

PROGETTO PER LA REALIZZAZIONE DI UN IMPIANTO PER LA
PRODUZIONE DI ENERGIA MEDIANTE LO SFRUTTAMENTO DEL VENTO
NEL MARE ADRIATICO MERIDIONALE - BARIUM BAY
74 WTG – 1.110 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.9.5 Fauna marina

REV.	DATA	DESCRIZIONE
00	03/24	integrazioni MASE



INDICE

1. Valutare la riduzione dell'ossigenazione della colonna d'acqua nell'area del parco dovuta alla possibile attenuazione del moto ondoso, delle correnti e del vento e relazionarla all'effetto sulle specie bentoniche e ittiche presenti nell'area del parco.....	1
2. Per quanto riguarda i campi elettromagnetici non risultano presenti considerazioni, se non qualitative, sulle possibili ripercussioni degli effetti della componente sulla fauna marina, che invece necessitano di un approfondimento, sia in termini di impatti sui comportamenti delle diverse specie, specialmente quelle migratorie, e sia sui possibili danni arrecati. Si ritiene necessario, pertanto, un approfondimento di questi aspetti.....	1
2.1 Modellizzazione CEM dei cavidotti di progetto	2
2.2 Effetti dei campi elettromagnetici sugli organismi marini	5
Bibliografia.....	11
3. Si richiede di presentare una relazione circa specie aliene marine del tratto costiero e profondo. Tale studio dovrà avere lo scopo di escludere un potenziale effetto delle strutture degli aerogeneratori nel promuovere la diffusione potenziale di tali specie.	14
Bibliografia.....	19
4. Si dovrà altresì relazione circa la presenza/assenza di aree di <i>nursery</i> delle principali specie commerciali prossime alle (prospicienti le) aree del parco eolico soprattutto in prossimità dei cavidotti con analisi di eventuali impatti su almeno tre diverse specie.	20
4.1 Principali specie commerciali del bacino adriatico	20
4.2 Metodologie di acquisizione di informazioni relative alle aree di <i>nursery</i> e <i>spawning</i> delle principali specie commerciali e vulnerabili	21
4.3 Risultati.....	23
4.3.1 Piccoli pelagici.....	23
4.3.2 Specie demersali.....	27
4.4 Considerazioni circa la costruzione dell'impianto e la presenza di aree di <i>nursery</i> e <i>spawning</i> per differenti specie di interesse commerciale e conservazionistico.....	32
Bibliografia.....	34

1. Valutare la riduzione dell'ossigenazione della colonna d'acqua nell'area del parco dovuta alla possibile attenuazione del moto ondoso, delle correnti e del vento e relazionarla all'effetto sulle specie bentoniche e ittiche presenti nell'area del parco

Prevedibilmente, non si assisterà ad alcuna riduzione del fenomeno di diffusione di ossigeno lungo la colonna d'acqua attribuibile alla attenuazione, seppure locale, del moto ondoso, delle correnti e del vento, poiché il processo diffusivo si articola su scale spaziali differenti.

2. Per quanto riguarda i campi elettromagnetici non risultano presenti considerazioni, se non qualitative, sulle possibili ripercussioni degli effetti della componente sulla fauna marina, che invece necessitano di un approfondimento, sia in termini di impatti sui comportamenti delle diverse specie, specialmente quelle migratorie, e sia sui possibili danni arrecati. Si ritiene necessario, pertanto, un approfondimento di questi aspetti

È ormai riconosciuto che le interazioni tra le sorgenti naturali e antropogeniche di campi elettrici e magnetici (CEM), come quelle prodotte dalle correnti nei cavi elettrici sottomarini (ad esempio quelli utilizzati per la trasmissione di elettricità associata all'eolico offshore (OSW) possono avere effetti sulle specie marine. Pertanto, i campi elettromagnetici sono talvolta considerati un rischio ambientale per le specie marine, tuttavia, c'è molta incertezza su come interagiscano i campi elettromagnetici associati ai cavi elettrici sottomarini e le specie marine. È quindi necessario approfondire tale tematica, così come fornire una corretta modellizzazione e misurazione dei CEM potenzialmente emessi dai cavi sottomarini di progetto per poter stimare il loro potenziale impatto sugli organismi marini elettro e magnetosensibili che popolano e transitano l'area di posa dei cavidotti.

I cavi sottomarini di progetto sono di due tipi:

1. Cavi statici e dinamici a 66 kV di collegamento tra gli aerogeneratori e la sottostazione di riferimento;
2. Cavi statici a 380 kV di collegamento tra le due sottostazioni di trasformazione offshore e il punto di approdo a terra.

I cavi statici saranno fissi e interrati al di sotto della superficie del fondale marino ad una profondità di almeno 2 m o posati su di esso, con una protezione di gusci di ghisa laddove sono presenti biocostruzioni da preservare. Questi cavi saranno a stretto contatto con l'ambiente del fondale marino, abitato da specie bentoniche e demersali. I cavi dinamici, invece, si troveranno flottanti in acque libere e pertanto a maggior contatto con le specie pelagiche (Hutchison et al., 2020a, b).

La tipologia di corrente che transiterà nei cavidotti è di tipo alternato ed è noto che il campo magnetico creato dalla trasmissione di elettricità attraverso un cavo può essere modellato in modo relativamente semplice in base alle caratteristiche del materiale del cavo e alla potenza applicata (ad es. Hutchison et al., 2021). Tuttavia, il CEM totale che una specie incontrerà è più complesso. Include i campi elettromagnetici dei cavi, il campo geomagnetico locale e le interazioni tra l'ambiente idrodinamico e i campi bioelettrici (tutti questi interagiscono portando a effetti, positivi e negativi, a seconda delle proprietà del cavo (Hutchison et al., 2020a).

Per la modellizzazione dei CEM prodotti dai cavidotti di progetto si fa riferimento all'elaborato *ES.3.2_01_Valutazione campi elettrici e magnetici opere di Utenza*, qui di seguito si riportano alcune considerazioni e i risultati utili alla discussione dei potenziali impatti sugli organismi marini.

2.1 Modellizzazione CEM dei cavidotti di progetto

La valutazione del campo elettrico è stata omessa data la presenza di diversi strati di schermo collegati a terra attorno al conduttore che limita il campo elettrico stesso contenendolo all'interno della struttura stessa del cavo, ciò in accordo con gli studi e la letteratura scientifica disponibile a riguardo.

Il campo magnetico invece è proporzionale alla corrente che attraversa il cavo e non può essere schermato, d'altra parte decresce molto rapidamente all'aumentare della distanza dai conduttori dell'elettrodotto.

Per il calcolo dei valori imperturbati del campo magnetico è stato utilizzato il software XGSA FD della XGSALAB Software.

La simulazione è stata condotta nei casi più gravosi che si possano trovare all'interno dei tracciati percorsi dagli elettrodotti sottomarini.

Tra le assunzioni preliminari fatte per condurre la modellizzazione vi sono:

- $\rho(\text{acqua marina}) = 0,2 \Omega\text{m}$;
- $\epsilon_r(\text{acqua marina}) = 70$;
- $\rho(\text{suolo marino}) = 100 \Omega\text{m}$;
- $\epsilon_r(\text{suolo marino}) = 6$;

Inoltre, nel modello dei cavi utilizzato dal software per le simulazioni, si sono considerati tre cavi unipolari con posa a trifoglio e distanza tra gli assi dei cavi pari a 8 cm invece di cavi tripolari. Tale assunzione determina una sovrastima nel calcolo del campo magnetico.

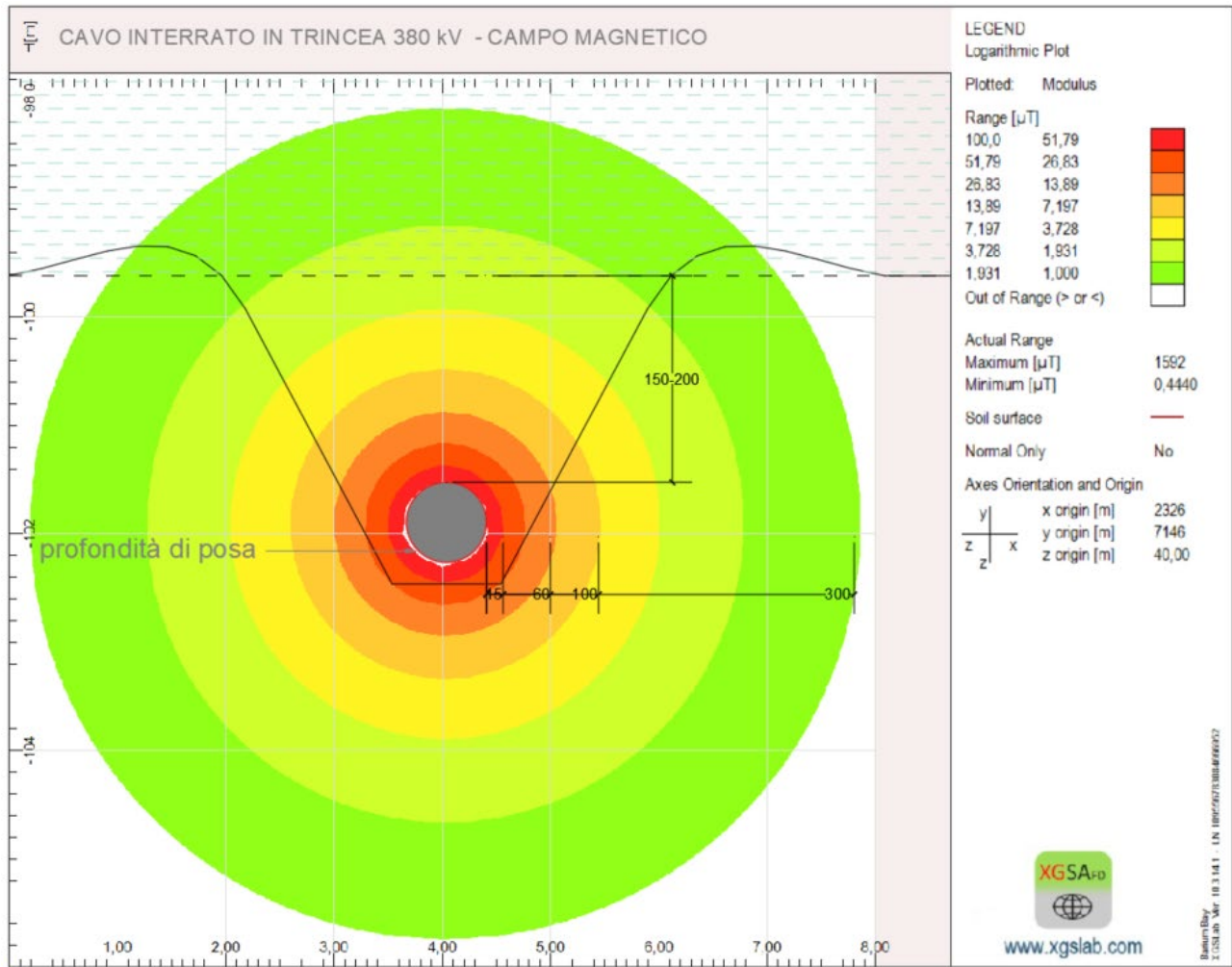
I cavi statici e dinamici a 66 kV presentano le seguenti caratteristiche tecniche:

- Tensione Nominale: 66.000 V
- Corrente massima di impiego per terna: 729 A
- Sezione cavo: 800 mm²
- Condizione di posa: in acqua libera ed interrati nel fondale marino a profondità superiori a 2,0 m
- Diametro conduttore 34 mm

I cavi statici a 380 kV presentano le seguenti caratteristiche tecniche:

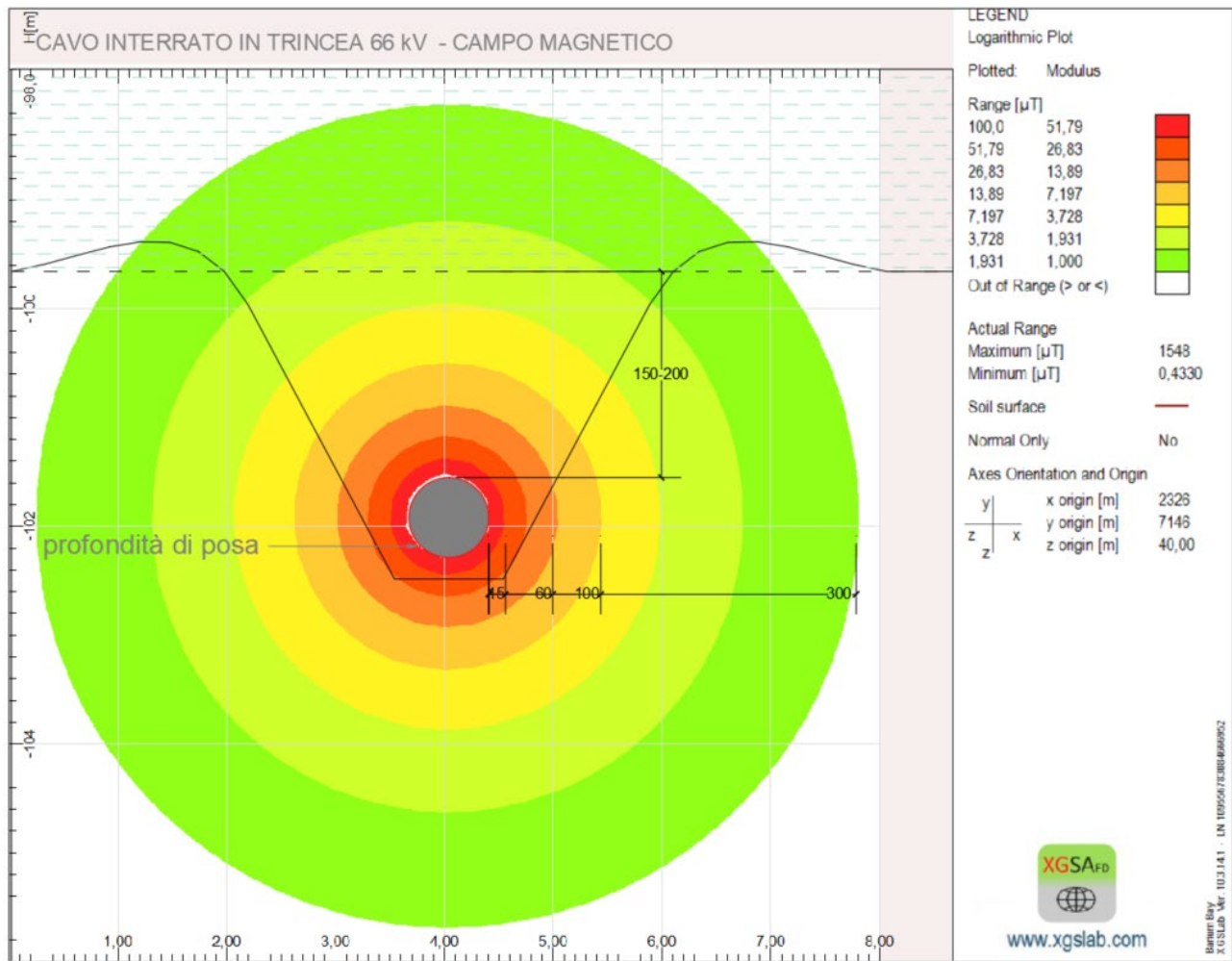
- Tensione Nominale: 380.000 V
- Corrente massima di impiego per terna: 750 A
- Sezione cavo: 800 mm²
- Condizione di posa: interrati nel fondale marino a profondità superiori a 2,0 m
- Diametro conduttore 34 mm

Considerando quindi tali parametri la modellizzazione dei CEM potenzialmente emessi dai cavi di progetto risultano così come di seguito rappresentati.



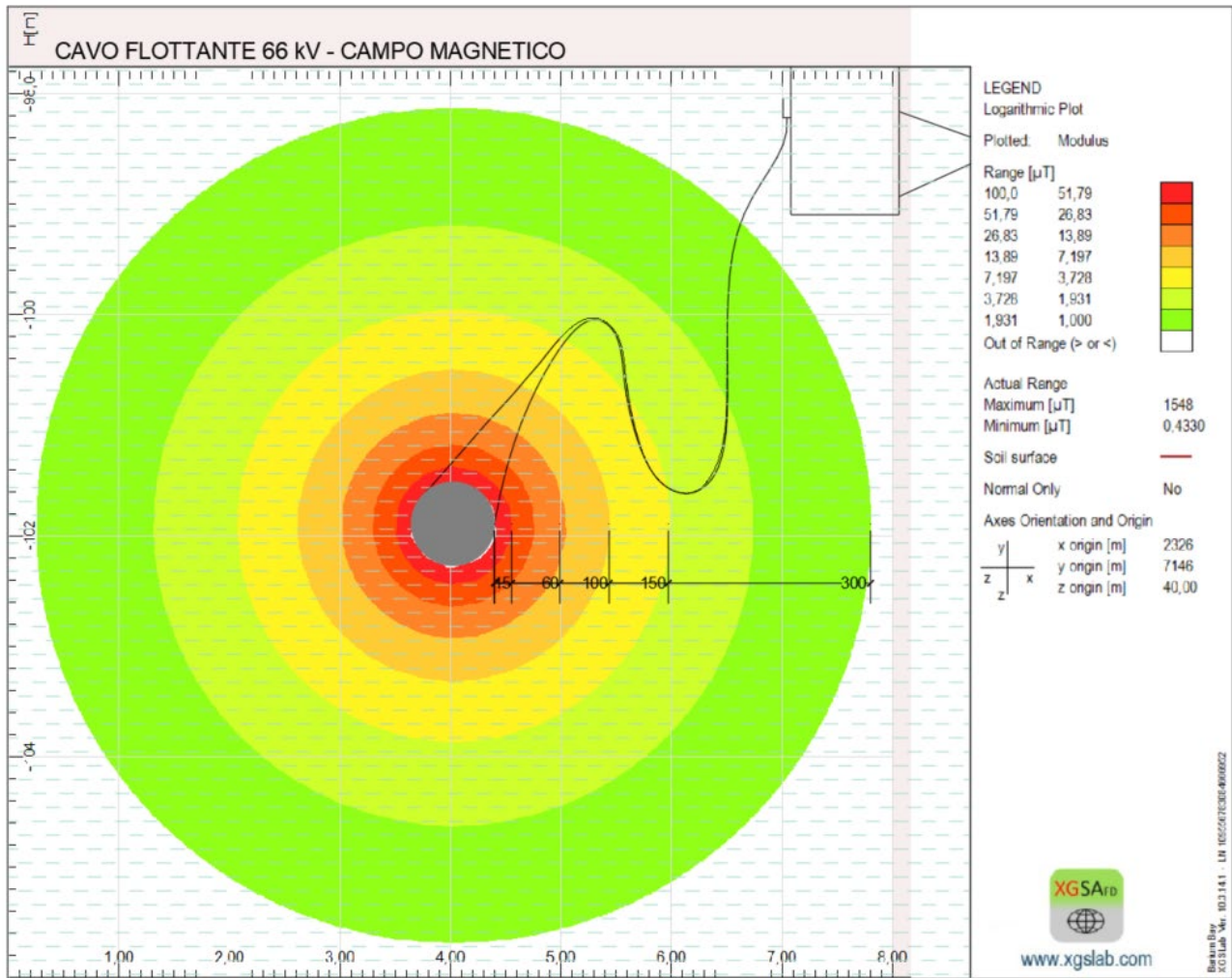
Calcolo Induzione magnetica sulla sezione dei cavi AAT 380 kV da 800 mm² interrati sul fondale

Cavidotti interni al campo parte interrata si nota distintamente che i valori di campo risultano pressoché trascurabili già a 3 – 4 m dall'asse del cavo generando così una zona di influenza molto ristretta e che la riduzione del CEM a 1 μT avviene appena fuori dal terreno.



Calcolo Induzione magnetica sulla sezione dei cavi AT 66 kV da 800 mm² interrati sul fondale

Cavidotti interni al campo parte interrata, si nota distintamente che i valori di campo risultano pressoché trascurabili già a 3 – 4 m dall’asse del cavo generando così una zona di influenza molto ristretta e che la riduzione del CEM a 1 µT avviene appena fuori dal terreno.



Calcolo Induzione magnetica sulla sezione dei cavi AT 66 kV da 800 mm² flottanti

Cavidotto interno al campo parte flottante, modellata nella condizione peggiore rispetto alla potenza del cavo e alla portata elettrica. Si nota distintamente che i valori di campo risultano pressoché trascurabili già a 3 – 4 m dall’asse del cavo generando così una zona di influenza molto ristretta.

2.2 Effetti dei campi elettromagnetici sugli organismi marini

È noto che diverse specie marine sono sensibili ai campi elettromagnetici (CEM): dagli elasmobranchi, noti per possedere delle cellule recettori specifiche per questo tipo di radiazione, alle tartarughe, ai pesci, molluschi, crostacei fino ai mammiferi. In linea di massima tutti questi taxa hanno la capacità di percepire il campo magnetico terrestre per orientarsi e percepire la presenza di potenziali predatori (Hutchison et al., 2018). Pertanto, la generazione di CEM derivanti da attività antropiche può interferire con quelli naturalmente presenti nell’ambiente marino e causare variazioni nei pattern comportamentali delle diverse specie. Dai dati di uno studio condotto da un gruppo di ricercatori dell’Università di Bologna e dell’INGV di Cagliari risulta che l’intensità geomagnetica nell’area del Mediterraneo si attesta intorno ai 20 µT con una deviazione standard di 5 µT, pertanto gli organismi marini che popolano questa parte di pianeta sono abituati a costante variazione dei campi geomagnetici.

In generale, i valori di CEM derivanti dai cavi dei parchi eolici variano tra 1 e 100 µV/cm (Gill e Desender, 2020) e sono sovrapponibili ai campi bioelettrici rilasciati e captati da differenti taxa quali crostacei, molluschi, teleostei ed elasmobranchi, influenzando potenzialmente attività

comportamentali quali la migrazione e l'alimentazione (Bedore e Kajiura, 2013). Grandi parchi possono generare un così grande campo elettromagnetico da produrre addirittura un effetto barriera capace di ostacolare i movimenti migratori di alcune specie, come l'anguilla europea (*Anguilla anguilla*) (Westerberg and Lagenfelt, 2008). Diversi studi condotti per comprendere la dinamica di questo fenomeno hanno evidenziato effetti contrastanti per differenti specie ittiche non dirimendo affatto la questione ma complicandola. Per esempio, uno studio specifico sulla valutazione degli effetti del campo elettromagnetico sull'aringa, l'anguilla ed il merluzzo atlantico condotto in Nysted in Danimarca tra il 1999 ed il 2006, ha mostrato effettivamente un'influenza dei campi CEM sulla migrazione di queste specie. Tale studio ha dimostrato una variazione comportamentale negativa dell'anguilla, che ha abbandonato il percorso del cavidotto, e positiva del merluzzo che, invece, risultava attratto dal campo CEM prodotto (Agency, 2013). Uno studio condotto in California, nella baia di San Francisco, non ha rilevato impatti sulla migrazione e riproduzione del salmone reale nell'area (Wyman et al., 2018). Cambiamenti comportamentali sono, invece, stati osservati sull'astice americano esposto ai campi CEM nel canale di Long Island Sound, Connecticut, USA (Hutchison et al., 2018). È stato studiato che gli elasmobranchi possono rilevare campi elettrici molto bassi (a partire da $0,005 \mu\text{V cm}^{-1}$, Normandeau, 2011) e magnetici a partire da $20 - 75 \mu\text{T}$ (Walker et al., 2002; Bochert e Zettler, 2006).

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 et al., 2002; Wang et al., 2003; Burda et al., 2009; Červený et al., 2010). I cetacei e le tartarughe rientrano tra quelle specie che sfruttano il processo fisiologico della magnetoccezione per percorrere rotte migratorie a lunga distanza (Klinowska, 1985, 1990) 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 (Ferrari, 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).

Le tartarughe marine sono note per utilizzare più segnali (sia geomagnetici che non) per la navigazione e la migrazione. Tuttavia, le conclusioni sugli effetti dei campi magnetici dei cavi sottomarini sono ancora ipotetiche in quanto non è noto come le tartarughe marine rilevino o elaborino le fluttuazioni del campo magnetico. Inoltre, alcuni esperimenti hanno dimostrato la capacità di compensare eventuali errori di rotta; quindi, l'importanza assoluta del campo geomagnetico non è ancora chiara (Normandeau et al., 2011).

Normandeau et al (2011) riportano che ci sono evidenze comportamentali, fisiologiche e anatomiche che indicano come alcune specie di vertebrati siano in grado di rilevare campi elettrici o magnetici. Tuttavia, la maggior parte dei dati disponibili provengono da studi progettati per valutare le risposte a stimoli naturali di campi elettrici o magnetici (ad esempio, campi bioelettrici, campi geomagnetici). Solo pochi studi hanno prodotto i dati necessari per caratterizzare le risposte delle specie marine ai campi elettromagnetici dei cavi sottomarini. Ad esempio, Gill et al. (2009) hanno riportato che alcuni individui di due delle tre specie di elasmobranchi bentonici (*Raja clavata* e *Scyliorhinus canicula*) sono stati osservati più frequentemente entro 2 m da un cavo sperimentale quando attraversato da corrente rispetto a un cavo non attraversato. Westerberg (2000) e Öhman et al. (2007) hanno descritto un nuoto rallentato e obliquo di alcune anguille europee che attraversano un cavo DC. Vi sono ancora troppe lacune che possano permettere di valutare non solo la risposta ai CEM generati dai cavidotti

sottomarini, ma anche le potenziali conseguenze o impatti. Quest'ultimi possono essere positivi o negativi e possono essere misurati in termini di magnitudo, estensione spaziale e durata. Le specie possono manifestare effetti diversi a seconda del sesso o fase della vita e a livello individuale o di popolazione.

Al di là della questione immediata se le specie note per percepire i campi elettrici o magnetici possano essere influenzati dai campi elettromagnetici dei cavi, rimane una grande gap nella ricerca scientifica di base sul senso magnetico degli organismi marini, sui meccanismi dietro i sistemi sensoriali e l'applicazione dei sensi elettrici o magnetici nelle funzioni vitali.

Viene riportata di seguito una tabella e un grafico riassuntivi degli studi disponibili in letteratura riguardanti gli effetti dei CEM testati su diversi invertebrati marini, che popolano l'ambiente marino bento-nectonico e che quindi possono facilmente venire a contatto con i CEM emessi dai cavidotti interrati (da Albert et al., 2020). Si sottolinea che molte di questi risultati derivano da esperimenti effettuati in laboratorio in condizioni di esposizione a campi elettromagnetici di intensità molto maggiore rispetto a quella restituita dalla modellizzazione dei CEM emessi dai cavidotti del progetto Barium Bay.

Type of response considered	Group	Species	Life stage	Lifestyle	Characteristics of magnetic field exposure		Observed effects	Reference
					Duration	Magnetic induction (mT)		
Survival	Crustaceans	North Sea prawn (<i>Crangon crangon</i>)	Adult	Vagile epifauna	49 days	3.7 mT DC	None	Bochert and Zettler (2006)
		Isopod (<i>Saduria entomon</i>)			93 days			
		Isopod (<i>Sphaeroma hookeri</i>)			34 days			
		Round crab (<i>Rhithropanopeus harrisi</i>)			57 days			
	Molluscs	Blue mussel (<i>Mytilus edulis</i>)		Sessile epifauna	52 days			
		Baltic clam (<i>Limecola balthica</i>)		Sedentary endofauna	12 days			
Polychaetes	Ragworm (<i>Hediste diversicolor</i>)	12 days	0.85 to 1.05 mT 50 Hz AC		Jakubowska et al. (2019)			
	Physiological	Crustaceans	North Sea prawn (<i>Crangon crangon</i>)	Vagile epifauna	3 hours	3.2 mT DC and 50 Hz AC	No effects on oxygen consumption rate	Bochert and Zettler (2006)
Baltic prawn (<i>Palaemon squilla</i>)								
Physiological	Crustaceans	Edible crab (<i>Cancer pagurus</i>)	Juvenile	Vagile epifauna	6 hours	2.8 mT DC	No effects either on oxygen consumption rate or haemocyanin concentrations Suppression of night rises in D-lactate and D-glucose concentrations	Scott et al. (2018)
	Molluscs	Mediterranean mussel (<i>Mytilus galloprovincialis</i>)	Adult	Sessile epifauna	15–30 minutes	0.3–1 mT 50 Hz AC	Disruption of cellular processes	Ottaviani et al. (2002), Malagoli et al. (2003, 2004)
		Blue mussel (<i>Mytilus edulis</i>)			93 days	3.7 mT DC	No effects either on the condition index or the gonad development index	Bochert and Zettler (2006)
		Baltic clam (<i>L. balthica</i>)		Sedentary endofauna	12 days	1 mT 50 Hz AC	Increase in genotoxic and cytotoxic effects	Stankevičiūtė et al. (2019)
	Echinoderms	Sea urchin (<i>Strongylocentrotus purpuratus</i>)	Embryo	Pelagic fauna	23 hours	0.1 mT 60 Hz AC (permanent magnets)	Delay in cell division	Zimmerman (1990)

Physiological	Echinoderms	Sea urchin (<i>Strongylocentrotus purpuratus</i>)	Embryo	Pelagic fauna	26 hours	30 mT DC (permanent magnets)	Delay in cell division	Levin and Ernst (1997)
		Sea urchin (<i>Lytechinus pictus</i>)			48–94 hours	30 mT DC (permanent magnets)	Delay in cell division Increase in development abnormalities	
	0.39 mT AC 60 Hz (permanent magnets)		Increase in development abnormalities					
Polychaetes	Ragworm (<i>Hediste diversicolor</i>)	Adult	Sedentary endofauna	8 days	1 mT 50 Hz AC	No effects on food consumption and respiration rates but increase in ammonia excretion	Jakubowska et al. (2019)	
				12 days		Increase in genotoxic and cytotoxic effects	Stankevičiūtė et al. (2019)	
Behavioural	Crustaceans	European lobster (<i>Homarus gammarus</i>)	Juvenile	Vagile epifauna	One week or 45 minutes	220 µT 50 Hz AC and DC	No effect on the exploratory and shelter-seeking behaviours	Taormina et al. (2020)
		Edible crab (<i>Cancer pagurus</i>)	Juvenile		7 hours	2.8 mT DC	Attraction behaviour	Scott et al. (2018)
		Spiny cheek crayfish (<i>Oronectes limosus</i>)	Adult		24 hours		Suppression of side selection behaviour	
					24 hours	0.8 mT	Attraction behaviour	Tanski et al. (2005)
					15 minutes	703.1 mT	Repulsion behaviour	Ernst and Lohmann (2018)
					2h 30 min	50 Hz AC	Attraction and aggregation behaviour	Rosaria and Martin (2010)
					1.5 hours	2.7 mT DC	No effects on spatial distribution	Bochert and Zettler (2006)
					1.5 hours	2.7 mT DC	No effects on spatial distribution	Bochert and Zettler (2006)
					12–24 hours	In situ Real cable: 0.01 to 0.1 mT	Behavioural changes	Hutchison et al. (2018)
					24 hours	1.01 mT DC	No effects on spatial distribution	Woodruff et al. (2012,2013)
3–4 days	1.01 mT DC	No effects on spatial distribution and no effect of the level of agitation						
American lobster (<i>Homarus americanus</i>)	Adult	Vagile epifauna	24 hours	In situ Cable 1: 0.014 to 0.12 mT 60 Hz AC	No effect on catchability	Love et al. (2017)		
				Cable 2: 0.025 to 0.043 kV 60 Hz AC				
Behavioural	Crustaceans	Dungeness crab (<i>Metacarcinus magister</i>)	Adult	Vagile epifauna	24 hours	1.01 mT DC	No effects on spatial distribution	Woodruff et al. (2012,2013)
		Red crab (<i>Cancer productus</i>)						

Behavioural	Crustaceans	Red crab (<i>Cancer productus</i>)	Adult	Vagile epifauna				
		Yellow rock crab (<i>Metacarcinus anthonyi</i>)			1 hour	In situ Real cable: 0.042 to 0.08 mT 60 Hz AC	No effect on spatial distribution	Love et al. (2015)
		Amphipod (<i>Gondogenia antarctica</i>)			1 minute	$2 \cdot 10^{-9}$ to $20 \cdot 10^{-9}$ mT 1 MHz AC	Disruption of orientation abilities	Tomanova and Vacha (2017)
	Echinoderms	Common starfish (<i>Asturia rubens</i>)		1.5 hours	2.8 mT DC	No effect on spatial distribution	Bochert and Zettler (2006)	
	Molluscs	Snail (<i>Elimia clavaeformis</i>)		48 hours	36 mT DC	No effect on spatial distribution	Cada et al. (2011)	
		Clam (<i>Corbicula fluminea</i>)						
	Polychaetes	Ragworm (<i>Hediste diversicolor</i>)		1.5 h	2.8 mT	No effect on spatial distribution	Bochert and Zettler (2006)	
				8 days	1 mT 50 Hz AC	No effect on spatial distribution but behavioural changes	Jakubowska et al. (2019)	
			Sedentary endofauna					

Come si può osservare dalla tabella precedente, molti degli studi condotti hanno riportato l'assenza di effetti osservati, mentre in alcuni casi si riportano effetti sul comportamento o a livello biologico e riproduttivo, ma derivanti da studi in laboratorio con intensità di CEM dell'ordine di mT. Gli studi sul campo non hanno mostrato alcun effetto significativo associato ai campi magnetici generati da cavidotti sottomarini (Love et al., 2015, 2017 e Hutchinson et al., 2018).

In conclusione, si possono fare due considerazioni in merito ai CEM prodotti dai cavidotti sottomarini:

1. quando il cavo è interrato, lo strato di sedimento non elimina completamente i campi elettromagnetici ma riduce l'esposizione alle specie bentoniche a quelli più forti (CMACS, 2003), dalla modellizzazione prodotta per i cavidotti di progetto si può vedere come nel raggio di 3-4 m il CEM prodotto risulti pressoché trascurabile e che al di sopra della superficie del fondale la loro intensità si riduca a $1 \mu\text{T}$;
2. la forza dei campi elettrici sia magnetici che indotti aumenta con il flusso di corrente e diminuisce rapidamente con la distanza dal cavo (Normandeau, 2011). Le specie principalmente interessate da questo fenomeno sono quelle pelagiche, poiché possono transitare più a vicino ai cavidotti flottanti e quindi percepire maggiormente i CEM emessi nei metri circostanti.

Per quanto riguarda la possibile fauna esposta ai CEM, dagli studi condotti sull'area dove si svilupperà il capo eolico, si evince come siano presenti zone di riproduzione e aree di *nursery* per alcune specie ittiche (*Illex coindetii*, *Merluccius merluccius*, *Eledone cirrhosa*, *Aristaeomorpha foliacea*, *Galeus melastomus*, *Parapenaeus longirostris* e *Nephrops norvegicus*) ma solo oltre i 200 m di profondità il che riduce di per sé gli effetti maggiori che eventualmente si potranno verificare nella zona più costiera. I teleostei, e specialmente le specie diadrome, ovvero che vivono sia in acqua dolce che salata per ragioni di riproduzione, sono quelle principalmente influenzate da questo fenomeno. In questo particolare contesto non sono presenti specie di questo tipo, quindi questo

impatto è possibilmente trascurabile. Per quanto riguarda i crostacei ed i molluschi, le informazioni sugli effetti delle emissioni elettromagnetiche sono scarse ad eccezione di pochi studi relativi a impatti minori o non significativi dei campi elettromagnetici antropogenici su specifiche specie bentoniche (Taormina et al., 2018; Albert et al., 2020 e referenze al loro interno). Nei survey riguardanti la megafauna (cetacei e tartarughe), si evidenzia come l'area non rappresenti un sito di preferenziale frequentazione da parte di questi animali. Si riportano infatti 4 avvistamenti di tursiope, 1 di tartaruga comune e 1 avvistamento relativo al pesce luna (*Mola mola*). In merito ai tursiopi in 3 avvistamenti su 4 era presente un cucciolo; in due occasioni il loro comportamento prevalente era di travelling e in altri due di feeding. Inoltre, si evidenzia come la disponibilità trofica di quest'area non differisca da quella di altre, a parità di distanza dalla costa e base trofica delle specie marine censite. Non esistono, quindi, delle peculiarità che rendono il sito di progetto maggiormente recettivo per la fauna rispetto ad altre aree a parità di distanza dalla costa e di batimetrica.

Si può quindi affermare con un alto grado di confidenza che gli impatti derivanti dai CEM emessi dai cavidotti sottomarini sugli organismi presenti nell'area di progetto possono essere considerati nulli o trascurabili.

Bibliografia

Agency, D.E., 2013. Danish offshore wind. Key environmental issues a follow-up. In: The Environmental Group: the Danish Energy Agency, the Danish Nature Agency. DONG Energy and Vattenfall.

Bauer G. B., Fuller M., Perry A., Dunn J. R. & Zoeger J. (1985) Magnetoreception and Biomineralization of Magnetite in Cetaceans. In *Magnetite Biomineralization and Magnetoreception in Organisms: A New Biomagnetism*, Ed. J. L. Kirschvink, D. S. Jones & B. J. MacFadden, Springer US, Boston, MA, pp. 489-507, doi.org/10.1007/978-1-4613-0313-8_24

Bedore, C. N., & Kajiura, S. M. 2013. Bioelectric Fields of Marine Organisms: Voltage and Frequency Contributions to Detectability by Electroreceptive Predators. *Physiological and Biochemical Zoology*, 86(3), 298–311. doi:10.1086/669973

Bochert R, Zettler ML. 2006. Effect of electromagnetic fields on marine organisms geomagnetic field detection in marine organisms. *Offshore Wind Energy Res Environ Impacts* 223–34. https://doi.org/10.1007/978-3-540-34677-7_14.

Burda, H., Begall S., Červený, J., Neef, J. & Němec, P. (2009). Extremely low-frequency electromagnetic fields disrupt magnetic alignment of ruminants. *Proceedings National Academy of Science USA* 106: 5708–5713. DOI: 10.1073/pnas.0811194106 (doi:<https://doi.org/10.1073/pnas.0811194106>)

Červený, Begall, Koubek, Novakova & Burda. 2010. Directional preference may enhance hunting accuracy in foraging foxes. *Biology Letters* <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2010.1145>

CMACS. 2003. A baseline assessment of electromagnetic fields generated by offshore windfarm cables. COWRIE Report EMF - 01-2002 66

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. *Int. J. Astrobiol.* 16, 163–175

Gill, A. B., Y. Huang, I. Gloyne-Phillips, J. Metcalfe, V. Quayle, J. Spencer, and V. Wearmouth. 2009. COWRIE 2.0 Electromagnetic Fields (EMF) Phase 2: EMF-sensitive fish response to EM emissions from sub-sea electricity cables of the type used by the offshore renewable energy industry. COWRIE Ltd. COWRIE-EMF-1-06. 128 pp.

Gill, A.B. and M. Desender. 2020. Risk to Animals from Electromagnetic Fields Emitted by Electric Cables and Marine Renewable Energy Devices. In A.E. Copping and L.G. Hemery (Eds.), OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES). (pp. 86-103). doi:10.2172/1633088

Gill, A.B., Hutchison, Z.L. & Desender, M. (2023). Electromagnetic Fields (EMFs) from subsea power cables in the natural marine environment. Cefas Project Report for Crown Estate Offshore Wind Evidence and Change Programme, 66 pp

Hutchison, Z., Sigray, P., He, H., Gill, A., King, J., Gibson, C., 2018. Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (Shark, Rays, and Skates) and American Lobster Movement and Migration from Direct Current Cables. U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. OCS Study BOEM 2018-003., p. 254

Hutchison, Z.L., D.H. Secor, and A.B. Gill. 2020. The interaction between resource species and electromagnetic fields associated with electricity production by offshore wind farms. *Oceanography* 33(4):96–107, <https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.409>

Hutchison, Z.L., Gill, A.B., Sigray, P. *et al.* Anthropogenic electromagnetic fields (EMF) influence the behaviour of bottom-dwelling marine species. *Sci Rep* 10, 4219 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60793-x>

Karen Smith Stegen, Matthias Seel, The winds of change: How wind firms assess Germany's energy transition, *Energy Policy*, Volume 61, 2013, Pages 1481-1489, ISSN 0301-4215, <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.06.130>

Kirschvink, J.L. 1990. Geomagnetic sensitivity in cetaceans: an update with live stranding records in the United States, *In* Sensory Abilities of Cetaceans: Laboratory and Field Evidence (J.A. Thomas and R.A. Kastelein, eds.) Plenum Press, New York, NY. 639-649 pp

Klinowska, M. 1985. Cetacean live stranding sites related to geomagnetic topography. *Aquatic Mammals* (1):27-32.

Klinowska, M. 1990. Geomagnetic orientation in cetaceans: behavioral evidence, In *Sensory Abilities of Cetaceans: Laboratory and Field Evidence* (J.A. Thomas and R.A. Kastelein, eds.). Plenum Press. New York, NY. 651-663 pp.

Love, M., Nishimoto, M., Clark, S., McCrea, M., Scarborough, B., 2017. Assessing potential impacts of energized submarine power cables on crab harvests. *Continent. Shelf Res.* 151 (1), 23–29. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2017.10.002>.

Love, M., Nishimoto, M., Clark, S., Scarborough, B., 2015. Identical response of caged rock crabs (*Genera Metacarcinus* and *Cancer*) to energized and unenergized undersea power cables in Southern California, USA. *Bull. South Calif. Acad. Sci.* 114 (1), 33–41. <https://doi.org/10.3160/0038-3872-114.1.33>

Luana Albert, François Deschamps, Aurélie Jolivet, Frédéric Olivier, Laurent Chauvaud, Sylvain Chauvaud, A current synthesis on the effects of electric and magnetic fields emitted by submarine power cables on invertebrates, *Marine Environmental Research*, Volume 159, 2020, 104958, ISSN 0141-1136, <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104958>

Normandeau, Exponent, T. Tricas, and A. Gill. 2011. Effects of EMFs from Undersea Power Cables on Elasmobranchs and Other Marine Species. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement, Pacific OCS Region, Camarillo, CA. OCS Study BOEMRE 2011-09.

Öhman, M. C., P. Sigray, and H. Westerberg. 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *Ambio* 36:630-633.

Taormina B., Bald J., Want A., Thouzeau G., Lejart M., Desroy N. & Carlier, A. (2018) A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 96, pp. 380–391, doi.org/10.1016/j.rser.2018.07.026

Taormina B., Quillien N., Lejart M., Carlier A., Desroy N., Laurans M., D’Eu J.-F., Reynaud M., Perignon Y., Erussard H., Derrien-Courtel S., Le Gal A., Derrien R., Jolivet A., Chauvaud S., Degret V., Saffroy D., Pagot J.-P. and Barillier A. Characterisation of the potential impacts of subsea power cables associated with offshore renewable energy projects. Plouzané: France Energies Marines Editions, 2020

Vanselow, K.H. & Ricklefs, K. (2005). Are solar activity and sperm whale *Physeter macrocephalus* strandings around the North Sea related? *J. Sea Res.* 53, 319–327

Vanselow, K.H., Ricklefs, K. & Colijn, F. (2009). Solar driven geomagnetic anomalies and sperm whale (*Physeter macrocephalus*) strandings around the North Sea: an analysis of long term datasets. *Open Mar. Biol. J.* 3, 89–94

Walker MM, Dennis TE, Kirschvink JL. 2002. The magnetic sense and its use in long distance navigation by animals. *Curr Opin Neurobiol* 12:735–44. [https://doi.org/10.1016/S0959-4388\(02\)00389-6](https://doi.org/10.1016/S0959-4388(02)00389-6).

Walker, M. M., Dennis, T. E. & Kirschvink, J. L. The magnetic sense and its use in long-distance navigation by animals. *Current Opinion in Neurobiology* 12, 735–744, [https://doi.org/10.1016/S0959-4388\(02\)00389-6](https://doi.org/10.1016/S0959-4388(02)00389-6) (2002).

Walker, M.W., J.L. Kirschvink, G. Ahmed, A.E. Dizon. 1992. Evidence that fin whales respond to the geomagnetic field during migration. *Journal of Experimental Biology*. 171: 67-78

Wang, J., Cain, S., Lohmann, K., 2003. Identification of magnetically responsive neurons in the marine mollusc *Tritonia diomedea*. *J. Exp. Biol.* 206 (2), 381–388.

Westerberg, H. 2000. Effect of HVDC cables on eel orientation. Pages 70-76 in *Technische Eingriffe in marine Lebensraume*. Bundesamtes für Naturschutz, Germany.

Westerberg, H., Lagenfelt, I., 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fish. Manag. Ecol.* 15, 369–375. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00630.x>

Wyman, M.T., Peter Klimley, A., Battleson, R.D., Agosta, T.V., Chapman, E.D., Haverkamp, P.J., et al., 2018. Behavioral responses by migrating juvenile salmonids to a subsea high-voltage DC power cable. *Mar. Biol.* 165, 1–15. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3385-0>.

Zoë L. Hutchison, Andrew B. Gill, Peter Sigray, Haibo He, John W. King, A modelling evaluation of electromagnetic fields emitted by buried subsea power cables and encountered by marine animals: Considerations for marine renewable energy development, *Renewable Energy*, Volume 177, 2021, Pages 72-81, ISSN 0960-1481, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.05.041>.

3. Si richiede di presentare una relazione circa specie aliene marine del tratto costiero e profondo. Tale studio dovrà avere lo scopo di escludere un potenziale effetto delle strutture degli aerogeneratori nel promuovere la diffusione potenziale di tali specie.

Le specie aliene note anche come *Non-indigenous species* (NIS) sono delle specie, sottospecie o taxa inferiori, introdotte al di fuori del loro areale, potenziale e reale, di distribuzione originario (Regolamento UE 1143/2014). La loro introduzione è il risultato, intenzionale o meno, di attività umane. Nella sotto-regione adriatica diversi studi sono stati condotti al fine di identificare le specie ed i percorsi di introduzione delle specie NIS evidenziando che la maggior parte delle specie in ingresso nel bacino appartengono ai domini del plancton e del benthos (invertebrati e vegetali), con areali di distribuzione che si localizzano principalmente nella fascia costiera entro i 50 m di profondità e negli ambienti di transizione, come le lagune (Slišković et al., 2021; Spagnolo et al., 2019; Servello et al., 2019; Zenetos e Galanidi, 2020; Katsanevakis et al., 2014). In particolare, rispetto alle altre sotto-regioni del Mediterraneo, la principale via di introduzione di NIS è il trasporto navale per mezzo

delle acque di zavorra e delle incrostazioni di *fouling* associato allo scafo delle imbarcazioni (Galanidi et al., 2023).

Dagli studi effettuati, le principali areali di distribuzione delle specie aliene nel bacino adriatico si localizzano lungo tutta la costa orientale balcanica, nella zona della laguna di Venezia e lungo le coste meridionali pugliesi adriatiche e ioniche (Katsanevakis et al., 2014) (Figura 1.A). Tuttavia, l'insediamento delle NIS in un ambiente non implica necessariamente l'avvio di un'invasione biologica che può determinare effetti di degrado delle comunità ecologica e con ripercussioni sull'intero ecosistema. Ad oggi, a fronte del lavoro di analisi sugli impatti cumulativi generati da specie aliene nel Mar Mediterraneo, sviluppato da Katsanevakis et al. (2016) e preso come riferimento bibliografico, emerge che habitat d'interesse conservazionistico come le praterie di *Posidonia oceanica* e il Coralligeno presenti nell'area di studio interessata dall'impianto (in senso lato) non risultano impattati dalla presenza di NIS (Figura 1.B).

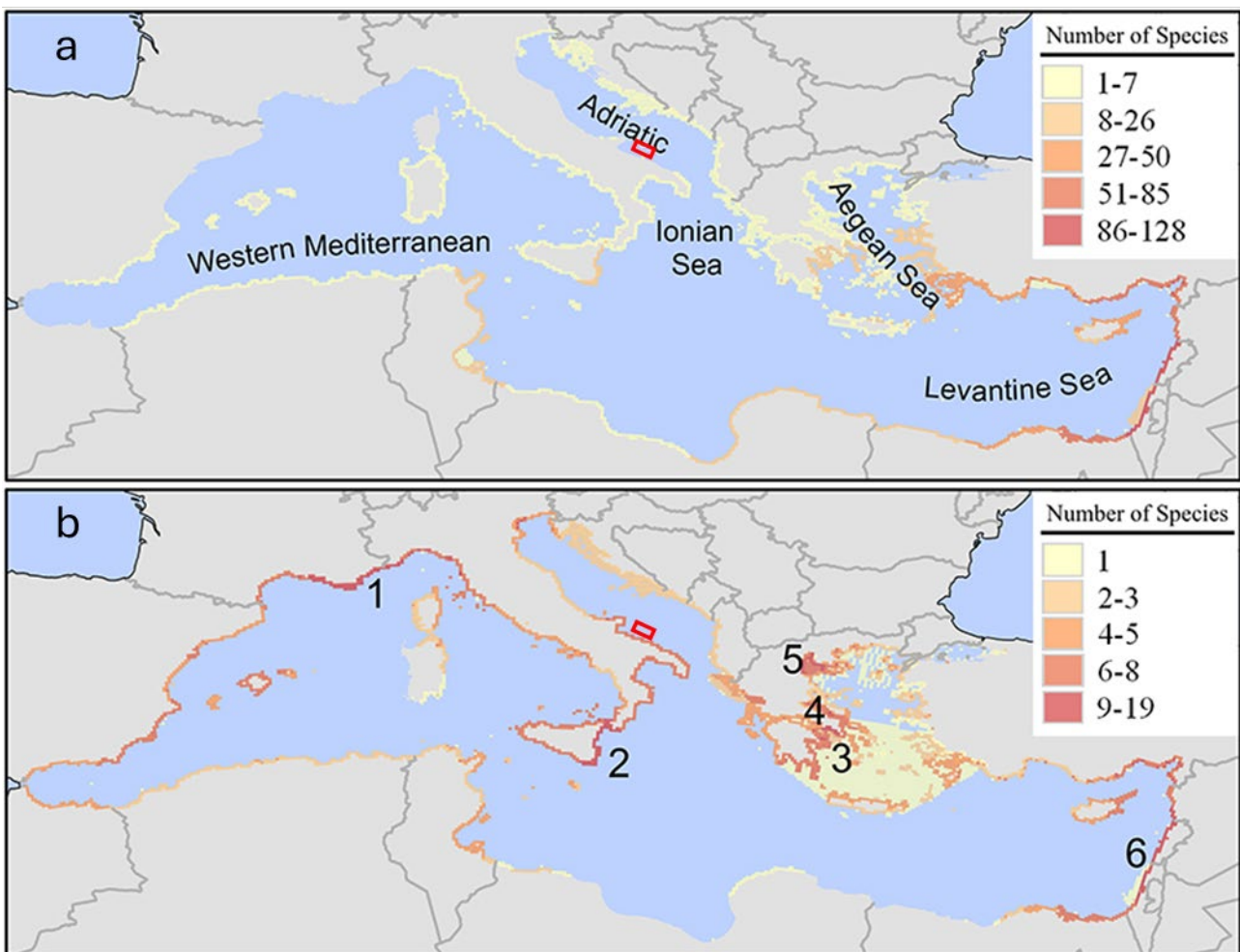


Figura 1.A – Distribuzione e ricchezza (numero di specie per unità di griglia di 10×10 km) di specie marine aliene introdotte nel Mar Mediterraneo a) attraverso il canale di Suez; b) attraverso il traffico navale (tratto da Katsanevakis et al., 2014). Il rettangolo rosso indica l'area di localizzazione del FOWT.

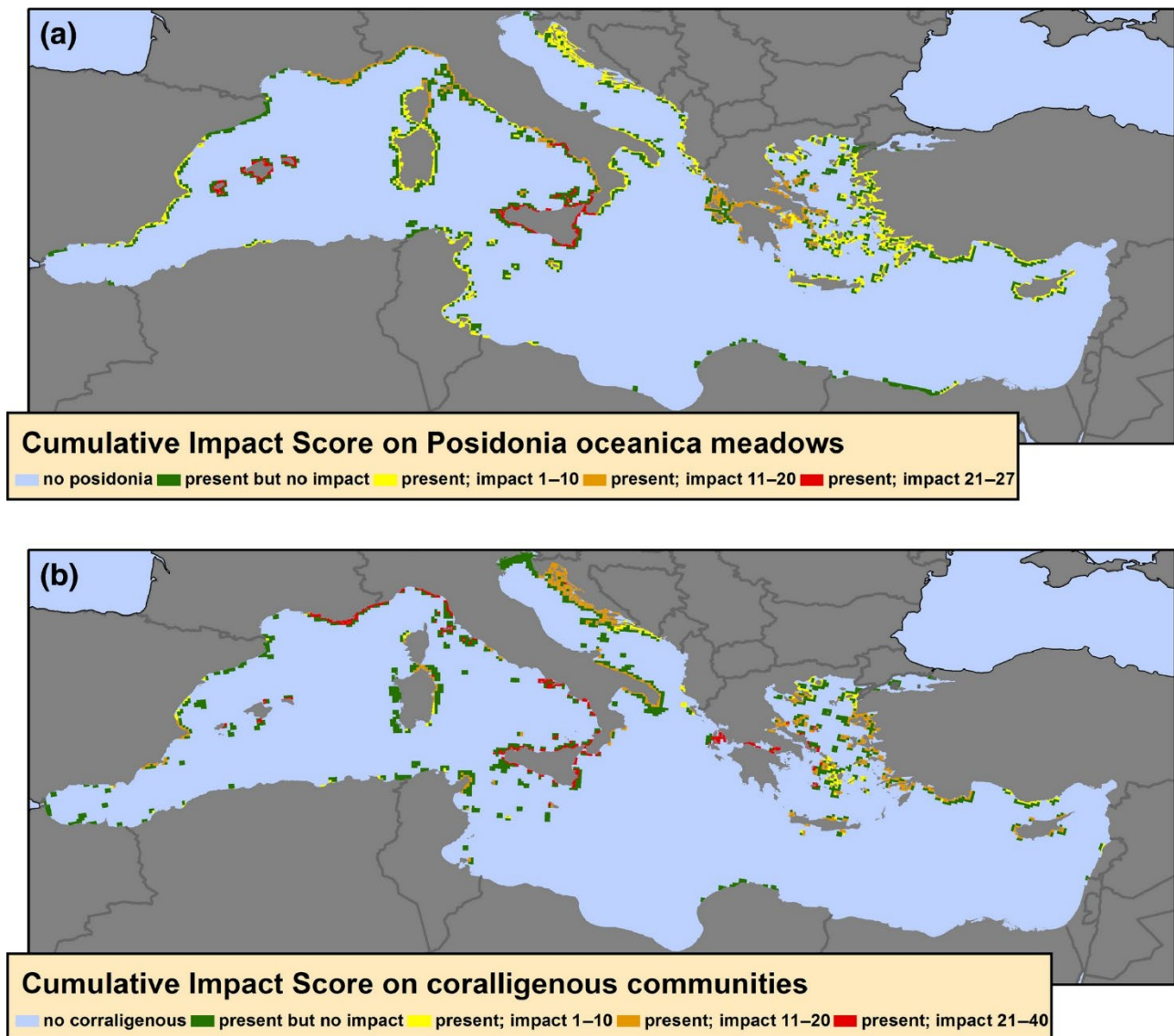


Figura 1.B – Distribuzione degli impatti cumulativi di specie aliene in habitat d’interesse conservazionistico del Mediterraneo: a) praterie di *Posidonia oceanica* e b) biocostruzioni del Coralligeno. I punteggi degli impatti cumulati sono calcolati su un grigliato di celle da 10×10 km (da Katsanevakis et al., 2016).

Per quanto concerne specie NIS dell’ittiofauna che possono essere presenti alle profondità prossime a quelle in cui verranno effettuate le operazioni di installazione dell’impianto, le più recenti conoscenze derivate dalla mappatura prodotta da Lipej et al. (2022) indicano una bassissima presenza di specie aliene profonde in ingresso nell’Adriatico (Tabella 1.a). La maggior parte di queste, infatti, si attesta nei piani dell’infralitorale e circalitorale (10-70 m di profondità) e solo 6 specie hanno *range* di distribuzione nelle aree batiali e mesopelagiche (oltre i 200 m di profondità).

Tabella 1.a – Principali NIS dell’ittiofauna segnalate in Adriatico nel biennio 2021-2022 (da Lipej et al. 2022), con il range di distribuzione batimetrica, l’habitus (acquisiti da Fishbase, <https://www.fishbase.se/search.php>) e la causa del ritrovamento. In grassetto le NIS con range di distribuzione superiori ai 100 metri di profondità.

Specie	Intervallo di Profondità (m)	Habitus	Causa ritrovamento
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	0-20	Demersale	Invasione biologica
<i>Bregmaceros nectabanus</i> Whitley, 1941	fino a 350	Mesopelagico	Invasione biologica
<i>Chrysiptera cyanea</i>	0-10	Demersale	Invasione biologica
<i>Dipturus nidarosiensis</i>	125-1420	Demersale	In fase di studio
<i>Enchelycore anatina</i>	30-60	Demersale	Invasione biologica
<i>Gaidropsarus granti</i>	20-250	Demersale	In fase di studio
<i>Holacanthus ciliaris</i>	1-70	Demersale	Invasione biologica
<i>Lagocephalus</i>	18-100	Demersale	Invasione biologica
<i>Oplegnathus fasciatus</i>	1-10	Demersale	Invasione biologica
<i>Paranthias furcifer</i>	8-100	Demersale	Invasione biologica
<i>Pterois cf. miles</i>	2-55	Demersale	Invasione biologica
<i>Siganus luridus</i>	2-40	Demersale	Invasione biologica
<i>Alopias superciliosus</i>	0-730	Pelagico	In fase di studio
<i>Apletodon dentatus</i>	-	-	In fase di studio
<i>Caranx rhonchus</i>	30-200	Bento-pelagico	-
<i>Gobius incognitus</i>	0-12	Bento-pelagico	In fase di studio
<i>Gouania adriatica</i>	-	Demersale	In fase di studio
<i>Hexanchus nakamurai</i>	90-600	Demersale	Ritrovamento casuale
<i>Lepadogaster purpurea</i>	0-10	Demersale	In fase di studio
<i>Lobotes surinamensis</i>	0-70	Bento-pelagico preferenza acque salmastre	Espansione della distribuzione
<i>Parablennius pilicornis</i>	0-25	Demersale	Invasione biologica
<i>Pomadasys incisus</i>	10-100	Demersale preferenza acque salmastre	Invasione biologica
<i>Salmo marmoratus</i>	-	Anadroma	In fase di studio
<i>Speleogobius llorisi</i>	46-69	Bento-pelagico	In fase di studio
<i>Zebrus pallaoroi</i>	0-1	Bento-pelagico	In fase di studio

Pertanto, le informazioni di letteratura circa la presenza e la distribuzione di specie NIS nel bacino Adriatico e nell'area interessata dall'opera in oggetto evidenziano una presenza limitata ed un impatto assente delle NIS per habitat prioritari; tuttavia, non permettono di escludere che le strutture utilizzate per l'installazione degli aerogeneratori possano contribuire alla diffusione potenziale di queste specie. È noto che le strutture utili all'installazione di un parco eolico offshore, al pari di qualunque substrato duro presente in mare (pali, catenarie, basamenti, piattaforme sommerse, etc.), possono essere considerate substrati potenzialmente sfruttabili per l'insediamento di specie sessili bentoniche. Pertanto, potrebbero potenzialmente favorire processi di diffusione di specie aliene nelle aree circostanti l'impianto, richiedendo, una valutazione di possibili rischi e dei potenziali effetti negativi sulla biodiversità e gli ecosistemi (Galparsoro et al., 2022; Lloret et al., 2022). Nel considerare il

potenziale processo d'insediamento e diffusione delle specie aliene occorre prendere in considerazione la localizzazione dell'impianto in termini geografici e di range batimetrico. Nel caso del Parco Eolico offshore "Barium Bay" (Adriatico Meridionale), l'impianto si estende al margine della piattaforma continentale ad una distanza ortogonale dalla costa italiana di circa 54 km ed i fondali pertinenti l'opera risultano compresi tra le batimetriche dei 100 e 200 m di profondità.

Studi effettuati sugli effetti di colonizzazione e diffusione NIS in aree portuali dell'Australia, riportano come substrati artificiali introdotti in ambiente marino possano essere contribuire ad un aumento dell'insediamento di queste specie fino a 2,5 volte superiore a quello di specie native (Glasby et al., 2007). Tuttavia, occorre sottolineare che tali effetti sono stati osservati in ambienti intertidali caratterizzati dall'escursione di maree, analizzando le comunità di organismi bentonici presenti su pali di pontili a circa 1,5 m di profondità. Un simile studio, condotto nel Mare del Nord sui pali di turbine eoliche, ha investigato le comunità e l'insediamento delle NIS fino ad un massimo di 20 m di profondità (De Mesel et al., 2015). Tali ambienti in prossimità della linea di costa o della superficie dell'acqua sono caratterizzati da un'elevata variabilità ambientale, dove stress dovuti all'azione di diversi fattori ambientali (temperature, variazioni di salinità, idrodinamismo, etc.) possono favorire la diffusione di specie aliene. In particolare, la temperatura è il fattore più importante che condiziona la diffusione di queste specie termofile, le quali rispondono positivamente al riscaldamento delle acque. De Mesel et al. (2015), inoltre, mette in evidenza che all'aumentare della profondità, dopo circa i 10 m, le NIS tendono a diminuire e a mostrare minori tassi d'insediamento.

Approfondendo gli aspetti legati alle relazioni tra specie e la temperatura, emerge la domanda inerente ad un possibile effetto delle strutture dell'impianto sulla modificazione della condizione termalina delle acque, con la conseguenza di favorire o meno indirettamente la diffusione delle NIS anche in ambiente profondo. Uno dei pochi studi effettuati in maniera dettagliata su questi aspetti riguarda un impianto offshore caratterizzato da 80 turbine infissi con pali su di un fondale di 40 m di profondità nel Mare del Nord (Germania) (Floeter et al., 2017). Nell'area investigata, è stato rilevato un cambiamento nelle condizioni della temperatura e della salinità nello strato superficiale entro i 30 m di profondità, mentre al di sotto di questo limite batimetrico non emergono particolari variazioni nell'idrografia del sito. Inoltre, nello stesso studio si osserva l'assenza di effetti dell'impianto sulla distribuzione dei pesci pelagici, indicando l'assenza di influenze su possibili migrazioni verso zone più profonde che i pali dell'impianto potrebbero determinare. In generale, gli autori sottolineano come sia difficile discriminare il disturbo antropico da quello naturale nello studio dei cambiamenti osservati nella struttura chimico-fisica della colonna d'acqua. Sebbene lo studio sia stato condotto in area geografica differente, si segnala come questi effetti siano stati studiati su strutture rigide e fisse come i pali, che influenzano maggiormente gli aspetti idrodinamici rispetto a catene e forme di supporto flottanti come quelle individuate per il parco eolico "Barium Bay". Pertanto, al meglio delle conoscenze disponibili, queste osservazioni segnalano un rischio molto basso di diffusione delle NIS nell'ambiente profondo, dato che la dislocazione delle strutture dell'impianto FOWT interessa aree lontane dalla costa per fondali con profondità superiori ai 100 m, dove le temperature si attestano tra i 14-16°C.

Si segnala, tuttavia, che potrebbe essere opportuno indagare e monitorare le zone superficiali delle strutture installate dove potrebbe aumentare la possibilità d'insediamento di forme giovanili di specie pelagiche, come i polipi delle meduse. In particolare, è stato osservato che, in generale, le infrastrutture umane a mare potrebbero avere effetti nella facilitazione dell'insediamento dei polipi delle meduse, favorendo incrementi delle popolazioni nel tempo (Duarte et al., 2013). Tuttavia, in

questo studio a livello globale, ci si riferisce a infrastrutture umane in senso generale, ed è opportuno segnalare non sono stati osservati insediamenti di polipi su pali o infrastrutture di turbine eoliche. Pertanto, attenzionare questo aspetto con un monitoraggio dell'impianto e dell'idrografia dell'area potrebbe essere utile per comprendere meglio se sono reali potenziali rischi di diffusione associabili alle strutture dell'impianto.

La valutazione degli effetti di diffusione delle NIS, potenzialmente facilitata da impianti eolici offshore, deve complessivamente tener conto di un incremento della biodiversità nell'area dove la comunità ecologica tende a evolversi sulla base delle interazioni trofiche (Zupan et al., 2023). L'incremento di biodiversità è guidato tanto dalla disponibilità di nuovi substrati d'insediamento, quanto dall'effetto rifugio e di *spill-over* indotto dalle aree protette dall'installazione delle turbine (Halouani et al., 2020). L'effetto rifugio, che sostanzialmente è rappresentato dalla limitazione delle attività di pesca e di altri disturbi all'interno dell'area del parco eolico, può favorire l'aggregazione di predatori di vertice nell'area che possono intervenire nel controllo delle NIS e nella stabilizzazione dell'intera rete trofica. In particolare, se gli effetti benefici interessano anche l'aumento delle popolazioni di specie planctivore e bentivore di livelli trofici intermedi, allora potrebbero esserci effetti di controllo trofico anche sulle componenti del plancton e sugli stadi larvali bentonici. Questa condizione limita e riduce in maniera sostanziale rischi di eventuali diffusioni e proliferazioni incontrollate, che comunque non interessano l'ambiente profondo in prossimità dell'impianto.

Bibliografia

- De Mesel I., Kerckhof F., Norro A. et al., 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. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2157-1>
- Duarte M., Pitt K., Lucas C., et al., 2013. Is global ocean sprawl a cause of jellyfish blooms? *Front. Ecol. Environ.*, 11, 91-97. <https://doi.org/10.2307/23470528>
- Floeter J., van Beusekom J.E.E., Auch D., Callies U., Carpenter J., Dudeck T. et al., 2017. Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. *Progress in Oceanography*, 156, 154-173. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.07.003>
- Galanidi M., Aissi M., Ali M., Bakalem A., Bariche M., Bartolo A.G., et al., 2023. Validated Inventories of Non-Indigenous Species (NIS) for the Mediterranean Sea as Tools for Regional Policy and Patterns of NIS Spread. *Diversity*, 15(9), 962. <https://doi.org/10.3390/d15090962>
- Galparsoro, I., Menchaca, I., Garmendia, J.M. et al. 2022. Reviewing the ecological impacts of offshore wind farms. *npj Ocean Sustain* 1, 1. <https://doi.org/10.1038/s44183-022-00003-5>
- Glasby T.M., Connell S.D., Holloway M.G. et al., 2007. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Mar Biol.* 151, 887–895. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0552-5>
- Halouani G., Villanueva C-M., Raoux A., et al., 2020. A spatial food web model to investigate potential spillover effects of a fishery closure in an offshore wind farm. *Journal of Marine Systems* 212, 103434 <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2020.103434>
- Katsanevakis S, Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Ben Rais Lasram F, Zenetos A and Cardoso AC (2014) Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. *Front. Mar. Sci.* 1:32. <https://doi:10.3389/fmars.2014.00032>

Katsanevakis, S., Tempera, F. and Teixeira, H. (2016), Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity Distrib.*, 22: 694-707. <https://doi.org/10.1111/ddi.12429>

Lipej L., Kovačić M., Dulčić J. 2022. An Analysis of Adriatic Ichthyofauna—Ecology, Zoogeography, and Conservation Status. *Fishes*, 7, 58. <https://doi.org/10.3390/fishes7020058>

Lloret J., Turiel A., Solé J., et al., 2022. Unravelling the ecological impacts of large-scale offshore wind farms in the Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment* 824, 15380. <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153803>

Servello G., Andaloro F., Azzurro E., et al., 2012. Marine alien species in Italy: a contribution to the implementation of descriptor D2 of the Marine Strategy Framework Directive. *Medit. Mar. Sci.*, 20/1, 1-48. <http://dx.doi.org/10.12681/mms.18711>

Slišković M., Piria M., Nerlović V., Pavičić Ivelja K., Gavrilović A., Jelić Mrčelić G. 2021. Non-indigenous species likely introduced by shipping into the Adriatic Sea. *Marine Policy*, 129, 104516.

Spagnolo A., Auriemma R., Bacci T., Balković I., Bertasi F., Bolognini L., et al., 2019. Non-indigenous macrozoobenthic species on hard substrata of selected harbours in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 147, 150-158.

Zenetos A., Galanidi M., 2020. Mediterranean non indigenous species at the start of the 2020s: recent changes. *Mar Biodivers Rec* 13, 10 <https://doi.org/10.1186/s41200-020-00191-4>

Zupan M., Rumes B., Vanaverbeke J., Degraer S., Kerckhof F., 2023. Long-Term Succession on Offshore Wind Farms and the Role of Species Interactions. *Diversity*, 15, 288. <https://doi.org/10.3390/d15020288>

4. Si dovrà altresì relazione circa la presenza/assenza di aree di *nursery* delle principali specie commerciali prossime alle (prospicienti le) aree del parco eolico soprattutto in prossimità dei cavidotti con analisi di eventuali impatti su almeno tre diverse specie.

Sintesi delle conoscenze attualmente disponibili circa la presenza e la distribuzione delle aree di *nursery* e *spawning* delle principali specie di interesse commerciale e di interesse conservazionistico presenti nel bacino Adriatico sono dettagliate nei paragrafi a seguire. In particolare, dopo una prima descrizione delle principali specie commerciali presenti nel bacino, si procederà a dettagliare le informazioni relative a distribuzione di aree di *nursery* e *spawning* per le specie di piccoli pelagici, demersali e vulnerabili, concludendo con delle considerazioni generali rispetto alla specifica area interessata dall'impinto.

4.1 Principali specie commerciali del bacino adriatico

Il Mare Adriatico è caratterizzato dalla presenza di numerosi stock economicamente importanti relativi a specie appartenenti sia alla categoria dei piccoli pelagici che delle specie demersali (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015). Le principali specie pelagiche sono la sardina (*Sardina pilchardus*), l'acciuga (*Engraulis encrasicolus*), gli sgombri (*Scomber colias*, *S. scombrus*) e i sugarelli (*Trachurus trachurus*, *T. mediterraneus*). Tra le specie demersali e bento-pelagiche più abbondanti ritroviamo la triglia di fango (*Mullus barbatus*), il nasello (*Merluccius merluccius*), la sogliola (*Solea solea*), i molluschi cefalopodi quali la seppia (*Sepia officinalis*), i moscardini (*Eledone cirrhosa*, *E.*

moschata), il totano (*Illex coindetii*) e il polpo (*Octopus vulgaris*) e tra i crostacei, i gamberi bianchi (*Parapenaeus longirostris*), rossi (*Aristaeomorpha foliacea*) e viola (*Aristeus antennatus*), lo scampo (*Nephrops norvegicus*) e la canocchia (*Squilla mantis*).

Lungo la piattaforma continentale tra i 10 e i 50 m di profondità dominano, in termini di biomassa, le triglie, la sogliola e i pesci piatti in generale, i gobidi e i pagelli (*Pagellus* spp.). Tra i 50 e di 200 m risultano dominanti il nasello, la rana pescatrice (*Lophius* spp.), la musdea (*Phycis blennoides*). Abbondanti nella piattaforma continentale si trovano anche le seppie e i polpi, i calamari, gli scampi, i gamberi e le canocchie. Sono presenti nel bacino anche 60 specie vulnerabili di condroitti tra squali, razze e chimere (Soldo e Lipej, 2022). Di queste 60, tuttavia, solo 14 sono classificate come comuni (registrazione di numerosi avvistamenti/catture su base annuale) e solo 4 come abbondanti (avvistamenti/catture multipli ogni anno) nel bacino adriatico (Soldo e Lipei, 2022; Tab. 4.1.a).

Tab. 4.1.a – Lista dei Condroitti classificati come comuni ed abbondanti nel Mare Adriatico (Soldo e Lipej, 2022).

Nome scientifico	Nome comune	Presenza	Stato di conservazione
<i>Mustelus mustelus</i>	Palombo	Abbondante	<i>Vulnerable A2bd</i>
<i>Raja miraletus</i>	Razza occhiuta	Abbondante	<i>Least Concern</i>
<i>Scyliorhinus canicula</i>	Gattuccio	Abbondante	<i>Near Threatened</i>
<i>Scyliorhinus stellaris</i>	Gattuccio maggiore	Abbondante	<i>Near Threatened</i>
<i>Alopias vulpinus</i>	Squalo volpe	Comune	<i>Endangered A2bd</i>
<i>Galeus melastomus</i>	Squalo boccanera	Comune	<i>Least Concern</i>
<i>Hexanchus griseus</i>	Squalo capopiatto	Comune	<i>Least Concern</i>
<i>Mustelus asterias</i>	Palombo stellato	Comune	<i>Vulnerable A2bd</i>
<i>Mustelus punctulatus</i>	Palombo punteggiato	Comune	<i>Vulnerable A4d</i>
<i>Myliobatis aquila</i>	Aquila di mare	Comune	<i>Vulnerable A2bd</i>
<i>Prionace glauca</i>	Verdesca	Comune	<i>Critically Endangered A2bd</i>
<i>Pteroplatytrygon violacea</i>	Trigone viola	Comune	<i>Least Concern</i>
<i>Raja asterias</i>	Razza stellata	Comune	<i>Near Threatened</i>
<i>Raja clavata</i>	Razza chiodata	Comune	<i>Endangered A2abcd</i>
<i>Raja montagui</i>	Razza di Montagu	Comune	<i>Least Concern</i>
<i>Squalus acanthias</i>	Spinarolo	Comune	<i>Endangered A2bd</i>
<i>Squalus blainville</i>	Spinarolo bruno	Comune	<i>Endangered A2bd</i>
<i>Torpedo marmorata</i>	Torpedine marmorata	Comune	<i>Near Threatened</i>

4.2 Metodologie di acquisizione di informazioni relative alle aree di *nursery* e *spawning* delle principali specie commerciali e vulnerabili

La raccolta di informazioni circa le aree che rivestono un ruolo importante per la sopravvivenza di specie ittiche di valore commerciale e/o conservazionistico che, quindi, risultano più sensibili alla realizzazione di un impianto eolico galleggiante, ha richiesto un attento studio bibliografico volto a recuperare e sintetizzare le conoscenze finora disponibili. I principali studi presi in considerazione che trattano approfonditamente l'argomento e a cui si rimanda per un maggiore dettaglio sono Carlucci et al. (2009), Colloca et al. (2015), Giannoulaki et al. (2011, 2013a, b, 2017), STECF (2017, 2021).

In generale, per poter giungere a dare indicazioni sulle aree sensibili di riproduzione (*spawning*) e reclutamento dei giovanili (*nursery*) tutti i lavori si basano sulla raccolta dei dati di presenza e

abbondanza delle specie con indicazione, in funzione del programma a cui si fa riferimento, dei dati morfometrici di lunghezza e peso e del loro stadio di maturità. Tale raccolta è effettuata nell'ambito di programmi e campagne di monitoraggio specifiche (es. MEDITS, survey acustici e ittioplanctonici) con differenti strumentazioni ed attrezzi da pesca dipendenti delle specie target a cui è rivolto il campionamento. Successivamente alla raccolta dei dati, questi sono stati analizzati attraverso l'applicazione di tecniche di analisi matematica e statistica capaci di supportare i dati sperimentali. In questo contesto, il procedimento alla base della realizzazione di mappe predittive circa la distribuzione di aree di particolare interesse per le differenti specie (es. *nursery* e *spawning*) ha previsto dapprima, il calcolo di indici ecologici quali l'indice di densità delle reclute e dei riproduttori (N/km^2) (Carlucci et al., 2009) e poi, l'applicazione di modelli di regressione, generalmente non lineari, come GAM (*Generalized Additive Model*, Hastie and Tibshirani, 1990) e MAXENT (*Maximum Entropy Model*, Phillips et al., 2006), capaci di integrare le informazioni bio-ecologiche e quelle ambientali (es. temperatura superficiale del mare, concentrazione di clorofilla, profondità, etc.) al fine di modellizzare gli habitat preferenziali (*habitat suitability modeling techniques*) delle specie target e quindi, fornire delle predizioni di presenza e/o abbondanza spazialmente definite ed affidabili con errore noto. Spesso a corroborare l'informazione ottenuta attraverso le tecniche di modellizzazione dell'*habitat suitability* è stata applicata la tecnica geostatistica del *kriging* (Cressie, 1993; Diggle 2007), che permette di evidenziare le aree di persistenza della specifica caratteristica a cui si fa riferimento nel tempo, in funzione di un valore soglia prestabilito (es. lunghezze medie degli individui identificati come reclute o riproduttori) che può derivare da dati sperimentali o dati di letteratura (Carlucci et al., 2009; Colloca et al., 2015).

In particolare, tutte le mappe fornite in questa sezione del report derivano dalle attività svolte nell'ambito del progetto MEDISEH (Mediterranean Sensitive Habitat, Giannoulaki et al., 2013a), alcune delle quali hanno portato anche a delle pubblicazioni scientifiche (Colloca et al., 2015; Giannoulaki et al., 2017). Per i piccoli pelagici presi in considerazione nel progetto, ovvero *E. encrasicolus*, *S. pilcardus*, *S. scombrus*, *S. colias*, *T. trachurus* e *T. mediterraneus*, i dati di presenza/assenza su cui si è basata la modellizzazione relativa alle aree di riproduzione (*spawning*) derivano prevalentemente da survey ittioplanctonici, mentre le informazioni di partenza per la modellizzazione delle *nursery* sono derivate da survey acustici e campagne di monitoraggio con rete pelagica e a strascico in funzione della specie in oggetto. Tutte le attività di monitoraggio sono state condotte in un periodo di circa 10 anni dal 2000 al 2013, con durata ed esercizio variabili per le diverse aree del Mediterraneo considerate. La tecnica di modellizzazione degli habitat prevalentemente utilizzata è stata quella dei modelli additivi generalizzati (GAM), scartata in favore del MAXENT in quei casi in cui i dati di partenza erano ridotti e per cui risultava più affidabile utilizzare una tecnica meno influenzata dal "rumore di fondo" dei dati e più flessibile. In merito alle variabili esplicative capaci di influenzare la presenza/assenza delle specie, sono state considerate la batimetria, la concentrazione di clorofilla (CHL_a) e la quantità di radiazione fotosinteticamente attiva (PAR), quale proxy della produttività primaria, la temperatura superficiale del mare (SST) e le anomalie nel livello del mare (SLA). Successiva alla modellizzazione con i GAM è stata l'applicazione della tecnica geostatistica del *kriging* che ha permesso di evidenziare il grado di persistenza delle aree (*grounds*) probabilisticamente individuate quali preferenziali (Ballier et al., 2007), che sono state classificate in mappa come preferenziali o persistenti, siti in cui la probabilità media di presenza negli anni è alta e la deviazione standard è bassa; occasionali, siti in cui la probabilità media di presenza negli anni è alta e la deviazione standard è alta (questo accade quando

la presenza della specie in una determinata area non è costante ma varia in funzione dell'anno considerato); insolite, siti in cui la probabilità media di presenza negli anni è bassa così come la deviazione standard.

Per l'elaborazione e l'analisi dei dati relativi alle specie demersali (*A. foliacea*, *A. antennatus*, *M. merluccius*, *M. barbatus*, *M. surmuletus*, *N. norvegicus*, *P. longirostris*, *P. erythrinus*, *G. melastomus*, *R. clavata*, *I. coindetti*, *E. cirrhosa*) sono stati considerati i soli dati di presenza (cale positive) delle specie nei vari stadi di maturità (reclute e riproduttori) acquisiti però considerando un singolo survey stagionale, quello del MEDITS (Campagna di pesca a strascico sperimentale) effettuata nei mesi da maggio a luglio. Pertanto, le mappe di predizione degli habitat idonei sono riferibili a quello specifico periodo dell'anno. Analogamente alla procedura di analisi dei piccoli pelagici, il primo step è stato quello di calcolare gli indici di densità per le reclute ed i riproduttori. Dopodiché si è proceduto alla modellizzazione della distribuzione spaziale delle specie target. Per questa fase si è scelto l'approccio regressivo con l'applicazione alternativa di differenti metodi quali GAM, Generalized Mixed Models (GAMM), *Zero inflated generalized additive models* (ZIGAM) in funzione della quantità e qualità dei dati a disposizione per ciascuna specie e ciascuna *Geographical Sub Area* considerata (GSA, GFCM, 2009). In questo caso le uniche variabili ambientali considerate sono state la posizione geografica (latitudine e longitudine), la profondità delle cale, l'anno, la distanza dalla costa e la pendenza del fondale. Successivamente, per identificare gli *hotspot* del reclutamento e della riproduzione è stato adottato l'approccio geostatistico che consente di verificare l'autocorrelazione spaziale tra dati puntiformi (le cale in questo caso) e permette di creare delle mappe di interpolazione che consentono di predire i valori, ed il relativo errore, della variabile considerata in punti non noti partendo dalla modellizzazione dei valori noti. Questa procedura, in questo contesto, è stata effettuata attraverso l'utilizzo del *kriging* ordinario (Diggle, 2007) o, in casi *data poor*, con l'*Inverse Distance Weighting* IDW (Schumaker, 1976). Successivamente si è proceduto al calcolo dell'indice di persistenza delle aree di *spawning* e *nursery* variabile da 0 a 100 che, per scopo rappresentativo, è riportato in mappa come variazione colorimetrica in 5 colori corrispondenti alle classi 0.05-20, 21-40, 41-60, 61-80, 81-100. Ulteriori dettagli sono riportati nel lavoro di Giannoulaki et al. (2013c) e Colloca et al. (2015).

4.3 Risultati

Dall'analisi bibliografica degli articoli scientifici e dei report tecnici progettuali è possibile affermare che l'area di realizzazione dell'impianto è parte di aree identificate come habitat idonei per la riproduzione ed il reclutamento di diverse specie pelagiche e demersali.

4.3.1 Piccoli pelagici

Il sito d'interesse per la realizzazione dell'impianto e dei cavidotti comprende areali di *spawning* altamente preferenziale per l'acciuga (*E. encrasicolus*) e lo sgombro occhione (*S. colias*) (Fig. 4.3.1.A). A definire ed influenzare, in modo preponderante, la distribuzione geografica di questi habitat sono la SST, la CHLa e la profondità. L'analisi dei dati raccolti mostra una più alta probabilità di riproduzione di *E. encrasicolus* in area a maggiore produttività (CHLa > 0.5 mg/m³) a profondità tra i 40 e i 160 m e con una SST meno elevata (10-14°C). Differentemente, la distribuzione delle aree di *spawning* di *S. colias* è influenzata positivamente dalla PAR e da un forte *downwelling* delle acque (7.5 < SLA < 9.5 cm) a profondità tra i 40 e i 120 m.

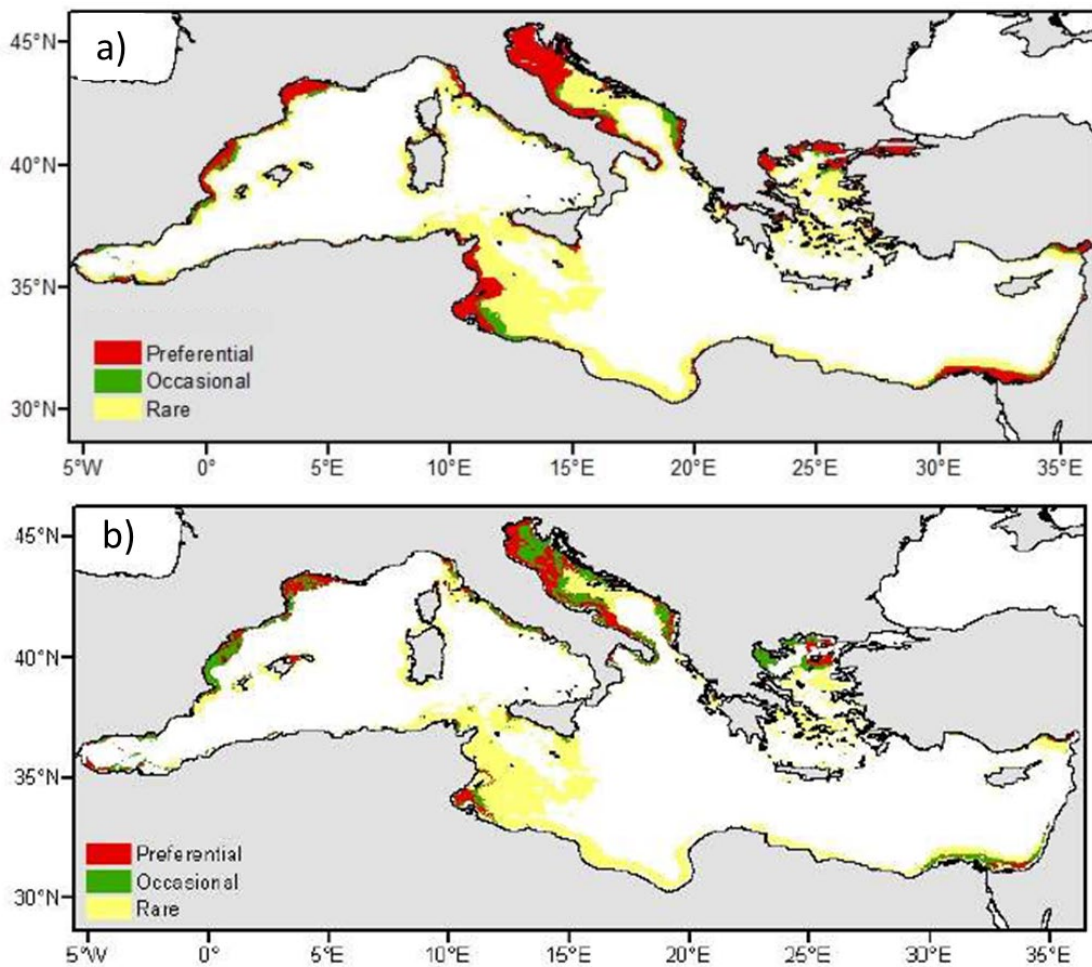
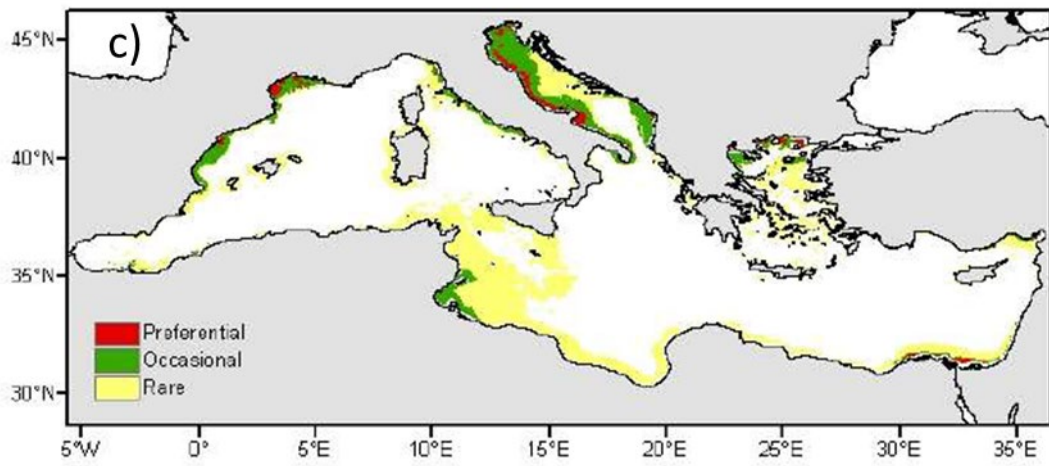
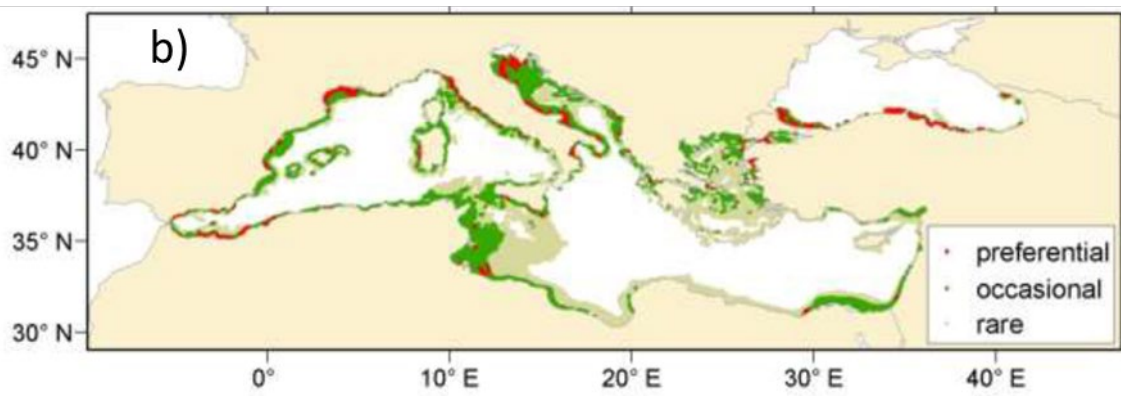
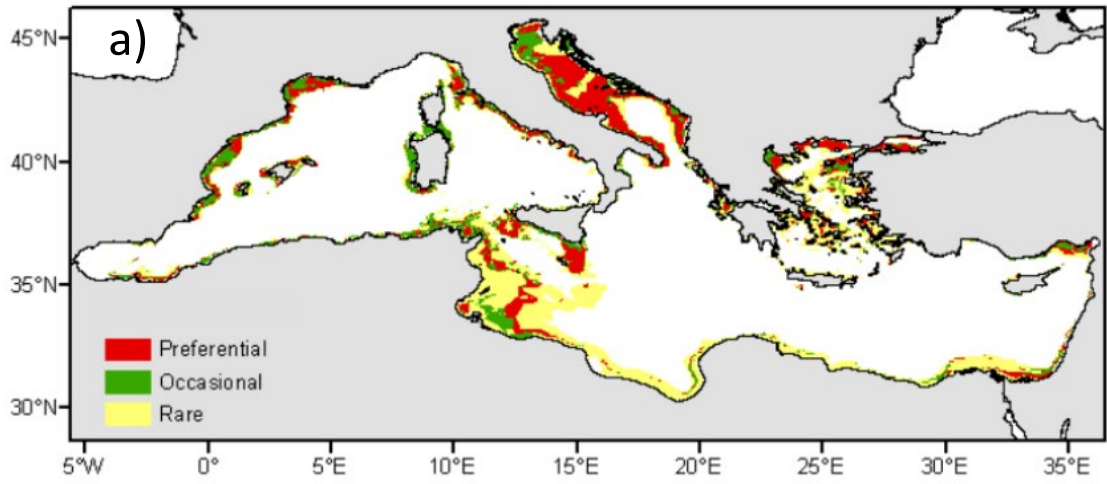


Fig. 4.3.1.A – Habitat preferenziali delle aree di *spawning* di due specie di interesse commerciale nella GSA 18: a) *E. encrasicolus* (mese di riferimento per la modellizzazione: luglio; anni di riferimento per la modellizzazione: 2003-2008, b) *S. colias* (stagione di riferimento: estate; anni di riferimento: 2006, 2008, 2010) (tratto da Giannulaki et al., 2013b).

Il sito d'interesse comprende aree di reclutamento altamente preferenziali per *T. trachurus*, occasionali per *T. mediterraneus*, *S. scombrus* e *S. colias* (Fig. 5.3.1.B). In particolare, la probabilità di trovare giovanili di *T. trachurus* è maggiore in condizione di SST compresa in un range tra i 17 e i 22°C e oltre i 26°C in aree che possono includere l'intera piattaforma continentale (20-200m) e che mostrino una produttività variabile da 0.22 a 12.18 mg/m³ per la CHLa. Le aree di nursery più idonee per il *T. mediterraneus* sono le acque costiere dai 30 e 65 m di profondità associate a una buona produttività (0.47-2.23 mg/m³ CHLa), un moderato *upwelling* e che presentino una SST non troppo elevata tra i 14 e i 16.5°C. La probabilità di trovare i giovanili dello sgombro *S. scombrus* sono maggiori in aree produttive (CHLa =0.25-3 mg/m³) che presentano valori di SST superiori ai 20°C, in cui sono presenti fenomeni di *downwelling* (SLA fino a 8 cm). Analogamente al congenere, i giovanili di *S. colias* prediligono acque costiere produttive (tra i 20 e 70 m di profondità con valori di CHLa tra 0.2 e 3.8 mg/m³) in cui sono presenti sia fenomeni deboli di *upwelling* che di forte *downwelling* delle acque e che mostrino valori di SST anche molto elevati (fino a 28°C).



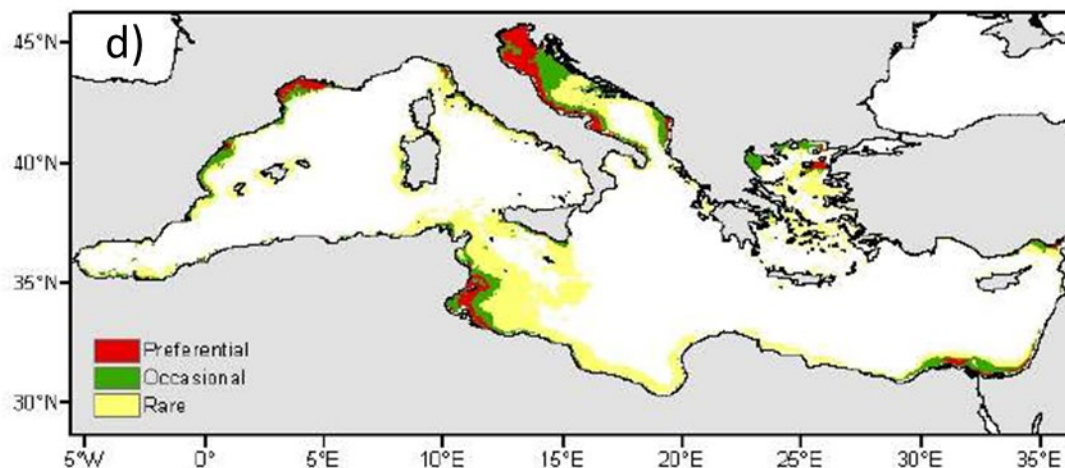


Fig. 4.3.1.B – Habitat preferenziali delle aree di *nursery* di alcune specie di interesse commerciale nella GSA 18: a) *T. trachurus* (stagione di riferimento: estate; anni di riferimento: 2000-2010); b) *T. mediterraneus* (stagione di riferimento: nov-dic; anni di riferimento: 2003-2009); c) *S. scombrus* (stagione di riferimento: inizio estate; anni di riferimento: 2001-2010), d) *S. colias* (anni di riferimento: 2001-2010) (tratto da Giannoulaki et al., 2013b).

Uno studio pubblicato di recente da Giannoulaki et al. (2017) riporta una sintesi della distribuzione spaziale delle *nursery* in Mediterraneo di *E. encrasicolus*, *S. pilcardus* e *S. scombrus* che evidenzia come le condizioni oceanografiche influenzino nel tempo la distribuzione delle specie e riporta le più recenti mappe di distribuzione degli habitat idonei per queste tre specie ottenute applicando modellizzazioni analoghe a quelle applicate nel progetto MEDISEH (Giannoulaki et al., 2013a) (Fig. 4.3.1.C).

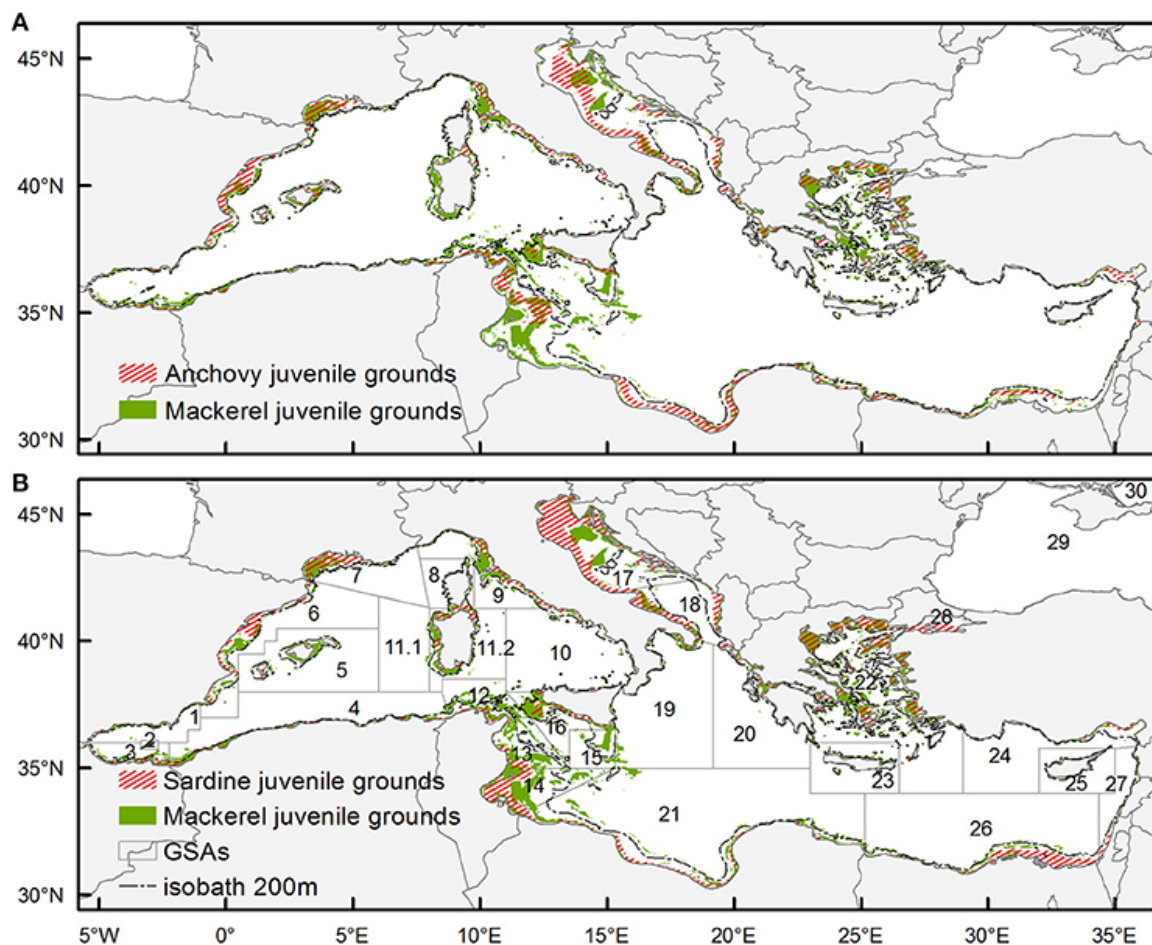


Fig. 4.3.1.C – Sovrapposizione delle aree di *nursery* occasionali e persistenti nel Mar Mediterraneo di *S. scombrus*, *E. encrasicolus* e *S. pilcardus* (Giannulaki et al., 2017).

4.3.2 Specie demersali

Il sito d'interesse per la realizzazione dell'impianto eolico è parzialmente sovrapponibile ad area di reclutamento e/o riproduzione per diverse specie demersali quali il nasello *M. merluccius*, il gambero bianco *P. longirostris*, il moscardino *E.cirrhusa*, il totano *I. coindetii* e lo squalo boccanera *G. melastomus* (Giannoulaki et al., 2013c, Colloca et al., 2015; Panzeri et al., 2023).

Le principali aree di *nursery* del nasello sono localizzate tra la batimetria dei 100 e 200 m di fronte al promontorio del Gargano e lungo la costa italiana fino al Canale d'Otranto, con persistenza variabile fino al 60% (Fig. 4.3.2.A). Non vi sono aree di *spawning* per questa specie nella GSA 18.

Le aree di *nursery* relative al gambero bianco presenti nella GSA 18 mostrano una persistenza fino al 40% e sono localizzate in prossimità del promontorio del Gargano e nella fascia compresa tra i 100 ed i 200 m di profondità tra Bari e Brindisi, nonché in prossimità del Canale d'Otranto (Fig.4.3.2.B).

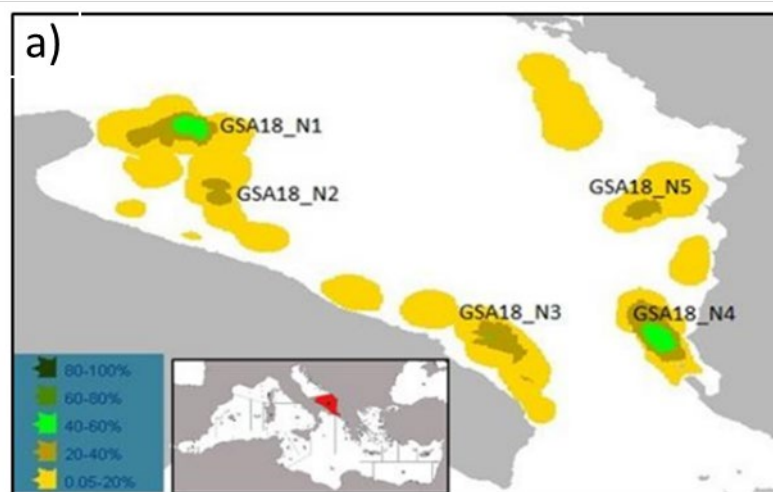
Le aree di *spawning* invece sono localizzate al traverso di Brindisi ed in prossimità del Canale d'Otranto con una persistenza fino al 20%, non interessando l'area di realizzazione di questo impianto.

Per quanto concerne il moscardino sono presenti lungo il versante italiano della GSA 18 sia aree di *nursery* che di *spawning* (Fig. 4.3.2.C). Le prime raggiungono una persistenza maggiore (fino il 60%) solo in un'area localizzata prospiciente Bari, altrimenti risultano poco persistenti (fino al 20%). Le seconde sono continue lungo l'intero versante italiano della GSA 18 in aree comprese tra i 100 e 200

m con persistenze sino al 60%. In questa specie semelpara (che si riproduce solo una volta nella vita), i maschi raggiungono la maturità dal tardo autunno (novembre) e le femmine in primavera (aprile) e mostrano la maggior presenza di riproduttori di entrambi i sessi in estate.

Il totano presenta delle aree persistenti sia di reclutamento che di riproduzione lungo il versante italiano della GSA 18, nel range batimetrico tra i 100 ed i 150 m (Fig. 4.3.2.D) confermate anche dagli ultimi studi nell'area adriatica (Panzeri et al., 2023).

Infine, tra i pesci cartilaginei lo squalo boccanera *G. melastomus* è l'unico che presenta aree di *spawning* con una persistenza compresa tra il 40 e il 60% in prossimità dell'area di realizzazione dell'impianto eolico (Fig. 4.3.2.E). Tuttavia, giovanili e riproduttori di questa specie sono concentrati anche oltre i 200 m di profondità, in prossimità della fossa Adriatica meridionale risultando una delle specie da attenzionare per la realizzazione dell'impianto e la sua messa in opera. Studi specifici effettuati nel Canyon di Bari e nell'area di Gondola, rispettivamente poco più a nord e a sud dell'area di intervento, riportano la presenza della specie a profondità variabili in range tra i 180 ed i 600 m con presenza tra adulti e giovanili significativamente variabile nelle stagioni che utilizzano questi habitat complessi caratterizzati dalla presenza dei coralli di acque fredde come areali di rifugio e di riproduzione (D'Onghia et al., 2015, 2016; Sion et al., 2019; Carluccio et al., 2021).



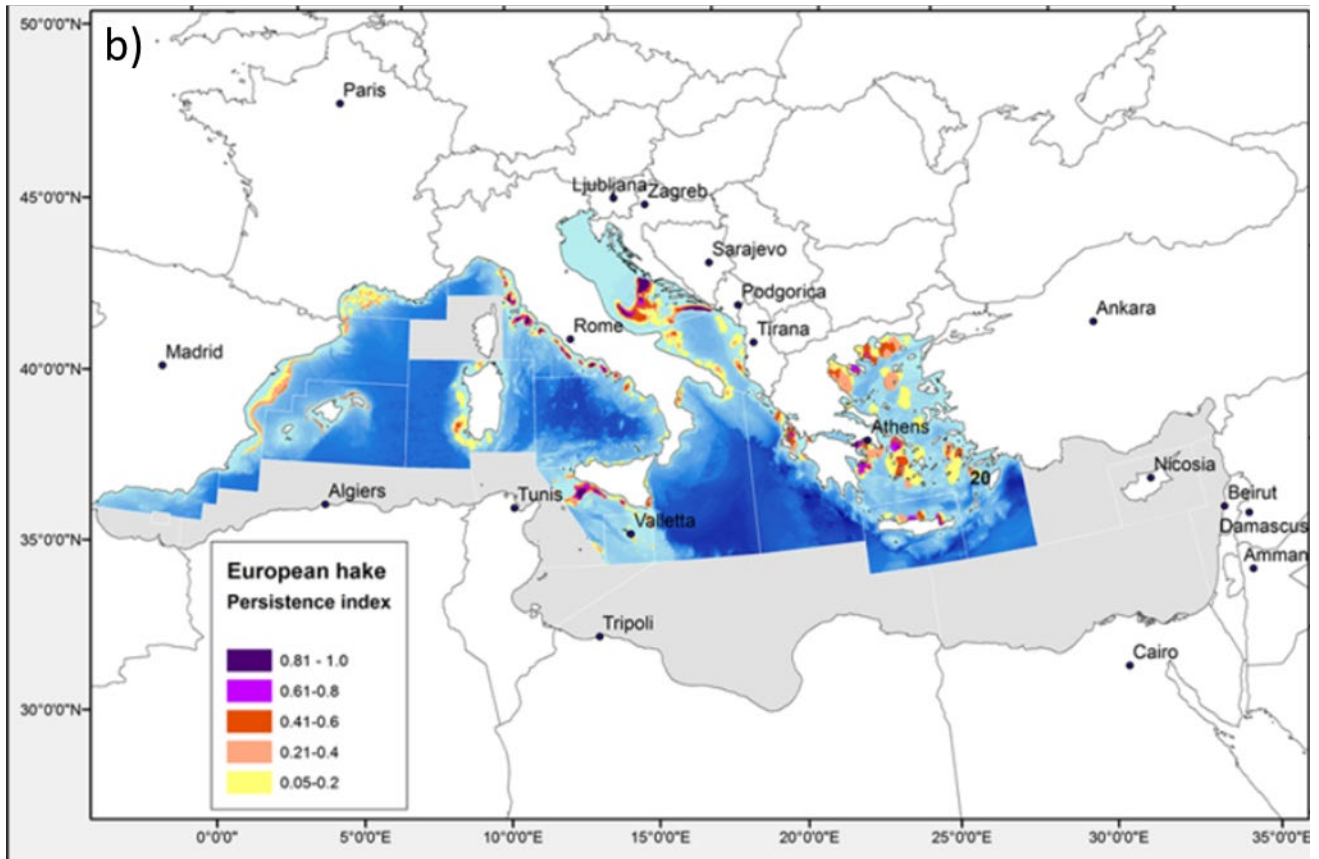


Fig. 4.3.2.A – Mappa di distribuzione delle aree di *nursery* persistenti per il nasello a) nella GSA 18 (Giannoulaki et al., 2013c); b) in tutto il Mediterraneo (Colloca et al., 2015).

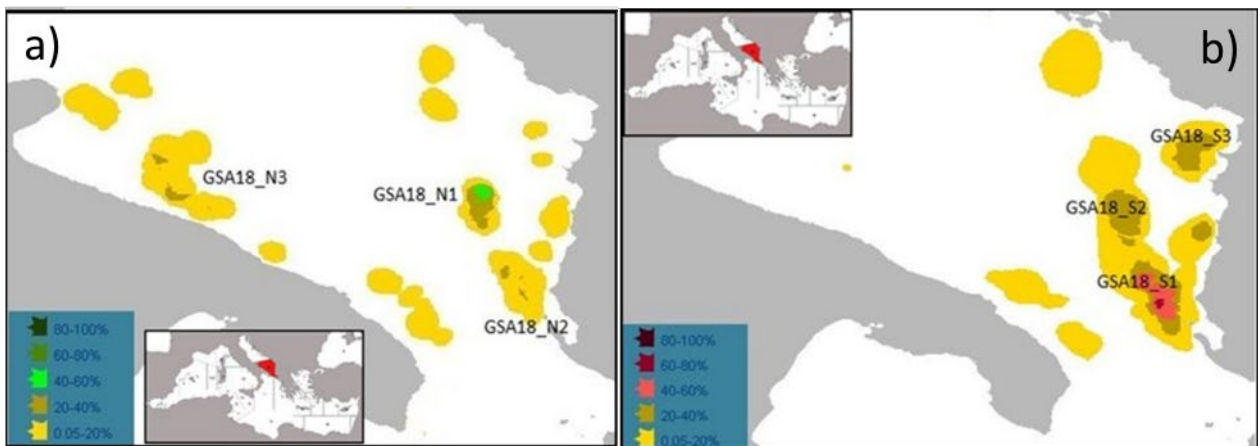


Fig. 4.3.2.B – Mappa di distribuzione delle aree di a) *nursery* e b) *spawning* persistenti relative al gambero bianco *P. longirostris* nella GSA 18 (Giannoulaki et al., 2013c).

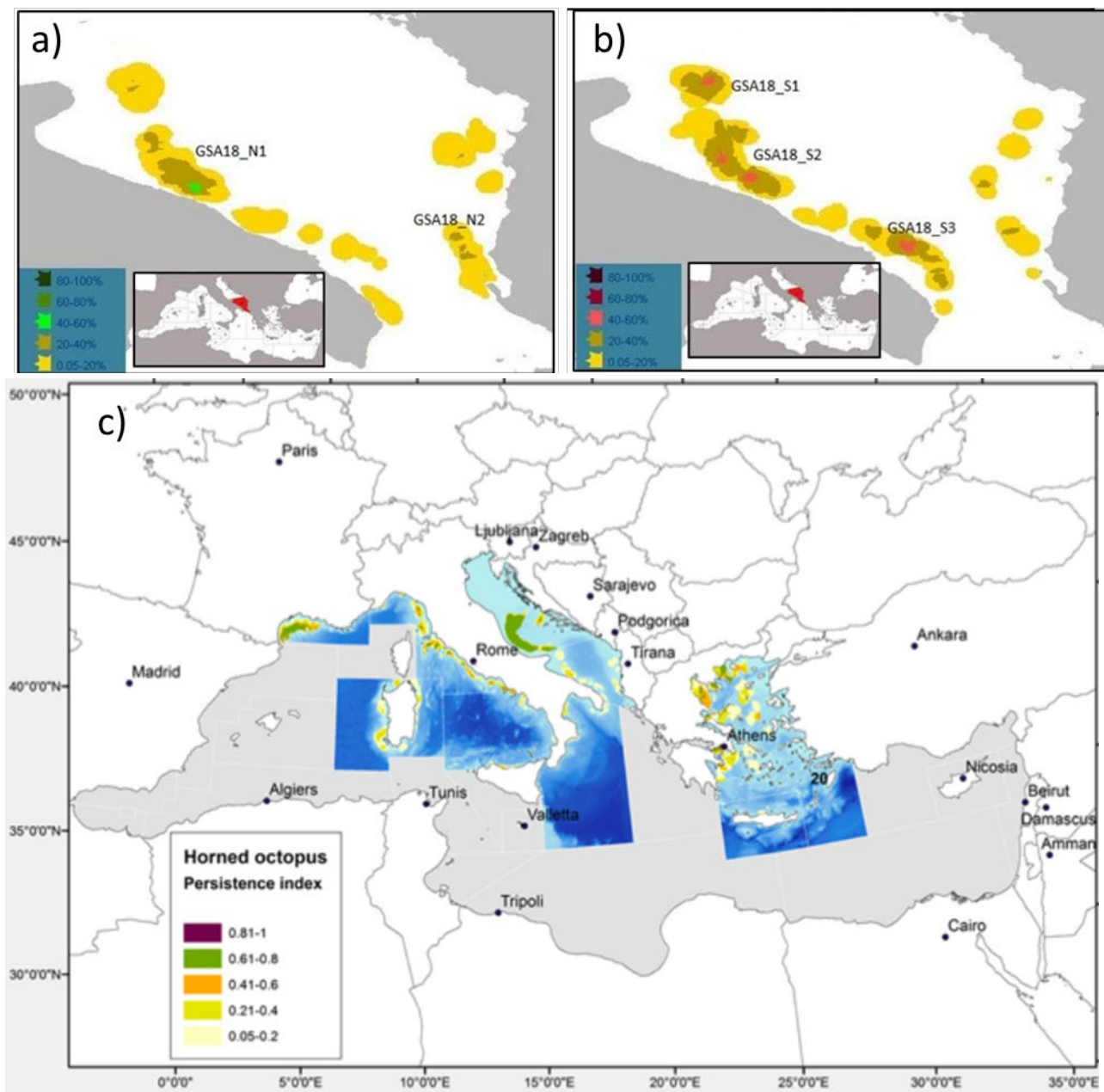


Fig. 4.3.2.C – Mappa di distribuzione delle aree di a) *nursery* e b) *spawning* persistenti relative al moscardino bianco *E. cirrhosa* nella GSA 18 (Giannoulaki et al., 2013c); e delle c) *nursery* distribuite in tutto il Mediterraneo (Colloca et al., 2015).

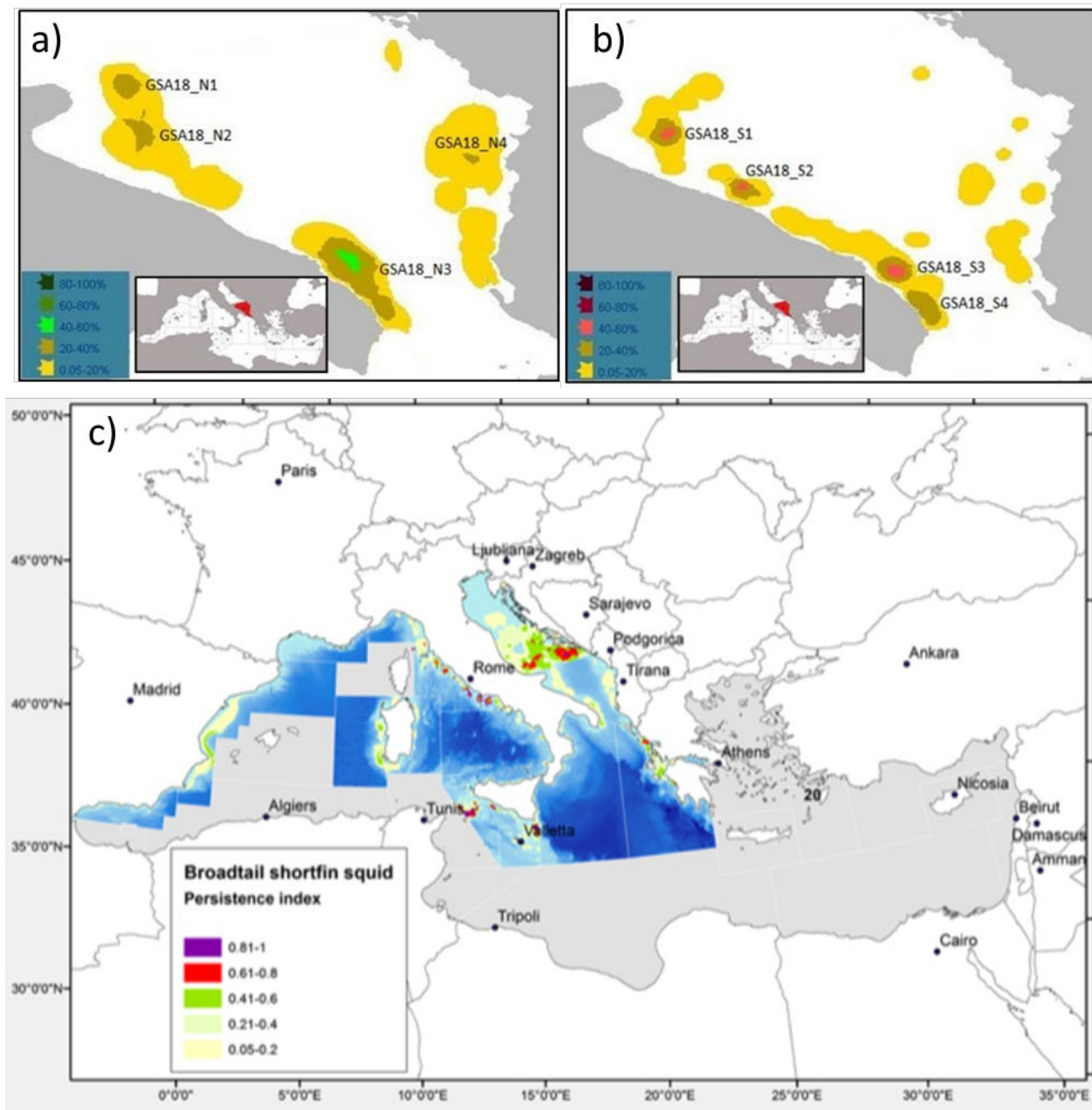
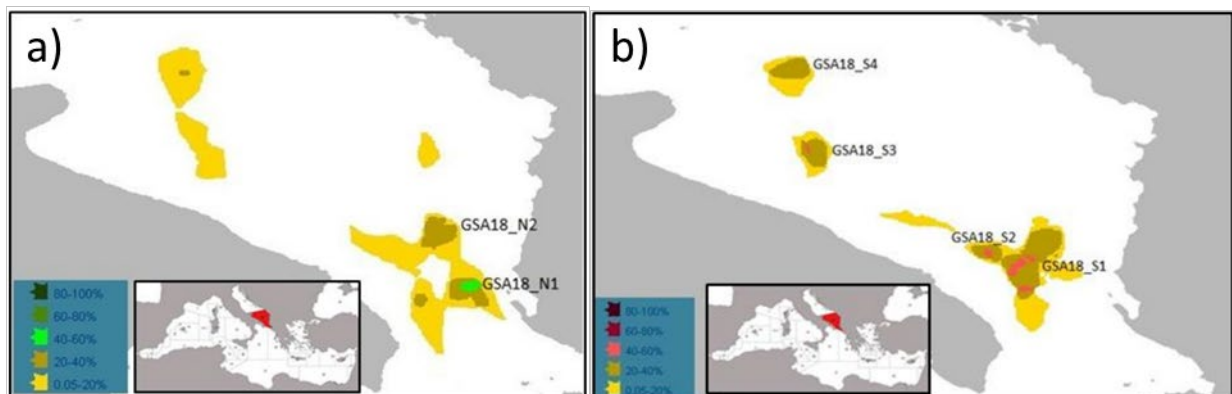


Fig. 4.3.2.D – Mappa di distribuzione delle aree di a) *nursery* e b) *spawning* persistenti relative al totano *I. coindetii* nella GSA 18 (Giannoulaki et al., 2013c); e delle c) *nursery* distribuite in tutto il Mediterraneo (Colloca et al., 2015).



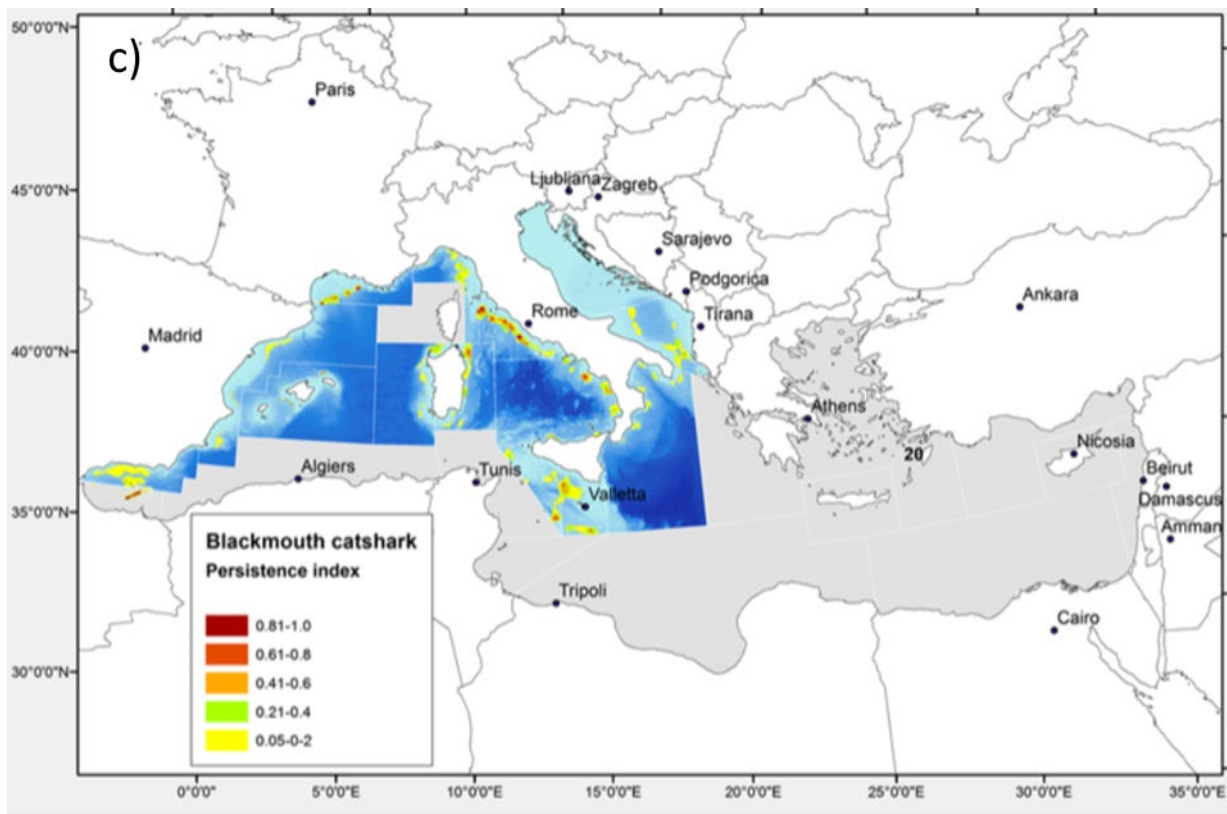


Fig. 4.3.2.E – Mappa di distribuzione delle aree di a) *nursery* e b) *spawning* persistenti relative allo squalo boccanera *G. melastomus* nella GSA 18 (Giannoulaki et al., 2013c); e delle c) *nursery* distribuite in tutto il Mediterraneo (Colloca et al., 2015).

4.4 Considerazioni circa la costruzione dell'impianto e la presenza di aree di *nursery* e *spawning* per differenti specie di interesse commerciale e conservazionistico

La presenza di *nursery* e *spawning grounds* nel sito indicato per la realizzazione dell'impianto eolico e nelle aree circostanti deve essere attentamente considerata soprattutto nella fase di installazione delle strutture che sosterranno gli aerogeneratori, ed in quella di posa dei cavi che interessano tutti i fondali da costa a largo fino alle profondità stabilite per l'installazione del FOWT. Considerazioni differenti dovranno essere fatte in funzione della stagione in cui si opererà perché le diverse specie hanno periodi di riproduzione e reclutamento variabili nel tempo e nello spazio, inteso in senso sia orizzontale che verticale (profondità). In generale, si consiglia di evitare i mesi in cui sono noti, da bibliografia, picchi nel reclutamento e/o nella riproduzione delle diverse specie per arrecare minor fastidio possibile. In questo contesto, non vanno sottovalutati gli impatti cumulativi derivanti dall'eventuale concomitante realizzazione di altri parchi eolici in aree prossime a quella di riferimento. Poiché non sono ancora ben noti quali possano essere gli effetti a breve, medio e lungo termine della costruzione di un singolo impianto sull'intero ecosistema è fortemente consigliato programmare un monitoraggio che segua di pari passo le fasi precedenti e successive all'installazione (Pezy et al., 2017), pur sapendo che non sarà sufficiente a comprendere specifiche relazioni causa-effetto per un sistema altamente complesso quale quello naturale (Razaei et al., 2023 e referenze al suo interno). Tale considerazione vale anche per la questione relativa alla potenziale influenza dei campi elettromagnetici prodotti dall'impianto sulle specie presenti nell'area. È noto che diverse specie marine sono sensibili ai campi elettromagnetici (EMF): dagli elasmobranchi, noti per possedere delle cellule recettori specifiche per questo tipo di radiazione, alle tartarughe, ai pesci,

molluschi, crostacei fino ai mammiferi. In linea di massima tutti questi taxa hanno la capacità di percepire il campo magnetico terrestre per orientarsi e percepire la presenza di potenziali predatori (Hutchison et al., 2018). Pertanto, la generazione di campi elettromagnetici derivanti da attività antropiche può interferire con quelli naturalmente presenti nell'ambiente marino e causare variazioni nei pattern comportamentali delle diverse specie.

In generale, i valori di EMF derivanti dai cavi dei parchi eolici variano tra 1 e 100 $\mu\text{V}/\text{cm}$ (Gill e Desender, 2020) e sono sovrapponibili ai campi bioelettrici rilasciati e captati da differenti taxa quali crostacei, molluschi, teleostei ed elasmobranchi, influenzando potenzialmente attività comportamentali quali la migrazione e l'alimentazione (Bedore e Kajiura, 2013). Grandi parchi possono generare un così grande campo elettromagnetico da produrre addirittura un effetto barriera capace di ostacolare i movimenti migratori di alcune specie, come l'anguilla europea (*Anguilla anguilla*) (Westerberg and Lagenfelt, 2008). Diversi studi condotti per comprendere la dinamica di questo fenomeno hanno evidenziato effetti contrastanti per differenti specie ittiche non dirimendo affatto la questione ma complicandola. Per esempio, uno studio specifico sulla valutazione degli effetti del campo elettromagnetico sull'aringa, l'anguilla ed il merluzzo atlantico condotto in Nysted in Danimarca tra il 1999 ed il 2006, ha mostrato effettivamente un'influenza dei campi EMF sulla migrazione di queste specie. Tale studio ha dimostrato una variazione comportamentale negativa dell'anguilla, che ha abbandonato il percorso del cavidotto, e positiva del merluzzo che, invece, risultava attratto dal campo EMF prodotto (Agency, 2013). Uno studio condotto in California, nella baia di San Francisco, non ha rilevato impatti sulla migrazione e riproduzione del salmone reale nell'area (Wyman et al., 2018). Cambiamenti comportamentali sono, invece, stati osservati sull'astice americano esposto ai campi EMF nel canale di Long Island Sound, Connecticut, USA (Hutchison et al., 2018).

In generale, il campo EMF prodotto dai cavi e dalla cabina elettrica dipende dal tipo di cavo (distanza tra i conduttori, bilanciamento del carico tra le tre fasi nel cavo, ecc.), dalla potenza e dal tipo di corrente (corrente continua vs. alternata, quest'ultima genera un campo magnetico alternato che crea un debole campo elettrico indotto di pochi $\mu\text{V}\text{m}^{-1}$, chiamato campo iE , vicino al cavo), e se esso è sepolto o meno (Ohman et al., 2007; Copping et al., 2016). Si possono fare due considerazioni: 1) quando il cavo è interrato, lo strato di sedimento non elimina completamente i campi elettromagnetici ma riduce l'esposizione a quelli più forti (CMACS, 2003); 2) la forza dei campi elettrici sia magnetici che indotti aumenta con il flusso di corrente e diminuisce rapidamente con la distanza dal cavo (Normandeau, 2011). Sicuramente le specie principalmente interessate da questo fenomeno sono quelle appartenenti agli elasmobranchi che possono rilevare campi elettrici molto bassi (a partire da $0,005 \mu\text{V cm}^{-1}$, Normandeau, 2011) e magnetici a partire da $20\text{--}75 \mu\text{T}$ (Walker et al., 2002; Bochert e Zettler, 2006). Tuttavia, come già dichiarato precedentemente non vi sono aree di *nursery* nella specifica area di intervento ma solo oltre i 200 m di profondità il che riduce di per sé gli effetti maggiori che eventualmente si potranno verificare nella zona più costiera. I teleostei, e specialmente le specie diadrome, ovvero che vivono sia in acqua dolce che salata per ragioni di riproduzione, sono quelle principalmente influenzate da questo fenomeno. In questo particolare contesto non sono presenti specie di questo tipo, quindi questo impatto è nullo. Per quanto riguarda i crostacei ed i molluschi, le informazioni sugli effetti delle emissioni elettromagnetiche sono scarse ad eccezione di pochi studi relativi a impatti minori o non significativi dei campi elettromagnetici antropogenici sugli invertebrati bentonici (Taormina et al., 2018; Albert et al., 2020 e referenze al loro interno), pertanto

è possibile affermare con un alto grado di confidenza che gli impatti in questo contesto sono nulli o trascurabili.

Bibliografia

Agency, D.E., 2013. Danish offshore wind. Key environmental issues a follow-up. In: The Environmental Group: the Danish Energy Agency, the Danish Nature Agency. DONG Energy and Vattenfall.

Albert L., Deschamps F., Jolivet A., Olivier F., Chauvaud L., Chauvaud S. 2020. A current synthesis on the effects of electric and magnetic fields emitted by submarine power cables on invertebrates. *Marine Environmental Research*, 159:104958.

Bedore, C. N., & Kajiura, S. M. 2013. Bioelectric Fields of Marine Organisms: Voltage and Frequency Contributions to Detectability by Electroreceptive Predators. *Physiological and Biochemical Zoology*, 86(3), 298–311. doi:10.1086/669973

Bochert R, Zettler ML. 2006. Effect of electromagnetic fields on marine organisms geomagnetic field detection in marine organisms. *Offshore Wind Energy Res Environ Impacts* 223–34. https://doi.org/10.1007/978-3-540-34677-7_14.

Carlucci, R., Lembo, G., Maiorano, P., Capezzuto, F., Alessandra, M. C., Sión, L., Spedicato, M. T., Ungaro, N., Tursi, A., & D’Onghia, G. (2009). Nursery areas of red mullet (*Mullus barbatus*), hake (*Merluccius merluccius*) and deep-water rose shrimp (*Parapenaeus longirostris*) in the Eastern-Central Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83(4), 529–538. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.04.034>

Carluccio, A.; Capezzuto, F.; Maiorano, P.; Sion, L.; D’Onghia, G. 2021. Deep-Water Cartilaginous Fishes in the Central Mediterranean Sea: Comparison between Geographic Areas with Two Low Impact Tools for Sampling. *J. Mar. Sci. Eng.*, 9, 686. <https://doi.org/10.3390/jmse9070686>

CMACS. 2003. A baseline assessment of electromagnetic fields generated by offshore windfarm cables. COWRIE Report EMF - 01-2002 66.

Colloca F, Garofalo G, Bitetto I, Facchini MT, Grati F, Martiradonna A, et al. 2015. The Seascape of Demersal Fish Nursery Areas in the North Mediterranean Sea, a First Step Towards the Implementation of Spatial Planning for Trawl Fisheries. *PLoS ONE* 10(3): e0119590. doi:10.1371/journal.pone.0119590

Copping A, Sather N, Hanna L, Whiting J, Zydlewsk G, Staines G, et al. Annex IV. 2016. State of the science report: environmental effects of marine renewable energy development around the world. <http://dx.doi.org/10.1097/JNN.0b013e3182829024>

Cressie N.A.C. 1993. *Statistics for Spatial Data*, Revised Edition. New York: Wiley InterScience, 900 pp.

D’Onghia, G.; Calculli, C.; Capezzuto, F.; Carlucci, R.; Carluccio, A.; Maiorano, P.; Pollice, A.; Ricci, P.; Sion, L.; Tursi, A. 2016. New records of cold-water coral sites and fish fauna characterization of a potential network existing in the Mediterranean Sea. *Mar. Ecol.*, 37, 1398–1422.

D'Onghia, G.; Capezzuto, F.; Cardone, F.; Carlucci, R.; Carluccio, A.; Chimienti, G.; Corriero, G.; Longo, C.; Maiorano, P.; Mastrototaro, F.; et al. 2015. Macro- and megafauna recorded in the submarine Bari Canyon (Southern Adriatic, Mediterranean Sea) using different tools. *Mediterr. Mar. Sci.*, 16, 180.

Diggle PJ, Ribeiro PJ Jr. 2007. *Model-based geostatistics*. Springer, New York.

GFCM, 2009. Resolution GFCM/33/2009/2 on the establishment of geographical subareas in the GFCM area of application, amending Resolution GFCM/31/2007/2 Decision GFCM/33/2009/2.

Giannoulaki M., Belluscio A., Colloca F., Frascchetti S., Scardi M., Smith C., Panayotidis P., Valavanis V., Spedicato M.T. 2013a. *Mediterranean Sensitive Habitats*. DG MARE Specific Contract SI2.600741, *Final Report*, 557 p.

Giannoulaki M., Iglesias M., Leonori I., Patti B., M.M. Pirounaki, P. Tugores, F. Campanella, A. Siapatis, G. Basilone, M. D'Elia, A. Machias, A. De Felice, S. Somarakis, V. Valavanis, N. Papadopoulou, M. Nikolopoulou, A. Bonanno, C. Vasapollo, K. Tsagarakis. 2013b. Mapping of nursery and spawning grounds of small pelagic fish. *Mediterranean Sensitive Habitats (MEDISEH) Final Report*, DG MARE Specific Contract SI2.600741, Heraklion (Greece). In *Mediterranean Sensitive Habitats (2013c)*. Edited by Giannoulaki M., A. Belluscio, F. Colloca, S. Frascchetti, M. Scardi, C. Smith, P. Panayotidis, V. Valavanis M.T. Spedicato. DG MARE Specific Contract SI2.600741, *Final Report*, 557 p.

Giannoulaki M., Pyrounaki M.M., Bourdeix J-H., Abdallah L.B., Bonanno A., Basilone G., et al. 2017. Habitat suitability modeling to identify the potential nursery grounds of the Atlantic mackerel and its relation to oceanographic conditions in the Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science Sec. Marine Fisheries, Aquaculture and Living Resources*, 4 <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00230>

Giannoulaki, M., Pyrounaki, M. M., Liorzou, B., Leonori, I., Valavanis, V. D., Tsagarakis, K., et al. 2011. Habitat suitability modelling for sardine juveniles (*Sardina pilchardus*) in the Mediterranean Sea. *Fish. Oceanogr.* 20, 367–382. doi: 10.1111/j.1365-2419.2011.00590.x

Gill A.B., Desender M., 2020. Risk to Animals from Electromagnetic Fields Emitted by Electric Cables and Marine Renewable Energy Devices. *OES Environmental, State Sci. Rep.*, pp. 86–103.

Hutchison, Z., Sigray, P., He, H., Gill, A., King, J., Gibson, C., 2018. Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (Shark, Rays, and Skates) and American Lobster Movement and Migration from Direct Current Cables. U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. *OCS Study BOEM 2018-003.*, p. 254

Normandeau, Exponent, T. Tricas, and A. Gill. 2011. Effects of EMFs from Undersea Power Cables on Elasmobranchs and Other Marine Species. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement, Pacific OCS Region, Camarillo, CA. *OCS Study BOEMRE 2011-09*.

Ohman MC, Sigray P, Westerberg H. 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *Ambio* 36:630–3. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36).

Panzeri, D., Russo, T., Arneri, E., Carlucci, R., Cossarini, G., Isajlović, I., Šifner, S. K., Manfredi, C., Masnadi, F., Reale, M., Scarcella, G., Solidoro, C., Spedicato, M. T., Vrgoč, N., Zupa, W., & Libralato,

- S. (2023). Identifying priority areas for spatial management of mixed fisheries using ensemble of multi-species distribution models. *Fish and Fisheries*. <https://doi.org/10.1111/faf.12802>
- Pezy, J.P., Raoux, A., Marmin, S., Balay, P., Niquil, N., Dauvin, J.C., 2017. Before-After analysis of the trophic network of an experimental dumping site in the eastern part of the Bay of Seine (English Channel). *Mar. Pollut. Bull.* 118, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.042>.
- Razaei F., Contestabile P., Vicinanza D., Azzellino A. 2023. Towards understanding environmental and cumulative impacts of floating wind farms: Lessons learned from the fixed-bottom offshore wind farms. *Ocean and Coastal Management*, 243, 106772.
- Schumaker LL. Fitting surfaces to scattered data. In: Lorentz GG, Chui CK, Shumaker LL editors. *Approximation Theory II*. Academic Press, New York; 1976. pp. 203–268.
- Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Mediterranean Stock Assessments 2017 part I (STECF-17-15). Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2017, ISBN 978-92-79-67487-7, doi:10.2760/897559, JRC109350
- Sion, L.; Calculli, C.; Capezzuto, F.; Carlucci, R.; Carluccio, A.; Cornacchia, L.; Maiorano, P.; Pollice, A.; Ricci, P.; Tursi, A.; et al. 2019. Does the Bari Canyon (Central Mediterranean) influence the fish distribution and abundance? *Prog. Oceanogr.*, 170, 81–92.
- Soldo, A.; Lipej, L. An Annotated Checklist and the Conservation Status of Chondrichthyans in the Adriatic. *Fishes* 2022, 7, 245. <https://doi.org/10.3390/fishes7050245>
- Taormina, B., Bald, J., Want, A., Thouzeau, G., Lejart, M., Desroy, N., & Carlier, A. 2018. A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 96, 380–391. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.07.026>
- UNEP-MAP-RAC/SPA. (2015). *Adriatic Sea: Status and conservation of fisheries*. By Farrugio, H. & Soldo, A. Edited by Cebrian, D. and Requena, S., RAC/SPA, Tunis; 58 pp.
- Walker MM, Dennis TE, Kirschvink JL. 2002. The magnetic sense and its use in long distance navigation by animals. *Curr Opin Neurobiol* 12:735–44. [https://doi.org/10.1016/S0959-4388\(02\)00389-6](https://doi.org/10.1016/S0959-4388(02)00389-6).
- Westerberg, H., Lagenfelt, I., 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fish. Manag. Ecol.* 15, 369–375. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00630.x>.
- Wyman, M.T., Peter Klimley, A., Battleson, R.D., Agosta, T.V., Chapman, E.D., Haverkamp, P.J., et al., 2018. Behavioral responses by migrating juvenile salmonids to a subsea high-voltage DC power cable. *Mar. Biol.* 165, 1–15. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3385-0>.