol

- développement et mise en œuvre de stratégies d'atténuation et signalement aux organes compétents d'infrastructures qui pourraient avoir un impact important.
- sensibiliser les particuliers (résidents et touristes) à travers des campagnes d'information ciblées (*médias, réseaux sociaux, brochures, sites Internet et réunions publiques de*

divulgation) et d'éducation environnementale dans les écoles.

- actions de sauvetage d'animaux victimes de collision avec la participation de la communauté locale.
- activités de *lobbying* auprès des organismes publics chargés de promouvoir l'adoption de réglementations locales à même de réduire le risque de collision.

5.7 Objectif spécifique : réduire les perturbations causées aux colonies

Action 5.7.1) Étude de données sur les perturbations causées aux colonies

- études sur l'effet des perturbations causées par l'homme et les animaux domestiques ou sauvages (par exemple les chèvres).
- identification des sites les plus exposés en évaluant le chevauchement de zones exploitées pour le tourisme et avec celles où se trouvent les colonies.

Action 5.7.2) Atténuation des effets de la perturbation causée aux colonies

- élaboration de codes de conduite pour la réduction des perturbations à fournir aux opérateurs touristiques afin que leurs clients soient correctement informés.
- activités de *lobbying* auprès des organismes publics chargés de promouvoir l'adoption de réglementations locales à même de réduire le risque de perturbation aux colonies.
- sensibiliser les particuliers (résidents et touristes) à travers des campagnes d'information ciblées (*médias, réseaux sociaux, brochures, sites Internet et réunions publiques de divulgation*) et d'éducation environnementale dans les écoles.
- construction de structures de confinement/éradication d'animaux domestiques ou sauvages dans les zones les plus à risque

5.8 Objectif spécifique : combler le manque de données sur la répartition et la taille de la population

Action 5.8.1) Maintien et extension des stations de surveillance du succès reproducteur et de la mortalité

- marquage individuel et collecte de données pour le calcul de la survie et du succès reproducteur et pour définir les causes de mortalité à la fois dans les colonies avec des séries de données historiques et dans les colonies qui n'ont pas encore été étudiées.

Action 5.8.2) Études sur le terrain dans les zones pour lesquelles les données sur la taille/localisation sont particulièrement rares ou obsolètes

- recherche de colonies par des inspections ciblées au sol, sur des sites adaptés et/ou écoute nocturne des chants depuis le sol ou depuis un bateau ;
- dénombrement des individus regroupés en *rafts* pour quantifier la taille des colonies et faciliter la localisation des nids.

Objectifs spécifiques	Actions	Objectifs généraux			
		I	II	III	IV
5.1 Réduire le risque de prises accessoires	5.1.1) Étude de données directe pour l'estimation des prises accessoires				X
	5.1.2) Étude de données indirecte pour l'estimation des prises accessoires				X
	5.1.3) Étude de données sur la mortalité post-juvénile				X
	5.1.4) Adoption de protocoles pour l'atténuation des prises accessoires	X	X		
5.2 Réduire le taux de prédation des espèces exotiques	5.2.1) Étude de données sur l'impact des prédateurs exotiques sur le succès reproducteur				X
	5.2.2) Mise en oeuvre des mesures de contrôle/éradication des prédateurs exotiques	X	X	X	
	5.2.3) Mise en oeuvre des mesures de biosécurité	X	X	X	
5.3 Réduire l'épuisement des stocks des espèces-proies	5.3.1) Étude de données sur les zones d'alimentation les plus utilisées et sur les interactions avec les navires de pêche				X
	5.3.2) Étude de données sur les proies, la taille des populations, leur répartition et tendance				X
	5.3.3) Étude de données sur le succès reproducteur en l'absence de prédateurs exotiques				X
	5.3.4) Sensibilisation des parties prenantes et des consommateurs, activités de lobbying auprès des organismes publics chargés de l'exploitation des ressources halieutiques	X			
5.4 Réduire la biocontamination	5.4.1) Étude de données sur les niveaux et les types de biocontamination				X
	5.4.2) Actions de sensibilisation et de mise en réseau	X	X		
5.5 Réduire la mortalité due à la pollution lumineuse	5.5.1) Étude de données sur la pollution lumineuse				X
	5.5.2) Atténuation des impacts de la pollution lumineuse		X	X	
5.6 Réduire le risque de collision au sol	5.6.1) Étude de données sur le risque de collision au sol				X
	5.6.2) Atténuation des risques de collision au sol		X	X	
5.7 Réduire les perturbations causées aux colonies	5.7.1) Étude de données sur les perturbations causées aux colonies				X
	5.7.2) Atténuation des effets de la perturbation causée aux colonies	X		X	
5.8 Comblent le manque de données sur la répartition et la taille de la population	5.8.1) Maintien et extension des stations de surveillance du succès reproducteur et de la mortalité				X
	5.8.2) Études sur le terrain dans les zones pour lesquelles les données sur la taille/localisation sont particulièrement rares ou obsolètes				X

Tab. 1. Cadre synoptique des actions et des objectifs. À chaque action, a été attribué un niveau de priorité (du gris clair au gris foncé). L'attribution de la priorité tient compte de l'incidence connue ou supposée de la menace que les différentes actions sont censées combattre, de l'exhaustivité des données sur le problème traité et de la faisabilité de l'action dans un délai relativement court. Dans le cas de facteurs de menace peu ou pas étudiés au niveau national, l'action visant à obtenir des données a parfois reçu une priorité plus élevée que celle relative aux mesures d'atténuation. Ceci afin de souligner la nécessité de combler le manque de connaissances afin de mieux évaluer et orienter les actions concrètes de conservation/gestion.

6. BIBLIOGRAPHIE

- 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 p.
- 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. Pages 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. et 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 p.

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 p.

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*, p 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, p. 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 (sous la direction de) *Monitoraggio di berta maggiore, gabbiano corso e sterna comune nel Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena*, 58 pages.

Cecere, J., Catoni, C., Gaibani, G., Galdes, 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 ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) 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 ten-fold 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 pages.
- 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., Bacchetti, 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 "Projet 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, AG., 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, Uffiziu de l'Ambiente di a Corsica - Università di Corsica - Pasquale Paoli, Juin 2017, 40 p.*

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 (*Ardenia 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.

Lewis, 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 p.

- 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-Solís, 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). Procellariiformi (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. Rapport final - Volume I. Area Marina Protetta Capo Carbonara. 115 p.
- Nissardi, S. & Zucca, C. (sous la direction de) (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 Rapport Projet Life Puffinus. 24 p.
- Nissardi, S. & Zucca, C. (sous la direction de) (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 Rapport Projet Life Puffinus. 25 p.
- Nissardi S. & Zucca C. (2016). Procellariiformi (Berta maggiore *Calonectris diomedea* e Berta minore *Puffinus yelkouan*). In: Anthus 2016. Service de mise à jour des connaissances sur l'état de conservation des oiseaux marins et aquatiques nicheurs et des batraciens/de l'herpétofaune dans le SIC marin. Rapport final. Aire marine protégée de Capo Carbonara. 20 p.
- Nissardi, S. & Zucca, C. (sous la direction de) (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 Rapport Projet Life Puffinus. 24 p.
- Nissardi S. & Zucca C. (2018). Procellariiformi (Berta maggiore *Calonectris diomedea* e Berta minore *Puffinus yelkouan*). In: Anthus & Alea 2018. Service de mise à jour des connaissances sur l'état de conservation des oiseaux marins et aquatiques nicheurs et des batraciens/de l'herpétofaune dans le SIC marin dans le cadre de la Stratégie marine. Rapport final. Aire marine protégée de Capo Carbonara. 42 p.
- Nissardi, S., Zucca, C., Baccetti, N. & Gotti, C. (sous la direction de) (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 - Rapport final Projet Life Puffinus. 27 p.
- 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., Robert-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. & Mullaney, 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., Pava, 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, pages 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.
- Saraux, 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., Ragio-

nieri, 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: 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: 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: 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: 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.

ANNEXE 1

Prévisions et priorités d'intervention

Les populations de puffins se reproduisant sur des îles et parties de littoral de la zone de Girepam sont signalées avec les estimations les plus récentes concernant les populations reproductrices des deux espèces disponibles. Pour faciliter la compréhension des mises à jour effectuées, les estimations de population qui ont été mises à jour par rapport aux deux ouvrages de référence pour les deux pays respectifs (Cadiou *et al.* 2004 et Baccetti *et al.* 2009) ont été surlignées en gris clair. Uniquement pour les îles, et non pour les portions de littoral, elles sont indiquées dans l'ordre : données géographiques, île (ou côte) la plus proche, distance de l'île (ou de la côte) la plus proche, présence/absence homme, prédateurs exotiques signalés ($r = Rattus rattus$; $f = Felis catus$; $c = Canis familiaris$; $s = Sus scrofa$; $m = Mustela nivalis$; $e = Erinaceus europaeus$; le symbole « † » après la lettre indique que l'espèce a été éradiquée). Pour tous les sites, les estimations de population sont exprimées en nombre de couples nicheurs et sont accompagnées de l'année de la mise à jour (entre parenthèses). Par rapport aux tableaux de Baccetti *et al.* (2009) et Cadiou *et al.* (2004), les îles où l'on a observé l'absence ou la disparition de l'espèce dans les années suivantes (Gargalo en Corse, Nibani Nord, Nibani Est et Isola Rossa di Teulada en Sardaigne) ont été éliminées et les sites où la nidification a été constatée dans les années plus récentes ont été ajoutés. Les estimations dont les valeurs minimales de l'intervalle sont égales à zéro ne sont signalées que dans quatre cas où l'on considère que l'absence de confirmation récente de reproduction nécessite d'autres études de données.

Le tableau indique également, pour les seules actions qui prévoient des interventions à réaliser dans les colonies de nidification des espèces, les sites sur lesquels il est prioritaire d'intervenir, avec quatre niveaux de priorité : cellule vide = action actuellement non réalisable ou non nécessaire (par exemple parce que déjà effectuée) ; 1 = priorité d'intervention faible ; 2 = priorité moyenne ; 3 = priorité élevée. Dans le cas de priorités différentes selon l'espèce considérée, la valeur la plus élevée a été rapportée. Les actions de communication/divulgence uniquement et celles pour lesquelles seules des interventions en mer sont prévues (par exemple 5.1.1, 5.1.2, 5.4.1 etc.) ne sont pas signalées car elles ne peuvent pas être réalisées directement sur les sites de reproduction. Le cas échéant, plusieurs actions similaires ont été regroupées dans la même colonne.

Le niveau de priorité de mise en œuvre des différentes actions (par exemple détermination du succès reproducteur et de la mortalité adulte en fonction des menaces liées à la prédation par des espèces exotiques, prises accessoires ...) a été attribué à chaque île (ou portion de littoral) en tenant principalement compte de la taille des colonies présentes et de la représentativité des sites dans chaque zone géographique. La priorité d'intervention ne doit être évaluée qu'au sein de chaque action proposée (donc par colonnes), alors qu'il n'est pas significatif de calculer un score global par île ou portion de littoral (par lignes). Afin d'évaluer la priorité d'intervention d'éradication de prédateurs exotiques (action 5.2.2), les îles italiennes incluses dans la liste établie par Capizzi *et al.* (2010) sur lesquelles aucune opération d'éradication de prédateurs exotiques n'a été menée à ce jour ont reçu la priorité 3 ; les « groupes » d'îles (sensu Capizzi *et al.* 2010) ont reçu la priorité 2.

Les niveaux de priorité attribués se réfèrent à l'étendue de la menace connue pour chaque île au moment de l'élaboration de ce plan, et sont donc susceptibles d'être modifiés suite à la mise en œuvre éventuelle des mesures qui y sont prévues.

Région	Site	Surface (ha)	Île (ou côte) la plus proche	Distance (m)	Homme	Prédateurs exotiques	Puffinus yelkouan
Sardaigne (E)	BAUNEI (costa)	-	-	-	-	-	170-1000 (2013)
Sardaigne (E)	CAPO FIGARI (costa)	-	-	-	-	-	2 (2009)
Sardaigne (E)	FIGAROLO	22,1	costa	368	S	r	50-100 (2008)
Sardaigne (E)	MOLARA	347,9	Proratora	1 400	N	r, s	300-600 (2007)
Sardaigne (E)	TAVOLARA	602,0	Reulino	1 150	S	r [†] , f	9641-12724 (2010)
Sardaigne (N)	ASINARA	5190,0	Piana di Asinara	500	S	r, f, s, e, m	1-10 (2017)
Sardaigne (N)	BARRETTINI	10,3	Corcelli	712	N	r [†]	0 (2019)
Sardaigne (N)	BUDELLI	171,8	Carpa	240	N	r, f	0 (2015)
Sardaigne (N)	CAPRERA	1581,8	Maddalena	0	S	r, f, s, e, m	1-10 (2012)
Sardaigne (N)	CARPA	0,4	Santa Maria	193	N	r	0 (2019)
Sardaigne (N)	CORCELLI	12,5	Piana di Corcelli	150	N	r	0 (2015)
Sardaigne (N)	MADDALENA	2014,6	Caprera	0	S	r, f, s, e, m	0-100 (2015)
Sardaigne (N)	PADULEDDI SUD	0,4	Paduleddi N	23	N	r	0 (2015)
Sardaigne (N)	PIANA DI CORCELLI	3,9	Corcelli	150	N	r	0 (1995)
Sardaigne (N)	PORCO	5,5	Caprera	500	N	r	0 (2010)
Sardaigne (N)	RAZZOLI	164,3	Santa Maria	70	N	r, c	0 (2015)
Sardaigne (N)	SANTA MARIA	186,4	Razzoli	70	S	r, c	1-20 (1995)
Sardaigne (N)	SPARGI	421,9	Maddalena	1 600	S	r, c, m	10-20 (1998)
Sardaigne (N)	SPARGIOTTO	10,1	Spargi	685	N	/	0 (2019)
Sardaigne (NE)	SOFFI	44,7	Camere W	80	N	r	0 (2015)
Sardaigne (NE)	CAMERE EST	4,8	Camere W	128	N	r	0 (1998)
Sardaigne (NE)	CAMERE OVEST	3,6	Soffi	86	N	r	0 (2008)
Sardaigne (NE)	MORTORIO	55,7	Camere E	950	N	r	0 (1998)
Sardaigne (NE)	NIBANI WEST	7,7	Nibani E	5	N	r	0 (2008)
Sardaigne (SE)	CAPO SANT'ELIA (costa)	-	-	-	-	-	3-10 (2016)
Sardaigne (SE)	CAVOLI	42,1	costa	708	N	r [†]	159-385 (2019)
Sardaigne (SE)	SERPENTARA	31,3	costa	3 258	N	r [†]	20-48 (2019)
Sardaigne (SE)	VARIGLIONE SUD SERPENTARA	3,3	Serpentara	250	N	r [†]	1-7 (2016)
Sardaigne (SW)	PAN DI ZUCCHERO	4,1	costa	280	N	r	0 (2013)

Calonectris diomedea	ACTIONS											
	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
2-10 (2018)	1	1		2		1	1	1				1
90-200 (2013)		2	1			1		2		2		2

Région	Site	Surface (ha)	Île (ou côte) la plus proche	Distance (m)	Homme	Prédateurs exotiques	Puffinus yelkouan
Sardaigne (SW)	SAN PIETRO	5089,2	costa	3 779	S	r, f, c	200-500 (2015)
Sardaigne (SW)	TORO DEL SULCIS	13,4	costa	7 709	N	/	0 (2007)
Sardaigne (SW)	VACCA DEL SULCIS	9,1	costa	2 838	N	r	0-65 (2011)
Sardaigne (W)	CAPO CACCIA (costa)	-	-	-	-	-	145-180 (1998)
Sardaigne (W)	FORADADA	5,1	costa	286	N	r	5-20 (2004)
Sardaigne (W)	PIANA DI ALGHERO	13,3	costa	85	N	r	2-10 (2014)
Toscane	ARGENTAROLA	1,2	costa	439	N	/	1-2 (2001)
Toscane	CAPRAIA	1926,6	Corsica	27 000	S	r, f, c [†]	175-500 (2010)
Toscane	CERBOLI	8,8	costa	6 681	N	/	0 (2007)
Toscane	GIANNUTRI	239,5	costa	11 471	S	r [†]	2-5 (2013)
Toscane	GIGLIO	2120,0	costa	14 300	S	r, f	0-10 (2005)
Toscane	GORGONA	220,0	costa	33 500	S	r, f	15 (2019)
Toscane	ISOLOTTO D' ERCOLE	6,5	costa	320	N	r	0 (2018)
Toscane	LA SCOLA	1,6	Pianosa	242	N	r [†]	0 (2019)
Toscane	MONTECRISTO	1071,7	Pianosa	29 410	S	r [†]	400-750 (2007)
Toscane	PALMAIOLA	7,2	Elba	2 950	N	r [†]	0 (2018)
Toscane	PIANOSA	1026,4	Elba	13 300	S	r, e, f [†]	0 (2019)
Corse N	GIRAGLIA	9,6	costa	1 340	N	/	0 (2019)
Corse S	BUNIFAZIU FALAISES (costa)	-	-	-	-	-	0 (1998)
Corse S	BUNIFAZIU FAZZIU (Petit)	0,2	Fazziu (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	1 500	N	r [†]	0 (1995)
Corse S	BUNIFAZIU ILOTS LAVEZZI (10)	14,7	Lavezzi	20	N	r [†]	0 (1997)
Corse S	BUNIFAZIU RATINU	4,0	Cavallu	700	N	r	0 (1997)
Corse S	BUNIFAZIU CAVALLU	120,4	costa	2 300	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)

Calonectris diomedea	ACTIONS											
	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
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
5 (1993)		1						1		2		2
20 (1994)		2						1		1		3
15 (1995)		3	2									2
10 (1988)		3	2									2

Région	Site	Surface (ha)	Île (ou côte) la plus proche	Distance (m)	Homme	Prédateurs exotiques	Puffinus yelkouan
Corse S	CERBICALE PIETRICAGGIOSA	4,6	Piana	850	N	r	0 (1998)
Corse S	CERBICALE TORU (Grand)	1,6	Pietricaggiosa	3 960	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	1 000	N	r†	0 (2010)
Var	PORQUEROLLES	1254,0	costa	2 300	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	ACTIONS											
	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 (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

ANNEXE 2

Succès reproducteur

Données détaillées sur le succès reproducteur du Puffin cendré et Puffin de Méditerranée dans la zone GIREPAM, obtenues à partir de sources bibliographiques et de données inédites qui n'ont pas encore été publiées. Pour chaque enregistrement, ont été indiquées la taille de l'échantillon (nbre nids), la présence ou l'absence de *Rattus rattus* pendant la saison de reproduction étudiée (N = absent ; S = présent, C = contrôle local en correspondance avec les colonies étudiées), toutes les notes et la source bibliographique d'où proviennent les données. Les sources bibliographiques sont intégralement rapportées dans la Bibliographie du Plan d'action.

Puffin cendré (*Calonectris diomedea*)

Île	Année	Succès reproducteur	Nombre de nids	Rat	Notes	Bibliographie
BARRETTINI (Sardaigne)	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			Mauvais temps en début de saison, prédation de Faucons pèlerins
CARPA (Sardaigne)	2019	0,00	7	S	Mauvais temps en début de saison	ISPRA e Parco Nazionale Arcipelago di La Maddalena ined.
SPARGIOTTO (Sardaigne)	2013	0,91	11	N		Cecere et al. 2018
	2015	0,72	18			
	2018	0,71	24			
	2019	0,14	21			Mauvais temps en début de saison, prédation de Faucons pèlerins
CAVOLI (Sardaigne)	2013	0,78	9	S		Nissardi & Zucca 2013
	2016	0,00	5			Nissardi & Zucca 2016
	2018	0,54	13			Nissardi & Zucca 2018
SERPENTARA (Sardaigne)	2013	0,00	2	S		Nissardi & Zucca 2013
ARGENTAROLA (Toscane)	1999	0,33	18	N		Baccetti et al. 2009
	2000	0,71	31			
	2001	0,86	21			
CERBOLI (Toscane)	2000	0,81	21	N		Baccetti et al. 2009
	2002	0,47	15			
	1999, 2000, 2002, 2007	0,69	67			

Puffin cendré (*Calonectris diomedea*) - suite

Île	Année	Succès reproducteur	Nombre de nids	Rat	Notes	Bibliographie
LA SCOLA (Toscane)	1989	0,00	15	S	Prédation de Faucons pèlerins observée chaque année	Baccetti et al. 2009
	1999	0,00	9			
	2000	0,00	22			
	2001	0,77	26			
	2002	0,82	34			
	2003	0,90	21			
	2004	0,85	33	N		COT / Univ. Pisa ined.
	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 (Toscane)	2012	0,17	6	S	Prédation de Faucons pèlerins à certaines années ; prédation de la couleuvre verte et jaune constatée en 2016 et qui s'est poursuivie pendant au moins les deux années suivantes	ISPRA ined.
	2014	0,30	10	C		ISPRA ined. - Progetto RESTO con LIFE
	2015	0,16	19	S		
	2016	0,12	17			
	2017	0,43	14			
	2018	0,40	15	C		
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			
BUNIFAZIU ILE LAVEZZU (Corse)	1978 - 2000	0,45 ± 0,27 SD	93-181	S	Valeur moyenne	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	?			

Puffin de Méditerranée (*Puffinus yelkouan*)

Île	Année	Succès reproducteur	Nombre de nids	Rat	Notes	Bibliographie
MOLARA (Sardaigne)	2006	0,00	18	S		Baccetti et al. 2009
	2007	0,00	7			
	2009	0,71	7	N	Premières traces de recolonisation du rat	Sposimo et al. 2012
	2010	0,86	7	(N)		
	2015	0,25	20	S		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	AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo ined.			
TAVOLARA (Sardaigne)	2007	0,00	22	S	Zones avec des rats	Baccetti et al. 2009
		0,78	9	C	Grottes inaccessibles au rat et/ou avec contrôle du rat	
	2009	0,73	15	C	Grottes inaccessibles au rat et/ou avec contrôle du rat	Sposimo et al. 2012
	2012	0,87	15			ISPRA ined.
	2013	0,71	17	S	Zones avec des rats	Nissardi & Zucca 2015
	2015	0,33	33		C	
		2016	0,16	25	S	Zones avec des rats
	0,55		22	C	Grottes inaccessibles au rat et/ou avec contrôle du rat	
	2017	0,08	26	S	Zones avec des rats	Nissardi & Zucca 2017
		0,36	28	C	Grottes inaccessibles au rat et/ou avec contrôle du rat	
2018	0,49	53	N	itions météorologiques défavor	Nissardi et al. 2018	
2019	0,70	53		AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo ined.		
CAVOLI (Sardaigne)	2013	0,28	18	S		Nissardi & Zucca 2013
	2016	0,06	16			Nissardi & Zucca 2016
	2018	0,12	25			Nissardi & Zucca 2018
SERPENTARA (Sardaigne)	2013	0,00	4	S		Nissardi & Zucca 2013
MONTECRISTO (Toscane)	2010	0,06	18	S		ISPRA ined.
	2012	0,96	19	N		
	2013	0,93	28			
	2014	0,78	27		conditions météorologiques défavorables	ISPRA ined.
	2015	0,80	26			
	2016	0,80	35			
	2017	0,79	14			
	2018	0,76	17			
2019	0,69	26				