Monitoraggio dell’effetto riserva – 2022 Area Marina Protetta Cinque Terre

Relazione tecnica finale

15 dicembre 2022

Partecipanti

Paolo Guidetti – Stazione Zoologica Anton Dohrn, *Genoa Marine Centre* – Responsabile Scientifico

Simone Bava – Stazione Zoologica Anton Dohrn, *Genoa Marine Centre* – Collaboratore

Elena Desiderà – Stazione Zoologica Anton Dohrn, *Genoa Marine Centre* – Collaboratore

Davide Di Blasi – Stazione Zoologica Anton Dohrn, *Genoa Marine Centre* – Collaboratore

Federica Poli – Stazione Zoologica Anton Dohrn, *Genoa Marine Centre* – Collaboratore

---

Convenzione di ricerca tra la Stazione Zoologica Anton Dohrn e il Parco Nazionale delle Cinque Terre-Area Marina Protetta

Ringraziamenti

Gli autori della presente relazione ringraziano la Dr.ssa Donatella Bianchi (Presidente dell'Ente Parco Nazionale delle Cinque Terre), il Dr. Ing. Patrizio Scarpellini (Direttore dell'Ente Parco Nazionale delle Cinque Terre), la Dr.ssa Ilaria Lavarello e il Dr. Claudio Valerani (Ufficio Area Marina Protetta Cinque Terre) per averci concesso con questo progetto la possibilità di lavorare in un contesto naturale di notevole interesse scientifico e per il loro supporto durante le campagne di campionamento. Un ringraziamento particolare va anche a Daniele Capellini (collaboratore dell'Area Marina Protetta Cinque Terre) e a Dario Ferrari e famiglia (Diving Center Punta Mesco) per l'impeccabile supporto durante le giornate di campionamento in mare.

Indice

Introduzione	4
Materiali e metodi	9
Risultati	14
Conclusioni e suggerimenti per la gestione	28
Bibliografia	30
Tabelle in appendice	34

1. Introduzione

Gli impatti umani sull'ambiente marino, soprattutto costiero, sono notevolmente aumentati negli ultimi decenni su scala mondiale, quale conseguenza di una crescente espansione delle città costiere, delle opere a difesa della costa, degli impianti industriali e portuali, così come di un incremento dell'inquinamento e delle attività di prelievo quali la pesca (Worm *et al.*, 2006; Halpern *et al*., 2019).

Relativamente alle attività di pesca, l'aumento della domanda di *seafood* a livello mondiale ha indotto l'industria della pesca ad aumentare il prelievo di risorse in modo spesso insostenibile (Golden *et al*., 2016; FAO, 2020). Oltre alla pesca industriale, un impatto non trascurabile sulle risorse costiere, particolarmente in Mediterraneo, può essere causato dalla piccola pesca locale (spesso a carattere artigianale) e dalla pesca ricreativa (Morales-Nin *et al.,* 2010, Lloret & Font, 2013, Lloret *et al*., 2018), quando non opportunamente gestite.

La piccola pesca locale, in Mediterraneo così come in altre regioni tropicali e temperate del mondo, è spesso spinta dalla domanda legata al turismo a prelevare oltre il sostenibile (Rodrigues & Villasante, 2016). A ciò vanno aggiunti gli effetti della pesca ricreativa, in conflitto spesso con la pesca professionale, che in molte zone ha un effetto non indifferente sui popolamenti ittici (Boubekri *et al.* 2021). A queste vanno poi ad aggiungersi forme di pesca illegale (IUU Fishing - *Illegal, unreported and unregulated fishing*; https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/illegal_fishing_en) che arrecano danni non trascurabili agli *habitat* marini, alle risorse di pesca e di conseguenza anche alla stessa economia dei pescatori locali (Agnew *et al*., 2009, Cabral *et al*., 2018).

Ai problemi sopra esposti non si può rispondere con un'unica forma o strumento di gestione. La necessità di gestione delle diverse tipologie di pesca e delle relative filiere (da quelle locali a quella globalizzata) necessitano un approccio integrato che preveda, tra l'altro, una pianificazione spaziale (*spatial planning*) oltre ad una maggiore educazione e consapevolezza in merito all'uso sostenibile delle risorse (Niccolini *et al*., 2020).

Per quel che concerne la gestione degli ecosistemi marini e delle risorse della pesca a livello locale, le Aree Marine Protette (AMP) sono divenute ormai uno degli strumenti più popolari su scala mondiale (Watson *et al*., 2014, PISCO & UNS, 2016; Grorud-Kolvert *et al.,* 2021). La protezione effettiva di ambienti marini, soprattutto costieri, produce effetti positivi non solo sulla biodiversità e sui servizi ecosistemici associati, come anche sulle attività di pesca e sulla mitigazione dei cambiamenti climatici (Roberts *et al.* 2020; Sala *et al.* 2021).

L'esigenza di istituire AMP (in cui le attività di pesca sono vietate e/o regolamentate) è anche scaturita dalle crescenti evidenze che la pesca possa determinare:

1) un impatto significativo sulle popolazioni di specie bersaglio (es., diminuzione della densità e/o della taglia media di molte specie commerciali);

2) scompensi a livello di intere comunità ed ecosistemi (Jackson *et al*., 2001), con effetti deleteri su servizi e beni ecosistemici (Worm *et al*., 2006), dal momento che gran parte delle specie commerciali sono predatori di alto livello trofico che svolgono un importante ruolo di equilibrio.

Il fatto che la pesca impatti le specie bersaglio, cioè quelle di maggiore valore economico, implica che un suo divieto o regolamentazione dovrebbero produrre risposte più evidenti da parte di queste stesse specie, per esempio in termini di aumento (recupero) delle densità e/o della frequenza degli individui di taglia più grande, con effetti che si riflettono poi sulla biomassa (intesa come peso fresco per unità di superficie). La valutazione del cosiddetto 'effetto riserva' (ER; Fig. 1.1) consiste nello studio del possibile aumento di densità, taglia e/o biomassa delle specie bersaglio all'interno di AMP in confronto ad aree di controllo selezionate al di fuori (Guidetti, 2002).

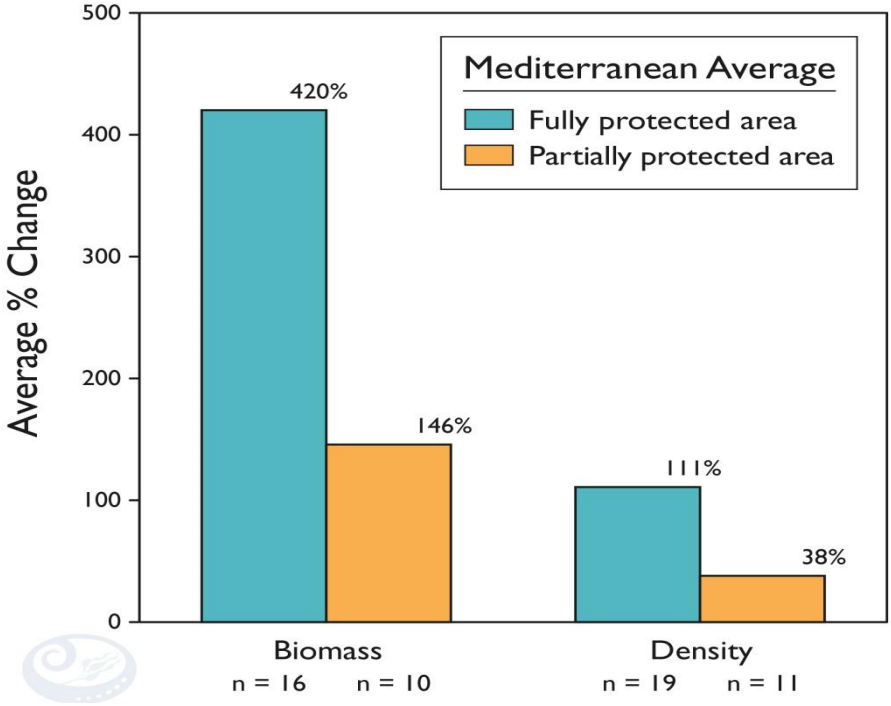

Fig. 1.1. Esempio di 'effetto riserva' (ER). Differenza media (in %) in termini di biomassa (a sinistra) e densità (a destra) tra zone a protezione integrale (barre azzurre) e zone a protezione parziale (barre arancioni) in AMP mediterranee in confronto a zone non protette di controllo. Fonte: PISCO & UNS, 2016.

Per quel che concerne il Mar Mediterraneo, sono numerosi gli studi che hanno indagato gli effetti ecologici delle AMP in termini di:

1) recupero di singole popolazioni, intere comunità o reti trofiche (Sala *et al*., 1998; Guidetti, 2006; Guidetti *et al*., 2005; Guidetti & Sala, 2007; Claudet *et al.,* 2006; Di Franco *et al*., 2009; Guidetti *et al*., 2014; Pisco & UNS, 2016, Giakoumi *et al*., 2017);

2) benefici per la pesca locale (Harmelin-Vivien *et al*., 2008; Guidetti & Claudet, 2010; Guidetti *et al*., 2010; Di Franco *et al*., 2016; Di Lorenzo *et al*., 2020).

Un punto di notevole rilevanza è che i risultati ottenuti da una AMP sono intimamente legati alla protezione reale e non solo formale (Guidetti *et al*., 2008; Sala *et al*., 2012; Guidetti *et al*., 2014; Edgar *et al*., 2014; Giakoumi *et al*., 2017), così come al disegno (e.g. alla dimensione delle zone di protezione integrale e parziale) e alla gestione di ogni singola AMP (Claudet *et al*., 2008, Di Franco *et al*., 2018; Zupan *et al*., 2018a,b; Scianna *et al*., 2019).

Gli effetti delle AMP sulle specie *target* della pesca non sono limitati ai soli cambiamenti che si realizzano all'interno dei confini delle AMP stesse. L'aumento della taglia, infatti, implica un aumento delle potenzialità di produzione di uova e larve da parte dei riproduttori (Kellner *et al*., 2007). Ciò, unito ad un *export* di biomassa di pesci sub-adulti e adulti (il cosiddetto *spillover*; Fig. 1.2) che si realizza con i loro movimenti attraverso i confini delle AMP (Harmelin-Vivien *et al*., 2008; Di Lorenzo *et al*., 2020), può determinare un incremento dei rendimenti della pesca anche al di fuori dei loro confini (White *et al*., 2008).

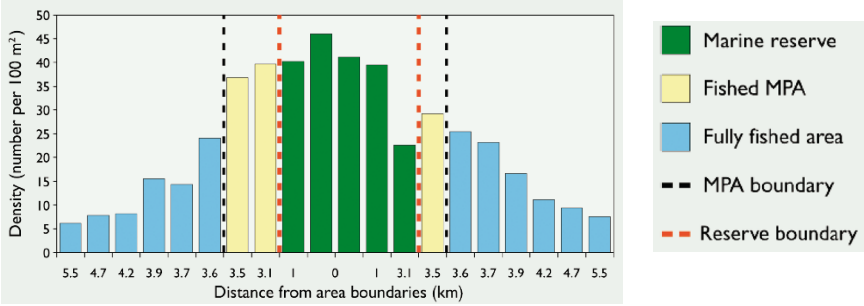

Fig. 1.2. Esempio che riporta come l'abbondanza di 8 specie ittiche commerciali sia maggiore al centro dell'AMP (Torre Guaceto, Puglia) per poi diminuire verso i confini e procedendo oltre, a distanza crescente dai confini stessi dell'AMP. Fonte: Lubchenco *et al*., 2007.

Al di là dell'ER su specie bersaglio, le AMP possono determinare un recupero anche a livello di comunità. In Mediterraneo, per esempio, è noto che il sarago maggiore (*Diplodus sargus*) ed il sarago testa nera (*Diplodus vulgaris*), specie bersaglio della pesca commerciale e ricreativa, svolgono un'importante funzione ecologica. Questi saraghi, infatti, predano attivamente i ricci di mare (giovanili e adulti) e ne controllano le densità di popolazione. Diversamente, alcuni labridi come *Coris julis* e *Thalassoma pavo* predano solo i ricci di piccola taglia. I ricci, ad elevate densità, possono determinare la transizione da substrati rocciosi ricoperti da macroalghe a *barren*, cioè substrati rocciosi denudati, desertificati, quindi privi della copertura a macroalghe erette (Fig. 1.3).

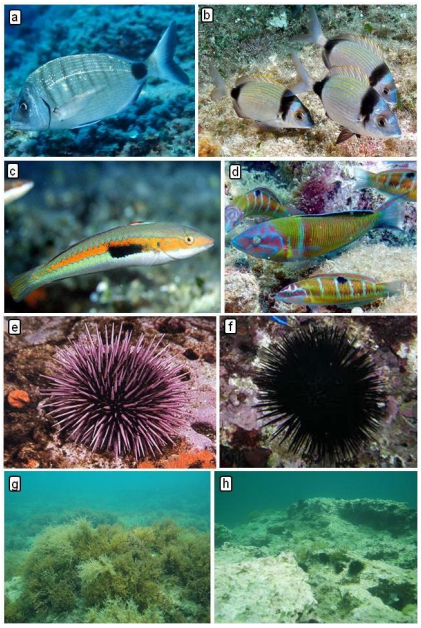

Fig. 1.3. a: sarago maggiore, *Diplodus sargus*; b: sarago testa nera, *Diplodus vulgaris*; c: donzella, *Coris julis*; d: donzella pavonina *Thalassoma pavo*; e: riccio viola, *Paracentrotus lividus*; f: riccio nero, *Arbacia lixula*; g: substrato roccioso ricoperto da macroalghe erette; h: tipico *barren*.

In zone dove il prelievo dei saraghi è intenso, le popolazioni di riccio di mare possono crescere in maniera significativa. Il conseguente intenso pascolo può determinare la formazione di estesi *barren*, il che rappresenta un esempio di effetto indiretto che la pesca produce attraverso la rete trofica (il fenomeno complessivo prende il nome di *cascata trofica*) (Fig. 1.4).

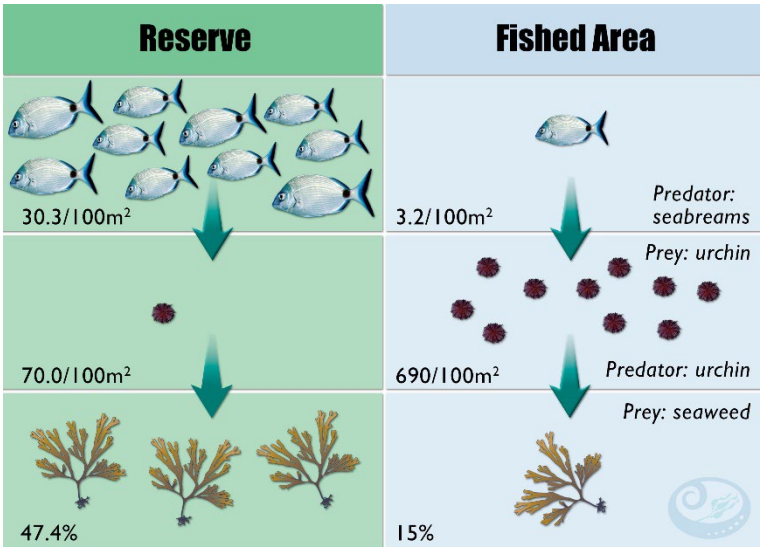

Fig. 1.4. Esempio di 'cascata trofica'. Nella zona A dell'AMP di Torre Guaceto (Puglia) l'abbondanza dei saraghi tiene sotto controllo quella dei ricci. Ciò determina una maggiore copertura da parte delle macroalghe erette rispetto ai *barren* (riquadro verde a sinistra). Al di fuori della zona A e dell'AMP, i saraghi sono meno abbondanti e mediamente più piccoli, i ricci più abbondanti e i *barren* più estesi (riquadro azzurro a destra). Fonte: Gaines *et al*., 2011.

Questa transizione (desertificazione dei fondali rocciosi) implica non solo drammatici cambiamenti nella struttura di comunità (es., diminuzione della biodiversità), ma anche profondi cambiamenti nel funzionamento ecosistemico (es., produzione primaria e disponibilità di detrito) (Thiriet *et al*., 2016; Bianchelli & Danovaro, 2020).

Tutto ciò è alla base del significativo successo, almeno dal punto di vista numerico, che le AMP hanno avuto negli ultimi decenni come strumenti di gestione dell'ambiente marino e delle risorse di pesca a scala mondiale (Lubchenco & Grorud-Kolvert, 2015).

In Mar Mediterraneo le AMP sono aumentate vertiginosamente di numero negli ultimi anni (PISCO & UNS, 2016) sino a coprire circa il 6% del bacino (Claudet *et al*., 2020). Sia in Mediterraneo, sia altrove, gli studi sull'efficacia delle AMP sono stati solitamente impostati in termini di valutazioni di differenze nella fauna ittica tra riserve integrali (che in Italia corrispondono alle Zone A delle AMP) e controlli esterni alle AMP. Va ricordato che a livello internazionale (quindi a prescindere dalla legislazione italiana) il termine AMP è molto generico e indica un 'settore di costa o un'area di mare in cui le attività umane, pesca inclusa, sono in qualche modo gestite, limitate o totalmente vietate' principalmente per fini legati alla protezione della biodiversità (Agardy *et al*., 2003; Grorud-Kolvert *et al.,* 2021). Diverso e molto più specifico è invece l'uso del termine 'riserva', di solito

indicato come '*no-take reserve*', cioè un 'tratto di costa o un'area di mare in cui qualsiasi attività estrattiva è vietata'. Le zone A delle AMP italiane, nella maggior parte dei casi, andrebbero così definite come '*no-take zones/marine reserves*' operativamente parlando, sebbene oggigiorno si preferisca usare il termine '*fully protected*' per i tratti di mare in cui ogni forma di prelievo da pesca sia vietata (Grorud-Kolvert *et al.,* 2021).

In molti paesi nel mondo (es., USA, Australia) sono molto diffuse le AMP '*fully protected*'. Per contro, in Mediterraneo (Italia inclusa) le AMP sono generalmente suddivise in sub-aree caratterizzate da differenti livelli di protezione. Le zone A sono solitamente di piccola taglia e dovrebbero essere circondate da aree cuscinetto (le zone B e C, talvolta D) caratterizzate da livelli progressivamente meno restrittivi in termini di divieti e regolamentazione delle attività umane. Ciò ha senso se riferito allo specifico contesto del Mediterraneo, cioè un bacino le cui coste sono densamente popolate, meta di milioni di turisti da tutto il mondo ogni anno, dove sono presenti grandi città e dove si svolgono molte attività umane a elevati livelli di intensità (Micheli *et al*., 2013). Malgrado ciò, uno dei pochi studi effettuati per valutare l'efficacia delle AMP in Mediterraneo e in Italia che abbia considerato esplicitamente anche le zone cuscinetto o tampone (le cosiddette '*buffer zones'* oggi chiamate '*partially protected*'; *sensu* Grorud-Kolvert *et al.,* 2021), come le zone B e C delle AMP italiane, è relativo all'AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo (Di Franco *et al*., 2009), a cui si aggiungono studi più recenti che hanno preso in considerazione più AMP mediterranee (Giakoumi *et al*., 2017; Zupan *et al*., 2018a). Le informazioni provenienti da altre regioni del mondo sulle zone '*partially protected'* sono piuttosto limitate (Denny & Babcock, 2004; Shears *et al*., 2006; Sciberras *et al*., 2015; Zupan *et al*., 2018b). Vi è più di un sospetto che le zone tampone che circondano le riserve integrali attirino e concentrino pescatori professionisti e ricreativi (Stelzenmuller *et al.*, 2007; Lloret *et al.*, 2008). Peraltro, vi sono evidenze crescenti che i pescatori ricreativi possano causare un impatto significativo sulla fauna ittica, simile se non superiore in alcuni casi a quello dei pescatori professionisti (Lewin *et al*., 2006; Lloret *et al*., 2008, 2019). Risulta evidente, quindi, quanto siano necessari specifici monitoraggi nelle zone tampone oltre a indagini specifiche sulla pesca ricreativa-sportiva al fine di mettere a punto misure adeguate di regolamentazione della pesca complessiva, così da evitare che tale concentrazione di pescatori (professionisti e non) possa determinare un impatto sulla fauna ittica nelle zone tampone addirittura maggiore di quello che si realizza all'esterno delle AMP (contraddicendo di fatto le ragioni per cui le zone tampone sono instituite intorno alle riserve integrali). Praticamente ignoto dal punto di vista quantitativo è, per contro, l'impatto delle diverse forme di pesca illegale. In un contesto di AMP, in particolare, questo impatto potrebbe essere rilevante in assenza di una sorveglianza efficace, a mare e a terra, da parte della autorità preposte.

La letteratura che concerne la valutazione dell'efficacia delle AMP in Mediterraneo è rappresentata per la stragrande maggioranza da studi condotti su fondi sublitorali di natura rocciosa (Guidetti *et al*., 2008 e referenze ivi contenute; vedi anche Giakoumi *et al*., 2017 e Scianna *et al*., 2019).

Questo è dovuto a ragioni diverse: 1) la fauna ittica di altri *habitat* risponde in modo meno chiaro ed evidente alla protezione; 2) gran parte delle AMP, soprattutto in Italia, includono fondali di tipo roccioso che in ambiente costiero rappresentano *habitat* di primaria importanza per molte specie ittiche bersaglio.
Il presente studio, condotto presso l'AMP delle Cinque Terre, è finalizzato alla valutazione dell'ER attraverso l'esecuzione di un monitoraggio della fauna ittica in ambiente sublitorale roccioso e il confronto tra zone a riserva integrale (zone A), zone tampone (zone B e C) e zone situate all'esterno dell'AMP.

2. Materiali e metodi

2.1 Area, tecnica e disegno di campionamento per la valutazione dell'ER

Il presente studio è stato condotto presso l'AMP Cinque Terre. L'AMP si estende per oltre 4.500 ettari ed interessa circa 19 km lineari di costa prevalentemente rocciosa. È stata istituita formalmente nel 1997 e il regolamento di esecuzione e organizzazione (REO) vigente è stato approvato nel 2015. Al fine di determinare la capacità di carico dell'AMP e l'eventuale contingentamento delle attività umane in relazione alle esigenze di tutela ambientale sottese al provvedimento di aggiornamento, l'ente gestore effettua il monitoraggio delle attività e adegua, previa comunicazione al Ministero della Transizione Ecologica (MiTE), con successivi provvedimenti, la disciplina delle singole attività. Con cadenza annuale, l'Ente Parco approva il disciplinare integrativo al REO dell'AMP (il disciplinare 2021 è stato approvato con deliberazione del consiglio direttivo dell'ente parco n.°8 del 09.04.2021) che regolamenta con maggior dettaglio le singole attività.
L'AMP Cinque Terre si estende da Punta Mesco a ponente fino a Punta Pineda a levante, poco oltre Capo di Montenero (Fig. 2.1.1). L'AMP è suddivisa in zone definite secondo un principio di protezione graduale che si diversifica in funzione delle caratteristiche ambientali e della presenza di attività socio-economiche:

- Zone A: di riserva integrale, rappresentano le zone di maggior pregio naturalistico (Punta Mesco e Capo di Montenero);
- Zone B: di riserva generale, delimitano una fascia di rispetto delle zone A;
- Zone C: di riserva parziale, include e collega i due promontori, ponendo sotto osservazione e tutela una vasta area di fondi sabbiosi e rocciosi.

Nelle zone A tutte le forme di prelievo da pesca sono vietate e nella zona B circostante Capo di Montenero è vietata qualunque attività di pesca professionale.
Nelle zone B e C la pesca ricreativa/sportiva è consentita agli autorizzati, con alcune limitazioni, prime fra tutte il divieto della pesca subacquea in apnea, della tecnica del "*vertical jigging*" (e simili)

ed il numero d'ami non superiori a 70 a persona per i palamiti con limite massimo di 200 ami a unità navale.

Nell'AMP è vietata la pesca professionale (compreso il pescaturismo) e ricreativa/sportiva delle specie di molluschi *Patella ferruginea* e *Pinna nobilis* (peraltro già integralmente protette a livello europeo in quanto elencate nell'allegato IV della Direttiva "*Habitat*") e delle seguenti specie alieutiche di grande interesse commerciale e conservazionistico:

- cernia (*Epinephelus* spp.);
- cernia di fondale (*Polyprion americanus*);
- aragosta rossa (*Palinurus elephas*);
- astice (*Hommarus gammarus*);
- cicala o magnosella (*Scyllarus arctus*);
- magnosa (*Scyllarides latus*).

All'esterno dell'AMP le attività di pesca, inclusa la pesca subacquea in apnea, sono consentite secondo le normative europee e nazionali vigenti.

La fauna ittica costiera associata ai fondali rocciosi infralitorali viene utilizzata come *standard* a livello internazionale per la valutazione dell'effetto riserva (ER) delle AMP. Il piano di campionamento è stato appositamente elaborato secondo un approccio standardizzato finalizzato a rendere confrontabili i dati dell'AMP Cinque Terre non solo rispetto ai rilevamenti condotti nel passato, ma anche rispetto ad altre AMP italiane e mediterranee. I censimenti visuali per la valutazione dell'ER nel sublitorale roccioso sono stati effettuati in aree soggette ad impatto crescente delle attività di pesca. Nel complesso sono stati considerati 4 livelli di protezione facenti riferimento alle zone A, B, C dell'AMP con l'aggiunta di zone di controllo esterne all'AMP. In particolare, sono stati eseguiti censimenti visuali della fauna ittica (vedi dettagli in seguito) presso 2 località per ognuno dei 4 livelli di protezione: Punta Mesco e Capo di Montenero (zone A), Punta Mesco e Capo di Montenero (zone B), Corniglia e Canneto (zona C) e Bonassola e Le Rosse (zone esterne all'AMP) (Fig. 2.1.1).

In ognuna delle due campagne svolte presso l'AMP Cinque Terre tra giugno e settembre 2022, presso ognuna delle 8 località sono stati effettuati 16 transetti (i.e. unità campionarie) tra circa 5 e 20 metri di profondità, per un totale di 128 rilevamenti per campagna. In totale, considerando le due campagne di campionamento, sono stati svolti 256 transetti nel sublitorale roccioso per la valutazione dell'ER.

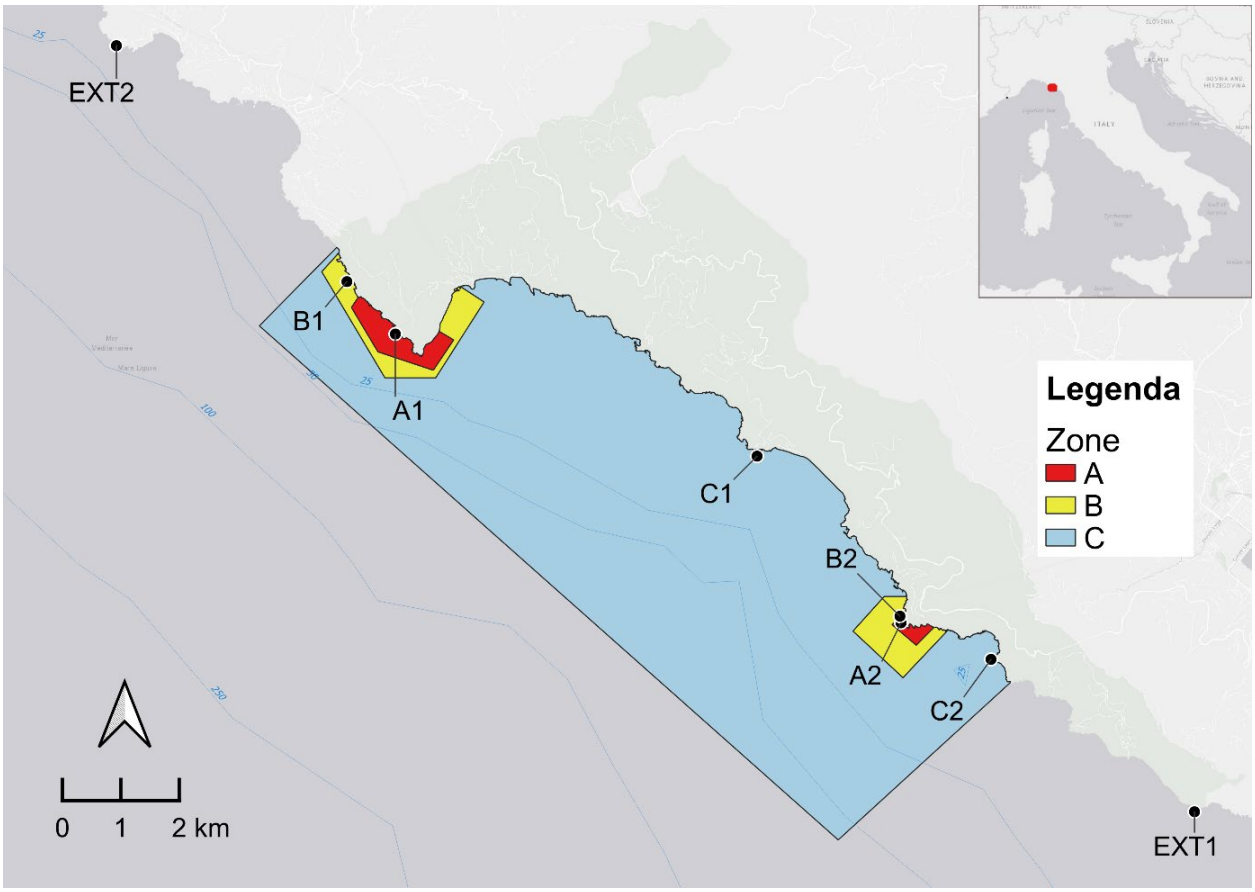

Fig. 2.1.1. Zonizzazione dell'AMP Cinque Terre e localizzazione delle località oggetto del campionamento.

La valutazione dell'ER è stata effettuata attraverso censimenti visuali della fauna ittica, utilizzando la tecnica dei transetti (Harmelin-Vivien *et al*., 1985). Tale tecnica consiste nel censire, direttamente in immersione subacquea, le specie ittiche (con particolare riguardo per le specie bersaglio) lungo 'corridoi' di fondale roccioso di 25 x 5 m (area campionaria: 125 m^2), valutandone l'abbondanza e la taglia (come lunghezza totale, LT, in cm) (Fig. 2.1.2).

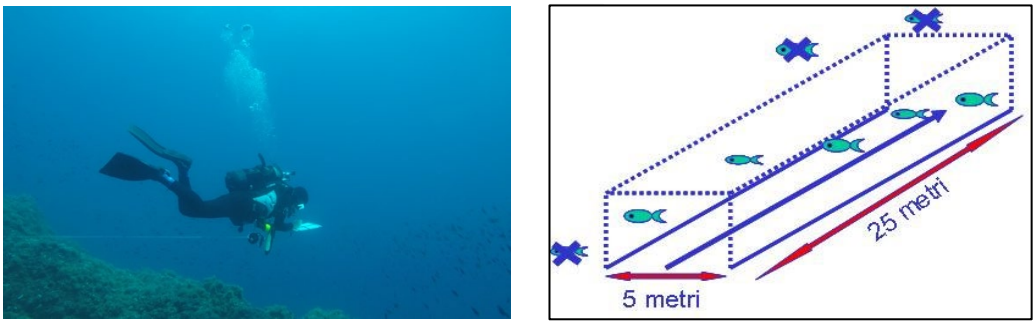

Fig. 2.1.2. Foto a sinistra: operatore subacqueo intento a raccogliere dati durante un *visual census*; riquadro a destra: rappresentazione schematica di un transetto di 25 m di lunghezza e 5 m di larghezza.

Per gran parte delle specie ittiche, comprese le specie bersaglio (es., il sarago maggiore *Diplodus sargus*), la taglia è stata valutata secondo classi di 2 cm di ampiezza, mentre per specie di dimensioni assolute più grandi (es., la cernia bruna *Epinephelus marginatus*) sono state utilizzate classi dimensionali di 5 cm.
Contestualmente alla raccolta dei dati di abbondanza e biomassa della fauna ittica, lungo ciascun transetto è stata registrata la presenza di attrezzi da pesca abbandonati e di "rifiuti" (*marine litter*). Gli attrezzi da pesca sono stati catalogati in base alla tipologia (lenza, tremaglio, palangaro, nassa, asta di fucile da sub) e sono stati inclusi anche eventuali attrezzi legati ad attività nautiche (es. cime, ancore).
I rilevamenti sono stati eseguiti da tre unità di personale scientifico esperto affiliate alla Stazione Zoologica Anton Dohrn-*Genoa Marine Centre*.
Per quel che concerne la valutazione dell'ER nel sublitorale roccioso è stato utilizzato il seguente disegno di campionamento:

1. Fattore Zona (ZO, legato al livello di protezione), fisso, con quattro livelli: zona A, B, C ed Esterno;
2. Fattore Località (LO), *random*, gerarchizzato (*nested*) in ZO, con due livelli: A1, A2; B1, B2; C1, C2; E1, E2;
3. Fattore Tempo (TI), *random*, ortogonale, con due livelli, TI1, TI2.

2.2 Analisi dei dati

I dati raccolti per la valutazione dell'ER sono stati analizzati mediante tecniche multivariate ed univariate al fine di esaminare sia la struttura dei popolamenti (composizione in specie e abbondanze relative), sia singole variabili (e.g., densità/biomassa di singole specie) in relazione al grado di protezione e alla variabilità tra località e tempi di campionamento.
Sulla base dei dati di densità e taglia sono state stimate le biomasse (peso umido, g) per unità di campionamento utilizzando le relazioni lunghezza-peso disponibili in letteratura per le specie oggetto di analisi (www.fishbase.org). Ove possibile, sono stati utilizzati i coefficienti di correlazione relativi a relazioni stabilite su campioni raccolti in Mediterraneo.
Tra i *taxa* censiti, degno di nota è il tonnetto alletterato, *Euthynnus alletteratus,* una specie tipicamente pelagica e gregaria che si avvicina alla costa in tarda estate e a inizio autunno a seguito probabilmente delle proprie prede, e.g. i giovanili di acciughe (*Engraulis encrasicolus*). Il passaggio di banchi di numerosi individui di non trascurabili dimensioni è da considerarsi occasionale e non legato alle caratteristiche del sito o alle misure di gestione, per cui la specie è stata esclusa dalle analisi formali al fine di evitare l'introduzione di un significativo *bias*.

Le differenze nella struttura dei popolamenti ittici associati al sublitorale roccioso (in termini di densità e biomassa) sono state testate attraverso analisi statistiche multivariate condotte con il package PRIMER 6 (Plymouth Marine Laboratory, UK) implementato con la routine Permanova+. Dalla matrice ad n colonne × m righe è stata calcolata, tramite il coefficiente di similarità di Bray-Curtis, una matrice triangolare di similarità. Il test dell'ipotesi è stato poi condotto utilizzando PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance; Anderson, 2001).
La visualizzazione dei *pattern* multivariati è stata ottenuta mediante nMDS (non-metric Multi Dimensional Scaling), una procedura multivariata di ordinamento che permette di costruire una 'mappa' dei campioni a due o tre dimensioni, tale che le distanze tra i punti sulla mappa riflettano la maggiore o minore similarità tra i campioni stessi. Ogni 'punto' rappresenta un 'campione', cioè una singola replica equivalente ad ogni singolo transetto.
L'analisi della varianza (PERMANOVA univariata) è stata condotta al fine di testare l'ipotesi di possibili differenze nella distribuzione di densità e biomassa totali del popolamento ittico (i valori di tutte le specie sommati) e delle principali specie ittiche bersaglio, in funzione del livello di protezione: la cernia bruna, la corvina, il sarago maggiore e il sarago testa nera.
I dati relativi alla taglia degli individui delle specie bersaglio censite nelle località a diverso grado di protezione sono stati riportati in grafici lunghezza/frequenza al fine di permettere un confronto visuale tra le distribuzioni di taglia.
Al fine di fornire dei risultati più concisi e di più facile disseminazione, un approccio meta-analitico è stato infine adottato per sintetizzare la risposta della fauna ittica alla protezione. Siccome gli UVC sono stati effettuati in zone protette (A, B, C) e all'esterno dell'AMP (E=controllo), i valori medi delle variabili analizzate (biomassa totale e di 4 specie target) sono stati usati per approssimare le condizioni medie nello spazio (Guidetti & Sala, 2007). Sono stati così quantificati gli effetti della protezione rispetto ai controlli come logaritmo naturale (ln) del rapporto tra i valori di ogni variabile di risposta in condizioni protette e di controllo (lnRR; Micheli et al., 2004). Essendo il disegno di campionamento adottato "bilanciato" (identico numero di repliche per livello di protezione) non è stato necessario pesare i valori medi. Valori positivi di RRs implicano valori maggiori delle variabili considerate in condizioni protette rispetto ai controlli, mentre valori negativi indicano valori maggiori in condizioni di controllo. Un rapporto pari a zero, invece, significa che il valore della variabile è comparabile tra condizioni protette e di controllo. I valori medi di RRs sono considerati significativamente differenti (i.e., si constata un significativo effetto della protezione) quando il 95% dei limiti di confidenza intorno alla media non si sovrappone con lo zero. Questo approccio non include quindi la stima della variabilità (e del suo effetto sul confronto tra zone) ai livelli spaziali (località) e temporali (tempi di campionamento) inclusi nel precedente approccio analitico basato sull'uso di PERMANOVA. Tale approccio meno strutturato è, come anticipato più sopra, da intendersi come finalizzato ad ottenere un risultato scientificamente valido, ma di più immediata comprensione per una ampia platea di portatori di interesse. Nello specifico, è necessario tener

conto che la non inclusione dei fattori spaziali e temporali può aumentare la probabilità del test di identificare differenze tra zone a diverso livello di protezione. Tale differenza tra i due approcci dovrebbe, quindi, essere considerata alla luce di quanto sopra riportato.

3. Risultati

3.1 "Effetto Riserva" nel sublitorale roccioso: zone A, B, C ed esterno

Nel sublitorale roccioso sono stati censiti complessivamente 59 *taxa* della fauna ittica durante le due campagne di campionamento condotte nel 2022 (Tab. 3.1.1).

Tab. 3.1.1. Lista dei *taxa* della fauna ittica censiti nel sublitorale roccioso presso l'AMP Cinque Terre e nelle località esterne nel quadro della presente indagine.

Genere *Famiglia specie*			
Apogonidae *Apogon imberbis*	**Gobiidae** *Gobius bucchichi* *Gobius incognitus*	**Mullidae** *Mullus barbatus* *Mullus surmuletus*	**Sparidae** *Boops boops* *Dentex dentex* *Diplodus annularis* *Diplodus cervinus* *Diplodus puntazzo* *Diplodus sargus* *Diplodus vulgaris* *Lithognathus mormyrus* *Oblada melanura* *Pagrus pagrus* *Sarpa salpa* *Sparus aurata* *Spicara maena* *Spicara smaris* *Spondyliosoma cantharus*
Atherinidae *Atherina boyeri*	**Labridae** *Coris julis* *Labrus merula* *Labrus mixtus* *Labrus viridis* *Symphodus cinereus* *Symphodus doderleini* *Symphodus mediterraneus* *Symphodus melanocercus* *Symphodus melops* *Symphodus ocellatus* *Symphodus roissali* *Symphodus rostratus* *Symphodus tinca* *Thalassoma pavo*	**Muraenidae** *Muraena helena*	
Blenniidae *Parablennius rouxi* *Parablennius zvonimiri*		**Phycidae** *Phycis phycis*	
Carangidae *Lichia amia* *Seriola dumerili* *Trachurus spp.*		**Pomacentridae** *Chromis chromis*	
Congridae *Conger conger*		**Sciaenidae** *Sciaena umbra*	
Engraulidae *Engraulis encrasicolus*	**Moronidae** *Dicentrarchus labrax*	**Serranidae** *Serranus cabrilla* *Serranus scriba*	**Sphyraenidae** *Sphyraena viridensis*
Epinephelidae *Epinephelus marginatus* *Epinephelus costae*	**Mugilidae**	**Scombridae** *Euthynnus alletteratus* **Scorpaenidae** *Scorpaena porcus* *Scorpaena scrofa*	**Tripterygiidae** *Tripterygion delaisi* *Tripterygion melanurus* *Tripterygion tripteronotum*

La ricchezza in *taxa* (numero totale di *taxa* ittici censiti) è risultata più elevata nelle zone A e C dell'AMP (con valori pari a 44 e 39 *taxa*, rispettivamente), mentre il valore più basso è stato registrato in zona B e all'esterno (37 *taxa*; Fig. 3.1.1).

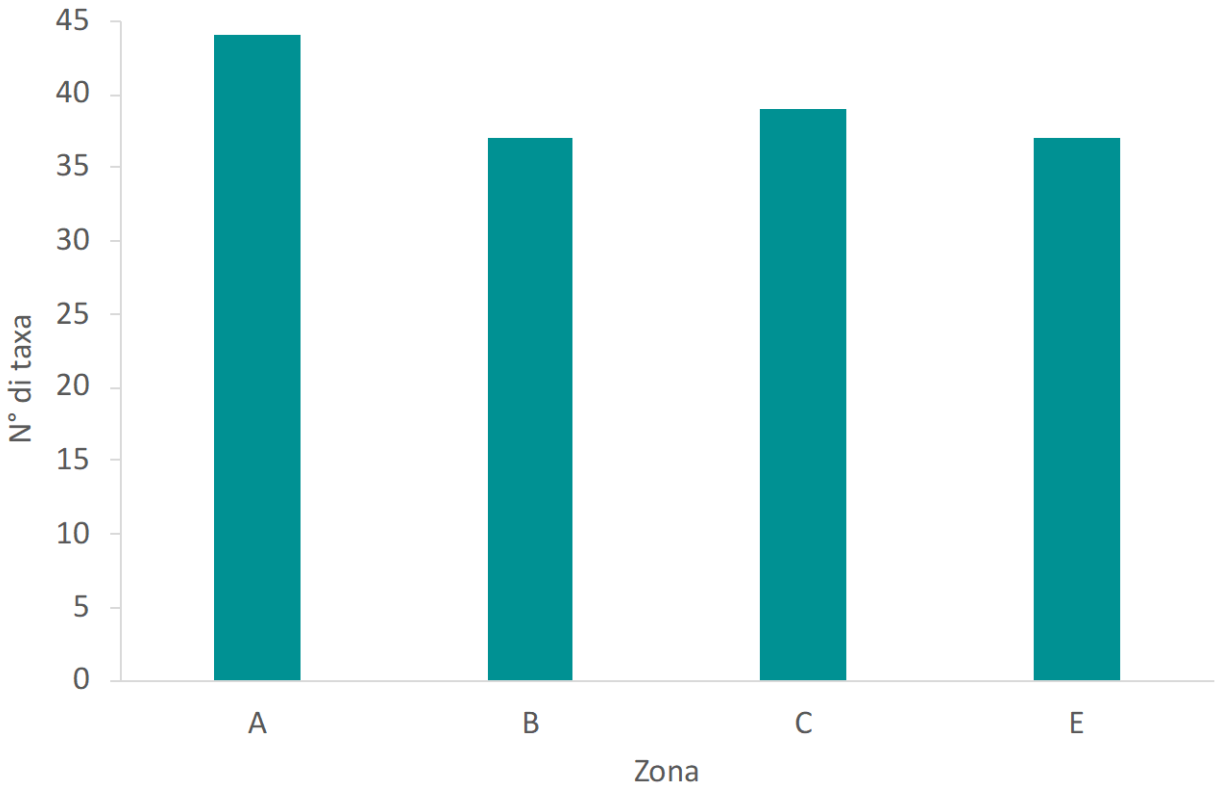

Fig. 3.1.1. Numero totale di *taxa* della fauna ittica censiti mediante i transetti relativamente ai 4 livelli di protezione considerati (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

Le analisi multivariate condotte sui dati di biomassa e densità non hanno rilevato alcuna variabilità significativa tra i popolamenti ittici censiti in funzione delle zone caratterizzate da diverso grado di protezione, mentre è emersa una variabilità temporale tra le due campagne di campionamento, così come una variabilità tra località dissimile tra una campagna e l'altra (tecnicamente una interazione LO(ZO)xTI) (Tab. A1, A2, in appendice).

Il *plot* nMDS relativo alle singole repliche non evidenzia alcuna netta separazione tra i popolamenti ittici censiti in termini di biomassa presso le differenti tipologie di zona (Fig. 3.1.2 a), mentre quello relativo ai centroidi mostra una lieve tendenza alla segregazione (Fig. 3.1.2 b).

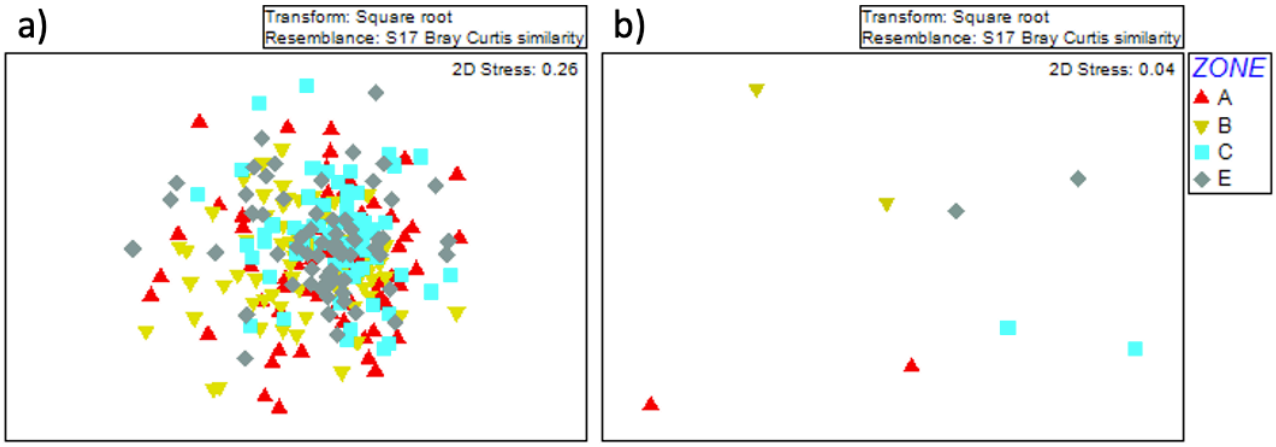

Fig. 3.1.2. Struttura dei popolamenti ittici (biomasse multivariate). a) nMDS delle singole repliche e b) nMDS dei centroidi relativi alle località, all'interno della 4 tipologie di zona caratterizzate da diversi livelli di protezione.

I valori più elevati di biomassa totale della fauna ittica (grammi per 125 m^2, cumulando tutti i *taxa*) sono stati registrati in zona A, mentre i valori più bassi sono stati registrati all'esterno dell'AMP. Considerando le zone *buffer* dell'AMP, i valori di biomassa registrati in zona B risultano più bassi rispetto a quelli registrati in zona C e più vicini ai valori misurati all'esterno (Fig. 3.1.3 a). L'analisi statistica, tuttavia, non ha mostrato differenze significative tra i diversi livelli di protezione (Tab. A3, in appendice).

I valori più elevati di densità totale della fauna ittica (numero medio di individui per 125 m^2, cumulando tutti i *taxa*) sono stati registrati in zona A, mentre i più bassi sono stati registrati in zona C (Fig. 3.1.3 b). All'esterno sono state registrate densità maggiori rispetto alle zone B e C (Fig. 3.1.3 b). Tuttavia, tali differenze in termini di densità non sono risultate statisticamente significative (Tab. A4, in appendice).

I valori di biomassa e densità, considerati nel loro insieme, suggeriscono la presenza di un maggior numero di individui e di taglie più elevate in zona A rispetto a tutte le altre zone, così come di esemplari più grandi in zona C rispetto alla zona B e all'esterno.

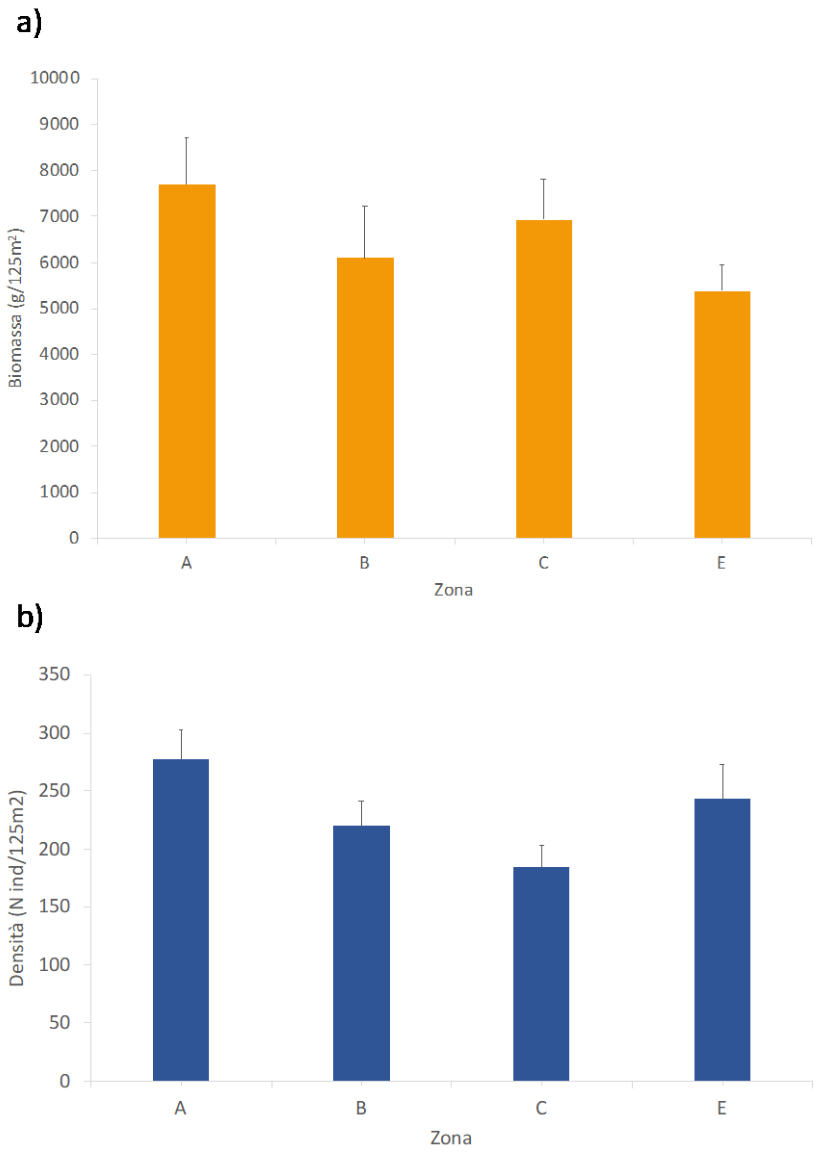

Fig. 3.1.3. (a) Biomassa e (b) densità totali della fauna ittica (media±ES) relativamente ai 4 livelli di protezione considerati (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra: A, B, C, E).

Di seguito sono riportate le distribuzioni di densità, biomassa e taglia di quattro specie bersaglio della pesca, utilizzate come indicatori dell'ER presso l'AMP Cinque Terre.

La cernia bruna, *Epinephelus marginatus*, ha mostrato valori medi di densità e biomassa di gran lunga più elevati in zona A rispetto alle altre zone, con una progressiva diminuzione al diminuire del livello di protezione, dalla zona A verso l'esterno dell'AMP (Fig. 3.1.4). Tuttavia, per quanto concerne sia i dati di biomassa, sia di densità, l'analisi statistica non ha evidenziato una differenza significativa tra i diversi livelli di protezione (Tab A5, Tab. A6).

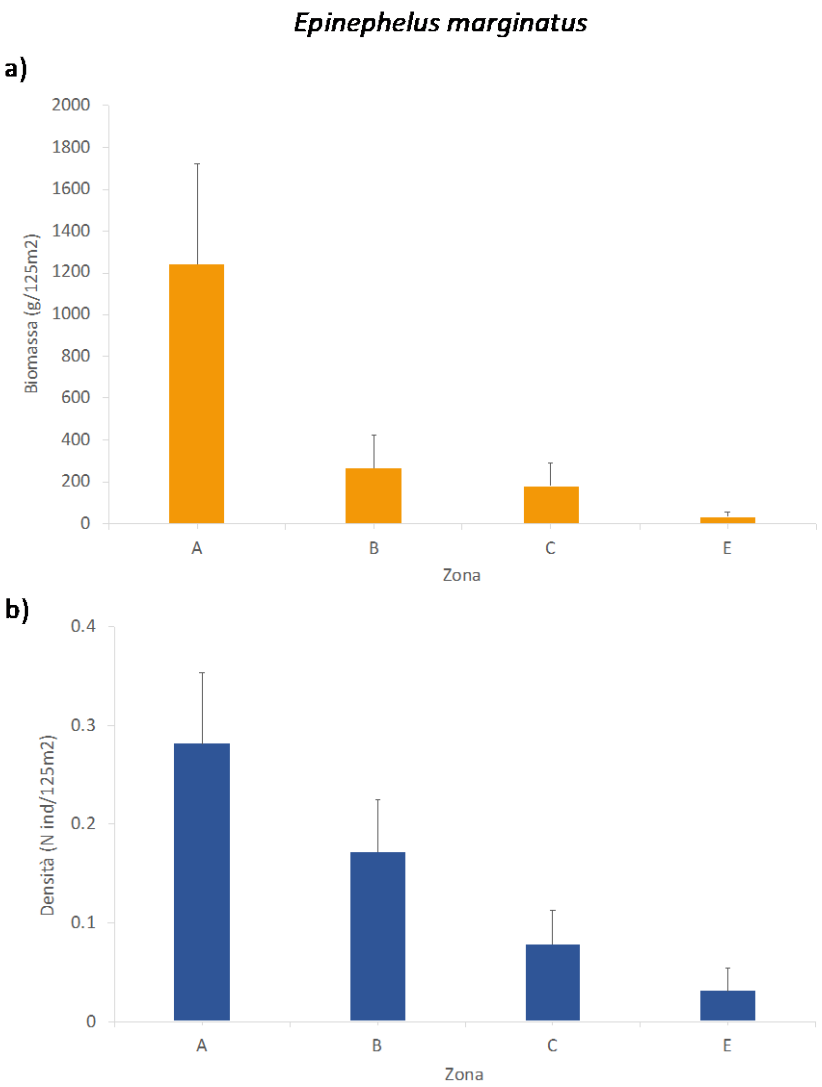

Fig. 3.1.4. (a) Biomassa e (b) densità (media±ES) della cernia bruna nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località, siti e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra: A, B, C, E).

Per quel che riguarda la distribuzione di taglia della cernia bruna, in zona A è stata registrata una taglia massima di 100 cm, la quale è scesa a 70-80 cm nelle zone B e C, mentre all'esterno dell'AMP è risultata essere pari a 45 cm (Fig. 3.1.5). In zona A è stato riscontrato un numero significativo di esemplari di taglia superiore ai 50 cm rispetto alle zone B e C, così come all'esterno dell'AMP.

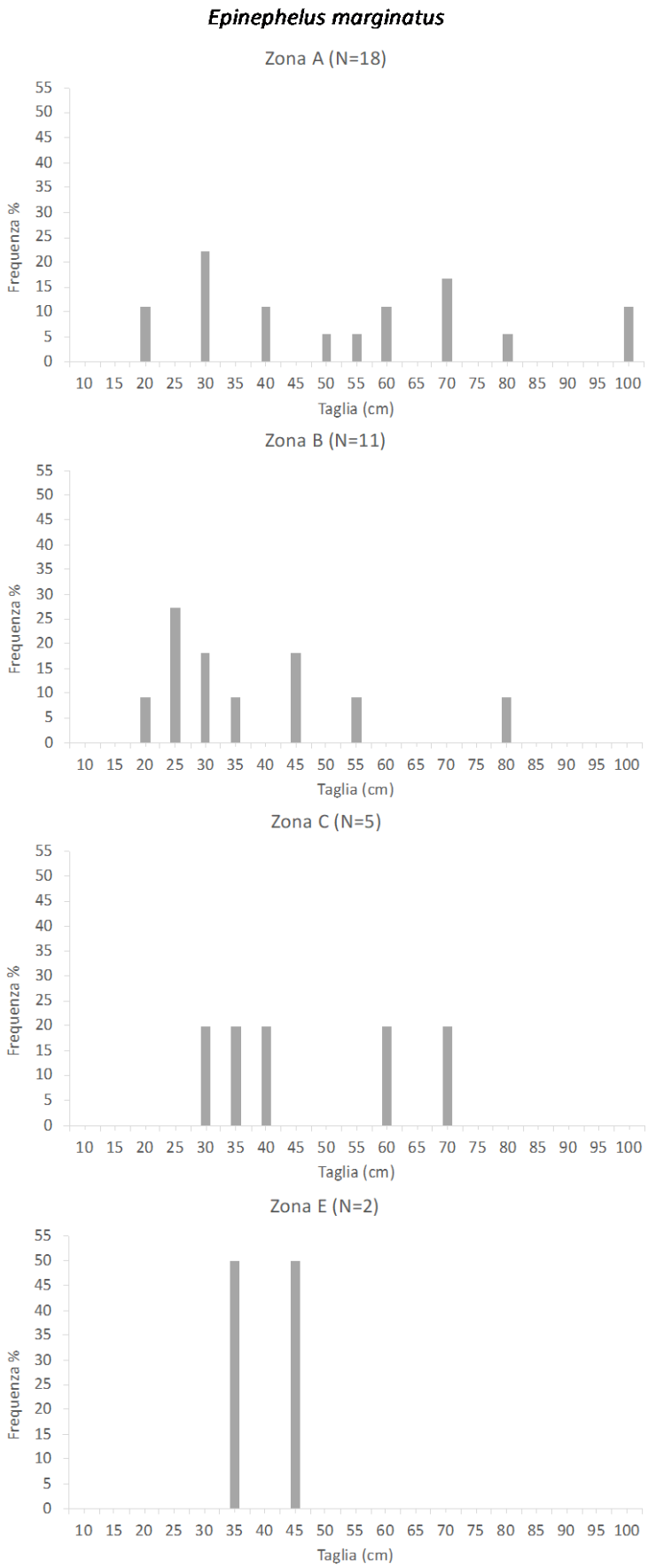

Fig. 3.1.5: distribuzione di taglia della cernia bruna nelle 4 tipologie di zona (A, B, C ed esterno E).

La corvina, *Sciaena umbra*, è stata censita in tutte le zone dell'AMP e all'esterno, dove è stato registrato un solo individuo. I valori medi di biomassa e densità sono risultati più elevati in zona A rispetto a tutte le altre zone dell'AMP e all'esterno (Fig. 3.1.6). Tuttavia, le analisi formali condotte sui dati di biomassa e densità non hanno rivelato differenze significative tra i livelli di protezione (Tab. A7, A8, in appendice).

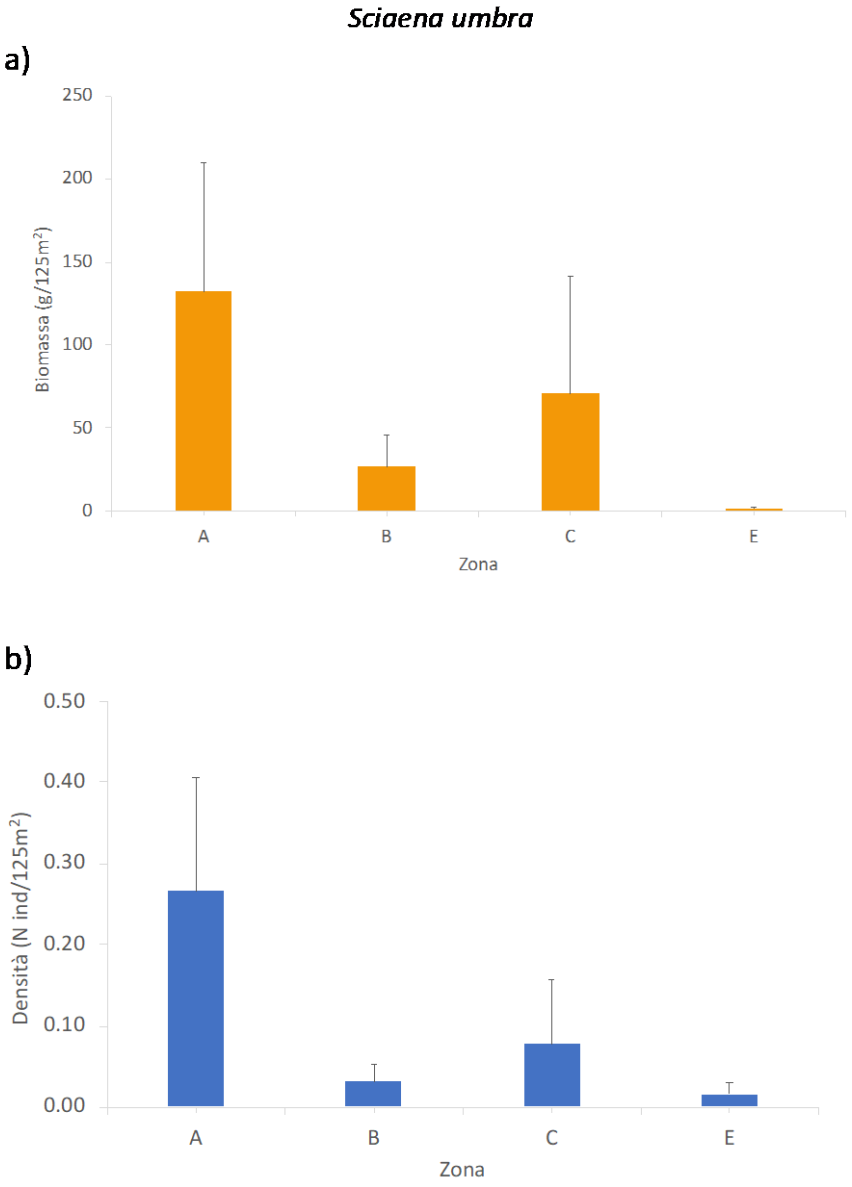

Fig. 3.1.6. Biomassa e densità (media±ES) della corvina nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

La distribuzione di taglia della corvina (Fig. 3.1.7) mostra come la taglia massima più elevata sia stata registrata in zona C (45 cm), seguita dalla zona A e B dove sono stati osservati individui di 40 cm. All'esterno dell'AMP è stato registrato un solo individuo di 20 cm.

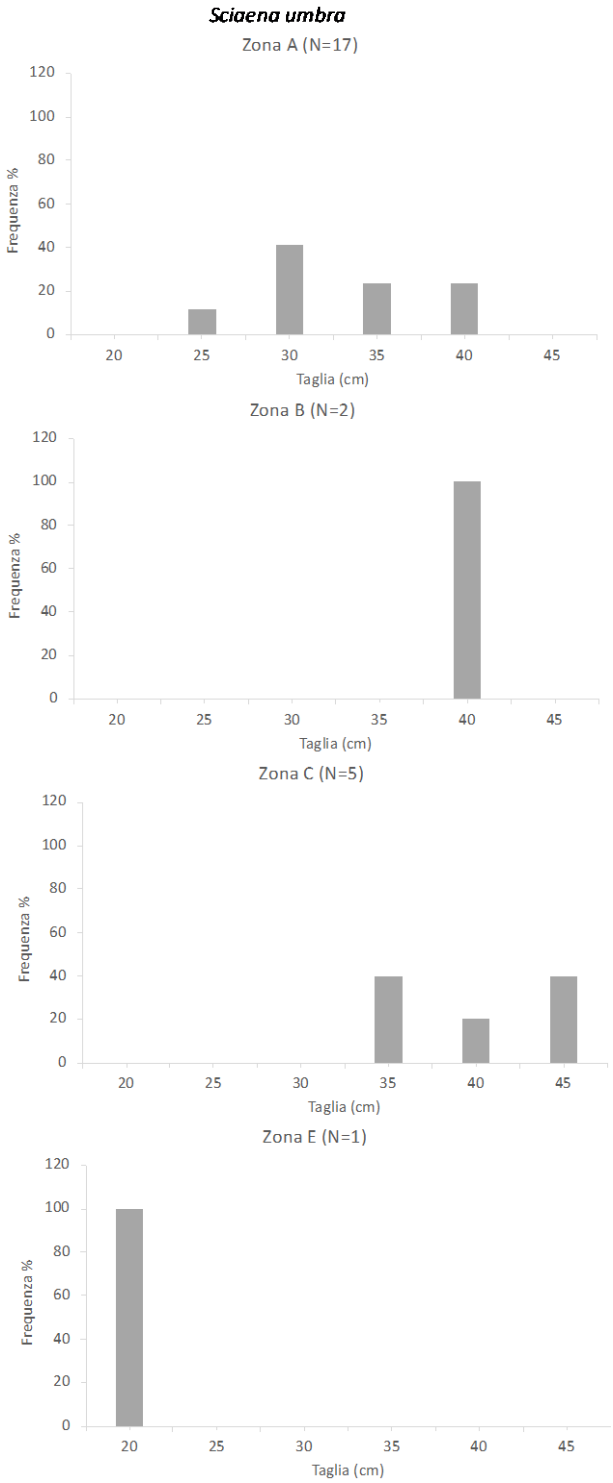

Fig. 3.1.7. Distribuzione di taglia della corvina nelle 4 tipologie di zona (A, B, C ed esterno E).

La biomassa del sarago maggiore, *Diplodus sargus*, ha mostrato valori più elevati in zona A e B (tra loro approssimativamente equivalenti) rispetto alle altre zone, cioè C ed esterno (Fig. 3.1.8 a). La densità è risultata più elevata in zona B rispetto alle altre zone dell'AMP, con valori in zona A leggermente superiori a quelli registrati in zona C. Il valore medio più basso è stato osservato all'esterno (Fig. 3.1.8 b). Le analisi formali non hanno evidenziato differenze significative tra zone

né in termini di biomassa né di densità, sebbene per quel che concerne la biomassa il valore di P non si è discostato molto dalla soglia di significatività (Tab. A9 e A10 in appendice).

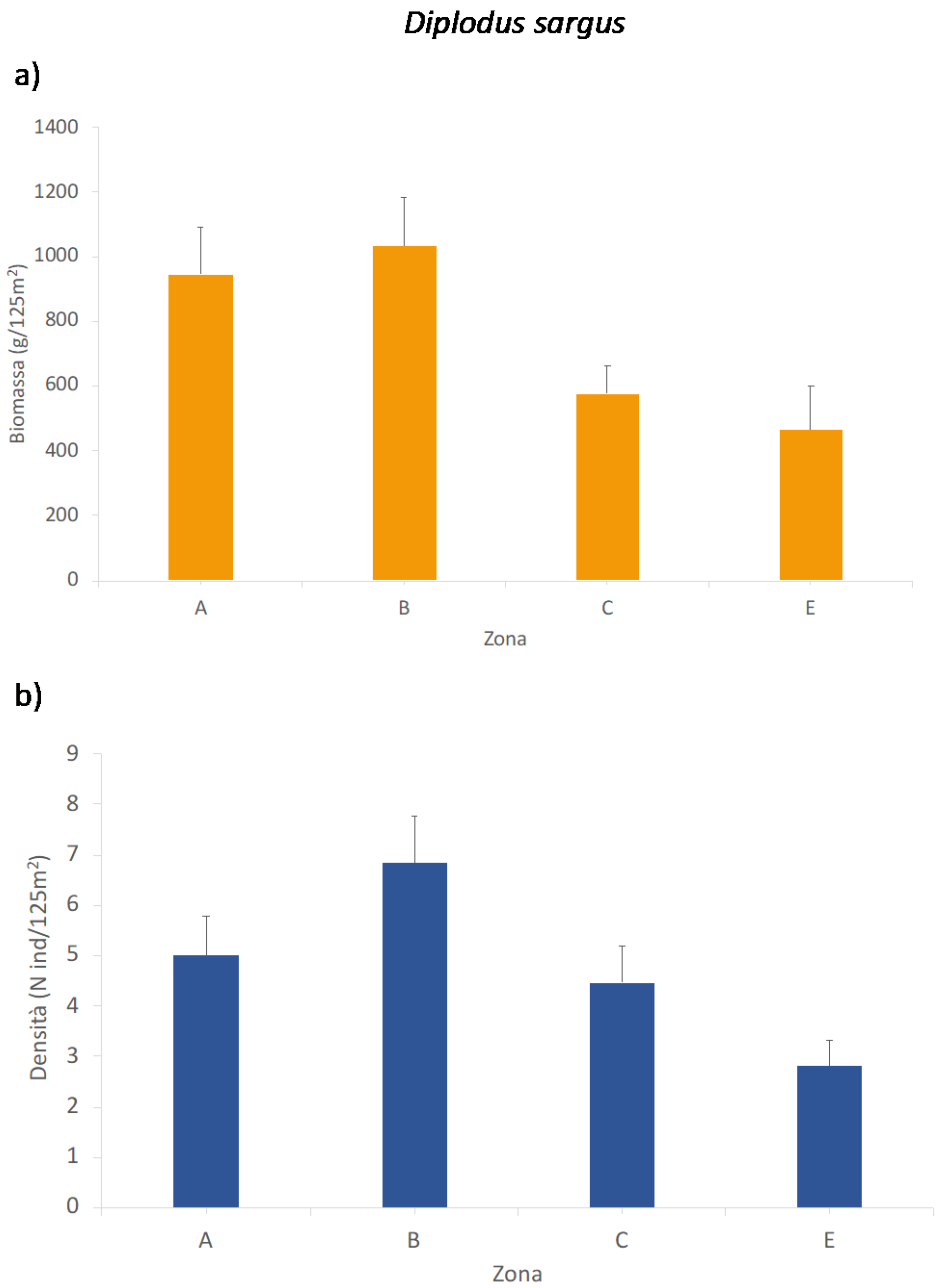

Fig. 3.1.8. Biomassa (a) e densità (b) (media±ES) del sarago maggiore nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

Per quel che concerne la distribuzione di taglia del sarago maggiore, la taglia massima più elevata è stata censita in zona A (40 cm), mentre nelle altre zone dell'AMP e all' esterno è risultata compresa tra 30 e 32 cm. La classe modale è risultata essere la stessa all'interno e all'esterno dell'AMP (18 cm; Fig. 3.1.9).

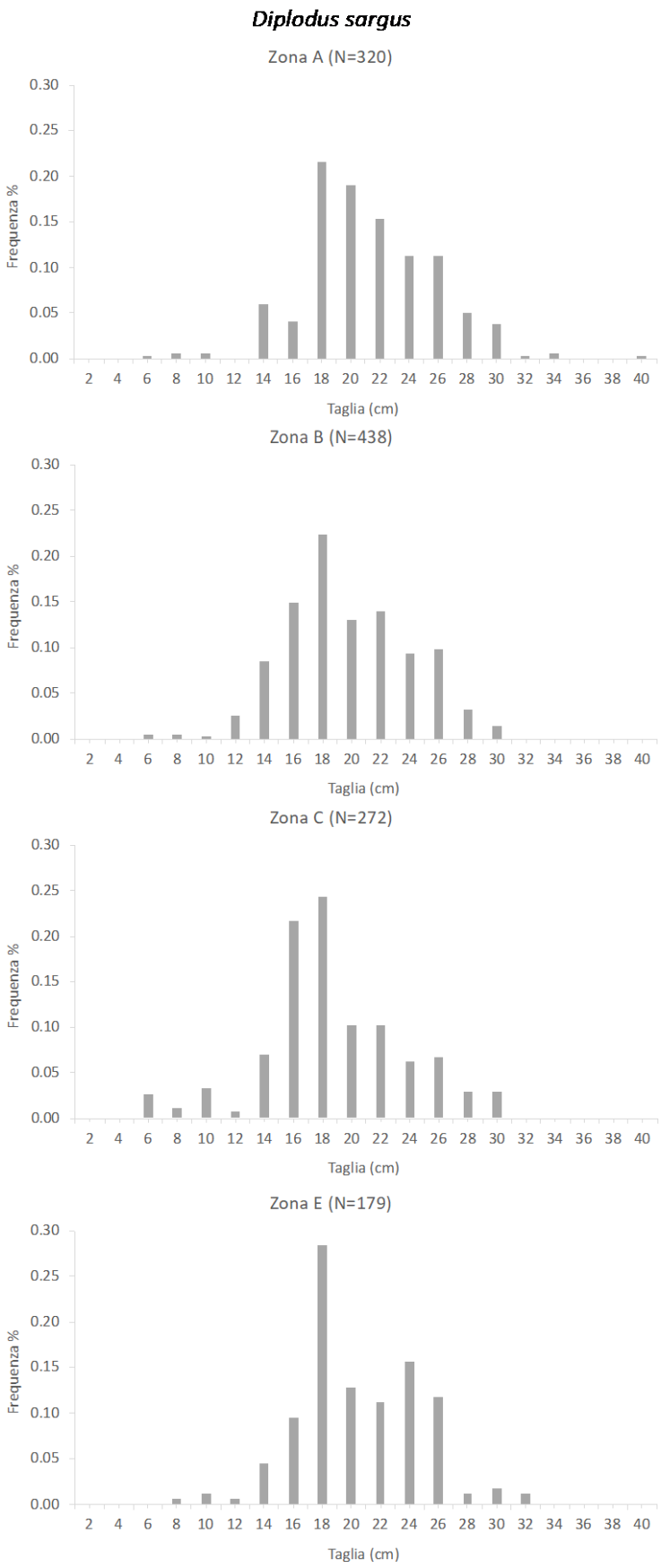

Fig. 3.1.9. Distribuzione di taglia del sarago maggiore nelle 4 tipologie di zona (A, B, C ed esterno).

Per quanto riguarda la biomassa del sarago testa nera, *Diplodus vulgaris*, i valori più elevati sono stati registrati in zona A, mentre nelle zone B, C e all'esterno dell'AMP sono stati registrati inferiori e valori comparabili fra loro (Fig. 3.1.10 a). La densità ha mostrato valori medi leggermente superiori nelle zone A e C rispetto alla zona B e all'esterno dell'AMP (Fig. 3.1.10 b). Le analisi formali non hanno evidenziato differenze significative tra zone (Tab. A11, Tab. A12, in appendice).

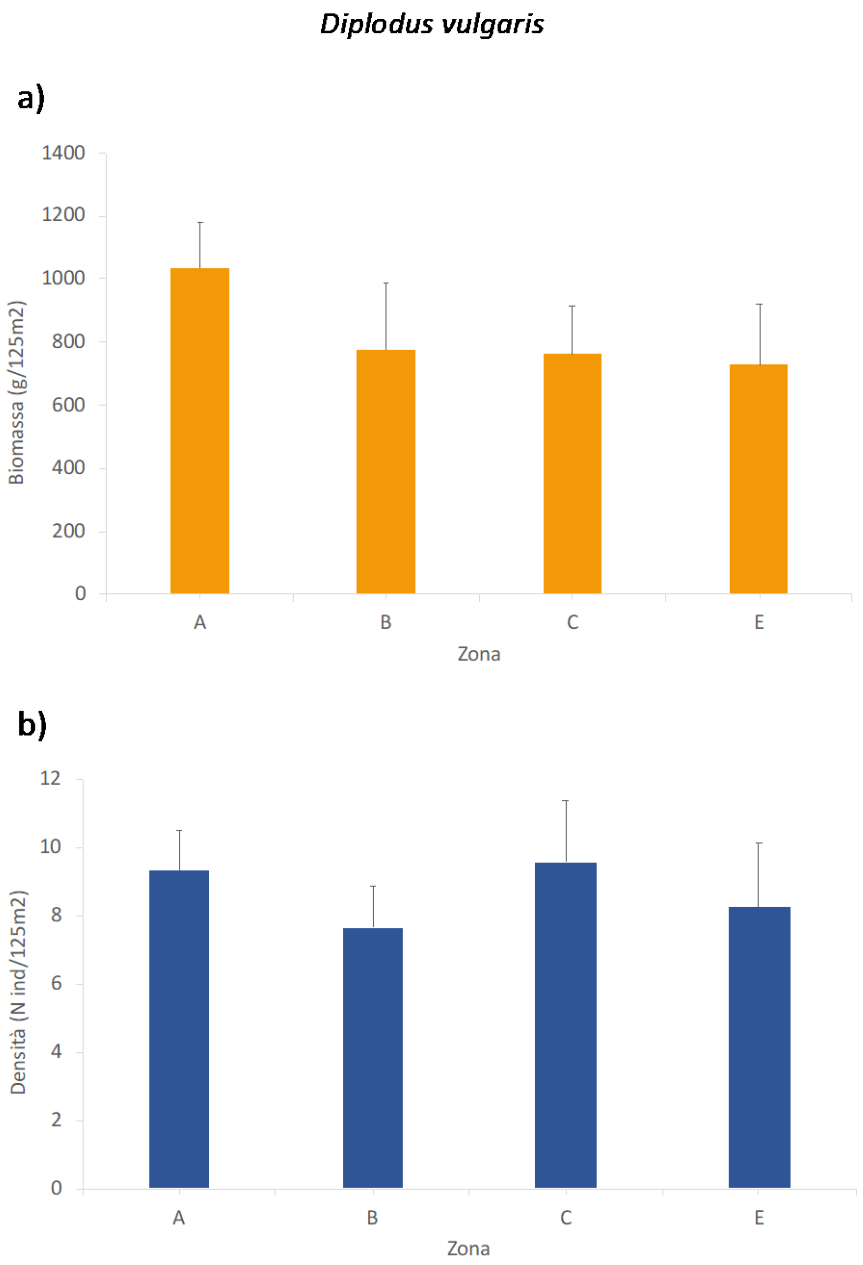

Fig. 3.1.10. Biomassa (a) e densità (b) (media±ES) del sarago testa nera nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

Per quel che concerne la distribuzione di taglia del sarago testa nera, la taglia massima registrata è risultata comparabile in tutte le zone (28-30 cm), mentre la classe modale registrata in zona A (20 cm) è risultata superiore a quella osservata nelle zone B, C e all'esterno dell'AMP (16-18 cm). In generale, le distribuzioni di taglia mostrano una maggior frequenza di individui di taglia superiore ai 18-20 cm nelle zone A e B dell'AMP (Fig. 3.1.11).

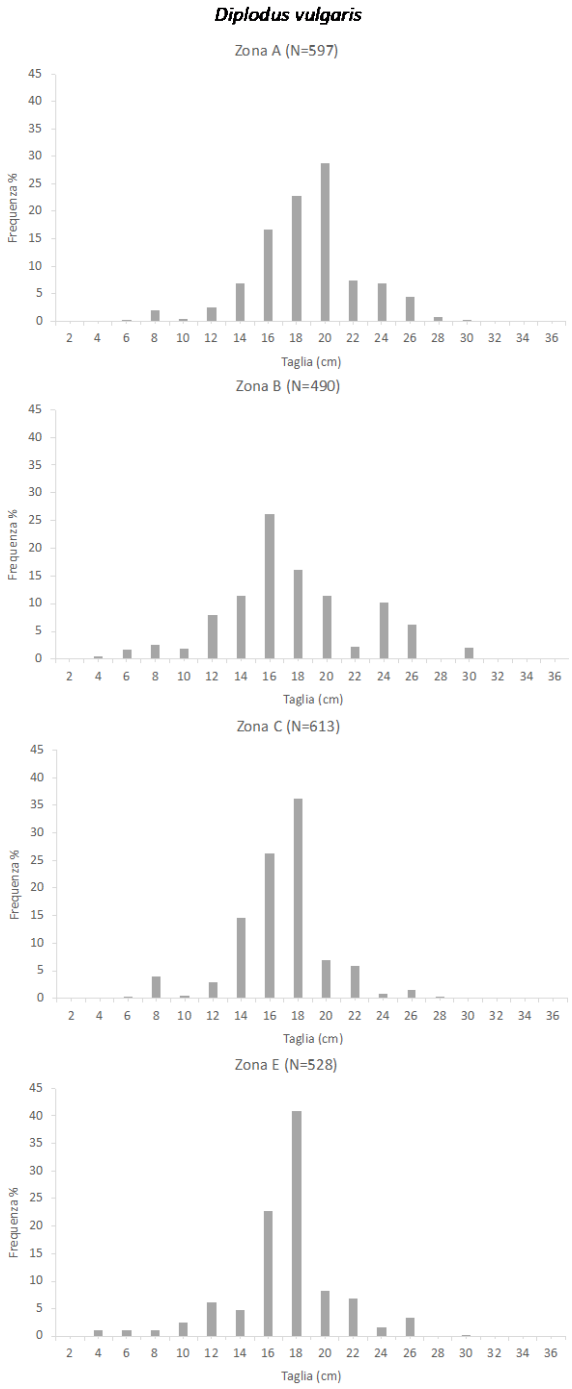

Fig. 3.1.11. Distribuzione di taglia del sarago maggiore nelle 4 tipologie di zona (A, B, C ed esterno).

3.2 Sintesi meta-analitica

I risultati di sintesi relativi agli effetti dei diversi livelli di protezione (A, B, C) sulla biomassa della fauna ittica rispetto all'esterno dell'AMP (Ext=controllo) sono mostrati in Fig. 3.2.1.

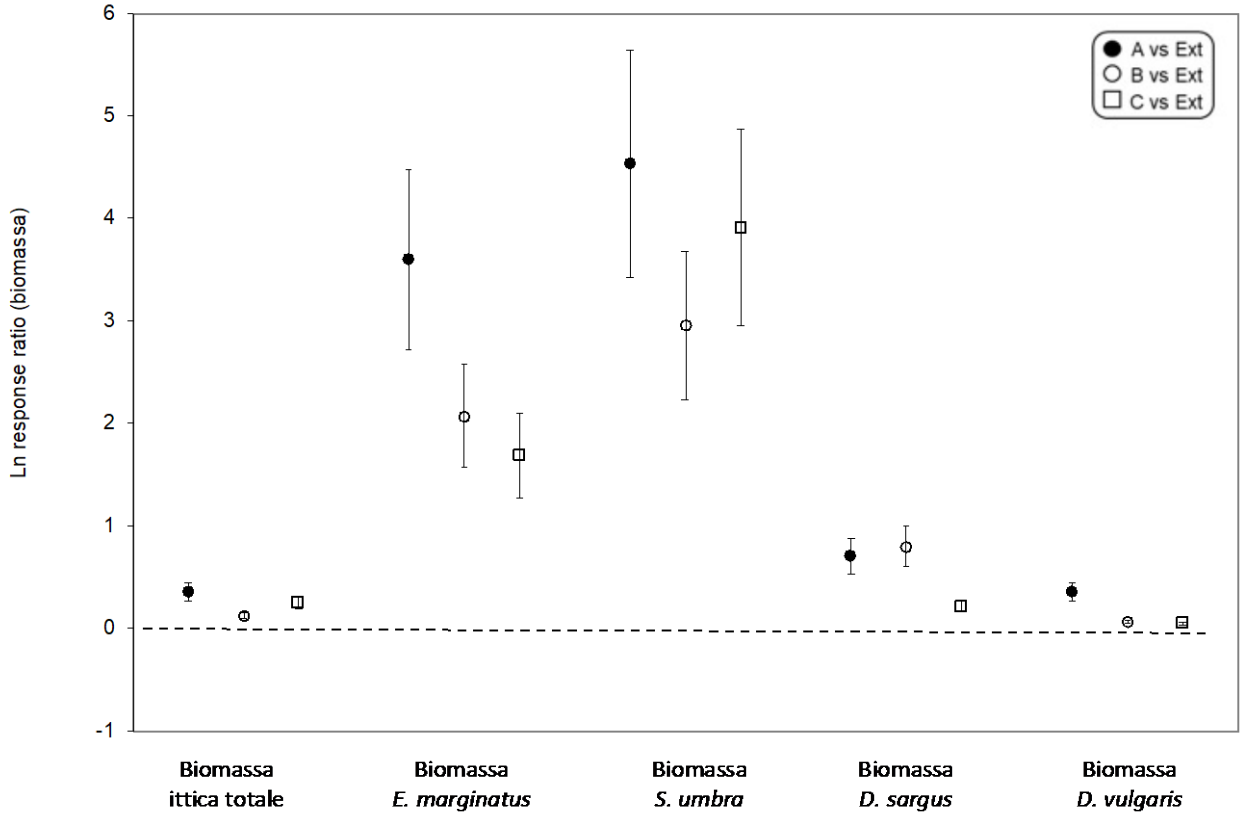

Fig. 3.2.1. Risposta generale della fauna ittica ai diversi livelli di protezione (A, B, C) rispetto all'esterno dell'AMP (Ext=controllo) in termini di biomassa (misurata come rapporto del logaritmo naturale). Le barre indicano gli intervalli di confidenza al 95%.

La meta-analisi mostra chiaramente, per tutte le variabili considerate, un effetto significativo delle misure di conservazione e gestione all'interno dell'AMP: i valori di *ratio* di tutte le variabili legate alla biomassa, infatti, sono risultati più elevati nelle zone A, B e C dell'AMP rispetto all'esterno, particolarmente per la biomassa di cernia bruna e corvina (Fig. 3.2.1). Chiara è risultata anche la tendenza ad un maggiore effetto della *full protection* in zona A. Tutte le differenze riscontrate sono statisticamente significative (tutte in senso positivo) in quanto gli intervalli di confidenza non si sovrappongono al valore 0, contrassegnato dalla linea tratteggiata nel grafico di Fig. 3.2.1.

3.3 Altre specie di valore alieutico e conservazionistico

Durante i censimenti visivi della fauna ittica è stata censita anche l'eventuale presenza di specie marine appartenenti a macro-invertebrati vagili (soprattutto molluschi, come il polpo o la seppia, e crostacei, come l'aragosta o l'astice) dall'elevato valore alieutico e dalle importanti implicazioni per la conservazione.
Complessivamente, durante le due campagne del 2022, è stata registrata la presenza sia di polpi, *Octopus vulgaris*, sia di aragoste, *Palinurus elephas*.
Per quanto riguarda i polpi è stato contato un totale di cinque esemplari, di cui tre in zona A (peso 1.5-2kg), uno in zona B (peso 1.5 kg) ed uno in zona C (1.5 kg).
Per quanto riguarda le aragoste, la cui taglia è stata valutata stimando *in situ* la lunghezza del carapace, è stato censite un totale di 7 esemplari, di cui 3 in zona A (carapace 18-22 cm), 3 in zona B (carapace 26 cm) ed 1 all'esterne dell'AMP (carapace 4 cm).

3.5 Attrezzi da pesca persi

Contestualmente al censimento della fauna ittica sono state raccolte informazioni circa la presenza di attrezzi da pesca persi (es., lenze, sagole, pezzi di rete e aste di fucile subacqueo), altri attrezzi atti all'ancoraggio (es. cime, catene, grilli e ancore) e rifiuti generici (es. bottiglie, oggetti di plastica, ecc.).
Nelle zone A non è stata riscontrata alcuna presenza di attrezzi da pesca persi o abbandonati, né sono stati reperiti rifiuti di alcun genere. Il maggior numero di attrezzi da pesca persi/abbandonati è stato censito all'esterno e in zona C, dove sono risultati più numerosi anche i rifiuti generici (vedi Tab. 3.5.1 per i dettagli).

Tab. 3.5.1. Tipologia e numero di attrezzi rinvenuti nel sublitorale roccioso presso le diverse zone dell'AMP Cinque Terre e nelle aree esterne nel corso della presente indagine.

Tipologia attrezzo perso	Zona A	Zona B	Zona C	Esterno
Cima (di attrezzo da pesca/da ancoraggio)		1	1	2
Lenza		1	4	3
Tremaglio				
Palangaro			3	2
Asta fucile sub		1		
Totale attrezzi censiti	**0**	**3**	**8**	**7**
Totale rifiuti generici	**0**	**2**	**8**	**1**
Totale rifiuti/attrezzi	**0**	**5**	**16**	**8**

4. Conclusioni

Questa indagine ha permesso di fornire indicazioni riguardo la presenza dell'effetto riserva (ER) presso l'AMP Cinque Terre. Nello specifico:

- All'interno delle zone dell'AMP è stato registrato il maggior numero di taxa, pari a 44 in zona A e 39 in zona C, rispetto ai 37 *taxa* rilevati nelle zone B e all'esterno dell'AMP. Ciò può essere spiegato tenendo presenti due elementi non mutualmente esclusivi: a) l'AMP ospita più specie grazie alla protezione e riduzione del prelievo; b) l'AMP include e protegge una varietà di *habitat* che, a loro volta, ospitano più specie rispetto alle zone esterne all'AMP;
- La struttura dei popolamenti ittici nel loro complesso in termini di dati di biomassa e densità (analisi multivariate) non ha mostrato differenze importanti in funzione del livello di protezione, cosa da ascrivere probabilmente ad un'elevata variabilità temporale e spaziale;
- I valori medi di biomassa e densità totale della fauna ittica hanno mostrato valori mediamente più elevati in zona A rispetto alle altre zone dell'AMP e all'esterno. Ciò indica un ER particolarmente pronunciato in zona A;
- L'ER si riflette anche nelle differenze di taglia delle quattro specie *target* qui considerate (cernia bruna, corvina, sarago maggiore e sarago testa nera), poiché gli esemplari più grandi sono stati censiti in zona A o comunque all'interno dell'AMP rispetto alle zone esterne di controllo.
- Le quattro specie bersaglio hanno mostrato *pattern* differenti. Cernia bruna e corvina hanno evidenziato un chiaro ER in funzione del livello di protezione per tutte le variabili considerate (densità, biomassa e distribuzione di taglia). Per il sarago maggiore è evidente in termini di densità e biomassa un ER che si estende dalla zona A alla zona B, zone presso le quali sono state osservate distribuzioni di taglia simili. Per il sarago testa nera è emersa una tendenza positiva tra il livello di protezione e le variabili misurate, sebbene le differenze tra 'zone' siano più sfumate;
- Le considerazioni riportate più sopra sono chiaramente sintetizzate dalle metanalisi le quali, anche visivamente, mostrano il diverso andamento della biomassa in funzione del livello di protezione di cernia bruna e corvina rispetto alle due specie di saraghi;
- L'osservazione di grandi esemplari di aragosta in zona A e B è plausibile sia il frutto dell'efficacia della protezione nell'area di indagine, così come della presenza di *habitat* appropriato per le specie, particolarmente nella zona A di Montenero, sito tradizionalmente ritenuto idoneo per la pesca dell'aragosta dai pescatori locali;
- L'assenza di attrezzi da pesca persi in zona A potrebbe essere frutto di una efficace gestione delle zone a protezione totale, mentre nelle altre zone dell'AMP (in particolare in zona C) e all'esterno sussistono indicazioni di una maggiore pressione di pesca ricreativa e professionale, con possibili episodi di pesca illegale in AMP.

In conclusione, l'ER presso l'AMP Cinque Terre sembra emergere chiaramente, così come osservato presso altre AMP ritenute efficaci in Mediterraneo (Guidetti *et al*. 2014). Tale ER pare esplicitarsi presso l'AMP Cinque Terre principalmente in termini di aumento della densità e biomassa ittica, soprattutto delle specie bersaglio commercialmente più pregiate (cernia bruna e corvina), nelle condizioni di massima protezione (i.e., in zona A). In conclusione, tale monitoraggio continuativo e sistematico della fauna ittica è essenziale non solo per ottimizzare la *performance* ed evidenziare eventuali criticità dell'AMP Cinque Terre, ma anche, su più ampia scala, per valorizzare il suo contributo al raggiungimento degli obiettivi internazionali di conservazione (Grorud-Colvert et al. 2021).

Bibliografia

Agardy T. et al., 2003. Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. Aquatic Conservation-Marine And Freshwater Ecosystems 13: 353-367.

Agnew DJ et al., 2009. Estimating the Worldwide Extent of Illegal Fishing. PLoS ONE 4(2): e4570. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004570

Anderson M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology 26: 32-46.

Bianchelli S., Danovaro, R., 2020. Impairment of microbial and meiofaunal ecosystem functions linked to algal forest loss. Scientific Reports 10: 19970. https://doi.org/10.1038/s41598-020-76817-5

Boubekri I., et al. 2021. Baseline data for marine protected areas planning and fisheries monitoring: Potential conflicts between recreational IUU and commercial fisheries in the proposed "Taza" MPA (Algeria, SW Mediterranean). Ocean Coastal Management, 201-105425.

Cabral R.B., et al., 2018. Rapid and lasting gains from solving illegal fishing. Nature Ecology & Evolution 2: 650-658.

Catalano B., Scacco U., Vacchi M., 2003. Note sulla biodiversità dei pesci cartilaginei del Parco dell'Asinara. Biologia Marina Mediterranea 10 (2): 655-658.

Claudet J. et al., 2006. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. Biological Conservation 130: 349-369.

Claudet et al., 2008. Marine reserves: size and age do matter. Ecology Letters 11: 481-489.

Claudet et al., 2020. Underprotected Marine Protected Areas in a Global Biodiversity Hotspot. One Earth 2(4): 380-384. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.03.008.

CoNISMa, 2008. Progetto Conisma-MATTM. Ecosistemi Marini (4 AMP). Biodiversità della fauna ittica in 4 aree marine protette (Capo Rizzuto, Isola dell'Asinara, Isole Egadi, Porto Cesareo). Rapporto Tecnico: 546 pp.

Denny C.M. & Babcock R.C., 2004. Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? Biological Conservation 116: 119-129.

Di Franco A. et al., 2009. Evaluating effects of total and partial restrictions to fishing on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. Marine Ecology Progress Series 387: 275-285.

Di Franco A. et al. 2016. Five key attributes can increase marine protected areas performance for small-scale fisheries management. Scientific Reports 6, 38135; doi: 10.1038/srep38135.

Di Franco A. et al., 2018. Linking home ranges to protected area size: the case study of the Mediterranean Sea. Biological Conservation 221: 175–181.

Di Lorenzo M. et al., 2020. Assessing spillover from marine protected areas and its drivers: A meta-analytical approach. Fish and Fisheries, 21: 906-915. DOI: 10.1111/faf.12469.

Edgar G.J. et al., 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. Nature 506: 216-220.

FAO. 2020. The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome. https://doi.org/10.4060/ca9229en

Gaines S. et al., 2011. Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans. 2011. The Science of Marine Reserves (2nd Edition, Europe): 22 pp.

Giakoumi S. et al., 2017. Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: a regional meta-analysis. Scientific Reports 7: 8940.

Golden C.D. et al., 2016. Nutrition: Fall in fish catch threatens human health. Nature 534: 317–320.

Grorud-Colvert K. et al., 2021. The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. Science 373(6560): eabf0861.

Guidetti P., 2002. Mediterranean MPAs: the importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 12: 619-634.

Guidetti P. et al., 2005. Evaluating the effects of protection on fish predators and sea urchins in shallow artificial rocky habitats: a case study in the northern Adriatic Sea. Marine Environmental Research 59: 333-348.

Guidetti P., 2006. Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. Ecological Applications 16: 963-976.

Guidetti P. & Sala E., 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series 335: 43-56.

Guidetti P. & Claudet J., 2010. Co-management practices enhance fisheries in marine protected areas. Conservation Biology 24: 312-318.

Guidetti P. et al., 2008. Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter? Biological Conservation 141: 699-709.

Guidetti P. et al., 2010. Assessing the potential of an artisanal fishing co-management in the Marine Protected Area of Torre Guaceto (southern Adriatic Sea, SE Italy). Fisheries Research 101: 180-187.

Guidetti P. et al., 2014. Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. PLOS ONE 9:e91841.

Guidetti P. et al., 2019. Assessing the potential of marine Natura 2000 sites to produce ecosystem-wide effects in rocky reefs: a case study from Sardinia Island (Italy). Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 29: 537–545.

Halpern B.S. et al., 2019. Recent pace of change in human impact on the world's ocean. Scientific Reports 9: 11609. doi:10.1038/s41598-019-47201-9.

Harmelin-Vivien M.L. et al., 1985. Evaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. Revue Ecologie (Terre Vie) 40: 467-539.

Harmelin-Vivien M. et al., 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of spillover? Biological Conservation 141: 1829-1839.

Kellner J.B. et al., 2007. Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. Ecological Applications 17: 1039-1054.

Jackson J.B.C. et al., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science 293: 629-638.

Lewin W.C. et al., 2006. Documented and potential biological impacts of recreational fishing: Insights for management and conservation. Reviews In Fisheries Science 14: 305-367.

Lloret J. et al., 2008. Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. Fisheries Research 94: 84-91.

Lloret J. & Font T., 2013. A comparative analysis between recreational and artisanal fisheries in a Mediterranean coastal area. Fisheries Management and Ecology 20: 148-160.

Lloret J. et al., 2018. Small-scale coastal fisheries in European Seas are not what they were: ecological, social and economic changes. Mar. Policy 98: 176-186.

Lloret J et al., 2019. Recreational and small-scale fisheries may pose a threat to vulnerable species in coastal and offshore waters of the western Mediterranean, ICES Journal of Marine Science 77: 2255–2264. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz071

Lubchenco J. et al., 2007. The Science of Marine Reserves (2nd Edition, International Version). PISCO: Partnership for Interdisciplinary Studies of Coastal Oceans: 22 pp.

Lubchenco J. & Grorud-Colvert K., 2015. Making waves: The science and politics of ocean protection. Science 350: 382-383.

Micheli F. et al., 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. Ecological Application 14: 1709–1723.

Micheli F. et al., 2013. Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea Marine Ecosystems: assessing current pressures and opportunities. PLoS One 8 : e79889. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079889.

Morales-Nin B. et al. 2010. Managing coastal zone fisheries: a Mediterranean case study. Ocean Coastal Management, 53, 99–106, https://doi.org/ 10.1016/j.ocecoaman.2010.01.003

Niccolini F., et al. 2020. Strategie di rete per la valorizzazione della pesca artigianale nelle aree marine protette. “Economia e Ambiente”, Anno XXXVIII, N. 5-6, pp. 23-33.

Pais A., Azzurro E., Chessa L.A., 2004. Distribution patterns of coastal fish assemblages associated with different rocky substrates in Asinara Island National Park (Sardinia, Italy). Italian Journal of Zoology 71: 309-316.

Pais A., Azzurro E., Guidetti P., 2007. Spatial variability of fish fauna in sheltered and exposed shallow rocky reefs from a recently established Mediterranean Marine Protected Area. Italian Journal of Zoology 74: 277–287.

PISCO & UNS, 2016. The Science of Marine Protected Areas (3rd edition, Mediterranean). www.piscoweb.org. 22 pages.

Roberts C.M., et al. 2020. Climate change mitigation and nature conservation both require higher protected area targets. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 375(1794), 20190121.

Rodrigues J. G. & Villasante S., 2016. Disentangling seafood value chains: tourism and the local market driving small-scale fisheries. Marine Policy 74: 33-42.

Sala E. et al., 1998. Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. Oikos 82: 425-439.

Sala E. et al., 2012. The structure of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. PLoS ONE 7(2): e32742. doi:10.1371/journal.pone.0032742.

Sala E., et al. 2021. Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. Nature, 592.7854: 397-402.

Scianna C. et al., 2019. Organization Science improves management effectiveness of Marine Protected Areas. Journal of Environmental Management 240: 285-292.

Sciberras M. et al., 2015. Evaluating the relative conservation value of fully and partially protected marine areas. Fish and Fisheries 16: 58–77.

Shears N.T. et al., 2006. Long-term trends in lobster populations in a partially protected vs. no-take Marine Park. Biological Conservation 132: 222-231.

Stelzenmuller V. et al., 2007. Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean Marine Protected Area. Biological Conservation 136: 571-583.

Thiriet P.D. et al., 2016. Abundance and Diversity of Crypto- and Necto-Benthic Coastal Fish Are Higher in Marine Forests than in Structurally Less Complex Macroalgal Assemblages. PLoS ONE 11(10): e0164121. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164121

Tunesi L. et al., 2001. Study of the coastal fish fauna of the Asinara Island to support the zoning of the marine protected area. Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia 14: 189-198.

Watson J.E.M. et al., 2014. The performance and potential of protected areas. Nature 515: 67-73.

White C. et al., 2008. Marine reserve effects on fishery profit. Ecology Letters 11: 370-379.

Worm B. et al., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. Science 314: 787-790.

Zupan M. et al., 2018a. How good is your marine protected area at curbing threats? Biological Conservation 221: 237–245.

Zupan M. et al., 2018b. Marine partially protected areas: drivers of ecological effectiveness. Frontiers in Ecology and the Environment 16: 381-387.

Tabelle in appendice

Tab. A1. PERMANOVA multivariata condotta su dati di biomassa totale del popolamento ittico. In grassetto sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	21440	7146.6	1.3624	0.1621
TI	1	5943	5943	1.2666	0.3046
LO(ZO)	4	14594	3648.4	0.77754	0.7499
ZOxTI	3	15124	5041.2	1.0744	0.4306
LO(ZO)xTI	4	18769	4692.3	2.7473	**0.0001**
Res	240	$4.099*E^5$	1707.9		
Total	255	$4.8577*E^5$			

Tab. A2. PERMANOVA multivariata condotta su dati di densità totale del popolamento ittico. In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	15447	5149	0.93196	0.5648
TI	1	10611	10611	3.3396	**0.0473**
LO(ZO)	4	23484	5871	1.8478	0.1224
ZOxTI	3	9189.5	3063.2	0.96408	0.5184
LO(ZO)xTI	4	12709	3177.3	2.3028	**0.0003**
Res	240	$3.3114*E^5$	1379.7		
Total	255	$4.0258*E^5$			

Tab. A3. PERMANOVA univariata condotta su dati di biomassa totale della fauna ittica. In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	6007.2	2002.4	1.6079	0.2852
TI	1	95.993	95.993	0.36968	0.5654
LO(ZO)	4	4472.8	1118.2	4.3063	0.0991
ZOxTI	3	865.93	288.64	1.1116	0.4523
LO(ZO)xTI	4	1038.7	259.67	0.19775	0.9393
Res	240	$3.1514*E^5$	1313.1		
Total	255	$3.2763*E^5$			

Tab. A4. PERMANOVA univariata condotta su dati di densità totale del popolamento ittico. In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	275.66	91.886	0.63927	0.7234
TI	1	254.02	254.02	1.5048	0.2949
LO(ZO)	4	1043.1	260.77	1.5448	0.3429
ZOxTI	3	441.07	147.02	0.87096	0.5195
LO(ZO)xTI	4	675.22	168.8	5.4353	**0.0009**
Res	240	7453.8	31.057		
Total	255	10143			

Tab. A5. PERMANOVA condotta su dati di biomassa della cernia bruna nell'infralitorale roccioso. In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	5925	1975	1.0301	0.3866
TI	1	1053.8	1053.8	0.98539	0.3774
LO(ZO)	4	6967.9	1742	1.6289	0.2237
ZOxTI	3	3640.6	1213.5	1.1347	0.4143
LO(ZO)xTI	4	4277.8	1069.4	3.2017	**0.0113**
Res	240	80167	334.03		
Total	255	$1.0203*E^5$			

Tab. A6. PERMANOVA condotta su dati di densità della cernia bruna nell'infralitorale roccioso. In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	1.7058	0.56859	1.003	0.4718
TI	1	0.58548	0.58548	4.0322	0.1066
LO(ZO)	4	1.6111	0.40278	2.774	0.1693
ZOxTI	3	0.92655	0.30885	2.127	0.2065
LO(ZO)xTI	4	0.58081	0.1452	1.3241	0.2655
Res	240	26.318	0.10966		
Total	255	31.728			

Tab. A7. PERMANOVA condotta su dati di biomassa della corvina nell'infralitorale roccioso. In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	5925	1975	1.0301	0.3866
TI	1	1053.8	1053.8	0.98539	0.3774
LO(ZO)	4	6967.9	1742	1.6289	0.2237
ZOxTI	3	3640.6	1213.5	1.1347	0.4143
LO(ZO)xTI	4	4277.8	1069.4	3.2017	**0.0113**
Res	240	80167	334.03		
Total	255	$1.0203*E^5$			

Tab. A8. PERMANOVA condotta su dati di densità della corvina nell'infralitorale roccioso. In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	1.7058	0.56859	1.003	0.4718
TI	1	0.58548	0.58548	4.0322	0.1066
LO(ZO)	4	1.6111	0.40278	2.774	0.1693
ZOxTI	3	0.92655	0.30885	2.127	0.2065
LO(ZO)xTI	4	0.58081	0.1452	1.3241	0.2655
Res	240	26.318	0.10966		
Total	255	31.728			

Tab. A9. PERMANOVA condotta su dati di biomassa del sarago maggiore nell'infralitorale roccioso. In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	5434.7	1811.6	3.5584	0.0662
TI	1	3123.2	3123.2	6.0553	0.0678
LO(ZO)	4	1294.1	323.53	0.62728	0.6689
ZOxTI	3	991.52	330.51	0.6408	0.6225
LO(ZO)xTI	4	2063.1	515.77	1.8895	0.1097
Res	240	65513	272.97		
Total	255	78419			

Tab. A10. PERMANOVA condotta su dati di densità del sarago maggiore nell'infralitorale roccioso. In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	31.321	10.44	2.177	0.1599
TI	1	9.6167	9.6167	3.9323	0.1176
LO(ZO)	4	9.7272	2.4318	0.99438	0.501
ZOxTI	3	10.462	3.4873	1.426	0.3641
LO(ZO)xTI	4	9.7822	2.4456	1.5807	0.1766
Res	240	371.3	1.5471		
Total	255	442.21			

Tab. A11. PERMANOVA condotta su dati di biomassa del sarago testa nera nell'infralitorale roccioso. In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	1835	611.65	0.6935	0.6753
TI	1	194.13	194.13	1.2635	0.3139
LO(ZO)	4	3916.7	979.17	6.3728	0.0529
ZOxTI	3	373.08	124.36	0.80938	0.5423
LO(ZO)xTI	4	614.59	153.65	0.53449	0.7201
Res	240	68992	287.47		
Total	255	75925			

Tab. A12. PERMANOVA condotta su dati di densità del sarago testa nera nell'infralitorale roccioso. In grassetto-sottolineato sono riportati i valori di P statisticamente significativi.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	7.7441	2.5814	0.51536	0.79
TI	1	6.6742E-2	6.6742E-2	0.1753	0.6959
LO(ZO)	4	19.995	4.9988	13.13	**0.015**
ZOxTI	3	2.2465	0.74884	1.9669	0.2585
LO(ZO)xTI	4	1.5229	0.38072	0.14689	0.9647
Res	240	622.04	2.5918		
Total	255	653.61			