

PROGETTO PER LA REALIZZAZIONE DI UN IMPIANTO PER LA
PRODUZIONE DI ENERGIA MEDIANTE LO SFRUTTAMENTO DEL VENTO
NEL MARE ADRIATICO MERIDIONALE - LUIPIAE MARIS
35 WTG – 525 MW

PROGETTO DEFINITIVO - SIA

Progettazione e SIA



Indagini ambientali e studi specialistici



Studio misure di mitigazione e compensazione



supervisione scientifica



SIA.ES.9 NATURA E BIODIVERSITÀ

ES.9.2.1 Fauna marina - bibliografia e impatti potenziali

REV.	DATA	DESCRIZIONE
01	08/23	int MASE





Jonian Dolphin Conservation
Environmental protection

Jonian Dolphin Conservation

Marine Mammals Visual and Acoustic Surveys

Report tecnico sulla distribuzione spaziale e stagionale dei cetacei nell'area di installazione di una Floating Offshore Wind Turbines (FOWT) al largo della costa compresa tra San Foca e Brindisi



Jonian Dolphin Conservation ETS - SEDE LEGALE Vico Vigilante s.n.c. c/o Palazzo Amati - 74123 - Taranto
EMAIL areaprogetti@joniandolphin.it **WEB** www.joniandolphin.it **PEC** joniandolphin@pec-legal.it
CONTATTI 099.4706269
C.F. 90201930733 - **P.I.** 10804830015
CODICE ID Anagrafe Nazionale delle Ricerche del MIUR 61246XHA

Indice

Premessa	Pag.	3
Descrizione dell'habitat marino frequentato dalla megafauna di interesse comunitario nel Mar Adriatico meridionale e nella macro area di intervento	Pag.	8
Inquadramento ecologico dell'habitat marino dell'area di progetto inserito in vasta scala	Pag.	8
Valutazione della presenza e distribuzione di mammiferi marini nel Mar Adriatico meridionale	Pag.	13
Valutazione della presenza e distribuzione di rettili marini nel Mar Adriatico meridionale	Pag.	16
Valutazione delle pressioni antropiche esistenti nell'area di progetto e del conseguente impatto sulla megafauna marina	Pag.	18
Attività di pesca	Pag.	19
Inquinamento chimico da contaminanti	Pag.	21
Traffico marittimo	Pag.	22
Valutazione dei potenziali impatti derivanti della realizzazione della Floating Offshore Wind Turbines in progetto	Pag.	24
Descrizione delle caratteristiche fisiologiche e di sensibilità ai disturbi acustici della cetofauna presente nell'area di intervento	Pag.	26
Valutazione dei possibili impatti derivanti dalle emissioni EMF sulla cetofauna nell'area di intervento	Pag.	34
Conclusioni	Pag.	36
Riferimenti bibliografici	Pag.	37

Premessa

Il cambiamento climatico e le sue conseguenze sulle specie, incluso l'uomo, e sugli ecosistemi richiede, a livello globale, un'inversione di rotta dal punto di vista della politica energetica e dello sfruttamento delle risorse naturali, mirato a conservare e sfruttare in modo sostenibile il capitale naturale. In Europa la risposta a questa grande sfida è la strategia denominata *Green Deal* che è "mirata a trasformare l'UE in una società giusta e prospera, dotata di un'economia moderna, efficiente sotto il profilo delle risorse e competitiva che nel 2050 non genererà emissioni nette di gas a effetto serra e in cui la crescita economica sarà dissociata dall'uso delle risorse" (COM/2019/640). L'adozione di questa strategia richiede ai paesi membri dell'UE di procedere ad una rapida fase di riduzione delle emissioni nette di gas ad effetto serra per almeno il 55% entro il 2030. In particolare, ciascun Paese deve definire le modalità con le quali intende affrontare la necessità di efficientamento energetico e l'estensione del paniere verso le energie rinnovabili con lo scopo di accelerare il processo di decarbonizzazione attraverso lo sviluppo e l'applicazione di un Piano Nazionale Integrato decennale per l'Energia e il Clima (PNIEC 2021-2030) (Regolamento (UE) 2018/1999). La *Green Deal* europea considera le fonti rinnovabili, specialmente solare ed eolico, le fonti energetiche a cui si farà ricorso per raggiungere gli obiettivi di decarbonizzazione a breve e medio termine. Nel 2021, L'UE è risultato il secondo mercato più grande in termini di aumento di capacità produttiva di energia rinnovabile, dopo la Cina, e ci si aspetta un incremento del +8% nel 2022. In dettaglio, sebbene il fotovoltaico sia la tecnologia trainante in ambito europeo, l'eolico offshore ha subito un forte incremento nel 2021 e si prevede che crescerà ulteriormente negli anni a seguire (IEA, 2022). In particolare, la tecnologia offerta dagli impianti eolici offshore galleggianti (Floating Offshore Wind Turbines - FOWT) rappresenta una significativa opportunità per il perseguimento degli obiettivi nazionali e comunitari perché, a differenza delle turbine a piattaforma fissa, permette installazioni più distanti dalla linea di costa su batimetriche ragguardevoli riducendo i potenziali impatti al paesaggio e risultando al tempo stesso competitive dal punto di vista dei costi (Bogmans, 2019; Guo et al., 2022). Per queste motivazioni, diversi paesi hanno già realizzato impianti eolici offshore flottanti e molti altri stanno prendendo in considerazione la possibilità di installarli (Maxwell et al., 2022) (Tabella 1, Figura 1).

Country (Project Name)	Status	Year installed (year decommissioned)	# turbines	Total capacity (MW)	Depth at installation (m)	Citation
Italy	Decommissioned	2007 (2008)	1	80 kW	113	Pool (2010)
Norway	Decommissioned	2009 (2019)	1	2.3	220	Taylor (2019)
Portugal	Decommissioned	2011 (2016)	1	2		Patel (2019)
USA-Maine (VolturnUS demonstration)	Decommissioned	2013 (2013)	1	20 kW		University of Maine Advanced Structures & Composites Center (2020)
France (Floatgen)	Existing	2019	1	2	33	GWEC (2020)
Japan	Existing	2013	5	19	100-120	GWEC (2020)
Scotland (Hywind)	Existing	2017	5	30	130	Hockenos (2020)
Portugal (WindFloat Atlantic)	Under construction	2020	3	25	100	Hockenos (2020)

Tabella 1 - Turbine eoliche galleggianti esistenti o dismesse (tratto da Maxwell et al., 2022).

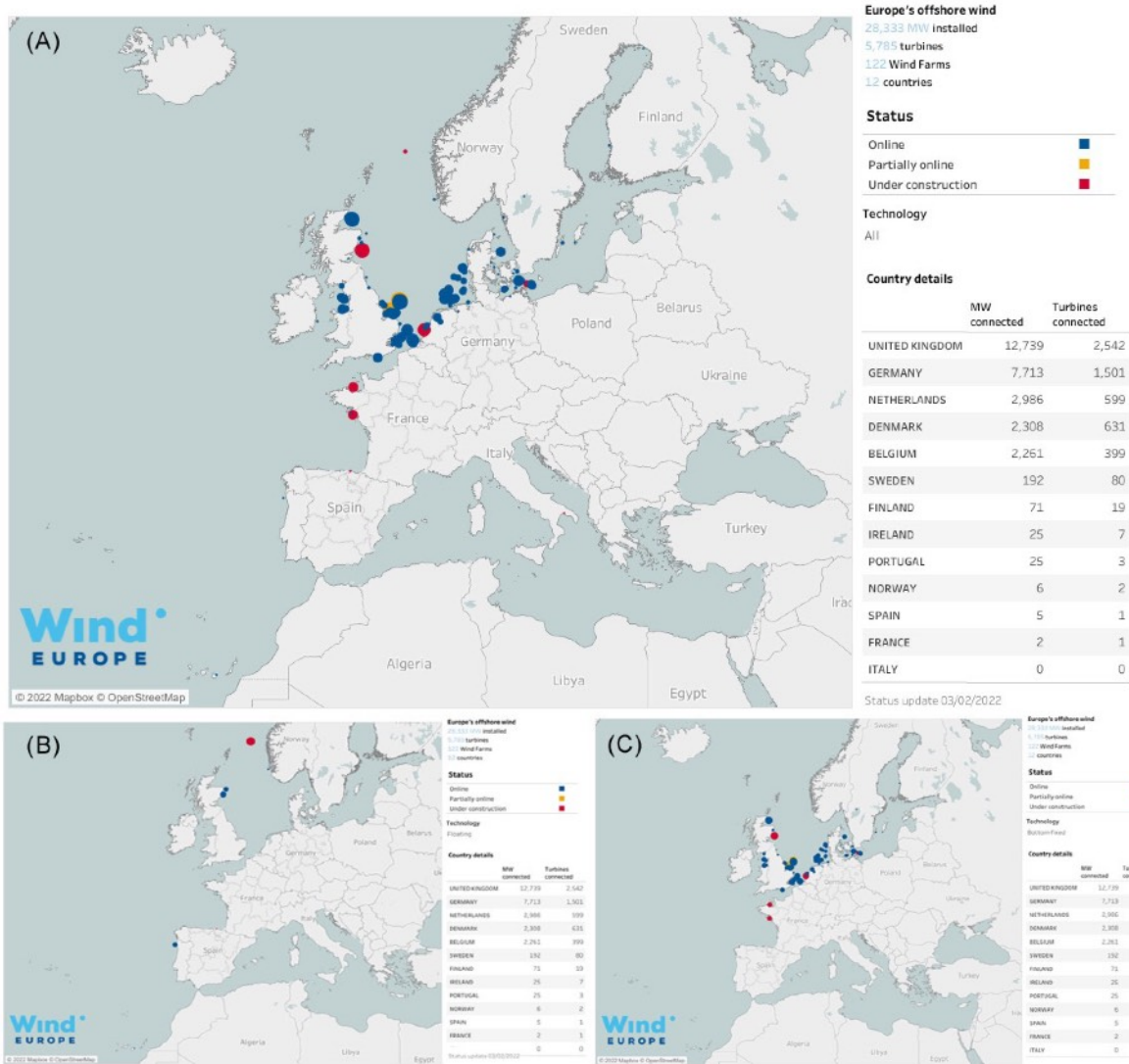


Figura 1. Distribuzione degli impianti eolici offshore in Europa, considerando sia tecnologie fisse che flottanti (A), solo gli impianti eolici offshore flottanti (B) solo strutture fisse (C) (tratto da <https://windeurope.org/intelligence-platform/product/european-offshore-wind-farms-map-public/>).

Un sistema FOWT può mostrare differenti configurazioni in funzione di come raggiunge la stabilità statica di base (Fig. 2). La configurazione Barge che raggiunge la stabilità attraverso l'uso della tensione della linea di ormeggio, la configurazione SPAR che raggiunge la stabilità utilizzando pesi di zavorra sospesi sotto un serbatoio di galleggiamento centrale, la configurazione Tension Leg Platform (TLP) che raggiunge la stabilità attraverso l'uso della tensione della cima di ormeggio e la configurazione ibrida Semi-submersible che sfrutta tutte e tre le citate configurazioni precedenti (Salic et al., 2019).

Queste ultime si distinguono dal resto delle opzioni galleggianti per la loro installazione più semplice ed economica in quanto la costruzione, l'assemblaggio, l'allestimento e la messa in servizio possono essere effettuati in banchina.

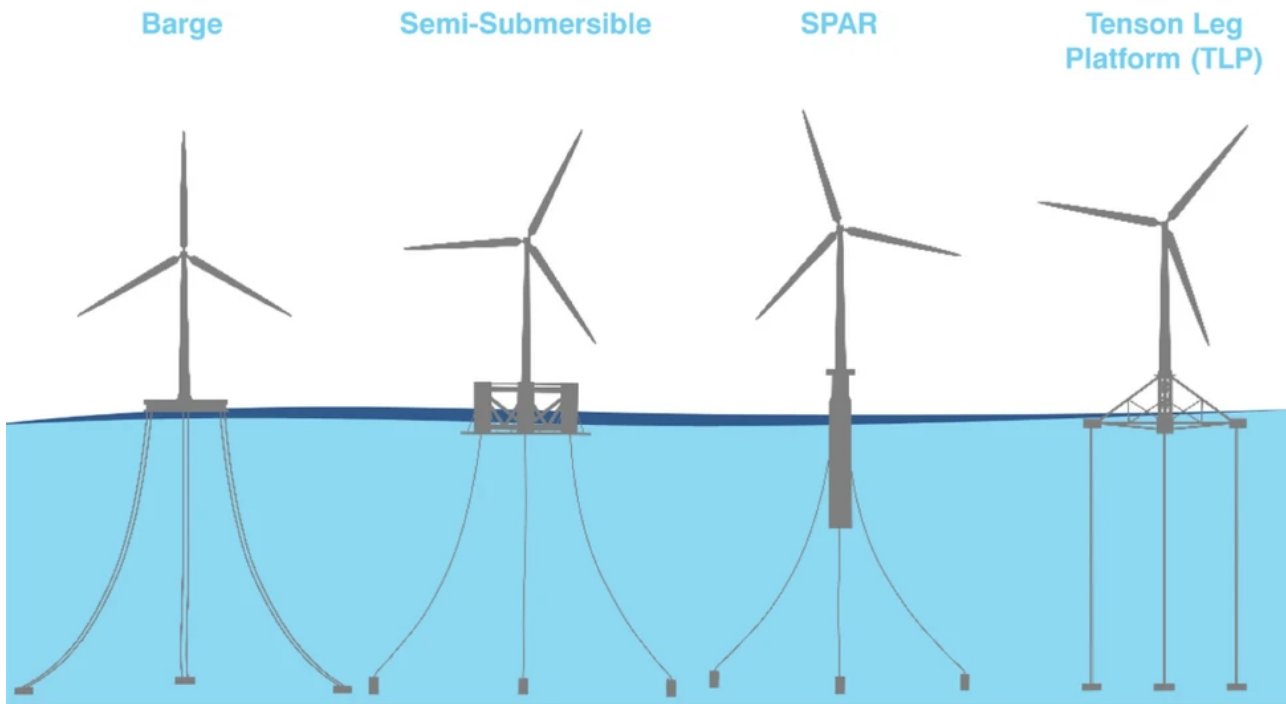


Figura 2. Esempi grafici di impianto eolico offshore galleggiante (tratto da Ha et al., 2021).

Per ognuna delle configurazioni appena descritte esistono inoltre, diverse configurazioni di ormeggio ed ancoraggio (Fig. 3). In merito ai sistemi di ormeggio ritroviamo tre tipologie: ormeggio a catenaria, con elementi tesi o semi-tesi (Maxwell et al., 2022). Il primo comunemente impiegato per la configurazione SPAR, Semi-submersible e Barge, il secondo nella configurazione TLP ed il terzo nella configurazione Semi-submersible per poter raggiungere un compromesso tra stabilità e forza dell'opera (Maxwell et al., 2022). Relativamente all'ancoraggio delle strutture le principali configurazioni sono gli ancoraggi a trascinarsi, più adatti a sedimenti sabbiosi coesivi con stratificazione, i *suction caissons* che assomigliano ad un secchio capovolto incorporato nel fondo marino adatti a substrati non consolidati (sabbie e argille in egual misura), le ancore a gravità che fungono da corpi morti ed i pali di ancoraggio infissi o perforati e cementati sul fondale marino (*piling* o *micropiling*).

In caso di *piling* o *micropiling* si procede generalmente con l'uso di piattaforme superficiali munite di un martello battipalo *hammer*. Con lo scopo di ridurre questo impatto potenziale sulla componente faunistica, più recentemente sono stati sviluppati degli *hammers* sottomarini accoppiati ad emissione di cortine di bolle (*bubble curtains*) e sono stati testati attenuatori *hydro sound dumpers* (Rustemeier et al., 2012; Elmer et al., 2011; Elmer e Savery, 2014).

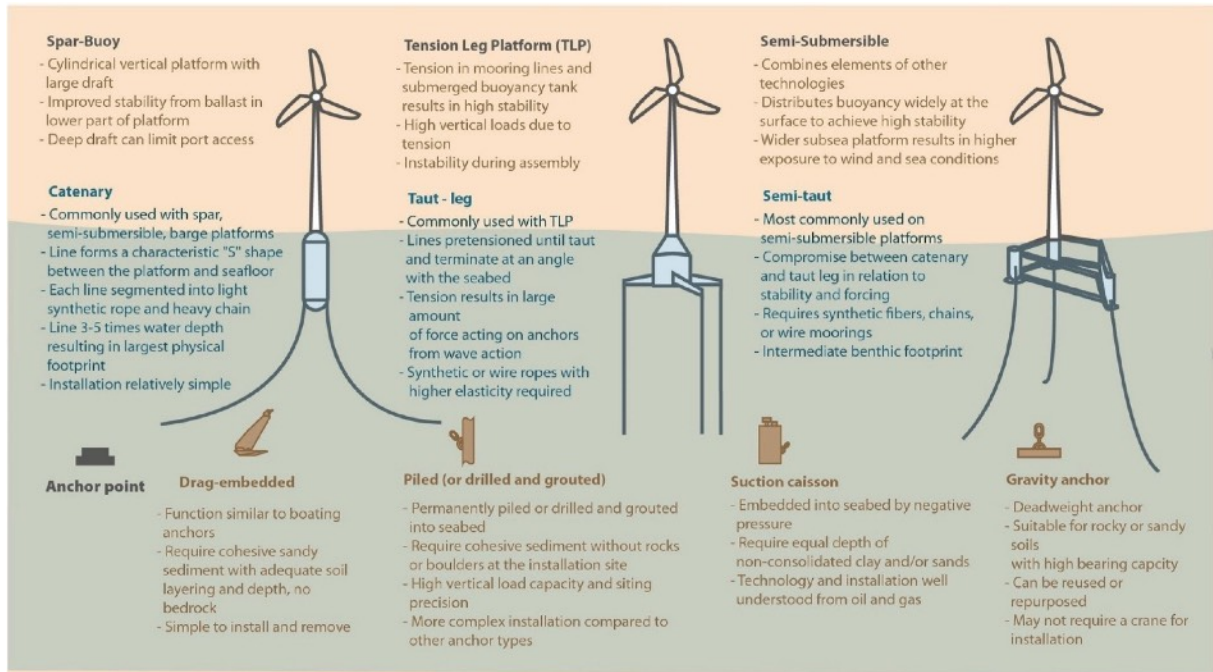


Figura 3. Differenti configurazioni di ormeggio ed ancoraggio (Maxwell et al., 2022).

Il ricorso a queste tecnologie innovative che aiuterà a mitigare gli impatti del cambiamento climatico (Bailey et al., 2014; Cranmer e Baker, 2020; Li et al., 2022), tuttavia, non elimina le preoccupazioni riguardanti le pressioni e gli effetti che questi sistemi potrebbero avere sulle specie e sugli habitat sia in prossimità dell'impianto che considerando una scala più ampia di quella di realizzazione dell'impianto stesso (UNCLOS, 1982; MSDF, 2008/56/CE; Bray et al., 2016; Lloret, et al., 2022; Galparsoro et al., 2022).

Potrebbero, infatti, accentuarsi problematiche quali frammentazione e degrado di habitat e/o verificarsi fenomeni di inaccessibilità ad habitat critici per alcune specie di interesse conservazionistico quali cetacei, tartarughe e avifauna marina (Birds Directive, 1979; Habitats Directive, 1992; EU Biodiversity Strategy for 2030, 2020).

Ancora potrebbe essere generato del disturbo acustico durante le fasi di installazione, di funzionamento e/o manutenzione (Carlson et al., 2007; Tasker et al., 2010), o impatti derivanti dai campi elettromagnetici prodotti dalle componenti di turbine e/o cavi (Kirschvink et al., 1986; Gill et al., 2005), così come possibili eventi di collisione della fauna con le strutture dell'impianto e/o le imbarcazioni di servizio (Schoeman et al., 2020) (Fig. 4).

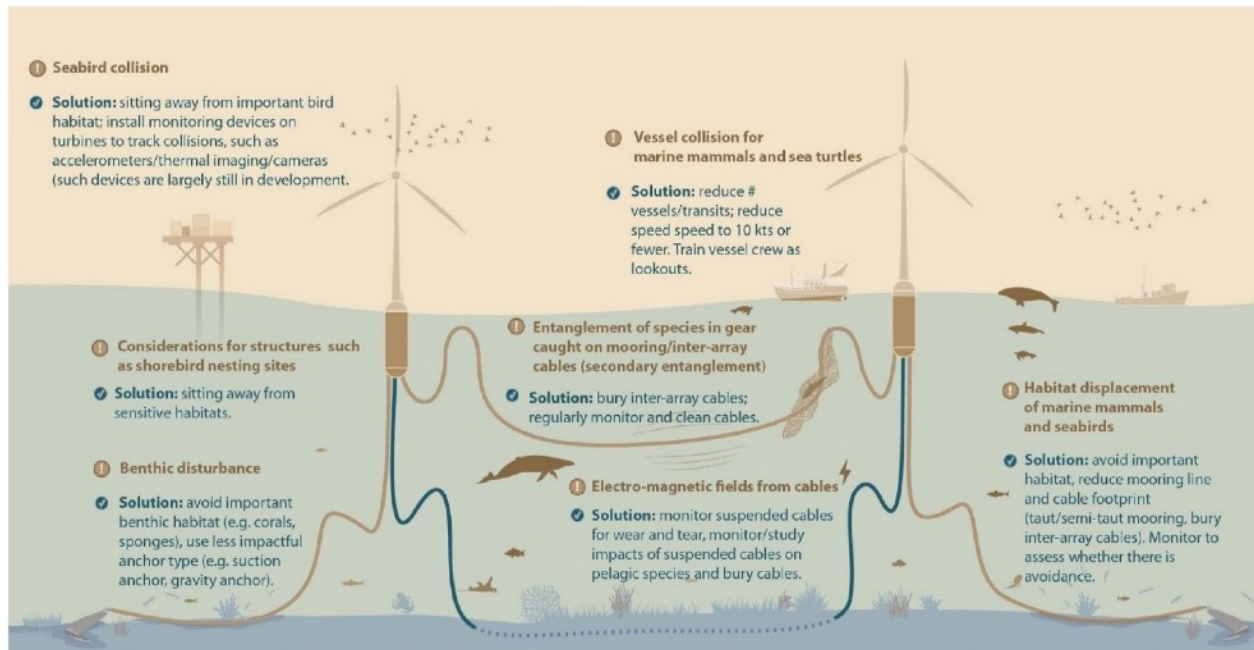


Figura 4. Illustrazione dei potenziali impatti dell'eolico offshore galleggiante e delle potenziali soluzioni associate. (tratto da Maxwell et al., 2022).

Sebbene i sistemi FOWT configurati in una delle modalità descritte hanno il vantaggio di consentire un elevato livello di prefabbricazione a terra, l'installazione non è esente dalla produzione di rumore sottomarino soprattutto nelle fasi di trasporto e di ancoraggio.

Certamente le modalità di ancoraggio delle strutture fisse relative a questo tipo di impianti genera livelli di rumore significativamente meno dannosi per la vita marina (Madsen et al., 2006; James e Costa Ros, 2015; Schuster et al., 2015).

Tuttavia, in caso di battitura le misurazioni del rumore di palificazione possono mostrare livelli di picco superiori a 190 dB (SPL) re $1\mu\text{Pa}$ e livelli di esposizione sonora superiori a 160 dB (SEL) re $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ad una distanza di 750 m dal palo (esempio Brandt, et al., 2011; Juretzek et al., 2021). Pertanto, molta attenzione deve essere dedicata alla predisposizione di azioni di mitigazione e alla scelta della tecnologia da applicare in fase di battitura.

A questo va aggiunto che data la magnitudo dei movimenti in mare legati alle opere di infrastrutturazione e data la carenza di *survey* scientifici, soprattutto in Mediterraneo, riguardanti le modificazioni che i parchi ad energia eolica (compresi i FOWT) possono avere sugli equilibri negli ecosistemi marini, risulta necessario comprenderne a pieno i rischi diretti e indiretti anche cumulativi potenzialmente impattanti sugli habitat e sulle popolazioni di fauna selvatica per individuare strategie di eliminazione, riduzione e/o di mitigazione (ISPRA, 2011; Maxwell et al., 2013; Ronconi et al., 2015).

Descrizione dell'habitat marino frequentato dalla megafauna di interesse comunitario nel Mar Adriatico meridionale e nella macro area di intervento

La comunità scientifica internazionale concorda nel sostenere l'urgenza di una decarbonizzazione del sistema energetico mondiale, al fine di evitare un cambiamento climatico catastrofico, che è tuttavia, già in atto (IPCC, 2014). In questo contesto, lo sviluppo e la diffusione capillare delle energie rinnovabili assumono un'importanza chiave, che trova una sua sfera di attuabilità significativa nell'ambiente marino, in particolare per quanto riguarda l'eolico offshore.

Quest'ultima tipologia di energia rinnovabile sta difatti diventando una sempre più competitiva e conveniente fonte di energia pulita (Bogmans, 2019). Investire nell'energia rinnovabile è fondamentale per poter aderire alle Direttiva Europea 2018/2001 sulla promozione dell'uso dell'energia, la quale prevede che gli Stati Membri derivino il 32% dei loro consumi da fonti di energia rinnovabili entro il 2030.

Nonostante l'eolico offshore costituisca un'avanguardia tecnologica nella produzione di energia pulita e rinnovabile, capace di contribuire a mitigare gli impatti del cambiamento climatico, l'installazione dell'impianto e l'infrastruttura stessa dell'eolico offshore possono comportare dei rischi significativi per gli habitat e per la fauna marina in corrispondenza dell'area di progetto, qualora esso venisse realizzato senza la dovuta valutazione e pianificazione ambientale.

Nella presente relazione si procederà pertanto, a seguito della elaborazione di un inquadramento ecologico dell'area marina selezionata per l'impianto FOWT, a una dettagliata descrizione delle specie d'interesse comunitario presenti, e per le quali tale area assume un'importanza ecologica, valutando i potenziali effetti che tale attività (nelle varie fasi di cui si costituirà) può avere sugli habitat e specificatamente sulla cetofauna residente o transiente.

Inquadramento ecologico dell'habitat marino dell'area di progetto inserito in vasta scala

Il Mar Adriatico è un sotto-bacino del Mar Mediterraneo, delimitato a Nord e a Ovest dalla penisola italiana e ad Est dai Balcani, collegato al Mar Ionio dallo Stretto di Otranto.

L'area deputata alla realizzazione dell'impianto eolico off-shore si trova nel Mar Adriatico meridionale, che arriva fino alla congiungente Vieste-Spalato, ed è caratterizzata dalla presenza di una fossa profonda fino a 1270 metri, a differenza della parte centro-settentrionale, caratterizzata esclusivamente dalla piattaforma continentale.

Il Margine Adriatico continentale occidentale è costituito da una piattaforma mesozoica carbonatica, caratterizzata da una piattaforma sub-pianeggiante delimitata al largo dal ciglio esterno che si trova a una distanza compresa tra i 20 e i 36 km dalla costa italiana, a una profondità media di 200 metri.

La regione pugliese si colloca nel Mar Adriatico meridionale e mostra una struttura geologica uniforme, composta da una serie di faglie che la suddividono in cinque distinte unità fisiografiche a comportamento in parte differente: il Gargano, il Tavoliere, le Murge, la piana di Taranto e Brindisi ed il Salento (Tramontana et al., 1995; vedi Figura 5 da Pieri et al., 1997). Il Salento rappresenta la porzione meridionale dell'Avampaese Apulo emerso ed è costituito in affioramento da una successione carbonatica mesozoica coperta, in maniera discontinua, da sottili unità più recenti a prevalente costituzione carbonatica (Palmentola 1987; Ricchetti et al., 1988).

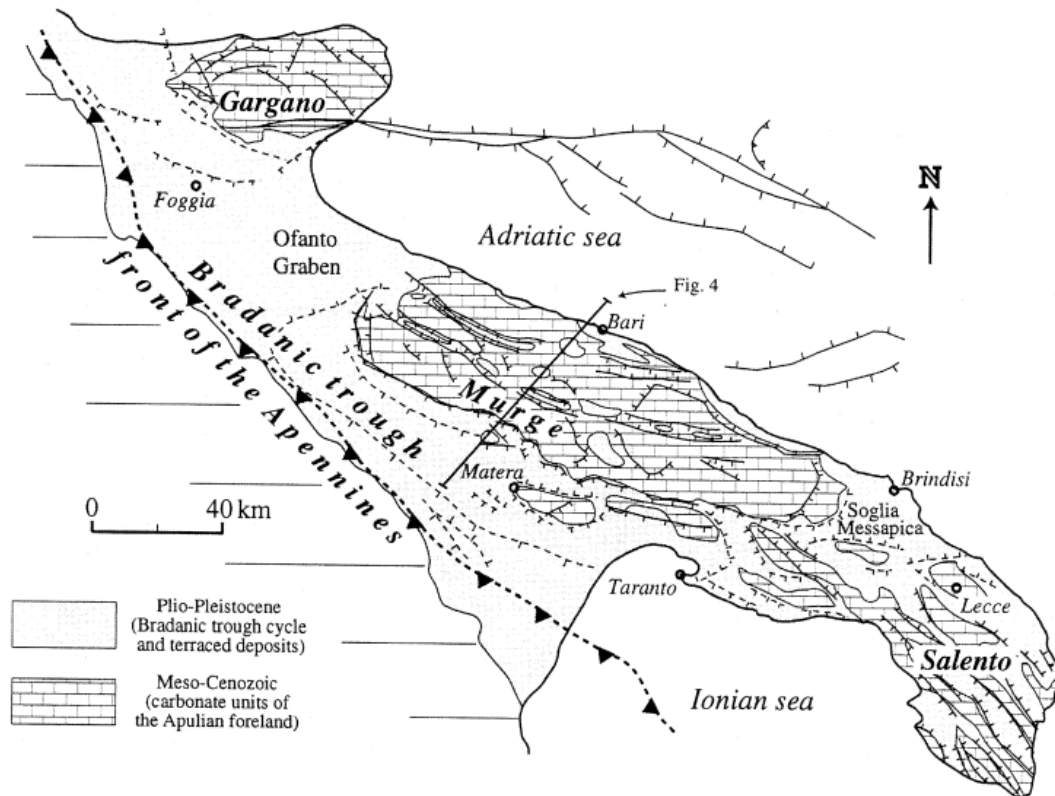


Figura 5. Mappa geologica schematica della regione Puglia (Pieri et al., 1997).

L'area deputata alla realizzazione del progetto nell'Adriatico meridionale interessa uno specchio marino esteso circa 60 chilometri quadrati, che si colloca ad una distanza dalla costa di circa 8 miglia, antistante le località di Torre Chianca (LE) a nord e Torre Specchia Ruggeri (LE) a sud (Figura 6).

La batimetria corrispondente all'area di progetto è compresa tra i 100 ed i 200 metri. Lungo questa parte di costa, gli arenili sono formati da sedimenti, ridistribuiti verso sud est dal trasporto longitudinale litoraneo, che provengono da tre aree sorgenti: Monte Vulture, che contribuisce con clasti vulcano-derivati immessi nell'Adriatico dal Fiume Ofanto; coste rocciose che forniscono clasti carbonatici; ambienti marini come la "Posidonia matte" e il Coralligeno che producono bioclasti (Tropeano e Spalluto, 2006). Parte di questi sedimenti vengono dispersi verso i fondali adriatici specie attraverso Canyon sottomarini come quello al largo di Otranto (Caldara et al., 1998).

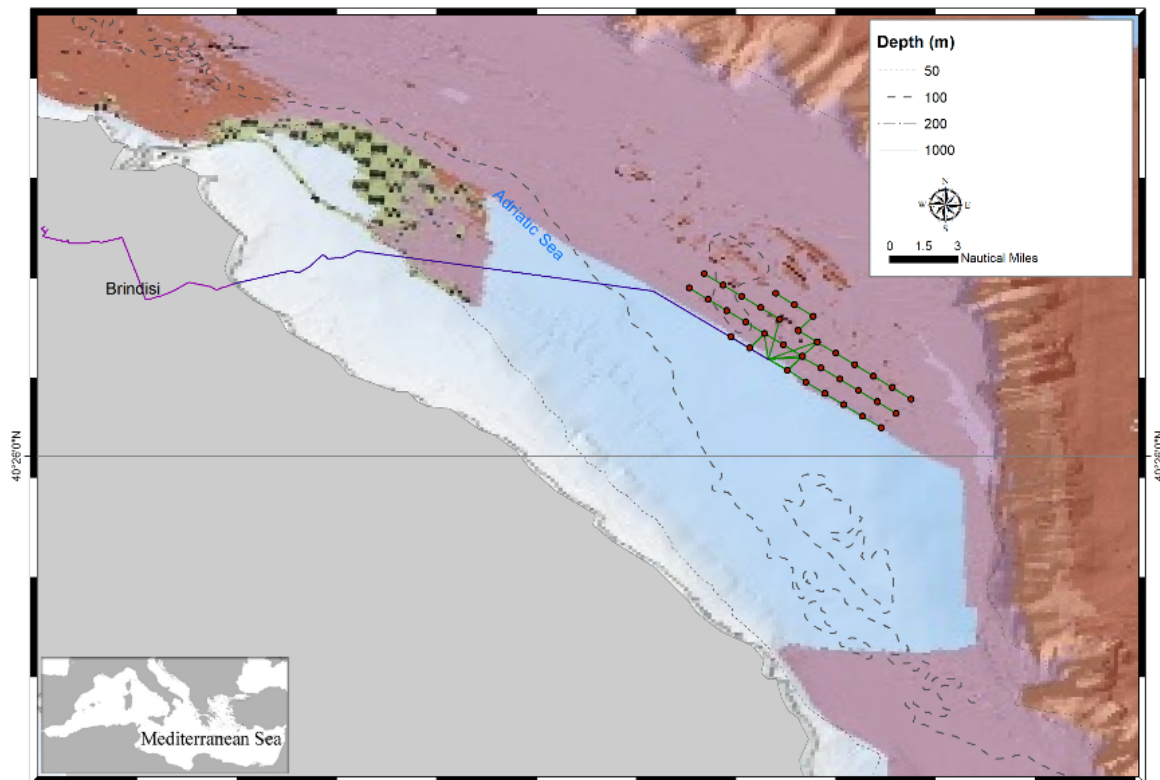


Figura 6. Rappresentazione dell'impianto su carta batimetrica dell'Adriatico Meridionale con indicazione delle tipologie di habitat presenti (le informazioni degli habitat sono tratte da Prampolini et al., 2021).

Da un punto di vista geomorfologico, l'area di piattaforma continentale pugliese costiera occidentale è coperta per la maggior parte, da sedimenti fini, principalmente sabbia fangosa e fango sabbioso. La piattaforma pugliese ospita inoltre, a profondità inferiori a 100 m (che pertanto non riguardano l'area dell'impianto) biocostruzioni (i.e. formazioni coralligene) e scogliere di ostriche dominate dalla specie *Neopycnodonte cochlear* (Angeletti and Taviani, 2020; Bracchi et al., 2017), in prevalenza nella zona di Bari.

Spostandosi verso sud, la piattaforma è ancora dominata da sabbia fangosa e fango sabbioso, alternati, spesso associati a formazioni coralligene (Substrato fine non consolidato - Sabbia bioclastica + Biocostruzione - Coralligeno), come mappato anche nel corso del Progetto BIOMAP (P.O. FESR 2007/2013) e visibile in Figura 7.

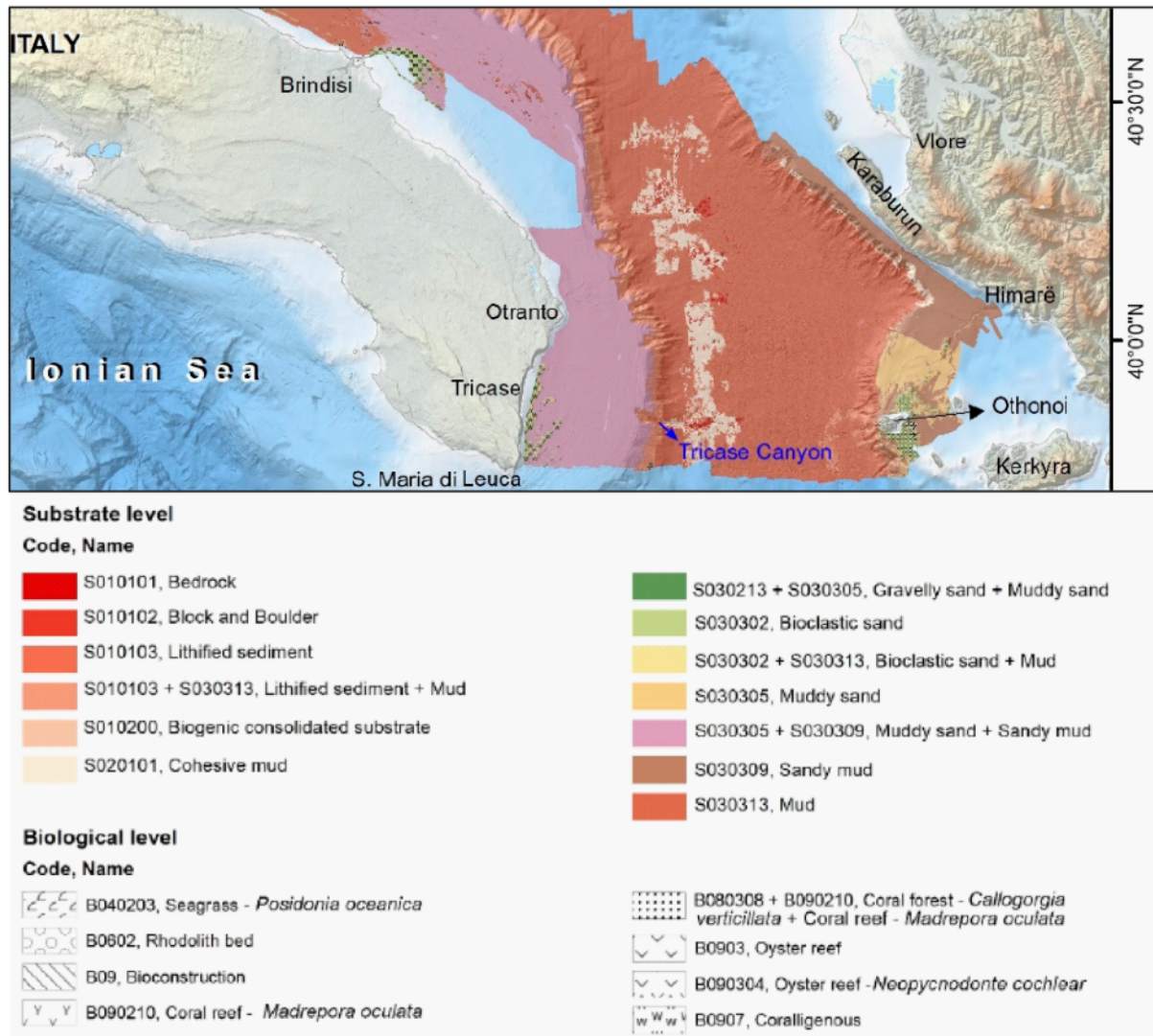


Figura 7. Classificazione dell'habitat bentonico del Mare Adriatico meridionale risultante dalla segmentazione RSOBIA, dalla verifica a terra attraverso campioni e immagini del fondale marino, tratto da Prampolini et al. (2021).

Per quanto riguarda l'aspetto oceanografico delle acque dell'Adriatico, esso è interessato da una circolazione prevalentemente ciclonica (Orlic et al., 1992; Poulain and Cushman-Roisin, 2001), consistente in una corrente superficiale entrante diretta verso nord-ovest, che fluisce al largo del margine orientale croato (la *Eastern Adriatic Current*, EAC) bilanciata da una corrente uscente (la *Western Adriatic Current*, WAC) che scorre al largo della costa italiana, come riportato in Figura 8.

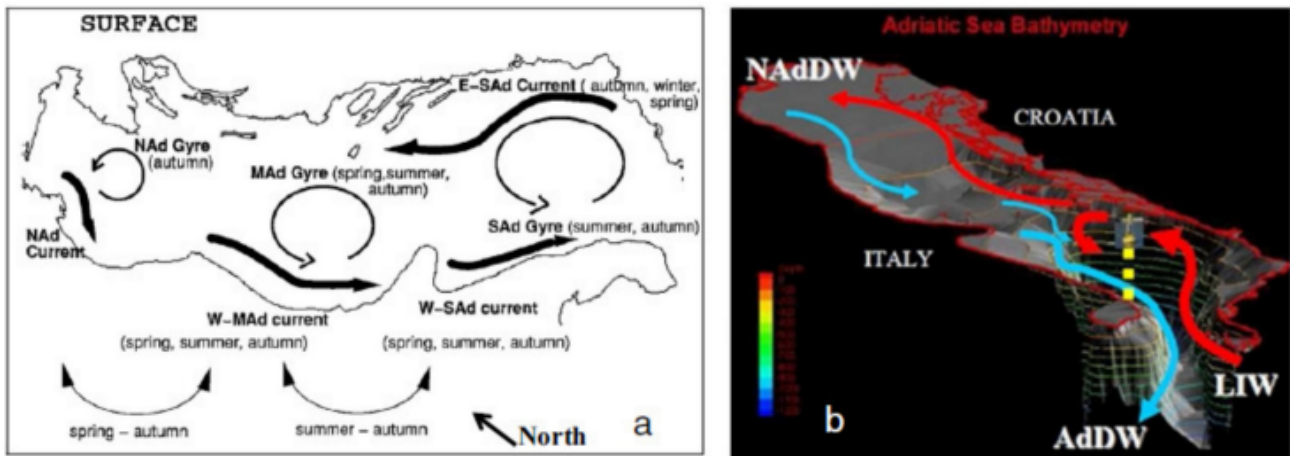


Figura 8. Circolazione generale nel Mare Adriatico. (a) Principali correnti superficiali estive; (b) Principali correnti idrodinamiche invernali e primaverili (Droghini et al., 2019).

La EAC trasporta verso nord-ovest le acque relativamente calde e ad elevata salinità che entrano dallo Stretto di Otranto, mentre la seconda trasporta acque più diluite e cariche di sedimenti fini e altri materiali immessi dai fiumi nord adriatici (i.e. Po) verso le aree meridionali del bacino.

Sotto lo strato superficiale, l'acqua intermedia levantina modificata (MLIW), proveniente dal Mediterraneo orientale, entra nel Mare Adriatico sul lato orientale dello Stretto di Otranto, ad una profondità compresa tra 200-600 m. Nel nord Adriatico si forma in inverno l'acqua più densa del Mediterraneo orientale (la *Northern Adriatic Dense Water*, NAdDW), la quale scorre principalmente lungo la piattaforma occidentale del Mar Adriatico centrale come corrente di fondo seguendo il gradiente topografico e arriva al promontorio del Gargano.

Una volta arrivata al ciglio della piattaforma continentale sprofonda verso il centro dell'Adriatico Meridionale lungo la scarpata di fronte al Gargano o attraverso il canyon di Bari, trasportando ossigeno disciolto, nutrienti ed inquinanti di varia natura, se presenti, agli ecosistemi bentonici profondi (Langone et al., 2016). Essa contribuisce alla formazione delle *Adriatic Bottom Water* (ABW), una massa d'acqua chiave per il rinnovo delle acque di fondo di tutto il Mediterraneo Orientale.

Nel caso specifico delle coste pugliesi, la scarpata continentale lungo il margine adriatico meridionale si estende a profondità comprese tra 200 e 1000 m ed è interessata dall'azione di due distinte masse d'acque che si muovono entrambe verso SE e interagiscono tra loro (Trincardi et al., 2007): le Acque Levantine Intermedie (LIW; $\rho = 1,02918 \times 10^3 \text{ Kg/m}^3$), che si formano nel Mediterraneo orientale grazie all'intensa evaporazione e poi fluiscono lungo il margine Adriatico meridionale a profondità comprese tra 200 e 600 m; e le NAdDW ($\rho = 1,02952 \times 10^3 \text{ Kg/m}^3$), che si formano per raffreddamento sulla piattaforma settentrionale durante i mesi invernali, discendono verso sud attraverso l'Adriatico meridionale e raggiungono il Mar Ionio, come riportato sopra. Questo complesso sistema di circolazione delle acque di fondo interessa il margine adriatico meridionale in un'area caratterizzata da notevoli irregolarità morfologiche causate dalla presenza di diffusi fenomeni di instabilità dei sedimenti e da trasporto in massa (Minisini et al., 2006).

Valutazione della presenza e distribuzione di mammiferi marini nel Mar Adriatico meridionale

I mammiferi marini, nello specifico i cetacei, sono riconosciuti dalla EU *Marine Strategy Framework Directive* come una componente essenziale degli ecosistemi sostenibili, dal momento che sono altamente sensibili agli impatti antropici sull'ambiente marino nonché indicatori della salute dell'ecosistema (Hooker e Gerber, 2014) e considerati come specie ombrello (Wilcox, 1984). Di conseguenza, la protezione dei cetacei e dei loro habitat è una questione prioritaria nella gestione dell'ambiente marino (Hooker et al., 2011).

Il Mar Mediterraneo, nonostante le sue dimensioni, è un *hotspot* di biodiversità e di habitat per molte specie di cetacei (21 specie), che vi abitano come residenti, visitatori occasionali oppure come transienti nelle sotto-regioni che lo caratterizzano (ACCOBAMS, 2021a) (vedi Figura 9).

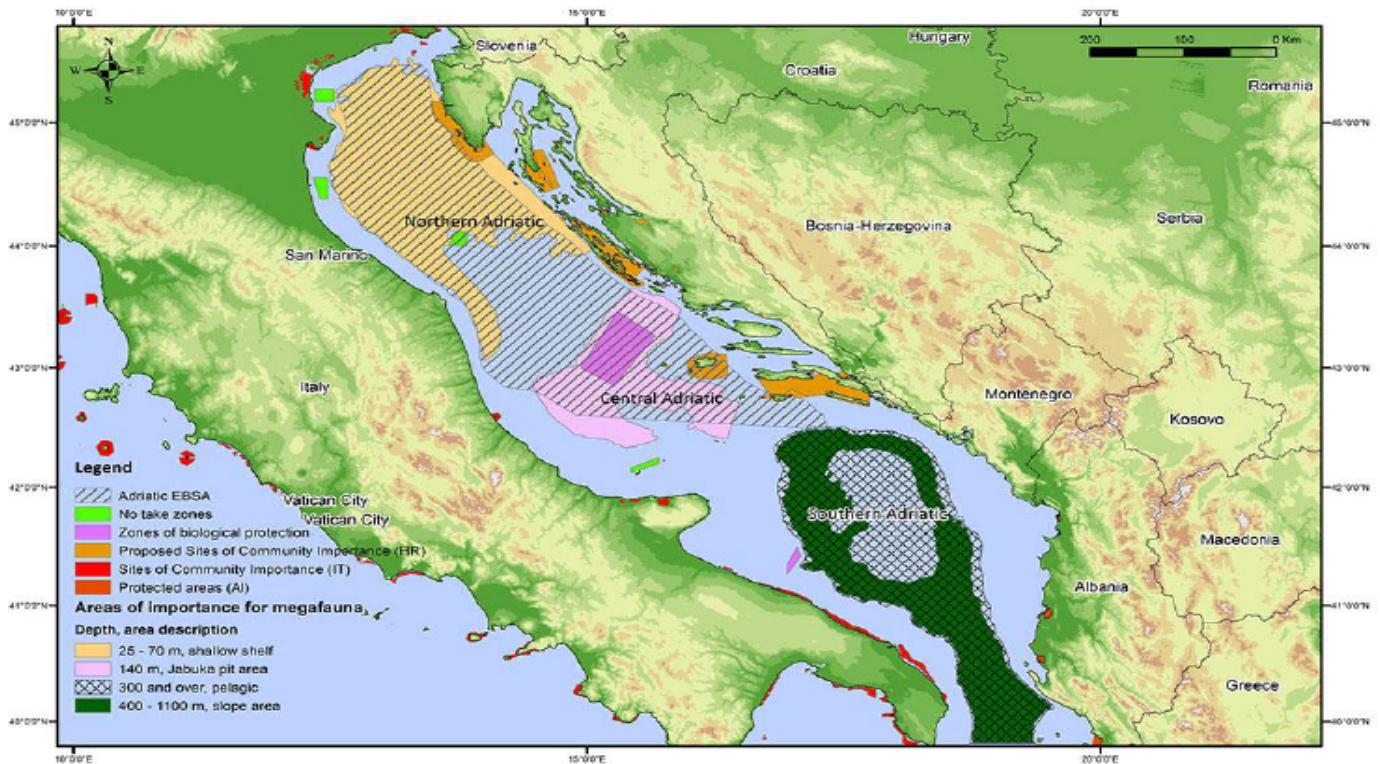


Figura 9. Aree importanti per la megafauna nel Mar Adriatico: aree protette e EBSA (Ecologically or Biologically Significant Marine Areas) identificate (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2014).

Tra le 21 specie di cetacei presenti nel Mar Mediterraneo, otto specie sono considerate presenti con regolarità nei differenti sottobacini mediterranei (compreso il Mar Adriatico Meridionale): il tursiopo (*Tursiops truncatus*), la stenella striata (*Stenella coeruleoalba*), il delfino comune (*Delphinus delphis*), il capodoglio (*Physeter macrocephalus*), il grampo (*Grampus griseus*), lo zifio (*Ziphius cavirostris*), il globicefalo (*Globicephala melas*) e la balenottera comune (*Balaenoptera physalus*) (Notarbartolo di Sciara, 2010).

Dagli studi condotti nel Mar Adriatico meridionale sono emerse evidenze forti circa la presenza regolare delle seguenti specie di cetacei: il tursiopo, la stenella striata, il delfino comune, il grampo e lo zifio.

Il tursiopo è una specie di odontocete con abitudini tipicamente neritiche, anche se la specie mostra un alto livello di plasticità ecologica e comportamentale, dal momento che la sua presenza è stata attestata sia in aree sotto-costa che in mare aperto. Lo stato di conservazione di questa specie è attualmente valutato come *Least Concern* – non minacciata, come riportato nella Lista Rossa della IUCN (Natoli et al. in press; ACCOBAMS, 2021a), grazie agli sforzi di conservazione degli ultimi anni ed in particolare all'istituzione di Aree Marine Protette (AMPs).

Nonostante gli studi relativi alla distribuzione spaziale dei tursiopi nel Mar Adriatico siano scarsi, grazie alla ACCOBAMS Survey Initiative (ASI ACCOBAMS) è stata recentemente realizzata una mappa (Figura 10) che riporta gli avvistamenti effettuati durante la campagna 2018-2019 di monitoraggio aereo e che conferma evidenze di una presenza diffusa di questa specie nel Mar Adriatico meridionale.

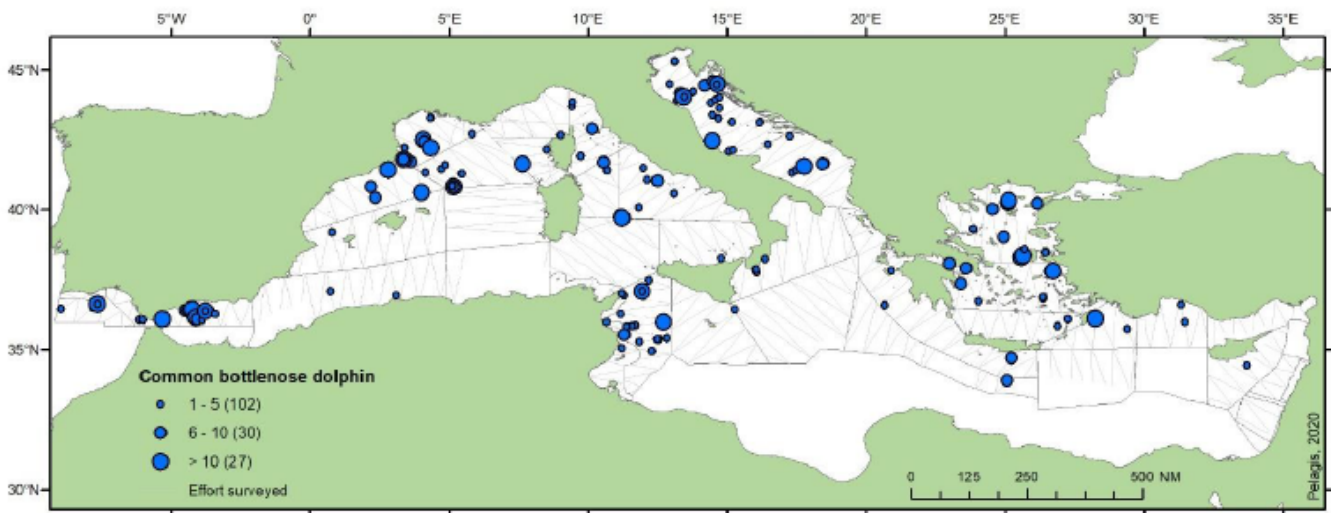


Figura 10. Distribuzione spaziale degli avvistamenti per km di tursiopo (ACCOBAMS, 2021a)

La stenella striata è la specie tra gli odontoceti più abbondante e diffusa nel Mar Mediterraneo ed il suo stato di conservazione è stato valutato come *Least Concern* – non minacciata, come riportato nella Lista Rossa della IUCN (Lauriano et al., in press; ACCOBAMS, 2021a).

Tuttavia, come tutte le altre specie di cetacei annoverati nella presente relazione, la stenella striata è minacciata da numerosi fattori di natura antropica, tra cui il *bycatch* e l'inquinamento acustico.

Nel Mar Mediterraneo, le stenelle striate si trovano prevalentemente nella zona oceanica, avventurandosi molto raramente in acque meno profonde di 100 m.

Questa specie è molto abbondante nel Mar Adriatico meridionale, come testimoniano i lavori di Fortuna et al. (2011) ed il monitoraggio ACCOBAMS ASI (ACCOBAMS, 2021b). Quest'ultimo lavoro, che mostra una mappa della distribuzione spaziale degli avvistamenti di stenella striata e di gruppi misti stenella striata-delfino comune visibile in Figura 11, evidenzia come questa specie sia abbondante lungo la costa orientale pugliese, in particolare presso il Canale di Otranto.

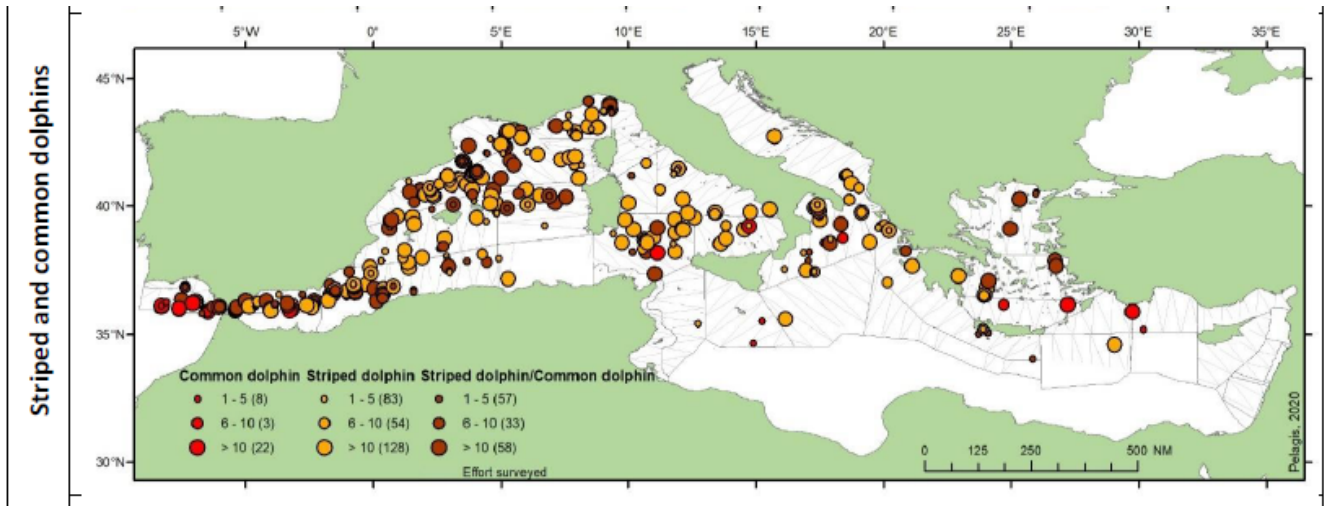


Figura 11 Distribuzione spaziale degli avvistamenti per km di delfino comune, stenella striata e pods misti di delfino comune e stenella striata (ACCOBAMS, 2021b).

Il delfino comune è una specie di odontocete una volta diffusa in tutto il Mediterraneo, sia in acque profonde oceaniche che in acque costiere poco profonde, comprese le aree a meno di 50 m di profondità. Attualmente è classificato come *Endangered* – in pericolo, come riportato nella Lista Rossa della IUCN (Bearzi et al., 2021). I dati relativi alla sua distribuzione nell' Adriatico meridionale sono scarsi e derivano, per lo più, da campagne di monitoraggio aereo ACCOBAMS ASI (ACCOBAMS, 2021b). In Figura 11 sono riportati in rosso tutti gli avvistamenti di delfino comune ed in arancione quello di *pods* misti di delfino comune-stenella striata effettuati durante la campagna di monitoraggio aereo ACCOBAMS ASI.

Il delfino di Risso o grampo è un odontocete che abita i mari temperati e tropicali di tutto il mondo. I grampi prediligono prevalentemente acque pelagiche profonde (300 – 1500 m), specialmente lungo scarpate continentali profonde e canyons sottomarini (ACCOBAMS, 2021b.)

La popolazione mediterranea di questa specie è stata recentemente classificata come *Endangered* – minacciata, come riportato nella Lista Rossa della IUCN (ACCOBAMS, 2021a; Lanfredi et al. *in press*). Gli avvistamenti di grampi sono rari in Adriatico meridionale, come è visibile in Figura 12 però è un dato indicativo di una potenziale presenza, sebbene ridotta nell'area di indagine.

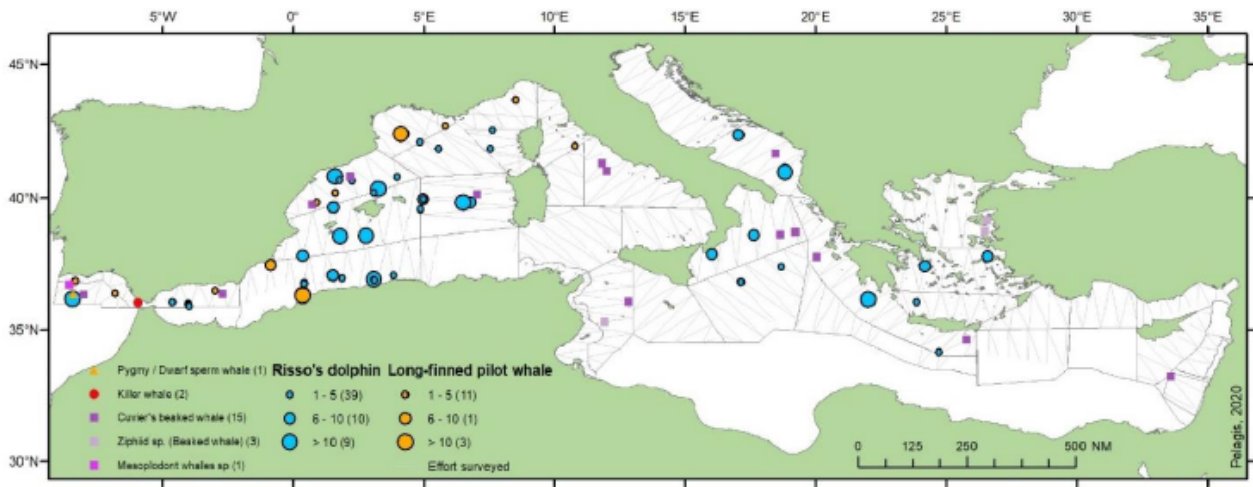


Figura 12. Distribuzione spaziale degli avvistamenti per km di grampi e di globicefali (ACCOBAMS, 2021a).

Valutazione della presenza e distribuzione di rettili marini nel Mar Adriatico meridionale

L'area marina costiera antistante la costa meridionale pugliese rappresenta un *hotspot* di biodiversità ed un habitat elettivo anche per numerose specie di rettili marini, oltre che di cetacei. Dalla letteratura scientifica emerge, infatti, che tutte le tre specie di tartarughe marine che vivono più o meno stabilmente nel Mediterraneo sfruttano tale area per adempiere a esigenze ecologiche differenti, che vanno dalla nidificazione, all'alimentazione o alla migrazione.

La tartaruga comune *Caretta caretta* è la specie più comune e diffusa nel Mediterraneo orientale e la sua popolazione, dopo decenni di sforzi di conservazione mirati a ridurre l'impatto antropico sui siti di nidificazione lungo le coste del Mediterraneo, è stata recentemente valutata come *Least Concern* – non minacciata (Casale and Tucker, 2017).

Da uno studio recente condotto da Zampollo et al. (2022) sulla modellizzazione della nicchia stagionale e sulla distribuzione spaziale di *C. caretta* nel Mar Adriatico centro-meridionale e nel Mar Ionio orientale, è emerso che l'Adriatico meridionale costituisce un'area di alimentazione durante tutto l'anno e che pertanto richiede misure di conservazione distribuite su tutte le stagioni.

In Figura 13 è possibile osservare come lungo la costa pugliese sono presenti delle aree puntuali in corrispondenza del Golfo di Manfredonia, già definito habitat neritico di alimentazione da Casale et al. (2012), Bari, Brindisi.

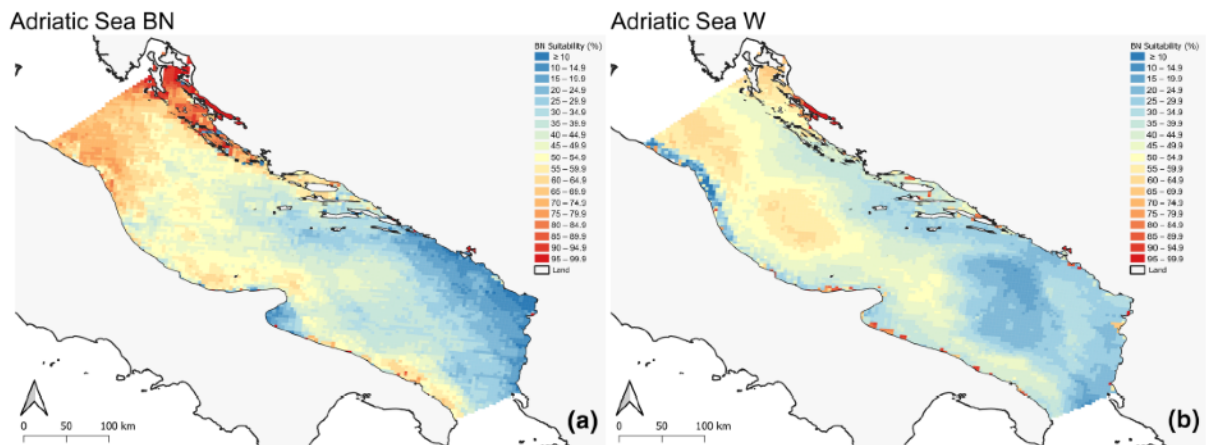


Figura 13. Modello di idoneità dell'habitat durante la stagione di breeding-nesting (BN) (a) e di overwintering (W) (b) (Zampollo et al., 2022).

Altra specie frequentemente osservata nel Mediterraneo è la tartaruga verde *Chelonia mydas*. Anch'essa inserita nella Lista Rossa delle specie minacciate dell'IUCN, è considerata specie *Endangered* – a rischio d'estinzione a livello globale (Seminoff, 2004). Attualmente non vi è una valutazione del suo stato a livello Mediterraneo. L'home range della tartaruga verde include l'Adriatico meridionale, tuttavia, sebbene si abbiano informazioni certe sui suoi siti di nidificazione (Kasperek et al., 2001), ben pochi sono i dati relativi alla sua biologia e distribuzione. Lo studio di Lazar et al. (2004) ha contribuito ad incrementare la conoscenza sulla sua distribuzione nell'Adriatico meridionale, nelle acque costiere della puglia (Figura 14).

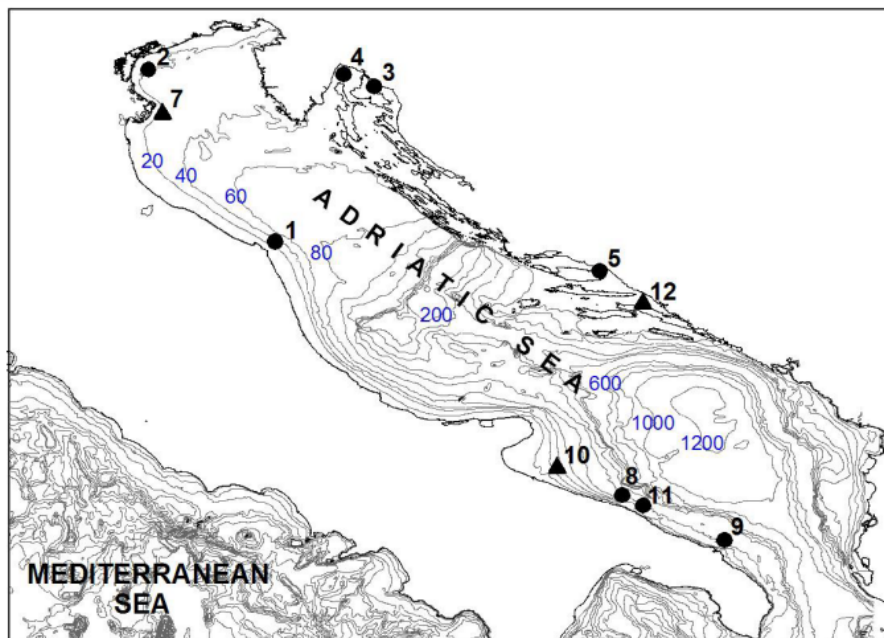


Figura 14. Distribuzione dei ricoveri di *Chelonia mydas* in GSA 18 (Lazar et al., 2004).

La tartaruga liuto *Dermochelys coriacea* è la specie meno diffusa in Mediterraneo rispetto alle altre e risulta presente nel bacino per scopi puramente alimentari e non di nidificazione (Casale et al., 2003). Attualmente la specie è inserita nella Lista Rossa dell'IUCN delle specie minacciate con uno stato di conservazione globale indicato come *Vulnerable* - vulnerabile (Wallace et al., 2013). I dati relativi alla distribuzione geografica di questa specie sono scarsi e derivano per lo più da spiaggiamenti, o da catture accidentali. Dal lavoro di Casale et al. (2003) che si basa su dati di diversa natura (provenienti da *bycatch*, lavori di monitoraggio etc.) emerge come *D. coriacea* sia presente anche nelle acque costiere pugliesi nell'Adriatico meridionale (Figura 15).

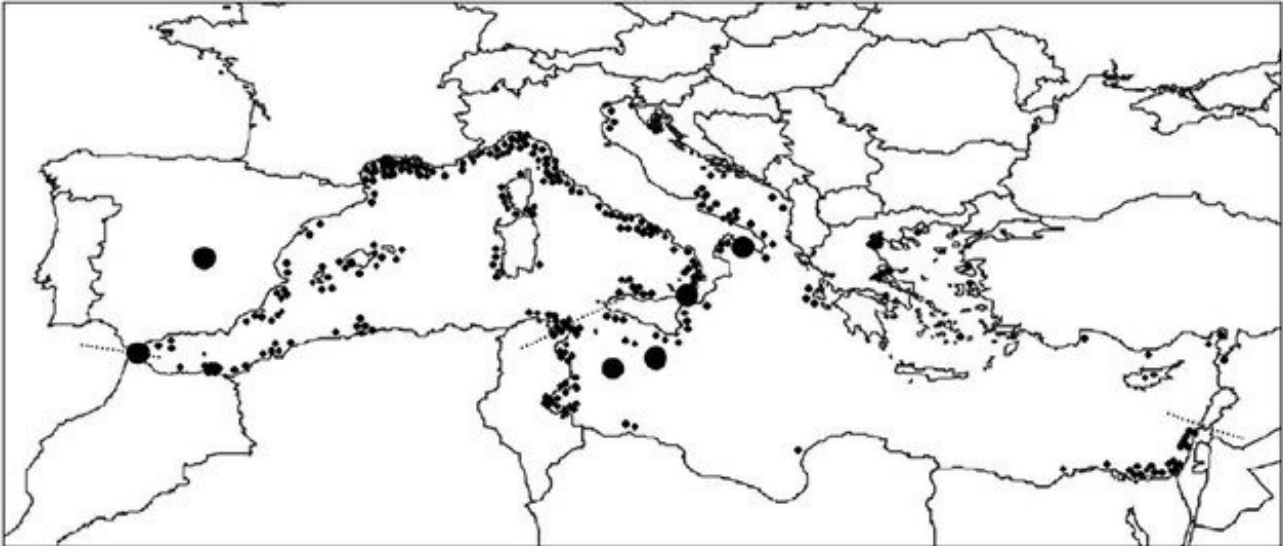


Figura 15. Distribuzione degli avvistamenti nel Mar Mediterraneo di *Dermochelys coriacea*. I cerchi piccoli indicano un avvistamento, mentre i grandi più avvistamenti (Casale et al., 2003).

Valutazione delle pressioni antropiche esistenti nell'area di progetto e del conseguente impatto sulla megafauna marina

Considerato un hotspot di biodiversità marina, il Mar Mediterraneo, con i suoi sotto-bacini, è esposto a molteplici minacce di origine antropica, tra cui l'industria della pesca associata al fenomeno dell'*overfishing* e del *bycatch* (catture accidentali di specie non di valore commerciale, tra cui specie vulnerabili come cetacei e tartarughe marine), il degrado e la conseguente scomparsa degli habitat, l'inquinamento chimico ed acustico, l'eutrofizzazione, il cambiamento climatico e l'invasione di specie aliene (Coll et al., 2010).

Focalizzando lo sguardo sul Mar Adriatico, sia nella sua parte settentrionale che in quella meridionale, è subito evidente che questo sotto-bacino sia fortemente sfruttato, poiché rappresenta una fonte di risorse (dagli stock ittici, alle riserve di gas naturale ed altre idrocarburi fossili) a cui attingere.

Le comunità marine e l'ecosistema stesso risentono dell'impatto delle sopraccitate minacce antropiche, il cui effetto nel medio-lungo periodo si manifesta in un declino dell'abbondanza di specie, sia d'interesse commerciale che d'interesse comunitario, in una semplificazione e compromissione degli ecosistemi e pertanto, in una perdita di biodiversità e funzionalità degli ecosistemi marini. È importante redigere un sommario di quegli aspetti che minacciano lo stato di conservazione delle specie che devono essere oggetto di una maggiore attenzione dal punto di vista conservazionistico.

Attività di pesca

Le attività di pesca sono considerate il principale fattore responsabile della riduzione delle risorse ittiche d'interesse commerciale e tra le forme di pressioni che possono esercitare degli impatti sui cetacei (Carlucci et al., 2021). In particolare, la pesca può rappresentare una seria minaccia allo stato di conservazione della megafauna marina, tra cui cetacei e tartarughe marine, mediante un incremento diretto della loro mortalità, dovuta a catture accidentali nelle reti o in altri attrezzi da pesca (*bycatch*) (Bearzi, 2002; Gilman et al., 2006; Mintzer et al., 2018).

Questo fenomeno è diffuso nell'intero bacino Mediterraneo e va a colpire popolazioni di diverse specie di cetacei che ivi sono residenti o visitatori, andando a determinare una riduzione della biodiversità nonché un peggioramento dello stato di conservazione di specie già minacciate. Alla fine del diciannovesimo secolo le tartarughe marine non erano infrequenti, anzi vi sono testimonianze del fatto che i pescatori dell'Adriatico ne abbiano catturato molti esemplari, soprattutto di *C. caretta*, tanto da determinare una forte diminuzione di individui legata alle catture accidentali e alla distruzione dei siti di nidificazione (Lotze et al., 2011). Il contenimento e la mitigazione del *bycatch* sono necessari per garantire la stabilità delle reti alimentari, delle quali la megafauna rappresenta i predatori di vertice nonché le specie chiave (Roman et al., 2014; Ricci et al., 2021), e dell'ecosistema marino in toto.

Obiettivo delle recenti strategie europee, come la Direttiva Quadro Sulla Strategia Marina (MSFD, 2008/56/CE), che mira al raggiungimento del buono stato ambientale delle acque marine europee (*Good Environmental Status*, GES), è quello di ridurre il tasso di mortalità per gruppi di specie dovuto al *bycatch*, portandolo a livelli inferiori a quelli che minacciano la specie, in modo da garantire la vitalità delle loro popolazioni nel lungo periodo (Criterio 1, Descrittore 1 della MSFD).

La FAO ha elaborato la ripartizione del Mar Mediterraneo in una serie di aree che fanno da riferimento per le attività di gestione delle attività di pesca e per quelle di indagine scientifica. Tali aree rispecchiano i diversi aspetti che le caratterizzano, ovvero giuridico, geografico, ambientale. Il Mar Mediterraneo è stato suddiviso pertanto in 30 sub-aree geografiche, o GSA (FAO *Geographical Sub Areas*) (Figura 16) (Cataudella e Spagnolo, 2012).

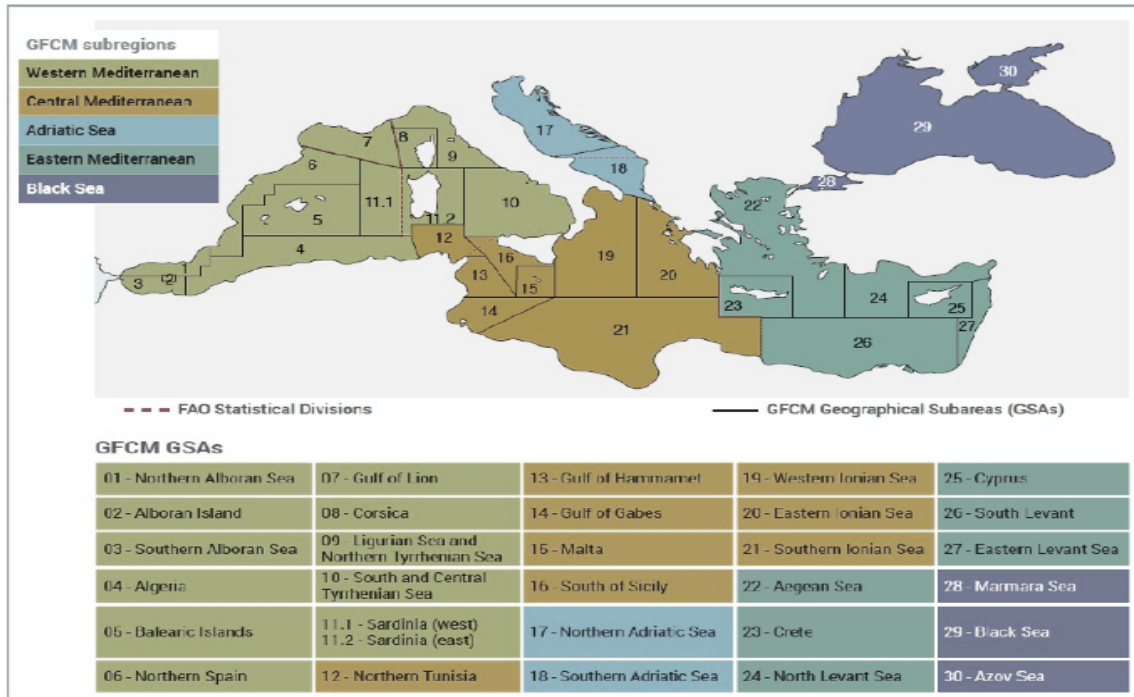


Figura 16. GFCM geographical subareas (GSAs).

Nello specifico, la GSA 17 e la GSA 18 sono aree di grande valore per l'economia del settore pesca, sia in un contesto italiano che europeo (Mannini and Massa, 2000), tanto da aver attraversato importanti cambiamenti che dagli anni 70' agli anni 80' hanno portato ad una crescita drammatica, principalmente nelle catture di piccoli pesci pelagici (i.e. *Sardina pilchardus*) e di specie demersali (*Solea solea*). Naturalmente questo incremento nelle attività di pesca ha comportato un aumento correlato del fenomeno del *bycatch* (schematizzato in Figura 17 e Figura 18) ed un declino di popolazioni di elasmobranchi, nonché di osteitti d'interesse commerciale.

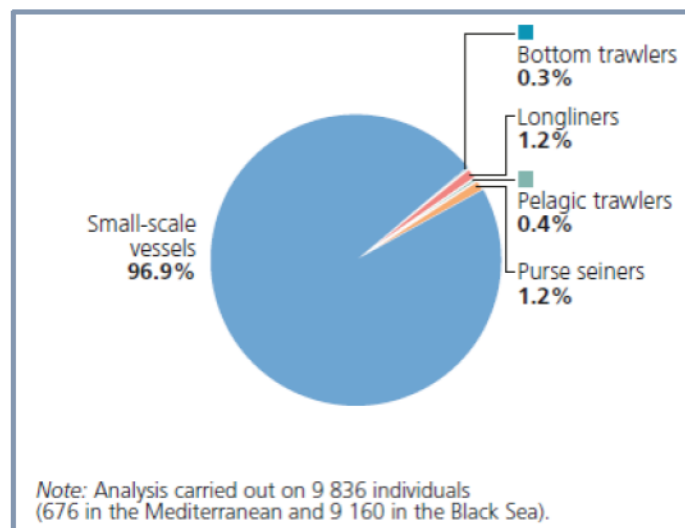


Figura 17. Distribuzione percentuale per tipo di imbarcazione delle catture accidentali di cetacei registrate nelle GSA del Mediterraneo dal 2000-2020 (FAO, 2020).

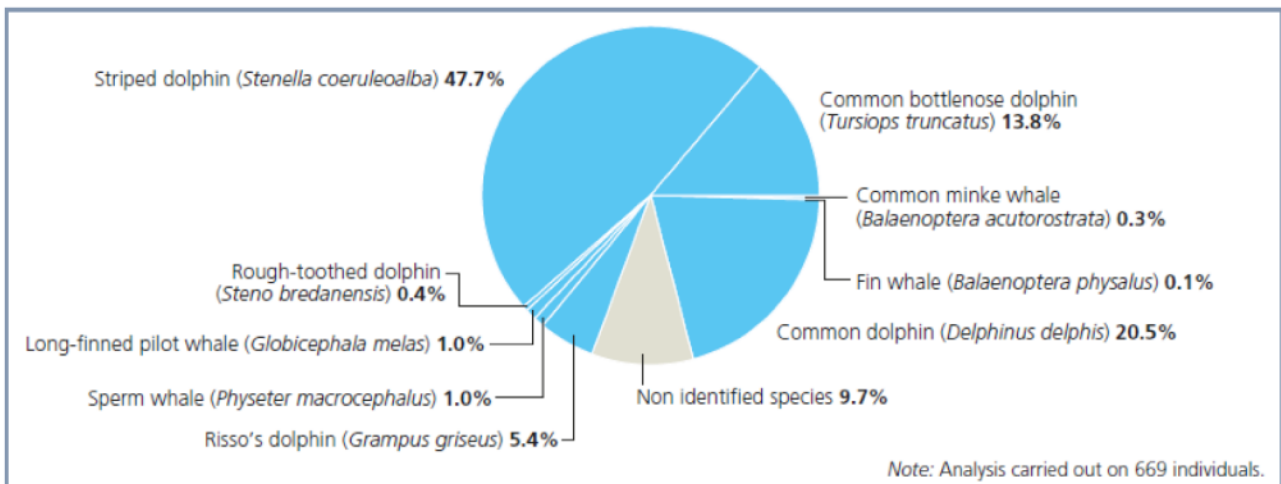


Figura 18. Distribuzione percentuale delle specie di cetacei catturate accidentalmente nelle GSA del Mediterraneo dal 2000 al 2020 (FAO,2020)

Inquinamento chimico da contaminanti

Tra i fattori di origine antropica che costituiscono una minaccia per le aree marine costiere e per la megafauna ivi presente, e che pertanto devono essere monitorati al fine di garantire il raggiungimento del GES (ai sensi della MSFD) si annoverano le sostanze chimiche contaminanti. La presenza di inquinanti nei tessuti del biota marino è inclusa nel Descrittore 8 della MSFD.

Appartengono alla categoria sostanze chimiche contaminanti, e costituiscono pertanto fattori di rischio per il biota marino, i metalli pesanti ed i composti organici persistenti e bioaccumulabili rilasciati direttamente o indirettamente in mare dall'uomo (Kersten e Forstner, 1986). Principali target di questa minaccia sono i cetacei, che in qualità di predatori di vertice della rete trofica marina sono vulnerabili al processo di biomagnificazione, ovvero accumulo di contaminanti lungo la rete trofica. Un animale contaminato da metalli pesanti o organoclorurati è colpito da effetti citotossici dovuti ad un'interferenza del contaminante con le normali attività enzimatiche e metaboliche dell'organismo. Inoltre, tali effetti citotossici possono indurre un cattivo stato di salute e ostacolare le capacità riproduttive dell'animale. Inoltre, è stato dimostrato che alte concentrazioni di inquinanti nei tessuti di cetacei vanno a sopprimere la loro risposta immunitaria e li rendono più suscettibili alle infezioni virali, come quella da Cetacean Morbillivirus (CeMV) (Belliere et al., 2011), che sembra circolare nel Mar Mediterraneo occidentale in epidemie cicliche (Di Guardo e Mazzariol, 2013). Tale virus sembra essere responsabile di numerosi spiaggiamenti di cetacei, tra cui quelli riportati da Mazzariol et al. (2018) relativi a 7 capodogli infetti da CeMV spiaggiati sulla costa Adriatica occidentale. Dato ancora più allarmante è legato ai contaminanti POP (*Persistent organic pollutant*), per i quali sono state trovate delle correlazioni tra la lunghezza del corpo, e quindi l'età dei cetacei e le concentrazioni di PoliCloroBifenili e DDT.

Questo dato suggerisce che individui più anziani accumulano concentrazioni più elevate di contaminanti nei loro corpi (Aguilar et al., 1999).

Le concentrazioni di contaminanti sono state spesso osservate in quantità differenti tra cetacei maschi e femmine (Tanabe et al., 1986). Queste differenze potrebbero essere dovute al fatto che le femmine mature trasferiscono quantità rilevanti di contaminanti alla prole durante la gravidanza e, in misura maggiore, durante l'allattamento (Borrell, 1993).

Come si evince dalla Figura 19, le quattro specie di cetacei maggiormente presenti nel Mar Adriatico sono oggetto dell'inquinamento da contaminanti chimici, che nel Mar Mediterraneo, più che in altri mari, costituiscono una grave minaccia per tutta la cetofauna.

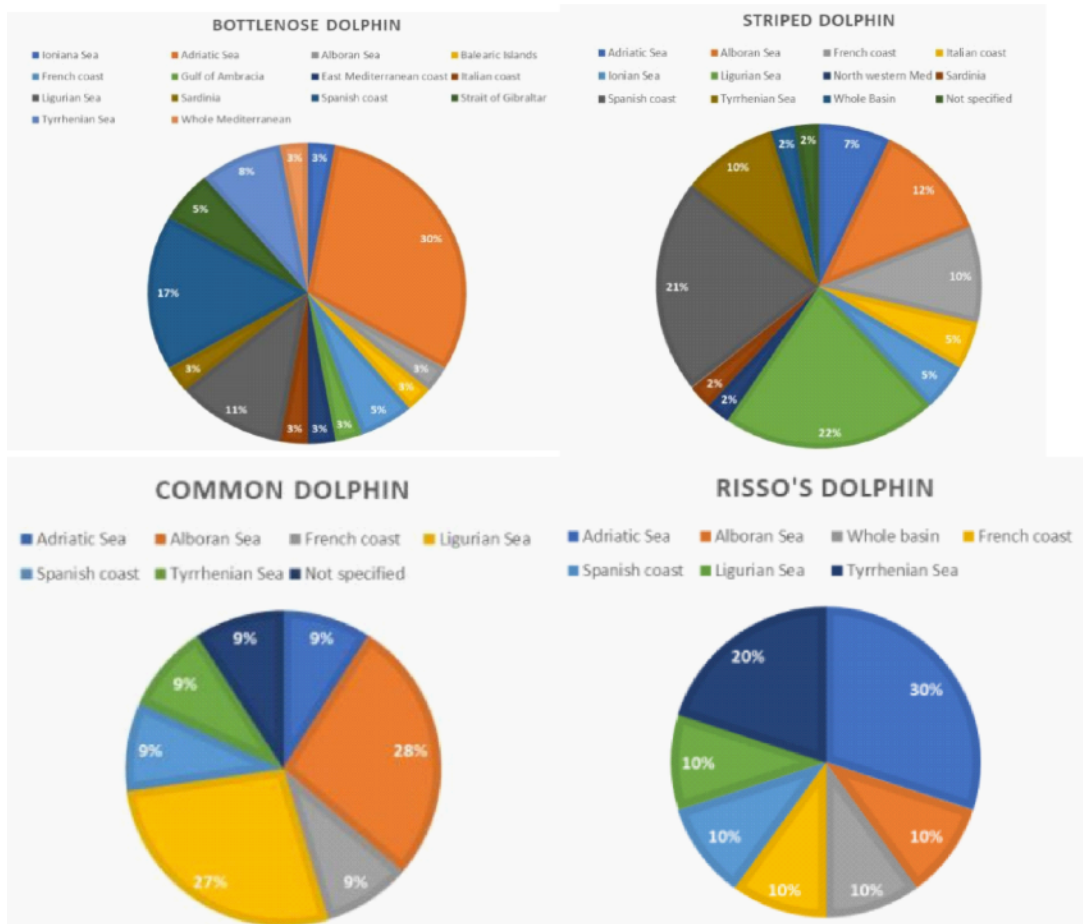


Figura 19. Analisi della distribuzione spaziale degli studi sui contaminanti per le specie di cetacei presenti nel Mar Mediterraneo (ACCOBAMS-MOP8/2022/Inf50).

Traffico marittimo

Ulteriore attività antropica responsabile di un grave impatto sul grado di conservazione di specie e habitat d'interesse comunitario tutelati dalla Direttiva Habitat (EC, 1992), è il traffico marittimo. Questo può impattare sia direttamente mediante collisioni con la megafauna marina (correlazione dimostrata tra le dimensioni e la velocità delle imbarcazioni e la gravità delle ferite sugli animali) (Laist et al., 2001; Silber et al., 2010), che indirettamente attraverso la generazione di rumore ed inquinamento sottomarino (attività indicate dai codici D03.02, G05.11, H06.01, H03).

Nonostante le sue dimensioni ridotte, il Mar Mediterraneo è tra i bacini più trafficati del mondo e il traffico marittimo è in continua crescita (Notarbartolo di Sciara e Birkun, 2010; Geijer e Jones, 2015) e con esso le relative preoccupazioni per tutta la biodiversità delle zone costiere (Sarà et al., 2007). In questo contesto generale, il Mar Adriatico rappresenta un sotto-bacino dall'alto valore economico, nel quale il traffico nautico, come rappresentato in Figura 20, ha densità elevate che costituiscono un fenomeno antropico che deve essere monitorato, come da prescrizioni di diversi accordi ambientali internazionali (ACCOBAMS; protocollo SPA/BD della Convenzione di Barcellona). Nella Figura 20 è inoltre, possibile osservare come l'area destinata alla costruzione del parco eolico sia caratterizzata da un traffico navale mediamente intenso con direzione nord ovest-sud est.

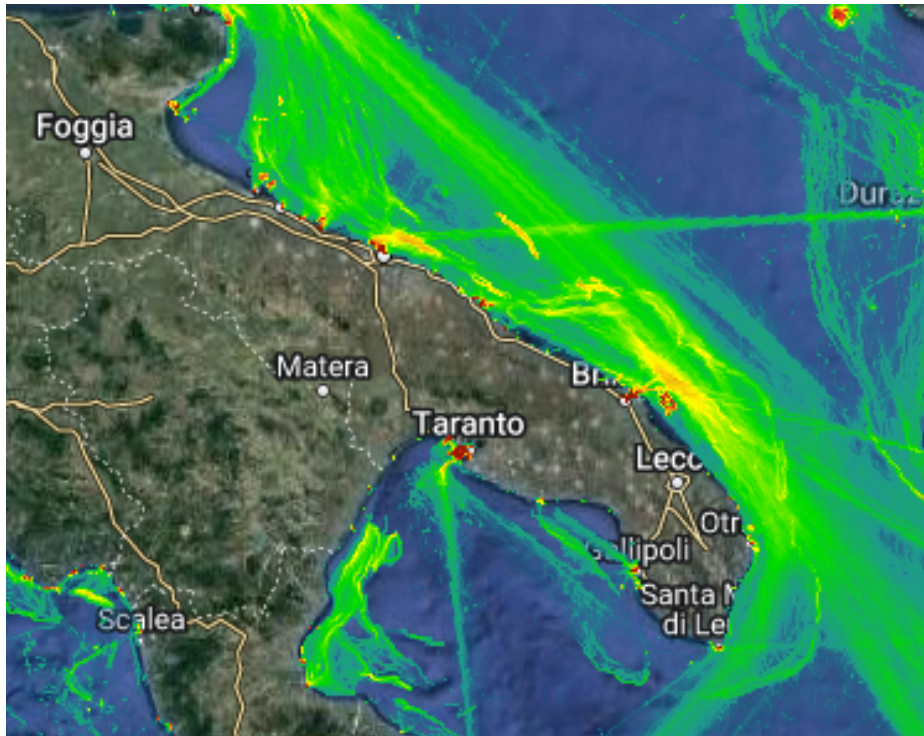


Figura 20. Densità di traffico marittimo nell'area interessata dai lavori (EMODnet2020).

Per quanto riguarda l'impatto derivante dall'inquinamento acustico causato dal traffico nautico, questo può avere un disturbo diretto sui cetacei causando cambiamenti a lungo termine nella loro distribuzione spaziale (Bejder et al., 2006; Arcangeli et al., 2015), modifiche più o meno permanenti dei comportamenti (Richardson et al., 1995; Hudnall 1978; Baker e Herman, 1989), lesioni fisiche dell'apparato uditivo interno. Tali lesioni possono essere di diversa entità da lievi (i.e. comportano cambiamenti fisiologici (91,2%), comportamenti elusivi, spostamenti/migrazione degli animali marini (83.9%), Figura 21 tratta da Duarte et al., 2021) a gravi, fino anche a determinare la perdita dell'udito (Erbe, 2002).

Tuttavia, sembra che i cetacei riescano a tollerare il rumore prodotto dalle navi tra 10 e i 1000 Hz (Wenz, 1962) e che abbiano la capacità di adattarsi in uno scenario di inquinamento acustico, almeno in parte, cambiando la frequenza delle loro vocalizzazioni per riuscire a comunicare

(Lombardo cocktail party effect) (Holt et al., 2009; Hotchkin et al., 2013) o aumentando la soglia di tolleranza (spesso legata ad una diminuzione della risposta agli stimoli uditivi).

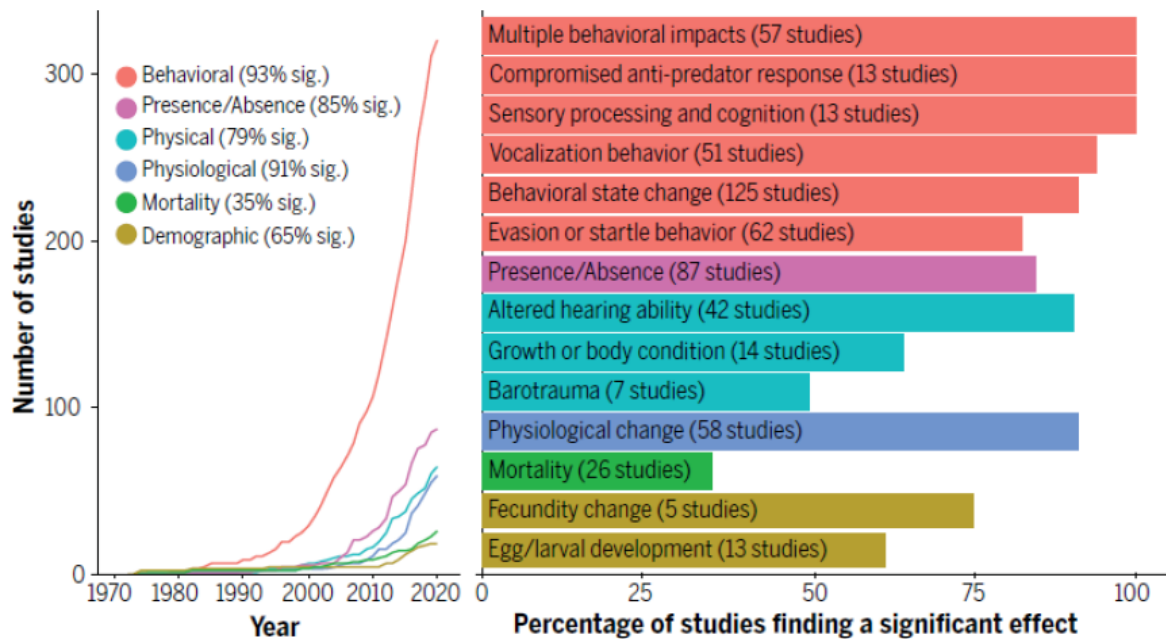


Figura 21. Sintesi degli effetti negativi dell'inquinamento acustico sugli animali marini riportati in letteratura (Duarte et al., 2021)

Valutazione dei potenziali impatti derivanti della realizzazione della Floating Offshore Wind Turbines in progetto

L'energia eolica offshore (OWE) è stata identificata come potenziale fonte di energia rinnovabile, avente un ruolo cruciale nella decarbonizzazione e nella riduzione delle emissioni di gas serra e nel contribuire al raggiungimento dell'Obiettivo di Sviluppo Sostenibile (SDG) 7 delle Nazioni Unite, relativo ad un'energia accessibile e pulita. Tuttavia, la realizzazione di parchi eolici offshore, per quanto sia indispensabile in questo contesto internazionale, non è scevra da potenziali impatti sulle varie componenti dell'ecosistema marino e dunque la progettazione, installazione e messa in esercizio di un parco eolico offshore devono essere monitorati e criticamente valutati.

In primis, ad essere perturbato dalla costruzione di un impianto eolico è il fondale marino e l'habitat bentonico *in situ* (Coates et al., 2014; Dannheim et al., 2020). La costruzione delle fondazioni delle turbine eoliche e delle piattaforme di ancoraggio e palificazione può infatti richiedere la preparazione del fondale marino (ad esempio il livellamento), associata a perturbazione meccanica del fondale. I cavi che collegano le turbine eoliche e la centrale eolica alla terraferma sono generalmente collocati sotto la superficie del fondale marino, con un conseguente disturbo al fondale ed alle comunità bentoniche. Gli effetti del disturbo meccanico dovuto alla costruzione di un parco eolico offshore possono portare a cambiamenti successivi sia negativi (di disturbo e alterazione parziale come già citato) che positivi nell'ambiente fisico (Van den Eynde et al., 2013), nel macro e megabenthos associato (Coates et al., 2014).

Invece, se consideriamo l'habitat pelagico (Klunder et al., 2018; Mavraki et al., 2021) e le comunità ad esso correlate, il rumore generato durante le attività di ancoraggio e palificazione può provocare un cambiamento nella distribuzione delle specie ittiche e dei mammiferi marini (Nall et al., 2017; Brandt et al., 2018). Infatti, una volta installato, un parco eolico offshore determina un effetto barriera artificiale, con la rapida ed estesa colonizzazione dei dispositivi ricoperti di fauna sessile (Krone, et al., 2013a; De Mesel et al., 2015;), e l'attrazione di predatori pelagici e demersali (Wilhelmsson et al., 2006; Reubens, et al., 2014), inducendo pertanto un successivo effetto positivo sulla comunità pelagica del sito.

Ancora, la presenza di una struttura che si estende attraverso l'intera colonna d'acqua può determinare cambiamenti idrografici come la diminuzione o la possibile scomparsa della stratificazione dovuta a turbolenze locali (Floeter et al., 2017), mediante, ad esempio, un micro *up-welling* di nutrienti e, contemporaneamente, una modifica della produzione primaria locale e del flusso di carbonio al benthos e il *benthic-pelagic coupling* (Ricci et al., 2021).

Generalmente, si ha sempre un riposizionamento dello sforzo di pesca (Bergström et al., 2014) associato alla costruzione di un nuovo impianto offshore. A tal riguardo, occorre specificare come la struttura dell'impianto eolico, può svolgere una funzione inattesa di rifugio ecologico a tutte le specie ittiche (di interesse commerciale o conservazionistico), le quali potrebbero arricchire in biomassa i fondali limitrofi sfruttabili dalla pesca, arrivando a garantire la rinnovabilità della risorsa alieutica (Bailey et al., 2014). In questo caso, l'esclusione di alcuni o di tutti i segmenti di pesca dall'area potrebbe anche portare addirittura, come succede nel caso della costituzione di riserve in cui la pesca è interdetta (Aree Marine Protette, ad esempio) ad un sensibile aumento locale dell'abbondanza di prede disponibili per il *feeding* dei predatori di vertice quali gli odontoceti, i pesci cartilaginei ed alcune altre specie di teleostei (tonno, pesce spada, ricciola, dentice etc.) (*sensu* Lindeboom et al., 2011).

Tuttavia, è da monitorare un possibile effetto di un aumento della pressione di pesca nelle aree limitrofe il parco eolico offshore a causa della ridistribuzione dello sforzo di pesca (Stelzenmüller et al., 2011). L'emissione di campi elettromagnetici dai cavi elettrici sottomarini può in aggiunta, causare un effetto sullo sviluppo, fisiologia e/o risposte comportamentali in invertebrati e pesci sensibili (Scott et al., 2018; Hutchison et al., 2018; Solé et al., 2022).

Oltre a tutto questo, sono da tenere in considerazione gli effetti indiretti sul macro- e megabenthos e sulla fauna bento-pelagica (Krone, et al., 2013b; Coates et al., 2016; Hammar et al., 2016; Bergström et al., 2013), nonché sull'intera rete trofica al cui apice si ritrovano gli stessi mammiferi marini (Russell et al., 2014).

La Figura 22 riassume i principali impatti che un impianto eolico potrebbe provocare in un ecosistema marino (Galparsoro et al., 2022).



Figura 22. Impatti più frequenti degli impianti di energia eolica offshore sui principali indicatori di un ecosistema, mostrati per tipo (positivo/negativo) (Galparsoro et al., 2022).

Descrizione delle caratteristiche fisiologiche e di sensibilità ai disturbi acustici della cetofauna presente nell'area di intervento

Quando si considerano nello specifico i cetacei, è inevitabile osservare come, a causa del ruolo funzionale nella rete trofica, un impatto negativo su di essi potrebbe perturbare negativamente l'intera comunità biologica associata attraverso effetti a cascata (Paradell et al., 2021; Carlucci et al., 2021; Kiszka et al., 2022). La costruzione e il funzionamento del parco eolico offshore possono potenzialmente influenzare i mammiferi marini che frequentano l'area selezionata per il progetto in diversi modi.

I mammiferi marini possono essere colpiti dal rumore e dai disturbi causati dai lavori di costruzione, i quali potrebbero, come sopra riportato, andare ad alterare la distribuzione delle prede, rendendo l'area, che sia essa di alimentazione o di riproduzione o anche di navigazione, meno attraente (almeno nel breve termine) durante il periodo di costruzione inducendoli all'abbandono della stessa.

Il principale fattore di disturbo e di rischio per i cetacei associato ad un FOWT è il rumore sottomarino.

La Comunità Europea nella Direttiva Quadro sulla Strategia Marina ha richiesto in un descrittore specifico di qualità dell'ambiente marino che l'introduzione di energia in mare, compreso il rumore sia considerato in via precauzionale, evitando ogni tipo di inquinamento transfrontaliero. Tale Direttiva (recepita in Italia con DLgs 190/2010) ha riconosciuto che "l'introduzione intenzionale o accidentale di energia acustica nella colonna d'acqua, da fonti puntuali o diffuse" rappresenta una forma di inquinamento acustico ed una pressione antropica emergente elevandola ad oggetto di studi specifici (Licitra et al., 2015; Maglio et al., 2016) e di regolamentazione a livello internazionale e nazionale (UNEP/CMS/COP12/Doc.24.2.2; ISPRA, 2011).

Dalla letteratura, i cetacei sono definiti come i maggiori *targets* dello stress acustico (Southall et al., 2007, 2019; Ellison et al., 2012; Farcas et al., 2016; Dunlop et al., 2017; Faulkner et al., 2018), poiché essi utilizzano il suono non solo per comunicare, ma anche per orientarsi nell'ambiente sociale e fisico che li circonda e per navigare e cacciare/alimentarsi. Il *range* delle frequenze utilizzate per comunicare, mediante canali comunicativi specie-specifici, può variare da basse frequenze a partire dai 10 Hz fino a suoni ad altissima frequenza oltre i 100 kHz (Au, 2000). Mentre i Mysticeti si sono specializzati nell'utilizzo degli infrasuoni con valori di frequenza inferiori a 100 Hz, garantendosi la possibilità di comunicazioni a lunghissima distanza (Watkins et al., 1987), gli Odontoceti utilizzano invece *range* che si spingono anche fino agli ultrasuoni intorno ai 200 kHz, che però hanno un campo di propagazione più corto e quindi a breve distanza (Au, 1993, 2000). Le vocalizzazioni dei cetacei si aggiungono al rumore naturale dell'ambiente sottomarino, disegnando un paesaggio acustico complesso, rappresentato in Figura 23 (Urlick, 1983).

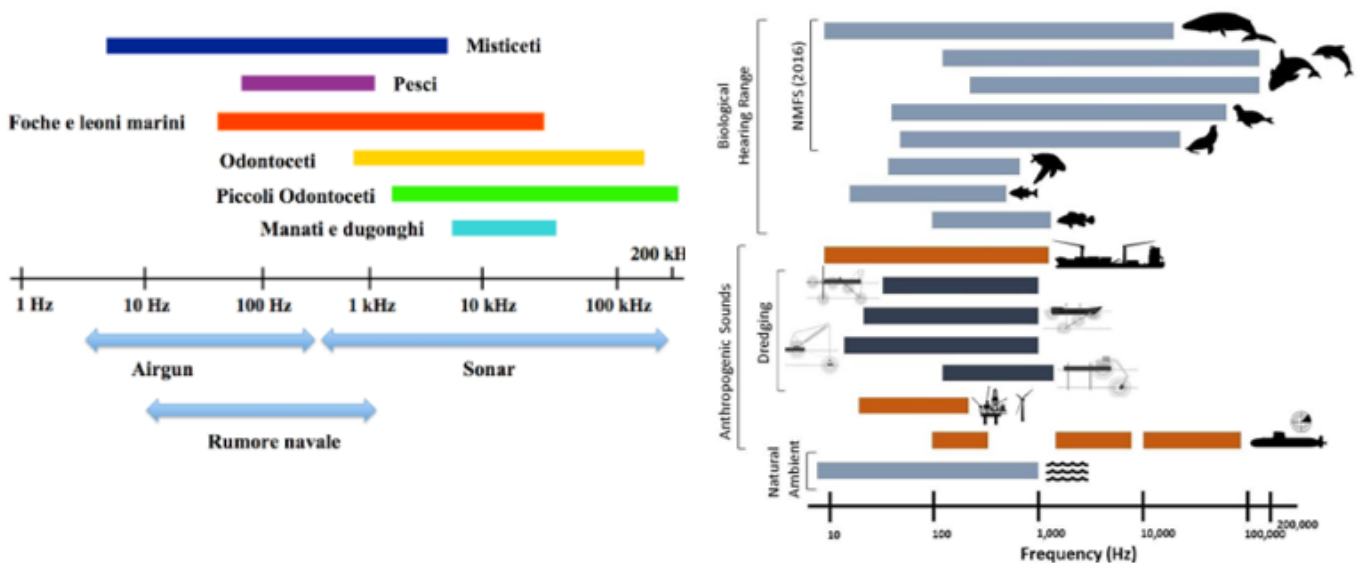


Figura 23. Frequenze di emissione di Mysticeti, Odontoceti e loro sovrapposizione con le frequenze delle maggiori fonti di rumore antropico e naturale (tratta da McQueen et al., 2018).

Sfortunatamente il contributo crescente del rumore sottomarino di origine antropica può alterare questo quadro generale determinando profondi impatti sulla vita e sullo stato di conservazione delle specie di cetacei e altri mammiferi marini (Richardson et al., 1995; Richardson e Wursig; 1997; Hawkins e Popper, 2016; McQueen et al., 2020; Thomsen et al., 2021).

Il rumore sottomarino può avere una varietà di effetti sugli organismi marini che possono essere concettualizzati come zone di influenza sovrapposte rispetto a una sorgente sonora. Questo modello semplificato presuppone che gli effetti siano correlati al livello sonoro ricevuto, il quale a sua volta dipende dalla distanza tra la sorgente sonora e l'organismo potenzialmente investito da tale impulso. È possibile effettuare una distinzione in effetti fisici e/o fisiologici, letali e non letali e tra essi si annoverano (rappresentati in Figura 24):

- la perdita permanente dell'udito;
- lo spostamento permanente/temporaneo della soglia di udibilità (*Permanent Threshold Shift* PTS e *Temporary Threshold Shift*, TTS);
- le variazioni comportamentali (*Behavioural Threshold Shift*, BTS) quali l'allontanamento degli organismi dall'area o il mascheramento dei loro segnali di comunicazione e orientamento (Evans et al., 1996; Clark et al. 2009; Southall et al., 2019 e 2021; Thomsen et al., 2021);
- la morte dell'organismo, la quale può essere immediata sotto l'azione dell'impulso sonoro o anche ritardata quando sono stati inferti danni ai tessuti o agli organi che generano un collasso progressivo delle condizioni individuali.

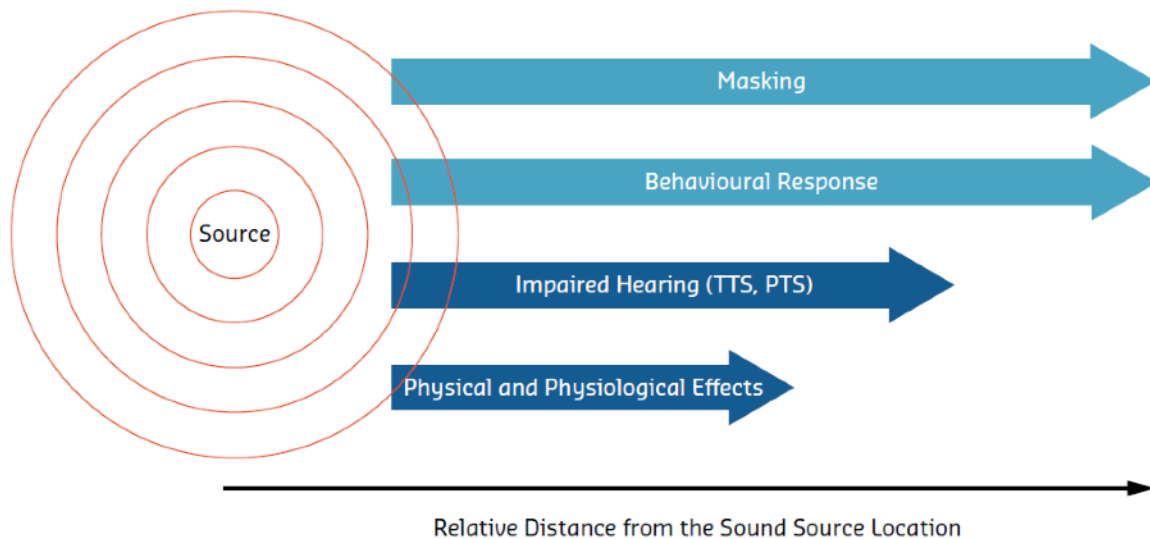


Figura 24. Potenziali effetti del rumore antropico sui cetacei in relazione alla distanza dalla sorgente (Thomsen et al., 2021). TTS = Temporary Threshold Shift and PTS = Permanent Threshold Shift.

L'udibilità di un suono è limitata dalla soglia uditiva dell'animale, come si vede in Figura 25, e quest'ultima può essere mascherata se è al di sotto dei livelli di rumore sottomarino (Wartzok e Ketten, 1999; Hawkins, e Popper, 2016). Questi spostamenti di soglia uditiva sono stati dimostrati anche in altri vertebrati, tra cui pesci, rettili, uccelli (Popper e Clarke, 1976; Mulroy, 1986).

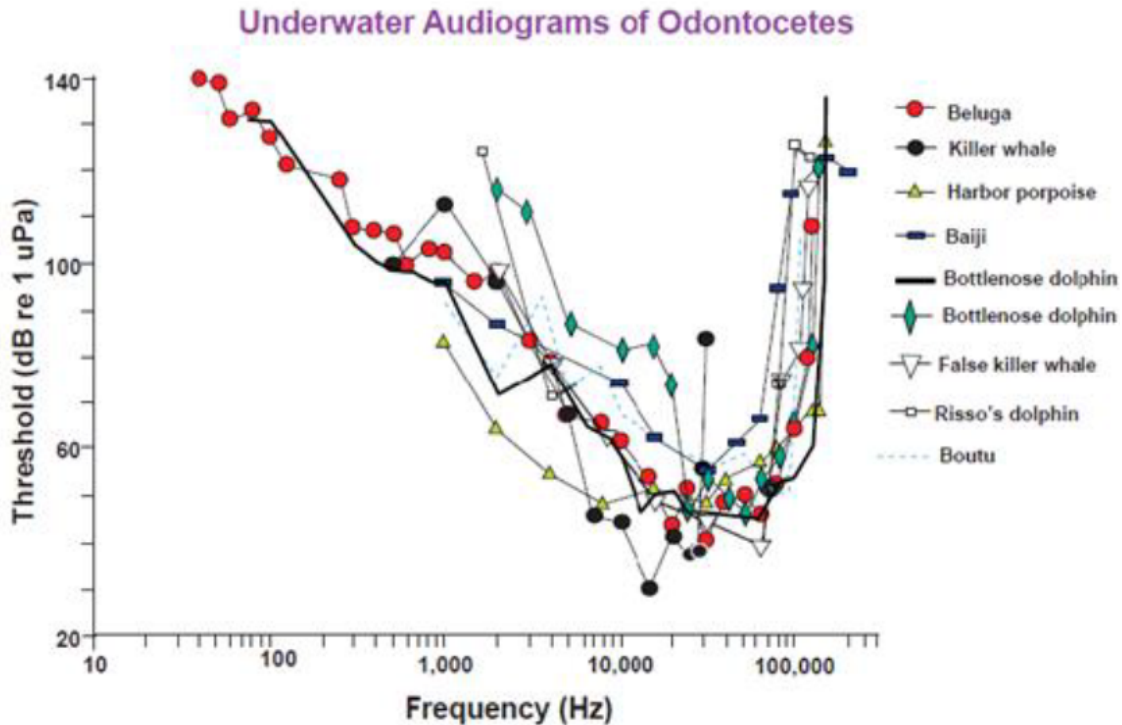


Figura 25. Audiogrammi di alcune specie di mammiferi marini in cui è raffigurata la sensibilità uditiva (threshold - soglia) in funzione della frequenza del suono. I punti più bassi sul grafico illustrano una maggiore sensibilità (l'animale testato potrebbe rilevare suoni di livello inferiore alla frequenza corrispondente) (Wartzok e Ketten, 1999).

È importante, al fine di effettuare una valutazione dell'impatto che sorgenti di rumore sottomarino possono avere sulla salute dei mammiferi marini, conoscere i valori soglia del rumore oltre i quali si possono verificare effetti negativi in relazione alla tipologia di sorgente sonora (Southall et al., 2021), la potenziale risposta comportamentale dei singoli individui o dei *pod* ed, infine, le caratteristiche proprie degli apparati uditivi delle diverse specie marine (Southall et al. (2007).

A tal proposito, i cetacei possono essere classificati in base a gruppi funzionali come cetacei a bassa frequenza (LF), media frequenza (MF) e alta frequenza (HF) (vedi Tabella 2, Southall et al., 2007) ed i diversi gruppi funzionali possono manifestare una riduzione permanente (PTS) o temporanea (TTS) della sensibilità uditiva (Tabella 3).

Functional hearing group	Estimated auditory bandwidth	Genera represented (Number species/subspecies)	Frequency-weighting network
Low-frequency cetaceans	7 Hz to 22 kHz	<i>Balaena, Caperea, Eschrichtius, Megaptera, Balaenoptera</i> (13 species/subspecies)	M _{lf} (lf: low-frequency cetacean)
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)	M _{mf} (mf: mid-frequency cetaceans)
High-frequency cetaceans	200 Hz to 180 kHz	<i>Phocoena, Neophocaena, Phocoenoides, Platanista, Inia, Kogia, Lipotes, Pontoporia, Cephalorhynchus</i> (20 species/subspecies)	M _{hf} (hf: high-frequency cetaceans)
Pinnipeds in water	75 Hz to 75 kHz	<i>Arctocephalus, Callorhinus, Zalophus, Eumetopias, Neophoca, Phocarcots, Otaria, Erignathus, Phoca, Pusa, Halichoerus, Histriophoca, Pagophilus, Cystophora, Monachus, Mirounga, Leptonychotes, Ommatophoca, Lobodon, Hydrurga, and Odobenus</i> (41 species/subspecies)	M _{pw} (pw: pinnipeds in water)
Pinnipeds in air	75 Hz to 30 kHz	Same species as pinnipeds in water (41 species/subspecies)	M _{pa} (pa: pinnipeds in air)

Tabella 2. Gruppi funzionali dell'udito dei mammiferi marini (Southall et al., 2007).

Group	Non-impulsive		Impulse			
	TTS Threshold	PTS Threshold	TTS Threshold		PTS Threshold	
	SEL (Weighted)	SEL (Weighted)	SEL (Unweighted)	Peak SPL (Unweighted)	SEL (Weighted)	Peak SPL (Unweighted)
LF	179	199	168	213	183	219
MF	178	198	170	224	185	230
HF	153	173	140	196	155	202

Tabella 3. Soglie TTS/PTS per i mammiferi marini suddivisi in classi di frequenza (Southall et al., 2007).

In merito alle sorgenti sonore che generano impatti sui cetacei, le più recenti conoscenze scientifiche riguardanti l'udito dei mammiferi e i diversi impatti che il rumore antropico può avere, considerano due tipologie di sorgenti sonore per definire i criteri ed i valori soglia dell'esposizione al rumore dei mammiferi marini.

Le sorgenti del rumore sottomarino che costituisce un rischio per la cetofauna sono state classificate, secondo la recente letteratura scientifica, sulla base del tipo di suono che emettono e dei valori soglia dell'esposizione al rumore dei mammiferi marini, in: (vedi Tabella 4):

- suoni impulsivi (a singolo impulso o ad impulsi multipli);
- suoni continui.

Tuttavia, se si tengono in considerazione i fenomeni fisici della rifrazione, dell'assorbimento e della dispersione, la propagazione del suono subacqueo a lunga distanza attenua le alte frequenze più delle basse frequenze, facendo sì che alcuni suoni, classificati come impulsivi alla sorgente, possano diventare non impulsivi a distanza notevole dalla sorgente (Martin et al., 2017, 2020).

Sound type	Acoustic characteristics (at source)	Examples
Single pulse	Single acoustic event; > 3-dB difference between received level using impulse vs equivalent continuous time constant	Single explosion; sonic boom; single airgun, watergun, pile strike, or sparker pulse; single ping of certain sonars, depth sounders, and pingers
Multiple pulses	Multiple discrete acoustic events within 24 h; > 3-dB difference between received level using impulse vs equivalent continuous time constant	Serial explosions; sequential airgun, watergun, pile strikes, or sparker pulses; certain active sonar (IMAPS); some depth sounder signals
Nonpulses	Single or multiple discrete acoustic events within 24 h; < 3-dB difference between received level using impulse vs equivalent continuous time constant	Vessel/aircraft passes; drilling; many construction or other industrial operations; certain sonar systems (LFA, tactical mid-frequency); acoustic harassment/deterrent devices; acoustic tomography sources (ATOC); some depth sounder signals

Tabella 4. Tipi di suono, caratteristiche acustiche ed esempi di sorgenti sonore di origine antropica. (Southall et al., 2007).

Poiché i suoni non impulsivi e impulsivi hanno soglie diverse all'interno delle normative, per proteggere l'udito dei mammiferi marini sarebbe molto importante disporre di una metrica oggettiva che misuri l'impulsività dei suoni. Attualmente non ci sono parametri concordati per una delimitazione quantitativa del suono impulsivo da non impulsivo, pertanto, la distinzione è effettuata in base alla loro sorgente.

Ad oggi, le sorgenti di suoni antropici impulsivi sono le esplosioni, utilizzate per demolire strutture offshore o per brillamento di ordigni bellici, gli array di *airgun* usati nelle prospezioni geosismiche, il *pile-driving* per la costruzione di infrastrutture infisse nel substrato. A queste sorgenti si aggiungono i sonar utilizzati nelle operazioni militari, comprendenti sia quelli a bassa e media frequenza (*Low- and Medium Frequency Active Sonar*, LFAS and MFAS) sia quelli ad alta frequenza utilizzati a fini civili, per attività di pesca o di ricerca. Tra questi ultimi si includono i *side scan sonars* a *single-beam* o *multibeam*, gli ecoscandagli e i deterrenti acustici (ADD) o *pingers* utilizzati per dissuadere i mammiferi marini dall'avvicinarsi ad attrezzi da pesca fissi o agli impianti di acquacoltura (Figura 26). Gli ADD non sono facilmente classificabili come sorgenti

impulsive o continue. Sono considerati impulsivi se operano con un *duty cycle* basso, cioè quando la durata per la quale il suono è attivo è breve rispetto alla durata per la quale il suono è inattivo. Se funzionano con un *duty cycle* elevato (cioè la durata per la quale il suono è attivo è lunga rispetto alla durata per la quale il suono è inattivo), sono considerati continui (vedi Dekeling et al., 2014).

Le imbarcazioni in navigazione, le piattaforme di estrazione offshore così come le turbine eoliche di un campo offshore sono considerate sorgenti di rumore antropico continuo. A seconda di tipologia, stazza e modalità operative possono generare rumori differenti. In particolare, in ambienti poco rumorosi il rumore delle singole turbine può sovrapporsi e portare a livelli di rumore elevati almeno all'interno dell'area del parco eolico e nelle sue immediate vicinanze.

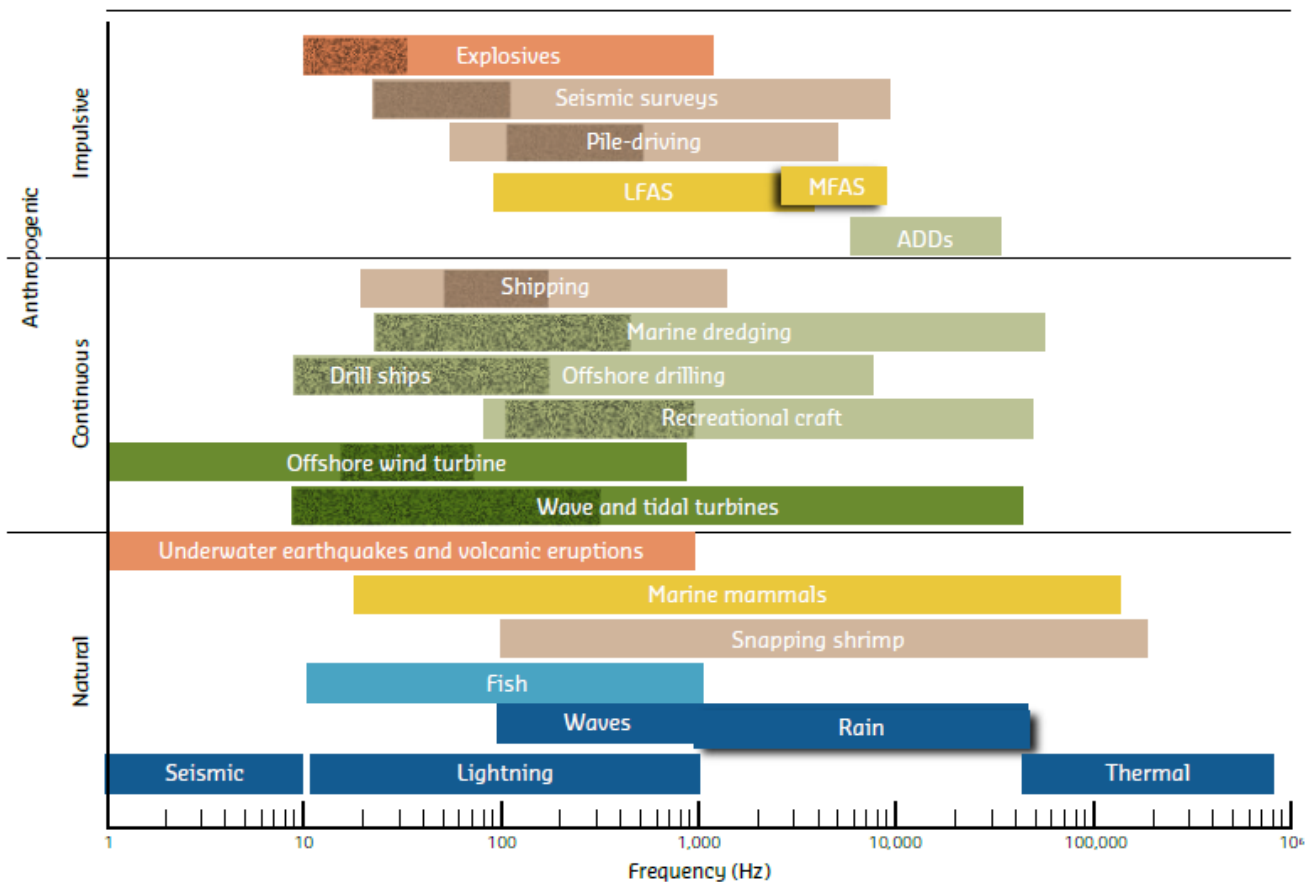


Figura 26. Frequenze di emissione di sorgenti antropiche e naturali, impulsive e continue. Le sorgenti sono ordinate in funzione del loro livello di pressione in dB. Pertanto, in arancione quelle con i più alti livelli di pressione, in blu quelle con i livelli più bassi. Le aree di colore più scure rispetto al colore della barra indicano la gamma di frequenze a maggiore energia. MFAS = ecoscandaglio attivo a media frequenza, LFAS = ecoscandaglio attivo a bassa frequenza, ADD = dispositivo di deterrenza acustica (Dekeling, 2014).

In funzione delle specie di cetacei che sono note essere presenti nell'area di realizzazione dell'impianto e sulla base dei lavori di Southall e colleghi (2007; 2019, 2021) e Finneran et al. (2016), è stato possibile effettuare una classificazione preventiva della sensibilità acustica delle specie di cetacei avvistabili nel Mar Adriatico meridionale. Da questa analisi è possibile osservare come le specie che popolano abitualmente l'area di interesse appartengano ai cetacei a media frequenza che possiedono una banda uditiva stimata a 150 Hz e 160 kHz (Tabella 5). Pertanto, il *Sound Pressure Level* SPL che genera un possibile superamento della TTS o PTS si attesta:

- TTS (cambiamento temporaneo della soglia uditiva):

$SPL = 224 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$

- PTS (ferite all'apparato uditivo o cambiamento permanente della soglia uditiva):

$SPL = 230 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$

Ricercando in bibliografia valori soglia capaci di causare le prime significative risposte comportamentali (BTS) nei cetacei si farà riferimento a quanto riportato in Ispra, 2012 (modificato da Southall et al. 2007) e riferito alle differenti sorgenti di impulsi sonori singoli e multipli o ai rumori non impulsivi.

Valori soglia per Impulsi singoli (tipo battipali):
Sound exposure levels SEL: 183 dB re: 1 $\mu\text{Pa}^2\text{-s}$
Valori soglia per Impulsi multipli (tipo survey geosismici):
Cetacei media frequenza: 90-180 dB re: 1 μPa RL (RMS/ pulse duration)
Valori soglia per rumori non impulsivi (tipo perforazione, navi etc):
Cetacei media frequenza: 110-120 dB re: 1 μPa RMS SPL

Tabella 5. Valori soglia capaci di causare le prime significative risposte comportamentali (BTS) nei cetacei

In fase di valutazione dell'impatto acustico generato da un impianto eolico offshore si devono prendere in considerazione due livelli temporali differenti, uno di breve periodo, associato alla fase di installazione, l'altro di lungo periodo connesso all'operatività dell'impianto durante un orizzonte temporale che prevedibilmente si attesta sui 25-30 anni.

Ad oggi nell'area del Mar Adriatico meridionale destinata alla costruzione del parco eolico, insiste un traffico marittimo mediamente intenso, associato alle attività di trasporto merci, passeggeri ed alla pesca, responsabile di emissioni sonore, perlopiù costanti. È presumibile che data la temporaneità del cantiere, la limitata estensione dell'area oggetto dell'intervento ed il limitato numero e dimensionamento dei mezzi utilizzati, le attività in fase di installazione non incideranno in maniera significativa sull'attuale clima acustico dell'area.

Per quanto riguarda i livelli di pressione sonora subacquea imputabili all'esercizio del parco risulta lampante che il rischio di effetti letali o permanenti negativi direttamente imputabili, è inesistente, dal momento che il valore di picco (stimato), non è superiore a 140 dB re 1 μ Pa (valore) e quindi di gran lunga inferiore ai valori soglia PTS e TTS indicati in precedenza.

Inoltre, entro 100 m di distanza dall'aerogeneratore il livello di pressione sonora equivalente (per ogni singola turbina) risulta inferiore a 120 dB re 1 μ Pa, livello assolutamente al di sotto delle soglie di disturbo comportamentale per i gruppi di mammiferi marini LF ed MF. Il livello sonoro imputabile al parco si riduce a meno di 110 dB re 1 μ Pa entro una distanza di circa 800 m dall'involuppo degli aerogeneratori.

Pertanto, si può presumere che, in relazione alle condizioni in discussione, la presenza del parco non introdurrà alcun fattore di rischio significativo per le specie di mammiferi marini naturalmente presenti nell'area di intervento. In ogni caso, risulterà necessario sviluppare un piano di monitoraggio con lo scopo di garantire la tutela dei cetacei osservati in modo regolare e/od occasionale nel Mar Adriatico meridionale, ed attuare delle strategie di mitigazione qualora se ne dimostrasse la necessità.

Valutazione dei possibili impatti derivanti dalle emissioni EMF sulla cetofauna nell'area di intervento

Dallo stato dell'arte della letteratura scientifica in merito alla magnetoccezione emerge come essa abbia un ruolo importante per molte specie terrestri e acquatiche, che utilizzano il campo magnetico terrestre per orientarsi e navigare nell'ambiente circostante (Bauer et al., 1985; Walker e Dennis, 2005; Wang et al., 2007; Begall et al., 2008; Červený et al., 2011).

I cetacei rientrano tra quelle specie che sfruttano il processo fisiologico della magnetoccezione per percorrere rotte migratorie a lunga distanza (Klinowska, 1988, 1989;) e pertanto risentono di quelle variazioni, seppur lievi (oscillazioni) del campo geomagnetico terrestre (Kirschvink 1990; Walker et al., 1992; Vanselow e Ricklefs, 2005; Vanselow et al., 2009).

È stato dimostrato che oscillazioni anche minime del campo magnetico terrestre, come quelle che avvengono durante le tempeste geomagnetiche, sono correlate con eventi di spiaggiamento di cetacei (Figura 27, Ferrari, 2017).

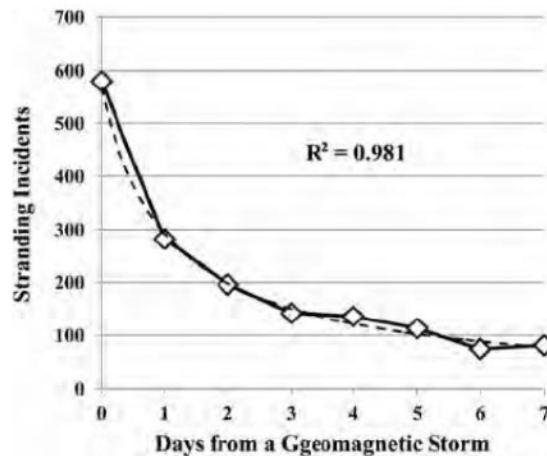


Figura 27 Correlazione tra i giorni dopo una tempesta geomagnetica e spiaquiamenti di cetacei (Ferrari et al. 2017).

I campi magnetici che sono creati da una corrente elettrica che scorre attraverso cavi conduttori possono impedire la corretta percezione del campo geomagnetico (Smith Stegen e Seel, 2013). Sulla base di queste considerazioni è stata avviata una valutazione preventiva dell'influenza potenziale del campo elettromagnetico che si genererà intorno ai cavi elettrici sottomarini necessari alla cablatura verso la sottostazione terrestre collegata all'impianto eolico offshore.

Nello specifico i cavi elettrici utilizzati per la realizzazione del parco eolico sono di due tipologie: quelli di collegamento tra le turbine sono dei cavi dinamici a 66 kV con sezione da 1000 mmq e corrente di impiego pari a 657 A, mentre il cavo di export dell'energia è costituito da un cavo a 380 kV con sezione da 1200 mmq e corrente di impiego pari a 800 A.

Per i cavi di collegamento tra le turbine si ha che già a 4 m l'intensità del campo elettromagnetico è pari a 3 μ T, mentre per il cavo di export questo livello di intensità si raggiunge a 9,4 m dall'asse del cavo. Ma in entrambi i casi si parla di valori massimi pari a circa 3 μ T.

Tenendo conto che, dallo studio dei dati disponibili, risulta che l'intensità geomagnetica nell'area del Mediterraneo varia tra i 43 e i 47 μ T, è evidente come il campo magnetico prodotto dai cavi risulti del tutto trascurabile.

Conclusioni

Sulla base delle considerazioni effettuate in questo studio, non si prevedono conseguenze a lungo termine prodotte dalla realizzazione del parco eolico in oggetto sulla cetofauna locale.

Nello specifico, considerando che le tecnologie applicate per la realizzazione di un parco FOWT, consentono un elevato livello di prefabbricazione a terra, si presume che il rumore subacqueo generato durante l'installazione dell'impianto sarà circoscritto esclusivamente al trasporto e al processo di ancoraggio, garantendo livelli di rumore significativamente meno dannosi per la vita marina, soprattutto nella conduzione produttiva dell'impianto.

Dall'analisi dei dati sul traffico navale riferiti all'area di interesse, si evince che il traffico navale nel Mar Adriatico meridionale risulta essere mediamente intenso. Considerando inoltre la temporaneità del cantiere, la limitata estensione dell'area oggetto dell'intervento ed il limitato numero e dimensionamento dei mezzi utilizzati si presuppone che l'incremento del rumore generato nell'area già interessata dal transito delle rotte del Mar Adriatico sarà trascurabile.

In riferimento al rumore subacqueo generato durante la fase di esercizio del parco FOWT, il valore di picco stimato del livello di pressione sonora, risulta inferiore ai valori soglia PTS e TTS relativi ai gruppi di mammiferi marini LF e MF potenzialmente presenti nell'area, determinando già a 100 m di distanza dalla sorgente livelli di pressione sonora inferiori alle soglie di disturbo comportamentale.

Tuttavia, si ritiene necessario ipotizzare la redazione di un protocollo per la misurazione del rumore realmente prodotto durante le fasi di realizzazione dell'impianto eolico, al fine di verificare l'attendibilità dei dati utilizzati in fase previsionale.

In aggiunta, è auspicata la presenza di marine mammals observers predisposti per il rilievo visivo ed acustico della presenza dei cetacei durante la fase di allestimento del parco eolico, la qual cosa consentirà, qualora si verificassero discostamenti, di applicare in maniera puntuale le dovute misure di mitigazione.

Riferimenti bibliografici

1. IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland.
2. Bogmans, C., 2019. Falling costs make wind, solar more affordable. International monetary fund blog. URL. <https://blogs.imf.org/2019/04/26/falling-costs-make-wind-solar-more-affordable/>.
3. Argnani, A., Favali, P., Frugoni, F., Gasperini, M., Ligi, M., Marani, M. and Mele, G., 1996. Tettonica dell'Adriatico meridionale. Mem. Soc. Geol. It.
4. Tramontana, M., Morelli, D. and Colantoni, P., 1995. Tettonica plio-quadernaria del sistema sud-garganico (settore orientale) nel quadro evolutivo dell'Adriatico centro-meridionale.
5. Palmentola, G., 1987. Lineamenti geologici e morfologici del Salento leccese. Quaderni Ricerche Centro Studi Geotecnica e di Ingegneria, 11, pp.7-30.
6. Pieri, P., Festa, V., Moretti, M. and Tropeano, M., 1997. Quaternary tectonic activity of the Murge area (Apulian foreland-Southern Italy).
7. G., Ricchetti, N., Ciaranfi, E., Luperto, S., Sinni, F., Mongelli, P., Pieri. (1988). Geodinamica ed evoluzione sedimentaria e tettonica dell'avampese Apulo. 41, 57-82.
8. Angeletti, L.; Taviani, M. Offshore Neopycnodonte oyster reefs in the Mediterranean Sea. Diversity 2020, 12, 92.
9. Tropeano, M. and Spalluto, L., 2006. Present-day temperate-type carbonate sedimentation on Apulia shelves (southern Italy). GeoActa, 5, pp.129-142.
10. Caldara, M., Centenaro, E., Mastronuzzi, G., Sansò, P. and Sergio, A., 1998. Features and present evolution of Apulian coast (Southern Italy). Journal of Coastal Research, 26(suppl.), pp.55-64.
11. Bracchi, V.A.; Basso, D.; Marchese, F.; Corselli, C.; Savini, A. Coralligenous morphotypes on subhorizontal substrate: A new categorization. Cont. Shelf Res. 2017, 144, 10–20
12. P.O. FESR 2007/2013-ASSE IV-LINEA 4.4-Azione 4.4.1. Interventi per la rete ecologica. BIOcostruzioni Marine in Puglia—BIOMAP. Final Report. 2014. Available online: <https://trasparenza.regione.puglia.it/provvedimenti/provvedimentidella-giunta-regionale/120738> (accessed on 21 July 2021).
13. Prampolini, M., Angeletti, L., Castellan, G., Grande, V., Le Bas, T., Taviani, M. and Fogliani, F., 2021. Benthic habitat map of the southern adriatic sea (Mediterranean sea) from object-based image analysis of multi-source acoustic backscatter data. Remote Sensing, 13(15), p.2913.
14. Orlic, M., M. Gacic, and P. E. La Violette, The currents and circulation of the Adriatic Sea, 1992, Oceanol. Acta, 15(2), 109-124.

Jonian Dolphin Conservation ETS - SEDE LEGALE Vico Vigilante s.n.c. c/o Palazzo Amati - 74123 - Taranto

EMAIL areaprogetti@joniandolphin.it **WEB** www.joniandolphin.it **PEC** joniandolphin@pec-legal.it

CONTATTI 099.4706269

C.F. 90201930733 - **P.I.** 10804830015

CODICE ID Anagrafe Nazionale delle Ricerche del MIUR 61246XHA

15. Poulain, P.-M., and B. Cushman-Roisin, Circulation, 1992, in Physical oceanography of the Adriatic Sea, edited by B. Cushman-Roisin et al., pp. 67-109, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
16. Langone, L., Conese, I.; Miserocchi, S.; Boldrin, A.; Bonaldo, D.; Carniel, S.; Chiggiato, J.; Turchetto, M.; Borghini, M.; Tesi, T. (2016) Dynamics of particles along the western margin of the Southern Adriatic: Processes involved in transferring particulate matter to the deep basin, Marine Geology, 375, 28-43.
17. Trincardi, F., Fogliani, F., Verdicchio, G., Asioli, A., Correggiari, A., Minisini, D., Piva, A., Remia, A., Ridente, D. and Taviani, M., 2007. The impact of cascading currents on the Bari Canyon System, SW-Adriatic margin (Central Mediterranean). Marine Geology, 246(2-4), pp. 208-230.
18. Minisini, D., Trincardi, F. and Asioli, A., 2006. Evidence of slope instability in the Southwestern Adriatic Margin. Natural Hazards and Earth System Sciences, 6(1), pp. 1-20.
19. Droghini, E., Annibaldi, A., Prezioso, E., Tramontana, M., Frapiccini, E., De Marco, R., Illuminati, S., Truzzi, C. and Spagnoli, F., 2019. Mercury content in Central and Southern Adriatic Sea sediments in relation to seafloor geochemistry and sedimentology. Molecules, 24(24), p. 4467.
20. Hooker, S.K. and Gerber, L.R., 2004. Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: the potential importance of megafauna. Bioscience, 54(1), pp. 27-39.
21. Wilcox, B.A., 1984. Conservation of genetic resources determinants of minimum area requirements.
22. Hooker, S.K., Cañadas, A., Hyrenbach, K.D., Corrigan, C., Polovina, J.J. and Reeves, R.R., 2011. Making protected area networks effective for marine top predators. Endangered Species Research, 13(3), pp. 203-218.
23. ACCOBAMS, 2021a. Conserving Whales, Dolphins and Porpoises in the Mediterranean Sea, Black Sea and adjacent areas: an ACCOBAMS status report. By: Notarbartolo di Sciara G., Tonay A.M. Ed. ACCOBAMS, Monaco. 160 p.
24. Notarbartolo di Sciara G., Birkun Jr. A., 2010. Conserving Whales, Dolphins and Porpoises in the Mediterranean and Black Sea: an ACCOBAMS Status Report. ACCOBAMS, Monaco.
25. Natoli A., Genov T., Kerem D., Gonzalvo J., Holcer D., Labach H., et al. (2021) *Tursiops truncatus* (Mediterranean subpopulation) (The IUCN Red List of Threatened Species 2021) (Accessed 22 July 2022).
26. Lauriano G. In press. Striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, Mediterranean subpopulation. The IUCN Red List of Threatened Species 2021.
27. ACCOBAMS, 2021b. Estimates of abundance and distribution of cetaceans, marine megafauna and marine litter in the Mediterranean Sea from 2018-2019 surveys. By Panigada S., Boisseau O., Canadas A., Lambert C., Laran S., McLanaghan R., Moscrop A. Ed. ACCOBAMS - ACCOBAMS Survey Initiative Project, Monaco, 177 pp.

28. Bearzi, G., Genov, T., Natoli, A., Gonzalvo, J. & Pierce, G.J. 2021. *Delphinus delphis* (Inner Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T189865869A189865884. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T189865869A189865884.en>
29. Fortuna, C. M., Holcer, D., Filidei Jr, E., Donovan, G. P. & Tunesi, L. (2011b) The first cetacean aerial survey in the Adriatic sea: summer 2010. In: 7th Meeting of the ACCOBAMS Scientific committee, p. 16
30. Gaspari, S. and Natoli, A., 2012. *Grampus griseus* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species, 2012, pp.e-T16378423A16378453
31. UNEP-MAP-RAC/SPA. 2014. Status and Conservation of Cetaceans in the Adriatic Sea. By D. Holcer, C.M. Fortuna & P. C. Mackelworth. 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.
32. Cañadas, A. & Notarbartolo di Sciarra, G. 2018. *Ziphius cavirostris* (Mediterranean subpopulation) (errata version published in 2021). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T16381144A199549199. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T16381144A199549199.en>. Accessed on 15 December 2022.
33. Lanfredi, C.; Arcangeli, A.; David, L.; Holčer, D.; Rosso, M.; Natoli, A. in press. Risso's dolphin, *Grampus griseus*, Mediterranean subpopulation. In the IUCN Red List of Threatened Species; 2021.
34. Zampollo, A., Arcangeli, A., Costantino, M., Mancino, C., Crosti, R., Pietroluongo, G., Giacomina, C. and Azzolin, M., 2022. Seasonal niche and spatial distribution modelling of the loggerhead (*Caretta caretta*) in the Adriatic and Ionian seas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.
35. Casale, P. and Tucker, A.D., 2017. *Caretta caretta* (amended version of 2015 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e. T3897A119333622.
36. Casale, P., Simone, G., Conoscitore, C., Conoscitore, M. and Salvemini, P., 2012b. The Gulf of Manfredonia: a new neritic foraging area for loggerhead sea turtles in the Adriatic Sea. *Acta Herpetologica*, 7(1), pp.1-12.
37. Casale, P., Nicolosi, P., Freggi, D., Turchetto, M. and Argano, R., 2003. Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in Italy and in the Mediterranean basin. *Herpetological Journal*, 13(3), pp.135-140
38. Wallace, B.P., Tiwari, M. & Girondot, M. 2013. *Dermochelys coriacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T6494A43526147. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T6494A43526147.en>. Accessed on 26 November 2022.
39. Seminoff, J.A. (Southwest Fisheries Science Center, U.S.). 2004. *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T4615A11037468. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T4615A11037468.en>. Accessed on 27 November 2022.

- 40.Kasperek, M., Godley, B. J. & Broderick, A. C. (2001). Nesting of the green turtle, *Chelonia mydas*, in the Mediterranean: a review of status and conservation needs. *Zoology in the Middle East* 24, 45-74.
- 41.Lazar B, Casale P, Tvrtkovic N, Kozul V, Tutman P, Glavic N (2004) The presence of the green sea turtle, *Chelonia mydas*, in the Adriatic Sea. *Herpetolog J* 14:143–147
- 42.Coll M., Piroddi C., Steenbeek J., Kaschner K., Ben Rais Lasram F., Aguzzi J., Ballesteros E., et al. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats, *PLoS ONE*, 2010, vol. 5 e11842
- 43.Barausse, A., Michieli, A., Riginella, E., Palmeri, L. and Mazzoldi, C., 2011. Long-term changes in community composition and life-history traits in a highly exploited basin (northern Adriatic Sea): the role of environment and anthropogenic pressures. *Journal of Fish Biology*, 79(6), pp.1453-1486.
- 44.Carlucci R., Capezzuto F., Cipriano G., D'Onghia G., Fanizza C., Libralato S., Maglietta R., Maiorano P., Sion L., Tursi A., Ricci P., 2021. Assessment of cetacean–fishery interactions in the marine food web of the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea, Central Mediterranean Sea). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 31(1), 135-156.
- 45.Bearzi G., 2002. Interactions between cetaceans and fisheries in the Mediterranean Sea. In: Notarbartolo di Sciara G (ed) *Cetaceans of Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and Conservation Strategies*. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco. 9, 20.
- 46.Gilman E., Brothers N., McPherson G.R., Dalzell P., 2006. A review of cetacean interactions with longline gear. *Journal of Cetacean Research and Management*. 8(2),215–223.
- 47.Mintzer V.J., Diniz K., Frazer T.K., 2018. The use of aquatic mammals for bait in global fisheries. *Frontiers in Marine Science*. 5, 191.
- 48.Lotze, H.K., Coll, M., Magera, A.M., Ward-Paige, C. and Airoidi, L., 2011. Recovery of marine animal populations and ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 26(11), pp.595-605.
- 49.Mannini, P. and Massa, F., 2000. Brief overview of Adriatic fisheries landing trends (1972–97). In Report of first meeting of the Adriamed coordination committee FAO-MiPAF scientific cooperation to support responsible fisheries in the Adriatic sea GCP/RER/010/ITA/TD-01. *Studies and Reviews—General Fisheries Commission for the Mediterranean (FAO)* (pp. 31-49).
- 50.Mazzariol, S., Centelleghè, C., Cozzi, B., Povinelli, M., Marcer, F., Ferri, N., Di Francesco, G., Badagliacca, P., Profeta, F., Olivieri, V. and Guccione, S., 2018. Multidisciplinary studies on a sick-leader syndrome-associated mass stranding of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) along the Adriatic coast of Italy. *Scientific reports*, 8(1), pp.1-18.
- 51.Galparsoro, I., Menchaca, I., Garmendia, J.M., Borja, Á., Maldonado, A.D., Iglesias, G. and Bald, J., 2022. Reviewing the ecological impacts of offshore wind farms. *npj Ocean Sustainability*, 1(1), pp.1-8.
- 52.Roman J., Estes J.A., Morissette L., Smith G., Costa D., McCarthy J., Stephen J.B., Pershing N.A., Smetacek V., 2014. Whales as marine ecosystem engineers. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 12(7),377–385.

53. Ricci, P.; Manea, E.; Cipriano, G.; Cascione, D.; D'Onghia, G.; Ingresso, M.; Fanizza, C.; Maiorano, P.; Tursi, A.; Carlucci, R., 2021. Addressing Cetacean–Fishery Interactions to Inform a Deep-Sea Ecosystem-Based Management in the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea, Central Mediterranean Sea). *J. Mar. Sci. Eng.*, 9, 872. <https://doi.org/10.3390/jmse9080872>
54. Cataudella e Spagnolo, 2012. Lo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani. Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali.
55. Kersten, M. and Förstner, U., 1986. Chemical fractionation of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediments. *Water Science and Technology*, 18(4-5), pp.121-130.
56. Bellière, E.N., Esperón, F., Fernández, A., Arbelo, M., Muñoz, M.J. and Sánchez-Vizcaíno, J.M., 2011. Phylogenetic analysis of a new Cetacean morbillivirus from a short-finned pilot whale stranded in the Canary Islands. *Research in veterinary science*, 90(2), pp.324-328.
57. Di Guardo, G., Di Francesco, C.E., Eleni, C., Cocumelli, C., Scholl, F., Casalone, C., Peletto, S., Mignone, W., Tittarelli, C., Di Nocera, F. and Leonardi, L., 2013. Morbillivirus infection in cetaceans stranded along the Italian coastline: pathological, immunohistochemical and biomolecular findings. *Research in Veterinary Science*, 94(1), pp.132-137.
58. Aguilar, A., Borrell, A. and Pastor, T., 1999. Biological factors affecting variability of persistent pollutant levels in cetaceans. *J. Cetacean Res. Manage.*, pp.83-116.
59. Tanabe, S., Miura, S. and Tatsukawa, R., 1986. Variations of organochlorine residues with age and sex in Antarctic minke whale.
60. Borrell, A., 1993. PCB and DDT in blubber of cetaceans from the northeastern north Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 26(3), pp.146-151.
61. Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S. and Podesta, M., 2001. Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science*, 17(1), pp.35-75.
62. Silber, G.K., Slutsky, J. and Bettridge, S., 2010. Hydrodynamics of a ship/whale collision. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 391(1-2), pp.10-19.
63. EC, 1992. Directive 92/43/EEC on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora. Commission of the European Communities, Brussels.
64. Notarbartolo di Sciara G., Birkun Jr. A., 2010. Conserving Whales, Dolphins and Porpoises in the Mediterranean and Black Sea: an ACCOBAMS Status Report. ACCOBAMS, Monaco.
65. Geijer C.K., Jones P.J., 2015. A network approach to migratory whale conservation: are MPAs the way forward or do all roads lead to the IMO?. *Marine Policy*. 51, 1-12.
66. Sarà G., Dean J.M., D'Amato D., Buscaino G., Oliver A., Genovese S., Ferro G., Buffa G., Lo Martire M., Mazzola S., 2007. Effect of boat traffic on the behaviour of the bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*. 331, 243–253.
67. Bejder L., Samuels A., Whitehead H., Gales N., Mann J., Connor R., Heithaus M., Watson-Capps J., Flaherty C., Krützen M., 2006. Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology*. 20 (6), 1791-1798.

68. Arcangeli, A., Campana, I., Marini, L., MacLeod, C.D., 2015. Long-term presence and habitat use of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in the central Tyrrhenian Sea. *Mar. Ecol.*
69. Richardson W.J., Greene C.R., Malme C.I., Thompson D.H. 1995. *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego, 576.
70. Hudnall J., 1978. A report on the general behaviour of humpback whales near Hawaii, and the need for the creation of a whale park. *Oceans*. 11, 8–15.
71. Baker C.S., Herman L.M., 1989. The behavioral responses of summering humpback whales to vessel traffic: experimental and opportunistic observations. Final report of the National Park Service, Alaska Regional Office, Anchorage
72. Duarte C.M., Chapuis L., Collin S.P., Costa D.P., Devassy R.P., Eguiluz V.M., Erbe C., Gordon T., 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., Juane F., 2021. The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science*, 371.
73. Wenz G.M., 1962. Acoustics Ambient Noise in the ocean: spectra and sources. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 34, 1936-1956.
74. 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. *Journal of Acoustical Society of America*. 125, 27–32.
75. Hotchkiss C., Parks S., 2013. The Lombard effect and other noise-induced vocal modifications: Insight from mammalian communication systems. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 88, 809–824.
76. Coates, D. A., Deschutter, Y., Vincx, M., and Vanaverbeke, J. 2014. Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Marine Environmental Research*, 95: 1–12.
77. Klunder, L., Lavaleye, M.S.S., Filippidi, A., van Bleijswijk, J.D.L., Reichart, G.-J., van der Veer, H.W., Duineveld, G.C.A., Mienis, F., 2018. Impact of an artificial structure on the benthic community composition in the southern North Sea: assessed by a morphological and molecular approach. *ICES J. Mar. Sci.* <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy114>.
78. Van den Eynde, D., Baeye, M., Brabant, R., Fettweis, M., Francken, F., Haerens, P., Mathys, M. et al. 2013. All quiet on the sea bottom front? Lessons from the morphodynamic monitoring. In *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Learning from the past to optimise future Monitoring Programmes*, pp. 35–47. Ed. by S. Degraer, R. Brabant, and B. Rumes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, Brussels, Belgium. 239 pp.
79. Brandt, M. J., Dragon, A. C., Diederichs, A., Bellmann, M. A., Wahl, V., Piper, W., Nabe-Nielsen, J. et al. 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Marine Ecology Progress Series*, 596: 213–232.

- 80.Krone, R., Gutow, L., Brey, T., Dannheim, J., and Schroder, A. 2013b. Mobile demersal megafauna at artificial structures in the German Bight—likely effects of offshore wind farm development. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 125: 1–9.
- 81.De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B., and Degraer, S. 2015. Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia*, 756: 37–50.
- 82.Nall, C. R., Schla“ppy, M.-L., and Guerin, A. J. 2017. Characterisation of the biofouling community on a floating wave energy device. *Biofouling*, 33: 379–396.
- 83.Wilhelmsson, D., Malm, T., and O“hman, M. C. 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 775–784.
- 84.Reubens, J. T., Degraer, S., and Vincx, M. 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia*, 727: 121–136.
- 85.Floeter, J., van Beusekom, J. E. E., Auch, D., Callies, U., Carpenter, J., Dudeck, T., Eberle, S. et al. 2017. Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. *Progress in Oceanography*, 156: 154–173.
- 86.Bergstr“om, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Capetillo, N. A., and Wilhelmsson, D. 2014. Effects of offshore wind farms on marine wildlife—a generalized impact assessment. *Environmental Research Letters*, 9: 12.
- 87.Dannheim, J., Bergstr“om, L., Birchenough, S.N.R., Brzana, R., Boon, A.R., Coolen, J.W.P., Dauvin, J.-C., De Mesel, I., Derweduwen, J., Gill, A.B., Hutchison, Z.L., Jackson, A. C., Janas, U., Martin, G., Raoux, A., Reubens, J., Rostin, L., Vanaverbeke, J., Wilding, T.A., Wilhelmsson, D., Degraer, S., 2020. Benthic effects of offshore renewables: identification of knowledge gaps
- 88.Coates, D. A., Kapasakalia, D.-A., Vincx, M., Vanaverbeke, J. 2016. Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, 179: 131–138.
- 89.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. *Journal of Acoustical Society of America*. 125, 27–32.
- 90.Hotchkin C., Parks S., 2013. The Lombard effect and other noise-induced vocal modifications: Insight from mammalian communication systems. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 88, 809–824.
- 91.Hamilton S., Baker G.B., 2019. Technical mitigation to reduce marine mammal bycatch and entanglement in commercial fishing gear: lessons learnt and future directions. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 29, 223–247.
- 92.Hammar, L., Perry, D., Gullstr“om, M., 2016. Offshore wind power for marine conservation. *Open J. Mar. Sci.* 6, 66–78. <https://doi.org/10.4236/ojms.2016.61007>

- 93.Lindeboom H.J., Kouwenhoven H.J., Bergman M.J.N., Bouma S., Brasseur S., Daan R., Fijn R.C., De Haan D., Dirksen S., Van Hal R., Hille Ris Lambers R., Ter Hofstede R., Krijgsveld K.L., Leopold M., Scheidat M., 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letter*. 6(3), 035101.
- 94.Southall B.L., Bowles A., Ellison W., Finneran J., Gentry R., Greene C. Jr., Kastak D., Ketten D., Miller J., Nachtigall P., Richardson W., Thomas J., Tyack P., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendation. *Aquatic Mammals*. 33,411-521
- 95.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. *Aquatic Mammals*, 45(2), 125-232. <https://doi.org/10.1578/AM.45.2.2019.125>
- 96.Southall, Brandon & Nowacek, Douglas & Bowles, Ann & Senigaglia, Valeria & Bejder, Lars & Tyack, Peter. (2021). Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Assessing the Severity of Marine Mammal Behavioral Responses to Human Noise. *Aquatic Mammals*. 47. 421-464. [10.1578/AM.47.5.2021.421](https://doi.org/10.1578/AM.47.5.2021.421).
- 97.Mavraki, N., Degraer, S., Vanaverbeke, J., 2021. Offshore wind farms and the attraction–production hypothesis: insights from a combination of stomach content and stable isotope analyses. *Hydrobiologia* 848, 1639–1657. [https://doi.org/ 10.1007/s10750-021-04553-6](https://doi.org/10.1007/s10750-021-04553-6)
- 98.Scott, K., Harsanyi, P., and Lyndon, A. R. 2018. Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDS) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Marine Pollution Bulletin*, 131: 580–588.
- 99.Stelzenmüller, V., Schulze, T., Fock, H. O., and Berkenhagen, J. 2011. Integrated modelling tools to support risk-based decision-making in marine spatial management. *Marine Ecology Progress Series*, 441: 197–212.
- 100.Hutchison, Z., Sigray, P., He, H., Gill, A. B., King, J., and Gibson, C. 2018. Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (Shark, Rays, and Skates) and American Lobster Movement and Migration From Direct Current Cables. OCS Study BOEM 1106 J. Dannheim et al. 2018-003. U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Sterling, VA. 148 pp. b appendices.
- 101.Paradell, O.G., Methion, S., Rogan, E. and López, B.D., 2021. Modelling ecosystem dynamics to assess the effect of coastal fisheries on cetacean species. *Journal of Environmental Management*, 285, p.112175.
- 102.Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Scott-Hayward, L., Kniest, E., Slade, R., Cato, D. H. (2017). Determining the behavioural dose-response relationship of marine mammals to air gun noise and source proximity. *Journal of Experimental Biology*, 220, 2878–2886. <https://doi.org/10.1242/jeb.160192>
- 103.Ellison, W. T., Southall, B. L., Clark, C. W., & Frankel, A. S. (2012). A new context-based approach to assess marine mammal behavioral responses to anthropogenic sounds. *Conservation Biology*, 26, 21–28. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01803.x>

- 104.Farcas, A., Thompson, P. M., & Merchant, N. D. (2016). Underwater noise modelling for environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 57, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.11.012>
- 105.Faulkner, R.C., Farcas, A., Merchant, N.D. (2018). Guiding principles for assessing the impact of underwater noise. *J Appl Ecol.* 2018;00:1–6. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13161>
- 106.Kiszka JJ, Woodstock MS and Heithaus MR (2022) Functional Roles and Ecological Importance of Small Cetaceans in Aquatic Ecosystems. *Front. Mar. Sci.* 9:803173. doi: 10.3389/fmars.2022.803173
- 107.Licitra G., Marsico G., Pavan G., Borsani J. F., 2015. La bioacustica marina per lo studio dei cetacei nella implementazione della “Marine Strategy in Italia”. *Rivista Italiana di Acustica*.
- 108.Maglio A., Pavan G., Castellote M., Frey, S., 2016. Overview of the noise hotspots in the Accobams Area Part I – Mediterranean Sea. Final Report, p 46.
- 109.Au W.W.L., 1993. *The Sonar of dolphins*, Springer, Berlin-New York.
- 110.Au W.W.L., 2000. Hearing in Whales and Dolphins: An Overview. In Au, W.W.L., Fay, R.R., Popper, A.N. (eds) *Hearing by Whales and Dolphins*. Springer Handbook of Auditory Research, vol 12. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1150-1_1
- 111.Watkins W.A., Tyack P., Moore K.E., 1987, The 20 Hz signals of finback whales (*Balaenoptera Physalus*). *Journal of the Acoustical Society of America*. 82, 1901-12.
- 112.Urick, R.J. (1983) *Principles of Underwater Sound*. 3rd Edition, McGraw-Hill, New York.
- 113.Würsig, B. and Richardson, W.J., 2009. Noise, effects of. In *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 765-773). Academic Press.
- 114.Popper, A.N. and Hawkins, A. eds., 2016. *The effects of noise on aquatic life II* (p. 1292). New York: Springer.
- 115.McQueen, A.D., Suedel, B.C., de Jong, C. and Thomsen, F., 2020. Ecological risk assessment of underwater sounds from dredging operations. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16(4), pp.481-493.
- 116.Thomsen, F., Popper, A.N. and Hawkins, A.D., 2021. Sound Impact Studies: A Reply to Risch et al. *Trends in ecology & evolution*, 36(5), pp.382-384.
- 117.Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L., Van Parijs, S.M., Frankel, A. and Ponirakis, D., 2009. Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Marine Ecology Progress Series*, 395, pp.201-222.
- 118.Evans, P.G., 1996. Human disturbance of cetaceans. In *The exploitation of mammal populations* (pp. 376-394). Springer, Dordrecht.
- 119.Wartzok DO, Ketten DR. Marine mammal sensory systems. *Biology of marine mammals*. 1999 Sep 17;1:117-75.

120. Popper, A.N. and Clarke, N.L., 1976. The auditory system of the goldfish (*Carassius auratus*): effects of intense acoustic stimulation. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 53(1), pp.11-18.
121. Mulroy, M.J., 1986. Patterns of afferent synaptic contacts in the alligator lizard's cochlea. *Journal of Comparative Neurology*, 248(2), pp.263-271.
122. Martin, S. B., Matthews, M.-N. R., MacDonnell, J. T., and Br€oker, K. (2017). "Characteristics of seismic survey pulses and the ambient soundscape in Baffin Bay and Melville Bay, West Greenland," *J. Acoust. Soc. Am.* 142, 3331–3346.
123. Martin, S. B., Lucke, K., Barclay D. R., 2020. Techniques for distinguishing between impulsive and non-impulsive sound in the context of regulating sound exposure for marine mammals. *J. Acoust. Soc. Am.* 147 (4)
124. Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A., Andersson, M.H., Andr e, M., Borsani, J.F., Brensing, K., Castellote, M., Cronin, D. and Dalen, J., 2014. Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part II: Monitoring Guidance Specifications. A guidance document within the Common Implementation Strategy for the Marine Strategy Framework Directive by MSFD Technical Subgroup on Underwater Noise.
125. Finneran, J.J., 2016. Auditory weighting functions and TTS/PTS exposure functions for marine mammals exposed to underwater noise. Space and Naval Warfare Systems Center Pacific San Diego United States.
126. Bauer, G.B., Fuller, M., Perry, A., Dunn, J.R. and Zoeger, J., 1985. Magnetoreception and biomineralization of magnetite in cetaceans. In *Magnetite biomineralization and magnetoreception in organisms* (pp. 489-507). Springer, Boston, MA.
127. Walker M.M., Dennis T.E., 2005. Role of the magnetic sense in the distribution and abundance of marine animals. *Marine Ecology Progress Series*. 287, 295–307.
128. Wang Y., Pan Y., Parsons S., Walker M.M., Zhang S., 2007. Bats respond to polarity of a magnetic field. *Proceedings of the Royal Society B*. 274, 2901–2905.
129. Walker M.M., Kirschvink J.L., Ahmid G, Dizon, A.E., 1992. Evidence that Fin Whales respond to the geomagnetic field during migrations. *The Journal of Experimental Biology*. 171, 67–78.
130. Vanselow, K.H., Rickles, K., 2005. Are solar activity and sperm whale strandings around the North Sea related? *Journal of Sea Research*. 53, 319–327.
131. Vanselow K.H., Rickles K., Colijn F., 2009. Solar driven geomagnetic anomalies and sperm whale (*Physeter macrocephalus*) stranding around the North Sea: an analysis of long-term datasets. *The Open Marine Biology*. 3, 89–94.
132. Klinowska M., 1988. Cetacean "navigation" and the geomagnetic field. *Journal of Navigation*. 41, 52–71.
133. Klinowska M., 1989. The cetacean magnetic sense—Evidence from drive fisheries. *Proceedings from the 1989 conference of the Royal Institute of Navigation: Orientation and navigation—Birds, humans, and other animals*, London: Royal Institute of Navigation.

134. Klinowska M., 1990. Geomagnetic orientation in cetaceans: Behavioural evidence. In *Sensory Abilities of Cetaceans*. NATO ASI Series. 196, 651–663.
135. Begall, S., Červený, J., Neef, J., Vojtěch, O. and Burda, H., 2008. Magnetic alignment in grazing and resting cattle and deer. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(36), pp.13451-13455.
136. Červený, J., Begall, S., Koubek, P., Nováková, P. and Burda, H., 2011. Directional preference may enhance hunting accuracy in foraging foxes. *Biology Letters*, 7(3), pp.355-357.
137. Kirschvink, J.L., 1990. Geomagnetic sensitivity in cetaceans: an update with live stranding records in the United States. In *Sensory Abilities of Cetaceans* (pp. 639-649). Springer, Boston, MA.
138. Ferrari, T.E., 2017. Cetacean beachings correlate with geomagnetic disturbances in Earth's magnetosphere: an example of how astronomical changes impact the future of life. *International Journal of Astrobiology*, 16(2), pp.163-175.

Legale rappresentante JDC Dott. Carmelo Fanizza