

Ministero delle Infrastrutture e della Mobilità sostenibili

Domanda di Autorizzazione Unica ex art. 12 D.lgs. 387/2003

Ministero della Transizione Ecologica

Procedura di Valutazione di Impatto Ambientale ex D.lgs.152/2006

**PROGETTO PER LA REALIZZAZIONE DI UN  
PARCO EOLICO OFFSHORE DI TIPO FLOATING  
NEL CANALE DI SICILIA**

**PROGETTO DEFINITIVO**

Allegato allo Studio di Impatto Ambientale



**Rapporto tecnico in merito all'attività di  
consulenza sulla fauna marina**

ORDINE DEGLI INGEGNERI  
della Provincia di TARANTO  
Progetto  
Dott. Ing. Luigi Severini  
SEVERINI Luigi  
Elez. n. 776

**ILStudio.**  
Engineering & Consulting Studio

**YR35**

C0420.YR35.CNRMAM.00.a



**CNR  
IRBIM**  
ISTITUTO PER LE  
RISORSE BIOLOGICHE  
E LE BIOTECNOLOGIE  
MARINE

Concept & Innovations:

**NiceTechnology®**



**CNR  
IAS**  
ISTITUTO PER LO STUDIO  
DEGLI IMPATTI ANTROPICI  
E SOSTENIBILITÀ  
IN AMBIENTE MARINO

[www.ias.cnr.it](http://www.ias.cnr.it)



Consiglio Nazionale  
delle Ricerche

[www.ricercamarina.cnr.it](http://www.ricercamarina.cnr.it)

## **Report Tecnico in merito all'attività di consulenza relativa al progetto del parco eolico offshore floating nel Canale di Sicilia**

- Inquadramento generale dell'habitat marino del Canale di Sicilia
- Descrizione dello stato dell'ambiente abitato/frequentato dai mammiferi marini nel canale di Sicilia con approfondimento particolare della macro area che comprende anche il sito di installazione della offshore windfarm in progetto
- Descrizione (catalogo) delle specie presenti di mammiferi marini
- Descrizione delle rotte di spostamento conosciute e/o delle aree di permanenza
- Descrizione delle caratteristiche fisiologiche e di sensibilità ai disturbi acustici ed emissioni elettromagnetiche
- Valutazione qualitativa dello stress a cui sono sottoposti i mammiferi marini allo stato attuale dei traffici marittimi (pesca e navigazione) presenti nella zona di installazione (macro area) in accordo con i dati disponibili
- Stato dell'arte e riferimenti bibliografici

ROMA (Sede)  
c/o Università Roma Tre  
Via della Vasca Navale,  
79  
00146 - Roma (RM)  
Tel (+39) 06 5733 3624  
[direttore@ias.cnr.it](mailto:direttore@ias.cnr.it)  
[segreteria.rm@ias.cnr.it](mailto:segreteria.rm@ias.cnr.it)

GENOVA  
Via De Marini 6  
16149 - Genova (GE)  
Tel (+39) 010 647 5410  
[segreteria.ge@ias.cnr.it](mailto:segreteria.ge@ias.cnr.it)

ORISTANO  
Località Sa Mardini,  
09170 - Torregrande  
(OR)  
Tel (+39) 0783 229015  
Fax (+39) 0783 229135  
[segreteria.or@ias.cnr.it](mailto:segreteria.or@ias.cnr.it)

PALERMO  
Complesso monumentale ex-Roosevelt  
Lungomare Cristoforo Colombo, 4521  
Località Addaura, 90149 - Palermo (PA)  
Tel (+39) 333 7180191  
[segreteria.pa@ias.cnr.it](mailto:segreteria.pa@ias.cnr.it)

CASTELLAMMARE DEL GOLFO  
Via G. da Verrazzano, 17  
91014 Castellammare del Golfo (TP)  
Tel (+39) 333 5643236  
[segreteria.cm@ias.cnr.it](mailto:segreteria.cm@ias.cnr.it)

CAPO GRANITOLA  
Via del Mare, 3  
91021 Torretta Granitola,  
Fraz. Campobello di Mazara (TP)  
Tel (+39) 0924 40600  
Fax (+39) 0924 40445  
[segreteria.cg@ias.cnr.it](mailto:segreteria.cg@ias.cnr.it)

## **Sommario**

<b>1. Inquadramento generale dell'habitat marino del Canale di Sicilia e descrizione dello stato dell'ambiente abitato/frequentato dai mammiferi marini nel Canale di Sicilia con approfondimento particolare della macroarea che comprende anche il sito di installazione della offshore windfarm in progetto</b>	<b>3</b>
<b>1.1 Bibliografia</b>	<b>11</b>
<b>2. Specie di mammiferi e rettili marini presenti nel Canale di Sicilia</b>	<b>16</b>
<b>2.1 Descrizione (catalogo)</b>	<b>16</b>
<b>2.2 Descrizione delle rotte di spostamento conosciute e/o delle aree di permanenza</b>	<b>19</b>
<b>2.3 Bibliografia</b>	<b>35</b>
<b>3. Descrizione delle caratteristiche fisiologiche e di sensibilità ai disturbi acustici ed emissioni Elettromagnetiche</b>	<b>42</b>
<b>Valutazione qualitativa dello stress a cui sono sottoposti i mammiferi marini allo stato attuale dei traffici marittimi (pesca e navigazione) presenti nella zona di installazione (macroarea) in accordo con i dati disponibili</b>	<b>42</b>
<b>3.1 Il rumore da traffico marittimo e sensibilità uditiva dei mammiferi marini</b>	<b>42</b>
<b>3.2 Effetti del rumore su cetacei</b>	<b>48</b>
<b>3.3 Studi degli effetti del traffico marittimo sulle specie di Cetacei presenti nella macroarea di studio</b>	<b>52</b>
<b>3.4 Criteri per valutare l'impatto</b>	<b>54</b>
<b>3.5 Effetti dell'elettromagnetismo sui Cetacei</b>	<b>59</b>
<b>3.6 Bibliografia</b>	<b>60</b>
<b>Allegato 1 - Effetti del traffico marittimo su specie di mammiferi marini del Canale di Sicilia</b>	

## 1. Inquadramento generale dell'habitat marino del Canale di Sicilia e descrizione dello stato dell'ambiente abitato/frequentato dai mammiferi marini nel Canale di Sicilia con approfondimento particolare della macroarea che comprende anche il sito di installazione della offshore windfarm in progetto

Con il termine Canale di Sicilia si definisce lo stretto di Mar Mediterraneo compreso tra la Sicilia e la Tunisia. All'interno di quest'area sono comprese le isole di Pantelleria, l'arcipelago delle isole Egadi e delle isole Pelagie (Italia), nonché le isole di Malta, Gozo e Comino (Malta). Quest'area rappresenta il collegamento principale tra i bacini Est ed Ovest del Mediterraneo.

Considerata la complessità dell'intera area e la localizzazione del progetto di installazione del parco eolico offshore, in questo report è stata identificata una *macroarea* cui fare riferimento per la presenza di specie, e un'*area di studio* più limitata attorno al punto di interesse, entrambe indicate in Figura 1.1.

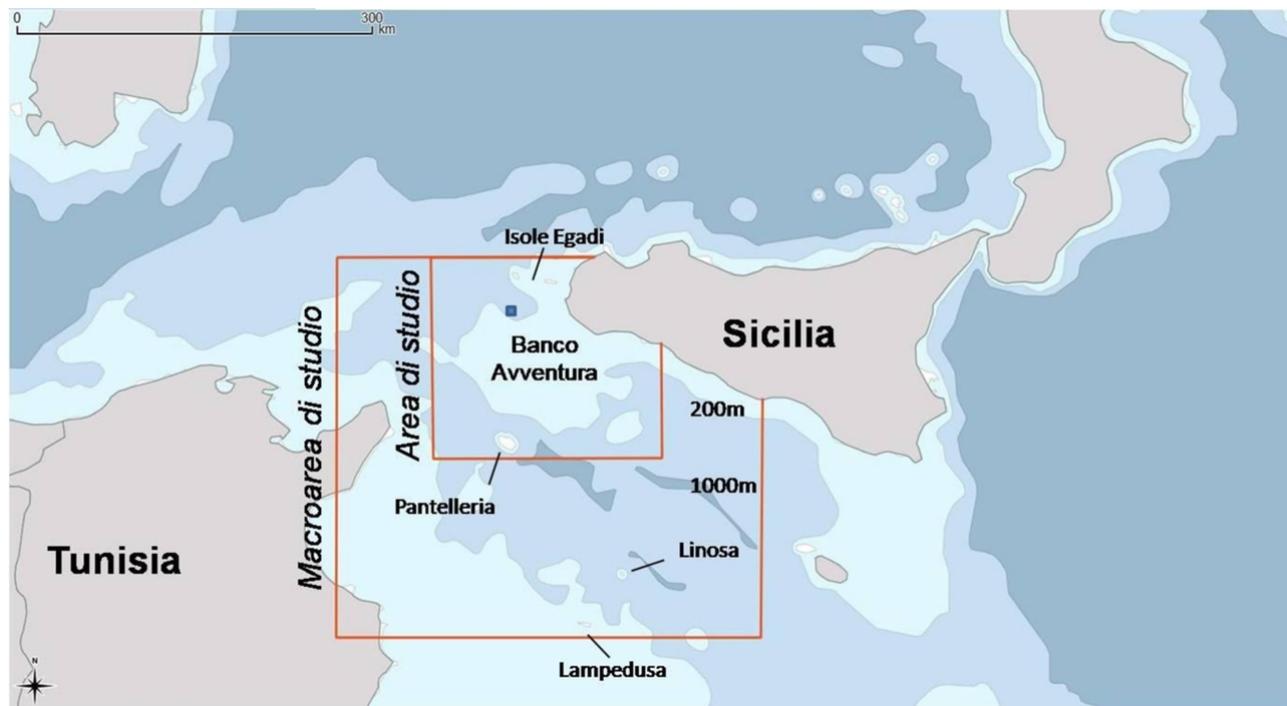


Fig. 1.1 Mappa della macroarea e dell'area di studio identificate all'interno del Canale di Sicilia, a cui si farà riferimento in questo report. Il quadrato blu indica l'area individuata per l'installazione del parco eolico offshore.

Da un punto di vista geomorfologico, il Canale di Sicilia è considerato appartenente alla piattaforma continentale, in particolare è parte del margine superiore della piattaforma africana (Burollet et al. 1978, Civile et al. 2016). È di conseguenza caratterizzato da una profondità media inferiore ai 400

m, ad eccezione di tre depressioni tettoniche di origine Pliocenica: i graben di Malta, Linosa e Pantelleria dove le profondità possono raggiungere i 2000 m (Cello 1987, Dart et al. 1993, Civile et al. 2010). Nel settore più a nord del Canale di Sicilia, sono presenti due domini tettonici sovrapposti facenti parte del fronte di spinta Siciliano-Magrebino. Tale sovrapposizione determina il fronte di spinta delle Isole Egadi (Catalano et al. 1995). Al contrario, possono essere distinte due avanfosse del fronte Siciliano-Magrebino, la prima localizzata a Nord-Ovest e denominata avanfossa Avventura, del Banco Avventura; la seconda localizzata nella zona Ovest-Nord-Ovest e denominata avanfossa di Gela. Il Banco Avventura, che ricade nella zona maggiormente interessata dai lavori previsti, è una zona di piattaforma poco profonda di origine Meso-Cenozoica, separata dalla Sicilia da un canale di circa 120 m di profondità, e dalla Tunisia dal graben di Pantelleria (profondo circa 1300 m) (Civile et al. 2016). Il Banco Avventura è la parte meno profonda del Canale di Sicilia, e al suo interno sono diffusi in maniera puntuale dei banchi isolati (come il Nereo e il Panope) che raggiungono un'altezza fino a 100 m, e di conseguenza una riduzione batimetrica inferiore ai 10 m sotto la superficie del mare (Colantoni et al. 1985, Civile et al. 2016). La presenza di questi banchi rende la topografia del Canale di Sicilia estremamente complessa influenzando lo schema di circolazione delle acque con meandri e vortici che, lungo i margini dei banchi, produce zone di upwelling che aumentano localmente la produttività biologica (Lermusiaux & Robinson 2001, Béranger et al. 2004). Tali fenomeni influenzano la base della catena trofica, condizionando direttamente la produzione primaria in termini di fitoplancton e, di conseguenza, gli stock ittici.

Studi sulla circolazione delle acque all'interno del Canale di Sicilia sono stati effettuati sulla base di misure dirette e modellizzazioni (vedere Grancini & Michelato 1987, Manzella et al. 1988, Robinson et al. 1991, 1999, Moretti et al. 1993, Manzella 1994). A livello dinamico, la circolazione delle acque può essere descritta come lo scambio tra due strati: uno superiore, composto dalle fredde acque atlantiche (Modified Atlantic Water- MAW), e un altro, intermedio e profondo, per lo più composto dalle acque salate intermedie levantine (Levantine Intermediate Water – LIW) che fluiscono in direzione Est-Ovest (Lermusiaux & Robinson 2001). Le MAW fluiscono all'interno del Canale dividendosi in due correnti, quella Atlantico-Ionica (Atlantic Ionian Stream – AIS) che si muove da Ovest ad Est, e quella Atlantico-Tunisina (Atlantic Tunisian Current - ATC) che scorre verso Sud sulla piattaforma tunisina (Pierini & Rubino 2001, Béranger et al. 2004). In estate, la maggior parte della MAW è convogliata nella AIS, formando tre meandri principali: il ciclonico Adventure Bank Vortex (ABV), l'anticiclonico Maltese Channel Crest (MCC) e il ciclonico Ionian Shelf break Vortex (ISV), prima di diffondersi nel mar Ionio (Robinson et al. 1999, Lermusiaux & Robinson 2001).

Le complesse caratteristiche topografiche ed oceanografiche del Canale di Sicilia rendono l'area estremamente importante dal punto di vista biologico, identificandola all'interno del Mediterraneo come un hotspot di biodiversità (Garofalo et al. 2007, Fernández et al. 2012, Deidun et al. 2015). A livello internazionale, nel 2014, l'intera area del Canale di Sicilia è stata riconosciuta come una "Ecologically or Biologically Significant Area (EBSA)" dalle Parti firmatarie della Convention on Biological Diversity (CBD) (Bax et al. 2016). Nell'area del Canale di Sicilia sono state identificate specie e habitat importanti dal punto di vista conservazionistico, come specie rare ed endemiche e habitat coralligeni con presenza di coralli profondi (Consoli et al. 2016, Di Lorenzo et al. 2018). A livello bentonico, sono stati identificati diversi tipi di biocenosi (figura 1.2 da Gristina e Interbartolo 2013, e figura 1.5 da Di Lorenzo et al. 2018)

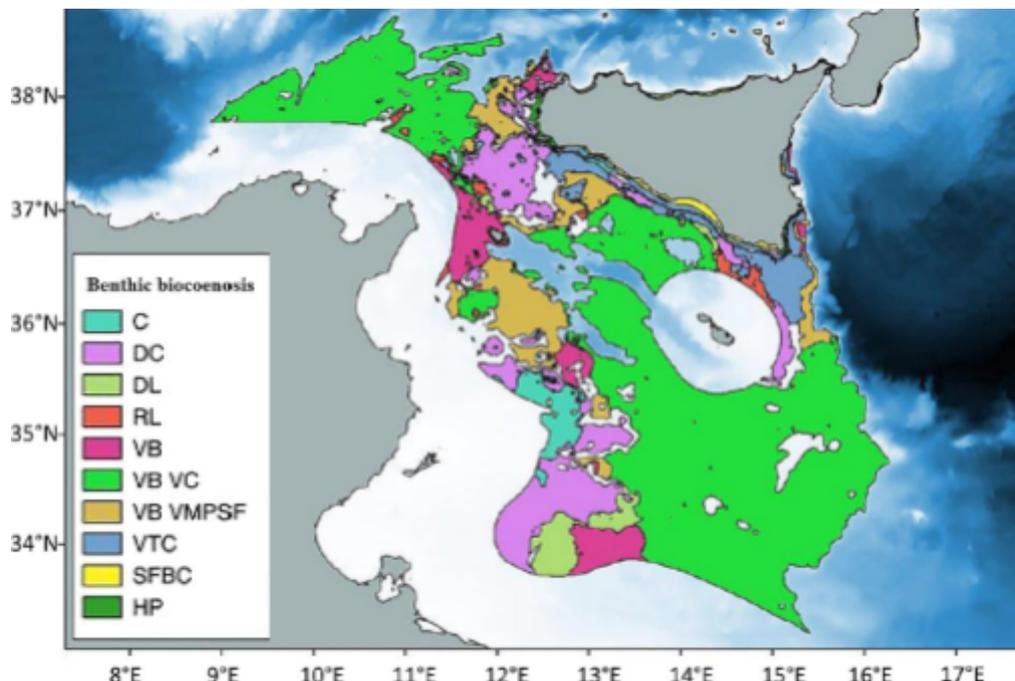


Figura 1.2 Biocenosi bentoniche nel Canale di Sicilia (da Gristina e Interbartolo 2013).

Legenda: C (coralligeno), DC (fondali detritici costieri e offshore), RL (biocenosi tipica di piattaforma rocciosa), VB (fanghi), VB-VC (fanghi compatti), VB-VMPSF (fanghi molli con film fluidi superficiali), VTC (fanghi costieri terrigeni), SFBC (sabbia fine), HP (praterie a *Posidonia oceanica*).

Di notevole importanza le praterie di *Posidonia oceanica*, che nelle aree costiere occidentali sono considerate le più estese del Mediterraneo (Badalamenti et al. 2011), nonché la presenza di alghe verdi, rosse e brune, alcune delle quali protette, come i sargassi e le laminarie (*Laminaria*

*rodriguezii*), frequenti nei fondali detritici e rocciosi, che formano aree di accrescimento importanti per specie come *Scyliorhinus canicula* e *S. stellaris* (Di Lorenzo et al. 2018) (figure 1.3 e 1.4).

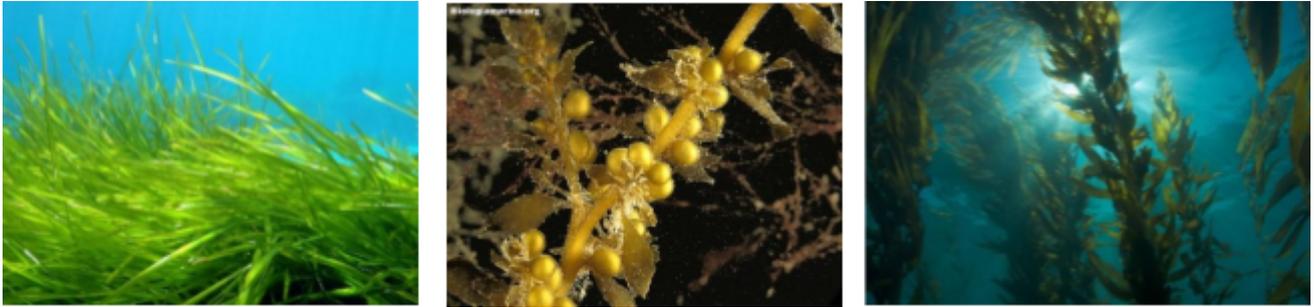


Figura 1.3 Immagini di *Posidonia oceanica*, *Sargassum sp* e *Laminaria rodriguezii* (rispettivamente da sinistra verso destra)



Figura 1.4 Immagini di *Scyliorhinus canicula* (in alto) e *S. stellaris* (in basso)

Comunità coralligene caratterizzano gli habitat circalitorali (Martin et al. 2014, Di Lorenzo et al. 2018), contribuendo ad aumentare la complessità dei fondali rocciosi, aumentandone la biodiversità e fornendo importanti servizi ecosistemici, tra cui nicchie ecologiche, aree di accrescimento, fonti di alimentazione e substrato per moltissimi organismi (Rosso et al. 2010, Sanfilippo et al. 2013). Tra 300 m e 450 m sono state identificate comunità a corallo bianco, formate principalmente da madrepora (Zibrowius & Taviani 2005, Schembri et al. 2007, Freiwald et al. 2009, Taviani et al. 2013), nonché numerose specie di coralli di profondità come *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758), *Dendrophyllia cornigera* (Lamarck, 1816), *Desmophyllum cristagalli* (Milne Edwards & Haime,

1848), *Lophelia pertusa* (Linnaeus, 1758), *Madrepora oculata* (Linnaeus, 1758), *Leiopathes glaberrima* (Esper, 1788) (Schembri et al. 2007, Freiwald et al. 2009, Taviani et al. 2009, 2013, Costantini et al. 2010, Deidun et al. 2010).

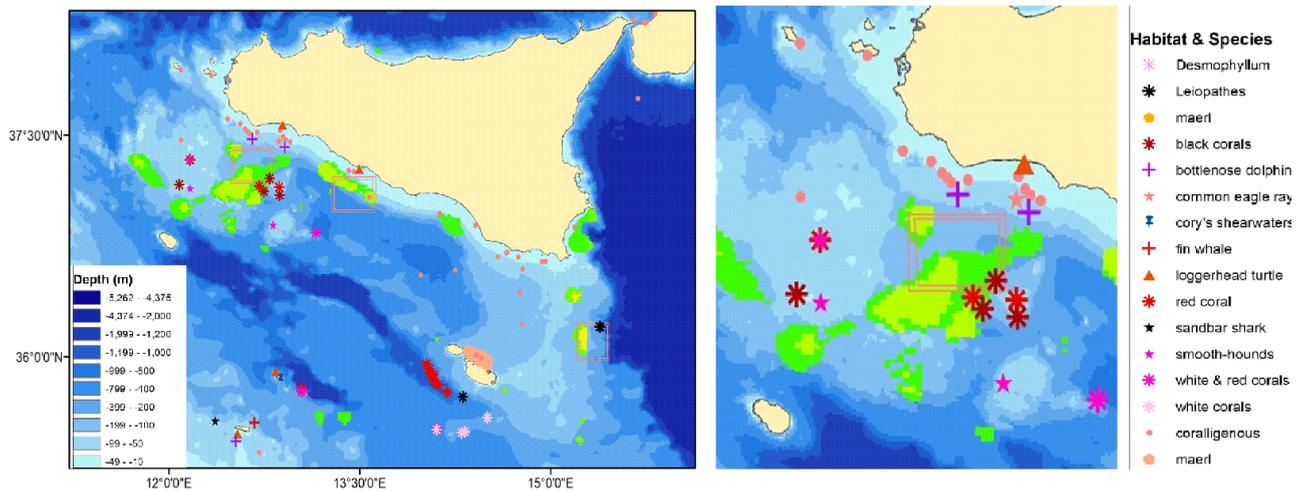


Figura 1.5 Mappa degli habitat prioritari per la conservazione nel Canale di Sicilia con specifico zoom nell'area di studio: in verde, le aree di accrescimento per specie di interesse commerciale; in rosso le aree interdette alle attività di pesca. Le linee bianche indicano le aree costiere nelle quali lo strascico è vietato secondo la regolazione EU Mediterraneo 1967/2006 (da Di Lorenzo et al. 2018).

In termini di nutrienti, il Mediterraneo è in generale caratterizzato da una condizione oligotrofica, legata ad alti livelli di stratificazione verticale (Barale et al. 2008, Patti et al. 2010). Anche l'area del Canale è risultata caratterizzata da bassi livelli di produzione primaria e biomassa fitoplanctonica, che vanno ad interferire sui tassi di crescita di alcune specie, come l'acciuga (*Engraulis encrasicolus*) (Basilone et al. 2004). Nonostante ciò, nell'area nord occidentale del Canale, sono stati osservati fenomeni localizzati di upwelling, dovuti sia a venti locali (Sorgente et al. 2003, Béranger et al. 2004) sia ai vortici anticiclonici generati dall'AIS (Patti et al. 2010), che rendono l'area di studio di straordinaria importanza in termini di concentrazione di nutrienti (Karafistan et al. 2002).

Dal punto di vista della fauna ittica, la zona dei banchi in particolare è stata identificata da molti autori come area di ristoro, riproduzione e accrescimento per moltissime specie e, di conseguenza, fondamentale come risorsa biologica per le limitrofe attività di pesca (Garofalo et al. 2003, 2007, 2011, Fortibuoni et al. 2010, Colloca et al. 2015). La presenza stessa dei banchi infatti, crea aree con substrati rocciosi e di bassa profondità in zone lontano dalle coste, di difficile sfruttamento diretto da parte della pesca con reti a strascico (Consoli et al. 2016). Studi sulle comunità ittiche

dell'area sono stati condotti attraverso l'utilizzo di Remotely Operated Vehicle (ROV), e attraverso campagne di pesca scientifica, nell'ambito dei progetti GRUND (Gruppo Nazionale Demersali) e MEDITS (Mediterranean International Trawl Survey).

Studi effettuati durante campagne di studio dell'ISPRA, nel 2014, all'interno del Banco Avventura (specificatamente sul Nereo Bank) attraverso l'utilizzo di ROV (Pollux III<sup>o</sup>), hanno evidenziato la presenza di 52 specie di pesci, appartenenti per lo più alle famiglie dei Labridae (13), Serranidae (7), Scorpaenidae (5) e Sparidae (5). Sono inoltre state individuate specie rare come *Scorpaenodes arenai*, *Hyporthodus haifensis*, *Gadella maraldi*, *Epinephelus caninus* e, *Lappanella fasciata* e *Myliobatis aquila*. Da tale studio è emersa inoltre una relazione inversa tra ricchezza ittica e batimetria, e diretta tra ricchezza ittica e complessità degli habitat (Consoli et al. 2016). La presenza di gruppi di specie rare, in particolare di *M. aquila*, inserita nella lista rossa della IUCN come specie vulnerabile, fa ipotizzare l'inclusione del Nereo bank tra le aree di aggregazione di questa specie, ma ulteriore indagini sono necessarie per capirne a pieno l'importanza.

Obiettivi delle campagne di pesca scientifica nell'ambito dei progetti GRUND e MEDITS sono invece quelli di valutare la distribuzione, l'abbondanza e la composizione per taglia delle specie ittiche, con focus particolare sulle specie oggetto di pesca.

All'interno del progetto GRUND, sono state finanziate dal MIPAAF e dalla DG IV della Commissione Europea campagne autunnali di pesca a partire dal 1985. Dal 1994, sono state affiancate a queste ultime delle campagne di pesca a strascico coordinate e standardizzate a livello internazionale, ed estese a buona parte del Mediterraneo, nell'ambito del progetto MEDITS, finanziato dall'Unione Europea. I risultati di dieci anni di campagne di pesca nello stretto di Sicilia hanno rivelato un totale di 169 differenti specie di pesci (tra pesci ossei ed elasmobranchi). Di queste, due specie (*Merluccius merluccius* e *Phycis blennoides*) sono diffuse in tutte il canale, mentre il 18% è stato pescato in modo sporadico e annoverato per questo nella lista di specie rare (Garofalo et al. 2007).

Nella figura 1.6 (estratta da Garofalo et al. 2007) è riportata la mappa dell'indice Shannon di diversità ( $H'$ ) e il relativo coefficiente di variazione nei dieci anni di campagne di monitoraggio.

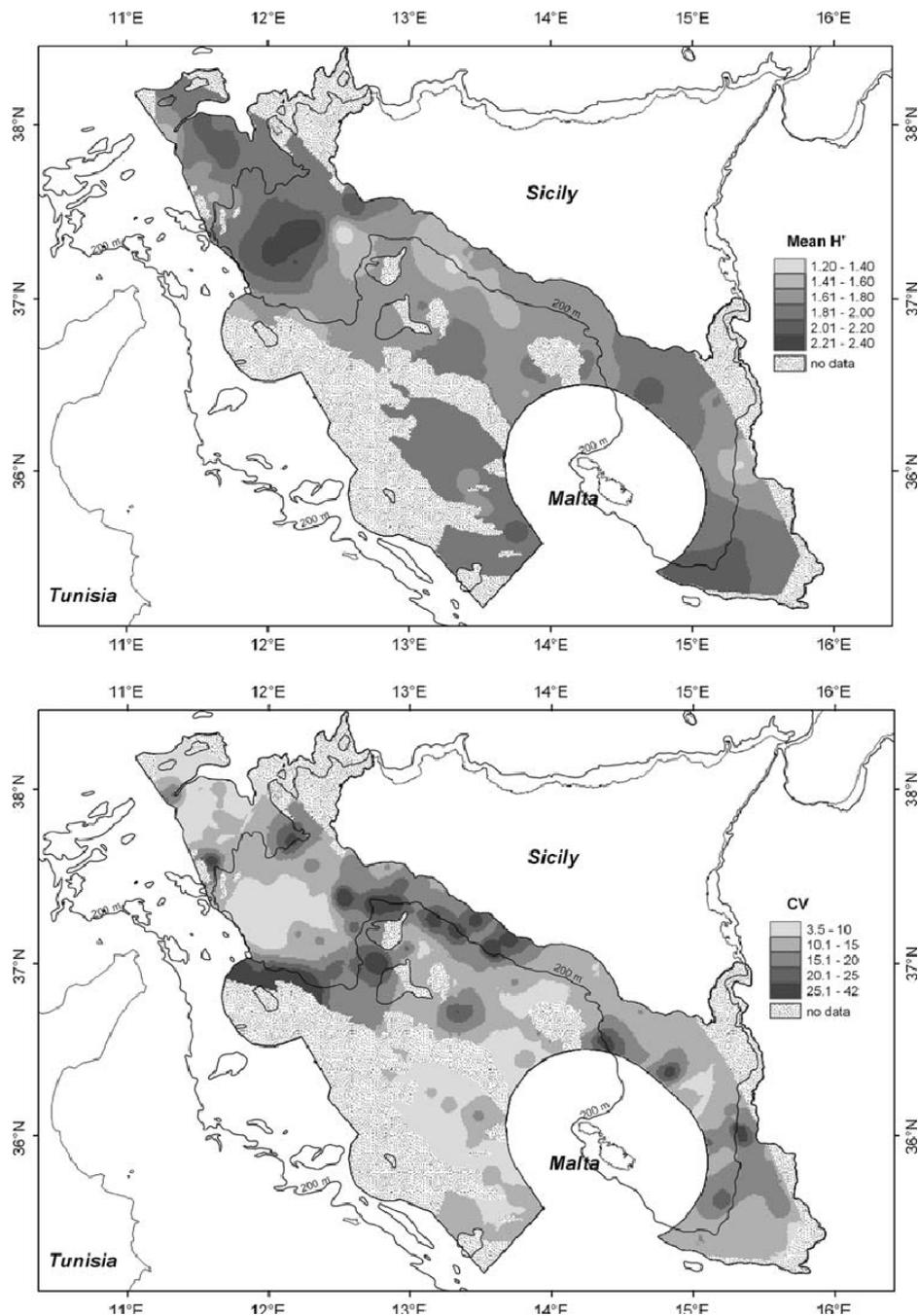


Figura 1.6 Mappa riportante il valore medio calcolato dal 1993 al 2004 dell'indice di diversità di Shannon (in alto), e il relativo coefficiente di variazione (in basso) (da Garofalo et al. 2007)

Dalla figura 1.6, risulta evidente l'importanza della zona del banco avventura che presenta il più alto valore di biodiversità in termine di fish assemblages, e il più basso coefficiente di variazione in dieci anni. Inoltre, le aree che mostrano la maggiore variabilità inter-annuale sono localizzate soprattutto nelle zone di margine di scarpata, interessate maggiormente dai fenomeni di upwelling (Lermusiaux & Robinson 2001).

In queste aree, la presenza di forti correnti e di conseguente instabilità idrologica, nonché l'intensivo sfruttamento della pesca a strascico, potrebbe spiegare i bassi livelli di biodiversità e

biomassa (Gristina et al. 2004, Garofalo et al. 2007). Al contrario, la natura eterogenea e rocciosa dei fondali del Banco Avventura rende difficile le attività di strascico in questa zona; ciò, associato a condizioni ambientali e idrografiche favorevoli, favorisce la persistenza di una maggiore diversità e abbondanza ittica. Analisi di temperatura e salinità nell'area hanno evidenziato uno strato superficiale più freddo e salato (16°-18° e 37.75-38 PSU) e alti valori di fluorescenza (indicatore della quantità di clorofilla) e zooplankton rispetto alle aree limitrofe (figura 1.7).

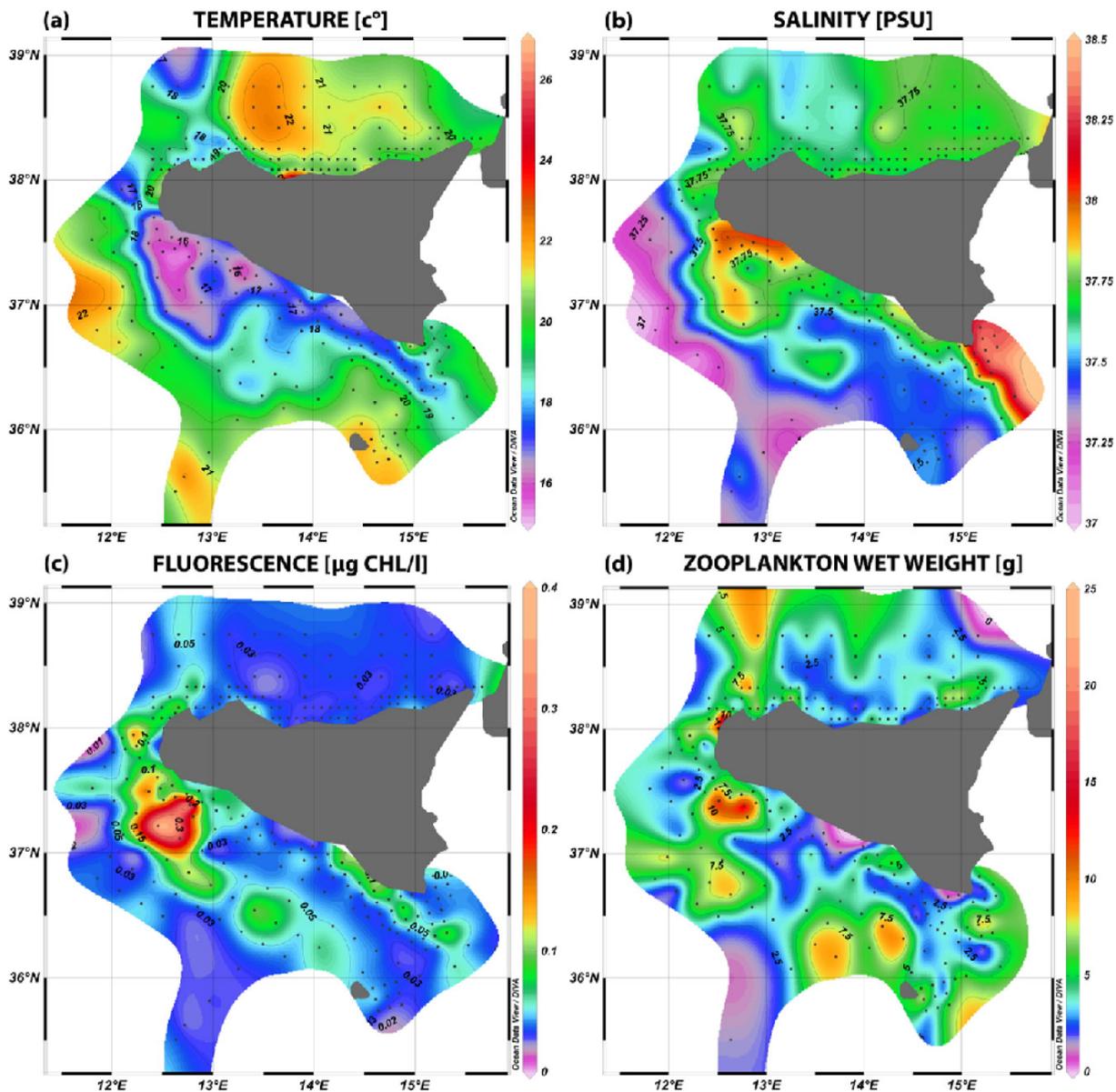


Figura 1.7 Mappa riportante il pattern di distribuzione orizzontale medio dei valori di temperatura (a), salinità (b), fluorescenza (c) e peso totale di zooplancton (d) (da Cuttitta et al. 2016)

È importante annoverare tra le specie di particolare interesse per la biodiversità dell'area e di fondamentale importanza per la rete trofica del Canale di Sicilia, quelle pelagiche. Tra queste le specie di piccoli pelagici come acciughe (*Engraulis encrasicolus*), sardine (*Sardina pilchardus*), sardinelle (*Sardinella aurita*) e spratti (*Sprattus sprattus*) non solo costituiscono la principale risorsa ittica in termini di importanza economica in Mediterraneo (Patti et al. 2004), ma anche le prede principali di altre specie di pesci come tonni, merluzzi e sgombri (D'Elia et al. 2009), nonché di cetacei come tursiopi (Blanco et al. 2001, Giménez et al. 2017) e delfini comuni (Silva 1999).

La riproduzione, la dispersione e l'accrescimento di tali specie sono, legate strettamente alla complessa struttura oceanografica dell'area, in particolar modo nel Canale di Sicilia (AIS, zone di upwelling costieri, presenza di vortici e fronti).

Studi a lungo termine condotti dal 1998 al 2002 sulle popolazioni adulte di acciughe e sardine nella zona del Canale di Sicilia hanno evidenziato come queste siano soggette a larghe fluttuazioni interannuali, con stime di biomassa che variano dalle 6000 alle 36000 tonnellate per le sardine, e dalle 7000 alle 23000 tonnellate per le acciughe (Patti et al. 2004). Le fluttuazioni sono strettamente correlate a problemi di reclutamento dalla fase di uova/larve a quella adulta. Queste problematiche sono fortemente condizionate dalle fluttuazioni ambientali, che sembrano avere un impatto maggiore dell'intensità della pesca (Southward et al. 1988, Sharp & McLain 1993, Cingolani et al. 1996). La temperatura superficiale delle acque e la produzione primaria, influenzate dalle correnti dell'AIS, va ad interferire con la maturità sessuale e i processi riproduttivi di queste specie, influenzando da un lato la produzione di uova (che per le acciughe avviene maggiormente nell'area nord-occidentale del Canale di Sicilia), ma anche la dispersione di queste e il successivo accrescimento delle fasi larvali nelle zone a maggiore produttività (Lafuente et al. 2002, Basilone et al. 2004). In particolare, la distribuzione a livello larvale delle specie è strettamente legata ai pattern di circolazione che possono essere considerati i maggiori fattori di influenza per la distribuzione delle larve che vengono spostate dalle zone nord occidentali del Canale fino alle zone più a sud-est della Sicilia (Lafuente et al. 2002, 2005; Mazzola et al., 2002).

Alla luce di quanto evidenziato dai vari studi citati, l'area del Canale di Sicilia dal punto di vista ecologico risulta di estrema importanza per la biodiversità Mediterranea. Nonostante ciò, l'impatto umano nell'area in termini di sfruttamento ittico, traffico marino e turismo, è ad oggi molto elevato (Di Lorenzo et al. 2018). Per quanto riguarda l'attività di pesca e la valutazione dello sfruttamento degli stock ittici nella regione, questa è affidata alla *Food and Agriculture* dell'Organizzazione delle Nazioni Unite (FAO) e alla *General Fisheries Commission for the Mediterranean* (GFCM), che svolge un ruolo chiave nella promozione di uno sviluppo della valutazione degli stock condivisi tra L'UE e i paesi terzi anche in cooperazione con il progetto regionale FAO MedSudMed. I risultati

degli studi condotti negli ultimi anni hanno evidenziato un preoccupante livello di sovrasfruttamento dei principali stock ittici di interesse commerciale (Colloca et al., 2013; FAO, 2016) con un trend crescente che non mostra segni di inversioni di tendenza, nonostante le normative EU degli ultimi anni cerchino di condurre ad uno sfruttamento più sostenibile (Colloca et al. 2017). Alle attività che generano un impatto diretto sugli ecosistemi, si aggiungono che agiscono in maniera indiretta, come la diffusione di specie aliene, o quelle crescenti ma poco studiate nell'area come quelle dovute all'inquinamento da plastiche. Su quest'ultimo punto, il Mediterraneo è stato identificato come zona di accumulo, con una distribuzione di plastiche non regolare nel bacino, con una media di plastiche galleggianti pari a 423 g per km<sup>2</sup> (243853 oggetti per km<sup>2</sup>), (Cozà et al. 2015). Nel Canale di Sicilia, uno studio effettuato sull'area marina protetta sita a Nord-Est di Malta ha evidenziato come la fonte del 70.9% delle plastiche rilevate siano legato alle imbarcazioni (Liubartseva et al. 2019). Il trasporto della plastica qui è guidato dalle correnti AIS e ATC (Liubartseva et al. 2019), e da una elaborazione di mappe di rischio per l'ingestione delle plastiche elaborata per le diverse classi di animali marini in Mediterraneo, l'area del Canale di Sicilia è risultata essere un hot-spot di rischio per mammiferi, pesci, cefalopodi e malacostraci (Compa et al. 2019).

La coesistenza di numerosi fattori di stress nell'area di studio sta ad oggi fortemente danneggiando fragili equilibri ecosistemici presenti, mettendo in evidenza la necessità di incrementare le misure di conservazione per ridurre gli impatti negativi (Freiwald et al. 2009, Deidun et al. 2015).

## 1.1 Bibliografia

- Badalamenti F., Alagna A., D'Anna G., Terlizzi A., Di Carlo G. 2011 The impact of dredge-fill on *Posidonia oceanica* seagrass meadows: Regression and patterns of recovery. *Mar Pollut Bull* 62:483–489.
- Barale V., Jaquet J.M., Ndiaye M. 2008 Algal blooming patterns and anomalies in the Mediterranean Sea as derived from the SeaWiFS data set (1998–2003). *Remote Sens Environ* 112:3300–3313.
- Basilone G., Guisande C., Patti B., Mazzola S., Cuttitta A., Bonanno A., Kallianiotis A. 2004 Linking habitat conditions and growth in the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*). *Fish Res* 68:9–19.
- Bax, N. J., Cleary J., Donnelly B., Dunn D.C., Dunstan P.K., Fuller M. & Halpin P.N., 2016. Results of efforts by the Convention on Biological Diversity to describe ecologically or biologically significant marine areas. *Conservation Biology* 30 (3):571–581.
- Béranger K., Mortier L., Gasparini G.P., Gervasio L., Astraldi M., Crépon M. 2004 The dynamics of the Sicily Strait: a comprehensive study from observations and models. *Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr* 51:411–440.
- Blanco, C., Salomón, O., & Raga, J. A. 2001 Diet of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the western Mediterranean Sea. *Marine Biological Association of the United Kingdom. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81(6): 1053.

- Burollet P.F., Mugniot J.M., Sweeney P. 1978 The Geology of the Pelagian Block: The Margins and Basins off Southern Tunisia and Tripolitania. In: *The Ocean Basins and Margins*. Nairn AEM, Kanesh WH, Stehli FG (eds) Springer US, Boston, MA, p 331–359
- Catalano R., Infuso S., Sulli A. 1995 Tectonic history of the submerged Maghreb Chain from the Southern Tyrrhenian Sea to the Pelagian Foreland. *Terra Nova* 7:179–188.
- Cello G. 1987 Structure and deformation processes in the Strait of Sicily “rift zone.” *Tectonophysics* 141:237–247.
- Cingolani N., Giannetti G., Arneri E. 1996 Anchovy Fisheries in the Adriatic Sea. *Sci Mar* 60:269–277.
- Civile D., Lodolo E., Accettella D., Geletti R., Ben-Avraham Z., Deponte M., Facchin L., Ramella R., Romeo R. 2010 The Pantelleria graben (Sicily Channel, Central Mediterranean): An example of intraplate ‘passive’ rift. *Tectonophysics* 490:173–183.
- Civile D., Lodolo E., Caffau M., Baradello L., Ben-Avraham Z. 2016 Anatomy of a submerged archipelago in the Sicilian Channel (central Mediterranean Sea). *Geol Mag* 153:160–178.
- Colantoni P., Cremona G., Ligi M., Borsetti A.M., Cati F. 1985 The Adventure Bank (off Southwestern Sicily): a present day example of carbonate shelf sedimentation. *G Geol* 47:2.
- Colloca F., Cardinale M., Maynou F., Giannoulaki M., Scarcella G., Jenko K., et al. 2013. Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. *Fish and fisheries*, 14(1), 89-109.
- Colloca F., Garofalo G., Bitetto I., Facchini M.T., Grati F., Martiradonna A., Mastrantonio G., Nikolioudakis N., Ordinas F., Scarcella G. 2015 The seascape of demersal fish nursery areas in the North Mediterranean Sea, a first step towards the implementation of spatial planning for trawl fisheries. *PLoS One* 10:e0119590.
- Compa M., Alomar C., Wilcox C., van Sebille E., Lebreton L., Hardesty B. D., Deudero S. 2019. Risk assessment of plastic pollution on marine diversity in the Mediterranean Sea. *Science of The Total Environment*, 678, 188-196.
- Consoli P., Esposito V., Battaglia P., Altobelli C., Perzia P., Romeo T., Canese S., Andaloro F. 2016 Fish Distribution and Habitat Complexity on Banks of the Strait of Sicily (Central Mediterranean Sea) from Remotely-Operated Vehicle (ROV) Explorations. *PLOS ONE* 11:e0167809.
- Costantini F., Taviani M., Remia A., Pintus E., Schembri P.J., Abbiati M. 2010 Deep-water *Corallium rubrum* (L., 1758) from the Mediterranean Sea: preliminary genetic characterisation. *Mar Ecol* 31:261–269.
- Cózar A, Sanz-Martín M, Martí E, González-Gordillo JI, Ubeda B, Gálvez JÁ, et al. 2015 Plastic Accumulation in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 10(4): e0121762.
- Cuttitta A., Quinci E.M., Patti B., Bonomo S., Bonanno A., Musco M., Torri M., Placenti F., Basilone G., Genovese S., Arneri G.M., Spanò A., Arculeo M., Mazzola A., Mazzola S. 2016 Different key roles of mesoscale oceanographic structures and ocean bathymetry in shaping larval fish distribution pattern: A case study in Sicilian waters in summer 2009. *J Sea Res* 115:6–17.
- Dart C.J., Bosence D.W.J., McClay K.R. 1993 Stratigraphy and structure of the Maltese graben system. *J Geol Soc* 150:1153–1166.
- Deidun A., Andaloro F., Bavestrello G., Canese S., Consoli P., Micallef A., Romeo T., Bo M. 2015 First characterisation of a *Leiopathes Glaberrima* (Cnidaria: Anthozoa: Antipatharia) forest in Maltese exploited fishing grounds. *Ital J Zool* 82:271–280.
- Deidun A., Tsounis G., Balzan F., Micallef A. 2010 Records of black coral (Antipatharia) and red coral (*Corallium rubrum*) fishing activities in the Maltese Islands. *Mar Biodivers Rec* 3.
- D’Elia M., Patti B., Sulli A., Tranchida G., Bonanno A., Basilone G., Giacalone G., Fontana I., Genovese S., Guisande C., Mazzola S. 2009 Distribution and spatial structure of pelagic fish

- schools in relation to the nature of the seabed in the Sicily Straits (Central Mediterranean). *Mar Ecol* 30:151–160.
- Di Lorenzo M., Sinerchia M., Colloca F. 2018 The North sector of the Strait of Sicily: a priority area for conservation in the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 821:235–253.
- FAO, 2016. The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries. General Fisheries Commission for the Mediterranean, Rome
- Fernández T.V., Pace M.L., Badalamenti F., D’Anna G., Fiorentino F., Garofalo G., Gristina M., Knittweis L., Mirto S., Pipitone C. 2012 Application of the MESMA framework. Case study: Strait of Sicily.
- Fortibuoni T., Bahri T., Camilleri M., Garofalo G., Gristina M., Fiorentino F. 2010 Nursery and spawning areas of deep-water rose shrimp, *Parapenaeus longirostris* (Decapoda: Penaeidae), in the Strait of Sicily (Central Mediterranean Sea). *J Crustac Biol* 30:167–174.
- Freiwald A., Beuck L., Rüggeberg A., Taviani M., Hebbeln D., Participants RMCM-1 2009 The white coral community in the central Mediterranean Sea revealed by ROV surveys. *Oceanography* 22:58–74.
- Garofalo G., Fiorentino F., Gristina M., Cusumano S., Sinacori G. 2007 Stability of spatial pattern of fish species diversity in the Strait of Sicily (central Mediterranean). In: *Biodiversity in Enclosed Seas and Artificial Marine Habitats*. Springer, p 117–124
- Garofalo G., Fortibuoni T., Gristina M., Sinopoli M., Fiorentino F. 2011 Persistence and co-occurrence of demersal nurseries in the Strait of Sicily (central Mediterranean): Implications for fishery management. *J Sea Res* 66:29–38.
- Garofalo G., Gristina M., Fiorentino F., Fulgosi F.C., Norrito G., Sinacori G. 2003 Distributional pattern of rays (Pisces, Rajidae) in the Strait of Sicily in relation to fishing pressure. In: *Migrations and Dispersal of Marine Organisms*. Springer, p 245–250
- Giménez J, Marçalo A, Ramírez F, Verborgh P, Gauffier P, Esteban R, et al. 2017 Diet of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Cadiz: Insights from stomach content and stable isotope analyses. *PLoS ONE* 12(9): e0184673.
- Grancini G.F., Michelato A. 1987 Current structure and variability in the Strait of Sicily and adjacent sea. In: *Annales geophysicae. Series B. Terrestrial and planetary physics*. p 75–88
- Gristina M., Interbartolo F. 2013 Ritmare - La Ricerca Italiana per il MARE - Sviluppo di metodologie integrate di mappatura dell’habitat per una valutazione delle risorse biotiche ed abiotiche—Carta comunità bentoniche dello Stretto di Sicilia—area 1. Deliverable SP4\_WP2\_AZ1\_UO03\_D03.
- Gristina M., Garofalo G., Bianchini M.L., Camilleri M., Fiorentino F. 2004 Evaluating the performance of an index of trawling impact in the Strait of Sicily. *Biol Mar Mediterr* 11:230–241.
- Karafistan A., Martin J.M., Rixen M., Beckers J.M. 2002 Space and time distributions of phosphate in the Mediterranean Sea. *Deep Sea Res Part Oceanogr Res Pap* 49:67–82.
- Lafuente J.G., García A., Mazzola S., Quintanilla L., Delgado J., Cuttita A., Patti B. 2002 Hydrographic phenomena influencing early life stages of the Sicilian Channel anchovy: Hydrographic relations with the Sicilian Channel anchovy. *Fish Oceanogr* 11:31–44.
- Lafuente J.G., Vargas J.M., Criado F., Garcia A., Delgado J., Mazzola S. 2005 Assessing the variability of hydrographic processes influencing the life cycle of the Sicilian Channel anchovy, *Engraulis encrasicolus*, by satellite imagery. *Fish Oceanogr* 14:32–46.
- Lermusiaux P.F.J., Robinson A.R. 2001 Features of dominant mesoscale variability, circulation patterns and dynamics in the Strait of Sicily. *Deep Sea Res Part Oceanogr Res Pap* 48:1953–1997.
- Liubartseva, S., Coppini, G., Lecci, R. 2019. Are mediterranean marine protected areas sheltered from plastic pollution? *Marine pollution bulletin*, 140, 579-587.

- Manzella G.M. 1994 The seasonal variability of the water masses and transport through the Strait of Sicily. *Coast Estuar Stud*:33–33.
- Manzella G.M., Gasparini G.P., Astraldi M. 1988 Water exchange between the eastern and western Mediterranean through the Strait of Sicily. *Deep Sea Res Part Oceanogr Res Pap* 35:1021–1035.
- Martin C.S., Giannoulaki M., De Leo F., Scardi M., Salomidi M., Knittweis L., Pace M.L., Garofalo G., Gristina M., Ballesteros E. 2014 Coralligenous and maërl habitats: predictive modelling to identify their spatial distributions across the Mediterranean Sea. *Sci Rep* 4:1–9.
- Mazzola S., García A., García Lafuente J. 2002 The Sicilian Channel anchovy fishery and the underlying oceanographic and biological processes conditioning their inter annual fluctuations. DG XIV, MED98–070, Final Report (268 pp.).
- Moretti M., Sansone E., Spezie G., De Maio A. 1993 Results of investigations in the Sicily Channel (1986–1990). *Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr* 40:1181–1192.
- Patti B., Bonanno A., Basilone G., Goncharov S., Mazzola S., Buscaino G., Cuttitta A., Lafuente J.G., Garcia A., Palumbo V., et al 2004 Interannual fluctuations in acoustic biomass estimates and in landings of small pelagic fish populations in relation to hydrology in the Strait of Sicily. *Chem Ecol* 20:365–375.
- Patti B., Guisande C., Bonanno A., Basilone G., Cuttitta A., Mazzola S. 2010 Role of physical forcings and nutrient availability on the control of satellite-based chlorophyll a concentration in the coastal upwelling area of the Sicilian Channel. *Sci Mar* 74:577–588.
- Pierini S, Rubino A (2001) Modeling the oceanic circulation in the area of the Strait of Sicily: the remotely forced dynamics. *J Phys Oceanogr* 31:1397–1412.
- Robinson A.R., Golnaraghi M., Leslie W.G., Artegiani A., Hecht A., Lazzoni E., Michelato A., Sansone E., Theocharis A., Ünlüata Ü. 1991 The eastern Mediterranean general circulation: features, structure and variability. *Dyn Atmospheres Oceans* 15:215–240.
- Robinson A.R., Sellschopp J., Warn-Varnas A., Leslie W.G., Lozano C.J., Haley P.J., Anderson L.A., Lermusiaux P.F.J. 1999 The Atlantic ionian stream. *J Mar Syst* 20:129–156.
- Rosso A., Vertino A., Di Geronimo I., Sanfilippo R., Sciuto F., Di Geronimo R., Violanti D., Corselli C., Taviani M., Mastrototaro F. 2010 Hard-and soft-bottom thanatofacies from the Santa Maria di Leuca deep-water coral province, Mediterranean. *Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr* 57:360–379.
- Sanfilippo R., Vertino A., Rosso A., Beuck L., Freiwald A., Taviani M. 2013 *Serpula* aggregates and their role in deep-sea coral communities in the southern Adriatic Sea. *Facies* 59:663–677.
- Schembri P.J., Dimech M., Camilleri M., Page R. 2007 Living deep-water *Lophelia* and *Madrepora* corals in Maltese waters (Strait of Sicily, Mediterranean Sea).
- Sharp G.D., McLain D.R. 1993 Fisheries, El Niño-Southern Oscillation and upper-ocean temperature records: an eastern Pacific example. *Oceanography* 6:13–22.
- Silva, M. A. 1999. Diet of common dolphins, *Delphinus delphis*, off the Portuguese continental coast. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 79(3): 531–540.
- Sorgente R., Drago A.F., Ribotti A. 2003 Seasonal variability in the Central Mediterranean Sea circulation. In: *Annales Geophysicae*. Copernicus GmbH, p 299–322
- Southward A.J., Boalch G.T., Maddock L. 1988 Fluctuations in the herring and pilchard fisheries of Devon and Cornwall linked to change in climate since the 16th century. *J Mar Biol Assoc U K* 68:423–445.
- Taviani M., Angeletti L., Ceregato A., Fogliani F., Frogliani C., Trincardi F. 2013 The Gela Basin pockmark field in the strait of Sicily (Mediterranean Sea): chemosymbiotic faunal and carbonate signatures of postglacial to modern cold seepage. *Biogeosciences* 10:4653–4671.
- Taviani M., Angeletti L., Dimech M., Mifsud C., Freiwald A., Harasewych M.G., Oliverio M. 2009 Coralliophilinae (Gastropoda: Muricidae) associated with deep-water coral banks in the Mediterranean. *Nautilus*.

Zibrowius H., Taviani M. 2005 Remarkable sessile fauna associated with deep coral and other calcareous substrates in the Strait of Sicily, Mediterranean Sea. In: *Cold-water corals and ecosystems*. Springer, p 807–819

## 2. Specie di mammiferi e rettili marini presenti nel Canale di Sicilia

All'interno del bacino del Mediterraneo sono state registrate 23 specie di mammiferi marini e 3 di tartarughe marine. Tuttavia, nella Macroarea di studio, sono state rinvenute, tramite avvistamento o spiaggiamento, rispettivamente 11 e 2 specie.

### 2.1 Descrizione (catalogo)

Nelle seguenti tabelle, sono elencate le specie rinvenute (Tab. 2.1) e potenzialmente transitanti nella Macroarea (Tab. 2.2).

Specie	Avvistamenti	Spiaggiamenti	Riferimenti
<b><u>Cetacea</u></b>			
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	x	x	Buscaino pers. comm., Karaa et al. 2012a
<i>Balaenoptera physalus</i>	x	x	Banca dati spiaggiamenti, Canese et al. 2006, Aissiet al. 2008, Karaa et al. 2012a, Panigada et al. 2012, 2017, Geijer et al. 2016, UNEP-MAP-RAC/SPA 2014, Di Lorenzo et al. 2018, Lo Brutto et al. 2021.
<i>Delphinus delphis</i>	x	x	Banca dati spiaggiamenti, Notarbartolo di sciara et al. 1993, Bearzi et al. 2003, Boisseau et al. 2010, Karaa et al. 2012a, UNEP-MAP-RAC/SPA 2014, Pace et al. 2015, Di Lorenzo et al. 2018, Azzolin et al. 2019, Papale et al. 2019, Lo Brutto et al. 2021, Vella et al. 2021.
<i>Globicephala melas</i>	x	x	Banca dati spiaggiamenti, Karaa et al. 2012a, UNEP-MAP-RAC/SPA 2014, Gregoriotti et al. 2018, Lo Brutto et al. 2021.
<i>Grampus griseus</i>	x	x	Banca dati spiaggiamenti, Notarbartolo di sciara et al. 1993, Bellante et al. 2012, Karaa et al. 2012a, UNEP-MAP-RAC/SPA 2014, Corrias et al. 2015, Gregoriotti et al. 2018, Lo Brutto et al. 2021.
<i>Kogia sima</i>		x	Banca dati spiaggiamenti, Bortolotto et al. 2003, Lo Brutto et al. 2021.

<i>Physeter macrocephalus</i>	x	x	Banca dati spiaggiamenti, Notarbartolo di sciara et al. 1993, Lewis et al. 2007, Karaa et al. 2012a, UNEP-MAP-RAC/SPA 2014, Boisseau et al. 2010, Di Lorenzo et al. 2018, Lo Brutto et al. 2021.
<i>Stenella coeruleoalba</i>	x	x	Banca dati spiaggiamenti, Notarbartolo di sciara et al. 1993, Boisserau et al. 2010, Bellante et al. 2012, Karaa et al. 2012a, UNEP-MAP-RAC/SPA 2014, Ceraulo et al. 2015, Gregorietti et al. 2018, Di Lorenzo et al. 2018, Lo Brutto et al. 2021.
<i>Tursiops truncatus</i>	x	x	Banca dati spiaggiamenti, Notarbartolo di sciara et al. 1993, Buscaino et al. 2009, 2015, Bearzi et al. 2009, Boisseau et al. 2010, La Manna et al. 2010, 2013, 2014, 2016, 2017, Bellante et al. 2012, Benmessaoud et al. 2012, 2013, Karaa et al. 2012a, Pace et al. 2012, Papale et al. 2012, 2015, 2016, 2019, 2020, UNEP-MAP-RAC/SPA 2014, Maccarrone et al. 2014, Pulcini et al. 2014, Di Lorenzo et al. 2018, Melodia et al. 2019, Alessi et al. 2019, Gregorietti et al. 2018, 2019, 2021, Lo Brutto et al. 2021.
<i>Ziphius cavirostris</i>		x	Banca dati spiaggiamenti, UNEP-MAP-RAC/SPA 2014, Bellante et al. 2012, Lo Brutto et al. 2021.
<b><u>Pinnipedia</u></b>			
<i>Monachus monachus</i>	x		Bundone et al. 2018, RAC/SPA 2003, UNEP/MAP 2005
<b><u>Testudines</u></b>			
<i>Caretta caretta</i>	x	x	Bentivegna 2002, Casale et al. 2007, 2012, 2014, 2016, Hochscheid et al. 2010, Piovano et al. 2012, Clusa et al. 2014, 2016, Luschi et al. 2014, Di Lorenzo et al. 2018, Arcangeli et al. 2019, Surdo et al. 2020, Chimienti et al. 2020
<i>Dermochelys coriacea</i>	x	x	Caracappa et al. 2017

Tab 2.1 Elenco delle specie di mammiferi e tartarughe marine avvistate o rinvenute spiaggiate nella macroarea di studio

<b>Specie</b>	<b>Riferimenti</b>
<i>Balaenoptera borealis</i>	Notarbartolo di Sciara et al. 2010, Pace et al. 2015
<i>Eschrichtius robustus</i>	Notarbartolo di Sciara et al. 2010, Scheinin et al. 2011, Pace et al. 2015
<i>Eubalaena glacialis</i>	Notarbartolo di Sciara et al. 2010, Pace et al. 2015
<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Notarbartolo di Sciara et al. 2010, Pace et al. 2015
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Aguilar 1989, Genov et al. 2009, Notarbartolo di Sciara et al. 2010, Pace et al. 2015, Russo et al. 2016
<i>Mesoplodon densirostris</i>	Notarbartolo di Sciara et al. 2010, Pace et al. 2015
<i>Mesoplodon europaeus</i>	Podestà et al. 2005, Notarbartolo di Sciara et al. 2010, Pace et al. 2015
<i>Mesoplodon bidens</i>	Bittau et al. 2017
<i>Orcinus orca</i>	Notarbartolo di Sciara 1987, Notarbartolo di Sciara et al. 1993, Notarbartolo di Sciara et al. 2010, Pace et al. 2015
<i>Phocoena phocoena relicta</i>	Notarbartolo di Sciara et al. 2010, Fontaine et al. 2012, Tonay et al. 2013, Pace et al. 2015
<i>Pseudorca crassidens</i>	Notarbartolo di Sciara et al. 2010, Pace et al. 2015, Dede et al. 2020
<i>Steno bredanensis</i>	Notarbartolo di Sciara et al. 2010, Pace et al. 2015, Caruso et al. 2019, Keremet al. 2016
<i>Chelonia mydas</i>	Karaa et al. 2012b, Casale et al. 2018

Tab 2.2 Elenco delle specie rilevate in Mediterraneo e potenzialmente transittanti dalla macroarea di studio

## 2.2 Descrizione delle rotte di spostamento conosciute e/o delle aree di permanenza

- *Balaenoptera acutorostrata*



Si tratta della specie più piccola tra i balenotteridi, presente regolarmente sia in acque costiere che offshore. Si nutre prevalentemente di krill, copepodi e pesci di piccola taglia (Pierce et al. 2004). La specie è stata registrata in Mediterraneo con alcuni individui presumibilmente provenienti dal Nord Atlantico tramite lo Stretto di Gibilterra (IUCN 2012). Nella macroarea di studio, è stata avvistata nell'anno 2011 (coordinate 37°22.181 N, 12°40.649 E, figura 2.1) e rinvenuta spiaggiata nel 1975 lungo la costa tunisina, ma non sono presenti dati sufficienti per definire aree di permanenza né rotte di spostamento.

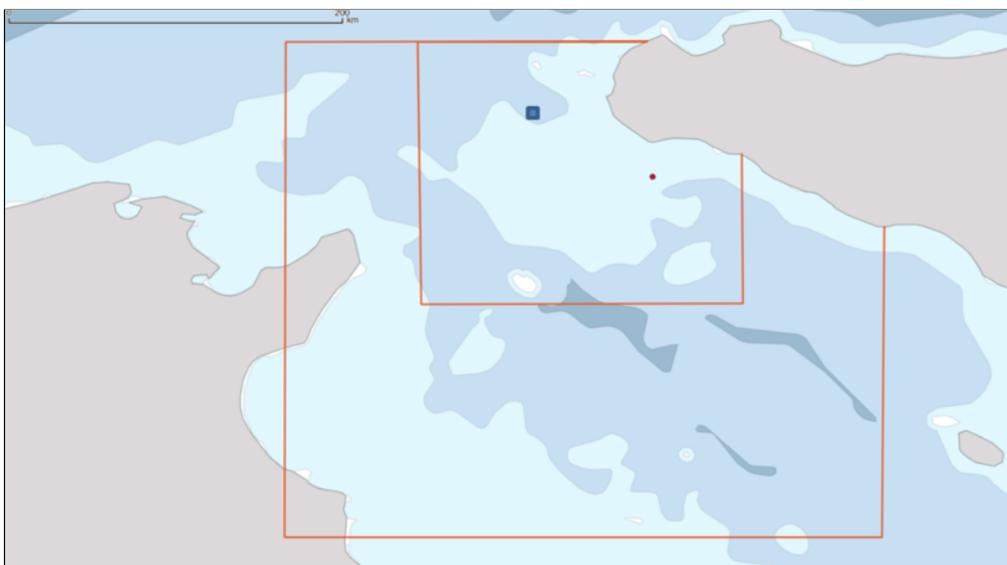


Figura 2.1 Posizione dell'avvistamento di *Balaenoptera acutorostrata* (punto rosso). In blu l'area del parco eolico, in arancione l'area e la macroarea di studio.

- *Balaenoptera physalus*



La specie costituisce in Mediterraneo una popolazione separata da quella del Nord Atlantico con un flusso genico molto limitato (Berubé et al., 1998). Utilizza prevalentemente le aree di scarpata tra i 400 e 2500 m e viene registrata in aree di upwelling e fronti, dove la risalita di nutrienti favorisce la presenza di aggregazioni di zooplankton (prevalentemente *Meganyctiphanes norvegica*) (Notarbartolo di Sciara et al., 2003; Panigada et al., 2005, 2008). Nella macroarea di studio sono note aggregazioni lungo le coste dell'isola di Lampedusa, durante il tardo inverno - inizio estate (Febbraio – Marzo) in concomitanza con elevate concentrazioni di *Nyctiphanes couchi* (Canese et al. 2006, Aissi et al. 2008, Panigada et al. 2017). Anche se il pattern di movimento all'interno del bacino Mediterraneo è ancora fonte di dibattito (Geijer et al. 2016), è stato recentemente dimostrato, tramite strumenti acustici e tag satellitari, che la specie si sposta dal bacino Corso-Ligure-Provenzale, principale area di aggregazione estiva, verso aree più meridionali tra le quali il Canale di Sicilia, probabilmente in risposta alla disponibilità e distribuzione delle prede. Il passaggio Nord-Sud è stato documentato sia dal lato dello Stretto di Messina (Aissi et al. 2008, Sciacca et al., 2015), sia dal lato occidentale della Sicilia, prevalentemente in primavera e ad inizio autunno (Panigada et al. 2017) (Figura 2.2).

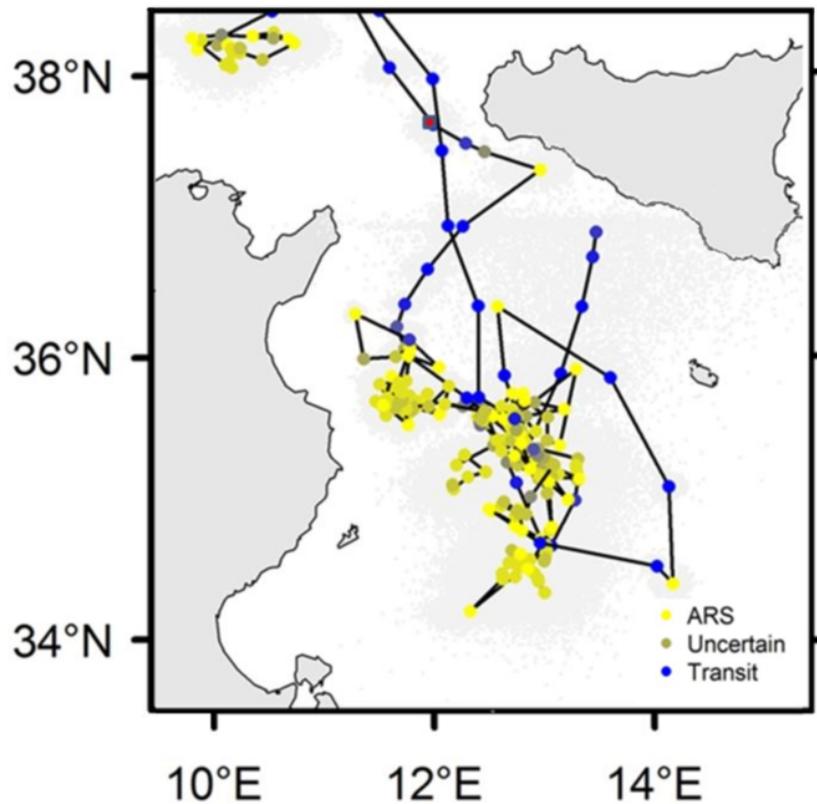


Figura. 2.2 Tracking satellitare di *Balaenoptera physalus* nel Canale di Sicilia (Adattato da Panigada et al. 2017. ARS = Area-Restricted Search, comportamento probabilmente assimilabile ad alimentazione, i punti grigio chiaro rappresentano l'incertezza del modello). In rosso l'area del parco eolico.

- *Delphinus delphis*



Il delfino comune può occupare in Mediterraneo sia ambienti pelagici che neritici, spesso in

associazione con altre specie. Nella macroarea di studio, la specie è stata avvistata sia nelle acque lungo la costa Nord-Ovest della Sicilia (Papale et al. 2019), sia intorno alle isole Pelagie (Pace et al. 2015). Negli anni 2011-2014 sono stati identificati, tramite la tecnica della foto-identificazione, 27 differenti individui, dai ricercatori dell'Istituto per lo Studio degli Impatti Antropici e Sostenibilità in Ambiente Marino del Consiglio Nazionale delle Ricerche. Solamente uno di questi individui è stato ri-avvistato 2 volte. Nonostante la specie sia regolarmente registrata, risulta necessario ampliare i dati a disposizione per poter definire aree di permanenza o di spostamento (Vella et al. 2021).

- *Globicephala melas*



In Mediterraneo, la specie si ritrova prevalentemente nel bacino occidentale e centrale, anche se le maggiori densità si trovano nelle aree più occidentali a profondità maggiori di 500 m (Verborgh et al. 2016). La densità di individui è sconosciuta nelle aree meridionali del bacino. Nella macroarea di studio, la specie è stata avvistata a largo delle isole Egadi (Gregorietti et al. 2018) e sono stati registrati spiaggiamenti sia dal lato siciliano che tunisino (Karaa et al. 2012, Lo Brutto et al. 2021). I dati sono tuttavia insufficienti per determinare movimenti e presenza di individui all'interno della macroarea di studio.

- *Grampus griseus*



Il grampo predilige in Mediterraneo aree di scarpata e canyon sottomarini (Azzellino et al. 2008), anche al limite della piattaforma continentale (Bearzi et al. 2011). Bearzi et al. (2011) ipotizzano che la specie compia spostamenti a lunghe distanze, ma questo non preclude la presenza di aree di regolare uso, come per esempio il Golfo di Taranto, nel Mediterraneo Centrale, suggerito come habitat critico per la specie (Carlucci et al. 2020). Nella macroarea di studio, il grampo è stato avvistato a largo delle Isole Egadi (Gregorietti et al. 2018) e intorno a Lampedusa (Corrias et al. 2015). Inoltre, numerosi spiaggiamenti sono stati registrati sulle coste sia italiane che tunisine. Anche se la sua presenza è stata evidenziata in tutto il bacino, le informazioni a disposizione sulla sua distribuzione e su eventuali rotte di spostamento nella macroarea di studio sono ancora scarse.

- *Kogia sima*



La specie è distribuita a livello mondiale in acque calde temperate e tropicali, ma in Mediterraneo è

estremamente rara. Solo 3 spiaggiamenti sono stati registrati lungo le coste italiane. L'individuo spiaggiato nella macroarea di studio è stato ritrovato vivo l'8 settembre 2002 in provincia di Agrigento. Si trattava di un maschio di circa 2 m, ed è stato quindi considerato un adulto o sub-adulto (Bortolotto et al., 2003). Le informazioni sulla specie in Mediterraneo sono però talmente scarse che non è possibile definire aree di presenza e spostamenti.

- *Physeter macrocephalus*



Il capodoglio, in Mediterraneo rappresenta un'unica popolazione, geneticamente diversa da quella dell'Atlantico (Drouot et al. 2004), e distribuita in tutti i bacini, con prevalenza per le aree a maggiore profondità (>1000 metri). I movimenti inter-bacino sono quindi stati suggeriti come cruciali per la sopravvivenza della popolazione, perché permettono di mantenere un flusso genico lungo tutto il suo range di distribuzione (Frantzis et al. 2011).

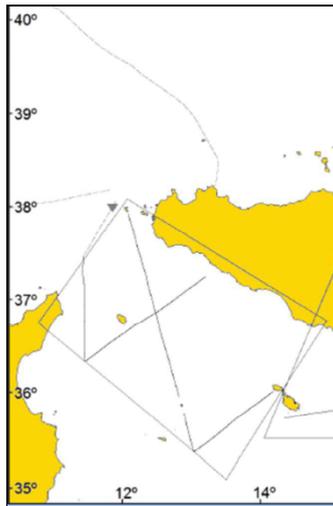


Figura 2.3 Avvistamento di capodoglio a largo delle isole Egadi (triangolo grigio) (da Lewis et al. 2007, nella mappa sono rappresentati i transetti percorsi nel monitoraggio effettuato all'interno del Canale di Sicilia)

Spiaggiamenti (nel 2007 a Mazara del Vallo, Buscaino pers. comm.) e avvistamenti (Lewis et al. 2007, figura 2.3) nella macroarea di studio, permettono di ipotizzare che i capodogli utilizzino la zona come corridoio di migrazione da un bacino profondo del Mediterraneo all'altro. Tuttavia, non ci sono dati disponibili per definire l'utilizzo delle zone a maggiore profondità della macroarea anche come siti di permanenza.

- *Stenella coeruleoalba*



La specie, tra le più diffuse a livello mediterraneo, predilige ambienti pelagici o di scarpata. Nella macroarea di studio è stata avvistata sia davanti alle coste siciliane (Ceraulo et al. 2013, Papale pers. comm.), che nella rotta tra le isole Egadi e Tunisi (Gregoriotti et al. 2018 (encounter rate medio  $0.14 \pm 0.03$  num. avvistamenti /10 km), Boisseau et al. 2010) (figura 2.4). Gli spiaggiamenti sono numerosi specialmente dal lato siciliano (Bellante et al. 2012, Lo Brutto et al. 2021) ma anche in Tunisia (Karaa et al. 2012). Tuttavia, per definire zone di permanenza o di spostamento all'interno della macroarea di studio, i dati a disposizione necessitano una specifica integrazione.

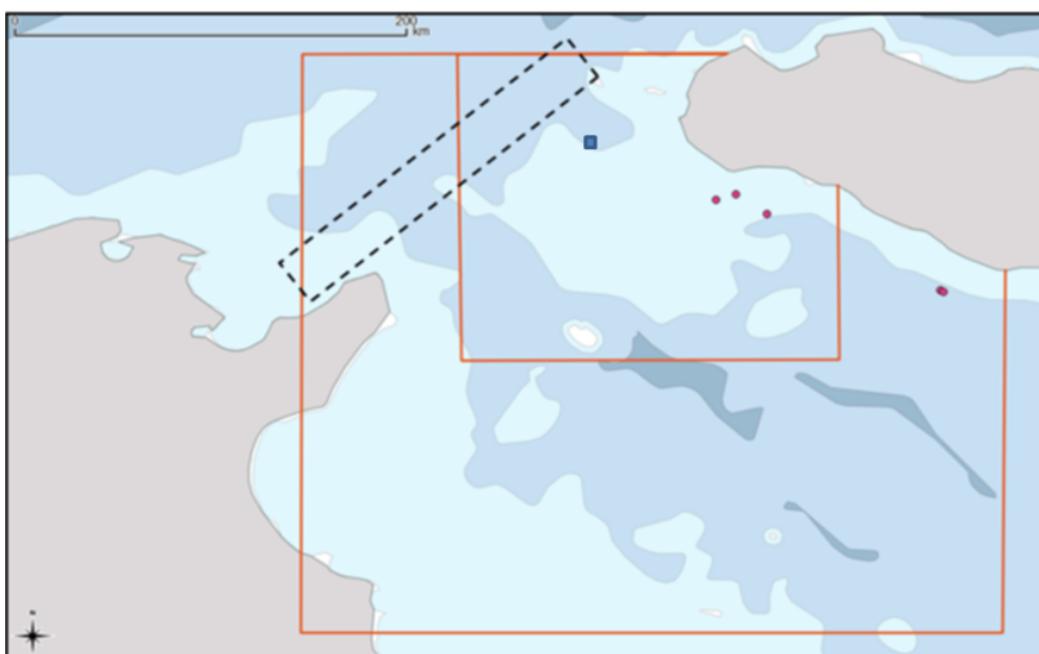


Figura 2.4 Mappa di distribuzione degli avvistamenti di *Stenella coeruleoalba* nelle macroarea e

area di studio (linee arancioni). I punti rossi rappresentano gli avvistamenti di stenella effettuati dai ricercatori dell'Istituto per lo Studio degli Impatti Antropici e Sostenibilità in Ambiente Marino negli anni 2007, 2012 e 2017; il riquadro tratteggiato rappresenta invece l'area indagata da Gregoriotti et al. (2018), nella quale sono stati effettuati numerosi avvistamenti negli anni 2016-2017. In blu l'area del parco eolico.

- *Tursiops truncatus*



In Mediterraneo, *Tursiops truncatus* predilige come habitat preferenziale la piattaforma continentale (Bearzi et al. 2003). La conformazione del Canale di Sicilia la rende quindi la specie più avvistata lungo le sue coste. Nella macroarea di studio sono state effettuate indagini sulla specie lungo la costa siciliana tra Mazara del Vallo e la provincia di Agrigento (figura 2.5) (Buscaino et al. 2015, Papale et al. 2015, 2016, 2020, Alessi et al. 2019, Melodia et al. 2019, Gregoriotti et al. 2021), nelle isole Egadi (Buscaino et al. 2009, Maccarrone et al. 2014), nelle isole Pelagie (figura 2.6) (La Manna et al. 2010, 2013, 2014, 2016, 2017, Pace et al. 2012, Papale et al. 2012, Pulcini et al. 2014, Buscaino et al. 2021), e lungo le coste tunisine (figura 2.7) (Benmessaoud et al. 2012, 2013). In tutte le zone studiate all'interno della macroarea, la specie ha una forte interazione con l'attività di pesca, sia pescherecci a strascico (Pace et al. 2012, La Manna et al. 2013, Papale et al. 2020), che reti da posta (Buscaino et al. 2009, Maccarrone et al. 2014, Buscaino et al. 2021), che, ancora, gabbie di acquacoltura (Pace et al. 2012, Benmessaoud et al. 2017).

Le zone costiere sono frequentate abitualmente da individui di questa specie che prediligono prevalentemente zone a profondità tra i 30 e i 100 m (Alessi et al. 2019). Tra questi alcuni possono essere considerati residenti e altri transienti. Lungo la costa siciliana è stata stimata una popolazione

aperta di circa 140 individui, basandosi su un catalogo di 103 animali marcati (figura 2.5, Papale et al. 2016). La specie frequenta la zona lungo tutto il corso dell'anno con picchi nel periodo estivo e autunnale, verosimilmente in concomitanza con l'incremento di biomassa delle prede (Papale et al. 2020, Gregoriotti et al. 2021). Nonostante un *core* di animali, in prevalenza femmine con cuccioli, utilizzi l'area più frequentemente rispetto agli altri individui, probabilmente per alimentazione e allevamento della prole, la fedeltà al sito è molto bassa (Papale et al. 2016). Ciò suggerisce che la popolazione utilizzi un'area più estesa sulla piattaforma continentale, che si spinge sia lungo la costa, che più a largo sul Banco Avventura. L'analisi congiunta di dati di foto-identificazione (Melodia et al. 2019) ed acustici (Papale et al. 2020, Gregoriotti et al. 2021), suggerisce che gli animali si muovano regolarmente lontano da costa sulla piattaforma, e meno lungo la costa della Sicilia meridionale. Su 83 individui analizzati tra Capo Feto e Capo San Marco (Province di Trapani e Agrigento) tra il 2005 e il 2015, e 47 tursiopi identificati negli anni 2016-2017 lungo tutta la costa agrigentina, solo 8 individui infatti sono stati rivisti in entrambe le aree (Melodia et al. 2019). Gli studi acustici hanno permesso di definire un incremento delle vocalizzazioni durante la notte, che suggeriscono un movimento giornaliero regolare da e verso la costa (Papale et al. 2020, Gregoriotti et al. 2021).

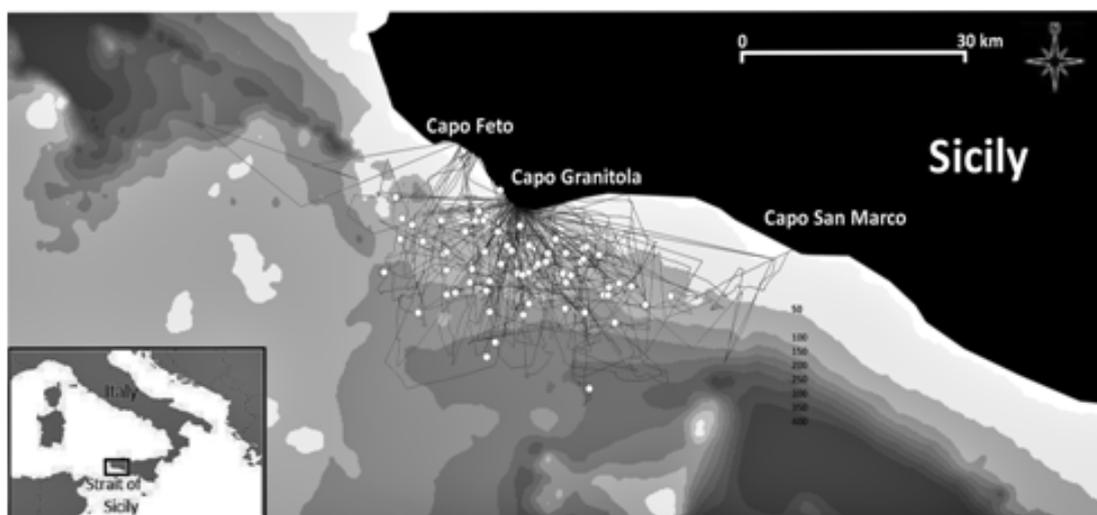


Figura 2.5 Avvistamenti di *Tursiops truncatus* lungo la costa nord occidentale del Canale di Sicilia negli anni 2005-2015 (Papale et al. 2016). La mappa rientra nell'area di studio, la barra di scala rappresenta 30 km.

Le coste dell'isola di Lampedusa sono utilizzate per alimentazione, accoppiamento e accrescimento dei cuccioli, da un consistente numero di individui (Pulcini et al. 2014). Negli anni 1996-2006, sono stati identificati 148 individui, di cui 102 sono risultati ben marcati. Due aree intorno all'isola sono

prevalentemente usate dalla specie (figura 2.6), ma visto il numero elevato di individui non riavvistati, l'area potrebbe essere passaggio per tursiopi provenienti da zone limitrofe.

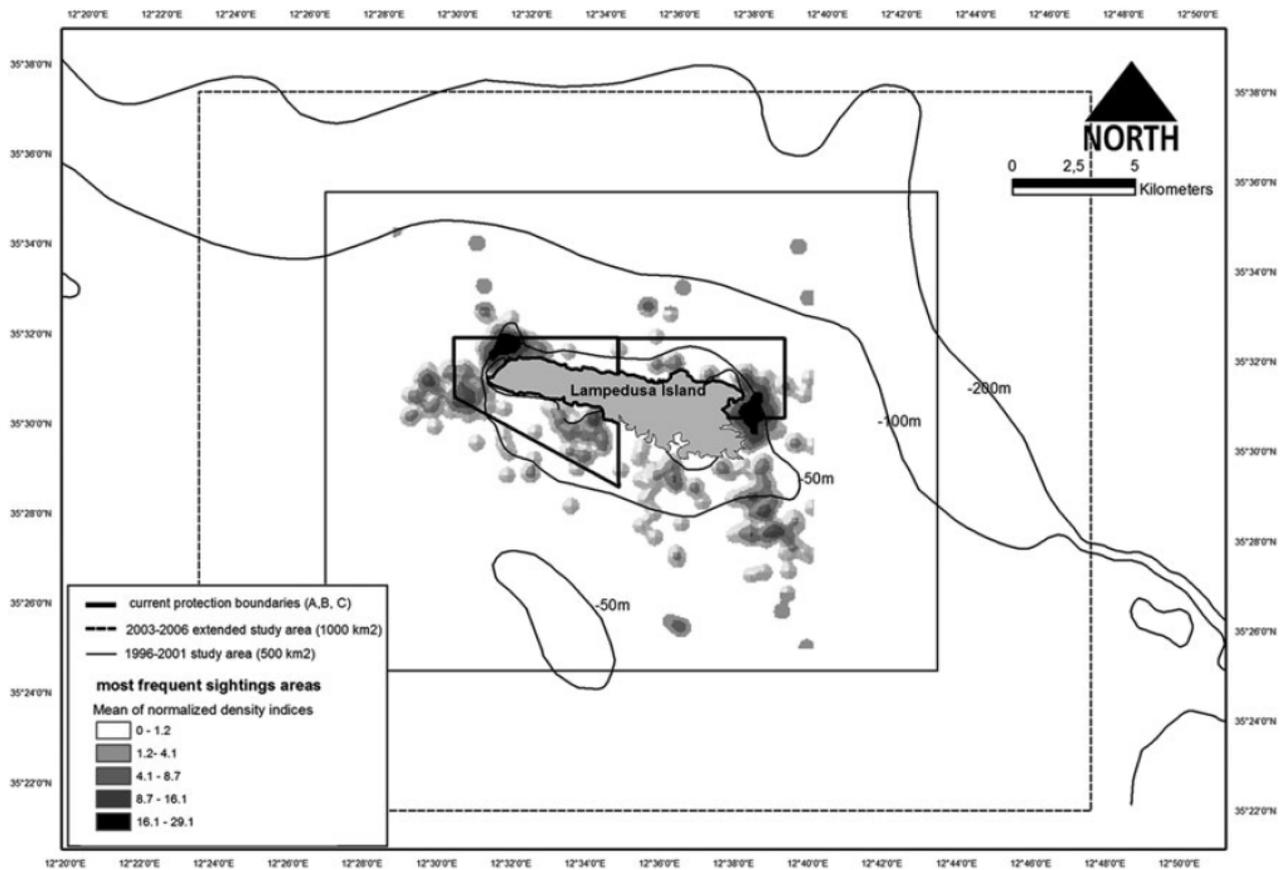


Figura 2.6 Densità di presenza di *Tursiops truncatus* intorno all'Isola di Lampedusa basata su dati raccolti negli anni 1996–2006 (Pulcini et al. 2014). La mappa è inclusa nell'area di studio, la barra di scala rappresenta 5 km.

Lungo la costa tunisina, sono stati catalogati 43 individui marcati, e classificati come residenti (22 individui), frequenti (7) e sporadici (14), in base alla regolarità nella loro presenza tra il 2008 e il 2011 (figura 2.7, Benmessaoud et al. 2012, 2013).

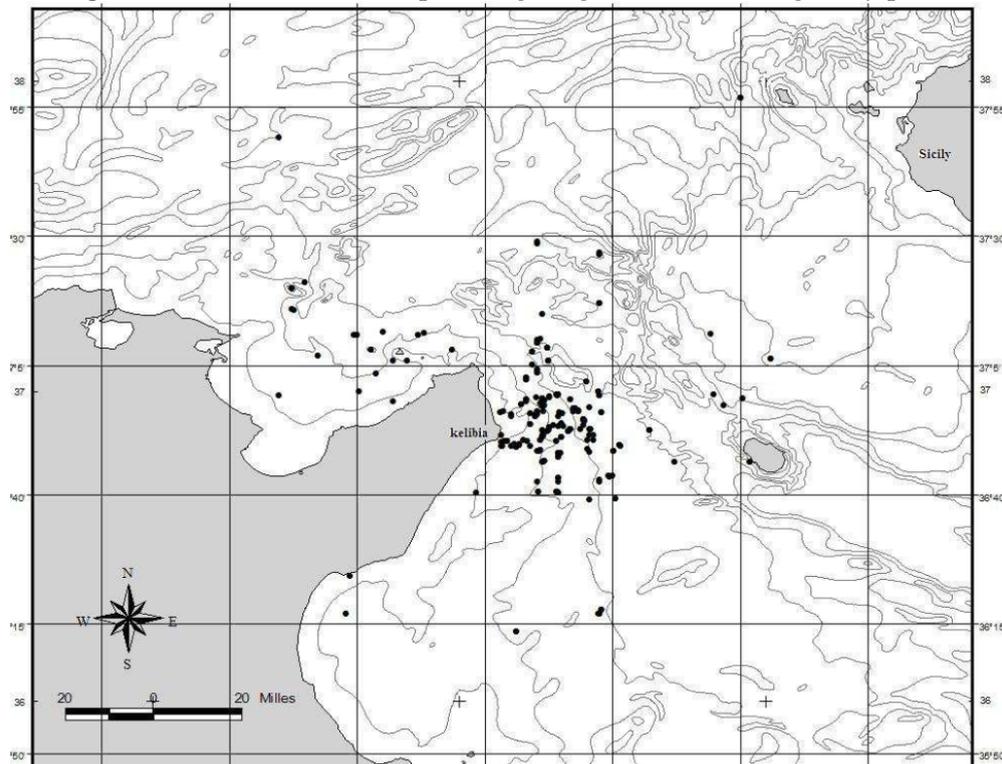


Figura 2.7 Avvistamenti di *Tursiops truncatus* nell'area nord occidentale del Canale di Sicilia negli anni 2008-2011 (Benmessaoud et al. 2012). La mappa include l'area di studio, la barra di scala rappresenta 74 km.

L'uso dell'habitat, la struttura sociale e le vocalizzazioni delle popolazioni che abitano la macroarea di studio risultano differenti dal resto del Mediterraneo, avvicinandosi maggiormente alle popolazioni studiate in ambienti offshore come le isole Azzorre (Gaspari et al. 2015, Papale 2016, La Manna 2017). Moore (2020) ha suggerito che questi siano i fattori che guidano le differenze genetiche identificate nei confronti delle altre popolazioni Mediterranee e le somiglianze con quelle Atlantiche, rendendo gli individui che occupano l'area sink genetico per altre popolazioni costiere mediterranee, e quindi elementi chiave per la conservazione della specie nel bacino.

- *Ziphius cavirostris*



Studi genetici hanno identificato un alto grado di differenziazione tra la popolazione atlantica e quella mediterranea suggerendo la presenza, in quest'ultimo bacino, di un'Unità Evolutivamente Significativa (ESU) distinta (Dalebout et al. 2005). La specie utilizza prevalentemente acque oltre i 500 m di profondità, specialmente tra i 1000 e 2000 m (Tepsich et al. 2014), ed in Mediterraneo sembra essere diffusa sia nel bacino occidentale che in quello Levantino. Nella macroarea la presenza è stata definita dubbia (Karaa et al. 2012), anche se si tratta di un'area di passaggio, siano presenti aree ad idonea profondità, e sia limitrofa a zone di presenza relativamente abbondante come il mar Tirreno Centrale, la fossa Ellenica e il mar Ionio, in cui la specie è regolarmente presente. La specie è comunque stata registrata nella macroarea tramite spiaggiamenti sia lungo la costa tunisina (Karaa et al. 2019) che, prevalentemente, lungo la costa siciliana. I dati a disposizione non sono quindi sufficienti per definire aree di permanenza o rotte di migrazione.

- *Monachus monachus*



La specie è stata avvistata a Pantelleria (Bundone et al. 2018), a Lampedusa (2015-2020 ISPRA) e alle isole Egadi, dove i riavvistamenti si sono susseguiti dal 2010 (ISPRA). In quest'ultima area, la specie è nota utilizzare grotte per il riposo lungo la costa di Marettimo. Tali avvistamenti hanno portato a suggerire che la specie abbia una presenza permanente nella zona (Bundone et al. 2018).

- *Caretta caretta*



Il Mediterraneo ospita sia una popolazione locale di *Caretta caretta*, che individui provenienti dalle popolazioni di entrambi i lati dell'Oceano Atlantico (Clusa et al. 2014). Nel bacino centrale, la proporzione di giovanili provenienti dalla popolazione mediterranea raggiunge l'80%. In generale, il più elevato tasso di cattura in Mediterraneo si osserva a largo della Tunisia, area frequentata da individui sia di origine mediterranea che atlantica (Casale et al. 2008). Recentemente questa stima è stata confermata da ricerche condotte a bordo di piattaforme di opportunità, quali i traghetti, che

hanno evidenziato il più alto tasso di avvistamento lungo le rotte condotte nei canali di Sardegna e di Sicilia, in tutte le stagioni, con una concentrazione maggiore durante la primavera e l'estate (Arcangeli et al. 2019) (Figura 2.8).

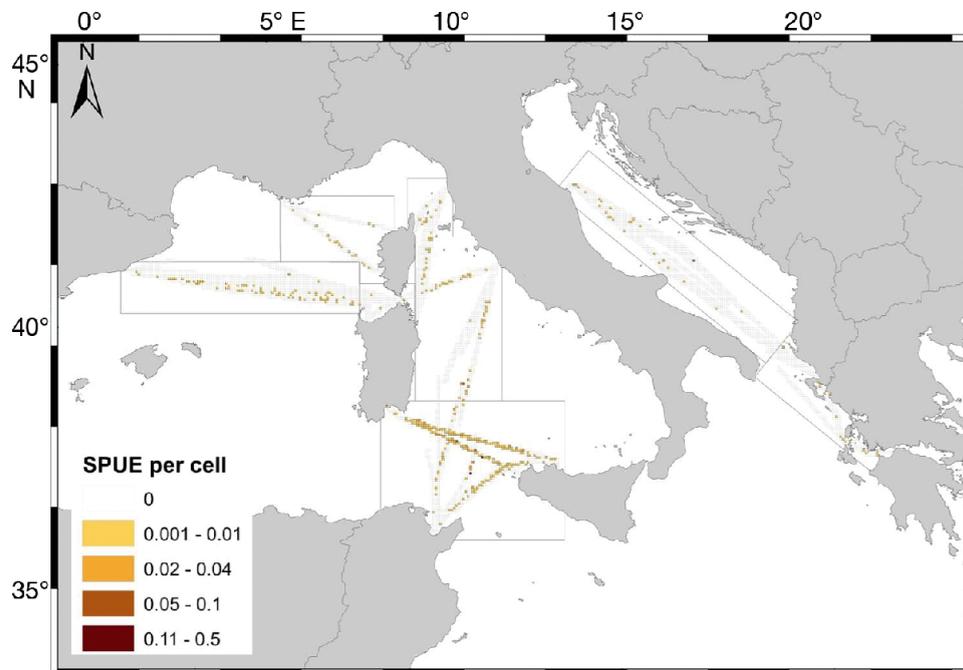


Figura 2.8 Mappa del tasso di avvistamento di *Caretta caretta* tramite monitoraggio da traghetto (da Arcangeli et al. 2019)

La presenza della specie nella macroarea di studio è nota grazie a progetti di monitoraggio dei siti di nidificazione e conservazione iniziati già negli anni '90. La costa siciliana (Surdo et al. 2020, figura 2.9), le Isole Pelagie e la costa tunisina (Casale et al. 2018) sono considerate infatti aree di nidificazione della popolazione mediterranea.

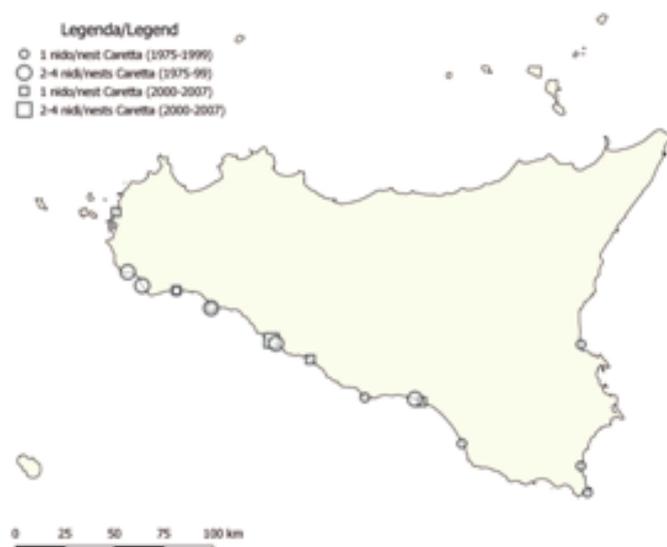


Figura 2.9 Siti di nidificazione di *Caretta caretta* lungo la costa siciliana tra il 1975 e il 2007 (da Surdo et al. 2020)

Inoltre, l'area rappresenta un *main corridor* per la migrazione riproduttiva degli adulti (sia maschi che femmine), specialmente nel periodo Luglio-Agosto per le femmine e Maggio-Giugno per i maschi (Casale et al. 2018). A seguito della riproduzione, la zona rimane di interesse per la dispersione dei giovanili per via delle condizioni oceanografiche (Casale & Mariani 2014, Demography Working Group 2015). Tale osservazione è fortemente supportata sia da spiaggiamenti (Casale et al. 2010), che da avvistamenti (Papale pers. comm.), che infine da tracking satellitari (Bentivegna 2002, Casale et al. 2012, Chimienti et al. 2020).

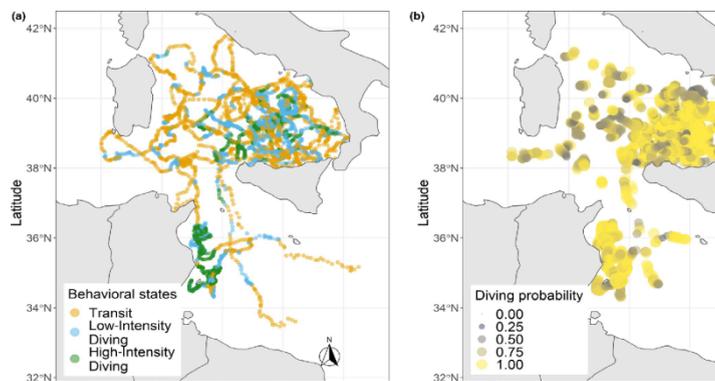


Figura 2.10 Tracking satellitare di alcuni individui di *Caretta caretta* (da Chimienti et al. 2020)

Nelle zone più profonde infatti, le tartarughe taggate sono state registrate presumibilmente in alimentazione (Figura 2.10). La specie utilizza la macroarea anche come passaggio tra i bacini mediterranei, specialmente durante le migrazioni stagionali che si pensa avvengano dalle regioni più settentrionali e più fredde del Mediterraneo occidentale alle aree centro-meridionali (Figura 2.11).

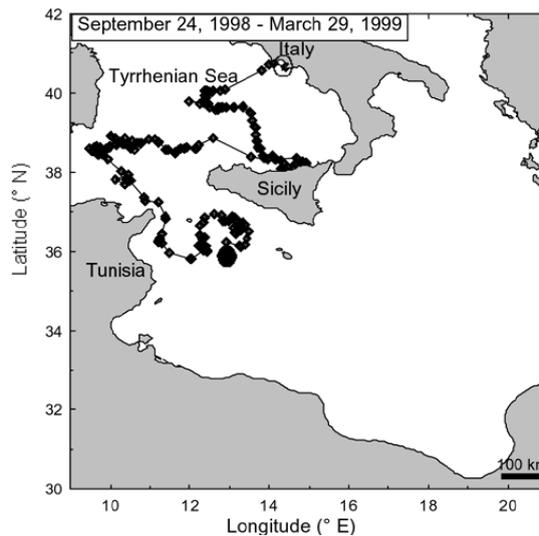


Figura 2.11 Tracking satellitare di un individuo di *Caretta caretta* tra settembre 1998 e marzo 1999  
(da Bentivegna 2002)

- *Dermochelys coriacea*



La specie frequenta abitualmente aree tropicali, temperate e sub-polari, mostrando il più ampio range di distribuzione tra le tartarughe marine. Gli individui mediterranei sono parte della popolazione Nord atlantica ed entrano nel bacino tramite lo stretto di Gibilterra (Karaa et al. 2013, Caracappa et al. 2017). Si tratta prevalentemente di giovani o adulti ritrovati spiaggiati o intrappolati in attrezzi da pesca. Nella macroarea di studio, sono frequenti i record lungo la costa tunisina ma sono stati rinvenuti individui anche in acque italiane (Caracappa et al. 2017). Probabilmente, l'area si configura come passaggio all'interno del Mediterraneo o come zona di alimentazione (Karaa et al. 2013). Non sono noti siti di riproduzione, anche se è stata evidenziata la

presenza di individui sessualmente maturi sia maschi che femmine. Vista la numerosità degli avvistamenti nella macroarea rispetto al resto del Mediterraneo, Karaa et al. (2013) suggeriscono di considerare l'area come di importanza per la sua conservazione.

## 2.3 Bibliografia

- Aguilar A. 1989 A record of two humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the western Mediterranean sea. *Mar Mamm Sci* 5:306-309
- Aissi M., Celona A., Comparetto G., Mangano R., Wurtz M., Moulins A. 2008 Large-scale seasonal distribution of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the central Mediterranean Sea. *J Mar Biol Ass UK* 88: 1253–1261.
- Alessi J., Bruccoleri F., Ranù M., Cafaro V. 2019. Predictive habitat models of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Sicilian Channel (Mediterranean Sea). World Marine Mammal Conference, Barcelona.
- Arcangeli A., Maffucci F., Atzori F., Azzolin M., Campana I., Carosso L., Crosti R., Frau F., David L., Di-Méglio N., Roul M., Gregoriotti M., Mazzucato V., Pellegrino G., Giacoletti A., Paraboschi M., Zampollo A., de Lucia G. A., Hochscheid S. 2019 Turtles on the trash track: loggerhead turtles exposed to floating plastic in the Mediterranean Sea. *Endang Species Res* 40: 107–121,
- Azzellino A., Gaspari S., Airoidi S., Nani B. 2008 Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea, *Deep Sea Res Part I: Oceanographic Research Papers*, 55:296-323
- Azzolin M., Gannier A., Papale E., et al. 2019 Whistle variability of the Mediterranean short beak common dolphin. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst*. <https://doi.org/10.1002/aqc.3168>
- Bearzi G., Reeves R.R., Notarbartolo di Sciara G., Politi E., Cañadas A., Frantzis A., Mussi B. 2003 Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Rev* 33: 224–252
- Bearzi G., Fortuna C.M., Reeves R.R. 2009. Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mamm Rev*. 39: 92–123.
- Bearzi G., Reeves R.R., Remonato E., Pierantonio N., Airoidi S. 2011 Risso's dolphin *Grampus griseus* in the Mediterranean Sea. *Mammalian Biol* 76:385–400
- Bellante A., Sprovieri M., Buscaino G., Buffa G., Di Stefano V., Salvagio Manta D., Barra M., Filicetto F., Bonanno A., Mazzola S. 2012 Distribution of Cd and As in organs and tissues of four marine mammal species stranded along the Italian coasts *J Environ Monit* 14:2382
- Benmessaoud R., Chérif M., Bradai M.N., Bejaoui N. 2012, Distribution of bottlenose dolphin around Kelibia (Northeastern of Tunisia) *Asian J Contemp Sci* 1:1-11
- Benmessaoud R., Cherif M., Bejaoui N. 2013 Baseline data on abundance, site fidelity and association patterns of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off the northeastern Tunisian coast (Mediterranean Sea). *J Cetacean Res Manage* 13: 211–219
- Benmessaoud R., Cherif M., Alessi J., Ammar Y., Koched W., Bejaoui N. 2017 Bottlenose dolphin's interactions with aquaculture farm in the Eastern of Tunisia: a preliminary study. *Bull Inst NatnScien Tech Mer de Salammbô* 44:38-48
- Bentivegna F. 2002 Intra-Mediterranean migrations of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) monitored by satellite telemetry. *Mar Biol* 141: 795–800 DOI 10.1007/s00227-002-0856-z
- Bérubé M., Aguilar A., Dendanto D., Larsen F., Notarbartolo di Sciara G., et al. 1998 Population genetic structure of North Atlantic, Mediterranean Sea and Sea of Cortez fin whales,

- Balaenoptera physalus* (Linnaeus 1758): analysis of mitochondrial and nuclear loci. *MolEcol* 7: 585-599.
- Bittau L., Leone M., Gannier A., Gannier A., Manconi R. 2017 Two live sightings of Sowerby's beaked whale (*Mesoplodon bidens*) from the western Mediterranean (Tyrrhenian Sea). *J Mar Biol Ass UK* 98:1003-1009. doi:10.1017/S0025315416001892
- Boisseau O., Lacey C., Lewis T., Moscrop A., Danbolt M., McLanaghan R. 2010 Encounter rates of cetaceans in the Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area. *J Mar Biol Ass UK* 90: 1589–1599
- Bortolotto A., Papini L., Insacco G., Gili C., Tumino G., Mazzariol S., Pavan G. and Cozzi B. 2003 First record of a dwarf sperm whale, *Kogia sima* (Owen, 1866) stranded alive along the coasts of Italy 31st Symposium of the European Association for Aquatic Mammals Tenerife, Spain 14 - 17 march 2003
- Bundone L., Panou A., Molinaroli E. 2018 On sightings of (vagrant?) monk seals, *Monachus monachus*, in the Mediterranean Basin and their importance for the conservation of the species. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 29:554–563.
- Buscaino G., Buffa G., Sara G., Bellante A., Tonello A.J., Hardt F.A.S., Cremer M.J., Bonanno A., Cuttitta A., Mazzola S. 2009. Pinger affects fish catch efficiency and damage to bottom gill nets related to bottlenose dolphins. *Fish Sci* 75:537–544.
- Buscaino G., Buffa G., Filiciotto F., Maccarrone V., Di Stefano V., Ceraulo M., Mazzola S., Alonge G., 2015 Pulsed signal properties of free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the central Mediterranean Sea. *Mar Mamm Sci* 31:891–901.
- Buscaino G., Ceraulo M., Alonge G., Pace D.S., Grammauta R., Maccarrone V., Bonanno A., Mazzola S., Papale E. 2021 Artisanal fishing, dolphins, and interactive pinger: A study from a passive acoustic perspective. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst*
- Canese S., Cardinali A., Fortuna C.M., Giusti M., Lauriano G., Salvati E. and Greco S. 2006 The first identified winter feeding ground of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Mediterranean Sea. *J Mar Biol Ass UK* 86: 903–907.
- Caracappa S., Persichetti M.F., Gentile A., Caracappa G., Currò V., Freggi D., Arculeo M. 2017 New records of leatherback sea turtle, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) (Testudines: Dermochelyidae) in the Strait of Sicily. *Cah Biol Mar* 58 : 353-357
- Carlucci R., Baş A.A., Liebig P. et al. 2020 Residency patterns and site fidelity of *Grampus griseus* (Cuvier, 1812) in the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea, Central-Eastern Mediterranean Sea). *Mamm Res* 65:445–455. doi.org/10.1007/s13364-020-00485-z
- Caruso F., Sciacca V., Parisi I., Viola S., de Vincenzi G., Bocconcelli A., Mooney A.T., Sayigh L., Li S., Filiciotto F., Moulins A., Tepsich P., Rosso M. 2019 Acoustic recordings of rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*) offshore Eastern Sicily (Mediterranean Sea). *J Acou Soc Am* 146 EL286-EL292 doi.org/10.1121/1.5126118
- Casale P., Freggi D., Basso R., Vallini C., Argano R. 2007 A model of area fidelity, nomadism, and distribution patterns of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Mar Biol* 152:1039–1049. doi:10.1007/s00227-007-0752-7
- Casale P., Freggi D., Gratton P., Argano R., Oliverio M. 2008 Mitochondrial DNA reveals regional and interregional importance of the central Mediterranean African shelf for loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Scientia Marina* 72:541-548
- Casale P., Affronte M., Insacco G., Freggi D., Vallini C., Pino d'Astore P., Basso R., Paolillo G., Abbate G., Argano R. 2010 Sea turtle strandings reveal high anthropogenic mortality in Italian Waters. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 20: 611-620
- Casale P., Affronte M., Scaravelli D., Lazar B., Vallini C., Luschi 2012 Foraging grounds, movement patterns and habitat connectivity of juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*) tracked from the Adriatic Sea. *Mar Biol* 159:1527–1535 DOI 10.1007/s00227-012-1937-2
- Casale P., Mariani P. 2014 The first 'lost year' of Mediterranean sea turtles: dispersal patterns indicate sub-regional management units for conservation. *Mar Ecol Prog Ser* 498:263-274

- Casale P., Freggi D., Paduano V., Oliverio M. 2016 Biases and best approaches for assessing debris ingestion in sea turtles, with a case study in the Mediterranean. *Mar Poll Bull* 110, 238–249
- Casale P., Broderick A.C., Camiñas J.A., Cardona L., Carreras C., Demetropoulos A., Fuller W.J., Godley B.G., Hochscheid B., Kaska Y., Lazar B., Margaritoulis D, Panagopoulou A., Rees A.F., Tomás J., Türkozan O. 2018 Mediterranean sea turtles: current knowledge and priorities for conservation and research. *Endang Species Res* 36: 229–267
- Ceraulo M., Azzolin M., Anichini M., Boldrocchi G., Buffa G., Filiciotto F., Giacalone V.M., Giacomina C., Maccarone V., Papale E., Reggente M., Buscaino G. 2013 Characterization and comparisons of click trains of *Tursiops truncatus* and *Stenella coeruleoalba* in the Central Mediterranean Sea. European Cetacean Society Conference
- Chimienti M., Blasi M., Hochscheid S. 2020 Movement patterns of large juvenile loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: Ontogenetic space use in a small ocean basin. *EcolEvol*. DOI: 10.1002/ece3.6370
- Clusa M., Carreras C., Pascual M., Gaughran S.J., Piovano S., Giacomina C., Fernández G., Levy Y., Tomás J., Raga J.A., Maffucci F., Hochscheid S., Aguilar A., Cardona L. 2014 Fine scale distribution of juvenile Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Mar Biol* DOI 10.1007/s00227-013-2353-y
- Clusa M., Carreras C., Pascual M., Gaughran S.J., Piovano S., Avolio D., Ollano G., Fernández G., Tomás J., Raga J.A., Aguilar A., Cardona L. 2016 Potential bycatch impact on distinct sea turtle populations is dependent on fishing ground rather than gear type in the Mediterranean Sea. *Mar Biol* 163:122 DOI 10.1007/s00227-016-2875-1
- Corrias V., Giardina F., Ceraulo M., Filiciotto F., Maccarrone V., De Rubeis, Buscaino G. 2015 Using two methods in the study of cetaceans species in the Pelagie Island archipelago, preliminary results 29th Conference of the European Cetacean Society 23rd-25th March 2015, Malta
- Dalebout M.L., Robertson K.M., Frantzis A., Engelhaupt D., Mignucci-Giannoni A.A., Rosario-Delestre R.J., Baker C.S. 2005 Worldwide structure of mtDNA diversity among Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*): implications for threatened populations. *MolEcol* 14: 3353–3371
- Dede A., Tonay A., Gönülal O., Öztürk A.A. 2020 First sighting of false killer whales (*Pseudorca crassidens*) in the northern Aegean Sea J. Black Sea/Mediterranean Environment. 26: 106-111
- Demography Working Group of the Mediterranean Conference on Marine Turtles 2015 Demography of marine turtles nesting in the Mediterranean Sea: a gap analysis and research priorities – Convention On The Conservation Of European Wildlife And Natural Habitats
- Di Lorenzo M., Sinerchia M., Colloca F. 2018 The North sector of the Strait of Sicily: a priority area for conservation in the Mediterranean Sea. *Hydrobiol* doi.org/10.1007/s10750-017-3389-7.
- Drouot V., Berube M., Gannier A., Goold J.C., Reid R.D., Palsbøl P.J. 2004. A note on genetic isolation of Mediterranean sperm whales (*Physeter macrocephalus*) suggested by mitochondrial DNA. *J Cetacean Res Manag* 6:29–32.
- Fontaine M.C., Snirc A., Frantzis A., Koutrakis E., Öztürk B., Öztürk A.A., Austerlitz F. 2012 History of expansion and anthropogenic collapse in a top marine predator of the Black Sea estimated from genetic data *Proc Natl Acad Sci USA* 09:15099-15100
- Frantzis A., Airoidi S., Notarbartolo di Sciara G., Johnson C., Mazzariol S. 2011 Inter-basin movements of Mediterranean sperm whales provide insight into their population structure and conservation *Deep-Sea Res I* 58: 454–459
- Gaspari S., Scheinin A., Holcer D., Fortuna C., Natali C., Genov T., Frantzis A., Chelazzi G., Moura A.E. 2015 Drivers of population structure of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Eastern Mediterranean Sea. *EvolBiol* DOI 10.1007/s11692-015-9309-8

- Geijer C.K.A., Notarbartolo di Sciara G., Panigada S. 2016 Mysticete migration revisited: are Mediterranean fin whales an anomaly? *Mammal Rev.* 46:284–296.
- Genov T., Kotnjek P., Lipej L. 2009 New record of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the Adriatic Sea. *Annales, Series Historia Naturalis*, 19: 25-30
- Gregoriotti M., Giacoletti A., Pellegrino G., Sarà G., Arcangeli A. 2018 First marine mammals risk-assessment investigation along the Strait of Sicily using fixed-line transects European Cetacean Society Conference
- Gregoriotti M., Papale E., Ceraulo M., Grammauta R., Mazzola S., Buscaino G. 2019 Can whistles be a tool to discover temporal trends of dolphins' populations? Conference on the Effects of Noise on Aquatic Life DOI: 10.13140/RG.2.2.33876.14725
- Gregoriotti M., Papale E., Ceraulo M., de Vita C., Pace D.S., Tranchida G., Mazzola S., Buscaino G. 2021 Acoustic presence of dolphins through whistles detection in Mediterranean shallow waters. *J Mar Sci Eng* 9:78. doi.org/10.3390/jmse9010078
- Hochscheid S., Bentivegna F., Hamza A., Hays G.C. 2010 When surfacers do not dive: multiple significance of extended surface times in marine turtles *J Exp Biol* 213:1328- 1337 Doi10.1242/jeb.037184
- IUCN 2012 Marine Mammals and Sea Turtles of the Mediterranean and Black Seas. Gland, Switzerland and Malaga, Spain: IUCN. 32 pages.
- Karaa S., Bradai M.N., Jribi I., El Hili H.A., Bouain A. 2012a, Status of cetaceans in Tunisia through analysis of stranding data from 1937 to 2009. *Mammalia* 76: 21–29
- Karaa S., Bradai M.N., Jribi I., Bouain A. 2012b The occurrence of the green sea turtle *Chelonia mydas*, in the Gulf of Gabes (Tunisia). *Vie et milieu - Life and environment*, 62: 1-6
- Karaa S., Jribi I., Bouain A., Girondot M., Bradai M.N. 2013 On the occurrence of Leatherback turtles *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761), in Tunisian waters (Central Mediterranean Sea) (Testudines: dermochelyidae). *Herpetozoa* 26: 65 - 75
- Kerem D., Goffman O., Elasar M., Hadar N., Scheinin A., Lewis T. 2016 The Rough-Toothed Dolphin, *Steno bredanensis*, in the Eastern Mediterranean Sea: A Relict Population? *Advances in Marine Biology* 75
- La Manna G., Clò S., Papale E., Sarà, G. 2010 Boat traffic in Lampedusa waters (Strait of Sicily, Mediterranean Sea) and its relation to the coastal distribution of common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Cienc Mar* 36: 71-81.
- La Manna G., Manghi M., Pavan G., Lo Mascolo F., Sara G. 2013 Behavioural strategy of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in response to different kinds of boats in the waters of Lampedusa Island (Italy). *Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 23: 745-757.
- La Manna G., Manghi M., Pavan G., Lo Mascolo F., Sarà G. 2014 Behavioural strategy of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in response to different kinds of boats in the waters of Lampedusa Island (Italy). *Aquat Conserv: Mar. Freshw Ecosyst* 23: 745-757.
- La Manna G., Ronchetti F., Sarà G. 2016 Predicting common bottlenose dolphin habitat preference to dynamically adapt management measures from a Marine Spatial planning perspective. *Ocean Coast Manag* 130:317–327
- La Manna G., Rago G., N., Manghi M., Picciulin M., Sarà G. 2017 Assessing geographical variation on whistle acoustic structure of three Mediterranean populations of common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Behaviour* DOI:10.1163/1568539X-00003435
- Lewis T., Gillespie D., Lacey C., Matthews J., Danbolt M., Leaper R., McLanaghan R., Moscrop A. 2007 Sperm whale abundance estimates from acoustic surveys of the Ionian Sea and Straits of Sicily in 2003. *J Mar Biol Ass UK* 87: 353–357
- Lo Brutto S., Calascibetta A., Pavan G., Buffa G. 2021 Cetacean Strandings and Museum Collections: A Focus on Sicily Island Crossroads for Mediterranean Species. *Diversity* 13: 104. doi.org/10.3390/d13030104
- Luschi P., Casale P. 2014 Movement patterns of marine turtles in the Mediterranean Sea: A review. *Italian J Zool* 81: 478–495. doi.org/10.1080/11250003.2014.963714

- Maccarrone V., Buffa G., Di Stefano V., Filiciotto F., Mazzola S., Buscaino G. 2014 Economic assessment of dolphin depredation damages and pinger use in artisanal fisheries in the archipelago of Egadi Islands (Sicily). *Turk J Fish Aquat Sci* 14:173–181
- Melodia C., Giacoma C., Azzolin M., Notarbartolo di Sciarra G., Panigada S., Pierantonio N., Buscaino G., Papale E., Buffa G., Ceraulo M., Alessi J., Bruccoleri F., Cafaro V., Monaco C., Pellegrino G., Blasi M.F. 2019. Photo-identification and movements of bottlenose dolphins in the waters around Sicily (Italy). *World Marine Mammal Conference*, Barcelona
- Moore D.M. 2020 An investigation into the environmental drivers of evolution in marine predators. A thesis presented for the degree of Doctor of Philosophy, Department of Biosciences Durham University
- Notarbartolo di Sciarra G. 1987 Killer whale, *Orcinus orca*, in the Mediterranean Sea. *Mar Mamm Sci* 3:356-360
- Notarbartolo Di Sciarra G., Venturino M.C., Zanardelli M., Bearzi G., Borsani F.J., Cavalloni B. 1993 Cetaceans in the central Mediterranean Sea: Distribution and sighting frequencies, *Italian J Zool*, 60:131-138, DOI: 10.1080/11250009309355800
- Notarbartolo di Sciarra G., Zanardelli M., Jahoda M., Panigada S., Airoidi S. 2003 The fin whale *Balaenoptera physalus* (L. 1758) in the Mediterranean Sea. *Mammal Rev* 33: 105-150
- Notarbartolo di Sciarra G., Birkun A. Jr. 2010 Conserving whales, dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black seas: an Accobams status report, Monaco 212 p.
- Pace D.S., Pulcini M., Triossi F. 2012 Anthropogenic food patches and association patterns of *Tursiops truncatus* at Lampedusa island Italy. *Behav Ecol* 23: 254–264.
- Pace D.S., Tizzi R. Mussi B. 2015 Cetaceans Value and Conservation in the Mediterranean Sea. *J Biodivers Endanger Species* S1:004 doi.org/10.4172/2332-2543.S1.004
- Panigada S., Notarbartolo di Sciarra G., Zanardelli M.P., Airoidi S., Borsani J.F. and Jahoda M. 2005 Fin whale (*Balaenoptera physalus*) summering in the Ligurian Sea: distribution, encounter rate, mean group size and relation to physiographic variables. *J Cetacean Res Manag* 7:137–145.
- Panigada S., Zanardelli M., MacKenzie M., Donovan C., Mélin F., Hammond P.S. 2008 Modelling habitat preferences for fin whales and striped dolphins in the Pelagos Sanctuary (Western Mediterranean Sea) with physiographic and remote sensing variables. *Remote Sensing Env* 112:3400-3412
- Panigada S., Notarbartolo di Sciarra G. 2012 *Balaenoptera physalus* (Mediterranean subpopulation). The IUCN red list of threatened species 8235
- Panigada S., Donovan G.P., Druon J.N., Lauriano G., Pierantonio N., Pirota E., Zanardelli M., Zerbini A.N., Notarbartolo di Sciarra G. 2017 Satellite tagging of Mediterranean fin whales: working towards the identification of critical habitats and the focussing of mitigation measures. *Scientific Reports* 7: 3365 DOI:10.1038/s41598-017-03560-9
- Papale E., Azzolin M., Giacoma C. 2012 Vessel traffic affects bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behaviour in waters surrounding Lampedusa Island, south Italy. *JMar BiolAss UK* 92: 1877-1885.
- Papale E., Buffa G., Filiciotto F., Maccarrone V., Mazzola S., Ceraulo M., Giacoma C., Buscaino G. 2015 Biphonic calls as signature whistles in a free-ranging bottlenose dolphin, *Bioacoustics* DOI: 10.1080/09524622.2015.1041158
- Papale E., Ceraulo M., Giardino G., Buffa G., Filiciotto F., Grammauta R., Maccarrone V., Mazzola S., Buscaino G. 2016 Association patterns and population dynamics of bottlenose dolphins in the Strait of Sicily (central Mediterranean Sea): implication for management. *PopulEcol* doi.org/10.1007/s10144-016- 0566-x.
- Papale E., Alonge G., Caruso F., Grammauta R., Mazzola S., Mussi B., ... Buscaino G. 2019. The higher, the closer, the better? Influence of sampling frequency and distance on the acoustic properties of short beaked common dolphins burst pulses in the Mediterranean Sea. *Aquat Conserv: Mar Freshwat Ecosyst*

- Papale E., Alonge G., Grammatta R., Ceraulo M., Giacoma C., Mazzola S., Buscaino G. 2020 Year-round acoustic patterns of dolphins and interaction with anthropogenic activities in the Sicily Strait, central Mediterranean Sea. *Ocean Coast Manag* 197: 105320
- Pierce G.J. 2004 Diet of minke whales *Balaenoptera acutorostrata* in Scottish (UK) waters with notes on strandings of this species in Scotland 1992-2002. *J Mar Biol Ass UK*. 84: 1241–1244.
- Piovano S., Basciano G., Swimmer Y., Giacoma C. 2012 Evaluation of a bycatch reduction technology by fishermen: A case study from Sicily. *Mar Pol* 36: 272–277
- Podestà M., Cagnolaro L., Cozzi B. 2005 First record of a stranded Gervais' beaked whale, *Mesoplodon europaeus* (Gervais, 1855), in the Mediterranean waters. *Atti Soc it Sci nat Museo civ Stor nat Milano*. 146: 109-116
- Pulcini M., Pace D.S., La Manna G., Triossi F., Fortuna C.M. 2014. Distribution and abundance estimates of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around Lampedusa Island (Sicily Channel, Italy): implications for their management. *J Mar Biol Ass UK* 94:1175–1184.
- Russo D., Sgammato R., Bosso L. 2016 First sighting of the humpback whale *Megaptera novaeangliae* in the Tyrrhenian Sea and a mini-review of Mediterranean records. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*. doi:10.4404/hystrix-27.2-11737
- Scheinin A.P., Kerem D., MacLeod C., Gazo M., Chicote C.A., Castellote M. 2011 Gray whale (*Eschrichtius robustus*) in the Mediterranean Sea: anomalous event or early sign of climate-driven distribution change? *Mar Biodiv Rec* 4: e28 doi:10.1017/S1755267211000042
- Sciacca V., Caruso F., Beranzoli L., Chierici F., De Domenico E., Embriaco D., et al. 2015 Annual acoustic presence of fin whale (*Balaenoptera physalus*) offshore Eastern Sicily, Central Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 10: e0141838. doi.org/10.1371/journal.pone.0141838
- Surdo S., Massa B. 2020 Aggiornamento sulla nidificazione della tartaruga marina *Caretta caretta* (Reptilia Cheloniidae) in Sicilia. *Riflessioni sul valore della citizen science*. *Naturalista sicil.*, S. IV, XLIV (1-2):115-126
- Tepsich P., Rosso M., Halpin P.N., Moulins A. 2014 Habitat preferences of two deep-diving cetacean species in the northern Ligurian Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 08: 247–260
- Tonay A.M., Dede A. 2013 First stranding record of a harbour porpoise (*Phocoena Phocoena*) in the Southern Aegean Sea. *J. Black Sea/Mediterranean Environment* 19: 132-137
- UNEP-MAP-RAC/SPA. 2003 Action Plan for the management of the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*). Reprinted, RAC/SPA, Tunis. 12 p.
- UNEP-MAP-RAC/SPA. 2005. Evaluation of the Mediterranean monk seal status Meeting of the National Focal Points, Athens (Greece), 21-24 September 2005. UNEP(DEC)/MED WG. 270/Inf.22
- UNEP-MAP-RAC/SPA. 2014. Status and conservation of cetaceans in the Sicily Channel/Tunisian Plateau. By M. Aissi. Draft internal report for the purposes of the Mediterranean Regional Workshop to Facilitate the Description of Ecologically or Biologically Significant Marine Areas, Malaga, Spain, 7-11 April 2014.
- Vella A., Murphy S., Giménez J., de Stephanis R., Mussi B., Vella J.G., Doukara K.L., Pace D.S., 2021 The conservation of the endangered Mediterranean common dolphin (*Delphinus delphis*): Current knowledge and research priorities. *Aquat Conserv: Mar Freshwat Ecosyst*
- Verborgh P., Gauffier P., Esteban R., Giménez J., Cañadas A., Salazar-Sierra J.M, de Stephanis R., 2016 Conservation Status of Long-Finned Pilot Whales, *Globicephala melas*, in the Mediterranean Sea. In: Giuseppe Notarbartolo Di Sciara, Michela Podestà and Barbara E. Curry, editors, *Advances in Marine Biology*, Vol. 75, Oxford: Academic Press, pp. 173-203.

### **3. Descrizione delle caratteristiche fisiologiche e di sensibilità ai disturbi acustici ed emissioni Elettromagnetiche**

#### **Valutazione qualitativa dello stress a cui sono sottoposti i mammiferi marini allo stato attuale dei traffici marittimi (pesca e navigazione) presenti nella zona di installazione (macroarea) in accordo con i dati disponibili**

##### **3.1 Il rumore da traffico marittimo e sensibilità uditiva dei mammiferi marini**

Il suono in acqua si propaga velocemente e per grandi distanze, trasportando le informazioni su scale spaziali maggiori rispetto ad altri meccanismi di comunicazione, come la luce o le sostanze chimiche. Di conseguenza, gli animali marini si sono evoluti sviluppando un'ampia gamma di recettori sensibili al suono. La capacità di rilevare un suono varia moltissimo a seconda si faccia riferimento ad invertebrati marini, pesci o rettili, che percepiscono suoni di frequenza relativamente bassa (generalmente sotto i 5 kHz), oppure a cetacei, che possono udire anche alte frequenze (fino a 200 kHz) (figura 3.1). Negli animali marini la gamma di sensibilità alle differenti frequenze è un fattore determinante se si vuole studiare la loro vulnerabilità al rumore prodotto dalle attività antropiche (Duarte et al. 2021) (figura 3.1). Più specificatamente, nelle figure 3.2, 3.3 e 3.4 vengono riportate le soglie di sensibilità uditive alle differenti frequenze (audiogrammi) di alcune specie di delfinidi (figura 3.2), della *Balaenoptera physalus* (figura 3.3) e della tartaruga *Caretta caretta* (figura 3.4).

Il traffico marittimo (figura 3.1), sia esso costituito da grandi navi o da piccole e medie imbarcazioni, produce un rumore che si estende dalle basse (0.01 kHz) alle medio-alte frequenze (ben oltre i 10 kHz). Tale gamma di frequenza è percepibile sia dall'udito dei cetacei (da 0.01 kHz fino ad oltre 100 kHz) che da quello delle tartarughe (da 0.1 kHz fino oltre 1 kHz).

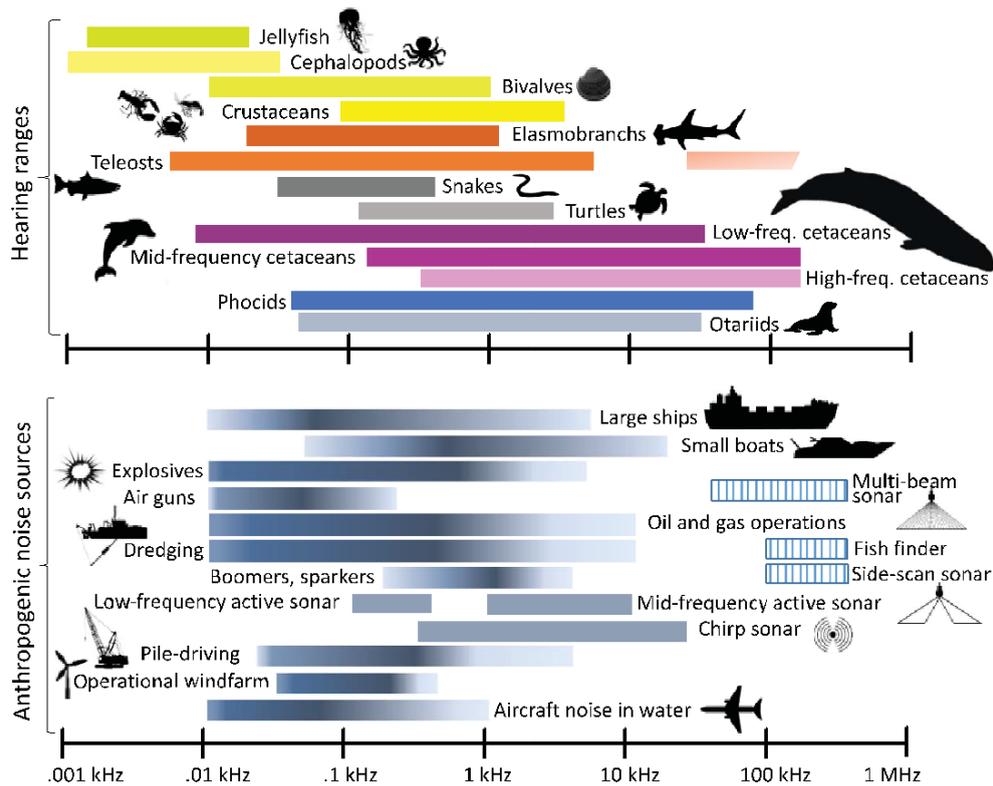


Figura 3.1. Capacità uditiva dei differenti organismi marini e fonti antropiche di rumore. La figura è stata modificata da Duarte et al. (2021) che a loro volta l'hanno elaborata sulla base di differenti studi scientifici.

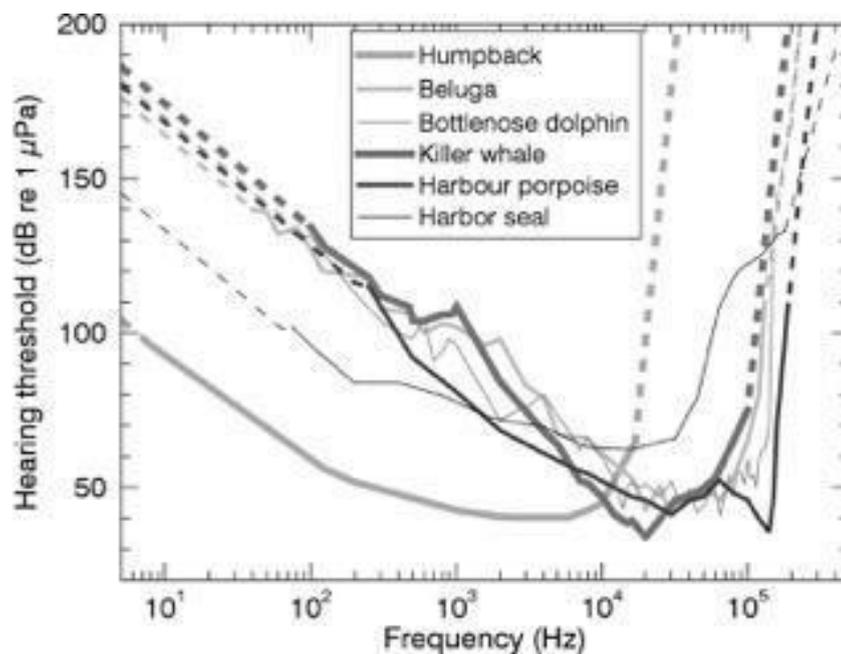


Figura 3.2. Audiogrammi modellati per sei specie di mammiferi marini (SPL<sub>rms</sub>). Le linee tratteggiate indicano le soglie estrapolate (da MacGillivray et al. 2014).

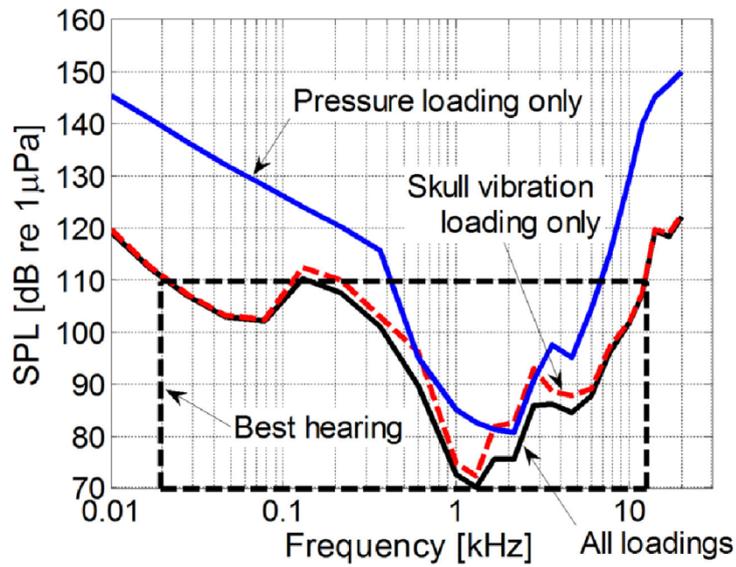


Figura 3.3. Audiogrammi stimati attraverso modelli per la *Balaenoptera physalus*. La linea blu continua rappresenta l'audiogramma calcolato considerando la propagazione delle onde di pressione attraverso i tessuti molli. La linea rossa tratteggiata rappresenta l'audiogramma stimato considerando la trasmissione dell'energia sonora attraverso le ossa del cranio e poi dell'orecchio. La linea nera continua mostra gli audiogrammi combinati per i meccanismi di pressione e conduzione ossea (da Cranford & Krysl 2015).

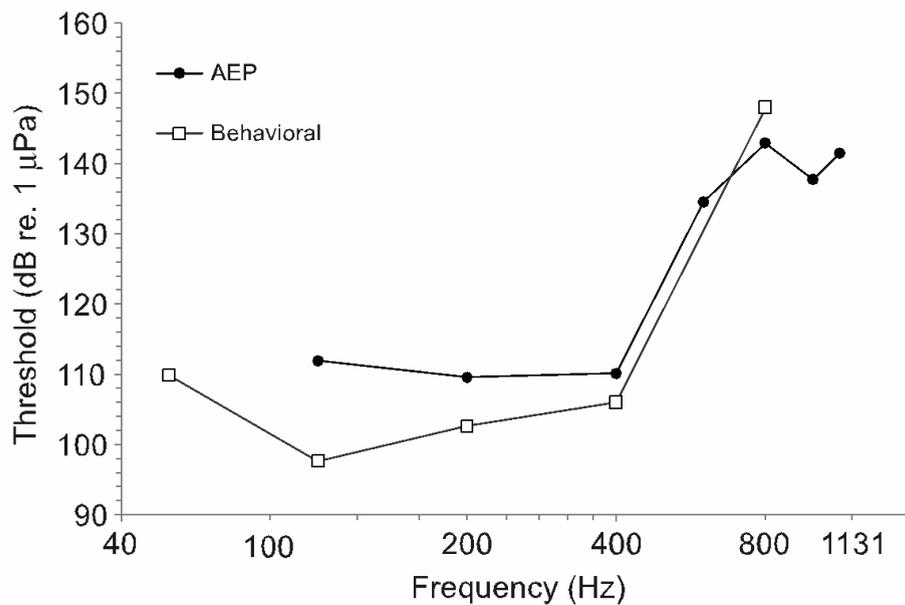


Figura 3.4. Audiogramma stimato attraverso le reazioni comportamentali (*Behavioural*) e la tecnica dei potenziali evocati nel sistema uditivo (AEP) di un esemplare di *Caretta caretta* (da Martin et al. 2012).

Oltre alla frequenza della sorgente del rumore e alla sensibilità uditiva, un altro fattore di grande importanza nello studio degli impatti del rumore sugli organismi marini è la distribuzione spaziale e temporale del rumore (figura 3.5). Per quanto riguarda il traffico marittimo, questo è in assoluto il più esteso sia su scala spaziale che temporale (figure 3.5 e 3.6). Nella figura 3.6 viene mostrata la densità del traffico marittimo su scala globale (Halpern et al. 2008) e la figura 3.7 mostra invece il livello sonoro medio stimato a 100 Hz, sulla base di dati del sistema di identificazione automatica (AIS) per il 2014 (da Duarte et al. 2021). Per quanto riguarda la macroarea di studio presa in esame, i dati permettono di effettuare una stima sia della densità di traffico medio che del livello sonoro medio a 100 Hz (Gruppo di Bioacustica IAS-CNR di Capo Granitola, dati non pubblicati, figure 3.8 e 3.9).

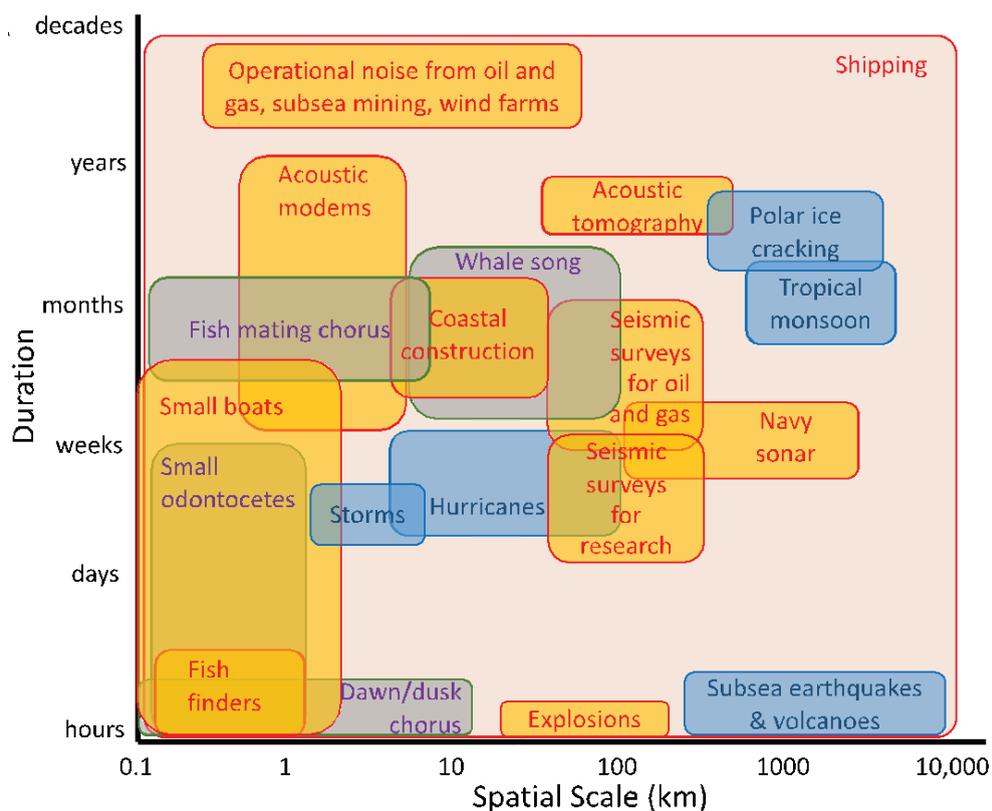


Figura 3.5. Estensione spaziale e temporale degli eventi sonori presenti nel paesaggio acustico marino: suoni di origine animale (quadrati con i bordi verdi), fisica (quadrati blu), e generati dalle attività antropiche (quadrati con i bordi rossi) (da Duarte et al. 2021).

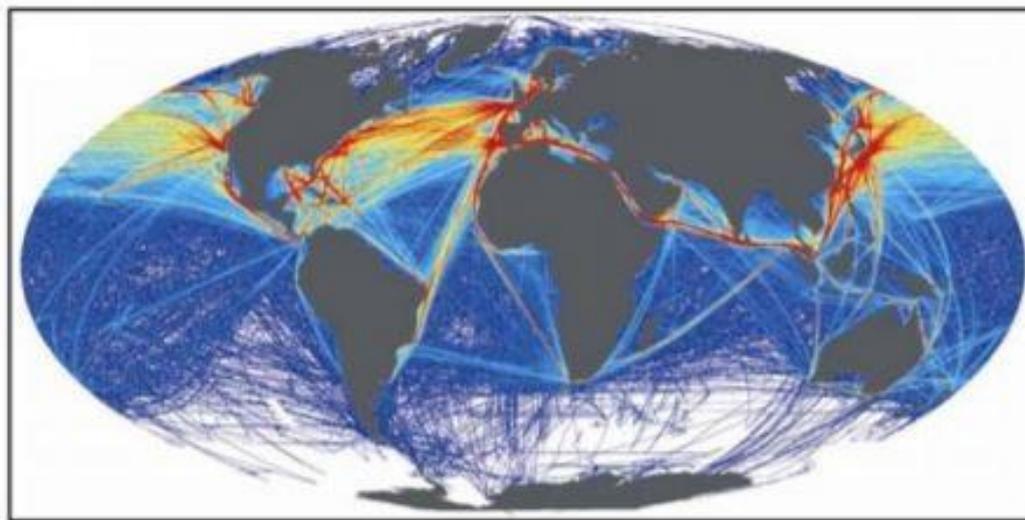


Figura 3.6. La mappa rappresenta la densità delle rotte per il sistema di trasporto marittimo globale (da Halpern et al. 2008).

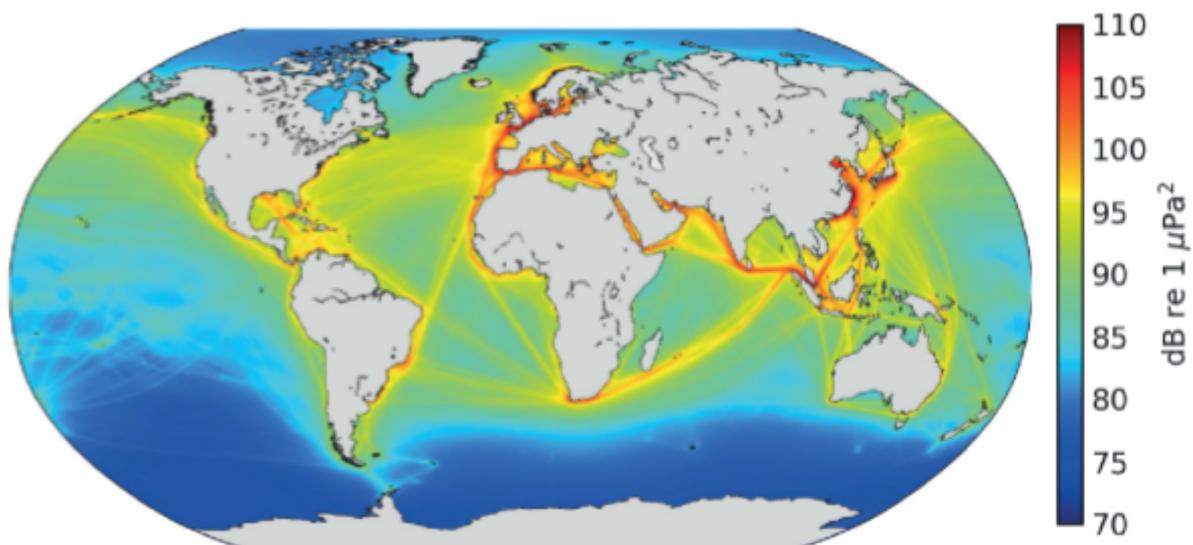


Figura 3.7. Livello sonoro medio stimato a livello globale dal traffico marittimo (a 100 Hz), sulla base di dati del Sistema di Identificazione Automatica (AIS) per il 2014 (da Duarte et al. 2021).

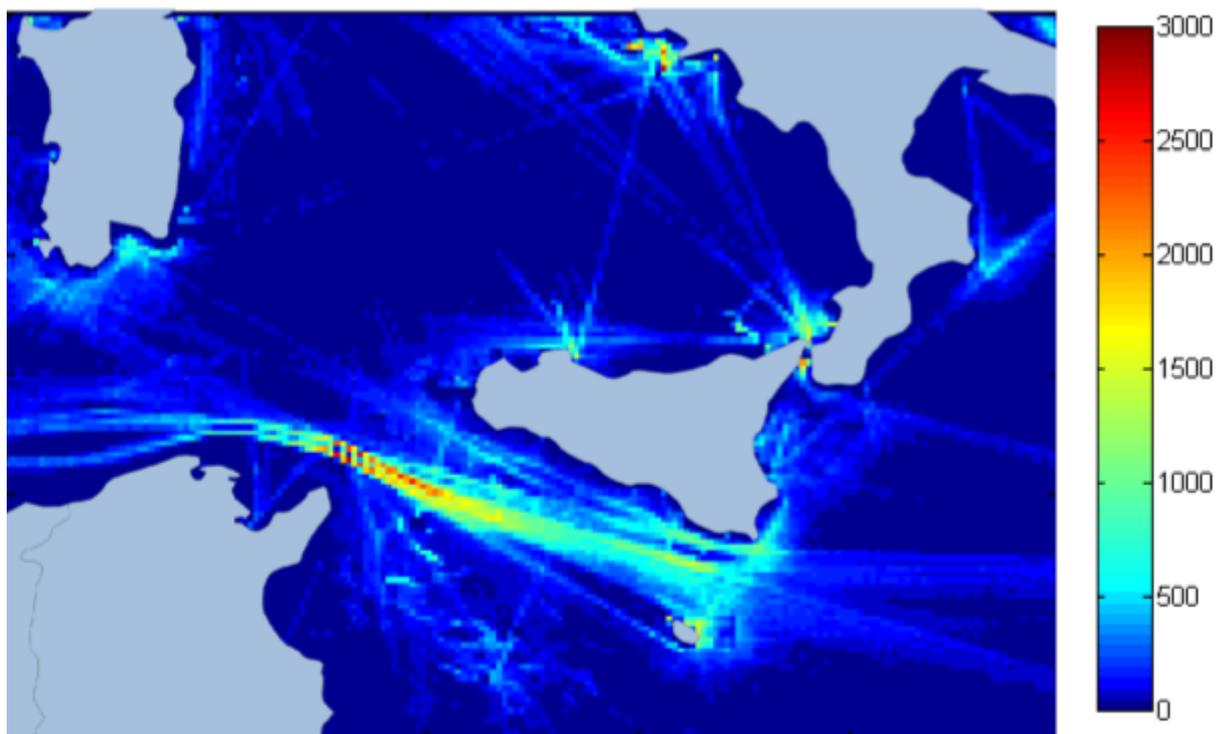


Figura 3.8 Densità del traffico marittimo (ore), ottenuta da dati AIS nel periodo che va da Novembre 2012 a Ottobre 2013, per un totale di 963.656 ore di traffico navale monitorato. Coordinate geografiche della zona di interesse:  $41^{\circ} \text{ N} - 35^{\circ} \text{ S}$ ,  $18^{\circ} \text{ E} - 8^{\circ} \text{ W}$  (elaborazione a cura del Gruppo di Bioacustica IAS-CNR di Capo Granitola).

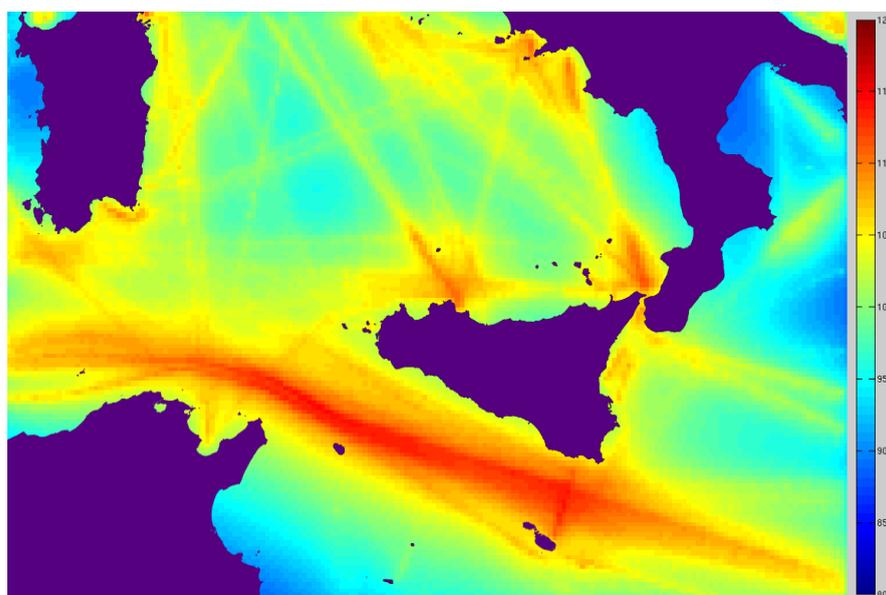


Figura 3.9 Livello di densità spettrale media (PSD) (dB re  $1 \mu\text{Pa} / \text{Hz}$  a 100 Hz) nel Mediterraneo centrale ottenuto dai dati AIS nel periodo Novembre 2012- Ottobre 2013 e usando il modello RANDI 3.1 (elaborazione a cura del Gruppo di Bioacustica IAS-CNR di Capo Granitola).

### 3.2 Effetti del rumore su cetacei

Il rumore prodotto dalle attività umane in mare può avere una varietà di effetti, immediati e non, sugli organismi marini, ed in particolare sui mammiferi. Tra questi si annoverano: lesioni dei tessuti, perdita temporanea dell'udito, alterazioni del comportamento, mascheramento e stress fisiologico (figura 3.10; Richardson et al. 1995; Nowacek et al. 2007; Erbe et al. 2019). La gravità degli impatti diminuisce tipicamente con la distanza dalla sorgente sonora e dipende dallo scenario specifico, costituito dal tipo di suono, dall'ambiente acustico e dall'organismo ricevente. A distanze maggiori, il suono potrebbe essere appena udibile o distinguibile al di sopra del rumore ambientale.

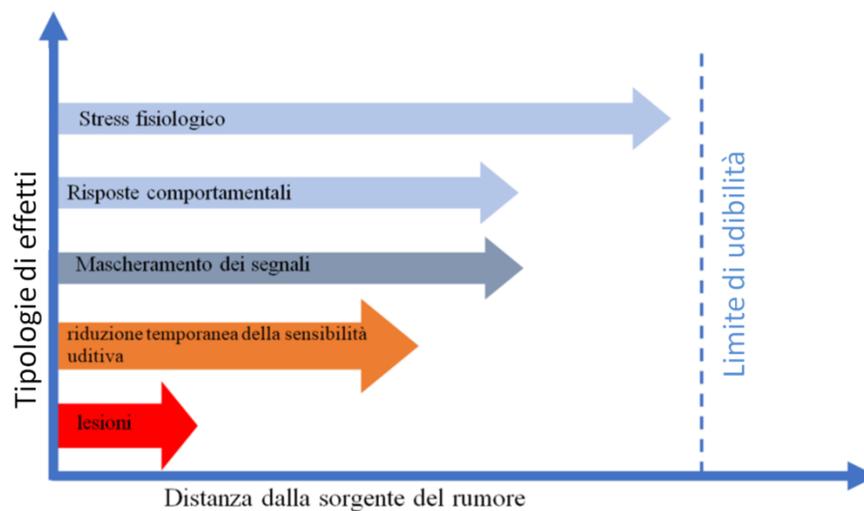


Figura 3.10. Tipologie di impatti del rumore in base alla distanza dalla sorgente (l'origine del suono è sul lato sinistro e la capacità di essere percepito diminuisce con la distanza). Alcuni effetti come lo stress, le risposte comportamentali o il mascheramento della comunicazione possono estendersi a lunghe distanze. Molte variabili influiscono sulle distanze a cui i differenti impatti sono ancora presenti (tipo di suono, caratteristiche spettrali e temporali, propagazione del suono nel sito, rumore ambientale, caratteristiche del sistema uditivo dell'animale ricevente, il suo stato comportamentale attuale e/o l'esperienza passata).

#### *Lesioni dei tessuti*

In casi estremi, vicino alla sorgente, si possono riscontrare lesioni come danni ai tessuti o agli organi, che possono portare ad una perdita permanente dell'udito, ovvero lo spostamento permanente della soglia di udibilità (vedi audiogrammi), Permanent Threshold Shift (PTS) (Southall et al. 2019).

### *Perdita o riduzione temporanea delle capacità uditive*

Se la soglia di udibilità con il tempo si ristabilisce sui valori esistenti prima dell'esposizione al rumore, si parla di spostamento temporaneo della soglia, ovvero Temporary Threshold Shift (TTS). La TTS è stata dimostrata in numerosi odontoceti e pinnipedi (trichechi, foche e leoni marini) in esperimenti di esposizione sonora controllata (ad esempio Kastelein et al. 2013). La perdita dell'udito da grave a profonda è stata misurata in alcuni odontoceti trovati spiaggiati o impigliati in reti in ambiente naturale (Mann et al. 2010).

### *Alterazioni comportamentali*

Molti studi hanno rilevato alterazioni comportamentali specie-specifiche in presenza di rumore generato da traffico marittimo.

Nei capodogli, in presenza di imbarcazioni, sono state riportate diminuzioni nei tempi di permanenza in superficie, dell'intervallo di respirazione e del numero di ventilazioni (Gordon et al., 1992). Alcuni rumori possono provocare un richiamo per i capodogli che hanno sviluppato la capacità di depredate gli attrezzi da pesca, ovvero effetto “*Dinner Bell*” (Thode et al. 2007).

Nelle orche, per livelli di rumore superiore a 130 dB re 1  $\mu\text{Pa}_{\text{rms}}$  (0.01-50 kHz), è stato riscontrato un cambiamento del comportamento (ossia, una diminuzione del comportamento tipico durante il foraggiamento e un aumento dell'attività motoria in superficie), nella frequenza di respirazione e nella velocità e direzione del nuoto (Lusseau et al. 2009, Noren et al. 2009, Williams et al. 2014).

Il tursiopo è la specie di delfini più studiata, ed esistono differenti lavori che evidenziano alterazioni comportamentali in presenza di imbarcazioni (Tabella 1 per maggiori dettagli). Esistono molti lavori sull'impatto delle imbarcazioni per il dolphin watching (ad es., Scarpaci et al. 2000, Lusseau 2003a, 2005, 2006, Arcangeli e Crosti 2009, Guerra et al. 2014, May-Collado e Quinones-Lebron 2014, Heiler et al. 2016, Pérez-Jorge et al. 2016). I tursiopi tendono a lasciare l'area o variano il loro comportamento in risposta al traffico navale (Lusseau 2005, Rako et al. 2013, Pirota et al. 2015b). In particolare, se avvicinati dalle imbarcazioni, i tursiopi cambiano la direzione di moto, e manifestavano traiettorie irregolari o un aumento significativo della velocità di navigazione (Nowacek et al. 2001, Lemon et al. 2006, Lusseau 2006, Papale et al. 2012). Il rumore da imbarcazione può causare un cambiamento degli schemi comportamentali, con un aumento del tempo trascorso in navigazione e una diminuzione del tempo trascorso a riposare e socializzare (Lusseau 2003a, Arcangeli e Crosti 2009). Altri cambiamenti nel comportamento includono le alterazioni dei modelli di immersione, sincronia respiratoria e cambiamenti nelle distanze tra gli animali (Janik e Thompson 1996, Nowacek et al. 2001, Hastie et al. 2003).

Studi sulle popolazioni di tursiopi che abitano la porzione nord orientale del Canale di Sicilia, hanno evidenziato comportamenti opportunistici, legati probabilmente alla possibilità di ottenere cibo con un minore sforzo energetico, di alcuni esemplari che si avvicinavano e seguivano le imbarcazioni da pesca (Papale et al. 2012, Buscaino pers. comm)

*Alterazione del comportamento acustico (effetto Lombard)*

Viene definito “effetto Lombard” la variazione nelle caratteristiche spettrali delle vocalizzazioni (cioè, in frequenza e in livello) e nei tassi delle vocalizzazioni, al fine di compensare il mascheramento dei segnali causato dal rumore (Lombard, 1911). Durante i passaggi delle navi, sono state registrate alterazioni del comportamento acustico nei capodogli (*Physeter macrocephalus*), con una riduzione dell’emissione di click (Azzara et al., 2013). D’altro canto, André et al. (2017) non ha evidenziato reazioni significative nel comportamento acustico di capodoglio in presenza di rumore delle navi. Invece, è stato riscontrato un aumento dell’emissione acustica nei capodogli in prossimità di pescherecci con palangari e in presenza di rumore di cavitazione dell’elica (Thode et al. 2007). L’esistenza di studi che evidenziano risposte molto differenti nella stessa specie (riduzione, nessuna risposta e incremento dell’attività acustica) sottolineano l'importanza del contesto ecologico e comportamentale nella valutazione degli effetti del rumore sottomarino.

Le balenottere comuni hanno mostrato di diminuire la larghezza di banda, la frequenza di picco e la frequenza centrale delle loro vocalizzazioni se sottoposte ad aumentati livelli di rumore di fondo da grandi navi (Castellote et al. 2012). Per le orche è stata rilevata una modifica nel loro comportamento acustico in presenza di navi, con un aumento della potenza e della durata delle vocalizzazioni (Foote et al. 2004, Holt et al. 2009, 2011). I tursiopi alterano le caratteristiche acustiche dei fischi in presenza di rumore da navi/imbarcazioni (Guerra et al. 2014, May-Collado e Quinones- Lebron 2014). Anche altri delfinidi come il delfino comune e la stenella aumentano la frequenza dei fischi in risposta ad un aumento del rumore antropico (Ansmann et al. 2007, Papale et al. 2015).

Le variazioni nel comportamento acustico possono avere conseguenze anche sul bilancio energetico. È stato dimostrato che i tassi metabolici dei delfini aumentano durante la produzione di suoni, con un fabbisogno energetico che varia a seconda del tipo di suono prodotto (Noren et al. 2013, Holt et al. 2015, 2016). Ciò, combinato con un maggiore dispendio energetico dovuto ad un aumento del tempo speso a viaggiare, muoversi a velocità maggiori, evitare le navi o allontanarsi da aree rumorose, si traduce in un impatto potenzialmente negativo sul benessere di questi animali.

### *Masking*

Il mascheramento acustico si verifica quando il rumore interferisce con il rilevamento di segnali acustici importanti per gli animali. Questo può accadere anche a lunghe distanze, come quando il richiamo di un conspecifico è mascherato da un rumore prodotto dall'uomo, anche se debole a livello di intensità. Per la *Balaenoptera physalus* e la *Balaenoptera acutorostrata* è stata dimostrata una diminuzione del raggio utile per la comunicazione in conseguenza all'aumento dei livelli di rumore causato da navi (Clark et al. 2009, Cholewiak et al. 2018).

### *Stress fisiologico*

Lo stress è una risposta fisiologica e può verificarsi come risultato diretto o indiretto all'esposizione a suoni prodotti dall'uomo. Lo stress diretto può essere causato dall'esposizione a suoni di origine sconosciuta per gli animali o dal fatto che tali suoni assomiglino a suoni di predatori, mentre lo stress indiretto può essere causato dall'impatto negativo che possono avere le lesioni a tessuti o il mascheramento di segnali acustici di vitale importanza (Wright et al. 2007). In tursiopi in cattività, è stato dimostrato che una esposizione a rumore a bassa frequenza produce un'alterazione dei profili di trascrizione genica immunologica, indicando una condizione di stress rispetto ai controlli (Chen et al. 2018). A causa delle difficoltà logistiche, esistono pochissimi studi sperimentali che valutano l'effetto del rumore sulla fisiologia e su parametri biochimici indicatori di stress nei Cetacei. Comunque, è verosimile pensare che studi effettuati su mammiferi terrestri possano essere considerati da modello per ipotizzare risposte simili nei Cetacei esposti al rumore antropico in mare (Wright et al. 2007). Secondo Wright et al. (2007), dato che i mammiferi marini probabilmente rispondono in modo simile ad altre specie terrestri studiate, esposizioni ripetute e prolungate a fattori di stress (incluso o indotti dal rumore) avrebbero un impatto negativo sui mammiferi marini di tutte le età. Tra gli impatti si possono prevedere una riduzione della capacità di riprodursi, una maggiore facilità ad ammalarsi e l'invecchiamento precoce. Inoltre, un'esposizione prolungata al rumore potrebbe ridurre le reazioni comportamentali (conseguente all'acclimatazione) e quindi rendere meno efficaci gli studi basati sull'osservazione del comportamento.

### *Gap conoscitivi*

Nella figura 3.10 sono riportati gli effetti dell'esposizione al rumore in relazione alla distanza dalla sorgente. La maggior parte degli studi di impatti sonori sui mammiferi marini è correlata a risposte individuali a breve termine e a breve distanza dalla sorgente e non tiene conto di tutta una serie di fattori che invece dovrebbero essere inclusi per avere una reale conoscenza delle conseguenze del rumore.

Una lacuna significativa nelle conoscenze scientifiche è la mancanza di comprensione dei potenziali impatti a lungo termine, a livello di popolazione e del corrispondente significato biologico (Kunc et al. 2016). La sfida è capire come le risposte temporanee si accumulano nello spazio, nel tempo e negli individui per portare infine a effetti a livello di popolazione. Gli effetti comportamentali potrebbero accumularsi nel corso di molti anni prima che tali impatti siano quantificabili.

Ciò sottolinea la necessità di studi a lungo termine e su larga scala, mirati a una vasta gamma di tipi di risposta per esaminarne le conseguenze a livello individuale e di popolazione. Ad esempio, i cambiamenti comportamentali, inclusi quelli nelle vocalizzazioni, incidono sui costi energetici di un individuo (Noren et al. 2013, Holt et al. 2015, 2016, Williams et al. 2017), ma la comprensione di come questi costi influenzino altre funzioni biologicamente importanti (per es. crescita e riproduzione) è attualmente scarsa. Anche se le conseguenze sulle popolazioni sono prevedibili, manca la conoscenza di come queste conseguenze influenzino la struttura, la funzione e la stabilità dell'ecosistema di cui la popolazione fa parte (Wong e Candolin, 2015).

Altro gap conoscitivo riguarda le conseguenze di impatti cumulati di differente natura (es. rumore, overfishing, inquinamento da metalli pesanti, distruzione dell'habitat) (Harwood et al. 2016, Pirota et al. 2018, Booth et al. 2020).

### **3.3 Studi degli effetti del traffico marittimo sulle specie di Cetacei presenti nella macroarea di studio**

Nella tabella 3.1 vengono riportati gli studi scientifici disponibili riguardanti l'impatto del traffico marittimo su alcune delle specie di Cetacei presenti nella macroarea di studio (modificata da Erbe et al. 2019). La tabella con le informazioni complete viene fornita su un file Excel a parte (Allegato 1).

Tabella 3.1 Studi scientifici disponibili riguardanti l’impatto del traffico marittimo su alcune delle specie di Cetacei presenti nella macroarea di studio (modificata da Erbe et al. 2019).

Riferimenti bibliografici	Tipo di sorgente sonora	Nome latino della specie	Area di Studio (site, State, Country) or captivity	Tipi di risposta osservati/modellati/stimati
Anderseni et al., 2013	construction vessels; utility vessels; RIBs; motor boats; commercial fishing boats	<i>Balaenoptera aculeorobata</i>	Broadhaven Bay, Ireland	Change in presence/absence of animals
Cholewicki et al., 2018	ships; commercial ships; fishing; whale-watching vessel		Stelwagen Bank National Marine Sanctuary, MA, USA	Communication range was decreased by 20% due to commercial, 27% due to fishing, and 15% due to whale-watching vessels for pulse trains.
Paika and Hammond, 2001	stunnet vessel		North Sea, Northern Europe	Avoidance within critical distance
Paika and Hammond, 2001	stunnet vessel		Large area NE Atlantic Oze., Greenland Sea, Barents Sea, Norwegian Sea)	Avoidance within critical distance
Paika and Hammond, 2001	ship		North Atlantic	Altered swim direction away from the vessel
Stule et al., 2015	stunnet vessel	Arctic / Atlantic Ocean	Brief change in dive profile.	
Caselle et al., 2012	background noise combining ships	<i>Balaenoptera physalus</i>	Alboran Basin, Mediterranean Sea, Spain	Decrease in bandwidth, peak freq, and centre freq under increased background noise.
Caselle et al., 2012	background noise combining ships		Aeolian Archipelago	Decrease in bandwidth, peak freq, and centre freq under increased background noise.
Caselle et al., 2012	background noise combining ships		Baleares Basin, Mediterranean Sea, Spain	Decrease in bandwidth, peak freq, and centre freq under increased background noise.
Caselle et al., 2012	background noise combining ships		Provencal Basin, Mediterranean Sea, France	Decrease in bandwidth, peak freq, and centre freq under increased background noise.
Caselle et al., 2012	background noise combining ships		Strait of Gibraltar	Decrease in bandwidth, peak freq, and centre freq under increased background noise.
Cholewicki et al., 2018	ships; commercial ships and fishing		Stelwagen Bank National Marine Sanctuary, MA, USA	Communication range was decreased by 80% due to commercial and 0.1% due to fishing vessels for song.
Clark et al., 2009	commercial ship		Massachusetts Bay, MA, USA	No significant changes at far range but at close range the communication space decreased to 56% for a single individual, 72% for a group of uniformly distributed animals. On average, during a 12h vessel pass, communication space of a single individual decreased to 80% for a single ship, for multiple individuals this was 81%. Multiple uniformly distributed animals in the presence of two vessels encountered a decreased communication space of 67% the original state.
Croft et al., 2001	low-frequency sound		Southern California Bight, CA, USA	No effect on foraging behaviour as foraging seemed more dependent on prey availability. There were differences in vocal activity but these were not consistent and did not appear to depend on low-frequency sound transmissions.
Jahoda et al., 2003	small 4.5 m inflatable boat		West Ligurian Sea, Mediterranean, Italy	Analysis of movement patterns identified two behaviours during the pre-approach phase: resumed foraging and travelling. Foraging whales converted to travelling with increase in body and tail up, but increased surface time, percentage of surfacing, blow rate, and no. of blows per surfacing. Whales already travelling increased their velocity and decreased percentage surfacing. When vessel left, whales did not return to pre-approach conditions. Only surface time, blow rate, and number of blows returned to normal.
Redfern et al., 2017	ships in four classes: 18-120, 121-200, 201-320, >320 m boats		Santa Maria to Los Angeles, California, USA	95% of whale habitat experiences pre-incident sound levels at 50 Hz. No in-whale habitat overlapped with pre-incident and low volume ship traffic areas. In fact, 50% overlapped with areas of heavy and extreme volumes of ship traffic.
Artemann et al., 2007	boats	Celtic Sea and English Channel, UK	Frequency shift of whistles	
Outok et al., 2016	ships; unspecified boats; natural and anthropogenic combined	<i>Delphinus delphis</i>	Broadhaven Bay, Ireland	An increase in the number of vessels led to a decrease in the likelihood of sightings.
Papale et al., 2015	tourism vessel		Canary Islands, Spain	Frequency shift of whistles
Stodkin et al., 2008	naval ship		Hauaki Gulf, New Zealand	Altered behavioural states
Miller et al., 2012	naval ship		northern Norway	Minor change in locomotion, direction, and speed. Minor avoidance. Brief increase in group spacing.
André et al., 2017	ships of various types		Ligurian Sea, off Toulon, France	No effect of ship noise on sperm whale acoustic detections. Whenever sperm whales were detected, there was also ship noise. Sperm whales were detected year-round and during all hours.
Azzare et al., 2013	ships; unspecified types		Gulf of Mexico, USA	Reduced clicking during ship passes; 32% reduction from 35 to 17 min before CPA. 23% reduction 35 min after then before. Discuss reasons: sperm whales stopped clicking, changed orientation, moved to surface, left area; argue the latter unlikely ship noise masked clicks and detection failed to detect clicks because detector worked fine in similar ambient noise levels without ships
Goodin et al., 1992	whale-watching vessels		Halkoua, New Zealand	Reduced surface time, shorter orientation time, fewer vocalizations
Isotunno et al., 2016; Miller et al., 2012	naval ship		northern Norway	Brief orientational response when animal turned towards ship; otherwise no responses observed.
Thode et al., 2007	longline fishing vessels		off Sitka, AK, USA	Changes in whale acoustic behaviour (clicking), dive behaviour, and proximity to the vessel (whales approached longlines)
Au and Perryman, 1992	ship		Clipperton Island, East Pacific	Altered movement speed and direction
Papale et al., 2015	boats; natural and anthropogenic combined	<i>Stenella coeruleoalba</i>	Canary Islands, Spain	Frequency shift of whistles
Anderseni et al., 2013	construction vessels; utility vessels; RIBs; motor boats; commercial fishing boats		Broadhaven Bay, Ireland	Change in presence/absence of animals
Arcega and Crosti, 2009	tourism vessel		Bunbury, WA, Australia	Altered behavioural states
Buckstaff, 2004	boat		Sarasota, FL, USA	Increased call rate
Chivers and Corkeron, 2001	fishing vessel		Morton Bay, QLD, Australia	Altered social structure
Christiansen et al., 2010	tourism vessel		Bay of Islands, New Zealand	Altered behavioural states
Dauvin, 2012	small 5.4 m inflatable boat		Cook Inlet, LA, USA	TTS induces a shorter 1h exposure at 1.3m and a longer 2h exposure at 2.3m. Distances increased with additional additional noise. PTS unlikely.
Fardale et al., 2015	waterusers		Santa Monica Bay, CA, USA	Altered behavioural states
Fouta et al., 2018	ship		Mayland, USA	Altered whistle characteristics: increased length, bandwidth, number of blows, start frequency, minimum frequency, decreased interblows, saddle point
Quarme et al., 2014	tourism vessel		Doubtful Sound, New Zealand	Altered group structure and whistle characteristics
Wastle et al., 2003	boat	Moray Firth, Scotland	Synchronous breathing	
Heiler et al., 2016	boat	Islas Bay, Namibia	Altered whistle characteristics: increased start frequency, end frequency, minimum frequency, maximum frequency	
Janik and Thompson, 1996	boat	Moray Firth, Scotland	Decrease in surfacings	
La Manna et al., 2013	boat	Lampedusa Island, Italy	Frequency shift of whistles, avoidance	
La Manna et al., 2014	all boat types	Pelagie Archipelago, Italy	Dolphin detections increased during the night when vessel noise was lowest.	
Le Monne et al., 2006	boat	Jervis Bay, NSW, Australia	Altered behavioural states	
Lutz et al., 2014	boat	Saõ Joazery, Portugal	Altered call rates, echolocation rate, whistle characteristics (min freq, max freq, start freq)	
Lusseau, 2003a	tourism vessel	Doubtful Sound, New Zealand	Vertical avoidance, males reacting earlier than females.	
Lusseau, 2003b	tourism vessel	Doubtful Sound, New Zealand	Altered behavioural states	
Lusseau, 2005	boat	Mitoko Sound, New Zealand	Altered readiness	
Lusseau, 2006	boat	Doubtful Sound, New Zealand	Altered behavioural states	
Mallison et al., 2005	boat	Hilton Head Island, SC, USA	Altered behavioural states	
May-Collado and Quiñones-Lebron, 2014	boat	Bocas del Toro, Panama	Frequency shift of whistles; increase call duration	
May-Collado and Wartzok, 2008	all boat types	Gardacóllanzenillo, Costa Rica	Altered whistle characteristics with increasing noise levels and number of vessels	
Kowalik et al., 2001	boat	Sarasota, FL, USA	Altered inter-animal distance and heading	
Pine et al., 2016	commercial ship; small (<85 m) and large (>200 m)	<i>Tursiops truncatus</i>	Hauaki Gulf, New Zealand	Ship noise greatly exceeded dolphin auditory sensitivity.
Pirotta et al., 2013	boat		Aberdeen, Scotland	Altered occurrence
Pirotta et al., 2015	boat		Aberdeen, Scotland	Altered foraging activity
Pirotta et al., 2016	boat		Moray Firth, Scotland	Reduction in foraging activity with vessel-noise level
Rako et al., 2013	leisure boat		Cres-Lošinj Archipelago, Croatia	Displacement of dolphins from noisy areas
Rako Gospić and Piccolini, 2016	boat		Adriatic Sea, Croatia	Frequency shift of whistles
Scamporrè et al., 2000	tourism vessel		Port Phillip Bay, VIC, Australia	Altered whistle production
Stewart et al., 2011	small boat		Gulf of Mexico, USA	Low-frequency dolphin sounds overlap with the high-amplitude boat noise and are likely masked.
van Ginkel et al., 2017	boat		Tampa Bay, FL, USA	Frequency shift of whistles
Aguiar-Soto et al., 2005	ship; undetermined type		Ligurian Sea, Italy	Fewer prey-capture buzzes during due to high RL of ship noise; foraging efficiency reduced by ~50%

### **3.4 Criteri per valutare l'impatto**

In questo paragrafo vengono riassunti i criteri proposti da Southall et al. (2007 e 2019) per valutare l'impatto del rumore su mammiferi marini con particolare riferimento alle specie presenti nell'area di studio oggetto della presente relazione. Gli studi di Southall et al. (2007, 2019) hanno vagliato tutte le informazioni esistenti per sviluppare un metodo che valutasse e quantificasse i livelli di esposizione a sorgenti di rumore antropico in grado di causare: 1) una risposta comportamentale decodificata secondo dei livelli (qui non discussa), e 2) una riduzione della sensibilità uditiva, permanente (PTS) o temporanea (TTS). I criteri proposti da Southall et al. (2007, 2019) sono basati spesso su estrapolazioni e quindi hanno dei limiti che gli stessi autori ammettono. D'altro canto, le scarse conoscenze sulle sensibilità uditive della maggior parte delle specie di mammiferi marini (ad es. per molti mysticeti non esistono audiogrammi sperimentali; si calcola che soltanto per il 15% delle specie si abbiano misure dirette della sensibilità uditiva) costringono a fare queste valutazioni attraverso l'uso di estrapolazioni (per es. se una specie impiega click di ecolocalizzazione ad una determinata banda/picco di frequenza, se ne deduce che l'apparato uditivo della specie stessa sia sensibile a quella banda/picco di frequenza) e modelli basati su dati disponibili (ad es. l'anatomia dell'orecchio) e/o derivati da altre specie di mammiferi marini o terrestri. Southall et al. (2007) propone una metodologia che prevede la categorizzazione dei mammiferi marini in gruppi sulla base delle attuali conoscenze sul loro sistema uditivo, e distinguendo i tipi di rumore in base al loro potenziale di danneggiare/impattare sull'udito dei mammiferi marini e quindi in base a specifiche caratteristiche acustiche. Esistono quindi 5 gruppi di mammiferi marini e cioè i Cetacei sensibili alle basse, medie, e alte frequenze, più i pinnipedi sensibili ai rumori in acqua o in aria, e i sirenidi (vedi Tabella 3.2, Southall et al. 2019). Nella Tabella 3.3 vengono riportate per ogni gruppo di mammiferi marini le capacità uditive in termini di banda di frequenza.

Tabella 3.2. Gruppi di mammiferi marini suddivisi in base alle capacità uditive (estratta da Southall et al. 2019).

Marine mammal hearing group	Auditory weighting function	Genera (or species) included	Group-specific appendix
Low-frequency cetaceans	LF	Balaenidae ( <i>Balaena</i> , Eubalaenidae spp.); Balaenopteridae ( <i>Balaenoptera physalus</i> , <i>B. musculus</i> )	1
		Balaenopteridae ( <i>Balaenoptera acutorostrata</i> , <i>B. bonaerensis</i> , <i>B. borealis</i> , <i>B. edeni</i> , <i>B. omurai</i> , <i>Megaptera novaeangliae</i> ); Neobalenidae ( <i>Caperea</i> ); Eschrichtiidae ( <i>Eschrichtius</i> )	
High-frequency cetaceans	HF	Physeteridae ( <i>Physeter</i> ); Ziphiidae ( <i>Berardius</i> spp., <i>Hyperoodon</i> spp., <i>Indopacetus</i> , <i>Mesoplodon</i> spp., <i>Tasmacetus</i> , <i>Ziphius</i> ); Delphinidae ( <i>Orcinus</i> )	2
		Delphinidae ( <i>Delphinus</i> , <i>Feresa</i> , <i>Globicephala</i> spp., <i>Grampus</i> , <i>Lagenodelphis</i> , <i>Lagenorhynchus acutus</i> , <i>L. albirostris</i> , <i>L. obliquidens</i> , <i>L. obscurus</i> , <i>Lissodelphis</i> spp., <i>Orcaella</i> spp., <i>Peponocephala</i> , <i>Pseudorca</i> , <i>Sotalia</i> spp., <i>Sousa</i> spp., <i>Stenella</i> spp., <i>Steno</i> , <i>Tursiops</i> spp.); Montodontidae ( <i>Delphinapterus</i> , <i>Monodon</i> ); Plantanistidae ( <i>Plantanista</i> )	
Very high-frequency cetaceans	VHF	Delphinidae ( <i>Cephalorhynchus</i> spp.; <i>Lagenorhynchus cruciger</i> , <i>L. australis</i> ); Phocoenidae ( <i>Neophocaena</i> spp., <i>Phocoena</i> spp., <i>Phocoenoides</i> ); Iniidae ( <i>Inia</i> ); Kogiidae ( <i>Kogia</i> ); Lipotidae ( <i>Lipotes</i> ); Pontoporiidae ( <i>Pontoporia</i> )	3
Sirenians	SI	Trichechidae ( <i>Trichechus</i> spp.); Dugongidae ( <i>Dugong</i> )	4
Phocid carnivores in water	PCW	Phocidae ( <i>Cystophora</i> , <i>Erignathus</i> , <i>Halichoerus</i> , <i>Histiophoca</i> , <i>Hydrurga</i> , <i>Leptonychotes</i> , <i>Lobodon</i> , <i>Mirounga</i> spp., <i>Monachus</i> , <i>Neomonachus</i> ,	5
Phocid carnivores in air	PCA	<i>Ommatophoca</i> , <i>Pagophilus</i> , <i>Phoca</i> spp., <i>Pusa</i> spp.)	

Tabella 3.3. Frequenze di sensibilità uditive minime e massime dei differenti Gruppi di mammiferi marini (modificata da Southall et al., 2019).

Functional hearing group	Estimated auditory bandwidth	Genera represented (Number species/subspecies)
Low-frequency cetaceans	7 Hz to 22 kHz	<i>Balaena, Caperea, Eschrichtius, Megaptera, Balaenoptera</i> (13 species/subspecies)
Mid-frequency cetaceans	150 Hz to 160 kHz	<i>Steno, Sousa, Sotalia, Tursiops, Stenella, Delphinus, Lagenodelphis, Lagenorhynchus, Lissodelphis, Grampus, Peponocephala, Feresa, Pseudorca, Orcinus, Globicephala, Orcaella, Physeter, Delphinapterus, Monodon, Ziphius, Berardius, Tasmacetus, Hyperoodon, Mesoplodon</i> (57 species/subspecies)
High-frequency cetaceans	200 Hz to 180 kHz	<i>Phocoena, Neophocaena, Phocoenoides, Platanista, Inia, Kogia, Lipotes, Pontoporia, Cephalorhynchus</i> (20 species/subspecies)
Pinnipeds in water	75 Hz to 75 kHz	<i>Arctocephalus, Callorhinus, Zalophus, Eumetopias, Neophoca, Phocarcos, Otaria, Erignathus, Phoca, Pusa, Halichoerus, Histriophoca, Pagophilus, Cystophora, Monachus, Mirounga, Leptonychotes, Ommatophoca, Lobodon, Hydnurga, and Odobenus</i> (41 species/subspecies)
Pinnipeds in air	75 Hz to 30 kHz	Same species as pinnipeds in water (41 species/subspecies)

Una sorgente di rumore antropico viene schematicamente identificata come impulsiva o non impulsiva. Sorgenti impulsive antropiche sono i sonar e gli airgun, invece sorgenti non impulsive sono ad esempio le navi in navigazione. Per caratterizzare una sorgente, ai fini della valutazione dell'impatto, si considerano due misurazioni: il SEL (Sound Exposure Level) e l'SPL (Sound Pressure Level, Peak).

Il SEL è proporzionale all'energia acustica contenuta in un suono o più suoni ripetuti e si ottiene integrando nel tempo il quadrato della pressione:

$$SEL = 10 \log_{10} \int_0^T P(t)^2 dt \quad \text{dB re } 1\mu\text{Pa}$$

L'SPL<sub>PK</sub> è il livello di pressione massimo definito come

$$SPL_{PK} = 20 \log_{10}(\max(|P(t)|)) \quad \text{dB re } 1\mu\text{Pa}$$

Il SEL viene utilizzato per caratterizzare una sorgente non impulsiva, laddove la sorgente impulsiva viene caratterizzata con l'SPL<sub>PK</sub> e il SEL (24 h).

Un rumore per avere un effetto negativo su un animale deve essere udibile dallo stesso. Basandosi su studi effettuati sull'uomo e su altri mammiferi terrestri, si applica un metodo che tiene in considerazione la sensibilità uditiva e il rumore a differenti frequenze, e ricavando le funzioni di ponderazione. Le funzioni di ponderazione forniscono un metodo per calcolare come una specifica esposizione al rumore potrebbe influire sull'udito di un animale. Per le esposizioni al rumore che si verificano a frequenze in cui gli animali sono meno sensibili, l'esposizione effettiva viene ridotta in base alla funzione di ponderazione (vedere la figura 3.11). Gli effetti del rumore su un animale vengono determinati ponderando prima l'esposizione al rumore (filtrando il rumore utilizzando la funzione di ponderazione). Questa procedura è analoga ad aggiungere matematicamente l'ampiezza della funzione di ponderazione (in dB) all'ampiezza spettrale del rumore (in dB) a ciascuna frequenza, quindi si procede integrando gli spettri di rumore ponderati in ogni banda di frequenza per ottenere il livello di esposizione al rumore ponderato. Quest'ultimo descrive quindi l'esposizione per l'intera gamma di frequenze con una singola metrica (figura 3.11).

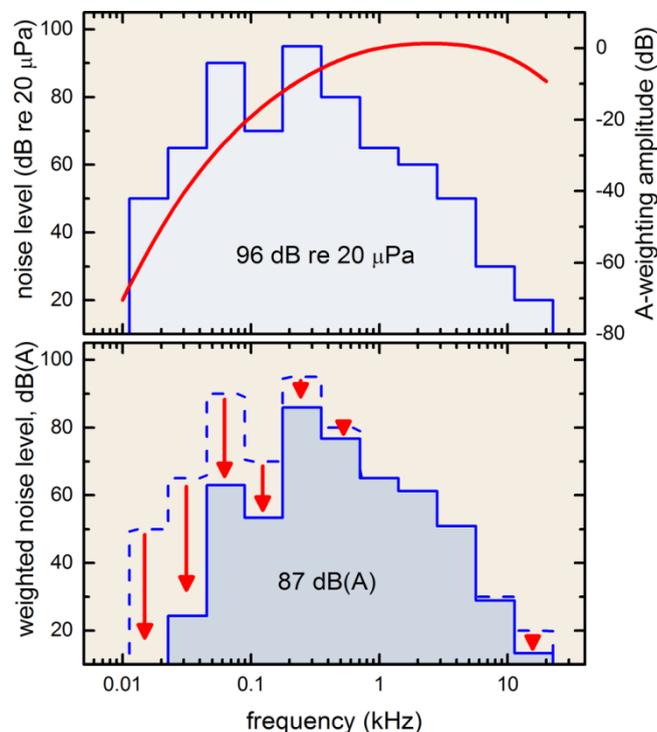


Figura 3.11. (In alto) La linea blu mostra un ipotetico spettro di pressione sonora in banda d'ottava di un rumore, con un livello di pressione sonora totale (integrato su tutte le bande d'ottava) pari a 96

dB re 20  $\mu$ Pa (ci si riferisce ad un rumore in aria). La linea rossa mostra la funzione di ponderazione umana di tipo A (usata inizialmente per suoni a bassa intensità). (In basso) Per determinare il livello di esposizione ponderato, l'ampiezza della curva A viene sommata matematicamente in ciascuna frequenza al livello di pressione sonora (freccette rosse). Lo spettro ponderato ha un'ampiezza inferiore alle frequenze in cui i valori della funzione di ponderazione A sono negativi. Per frequenza basse (fino a circa 300 Hz, corrispondente ad una minore sensibilità uditiva) la curva A assume valori negativi e quindi il livello di esposizione ponderato per queste frequenze assume valori inferiori rispetto ai livelli di pressione. Contrariamente, i valori da 1 a 4 kHz (corrispondenti alla massima sensibilità uditiva) non cambiano in modo significativo poiché la funzione di ponderazione è piatta (cioè, i pesi sono vicini allo zero). L'SPL pesato viene calcolato integrando lo spettro pesato su tutte le bande d'ottava; il risultato è pari a 87 dBA, ovvero un livello di pressione sonora di 87 dB re 20  $\mu$ Pa, ottenuto dopo aver applicato la funzione di ponderazione A umana (estratto da Houser et al. 2017).

Il livello di esposizione ponderato viene confrontato con la soglia ponderata per una TTS o PTS. La soglia ponderata rappresenta il livello minimo di esposizione per avere una TTS / PTS a frequenze in cui la funzione di ponderazione ha un'ampiezza di 0 dB (il picco della funzione di ponderazione). Se il livello di esposizione ponderato è maggiore o uguale alla soglia ponderata, si presume che si verifichi una TTS o una PTS. La previsione degli effetti di un'esposizione al rumore, quindi, richiede sia la funzione di ponderazione che le soglie ponderate per TTS / PTS.

Nelle tabelle 3.4 e 3.5 vengono riportati i valori di esposizione minima di SEL (ponderato) e di SPL (ponderato e non ponderato) per avere una diminuzione temporanea (TTS) o permanente (PTS) della sensibilità uditiva in differenti gruppi di mammiferi marini. La maggiore parte dei mammiferi marini presenti nell'area di studio appartengono al gruppo funzionale HF (delfinidi), segue quindi il gruppo dei LF (misticeti).

Tabella 3.4. Valori soglia di esposizione per ottenere una TTS e una PTS nell'udito di differenti gruppi funzionali di mammiferi marini esposti a **rumore non impulsivo**. Valori soglia di SEL in dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  in acqua e dB re 20  $\mu\text{Pa}^2$  in aria (per i soli gruppi PCA e OCA). Sono evidenziati in rosa i gruppi funzionali di mammiferi marini presenti nel Canale di Sicilia (Modificata da Southall et al. 2019).

Marine mammal hearing group	TTS onset: SEL (weighted)	PTS onset: SEL (weighted)
LF	179	199
HF	178	198
VHF	153	173
SI	186	206
PCW	181	201
OCW	199	219
PCA	134	154
OCA	157	177

Tabella 3.5. Valori soglia di esposizione per ottenere una TTS e una PTS nell'udito di differenti gruppi funzionali di mammiferi marini esposti a **rumore impulsivo**. Valori soglia di SEL in dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  in acqua e dB re 20  $\mu\text{Pa}^2$  in aria (per i soli gruppi PCA e OCA). Sono evidenziati in rosa i gruppi funzionali di mammiferi marini presenti nel Canale di Sicilia (Modificata da Southall et al. 2019).

Marine mammal hearing group	TTS onset: SEL (weighted)	TTS onset: Peak SPL (unweighted)	PTS onset: SEL (weighted)	PTS onset: Peak SPL (unweighted)
LF	168	213	183	219
HF	170	224	185	230
VHF	140	196	155	202
SI	175	220	190	226
PCW	170	212	185	218
OCW	188	226	203	232
PCA	123	138	138	144
OCA	146	161	161	167

In estrema sintesi, per le specie di mysticeti (LF) presenti nel Canale di Sicilia, i valori soglia da non superare per non incorrere in una diminuzione temporanea di sensibilità uditiva (TTS) sono per i rumori impulsivi **213 SPL** dB re 1  $\mu$ Pa e **219 SEL** dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s, per i rumori non impulsivi è **179 SEL (ponderato)** dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s.

Per quanto riguarda le specie di delfinidi (HF) presenti nel Canale di Sicilia, i valori soglia per non incorrere in una diminuzione temporanea di sensibilità uditiva (TTS) sono per i rumori impulsivi **224 SPL** dB re 1  $\mu$ Pa e **230 SEL** dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s, per i rumori non impulsivi il valore soglia è pari a **178 SEL (ponderato)** dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>s.

### **3.5 Effetti dell'elettromagnetismo sui Cetacei**

I campi elettromagnetici pervadono l'intero ambiente terrestre e sono stati presenti durante tutta l'evoluzione della vita sulla terra. I campi elettromagnetici naturali dominanti nell'ambiente marino sono il campo geomagnetico terrestre (25-65  $\mu$ T) e i campi elettrici risultanti dalla conduttività dell'acqua di mare che si muove attraverso il campo geomagnetico (Gill et al. 2014). Anche gli organismi emettono campi elettrici (bioelettricità) derivanti da processi cellulari e movimenti muscolari (Bedore et al. 2013).

La capacità di percepire i campi elettromagnetici negli animali marini si è evoluta in molti taxa con una varietà di organi e tessuti sensoriali come le linee laterali e le ampolle del Lorenzini. Gli animali magneto-sensibili rispondono a piccoli cambiamenti di inclinazione, intensità e/o direzione di un campo magnetico (Baker et al. 2013). Impiegano una bussola magnetica e/o una mappa magnetica che consente l'homing e/o la migrazione su brevi e lunghe distanze (Nordmann et al. 2017). Le specie elettrosensibili sono in grado di rilevare campi elettrici e utilizzarli per rilevare prede e predatori, per comunicare, trovare conspecifici ed orientarsi spazialmente.

I cetacei sembrano utilizzare la densità di flusso del campo magnetico terrestre (campo totale) per la navigazione. Kremers e colleghi (2014) hanno testato la risposta motoria di sei tursiopi in cattività alla presenza di due dispositivi in condizione di magnetizzazione e smagnetizzazione. I delfini si sono avvicinati al dispositivo con una latenza più breve quando conteneva un blocco di neodimio fortemente magnetizzato (un blocco al neodimio (10×10×1.5 cm) con un'intensità di campo magnetico di 1.2 T) rispetto a un blocco smagnetizzato di controllo identico per forma e densità e quindi indistinguibile con l'ecolocalizzazione. Gli autori concludono che i delfini sono in grado di

discriminare i due stimoli sulla base delle loro proprietà magnetiche, un prerequisito per la navigazione basata sulla magnetoccezione.

L'effetto dell'elettromagnetismo sui cetacei è ad oggi poco studiato e quindi non è possibile escludere l'esistenza di effetti negativi causati da sorgenti di origine umana.

### **3.6 Bibliografia**

- André M., Caballe A., Van derSchaar M., Solsona A., Houegnigan L., Zaugg S., et al. 2017 Sperm whale long-range echolocation sounds revealed by ANTARES, a deep-sea neutrino telescope. *Sci Rep* 7:45517. doi: 10.1038/srep45517
- Ansmann I.C., Goold J.C., Evans P.G.H., Simmonds M., Keith S.G. 2007 Variation in the whistle characteristics of short-beaked common dolphins, *Delphinus delphis*, at two locations around the British Isles. *J Mar Biol Assoc UK* 87:19–26.
- Arcangeli A., Crosti R. 2009 The short-term impact of dolphin-watching on the behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Western Australia. *J Mar Anim Ecol* 2:3–9.
- Baker C.V.H., Modrell M.S., Gillis J.A. 2013 The evolution and development of vertebrate lateral line electroreceptors. *Journal Exper Biol* 216:2515–2522, <https://doi.org/10.1242/jeb.082362>.
- Bedore C.N., Kajiura S.M. 2013 Bioelectric fields of marine organisms: voltage and frequency contributions to detectability by electroreceptive predators. *Physiological and Biochemical Zoology* 86:298–311, <https://doi.org/10.1086/669973>.
- Booth C.G., Sinclair R.R., Harwood J. 2020 Methods for Monitoring for the Population Consequences of Disturbance in Marine Mammals: A Review. *Front Mar Sci* 7:115. doi: 10.3389/fmars.2020.00115
- Castellote M., Clark C., Lammers M. 2012 Acoustic and behavioural changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biol Conserv* 147: 115–122. doi: 10.1016/j.biocon.2011.12.021
- Cholewiak D., Clark C.W., Ponirakis D., Frankel A., Hatch L.T., Risch D., et al. 2018 Communicating amidst the noise: modeling the aggregate influence of ambient and vessel noise on baleen whale communication space in a national marine sanctuary. *Endanger Species Res* 36:59–75. doi: 10.3354/esr00875
- Chen I.H., Chou L.S., Chou S.J., Wang J.H., Stott J., Blanchard M., Jen I.F., Yang W.C. 2018 Sound exposure-induced cytokine gene transcript profile changes in captive bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) blood identified by a probe-based qRT-PCR. *J Vet Med Sci.* 80(4): 601–605.
- Clark C.W., Ellison W.T., Southall B.L., Hatch L., Van Parijs S.M., Frankel A., et al. 2009 Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Mar Ecol Prog Ser* 395: 201–222. doi: 10.3354/Meps 08402
- Cranford T.W., Krysl P. 2015 Fin Whale Sound Reception Mechanisms: Skull Vibration Enables Low-Frequency Hearing. *PLOS ONE*:17.
- Duarte C.M., Chapuis L., Collin S.P., Costa D.P., Devassy R.P., Eguiluz V.M., Erbe C., Gordon T.A.C., Halpern B.S., Harding H.R., Havlik M.N., Meekan M., Merchant N.D., Miksis-Olds

- J.L., Parsons M., Predragovic M., Radford A.N., Radford C.A., Simpson S.D., Slabbekoorn H., Staaterman E., Van Opzeeland I.C., Winderen J., Zhang X., Juanes F. 2021 The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science* 371:eaba4658.
- Erbe C., Marley S.A., Schoeman R.P., Smith J.N., Trigg L.E., Embling C.B. 2019 The Effects of Ship Noise on Marine Mammals—A Review. *Front Mar Sci* 6:606.
- Foote A.D., Osborne R.W., Hoelzel A.R. 2004 Whale-call response to masking boat noise. *Nature* 428:910. doi: 10.1038/428910a
- Gill A.B., Gloyne-Philips I., Kimber J. Sigray P. 2014 Marine renewable energy, electromagnetic (EM) fields and EM-sensitive animals in Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions (eds. Mark A. Shields & Andrew I. L. Payne) 61–79 (Springer Netherlands).
- Guerra M., Dawson S.M., Brough T.E., Rayment W.J. 2014 Effects of boats on the surface and acoustic behaviour of an endangered population of bottlenose dolphins. *Endanger Species Res* 24:221–236. doi: 10.3354/esr00598
- Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J.F., Casey K.S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H.S., Madin E.M.P., Perry M.T., Selig E.R., Spalding M., Steneck R., Watson R. 2008 A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319:948–952.
- Harwood J., Booth C. 2016 The Application of An Interim PCoD (PCoD Lite) Protocol and Its Extension to Other Marine Mammal Populations and Sites. Arlington, VA: US Office of Naval Research. doi: 10.1111/j.1469-7998.1989.tb02569.x
- Hastie G.D., Wilson B., Tufft L.H., Thompson P.M. 2003 Bottlenose dolphins increase breathing synchrony in response to boat traffic. *Mar Mamm Sci* 19:74–84. doi: 10.1111/j.1748-7692.2003.tb01093.x
- Heiler J., Elwen S.H., Kriesell H.J., Gridley T. 2016 Changes in bottlenose dolphin whistle parameters related to vessel presence, surface behaviour and group composition. *Anim. Behav.* 117:167–177. doi: 10.1016/j.anbehav.2016.04.014
- Holt M.M., Noren D.P., Dunkin R.C., Williams T.M. 2015 Vocal performance affects metabolic rate in dolphins: implications for animals communicating in noisy environments. *J Exp Biol* 218:1647–1654. doi: 10.1242/jeb.122424
- Holt M.M., Noren D.P., Dunkin R.C., Williams T.M. 2016 Comparing the metabolic costs of different sound types in bottlenose dolphins. *Proc Meet Acoust* 27:010019. doi: 10.1121/2.0000274
- Holt M., Noren D., Emmons C. 2011 Effects of noise levels and call types on the source levels of killer whale calls. *J Acoust Soc Am* 130: 3100–3106. doi: 10.1121/1.3641446
- Holt M.M., Noren D.P., Veirs V., Emmons C.K., Veirs S. 2009 Speaking up: Killer whales (*Orcinus orca*) increase their call amplitude in response to vessel noise. *J Acoust Soc Am* 125: E127–E132. doi: 10.1121/1.3040028
- Houser D.S., Yost W., Burkard R., Finneran J.J., Reichmuth C., Mulsow J. 2017 A review of the history, development and application of auditory weighting functions in humans and marine mammals. *J Acoust Soc Am* 141:1371–1413.
- Hutchison Z.L., Gill A.B., Sigray P., He H., King J.W. 2020 Anthropogenic electromagnetic fields (EMF) influence the behaviour of bottom-dwelling marine species. *Sci Rep* 10:4219.

- Kremers D., López Marulanda J., Hausberger M., Lemasson A. 2014 Behavioural evidence of magnetoreception in dolphins: detection of experimental magnetic fields. *Naturwissenschaften* 101:907–911.
- Kunc H.P., McLaughlin K.E., Schmidt R. 2016 Aquatic noise pollution: implications for individuals, populations, and ecosystems. *Proc R Soc B* 283: 20160839. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.0839>
- Janik V.M., Thompson P.M. 1996 Changes in surfacing patterns of bottlenose dolphins in response to boat traffic. *Mar Mamm Sci* 12:597–602. doi: 10.1111/j.1748-7692.1996.tb00073.x
- Lemon M., Lynch T.P., Cato D.H., Harcourt R.G. 2006 Response of travelling bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) to experimental approaches by a powerboat in Jervis Bay, New South Wales, Australia. *Biol Conserv* 127: 363–372. doi: 10.1016/j.biocon.2005.08.016
- Lombard É 1911 Le signe de l'élévation de la voix. *Ann. Mal. Oreil. Larynx* 37:101–109.
- Lusseau D. 2003a Effects of tour boats on the behaviour of bottlenose dolphins: using markov chains to model anthropogenic impacts. *Conserv Biol* 17:1785–1793. doi: 10.1111/j.1523-1739.2003.00054.x
- Lusseau D. 2003b Male and female bottlenose dolphins *Tursiops* spp. have different strategies to avoid interactions with tour boats in Doubtful Sound, New Zealand. *Mar Ecol Prog Ser* 257: 267–274. doi: 10.3354/meps257267
- Lusseau D. 2005 Residency pattern of bottlenose dolphins *Tursiops* spp. in Milford Sound, New Zealand, is related to boat traffic. *Mar Ecol Prog Ser* 295: 265–272. doi: 10.3354/meps295265
- Lusseau D. 2006 The short-term behavioural reactions of bottlenose dolphins to interactions with boats in Doubtful Sound, New Zealand. *Mar Mamm Sci* 22:802–818. doi: 10.1111/j.1748-7692.2006.00052.x
- Lusseau D., Bain D., Williams R., Smith J. 2009 Vessel traffic disrupts the foraging behavior of southern resident killer whales *Orcinus orca*. *Endanger Species Res* 6:211–221.
- MacGillivray A.O., Racca R., Li Z. 2014 Marine mammal audibility of selected shallow-water survey sources. *J Acoust Soc Am* 135:EL35–EL40.
- Mann D., Hill-Cook M., Manire C., Greenhow D., Montie E., et al. 2010 Hearing Loss in Stranded Odontocete Dolphins and Whales. *PLOS ONE* 5(11): e13824. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013824>
- Martin K.J., Alessi S.C., Gaspard J.C., Tucker A.D., Bauer G.B., Mann D.A. 2012 Underwater hearing in the loggerhead turtle (*Caretta caretta*): a comparison of behavioral and auditory evoked potential audiograms. *J Exp Biol*:9.
- May-Collado L.J., Quinones-Lebron S.G. 2014 Dolphin changes in whistle structure with watercraft activity depends on their behavioral state. *J Acoust Soc Am* 135:EL193–EL198. doi: 10.1121/1.4869255
- Nordmann G.C., Hochstoeger T., Keays D.A. 2017 Magnetoreception—a sense without a receptor. *PLOS Biology* 15, e2003234, <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2003234>.
- Noren D.P., Holt M.M., Dunkin R.C., Williams T.M. 2013 The metabolic cost of communicative sound production in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *J. Exp. Biol.* 216, 1624–1629. doi: 10.1242/jeb.083212
- Noren D., Johnson A., Rehder D., Larson A. 2009 Close approaches by vessels elicit surface active behaviors by southern resident killer whales. *Endanger Species Res* 8:179–192.

- Nowacek S.M., Wells R.S., Solow A.R. 2001 Short-term effects of boat traffic on bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Mar Mamm Sci* 17:673–688. doi: 10.1111/j.1748-7692.2001.tb01292.x
- Papale E., Azzolin M., Giacoma C. 2012 Vessel traffic affects bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behaviour in waters surrounding Lampedusa Island, south Italy. *JMar BiolAss UK* 92: 1877-1885.
- Papale E., Gamba M., Perez-Gil M., Martin V.M., Giacoma C. 2015 Dolphins Adjust Species-Specific Frequency Parameters to Compensate for Increasing Background Noise. *PLOS ONE* 10:e0121711.
- Pennino M.G., Pérez Roda M.A., Pierce G.J., Rotta A. 2016 Effects of vessel traffic on relative abundance and behaviour of cetaceans: the case of the bottlenose dolphins in the Archipelago de La Maddalena, north-western Mediterranean sea. *Hydrobiologia* 776:237–248.
- Pérez-Jorge S., Gomes I., Hayes K., Corti G., Louzao M., Genovart M., et al. 2016 Effects of nature-based tourism and environmental drivers on the demography of a small dolphin population. *Biol Conserv* 197: 200–208. doi: 10.1016/j.biocon.2016.03.006
- Pirotta E., Merchant N.D., Thompson P.M., Barton T.R., Lusseau D. 2015b Quantifying the effect of boat disturbance on bottlenose dolphin foraging activity. *Biol Conserv* 181:82–89. doi: 10.1016/j.biocon.2014.11.003
- Pirotta E., Booth C.G., Costa D.P., et al. 2018 Understanding the population consequences of disturbance. *Ecol Evol.* 8:9934–9946. <https://doi.org/10.1002/ece3.4458>
- Rako N., Fortuna C.M., Holcer D., Mackelworth P., Nimak-Wood M., Pleslić G., et al. 2013 Leisure boating noise as a trigger for the displacement of the bottlenose dolphins of the Cres–Lošinj archipelago (northern Adriatic Sea, Croatia). *Mar Pollut Bull* 68:77–84. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.12.019
- Richardson W.J., Greene C.R., Koski W.R., Smulter M.A., Cameron G., Holdsworth C., Miller G., Woodley T., B. Würsig. 1991 Acoustic effects of oil production activities on bowhead and white whales visible during spring migration near Pt. Barrow, Alaska—1990 phase. OCS Study MMS 91-0037. Report from LGL Ltd., King City, Ontario, for U.S. Minerals Management Service, NTIS PB92-170430, Herndon, VA.
- Scarpaci C., Bigger S.W., Corkeron P., Nugegoda D. 2000 Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) increase whistling in the presence of 'swim-with-dolphin' tour operations. *J Cetacean Res Manag* 2:183–185.
- Southall B.L., Bowles A.E., Ellison W.T., Finneran J.J., Gentry R.L., Greene C.R. Jr., . . . Tyack P.L. 2007 Marine mammal noise exposure criteria. *Aquatic Mamm* 33 <https://doi.org/10.1578/AM.33.4.2007.411>
- Southall B.L., Finneran J.J., Reichmuth C., Nachtigall P.E., Ketten D.R., Bowles A.E., Ellison W.T., Nowacek D.P., Tyack P.L. 2019 Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquat Mamm* 45:125–232.
- Thode A., Straley J., Tiemann C.O., Folkert K., O'Connell V. 2007 Observations of potential acoustic cues that attract sperm whales to longline fishing in the Gulf of Alaska. *J Acoust Soc Am* 122: 1265–1277. doi: 10.1121/1.2749450
- Williams T.M., Kendall T.L., Richter B.P., Ribeiro-French C.R., John J.S., Odell K.L., et al. 2017 Swimming and diving energetics in dolphins: a stroke- by-stroke analysis for predicting the cost of flight responses in wild odontocetes. *J Exp Biol* 220: 1135–1145. doi: 10.1242/jeb.154245

- Williams R., Erbe C., Ashe E., Beerman A., Smith J. 2014 Severity of killer whale behavioral responses to ship noise: A dose–response study. *Mar Pollut Bull* 79:254–260.
- Wright A.J., Soto N.A., Baldwin A.L., Bateson M., Beale C.M, Clark C., et al. 2007 Do Marine Mammals Experience Stress Related to Anthropogenic Noise? *International Journal of Comparative Psychology*, 20(2). Retrieved from <https://escholarship.org/uc/item/6t16b8gw>
- Wong B.B.M., Candolin U. 2015 Behavioral responses to changing environments. *Behav Ecol* 26, 665–673. doi: 10.1093/beheco/aru183

A cura di

Dr. Giuseppa Buscaino

Dr. Maria Ceraulo

Dr. Elena Papale

*Report Tecnico in merito all'attività di consulenza riguardante:*

- Raccolta di dati di presenza/assenza di specie durante 6 uscite di monitoraggio da piattaforma di opportunità (a cura del committente), con eventuale utilizzo di strumentazione fotografica e di geolocalizzazione, quando possibile
- Elaborazione dei dati ottenuti sulla base dello sforzo di campionamento
- Integrazione/confronto dei dati rilevati nel report tecnico già prodotto

*Report Elaborato da:*

*Elena Papale,  
Giuseppa Buscaino  
Maria Ceraulo*

*Istituto per lo Studio degli Impatti Antropici e Sostenibilità in Ambiente Marino del Consiglio Nazionale delle Ricerche*



## Sommario

Introduzione.....	3
Metodologia.....	4
1.1 Protocollo utilizzato .....	4
1.2 Strumentazione .....	7
1.3 Analisi .....	7
Risultati ottenuti e discussione .....	8
1.1 Risultati generali .....	8
1.2 Encounter e frequency rate .....	9
1.3 <i>Tursiops truncatus</i> .....	10
1.4 <i>Delphinus delphis</i> .....	11
1.5 <i>Caretta caretta</i> .....	12
Criticità affrontate e conclusioni .....	15
Bibliografia .....	18

## Introduzione

Negli ultimi decenni, il consumo di energia a livello mondiale è aumentato in modo significativo, e si stima che tal aumento continuerà in futuro (Kermeli et al., 2014). Nell'Unione Europea, il bisogno di sviluppare sempre nuovi sistemi in grado di soddisfare il bisogno energetico attraverso una produzione quanto più possibile a basso impatto a livello ambientale, sta orientando sempre più le politiche comunitarie a sostegno dell'utilizzo di fonti di energia rinnovabile.

Tra queste, l'energia eolica on-shore (a terra) e off-shore (ad alcune miglia di distanza dalla costa di mare, generalmente all'interno della piattaforma continentale), sfruttando l'energia del vento per la produzione di energia elettrica, risulta essere una fonte stabile a livello annuale.

In Europa la produzione energetica da impianti eolici raggiunge una potenza di più del 60% in Germania, seguita da Spagna con il 26 % e Regno Unito del 24%. In Italia, questa ricopre il 10% (dati relativi al 2020, fonte WindEurope). Ad oggi, per motivi storici e limiti tecnologici, il sistema più diffuso è l'impianto di tipo on-shore; gli impianti off-shore, sebbene, siano più efficienti a livello energetico per via delle condizioni più stabili di vento, hanno un costo di costruzione e mantenimento più elevato, nonostante lo sviluppo di nuove tecnologie stia portando a un aumento di competitività.

Nel quadro Europeo gli unici impianti off-shore ad oggi attivi, sono presenti primariamente nel Regno Unito e in Germania, poi in Belgio, Danimarca e Paesi Bassi.

Visto il numero relativamente ridotto di impianti, gli studi di impatto relativi a tali infrastrutture sono stati ad oggi condotti esclusivamente nelle acque nord-europee. Relativamente alle specie e agli ambienti presenti in Mediterraneo, studi e valutazioni sono stati effettuati solo a livello previsionale (Bray et al. 2019), ma pubblicazioni relative a dati concreti sono ad oggi assenti.

Sulla base di ciò risulta di enorme importanza la realizzazione di campagne di studio e monitoraggio per capire il potenziale impatto sull'ecosistema marino al fine di dare indicazioni che possano portare a mettere in atto azioni di mitigazione.

La campagna di monitoraggio, richiesta dal committente, le cui metodologie e risultati sono riportati in questo documento, ha lo scopo di iniziare a ridurre il gap conoscitivo relativo alla presenza e distribuzione delle specie di mammiferi e tartarughe marine in un'area di estremo interesse per lo sviluppo di impianti eolici off-shore, come quella relativa al Canale di Sicilia.

I dati sulle specie di mammiferi e rettili marine disponibili in quest'area erano, ad oggi, solo relativi a monitoraggi effettuati entro le 12 miglia (Papale et al. 2016) nel primo caso, e assenti nel secondo caso.

Per tale ragione, i risultati qui riportati possono essere considerati come indicatori di quanto sia importante e necessario effettuare monitoraggi su tali gruppi nell'area pre, durante e post le attività di impianti off-shore.

## Metodologia

### **1.1 Protocollo utilizzato**

Il monitoraggio dei mammiferi e rettili marini è stato effettuato all'interno di un'area corrispondente ad una superficie di circa 300 Km<sup>2</sup>. La batimetria dell'area varia da 70 m, fino ad interessare fondali di poco superiori ai 200 m. Complessivamente, circa il 70% dell'area di monitoraggio include batimetrie >100 m. Il piano di monitoraggio è stato attuato da un team di operatori qualificati, che hanno eseguito osservazioni in mare (survey di superficie) utilizzando l'imbarcazione a motore dedicata fornita dal committente al fine di rilevare la presenza di mammiferi e rettili marini durante le ore diurne (approssimativamente dalle 08:30 alle 14:00).

Come da protocolli standard per il monitoraggio visivo di queste specie e per motivi di sicurezza del personale, i survey sono stati effettuati in condizioni meteomarine caratterizzate da mare ≤3 sulla scala Douglas e vento ≤4 sulla scala Beaufort che hanno rappresentato il limite per la durata dei monitoraggi e influenzato l'opportunità di effettuare avvistamenti.

I survey hanno seguito rotte lineari prestabilite nell'intera area come da figura 1. I transetti sono stati completati in circa 4 ore in media ad una velocità di 15knt. Tuttavia, i transetti sono stati interrotti in caso di condizioni meteomarine avverse che hanno potuto determinare una esecuzione parziale delle attività. Nel corso dei survey è stato tenuto un registro dettagliato delle rotte percorse, archiviando le posizioni GPS. Una scheda di monitoraggio è stata compilata per ogni uscita. Ogni 15 minuti sono stati registrati i dati riguardanti:

- le condizioni meteo-marine (vento, mare, copertura nuvolosa ed eventuali precipitazioni)
- numero e tipologia di imbarcazioni presenti (vela, vela con propulsione a motore, motore, pesca, nave, aliscafo e traghetto)
- lo sforzo di monitoraggio (on/off)

I dati visivi sono stati raccolti posizionandosi nel punto di osservazione più elevato disponibile sull'imbarcazione, ovvero a prua, dalla quale gli operatori hanno potuto monitorare 180° di mare, scansionando la superficie a occhio nudo e mediante binocoli.

Come da letteratura relativa ad avvistamenti/spiaggiamenti, le specie di mammiferi e rettili marini potenzialmente avvistabili nell'area di monitoraggio sono:

- *Balaenoptera acutorostrata*
- *Balaenoptera physalus*
- *Delphinus delphis*
- *Globicephala melas*
- *Grampus griseus*
- *Kogia sima*
- *Physeter macrocephalus*
- *Stenella coeruleoalba*
- *Tursiops truncatus*
- *Ziphius cavirostris*
- *Monachus monachus*
- *Caretta caretta*
- *Dermochelys coriacea*

Nell'ambito di una stessa uscita giornaliera, un avvistamento successivo è stato considerato diverso dal precedente (e quindi conteggiato ex novo) quando trascorrevano un lasso di tempo di almeno 20 minuti tra un avvistamento e l'altro. Il tempo totale intercorso tra la prima rilevazione degli esemplari in superficie e l'ultima, ha definito la durata di ogni avvistamento.

Un gruppo è stato definito come uno o più individui osservati in apparente associazione tra loro, spesso coinvolti nella stessa attività comportamentale e entro 100 metri l'uno dall'altro (Shane 1990).

In caso di avvistamento sono state rilevate o stimate le seguenti informazioni relative all'evento:

- Data;
- Ora;
- Coordinate del punto di avvistamento;
- Specie;
- Angolo di avvistamento;
- Distanza dall'imbarcazione;
- Osservatore che ha effettuato l'avvistamento;

Quando possibile sono inoltre state rilevate le seguenti informazioni relative al gruppo avvistato:

- Numero di individui;

- Classe di età / sesso (quando possibile);
- Formazione del gruppo (livello di *gregariousness*);
- Direzione e velocità del movimento del gruppo/individuo;
- Interazione con imbarcazioni (anche quella da ricerca);
- Comportamento di superficie (stati ed eventi, formazione del movimento, interazioni sociali, apnee);
- Note.

Per i cetacei, l'età degli individui presenti è stata stimata secondo le seguenti definizioni (Shane, 1990):

- adulti: esemplari di dimensioni tipiche di ciascuna specie;
- giovani: esemplari di dimensioni pari ai due terzi della lunghezza di un individuo adulto
- piccoli: esemplari di dimensioni di meno di due terzi della lunghezza di un adulto, che nuotano in loro compagnia posizionandosi lateralmente o dietro a volte con pieghe fetali visibili lungo i fianchi

La rilevazione del comportamento è stata effettuata in continuo nel corso dell'avvistamento e.

ed è stato determinato seguendo le definizioni adottate in letteratura:

- *Travelling* (spostamento): gli individui si muovono con una velocità costante in una direzione ben definita;
- *Feeding* (alimentazione): gli individui mostrano cambi direzionali rapidi, spesso accelerano e mettono in atto comportamenti aerei come salti, colpi di coda, e di pinne. E' possibile individuare la presenza di uccelli e di banchi di pesce;
- *Socializing* (socializzazione): gli individui mostrano vari comportamenti di interazione, con contatti fisici tra loro; sono molto probabili salti o altri comportamenti di superficie;
- *Resting* (riposo): gli individui si muovono molto lentamente vicino alla superficie dell'acqua, spesso con movimenti costanti e sincroni;
- *Milling* (vagabondaggio): gli individui mostrano un movimento non direzionale; il gruppo varia nel suo orientamento; spesso all'avvicinarsi dell'imbarcazione gli individui si interagiscono positivamente tramite i comportamenti di *bowriding* (cavalcare l'onda di prua) e *inspecting boat* (osservare l'imbarcazione con un nuoto solitamente laterale a velocità costante).

Se gli esemplari all'interno del gruppo esibivano simultaneamente comportamenti differenti, sono stati riportati tutti i comportamenti rilevati nell'ambito di una categoria definita *mixed behaviour*.

Durante l'avvistamento, gli animali osservati sono stati fotografati ed è stata effettuata la raccolta di dati acustici, quando possibile.

Per quanto riguarda i rettili marini, con particolare riferimento a *Caretta caretta*, è stata registrata la posizione, la dimensione (piccola <35 , media >35 e <70, grande  $\geq$ 70 cm CCLn-t, Bolten 2003) ed eventuale comportamento. Al termine di ogni giornata di survey è stato eseguito un backup di sicurezza dei dati.

### **1.2 Strumentazione**

Per l'intera durata del monitoraggio, i dati sono stati raccolti utilizzando:

- Scheda di monitoraggio, compilata con le condizioni meteo marine ogni 15 minuti
- Binocolo 7x50 Nikon CF WP Global Compass dotato di reticolo e bussola;
- Macchina fotografica reflex Nikon D800, con zoom Nikkor AF-S 70-200mm f/2.8 G II e Gps incorporato;
- Macchina fotografica reflex Nikon D610, con zoom Nikkor AF-S 28-300mm f/3.5-5.6G e Gps incorporato;
- Videocamera GoPro Hero 3.
- Registratore vocale Supereye per la raccolta dei dati comportamentali
- I dati acustici sono stati raccolti utilizzando un idrofono omnidirezionale Soundtrap300 STD (Digital Sound Recorders HF model, OceanInstrument, NZ) con sensibilità  $186 \pm 3$  dB dB re 1  $\mu$ Pa/V tra 20 Hz e 150 kHz, posizionato a 5 m di profondità.

### **1.3 Analisi**

I dati raccolti durante i survey sono stati analizzati utilizzando il software *opensource* QGIS ed Excel al fine di produrre mappe e tabelle relative a:

- sforzo di monitoraggio (definito come miglia nautiche e ore percorse in sforzo di monitoraggio) e di avvistamento complessivo;
- encounter rate (numero di avvistamenti/miglia nautiche monitorate) e frequency rate (numero di avvistamenti/ore di monitoraggio effettivo) delle specie di mammiferi e rettili;
- numero di individui dei gruppi avvistati;
- comportamento nell'area di monitoraggio.

## Risultati ottenuti e discussione

### 1.1 Risultati generali

I risultati del monitoraggio visivo dei mammiferi marini condotto nel periodo 25 aprile – 1 giugno 2021 hanno evidenziato che in 6 giornate effettive di lavoro a mare sono stati eseguiti 6 avvistamenti di tursiope (*Tursiops truncatus*), 1 di delfino comune (*Delphinus delphis*) e 9 di tartaruga marina (*Caretta caretta*) percorrendo circa 553.3 miglia, comprese di spostamenti, corrispondenti a una media di 2.6 avvistamenti ogni giorno.

I dettagli delle uscite effettuate da imbarcazione sono sintetizzati in Tabella 1, mentre i transetti effettuati hanno seguito lo schema in Figura 1.

Durante gli incontri è stata documentata la presenza nell'area di un numero totale di 22 tursiopi, 15 delfini comuni e 9 tartarughe marine.

N° uscita	Data	Miglia nautiche percorse (comprese di spostamenti)	Condizioni meteo-marine		Avvistamenti		
			vento	mare	<i>Tursiops truncatus</i>	<i>Delphinus delphis</i>	<i>Caretta caretta</i>
1	25 aprile 2021	74.6	1	3	1	0	0
2	4 maggio 2021	98	2	2	1	0	1
3	6 maggio 2021	98.7	1	1	1	0	1
4	19 maggio 2021	76	2	4	0	0	2
5	29 maggio 2021	100	1	1	0	0	4
6	1 Giugno 2021	106	1	1	3	1	1
<b>Totale</b>		553.3			6	1	9

Tab. 1 Sintesi delle uscite effettuate con miglia percorse, condizioni meteorologiche e avvistamenti registrati

Gli individui erano prevalentemente adulti, ma i piccoli sono stati rilevati sia nei gruppi di tursiopi che di delfini comuni. I principali stati comportamentali rilevati durante gli avvistamenti sono stati lo spostamento, il vagabondaggio, l'alimentazione, e la socializzazione. Sono stati anche documentati eventi di superficie quali salti, colpi di coda, accelerazioni di superficie, etc.



Fig. 1 Transetti percorsi ed avvistamenti effettuati nelle 6 giornate di monitoraggio nell'area di studio. I punti blu indicano gli avvistamenti di tursiope, gialli di tartarughe marine e il punto rosso identifica l'avvistamento di delfino comune.

### 1.2 Encounter e frequency rate

Durante i 6 monitoraggi sono state percorse 331.5 miglia effettive per un totale di 23.77 ore monitorate. L'Encounter rate (numero di avvistamenti/miglia monitorate) medio per ciascuna specie avvistata è risultato rispettivamente: 0.02 per tursiope, 0.003 per delfino comune e 0.03 per caretta. La Frequency rate (numero di avvistamenti su ore monitorate) media è risultata invece: 0.24 per tursiope, 0.04 per delfino comune e 0.37 per caretta (Tabella 2). Dai risultati emerge una rilevante presenza di *Tursiops truncatus* e di *Caretta caretta* che utilizzano l'area di studio sia come transito che come area di residenzialità. Da rilevare l'avvistamento di *Delphinus delphis*, considerata specie *Endangered* dalla IUCN (International Union for Nature Conservation) in Mediterraneo.

N° uscita	Miglia nautiche in sforzo di monitoraggio	Ore in sforzo di monitoraggio (ora.dec ora)	Encounter rate			Frequency rate		
			<i>Tursiops truncatus</i>	<i>Delphinus delphis</i>	<i>Caretta caretta</i>	<i>Tursiops truncatus</i>	<i>Delphinus delphis</i>	<i>Caretta caretta</i>
1	39.0	3.25	0.03	0.00	0.00	0.31	0.00	0.00
2	61.0	4.35	0.02	0.00	0.02	0.23	0.00	0.23
3	61.0	4.27	0.02	0.00	0.02	0.23	0.00	0.23
4	41.0	3.13	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.64
5	63.7	4.53	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00	0.88
6	65.8	4.47	0.05	0.02	0.02	0.67	0.22	0.22
Media	55.25	4.00	0.02	0.003	0.03	0.24	0.04	0.37
Sd	11.97	0.64	0.02	0.008	0.02	0.25	0.09	0.31

Tab.2 Sintesi delle miglia e delle ore effettuate in monitoraggio con *Encounter rate* (numero di avvistamenti/miglia monitorate) e *frequency rate* (numero di avvistamenti su ore monitorate) per ciascuna specie avvistata.

### 1.3 *Tursiops truncatus*



Fig. 2 Tursiopi avvistati il 6 maggio 2021 alle ore 9:02

La specie (Figura 2) è stata avvistata 6 volte durante i monitoraggi, in gruppi da 1 a 10 individui con una media di 3.67 (sd3.44) individui ad avvistamento (Tabella 3). Si è trattato prevalentemente di adulti in comportamento di spostamento, anche se nei gruppi più numerosi sono stati registrati cuccioli. 2 avvistamenti sono stati effettuati al di fuori dello sforzo di campionamento quando quindi i transetti non erano ancora stati raggiunti. In 4 avvistamenti su sei, è stato possibile foto-identificare gli animali mentre

in 2 avvistamenti gli individui sono stati elusivi e l'avvistamento è stato molto breve a causa del loro allontanamento. In 2 occasioni (una il 6 maggio e una il 1 giugno) è stato possibile posizionare l'idrofono per registrare i suoni emessi dalla specie.

Data	Ora	Latitudine	Longitudine	Numero Animali	Comportamento
25 aprile 2021	11:35	37°36'43.56"N	12°01'26.24"E	1	Inspecting boat e bowriding
4 maggio 2021	12:27	37°35'34.10"N	12°07'31.50"E	1	Travelling
6 maggio 2021	9:02	37°37'52.80"N	12°13'18.0"E	10	Socializing
1 Giugno 2021	9:12	37°36'23.80"N	12°12'33.90"E	5	Travelling
1 Giugno 2021	10:18	37°35'41.20"N	11°59'45.20"E"	2	Travelling
1 Giugno 2021	13:12	37°39'20.70"N	12°10'14.80"E"	3	Travelling

Tab. 3 Sintesi degli avvistamenti di tursiope effettuati durante le giornate di monitoraggio nell'area di studio

Come evidenziato in letteratura e in base alle ricerche nell'area di studio effettuate in passato, la specie è tra le più presenti nella zona. Questi dati, seppure riguardanti poche giornate di campionamento, confermano i dati precedenti. La specie è stata avvistata 4 volte entro la batimetrica dei 100m sulla piattaforma continentale e solo 2 volte tra i 100 e i 150m, in accordo con la letteratura. Anche la presenza di cuccioli risulta in accordo con i dati precedenti supportando l'ipotesi che l'area sia chiave per la specie come *nursery ground* (Papale et al 2016).

#### **1.4 *Delphinus delphis***

La specie (Figura 3) è stata avvistata una sola volta durante i monitoraggi, in un gruppo da 15 individui (Tabella 4). Il gruppo era composto da adulti con un cucciolo in comportamento di probabile feeding, che all'avvicinarsi dell'imbarcazione si è modificato in milling. Alcuni individui hanno effettuato i comportamenti di bowriding e inspecting boat. La batimetria della zona di avvistamento era di circa 200 metri di profondità. Gli individui sono stati foto-identificati ed è stato possibile posizionare l'idrofono per registrare acusticamente i segnali emessi.



Fig. 3 Coppia madre-cucciolo di delfino comune avvistata il 1 giugno 2021 alle ore 12:19

Data	Ora	Latitudine	Longitudine	Numero Animali	Comportamento
1 Giugno 2021	12:19	37°38'05.20"N	12°03'26.20"E	15	Probabile feeding iniziale poi milling (con bow riding e inspecting boat)

Tab. 4 Dettagli dell'avvistamento di delfino comune effettuato durante le giornate di monitoraggio nell'area di studio

La presenza identificata risulta in accordo con la letteratura, gli avvistamenti effettuati negli anni passati, e gli spiaggiamenti. La profondità registrata è stata superiore a quella identificata per i tursiopi, sebbene poco distante da alcuni punti di rilevamento di quest'ultima specie, in accordo con quanto evidenziato da Bearzi et al (2003).

### **1.5 *Caretta caretta***



Fig. 4 Tartaruga marina (*Caretta caretta*) avvistata il 29 maggio 2021 alle ore 14:02 in resting in superficie

La specie (Figura 4) è stata avvistata nove volte durante i monitoraggi. Si è trattato sempre di singoli individui, per la maggior parte di taglia media ma anche un individuo di piccole dimensioni (carapace di circa 20 cm) e due individui di grandi dimensioni (Tabella 5). Il comportamento è stato prevalentemente di nuoto in superficie e in 4 occasioni gli animali stavano chiaramente riposando in galleggiamento a pelo d'acqua. Solo in 2 occasioni è stato possibile avvicinarsi e fotografare l'individuo prima che si immergesse in profondità.

Data	Ora	Latitudine	Longitudine	Numero Animali	Comportamento
4 maggio 2021	12:53	37°35'19.50" N	11°59'18.70" E	1 piccola	Nuoto in superficie
6 maggio 2021	10:18	37°34'57.60"N	11°58'03.30" E	1 media	Nuoto in superficie
19 maggio 2021	9:23	37°40'24.00" N	12°9'04.00" E	1 media	Nuoto in superficie
19 maggio 2021	10:37	37°39'31.00"N	12°08'40.00" E	1 media	Resting in superficie
29 maggio 2021	12:15	37°38'12.40" N	12°02'49.00" E	1 media	Nuoto in superficie
29 maggio 2021	13:28	37°40'15.60" N	11°58'18.00" E	1 media	Resting in superficie
29 maggio 2021	13:40	37°41'10.60" N	12°01'01.50" E	1 grande	Resting in superficie
29 maggio 2021	14:02	37°41'25.80" N	12°07'10.60" E	1 grande	Resting in superficie
1 Giugno 2021	11:02	37°35'42.10"N	12°10'40.60" E	1 media	Nuoto in superficie

Tab. 5 Sintesi degli avvistamenti di caretta effettuati durante le giornate di monitoraggio nell'area di studio

L'elevato numero di avvistamenti registrato conferma l'importanza dell'area sia come *main corridor* durante la migrazione riproduttiva (due individui sono stati classificati come di grandi dimensioni e quindi potenzialmente maturi sessualmente), sia come area di dispersione dei giovanili. La maggior parte degli individui registrati, infatti, era di medie dimensioni (con un esemplare annoverabile nella classe di piccola taglia) e quindi probabilmente ancora immaturi. Inoltre, viene confermata l'importanza del periodo primaverile per la presenza della specie nella zona (Casale & Mariani 2014, Casale et al. 2018).

## Criticità affrontate e conclusioni

In conclusione, il monitoraggio della presenza di mammiferi e rettili marini, seppur effettuato in un periodo di tempo limitato, ha confermato quanto già rilevato in letteratura e in studi precedenti per le tre specie avvistate:

- il sito di interesse è un'area dove si riscontrano specie di delfinidi (tursiope, *Tursiops truncatus* e delfino comune, *Delphinus delphis*) e rettili marini (tartaruga comune, *Caretta caretta*);
- il tursiope utilizza l'area frequentemente, suggerendo una presenza della specie sia per attività di spostamento che per residenzialità;
- è registrata la presenza di delfino comune che sembra utilizzare profondità maggiori rispetto a tursiope;
- la specie *Caretta caretta* in primavera utilizza l'area ragionevolmente sia per le migrazioni degli adulti sia come zona di dispersione dei giovanili.

Nonostante i monitoraggi siano stati effettuati a velocità limite rispetto a quella prevista da protocolli standard (15 knt invece che <14 knt), e durante alcune giornate le condizioni meteo marine siano risultate non completamente appropriate, bisogna sottolineare che tali rilevamenti sono stati i primi nell'area e quindi utili per poter effettuare un confronto con i dati da letteratura o da monitoraggi/spiaggiamenti in aree contigue.

Come da letteratura, tursiope, la specie di mammifero marino maggiormente presente, è stato rilevato prevalentemente entro la batimetrica dei 100m, con eventi di spostamento entro i 150m. Per quanto questa specie sia molto mobile, il fatto che, in base alla disposizione attuale della struttura eolica, nessuna pala sarà posizionata entro i 100m, e solo 5 entro i 150m, potrebbe potenzialmente ridurre ostacoli fisici all'utilizzo dell'area, per lo meno sulla popolazione residente. In relazione alle altre specie presenti nell'area da letteratura, non sono stati ottenuti dati per incrementare le informazioni. Si sottolinea tuttavia, che le informazioni su alcune specie in Mediterraneo sono talmente scarse che non è possibile definire aree di presenza e spostamenti. Sebbene non si tratti di specie regolari, così come evidenziato, sono state elencate solo come specie rinvenute nell'area per cui non devono essere generati piani di monitoraggio dedicati nella macroarea di studio.

## Status conservazionistico delle specie potenzialmente presenti nell'area

Di seguito (tabella 6) sono elencati lo status conservazionistico delle specie potenzialmente presenti nell'area come identificato dall'International Union for Conservation of Nature (IUCN).

<b>Specie</b>	<b>Status europeo/mediterraneo</b>	<b>Status globale</b>
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	<i>Least concern</i>	<i>Least concern</i>
<i>Balaenoptera physalus</i>	<i>Vulnerable</i>	<i>Vulnerable</i>
<i>Delphinus delphis</i>	<i>Endangered</i>	<i>Least concern</i>
<i>Globicephala melas</i>	<i>Data deficient</i>	<i>Least concern</i>
<i>Grampus griseus</i>	<i>Data deficient</i>	<i>Least concern</i>
<i>Kogia sima</i>	<i>Not applicable</i>	<i>Least concern</i>
<i>Physeter macrocephalus</i>	<i>Endangered</i>	<i>Vulnerable</i>
<i>Stenella coeruleoalba</i>	<i>Vulnerable</i>	<i>Least concern</i>
<i>Tursiops truncatus</i>	<i>Vulnerable</i>	<i>Least concern</i>
<i>Ziphius cavirostris</i>	<i>Data deficient</i>	<i>Least concern</i>
<i>Monachus monachus</i>	<i>Critically Endangered</i>	<i>Endangered</i>
<i>Caretta caretta</i>	<i>Least concern</i>	<i>Vulnerable</i>
<i>Dermodochelys coriacea</i>	<i>Not applicable</i>	<i>Vulnerable</i>

Tab 6. Status conservazionistico delle specie nell'area secondo l'IUCN

### Considerazioni sul rumore generato dal parco eolico

In merito al documento di valutazione del rumore generato dal parco eolico, prodotto da iLStudio - Engineering&Consulting Studio, trasmesso in data 25 giugno 2021, si mette in evidenza la necessità di ottenere, qualora fosse possibile, ulteriori dati per poter efficacemente valutare un potenziale impatto del rumore generato dall'opera sulle specie di mammiferi marini. La mappa proposta in tale documento, infatti, non tiene conto del rumore di fondo già presente nell'area di studio, somma del rumore naturale e di quello causato da altre attività umane come il traffico marittimo. Inoltre, per poter esaminare potenziali alterazioni comportamentali, masking, stress fisiologico, e per valutare perdite temporanee o permanenti della capacità uditiva delle differenti specie di mammiferi marini applicando il metodo "Southall", citato nella relazione CNR prot 0001484/2021 pag.55, basato su valori soglia di rumore, è

necessario ottenere i valori di SEL su 24 ore (pesati in base alla specie). Tali dati dovranno essere integrati su una più ampia banda di frequenza rispetto alla banda 63-1000 Hz, a causa del fatto che i mammiferi marini hanno sensibilità uditive che si estendono ben al di sopra della frequenza di 1 kHz e al di sotto dei 63 Hz (vedi relazione CNR prot 0001484/2021 pag. 43 e seguenti).

Per contribuire a far fronte alla problematica relativa al rumore di fondo, si propone una sua valutazione sperimentale nell'area che possa sopperire alla carenza di informazioni.

La valutazione del rumore di fondo è stata effettuata considerando un set di dati raccolti durante il periodo agosto-ottobre 2016 e settembre-ottobre 2017 presso la riserva marina protetta delle isole Egadi (Marettimo, coordinate: 37° 57' 54.00" N - 12° 00' 54.00" E).

Nel sito è stato posizionato un registratore acustico autonomo (SM2M Wildlife Acoustics). Il piano di campionamento ha previsto l'acquisizione di dati in continuo, per due giorni, a una frequenza di campionamento di 48 kHz, e per un giorno a una frequenza di campionamenti di 192 kHz, alternando due minuti di registrazione e 28 minuti di pausa. Il mooring era composto da un corpo morto in cemento di circa 30 kg, uno sganciatore acustico - Type 8044 Lightweight Actuation Transponder (LAT) Sonardyne, un registratore acustico e una boa di profondità.

Il rumore complessivo nel sito per il periodo agosto-ottobre 2016 è stato calcolato considerando le bande a un terzo di ottava centrate a 63 Hz e 125 Hz. Per la 63 Hz il rumore è compreso tra 82 dB (5th percentile) e 97 dB (95th percentile) e una mediana di 87 dB. Per la banda a 125 Hz è compreso tra 80 dB (5th percentile) e 94 dB (95th percentile) e una mediana di 85 dB.

I valori di Sound Pressure Level nelle succitate bande sono stati stimati tramite la funzione Welch, utilizzando una finestra di campionamento Hamming di 30 secondi con una sovrapposizione del 25%.

Per quanto riguarda invece i valori di SPLrms, SPLpk e SEL24h, questi sono stati calcolati sulle registrazioni del periodo settembre-ottobre 2017 (circa 11 giorni di campionamento per ciascuna banda considerata). La tabella seguente riporta i risultati ottenuti (mediana, 5th percentile, 95th percentile) (Tabella 7).

Banda di frequenza	SPLrms, dB re 1µPa	SPLpk, dB re 1µPa	SEL24h
1Hz-24 kHz	99.5, 94.8, 104.4	123.9, 117.7, 134.4	147.8, 144.2, 153.8
1Hz-96 kHz	122.1, 122.0, 122.2	124.5, 103.1, 138.8	171.4, 171.4, 171.6

Tab. 7 Risultati di SPLrms (dB re 1µPa), SPLpk (dB re 1µPa), SEL24h (mediana, 5th percentile, 95th percentile)

## Bibliografia

Bearzi G., Reeves R.R., Notarbartolo di Sciarra G., Politi E., Canadas A., Frantzis A., Mussi B. 2003 Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Rev.* 33: 224–252.

Bolten A.B. 2003. Active swimmers – passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerheads in the Atlantic system. Pages 63-78 in A.B. Bolten and B.E. Witherington (editors), *Loggerhead Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Bray, L.; Reizopoulou, S.; Voukouvalas, E.; Soukissian, T.; Alomar, C.; Vázquez-Luis, M.; Deudero, S.; Attrill, M.J.; Hall-Spencer, J.M. Expected Effects of Offshore Wind Farms on Mediterranean Marine Life. *J. Mar. Sci. Eng.* 2016, 4, 18. <https://doi.org/10.3390/jmse4010018>

Casale P., Mariani P. 2014 The first ‘lost year’ of Mediterranean sea turtles: dispersal patterns indicate sub-regional management units for conservation. *Mar Ecol Prog Ser* 498:263-274

Casale P., Broderick A.C., Camiñas J.A., Cardona L., Carreras C., Demetropoulos A., Fuller W.J., Godley B.G., Hochscheid B., Kaska Y., Lazar B., Margaritoulis D, Panagopoulou A., Rees A.F., Tomás J., Türkozan O. 2018 Mediterranean sea turtles: current knowledge and priorities for conservation and research. *Endang Species Res* 36: 229–267

Kermeli, K.; Graus, W.H.J.; Worrell, E. Energy efficiency improvement potentials and a low energy demand scenario for the global industrial sector. *Energy Effic.* 2014, 7, 987–1011. [CrossRef]

Shane S.H. 1990 Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel island, Florida. *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press, San Diego, 245-265.