



Monitoraggio dell'effetto riserva – 2021

Area Marina Protetta Cinque Terre



Relazione tecnica finale

13 marzo 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

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 Massimo Andreoli (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	13
Conclusioni e suggerimenti per la gestione	27
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 (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 ben oltre il sostenibile, in particolare durante la stagione estiva (Rodrigues & Villasante, 2016). A ciò vanno aggiunti gli effetti della pesca ricreativa e di una miriade di 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*) a scale appropriate 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).

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 il suo divieto dovrebbe 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).

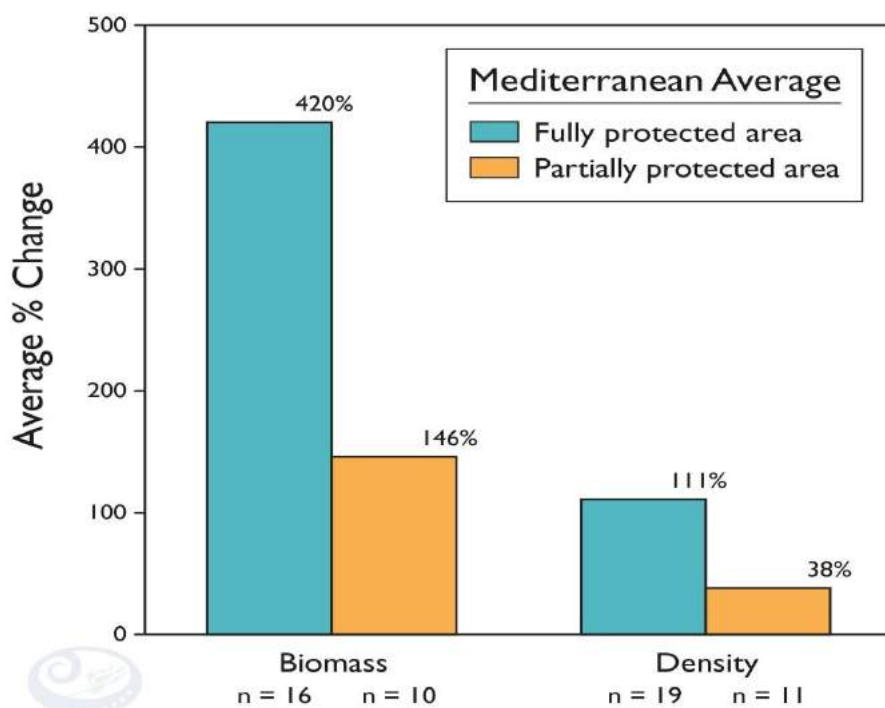


Fig. 1.1. Esempio di 'effetto riserva' (ER). Differenza media (in %) in termini di biomassa (a sinistra) e densità (a destra) tra zone a protezione integrale (barre azzurre) e zone a protezione parziale (barre arancioni) in AMP mediterranee in confronto a zone non protette di controllo. Fonte: PISCO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

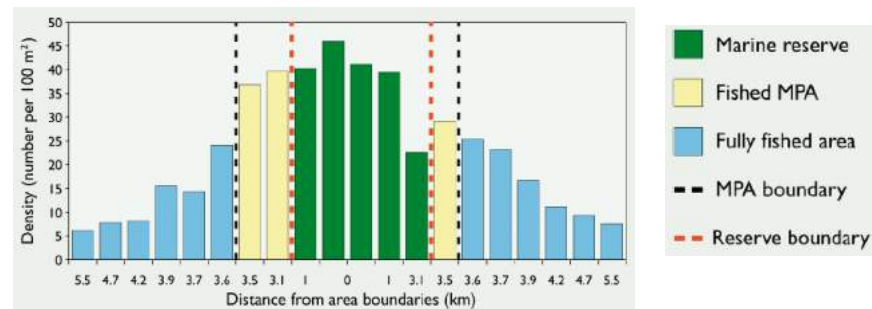


Fig. 1.2. Esempio che riporta come l'abbondanza di 8 specie ittiche commerciali sia maggiore al centro dell'AMP (Torre Guaceto, Puglia) per poi diminuire verso i confini e procedendo oltre, a distanza crescente dai confini stessi dell'AMP. Fonte: Lubchenco *et al.*, 2007.



Al di là dell'ER diretto su specie bersaglio, le AMP possono determinare un recupero anche a livello di intere comunità. In Mediterraneo, per esempio, è ormai noto che il sarago maggiore (*Diplodus sargus*) ed il sarago testa nera (*Diplodus vulgaris*), specie bersaglio della pesca commerciale e sportiva/ricreativa, svolgono un'importante funzione ecologica. Questi saraghi, infatti, predano attivamente i ricci di mare (giovani 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 si possono così formare estesi *barren* a causa degli effetti indiretti che la pesca produce attraverso la rete trofica (il fenomeno complessivo prende il nome di *cascata trofica*) (Fig. 1.4).

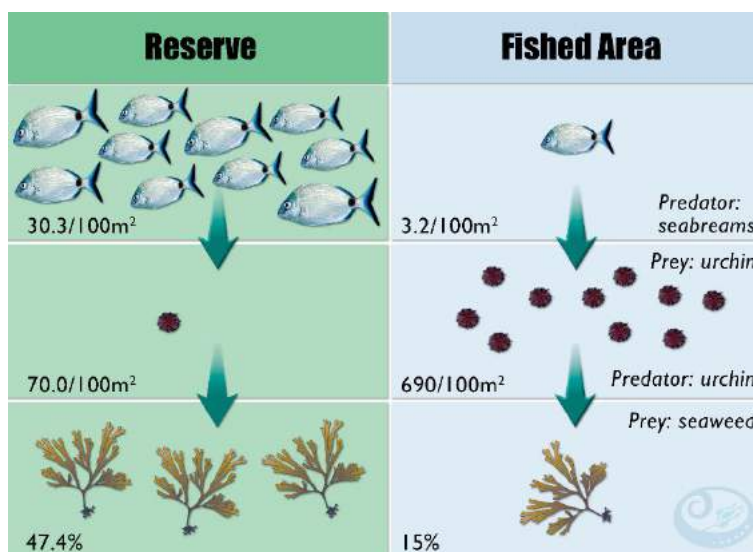


Fig. 1.4. Esempio di ‘cascata trofica’. Nella zona A dell’AMP di Torre Guaceto (Puglia) l’abbondanza dei saraghi tiene sotto controllo quella dei ricci. Ciò determina una maggiore copertura da parte delle macroalghe erette rispetto ai *barren* (riquadro verde a sinistra). Al di fuori della zona A e dell’AMP, 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 oggi 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 istituite 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 "Cinque Terre", è finalizzato all'esecuzione di un monitoraggio dell'ER sulla fauna ittica in ambiente sublitorale roccioso in zone a riserva integrale (zone A), in zone tampone (zone B e C) ed 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 regola 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 similari) 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 alle 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 2021, 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.

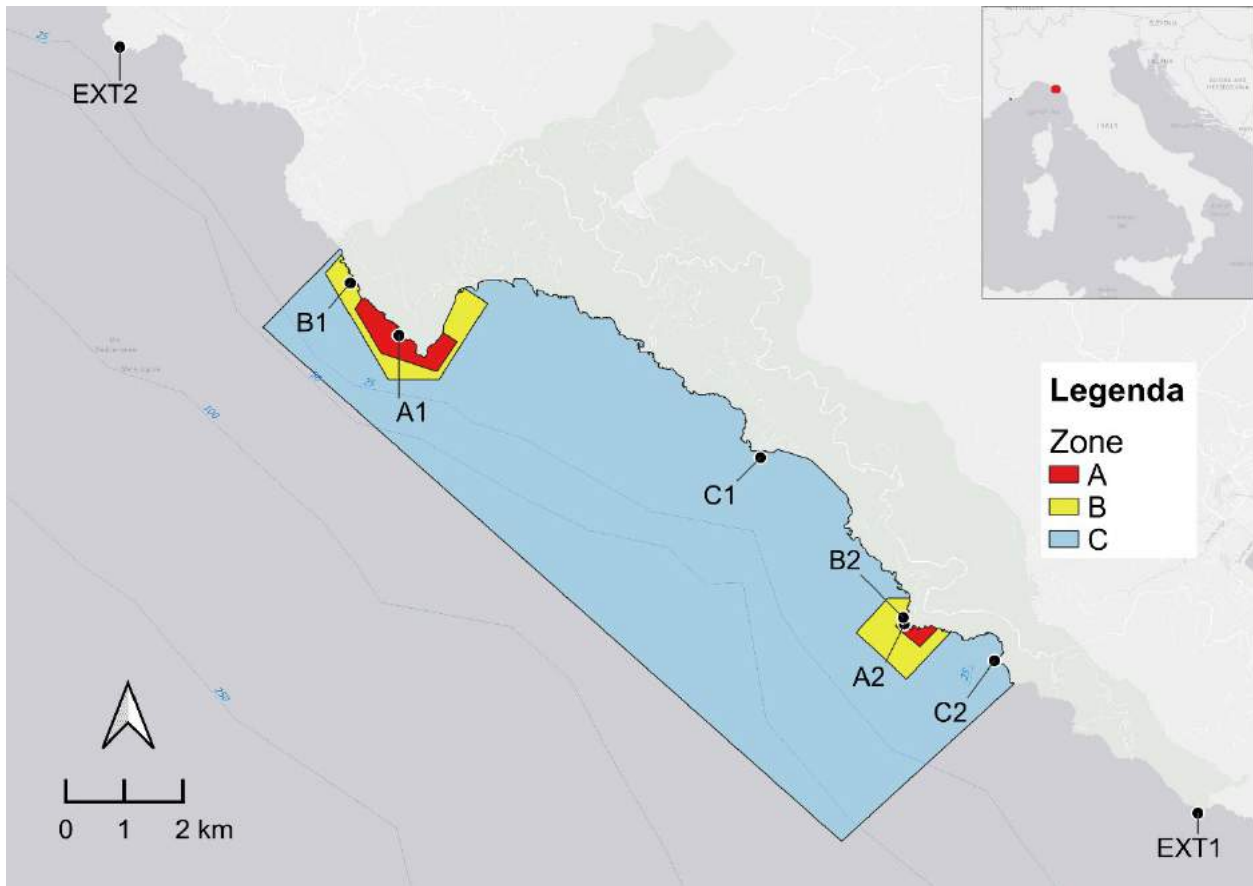


Fig. 2.1.1. Zonizzazione dell'AMP Cinque Terre e localizzazione delle località oggetto del campionamento.

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 m²), valutandone l'abbondanza e la taglia (come lunghezza totale, LT, in cm) (Fig. 2.1.2).

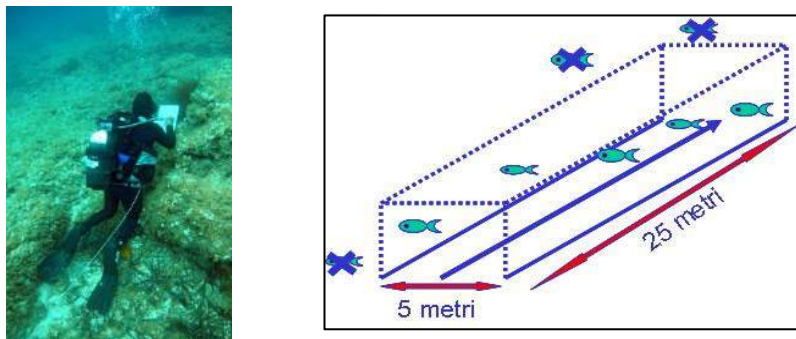


Fig. 2.1.2. Foto a sinistra: operatore subacqueo intento a raccogliere dati durante un *visual census*; riquadro a destra: rappresentazione schematica di un transetto di 25 m di lunghezza e 5 m di larghezza.

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.

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.

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 (Ext=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 58 *taxa* della fauna ittica durante le due campagne di campionamento condotte nel 2021 (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.

Famiglia			
Genere specie			
Apogonidae <i>Apogon imberbis</i>	Labridae <i>Coris julis</i> <i>Labrus merula</i>	Muraenidae <i>Muraena helena</i>	Sparidae <i>Boops boops</i> <i>Dentex dentex</i>
Blenniidae <i>Parablennius gattorugine</i> <i>Parablennius pilicornis</i> <i>Parablennius rouxi</i>	<i>Labrus mixtus</i> <i>Labrus viridis</i> <i>Symphodus cinereus</i> <i>Symphodus doderleini</i> <i>Symphodus mediterraneus</i> <i>Symphodus melanocercus</i>	Phycidae <i>Phycis phycis</i>	<i>Diplodus annularis</i> <i>Diplodus puntazzo</i> <i>Diplodus sargus</i> <i>Diplodus vulgaris</i>
Carangidae <i>Seriola dumerili</i>	<i>Symphodus melops</i> <i>Symphodus ocellatus</i> <i>Symphodus roissali</i> <i>Symphodus rostratus</i> <i>Symphodus tinca</i> <i>Thalassoma pavo</i>	Pomacentridae <i>Chromis chromis</i>	<i>Lithognathus mormyrus</i> <i>Oblada melanura</i> <i>Pagrus pagrus</i> <i>Sarpa salpa</i> <i>Sparus aurata</i> <i>Spicara maena</i> <i>Spicara smaris</i> <i>Spondylisoma cantharus</i>
Congridae <i>Conger conger</i>		Pomatomidae <i>Pomatomus saltatrix</i>	
Epinephelidae <i>Epinephelus marginatus</i> <i>Mycteroperca rubra</i>	Moronidae <i>Dicentrarchus labrax</i>	Sciaenidae <i>Sciaena umbra</i>	
Gobiidae <i>Gobius bucchichi</i> <i>Gobius vittatus</i>	Mugilidae	Serranidae <i>Anthias anthias</i> <i>Serranus cabrilla</i> <i>Serranus scriba</i>	Sphyraenidae <i>Sphyraena viridensis</i>
	Mullidae <i>Mullus barbatus</i> <i>Mullus surmuletus</i>	Scorpaenidae <i>Scorpaena maderensis</i> <i>Scorpaena notata</i> <i>Scorpaena scrofa</i>	Torpedinidae <i>Torpedo marmorata</i>
			Tripterygiidae <i>Tripterygion delaisi</i> <i>Tripterygion melanurus</i> <i>Tripterygion tripteronotum</i>

La ricchezza in *taxa* (numero totale di *taxa* ittici censiti) è risultata più elevata nelle diverse zone dell'AMP (con valori compresi tra 39 e 43 *taxa*) rispetto al valore più basso registrato nelle aree esterne (33 *taxa*; Fig. 3.1.1).

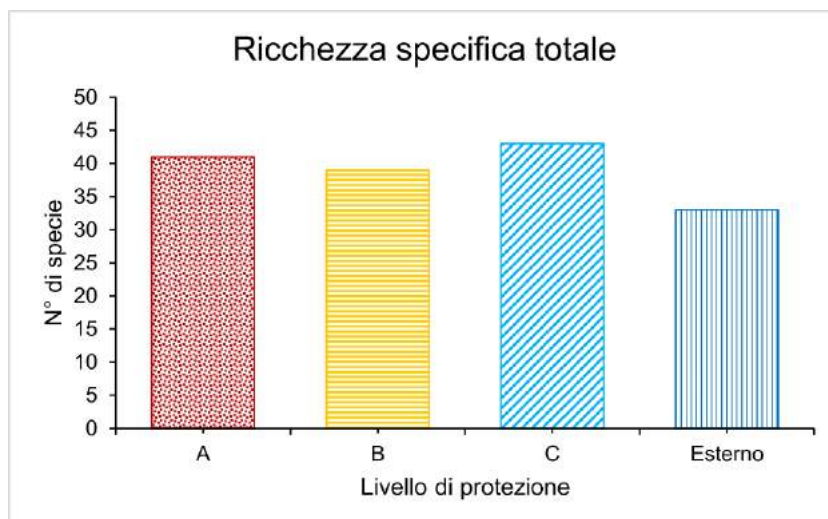


Fig. 3.1.1. Numero totale di *taxa* della fauna ittica censiti mediante i transetti relativamente ai 4 livelli di protezione considerati (*pooling* tra località). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

Le analisi multivariate sui dati di densità e biomassa totali hanno rilevato una variabilità significativa tra i popolamenti ittici censiti per i fattori 'tempo' e 'località', ma non relativamente alle 'zone' caratterizzate da diverso grado di protezione (Tab. A1, A2, in appendice).

Il plot nMDS relativo alle repliche delle biomasse multivariate non evidenzia alcuna netta separazione tra i popolamenti ittici delle differenti tipologie di zona (Fig. 3.1.2a). Plottando i centroidi relativi alle singole località si osserva giusto un leggero scostamento della zona A rispetto alle zone C ed esterno (Fig. 3.1.2b).

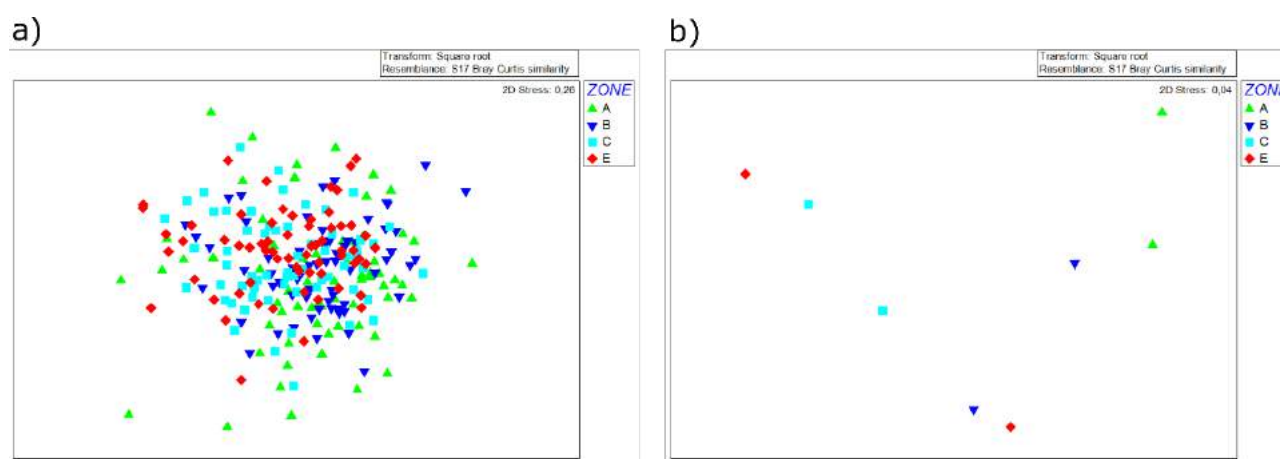


Fig. 3.1.2: struttura dei popolamenti ittici (biomasse multivariate). a) nMDS delle singole repliche e b) nMDS dei centroidi relativi alle località, all'interno della 4 tipologie di zona caratterizzate da diversi livelli di protezione.

I valori più elevati di densità totale della fauna ittica (numero medio di individui per 125 m², cumulando tutti i *taxa*) sono stati registrati in zona A, mentre i più bassi sono stati registrati all'esterno

dell'AMP, con valori molto simili a quelli riscontrati in zona C (Fig. 3.1.3). Tuttavia, tali differenze tra diversi livelli di protezione non sono risultate statisticamente significative (Tab. A3, in appendice).

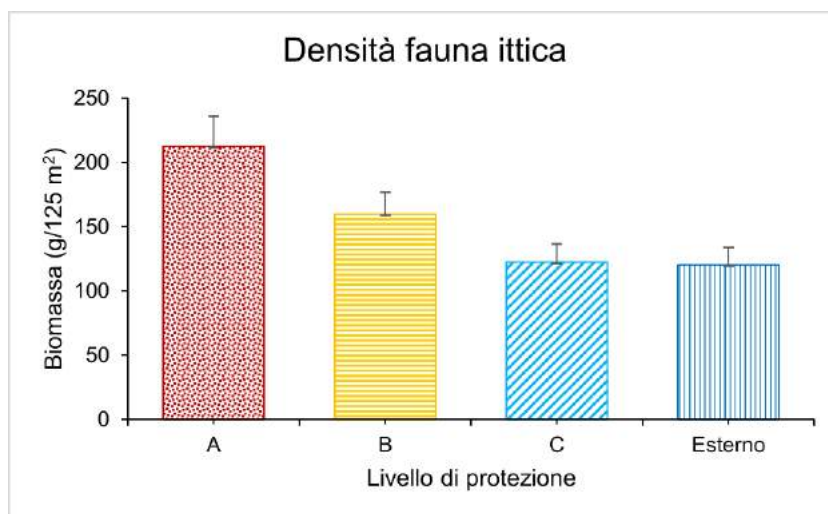


Fig. 3.1.3. Densità totale della fauna ittica (media±ES) relativamente ai 4 livelli di protezione considerati (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

I valori più elevati di biomassa totale della fauna ittica (grammi per 125 m², cumulando tutti i *taxa*) sono stati registrati in zona A, mostrando una diminuzione progressiva al diminuire del livello di protezione verso l'esterno dell'AMP, dove sono stati registrati i valori più bassi (Fig. 3.1.2). L'analisi statistica, tuttavia, non ha mostrato differenze significative tra i diversi livelli di protezione (Tab. A4, in appendice).

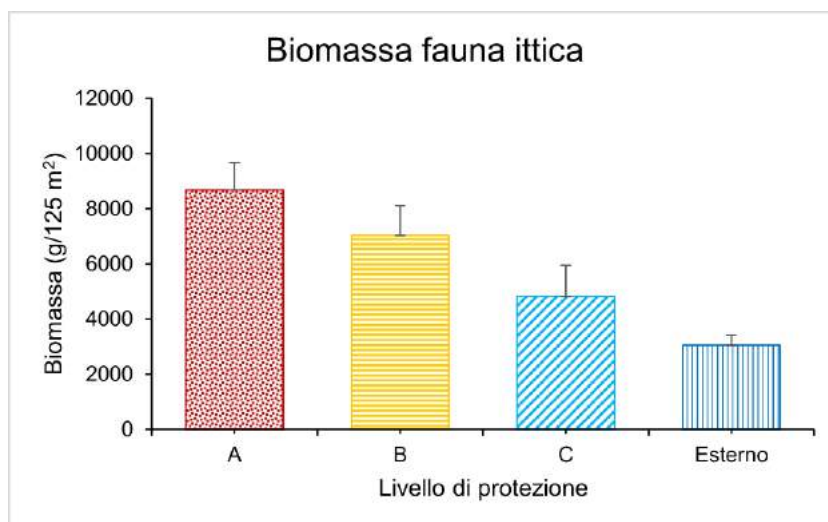


Fig. 3.1.2. Biomassa totale (media±ES) della fauna ittica relativamente ai 4 livelli di protezione considerati nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

Di seguito sono riportate le distribuzioni di densità, biomassa e taglia di quattro specie *target* 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 tipologie di zona (Fig. 3.1.4, Fig. 3.1.5). Tuttavia, per quanto concerne sia i dati di densità, sia di biomassa, l'analisi statistica non ha evidenziato una differenza significativa tra i diversi livelli di protezione (Tab A5, Tab. A6).

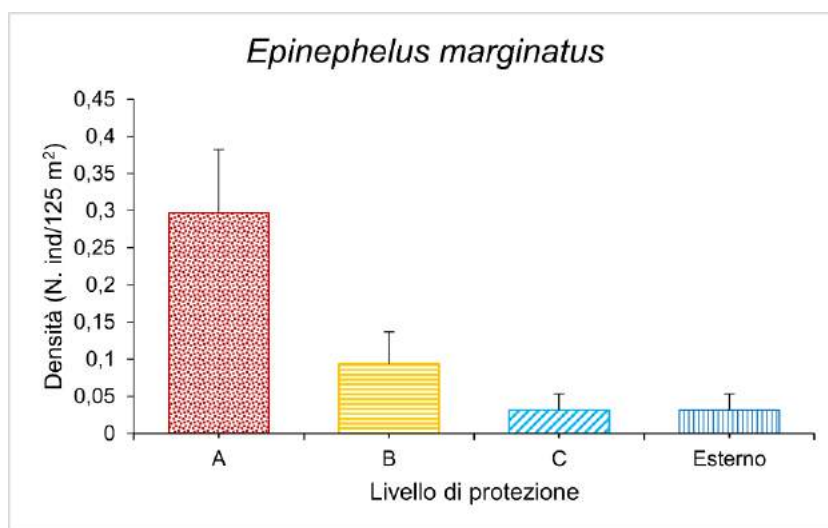


Fig. 3.1.4. Densità (media±ES) della cernia bruna nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

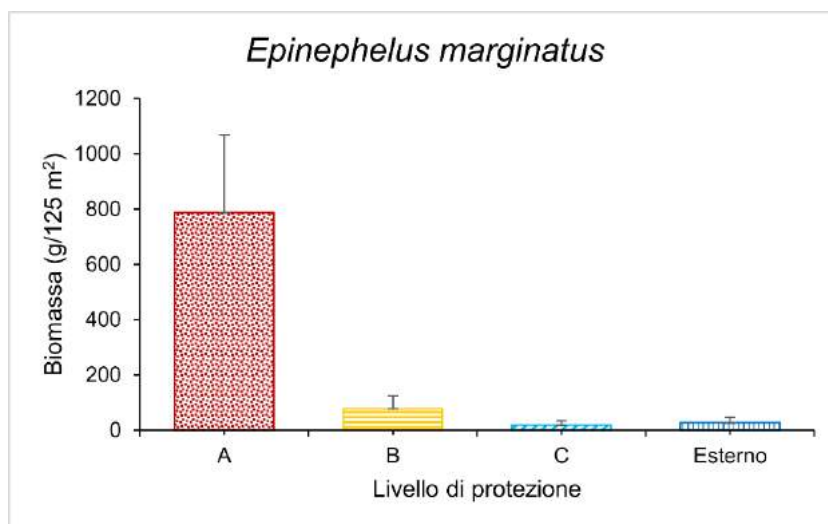


Fig. 3.1.5. Biomassa (media±ES) della cernia bruna nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

Per quel che riguarda la distribuzione di taglia della cernia bruna, in zona A è stata registrata una taglia massima intorno agli 80 cm e una classe modale intorno ai 50 cm. In zona B, C ed all'esterno dell'AMP la taglia massima è risultata essere intorno ai 40-50 cm (Fig. 3.1.6).

Epinephelus marginatus

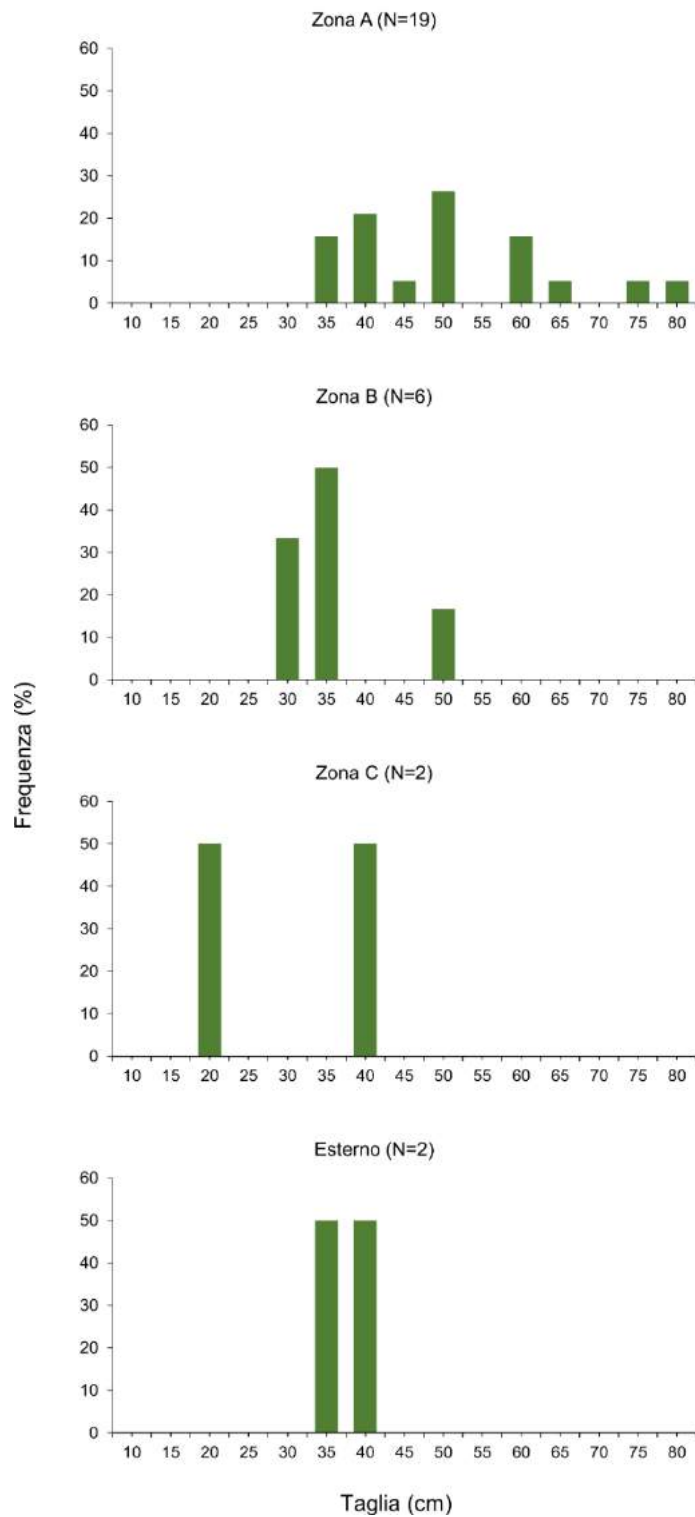


Fig. 3.1.6: distribuzione di taglia della cernia bruna nelle 4 tipologie di zona (A, B, C ed esterno).

La corvina, *Sciaena umbra*, è stata censita solo nelle zone A e B all'interno dell'AMP e ha mostrato valori medi di densità e biomassa più elevati in zona A rispetto alla zona B (Fig. 3.1.7, Fig. 3.1.8).

Tuttavia, le analisi formali condotte sui dati di densità e biomassa non hanno rivelato differenze significative tra i livelli di protezione (Tab. A7, A8, in appendice).

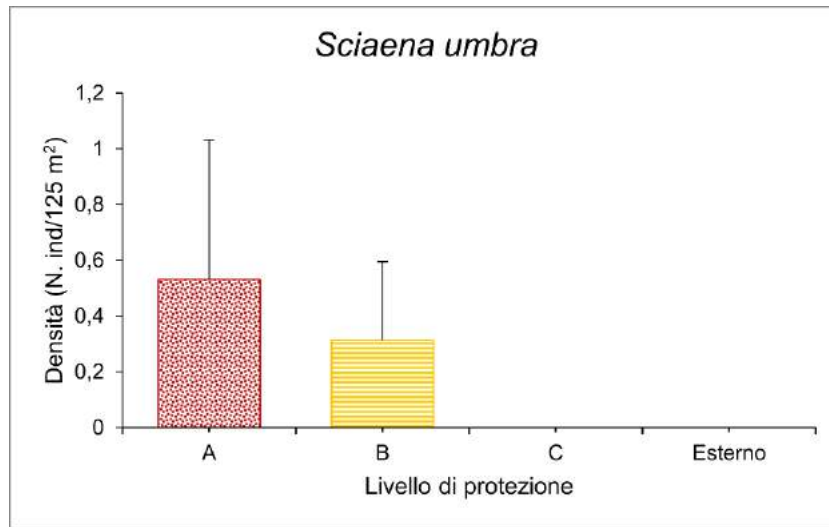


Fig. 3.1.7. Densità (media±ES) della corvina nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

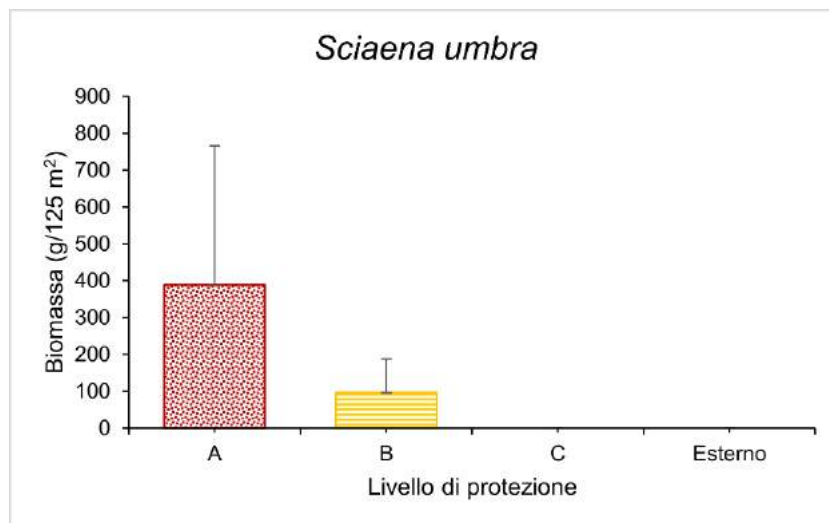


Fig. 3.1.8. Biomassa (media±ES) della corvina nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

La distribuzione di taglia della corvina (Fig. 3.1.9) mostra chiaramente come le taglie tendano ad essere più elevate in zona A rispetto alla zona B dell'AMP. In zona A, infatti, sono stati riscontrati individui di taglia massima e modale più elevata (40 cm) rispetto a quelli censiti in zona B (30 cm).

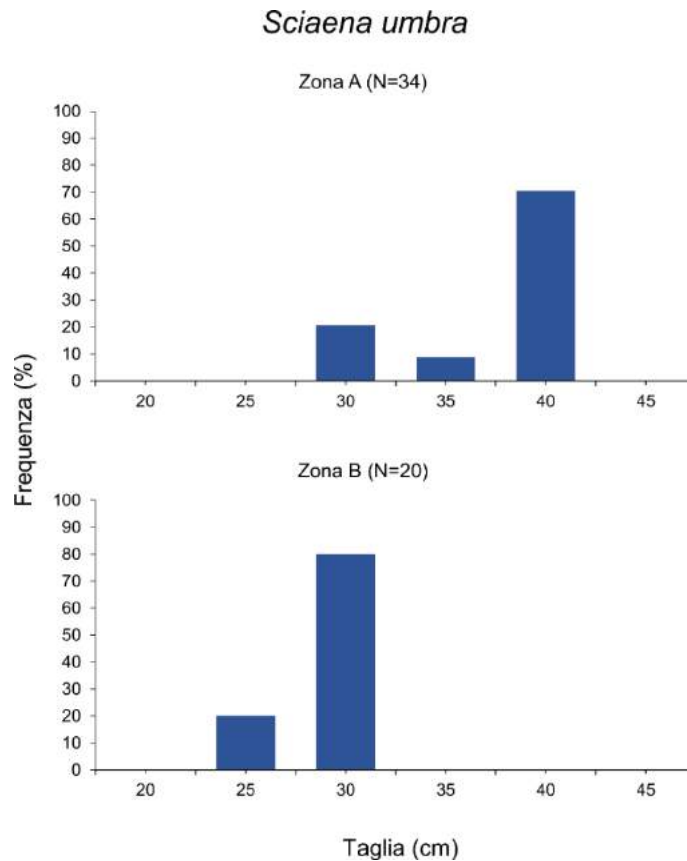


Fig. 3.1.9: distribuzione di taglia della corvina nelle due tipologie di zona (A, B) in cui è stata censita.

La densità e la biomassa del sarago maggiore, *Diplodus sargus*, hanno mostrato valori simili nelle zone A e B, che a loro volta sono risultati più elevati di quelli registrati in zona C e all'esterno dell'AMP (Fig. 3.1.10, Fig. 3.1.11). Le analisi formali non hanno, tuttavia, evidenziato differenze significative tra zone né in termini di densità (Tab. A9, in appendice), né di biomassa (Tab. A10, in appendice).

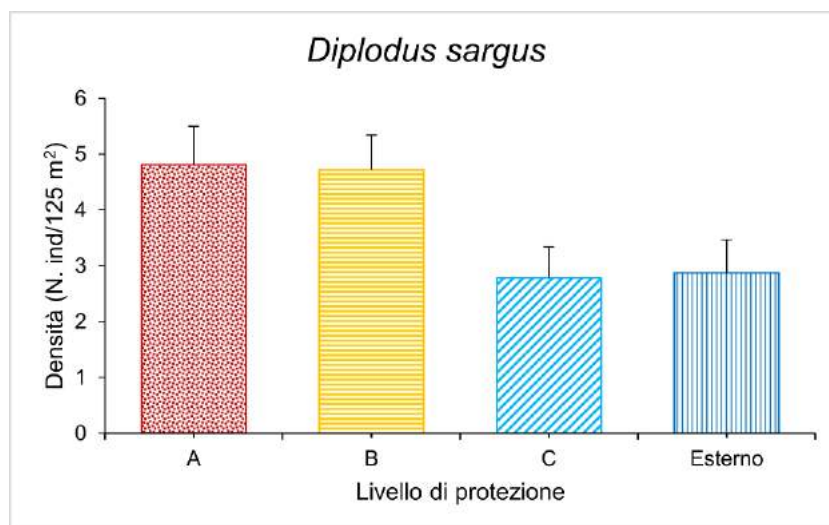


Fig. 3.1.10. Densità (media±ES) del sarago maggiore nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

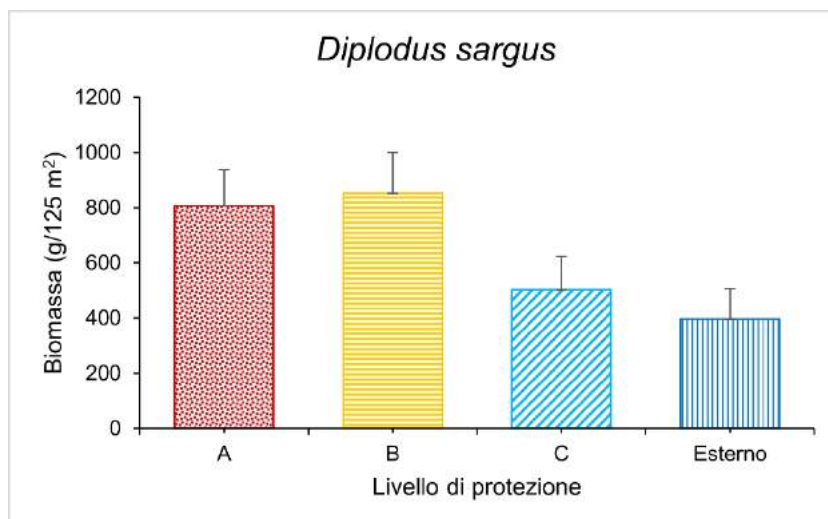


Fig. 3.1.11. Biomassa (media±ES) del sarago maggiore nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

Per quel che concerne la distribuzione di taglia del sarago maggiore, la classe modale è risultata essere simile nelle zone A, B e C (18-20 cm), mentre è risultata leggermente maggiore nelle aree esterne all'AMP (24 cm). La taglia massima è stata censita in zona B (40 cm) e a seguire in zona C, A ed all'esterno, con valori pari a 36, 34 e 32 cm, rispettivamente. Le distribuzioni di taglia mostrano una leggera tendenza alla diminuzione della frequenza degli individui di taglia superiore ai 24 cm al diminuire del livello di protezione (dalla zona A verso l'esterno) (Fig. 3.1.12).

Diplodus sargus

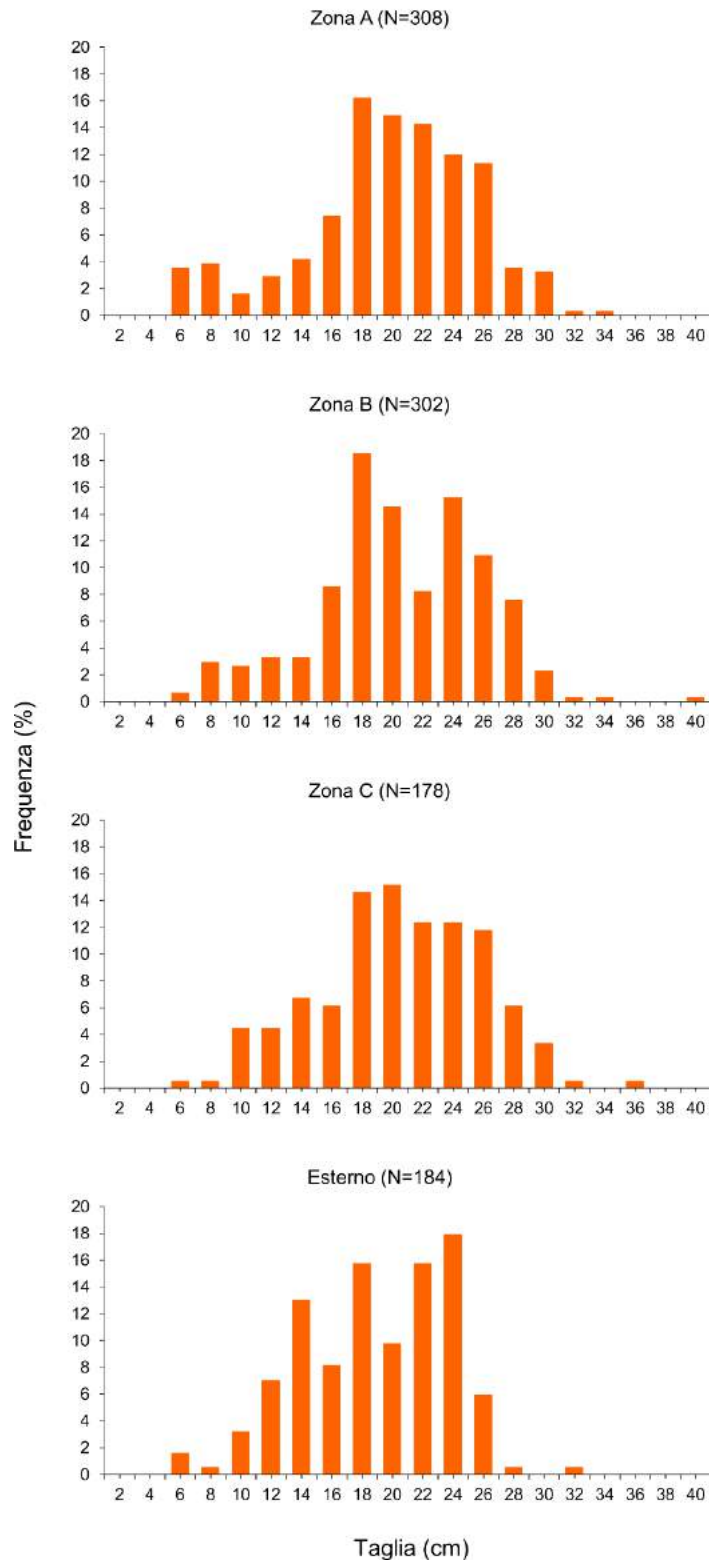


Fig. 3.1.12: distribuzione di taglia del sarago maggiore nelle 4 tipologie di zona (A, B, C ed esterno).

Per quanto riguarda la densità e la biomassa del sarago testa nera, *Diplodus vulgaris*, i valori più elevati sono stati registrati in zona B, seguiti nell'ordine da quelli osservati in zona A e C. I valori più bassi di densità e biomassa sono stati registrati all'esterno dell'AMP (Fig. 3.1.14, Fig. 3.1.15). Le

analisi formali non hanno evidenziato differenze significative tra zone, nonostante, per quanto concerne i dati di biomassa, la differenza tra livelli di protezione sia risultata statisticamente vicina alla significatività (Tab. A11, Tab. A12, in appendice).

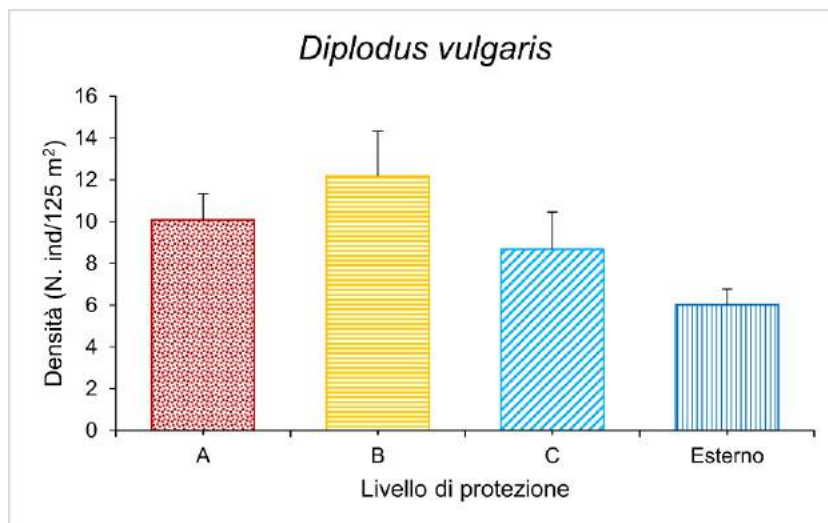


Fig. 3.1.14. Densità (media±ES) del sarago testa nera nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

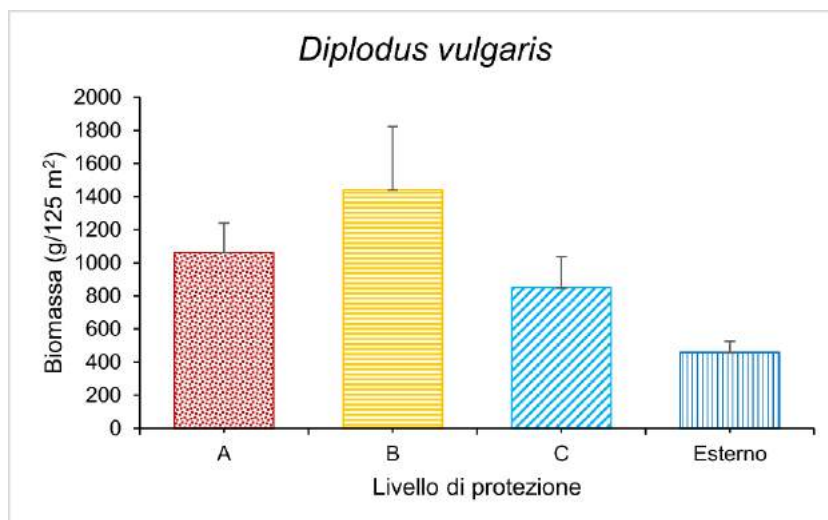


Fig. 3.1.15. Biomassa (media±ES) del sarago testa nera nelle diverse tipologie di zona (*pooling* tra località e tempi). I livelli di protezione relativi alle diverse 'zone' sono riportati in ordine di protezione decrescente (da sinistra verso destra).

Per quel che concerne la distribuzione di taglia del sarago testa nera, la classe modale registrata in zona A (22 cm) è risultata leggermente superiore a quella osservata nelle zone B, C (20 cm) e nelle aree esterne (18 cm). Le distribuzioni di taglia mostrano una progressiva e generale diminuzione della frequenza degli individui di taglia superiore ai 24 cm in relazione ad un livello di protezione decrescente (da zona A verso l'esterno) (Fig. 3.1.16).

Diplodus vulgaris

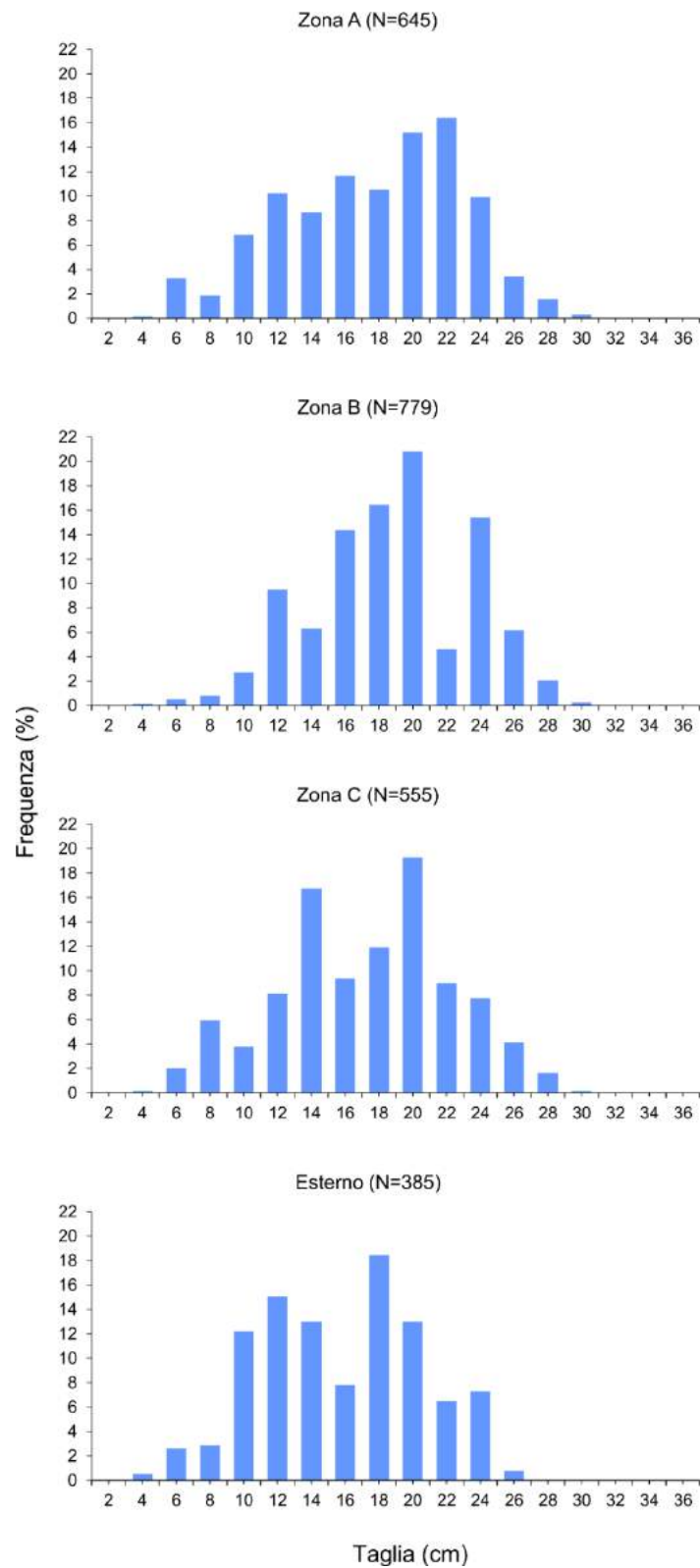


Fig. 3.1.16: distribuzione di taglia del sarago maggiore nelle 4 tipologie di zona (A, B, C ed esterno).

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. Essendo assente all'esterno dell'AMP, non è stato possibile condurre l'analisi sui dati relativi alla corvina.

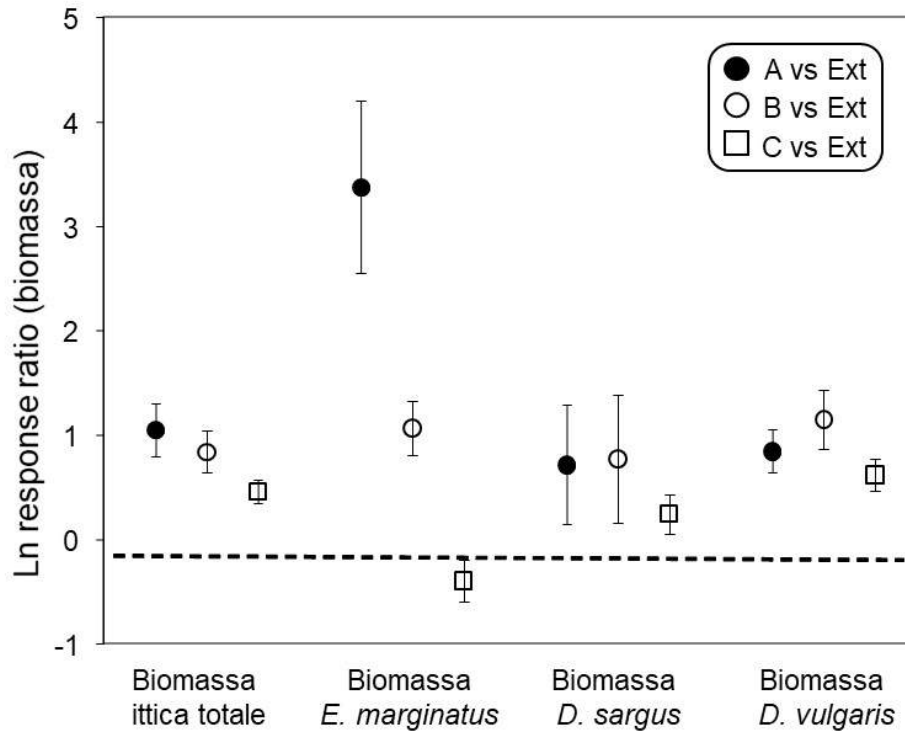


Fig. 3.2.1: risposta generale della fauna ittica ai diversi livelli di protezione (A, B, C) rispetto all'esterno dell'AMP (Ext=controllo) in termini di biomassa (misurata come rapporto del logaritmo naturale). Le barre indicano gli intervalli di confidenza al 95%.

Il risultato più evidente di tale analisi è la tendenza generale dei valori medi di biomassa ittica totale, della cernia bruna, del sarago maggiore e del sarago testa nera, i quali sono risultati maggiori in zona A, B e C rispetto alla condizione di controllo fuori dai confini dell'AMP. La sola eccezione è rappresentata dalla cernia bruna relativamente alla mancanza di differenza tra i valori stimati in zona C ed esterno. Per la biomassa della cernia bruna, in particolare, è chiaro e lampante il gradiente in funzione del livello di protezione. Le differenze riscontrate sono statisticamente significative 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 osservazioni sulla fauna ittica

Degno di nota è il *record* di un esemplare di cernia rossa, *Mycteroperca rubra*, in zona A (Punta Mesco). Questa specie è piuttosto rara in Mar Ligure, anche se vi sono crescenti evidenze, come la

recente segnalazione presso il Promontorio di Portofino (comunicazione personale di V. Capanera), che sia in procinto di colonizzare il settore settentrionale del Mediterraneo occidentale. La cernia rossa raggiunge taglie massime inferiori a quelle della cernia bruna ed è più frequente osservarla nuotare in colonna d'acqua, ma resta comunque molto vulnerabile a tecniche di pesca come il *vertical jigging*, il palamito di fondo e la traina di profondità (oltre alla pesca sub che viene praticata comunque al di fuori delle AMP).

3.4 Altre specie di valore alieutico e conservazionistico

Durante i censimenti visivi della fauna ittica è stato previsto di censire 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.

La sola specie di macro-invertebrato censita è stata l'aragosta, *Palinurus elephas*, la cui taglia è stata valutata stimando *in situ* la lunghezza del carapace.

Relativamente al numero e alla taglia delle aragoste censite durante i transetti, un totale di 8 aragoste, con un carapace lungo 10-25 cm ed un'età stimata di alcune decine di anni, è stato registrato presso la zona A di Capo di Montenero durante la sola campagna di giugno 2021.

Sono state inoltre annotate anche le aragoste avvistate al di fuori dei transetti, cioè quelle in cui ci si è imbattuti durante gli spostamenti in immersione, che sono risultate essere nel complesso pari a 6 in AMP e 2 al di fuori.

Contando, quindi, le aragoste censite nei transetti e quelle avvistate in immersione al di fuori dei transetti, ne scaturisce un totale complessivo pari a 14 esemplari registrati in AMP e 2 al di fuori dei suoi confini, in aree quindi aperte a ogni forma di prelievo consentita dalla legge nazionale.

3.5 Attrezzi da pesca persi

Parallelamente al censimento della fauna ittica sono state raccolte anche informazioni circa la presenza di attrezzi da pesca persi (es., lenze, sagole, pezzi di rete e aste di fucile da pescasub) e altri attrezzi atti all'ancoraggio, quali cime, catene, grilli e ancore.

Il numero totale di attrezzi da pesca reperiti nel sublitorale roccioso nell'arco delle due campagne di campionamento è risultato essere piuttosto limitato e pressoché simile per tutti i livelli di protezione: 5 in zona A, 5 in zona B, 4 in zona C e 3 all'esterno dell'AMP (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	
Lenza	3	2	3	1
Tremaglio		1		
Palangaro	1	1		1
Asta fucile sub	1			1
Totale attrezzi censiti	5	5	4	3

Da notare che sono state rinvenute due aste per fucile oleopneumatico: una, caratterizzata da incrostazioni, è stata raccolta in zona A (indice di pesca illegale, essendo la pesca subacquea vietata in tutta l'AMP), mentre l'altra è stata trovata all'esterno dell'AMP.

Salvo due cime, non sono stati rilevati altri attrezzi atti all'ancoraggio, quali catene, grilli o ancore.

3.6 Stampa, comunicazione e disseminazione

Lo studio dell'ER presso l'AMP Cinque Terre è stato oggetto di un articolo comparso su "Il Secolo XIX" in data 28 Luglio 2021, mentre è in progetto la stesura, nei prossimi mesi, di un *paper* da pubblicare su una rivista scientifica internazionale.

4. Conclusioni e suggerimenti per la gestione

Questa indagine ha permesso di fornire indicazioni di effetto riserva (ER) presso l'AMP Cinque Terre, sebbene non per tutte le variabili indagate. Nello specifico:

- All'interno dell'AMP sono stati censiti tra 39 e 43 *taxa* della fauna ittica (in relazione alla tipologia di zona: A, B, C) contro i 33 censiti 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 che garantisce; 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 densità e biomassa (analisi multivariate) non ha mostrato differenze sostanziali in funzione del livello di protezione, probabilmente a causa di un'elevata variabilità temporale e spaziale;

- I valori medi di densità e biomassa totale della fauna ittica hanno mostrato un chiaro gradiente tra le quattro tipologie di zona (zone A, B, C ed esterno), seppur le differenze non siano risultate statisticamente significative. Ciò fornisce una prima indicazione di un generale ER non limitato alla zona A, ma esteso anche alle zone B e C, dove densità e biomassa totale della fauna ittica hanno mostrato valori superiori ai controlli al di fuori dell'AMP;
- La biomassa si conferma una variabile particolarmente importante nell'evidenziare la risposta della fauna ittica alla protezione. Tale variabile biologica, infatti, riflette meglio le differenze di taglia degli esemplari delle specie *target* (in generale più grandi in zona A), essendo gli individui di taglia più grande quelli maggiormente impattati dalla pesca. Nel presente studio, in ogni caso, l'ER è stato osservato anche in termini di densità totale della fauna ittica;
- Le quattro specie *target* qui usate come indicatori dell'ER (cernia bruna, corvina, sarago maggiore e sarago testa nera) hanno mostrato due *pattern* differenti. Cernia bruna e corvina evidenziano un chiaro ER in funzione del livello di protezione per tutte le variabili considerate (densità, biomassa e distribuzione di taglia). Per i due saraghi resta una tendenza positiva tra livello di protezione e 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 un chiaro ER in termini di relazione tra biomassa (sia totale, sia delle specie *target*) e livello di protezione;
- Il *record* di cernia rossa, *Mycteroperca rubra*, in zona A (Punta Mesco) suggerisce di prendere in considerazione la possibilità di vietarne il prelievo (e.g., attraverso l'integrazione di questa specie nella lista delle specie vietate all'interno del Disciplinare integrativo al REO), soprattutto nel caso in cui questa specie carismatica (predatore di alto livello trofico come tutte le cernie) dovesse in futuro consolidare la sua presenza ed aumentare in densità di popolazione;
- L'osservazione di grandi esemplari di aragosta in zona A potrebbe essere frutto dell'efficacia della protezione nell'area di indagine, così come della presenza di *habitat* appropriato per la specie, particolarmente nella zona A di Montenero, sito tradizionalmente ritenuto idoneo per la pesca dell'aragosta dai pescatori locali;
- La presenza di un numero limitato di attrezzi da pesca persi nelle zone a diverso livello di protezione potrebbe essere indicatrice di una pressione di pesca ricreativa e artigianale relativamente contenuta, sebbene si possano segnalare eventi di pesca illegale in AMP (anche in zona A) testimoniati dagli attrezzi abbandonati.

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 *target*, in condizioni di crescente protezione (massima in zona A). Se reso continuativo e sistematico, un tale monitoraggio della fauna ittica sarà essenziale

non solo per ottimizzare la *performance* dell'AMP Cinque Terre, ma anche, in un più ampio quadro nazionale, 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>
- 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>.
- 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.

- 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.
- 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 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	13850	4616,8	0,97116	0,5110
TI	1	14684	14684	7,5162	0,0157
LO(ZO)	4	18302	4575,5	2,3421	0,0270
ZOxTI	3	6570,2	2190,1	1,121	0,3975
LO(ZO)xTI	4	7814,5	1953,6	1,3588	0,0865
Res	240	3,45E+05	1437,8		
Total	255	4,06E+05			

Tab. A2. 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	24114	8038,2	1,4	0,1979
TI	1	17616	17616	7,488	0,0082
LO(ZO)	4	18954	4738,4	2,0141	0,0414
ZOxTI	3	8050,3	2683,4	1,1406	0,3741
LO(ZO)xTI	4	9410,3	2352,6	1,2348	0,1286
Res	240	4,57E+05	1905,2		
Total	255	5,35E+05			

Tab. A3. PERMANOVA univariata condotta su dati di densità 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	3,58E+05	1,19E+05	1,5638	0,2804
TI	1	2,39E+05	2,39E+05	39,4060	0,0066
LO(ZO)	4	1,87E+05	4,67E+04	7,7006	0,0373
ZOxTI	3	1,01E+05	33519	5,5295	0,0738
LO(ZO)xTI	4	2,42E+04	6,06E+03	0,3341	0,8601
Res	240	4,35E+06	18142		
Total	255	5,26E+06			

Tab. A4. PERMANOVA univariata 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	1,17E+09	3,91E+08	2,7595	0,1088
TI	1	1,11E+09	1,11E+09	66,98	0,0057
LO(ZO)	4	2,77E+08	6,94E+07	4,1884	0,1021
ZOxTI	3	2,35E+08	7,83E+07	4,7314	0,0896
LO(ZO)xTI	4	6,62E+07	1,66E+07	0,31282	0,8817
Res	240	1,27E+10	5,29E+07		
Total	255	1,56E+10			

Tab. A5. 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	3,043	1,0143	1,5978	0,2398
TI	1	1,1289	1,1289	9,9655	0,0364
LO(ZO)	4	2,1406	0,53516	4,7241	0,0687
ZOxTI	3	0,51172	0,17057	1,5057	0,3166
LO(ZO)xTI	4	0,45312	0,11328	0,74614	0,5689
Res	240	36,438	0,15182		
Total	255	43,715			

Tab. A6. 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	2.69E+07	8.96E+06	1.1956	0.2530
TI	1	7.88E+06	7.88E+06	2.7243	0.1719
LO(ZO)	4	1.98E+07	4.95E+06	1.7098	0.0830
ZOxTI	3	1.49E+07	4.96E+06	1.7153	0.2412
LO(ZO)xTI	4	1.16E+07	2.89E+06	2.5365	0.0239
Res	240	2.74E+08	1.14E+06		
Total	255	3.55E+08			

Tab. A7. PERMANOVA condotta su dati di densità della corvina nell'infralitorale roccioso.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	12,922	4,3073	0,94426	0,4346
TI	1	8,2656	8,2656	1,8304	0,2522
LO(ZO)	4	24,313	6,0781	1,346	0,3092
ZOxTI	3	9,7969	3,2656	0,72318	0,5982
LO(ZO)xTI	4	18,062	4,5156	0,85251	0,6846
Res	240	1271,3	5,2969		
Total	255	1344,6			

Tab. A8. PERMANOVA condotta su dati di biomassa della corvina nell'infralitorale roccioso.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	6,49E+06	2,16E+06	0,98493	0,3811
TI	1	3,27E+06	3,27E+06	1,4392	0,2943
LO(ZO)	4	1,03E+07	2,56E+06	1,128	0,2877
ZOxTI	3	5,82E+06	1,94E+06	0,8536	0,5455
LO(ZO)xTI	4	9,09E+06	2,27E+06	0,93986	0,5758
Res	240	5,80E+08	2,42E+06		
Total	255	6,15E+08			

Tab. A9. 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	240,81	80,271	0,96634	0,5089
TI	1	540,56	540,56	50,802	0,0054
LO(ZO)	4	297,56	74,391	6,9912	0,0444
ZOxTI	3	59,063	19,688	1,8502	0,2804
LO(ZO)xTI	4	42,563	10,641	0,49102	0,7443
Res	240	5200,9	21,67		
Total	255	6381,4			

Tab. A10. 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	9,73E+06	3,24E+06	1,2904	0,3701
TI	1	1,93E+07	1,93E+07	16,482	0,0173
LO(ZO)	4	1,18E+07	2,95E+06	2,5118	0,2042
ZOxTI	3	1,42E+06	4,73E+05	0,40337	0,7489
LO(ZO)xTI	4	4,70E+06	1,17E+06	1,2458	0,2956
Res	240	2,26E+08	9,42E+05		
Total	255	2,73E+08			

Tab. A11. PERMANOVA condotta su dati di densità del sarago testa nera nell'infralitorale roccioso.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	1281,1	427,04	2,2695	0,1508
TI	1	390,06	390,06	3,9135	0,1239
LO(ZO)	4	786,19	196,55	1,9719	0,2706
ZOxTI	3	106,63	35,542	0,35659	0,7812
LO(ZO)xTI	4	398,69	99,672	0,62361	0,6589
Res	240	38359	159,83		
Total	255	41322			

Tab. A12. PERMANOVA condotta su dati di biomassa del sarago testa nera nell'infralitorale roccioso.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZO	3	3,23E+07	1,08E+07	3,8435	0,0592
TI	1	1,50E+07	1,50E+07	3,9469	0,1232
LO(ZO)	4	3,12E+06	7,79E+05	0,20561	0,9151
ZOxTI	3	9,04E+06	3,01E+06	0,7952	0,5707
LO(ZO)xTI	4	1,52E+07	3,79E+06	1,084	0,3764
Res	240	8,39E+08	3,49E+06		
Total	255	9,13E+08			