

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

Dipartimento di Ecologia e Sviluppo Economico Sostenibile  
(DECOS)

CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA  
*ECOLOGIA E GESTIONE DELLE RISORSE BIOLOGICHE*  
XXI CICLO

**L'EFFETTO RISERVA SULLA FAUNA ITTICA  
COSTIERA: ABBONDANZA, DISTRIBUZIONE E  
SVILUPPO DI TEST COMPORTAMENTALI**

s.s.d.: BIO/07

Coordinatore: Prof.ssa ROBERTA CIMMARUTA

Firma .....

Tutor: Dott. PAOLO DOMENICI

Firma .....

Dottorando: GIUSEPPE DE LUCIA

Firma: .....



*Dedico questo lavoro*

*alla mia famiglia*

## RIASSUNTO

La tesi ha per scopo lo studio degli effetti della presenza di riserve marine sull'ecologia e il comportamento della fauna ittica. Lo studio è stato svolto in tre differenti aree marine protette di tre paesi del Mediterraneo occidentale: Italia, Francia e Spagna. Il sito italiano ha riguardato l'area marina protetta Penisola del Sinis – Isola di Mal di Ventre, nella Sardegna centro occidentale, dove è stato condotto uno studio sulle densità e sulla distribuzione delle classi di taglia confrontando zone interne ed esterne alla riserva. In Francia lo studio è stato svolto nella riserva marina di Bonifacio, a sud della Corsica, dove è stato testato, a livello comportamentale, il rapporto preda-predatore confrontando zone protette e non protette. Nello specifico, con l'utilizzo di telecamere ad alta velocità, che permettono di lavorare ad una finissima scala temporale, è stato possibile testare la risposta di fuga in due differenti specie (*Gobius bucchichi*, *Mullus surmuletus*), mostrando pattern comportamentali differenti in zone a differente grado di tutela. Nel sito spagnolo il lavoro è stato svolto nella riserva marina di Cabo de Palos, nella regione della Murcia, dove è stata testata l'attività spontanea di diverse specie ittiche in zone frequentate da un imponente numero di subacquei e in zone a tutela integrale, mostrando modelli comportamentali differenti tra le diverse zone e tra le diverse specie esaminate. I risultati mostrano che è possibile testare l'effetto riserva anche considerando variabili comportamentali anche se, ovviamente, questo aspetto dovrà essere confortato da ulteriori studi. Approcci comportamentali sono un prezioso aiuto per l'ente gestore di una riserva marina che ha elementi nuovi per confermare o rafforzare azioni già intraprese di tutela delle risorse ittiche. Inoltre, sono un valido aiuto nella gestione delle attività cosiddette a “impatto zero” o ludiche che proprio in questi ultimi anni stanno aumentando nelle aree marine. Il concetto che a deturpare una risorsa non è solo il prelievo, ma anche una fruizione sbagliata della stessa, rappresenta una nuova visione nella gestione delle riserve marine.



## ABSTRACT

The aim of this work is the analysis of the effects of Marine Reserves on the ecology and behavior of ichthyofauna. The study was carried out in three Marine Protected Areas (MPAs) of the Western Mediterranean countries: Italy, France and Spain. The study area was the “Penisola del Sinis – Isola di Mal di Ventre” MPA (Central-Western Sardinia, Italy). A study on density and distribution of fishes was carried out by compare areas inside and outside the MPA. In France the study was conducted in the Marine Reserve of Bonifacio (southern Corsica). The anti-predator behaviour was tested by comparing protected and unprotected areas. The utilization of a high speed camera allowed to analyze the escape response of two different species (*Gobius bucchichi* and *Mullus surmuletus*) at high temporal resolution. The results showed different behavioural patterns in areas with different protection levels. In the Cabo de Palos MPA (Murcia, Spain), the spontaneous activity of shallow ichthyofauna was monitored. Diving activity was tested in different sites (Diving vs. No-Diving) with the use of remote video cameras.

The results revealed that it was possible to test the Reserve effect by considering also behavioral variables. Behavioral approaches are very interesting for the managing body of a Marine Reserve, since it can provide new evidence to confirm or reinforce actions already taken for the conservation of marine resources. Moreover, these approaches provide a useful tool for the management of the activity at No-impact sites that have been increasing in the last years in MPAs. In order to manage MPAs effectively, it is important to consider the way MPAs are utilized, in addition to their effects on the fauna. This concept represents a new approach to the management of MPAs.

## **RINGRAZIAMENTI**

Un ringraziamento particolare va a Massimiliano, Angelo e Paolo che hanno saputo consigliarmi e seguirmi in questo percorso.

Ringrazio Stefania per il contributo alla stesura del lavoro durante gli ultimi mesi, per la passione e la pazienza infinite.

Per la campagna di monitoraggio nel Sinis i ringraziamenti vanno a quanti mi hanno aiutato e supportato nel lavoro: Andrea C., Stefania, Andrea S. e in modo particolare a Giorgio per il lavoro insieme e per la produzione di carte tematiche e per l'implementazione del GIS dell'Area Marina.

Per le attività svolte a Lavezzi voglio ringraziare Hakan e Nicola che mi hanno aiutato nel lavoro, Jean Michel che ci ha fatto da guida e da sostegno a Bonifacio.

Per il lavoro svolto a Cabo de Palos ringrazio Josè per l'aiuto nell'impostazione del lavoro, Fabio per avermi supportato in tutti gli aspetti dell'indagine, tutto lo staff della Riserva (Carlos, Josè, Manuel) che ci hanno seguiti nel lavoro come nel “dopo lavoro”.

Infine ringrazio i miei genitori che mi hanno aiutato in tutti questi anni di studio e di lavoro.

# INDICE

|                                                                                                                                               |        |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| RIASSUNTO .....                                                                                                                               | 4      |
| ABSTRACT.....                                                                                                                                 | 5      |
| RINGRAZIAMENTI.....                                                                                                                           | 6      |
| INDICE.....                                                                                                                                   | 7      |
| INTRODUZIONE .....                                                                                                                            | 9      |
| RISERVE MARINE .....                                                                                                                          | 10     |
| EFFETTO RISERVA .....                                                                                                                         | 12     |
| TURISMO SOSTENIBILE .....                                                                                                                     | 13     |
| PROBLEMATICHE DI GESTIONE DI UNA RISERVA .....                                                                                                | 14     |
| OBIETTIVI.....                                                                                                                                | 15     |
| <br>STRUTTURA DEI POPOLAMENTI ITTICI NELL'AREA MARINA<br>PROTETTA DEL SINIS .....                                                             | <br>18 |
| INTRODUZIONE .....                                                                                                                            | 19     |
| Il <i>Visual census</i> .....                                                                                                                 | 20     |
| Scopo del lavoro .....                                                                                                                        | 23     |
| Area di Studio: AMP Sinis .....                                                                                                               | 23     |
| MATERIALI E METODI .....                                                                                                                      | 28     |
| Effetto riserva .....                                                                                                                         | 29     |
| Effetto zonizzazione .....                                                                                                                    | 30     |
| Video transetti.....                                                                                                                          | 31     |
| Metodologie di analisi .....                                                                                                                  | 34     |
| Produzione di carte tematiche.....                                                                                                            | 34     |
| RISULTATI.....                                                                                                                                | 35     |
| Effetto Riserva .....                                                                                                                         | 35     |
| Effetto Zonizzazione.....                                                                                                                     | 42     |
| Distribuzione delle classi di taglia.....                                                                                                     | 46     |
| Nuove specie censite.....                                                                                                                     | 51     |
| DISCUSSIONI.....                                                                                                                              | 53     |
| <br>RISPOSTA DI FUGA IN <i>MULLUS SURMULETUS</i> E <i>GOBIUS</i><br><i>BUCCHICHI</i> NELLA RISERVA NATURALE DELLE BOCCHE DI<br>BONIFACIO..... | <br>58 |
| INTRODUZIONE .....                                                                                                                            | 59     |
| Pesca sportiva subacquea.....                                                                                                                 | 60     |

|                                                                                                                                          |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| La risposta di fuga.....                                                                                                                 | 62  |
| Area di Studio: Riserva Marina di Bonifacio .....                                                                                        | 66  |
| MATERIALI E METODI .....                                                                                                                 | 71  |
| Telecamera ad alta velocità.....                                                                                                         | 74  |
| Metodologie di analisi .....                                                                                                             | 79  |
| RISULTATI.....                                                                                                                           | 80  |
| DISCUSSIONE .....                                                                                                                        | 83  |
|                                                                                                                                          |     |
| EFFETTO DELL'ATTIVITÀ SUBACQUEA SUL COMPORTAMENTO<br>DELLE SPECIE ITTICHE NEI SITI DI IMMERSIONE DELLA<br>RISERVA DI CABO DE PALOS ..... | 86  |
| INTRODUZIONE .....                                                                                                                       | 87  |
| Turismo subacqueo .....                                                                                                                  | 89  |
| Area di studio: Riserva Marina di Cabo de Palos.....                                                                                     | 91  |
| MATERIALI E METODI .....                                                                                                                 | 96  |
| Sistema laser .....                                                                                                                      | 101 |
| Metodologie di analisi .....                                                                                                             | 103 |
| RISULTATI.....                                                                                                                           | 105 |
| DISCUSSIONE .....                                                                                                                        | 112 |
| CONCLUSIONI GENERALI .....                                                                                                               | 115 |
| BIBLIOGRAFIA .....                                                                                                                       | 121 |

## INTRODUZIONE

In tutto il Mediterraneo, da qualche decennio, sono state costituite diverse riserve marine. La protezione del mare e delle coste è la risposta ad uno sfruttamento sempre crescente della fascia costiera in tutto il bacino del Mediterraneo, dove la popolazione stabile continua a crescere (Badalamenti *et al.*, 2000). La fascia costiera rappresenta un'unità ambientale di notevole importanza per i fenomeni naturali, economici, sociali, culturali e storici siti in essa. Risulta caratterizzata da una moltitudine di attività, dalla pesca all'acquacoltura, al turismo balneare e nautico, alle attività portuali, industriali ed agricole, che entrano spesso in conflitto tra loro comportando, talora, gravi ripercussioni nei diversi settori interessati. I confini della fascia costiera non sono però facilmente delimitabili in quanto, se definiti in base a criteri fisici, biologici, chimici, ecologici, economici, culturali, urbanistici o amministrativi, raramente tendono a coincidere. Zunica (1987) la definisce “una fascia che corre lungo il mare, di profondità assai varia comprendente sempre quelle parti di territorio e di zona marina antistante che hanno fra loro diretti rapporti non solo geografici, ma anche economici e sociali”. La coscienza di una politica per la gestione della fascia costiera risale al secolo scorso e si fa riferimento al “*Coastal Zone Management Act*” del 1972, dove gli Stati Uniti normano la salvaguardia degli ambienti marini e costieri dallo sviluppo antropico. Le stesse preoccupazioni per la salvaguardia della fascia costiera vengono ribadite nella Conferenza di Rio de Janeiro nel 1992. In ambito comunitario si fa riferimento alla “Raccomandazione” del Consiglio dell'Unione Europea (2002) in riferimento alle zone costiere. La raccomandazione recita come sia “...di fondamentale importanza attuare una gestione delle zone costiere sostenibile a livello ambientale, equa a livello economico, responsabile a livello sociale, sensibile a livello culturale, per tutelare l'integrità di questa importante risorsa tenendo conto al tempo stesso delle attività e delle usanze tradizionali locali che non costituiscono una

minaccia per le zone naturali sensibili e per lo stato di preservazione delle specie selvatiche della fauna e della flora costiere”. Per quanto concerne il bacino del Mediterraneo la “Convenzione di Barcellona” ha approvato un nuovo protocollo relativo alla gestione integrata delle coste (2008), che risulta quindi il primo strumento internazionale per i paesi delle Nazioni Unite.

## ***RISERVE MARINE***

Le Riserve Marine sono istituite per tutelare le risorse biologiche sfruttate dall'uomo (Agardy, 1997; Palumbi, 2001). Gli obiettivi principali sono il ripristino delle condizioni naturali e il mantenimento della biodiversità. L'uso sostenibile delle risorse (Salme *et al.*, 1986), può essere definito come l'utilizzo degli ecosistemi e delle loro risorse biologiche in maniera razionale, limitandosi a prelevare una parte per la produzione e lasciando integra un'adequata quantità di organismi in grado di riprodursi e moltiplicarsi, secondo quanto previsto dall'Agenda 21, scaturita nel corso del vertice di Rio de Janeiro del 1992 (Conferenza delle nazioni Unite sull'Ambiente e lo Sviluppo). I benefici dell'istituzione delle Aree Marine sono rivolti alle specie e agli habitat che così sfuggono agli effetti deleteri dell'utilizzo non sostenibile delle attività, includendo ad esempio l'inquinamento ed altre fonti di degradazione, in favore dell'economia locale. Le Riserve Marine sono aree selezionate e disegnate secondo i principi di gestione di una rete ecologica e con lo scopo di mantenere i processi ecologici in essere (connettività, rappresentatività e replicazione degli habitat, protezione di zone di riproduzione, reclutamento e *nursery*). La prima area marina istituita in Mediterraneo è stata quella Francese del “*Parc National de Port-Cros*” nel 1963. Il crescente interesse per la conservazione delle risorse marine ha prodotto, negli ultimi decenni, un continuo incremento delle Aree Marine Protette (Allison *et al.*, 1998; Lubchenco *et al.*, 2003).

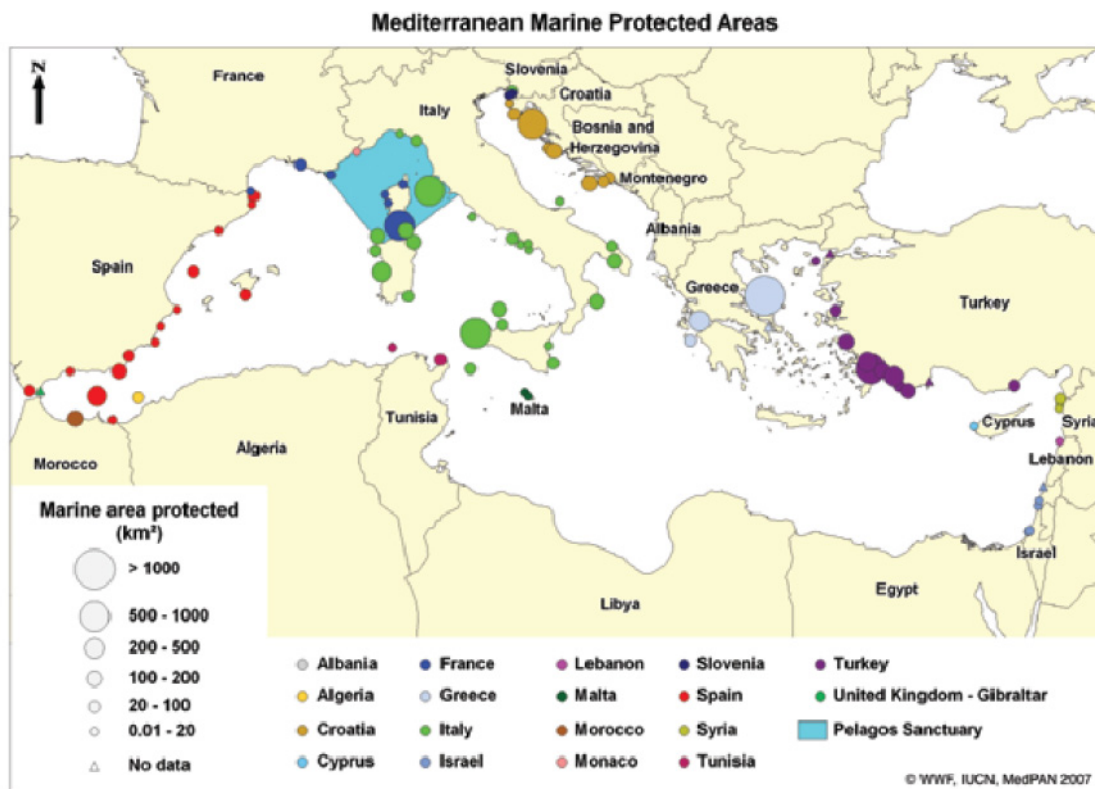
Le funzioni più importanti delle aree marine protette possono essere così riassunte (IUCN 1981):

- mantenimento della diversità genetica;
- conservazione delle aree di riproduzione;

- protezione delle aree ad elevata produttività biologica;
- mantenimento dei processi ecologici;

Con particolare attenzione a:

- ripristino, mantenimento ed incremento dei valori biologici ed ecologici perturbati da attività umane;
- promozione dell'uso sostenibile delle risorse, con speciale riguardo a quelle sovra o sottoutilizzate;
- monitoraggio, ricerca ed educazione all'utilizzo sostenibile delle risorse;
- forma di ricreazione e turismo compatibili;



**Figura 1** – Distribuzione delle Aree Marine Protette mediterranee. L'area relativa ad ogni riserva è mostrata in accordo con le differenti classi di grandezza, colori differenti sono nazioni differenti. (MedPan, 2007).

Generalmente in Mediterraneo le Aree Marine Protette (AMP; Figura 1) sono caratterizzate da zone a differente grado di tutela. Le Riserve Marine sono costituite da una zona “core” (“No take zone”) di riserva integrale, in genere piuttosto ristretta e racchiusa da una “Buffer zone” (riserva parziale) ed infine una zona di riserva generale

(*general protection*). Le attività umane sono regolamentate con modalità differenti tra le diverse zone di protezione e rispetto alle aree esterne all'AMP. Le zone di riserva integrale sono aree nelle quali tutte le forme di prelievo e di fruizione da parte dell'uomo sono proibite permanentemente (Allison *et al.*, 1998; Gell e Roberts, 2002).

## ***EFFETTO RISERVA***

Le Riserve Marine sono state istituite per gestire gli effetti del sovra sfruttamento degli stock (Agardy, 1997; Garcia-Charton e Perez-Ruzafa., 1999). Gli obiettivi principali, perseguiti proibendo o limitando le attività umane, sono il ripristino delle condizioni naturali preesistenti e il mantenimento della biodiversità marina, cui sono legati l'incremento della pesca costiera e la gestione delle attività turistiche (Pomeroy *et al.*, 2004). Molti studi hanno enfatizzato gli effetti di una riserva marina sulla componente ittica, comparando le “*target species*” sia a livello di biomassa che di densità dentro e fuori la riserva marina (Bell, 1983; Harmelin, 1987; Roberts e Polunin, 1991; Polunin e Roberts, 1993). Riguardo le risorse ittiche, l'aspettativa è che ci sia, a lungo termine, l'evidenza che la biomassa dello stock in riproduzione aumenti nelle aree di riserva aiutando la pesca nelle zone esterne (Alcala e Russ, 1990; Gell e Roberts, 2002) secondo il fenomeno dello *spill over*. Quando la densità di una popolazione è maggiore all'interno della riserva, ci si aspetta che la somma di movimenti *random* dei singoli individui produca una migrazione netta all'esterno della riserva (Rakitin e Kramer, 1996). Questo aspetto è stato proposto come beneficio potenziale delle riserve (Russ e Alcala, 1996) e ci si aspetta di ottenere un gradiente di abbondanza e di taglia media nei pressi dei confini della riserva.

I pesci sono il *taxon* di vertebrati marini maggiormente diversificati con un ruolo ecologico fondamentale dovuto alla loro elevata diversità, abbondanza e biomassa (Cognetti, 1999). Per questo motivo sono utilizzati negli studi strutturali di comunità in tutto il mondo ed in ogni tipo di habitat (Harmelin, 1987; Francour, 1997). La loro importanza biologica, unita alle buone conoscenze che si hanno sull'autoecologia delle specie, consente non soltanto uno studio strutturale ma anche un'interpretazione funzionale dei risultati ottenuti nei monitoraggi della biodiversità di questi organismi. Con il termine “effetto riserva” si intende l'insieme dei cambiamenti dell'ambiente



marino originati dalla riduzione degli impatti antropici (Boudouresque e Ribera, 1993). Con “effetto rifugio” si intende un aumento della densità e della taglia media delle specie ittiche nelle riserve marine (Chemello e Milazzo, 2003; Garcia-Charton *et al.*, 2000) ed è direttamente legato all’effetto cascata. Il prelievo di alcune specie potrebbe determinare (effetto cascata) il cambiamento delle densità di altre specie, che poi si ripercuote lungo la catena trofica. Lavori recenti mostrano che la diminuzione degli sparidi (predatori), dovuto al sovra sfruttamento, ha favorito l’aumento dei ricci di mare (prede), causando indirettamente delle zone di *overgrazing* (Guidetti e Sala, 2007; Hereu, 2005; Milazzo *et al.*, 2004).

Campagne di monitoraggio continue nel tempo permettono di verificare cambiamenti nella distribuzione della fauna ittica in relazione al grado di tutela, nelle stesse aree. La mancanza di studi precedenti all’istituzione di una riserva marina non permette di attuare confronti (*before/after*) al fine di valutare gli effetti prodotti dalla protezione. Proprio questa incapacità di valutare in modo univoco e quantitativo gli impatti delle attività antropiche sull’ecosistema marino, non ha sempre permesso una gestione ottimale delle Riserve Marine. L’utilizzo di alcune specie *target* potrebbe avere un ruolo chiave nella comprensione dei fattori che incidono maggiormente nei fenomeni di antropizzazione. In questo modo si pone l’attenzione solo su alcune variabili, semplificando di molto il lavoro di monitoraggio dell’intero sistema. Analizzando singolarmente i diversi fenomeni antropici che insistono lungo la fascia costiera sarà possibile scegliere *ad hoc* per ognuno di essi un proprio indicatore (gruppi funzionali, *phyla*, gruppi di specie, etc.). La scelta di un indicatore ha lo scopo di quantificare l’impatto e di valutare possibili soluzioni per porvi rimedio. Seguendo i principi di sostenibilità nella fruizione delle risorse, l’ente gestore ha il compito di regolamentare (o addirittura vietare) le attività antropiche non compatibili con i principi di istituzione di una riserva.

## ***TURISMO SOSTENIBILE***

Studi recenti mostrano che la frequentazione di aree protette da parte di turisti produce effetti sul comportamento spontaneo dei pesci (Milazzo *et al.*, 2005). Durante

le immersioni ricreative, i subacquei, spinti dai *diving*, portano con loro del cibo con lo scopo di attirare qualche curioso predatore. Tale fenomeno detto appunto “*feeding*” provoca un comportamento eccitatorio nei pesci che si avvicinano senza timore alcuno a chi offre loro del cibo, alterandone, di fatto, il loro naturale comportamento. Anche l’attività di alcune specie ittiche potrebbe essere alterata dalla presenza di pescatori sportivi subacquei (Guidetti *et al.*, 2008). Al contrario di quanto avviene per il *feeding*, si potrebbe ipotizzare che i pesci mostrino un comportamento evasivo nei confronti dell’uomo. Al sopraggiungere di un eventuale pericolo gli individui risultano più diffidenti rispetto alle loro normali abitudini. Lo studio dell’effetto riserva risulta quindi un fenomeno complesso poiché tanti sono i fattori utilizzati nella comprensione del funzionamento di una riserva che, a volte, producono risultati in controtendenza, determinando confusione nella gestione della riserva stessa.

### ***PROBLEMATICHE DÌ GESTIONE DÌ UNA RISERVA***

Il prelievo, lo stato delle risorse ittiche, la presenza e la distribuzione di specie protette sono le variabili più utilizzate nella gestione delle riserve. La pesca riduce le abbondanze delle popolazioni ittiche, in modo preferenziale rimuovendo le taglie maggiori e le classi di età maggiori, cambiando, in definitiva, la struttura in classi di età di una popolazione (Goñi, 1998). La cessazione o la riduzione della pesca promuove un incremento in abbondanza delle classi medie delle popolazioni che beneficiano della protezione (Bell, 1983; García-Rubies e Zabala, 1990; Francour, 1994; Dufour *et al.*, 1995; Harmelin *et al.*, 1995; Dugan e Davies, 1993; Jones *et al.*, 1999; Ferreira e Russ, 1995; Jennings *et al.*, 1995; McClanahan e Kaunda-Arara, 1996; Russ e Alcala, 1996). Inoltre, molti studi mostrano che le specie che più traggono vantaggio dalla regolamentazione della pesca nelle riserve marine sono quelle che raggiungono grandi dimensioni (e.g. Serranidae, Lutjanidae, Balistidae, Scaridae, Acanthuridae, Haemulidae) e quelle molto vulnerabili (PDT 1990; Roberts e Polunin 1993; Bohnsack, 1996). Altre specie possono non evidenziare questi effetti o addirittura mostrare quelli opposti (minori abbondanze, minore biomassa nella riserva) ma è il risultato di interazioni intraspecifiche.

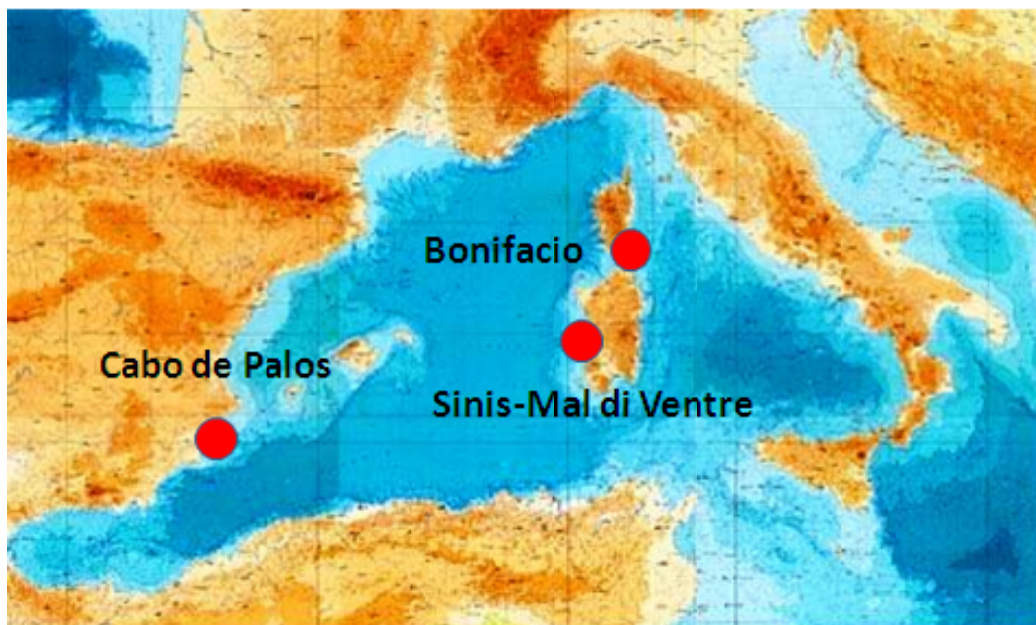
Le maggiori densità ottenute dalla protezione delle riserve producono un aumento della competizione intraspecifica e interspecifica che tende alla capacità di carico del sistema (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2000). C'è poi tutta una serie di effetti indiretti che a volte sono difficili da prevedere ma che assumono importanza fondamentale nella protezione e nel mantenimento della biodiversità in una riserva. Le cascate trofiche, ad esempio, rappresentano uno dei processi ecologici basati sulle interazioni tra preda/predatore e possono raggiungere fino a quattro livelli trofici in un ecosistema (Pinnegar *et al.*, 2000). Il trasferimento di energia può essere 'top-down' o 'bottom-up' (Menge, 2000). Il prelievo e lo sfruttamento di alcuni elementi funzionali dall'ecosistema possono determinare cambiamenti diretti ed indiretti al sistema stesso. Gli effetti della rimozione dei *top-predators*, ad esempio, produrrebbero nel sistema un'abbondanza di onnivori (Meyer, 2003). L'utilizzo di alcuni indicatori al fine di mostrare cambiamenti diretti nella fruizione della risorsa, è insufficiente se non vengono considerati anche gli effetti indiretti prodotti dalla fruizione stessa. È proprio per questi motivi che un approccio interdisciplinare volto alla comprensione e alla conoscenza di differenti punti di vista dovrà essere alla base di futuri discorsi volti alla gestione e alla tutela della fascia costiera.

## **OBIETTIVI**

Nell'ambito del progetto europeo Interreg IIIB Medocc-AMPAMED (2005-05.4.1-F-150) (*Le rôle des Aires Marines Protégées dans la gestion durable d'Activités économiques, telles que la pêche artisanale et le tourisme, en harmonie avec l'identité culturelle des régions de Méditerranée Occidentale*) sono stati svolti studi sulla fauna ittica sia a livello ecologico che comportamentale, in tre differenti aree marine protette, al fine di proporre una visione sistemica su differenti approcci di monitoraggio dell'effetto riserva. All'interno del progetto sono state inserite tre diverse riserve marine: AMP Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre; Riserva Marina di Bonifacio e Riserva Marina di Cabo de Palos (Figura 2), una per ogni nazione partner (Italia, Francia e Spagna). Ognuna di esse evidenzia delle peculiarità legate sia all'anno di

istituzione, sia al livello di gestione raggiunto che si ripercuotono sull'effettività della protezione.

## Mediterraneo Occidentale Area di studio



**Figura 2** – Cartina del bacino occidentale del Mar Mediterraneo dove sono segnate le tre Riserve Marine indagate (Cabo de Palos, Bonifacio e Sinis-Mal di Ventre).

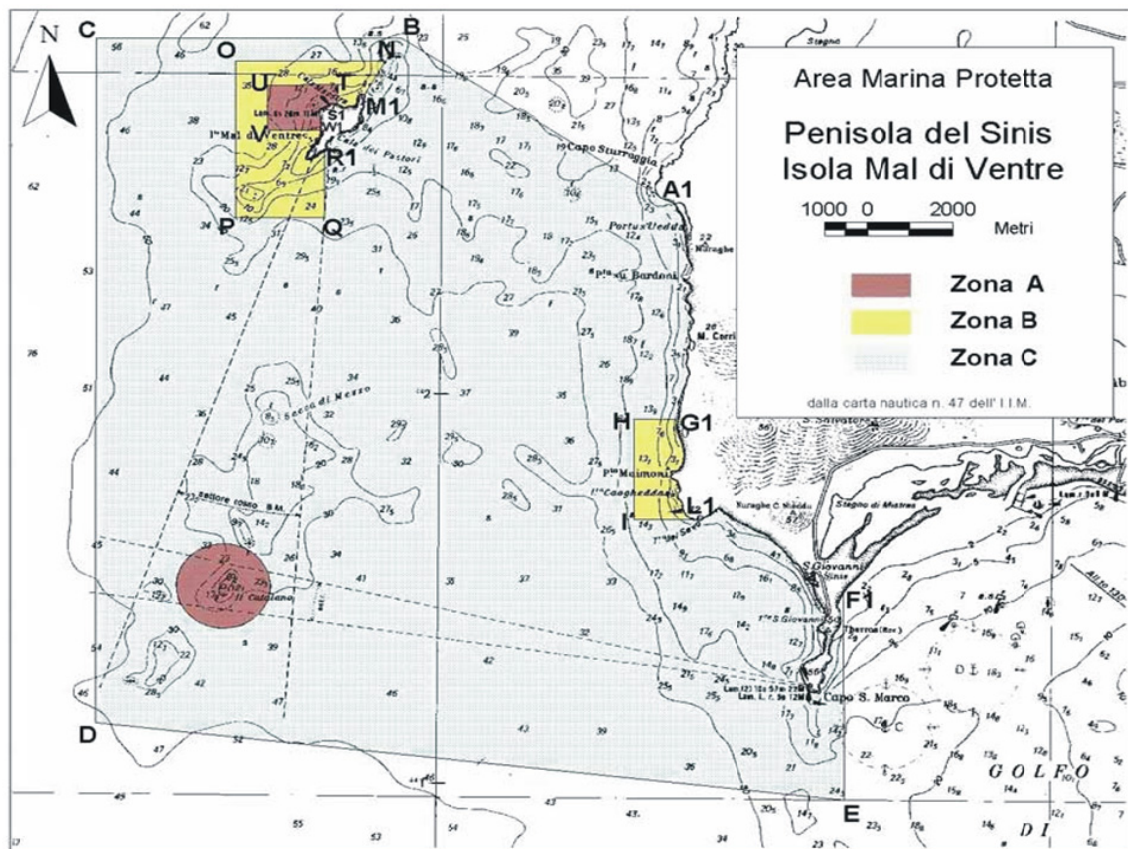
Per il caso del Sinis (Figura 2), un'area marina considerata giovane, sono scarsi i lavori a carattere ecologico ed, inoltre, non ci sono evidenze dell'effetto riserva. Lo studio svolto ha indagato la struttura dei popolamenti ittici considerando le densità e le biomasse e confrontandole con siti esterni di controllo. In via preliminare è stato considerato l'intero popolamento ittico, proprio per l'utilizzo dei video-transetti nella campagna di monitoraggio. L'assenza di personale destinato alla sorveglianza, con il conseguente problema del rispetto delle regole imposte, non ha permesso studi a carattere comportamentale nell'area.

Nella riserva di Bonifacio (Figura 2) sono numerosi i lavori sull'effetto riserva che hanno mostrato, nel tempo, un aumento sempre crescente delle densità e delle taglie delle specie (Serranidi, Labridi e Sparidi), inoltre il controllo e la guardiania risultano effettivi (Culioli *et al.*, 2003). Il crescente turismo degli ultimi anni si è riversato essenzialmente su due attività: quella delle immersioni ricreative e quella della pesca

sportiva subacquea. Proprio quest'ultima risulta peculiare per la riserva Francese e ben poco è stato studiato a livello comportamentale sull'impatto che tale attività provoca sulla fauna ittica. È stato sviluppato uno studio sul comportamento antipredatorio in due specie ittiche: la triglia di scoglio (*Mullus surmuletus*) considerata *target* per la pesca subacquea e il ghiozzo (*Gobius bucchichi*) utilizzata come specie di controllo.

La riserva Marina di Cabo de Palos (Figura 2) risulta mediamente piccola; da diversi anni studi e attività di monitoraggio hanno mostrato un reale effetto riserva. Il forte turismo subacqueo che caratterizza l'area ha dei picchi nel periodo estivo, ma conta su un'attività continua in tutto l'arco dell'anno. Diversi, infatti, sono i lavori proprio sulla valutazione dell'impatto del turismo subacqueo sugli organismi bentonici più fragili (Garcia-Charton e Perez-Ruzafa, 1999, 2003). La peculiarità dell'area ha permesso di testare l'impatto delle immersioni sul comportamento della fauna ittica nei confronti delle attività subacquee.

## STRUTTURA DEI POPOLAMENTI ITTICI NELL'AREA MARINA PROTETTA DEL SINIS



**Figura 3** – Carta batimetrica dell’Area Marina Protetta “Penisola del Sinis Isola di Maldiventre” con la rispettiva zonazione.

## ***INTRODUZIONE***

Studi effettuati in Mediterraneo dimostrano come la struttura dei popolamenti ittici varia a seconda del grado di protezione, in modo particolare nelle zone protette dalla pesca (Harmelin, 1987; García-Charton *et al.*, 1998, 2000; La Mesa e Vacchi, 1999). La variabilità spaziale e temporale dell'abbondanza delle popolazioni ittiche è attribuita a differenti fattori biotici e abiotici (Bell, 1983; Harmelin *et al.*, 1995; McGehee, 1994; García Charton *et al.*, 1998). Inoltre, ci sono altri fattori che incidono sull'abbondanza ittica e sono la struttura dell'habitat come numero di rifugi e la disponibilità di cibo (García Charton *et al.*, 2000), le differenze climatiche (Holbrook *et al.*, 1997), gli effetti della predazione (Hixon, 1991), la competizione intraspecifica (Sale, 1980), disturbi episodici (William e Walsh, 1983, Chabanet *et al.*, 1995), dinamiche larvali (Leis e McCormick, 2002) ed infine il reclutamento (Booth e Brosnan, 1995).

Le specie particolarmente favorite dalle misure di protezione sono considerate specie “nobili” (Francour, 1997): sono relativamente rare, raggiungono elevate taglie nelle AMP e per il Mediterraneo sono la cernia (*Epinephelus marginatus*), il dentice (*Dentex dentex*), la ricciola (*Seriola dumerili*), la corvina (*Sciaena umbra*), i saraghi (*Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Diplodus puntazzo*), i tordi (*Labrus merula*, *Labrus viridis*) e gli sciarrani (*Serranus cabrilla*, *Serranus scriba*). Studi recenti hanno posto particolare attenzione alle famiglie dei labridi e degli sparidi. L'importanza di questi gruppi risiede sia nell'elevata diversità a livello di specie che nel fatto che la maggior parte delle specie possa essere ascritta ad una classe della rete trofica marina compresa fra quella dei macro-invertebrati bentonici e quella dei grandi predatori bentopelagici. Queste caratteristiche hanno favorito lo sviluppo delle ricerche sulla struttura delle comunità dei pesci necto-bentonici del Mar Mediterraneo (Harmelin *et al.*, 1995; García-Charton e Pérez-Ruzafa, 1998; D'Anna *et al.*, 1999).



## II *Visual census*

Fin dal suo primo utilizzo alle Hawaii (Brock, 1954) e alle Bermuda (Bardach, 1959), il censimento visivo dei pesci mediante immersione con autorespiratore ad aria (A.R.A.) è stato utilizzato in tutti i mari, incluso il Mediterraneo (Harmelin-Vivien e Harmelin, 1975), come alternativa alle metodiche tradizionali quali attrezzi da pesca, anestetici (quinaldine) o veleni (rotenone) (Halford, 1994). La metodica di UVC (*Underwater Visual Census*) è stata sviluppata in Mediterraneo per investigare l'associazione tra i pesci e l'habitat (Harmelin, 1987; Guidetti, 2000; Bussotti *et al.*, 2002), l'organizzazione sociale e i *pattern* riproduttivi (Mazzoldi e De Girolamo, 1998; Verginella *et al.*, 1999), gli impatti umani (Guidetti *et al.*, 2003) e la distribuzione dei giovanili. Il *visual census* comprende una serie di tecniche di censimento visivo che consentono di ottenere informazioni qualitative e quantitative sulla fauna ittica.



**Figura 4** – Operatore subacqueo che acquisisce dati di rilevamento in campo su lavagnetta (Foto G.A. de Lucia).

La sua introduzione come metodica non distruttiva trova impiego essenzialmente all'interno delle riserve marine in modo da non alterare i popolamenti sottoposti a tutela



(Sale, 1980). Si distinguono generalmente metodi diretti (*snorkeling* e immersioni subacquee) e metodi indiretti (ROV – *Remote Operating Vehicle*).

Col proliferare delle aree protette il *visual census*, in particolare quello eseguito in immersione (Figura 4), sta acquisendo sempre maggiore diffusione, in virtù delle seguenti peculiarità:

- la metodica è relativamente facile da imparare ed è di rapida esecuzione;
- permette di lavorare con una grande quantità di variabili quali l'abbondanza relativa, la densità, le classi di taglia, la composizione in specie, la ricchezza in specie, i comportamenti individuali, i comportamenti di banco, l'utilizzo degli spazi e anche la biomassa, mediante l'uso di equazioni di conversione lunghezza/peso;
- la tecnica di lavoro risulta non distruttiva, particolarmente indicata per gli studi nelle AMP;

Esistono, tuttavia, alcuni aspetti negativi:

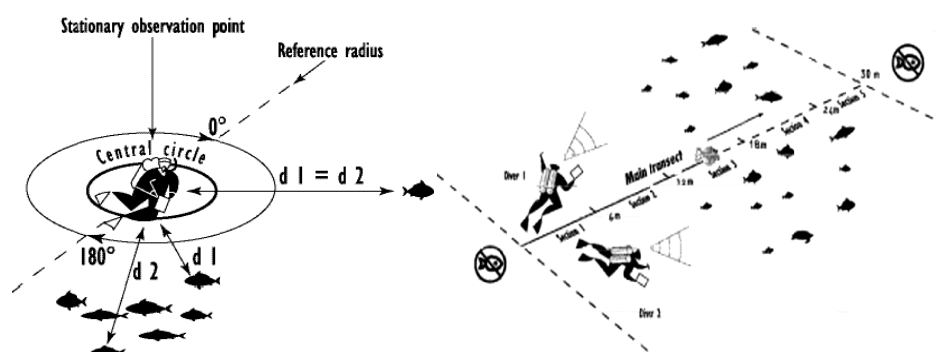
- la profondità massima di esercizio è di 40 m, vicino al limite previsto per le immersioni sportive, dove la luce è molto attenuata;
- la visibilità può essere ridotta in condizioni di torbidità dell'acqua;
- il comportamento individuale dei pesci può essere alterato dalla presenza degli operatori;
- la stima del numero degli individui, soprattutto se in gruppi numerosi, può far difetto di precisione.

Tra le tecniche di indagine più diffuse nello studio dei popolamenti ittici si distinguono (Figura 5):

- punti fissi, nei quali l'operatore rimane fermo per un tempo prefissato annotando la presenza delle specie d'interesse, tutt'intorno per un raggio di 5 metri (Francour, 1999);
- transetti lineari, percorsi di lunghezza predefinita (normalmente 25 o 50 metri) lungo i quali l'osservatore si muove registrando le specie osservate sia come

numero di individui che come stima delle taglie (Hermelin-Vivien e Harmelin, 1975; Potts e Reay, 1987; Smith e Tyler, 1973; Powles, 1980).

Negli ultimi anni, con l'avvento del video digitale, l'utilizzo delle videocamere subacquee si è intensificato come sistema per stimare l'abbondanza ittica (Tessier, 2005). Il vantaggio dell'osservazione video è quello di possedere una registrazione permanente del transetto senza arrecare danni alla fauna ittica. In fase di analisi il filmato può essere visionato più volte in modo da ridurre la varianza delle osservazioni e permettere lo studio delle immagini in modo illimitato da parte di chiunque (Ebeling *et al.*, 1980).



**Figura 5** – Differenti metodologie utilizzate nel *visual census*, a sinistra la tecnica del punto fisso; a destra la tecnica del transetto lineare.

Inoltre, l'uso della telecamera subacquea permette di produrre immagini che rappresentano una documentazione storica dell'ambiente e del paesaggio sommerso indagati e che possono essere riutilizzate per altri scopi (Massaro *et al.*, 2006). Un altro importante vantaggio dell'uso delle videocamere rispetto alla tecnica classica è la possibilità di considerare solo determinate specie minimizzando lo sforzo e i tempi di campionamento; i filmati registrati permettono infatti di concentrarsi, a posteriori, solo sulle specie *target* piuttosto che su tutte quelle osservate. Inoltre, l'analisi di immagine permette di verificare, anche in differenti fotogrammi, il numero preciso di pesci presenti lungo il transetto; rispetto al *visual census* classico ne consegue una riduzione dell'errore soprattutto per pesci di banco come castagnole (*Chromis chromis*) e salpe (*Sarpa salpa*), di norma censite in classi di abbondanza potenzialmente sovra o sottostimate (Massaro *et al.*, 2006).

## **Scopo del lavoro**

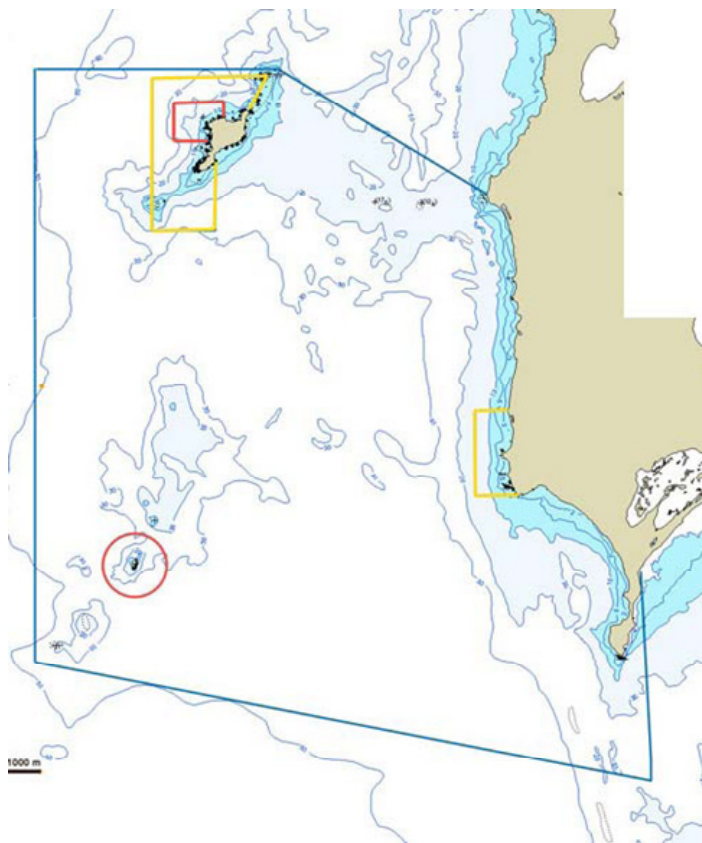
Questo studio è stato realizzato al fine di mettere in evidenza eventuali differenze nell'abbondanza e nella distribuzione delle diverse specie ittiche determinate dalla presenza dell'AMP e dalle relative misure di regolamentazione. La valutazione dell'effetto riserva è stata effettuata mediante il confronto delle abbondanze di tutte le specie ittiche ed inoltre approfondita per alcune specie considerate *target* nello studio delle AMP in Mediterraneo (Guidetti *et al.*, 2002). Sono stati eseguiti transetti all'interno e all'esterno dell'AMP (in *vs.* out) e tra le aree caratterizzate da diversi livelli di protezione (A *vs.* B *vs.* C). Inoltre, per i siti interni all'Area Marina, per approfondire gli studi relativi alla fauna ittica, sono stati effettuati censimenti alla batimetrica dei 5 e dei 10 metri (mai indagata in precedenza). Al fine di valutare l'effetto della protezione, a causa della mancanza di dati precedenti l'istituzione dell'AMP, sono stati confrontati siti interni ed esterni alla riserva (Underwood, 1994). Le aree di riferimento sono confrontabili alle aree tutelate (Underwood, 1992; Glasby, 1997), non sono influenzate dalla protezione, hanno caratteristiche di habitat simili e hanno scale spaziali confrontabili.

## **Area di Studio: AMP Sinis**

Il tratto costiero denominato Penisola del Sinis è compreso da Nord a Sud tra Capo Mannu e il promontorio di Capo San Marco (Figura 3), chiude poi verso est all'interno del golfo di Oristano. Si alternano tratti di coste rocciose (falesie carbonatiche e basaltiche) a tratti sabbiosi lungo tutta la costa esposta ai venti di maestrale, che poi divengono basse e sabbiose all'interno del golfo. Parallelamente alla costa a circa 4-5 miglia di distanza si trovano, da nord a sud, l'Isola di Mal di Ventre e lo scoglio del Catalano. La prima è un affioramento granitico di circa 87 ha, mentre il Catalano risulta uno scoglio basaltico completamente nudo. L'Area Marina è stata istituita nel 1997 e viene gestita dal comune di Cabras (Tabella 1).

La zona A, di tutela integrale, comprende due aree, la prima è la parte nord-occidentale dell'Isola di Mal di Ventre, la seconda lo scoglio del Catalano (Figura 6). Tale area rappresenta il più elevato livello di protezione degli habitat e delle specie ed in esso è consentito l'accesso solo ai mezzi ed al personale autorizzati per la ricerca e la sorveglianza (Tabella 2).

## AMP Sinis-Maldiventre



**Figura 6** – Cartina dell'Area Marina Protetta del Sinis-Maldiventre con in rosso le zone integrali e in giallo quelle a tutela parziale.

La zona B, di tutela generale, comprende la parte occidentale dell'isola di Mal di Ventre e la costa da Torre Seu fino alla spiaggia di Maimoni (Figura 6). All'interno di questa zona lo sfruttamento delle risorse dovrà essere compatibile agli obiettivi di conservazione, con il controllo del numero degli utilizzatori della risorsa stessa e dei metodi di fruizione, per cui sono consentiti (Tabella 2):

- la balneazione;
- le immersioni subacquee disciplinate e autorizzate dall'ente gestore;

- la libera navigazione a remi e a vela, disciplinata dall'ente-gestore;
- la navigazione a motore ai natanti ed alle imbarcazioni da diporto a velocità moderata sulla base delle discipline emanate dall'ente gestore;
- l'ormeggio in zone opportunamente attrezzate e stabilite dall'ente gestore in funzione della compatibilità con l'esigenza di tutela del fondale;
- la pesca sportiva con lenza e canna, riservata ai residenti nel comune ricadente nell'AMP;
- le visite guidate ai subacquei, le navigazioni con unità adibite al trasporto collettivo, le attività di pescaturismo e di pesca professionale.

| Caratteristiche generali |                                                                                                                                                     |
|--------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Stato legale             | Area Marina Protetta                                                                                                                                |
| Siti internazionali      | SIC, ZPS, Direttive EU 92/43; direttive EU 73/409; inserita nella Rete Natura 2000; "Isola di Mal di Ventre" (ITB 030039) e "Catalano" (ITB 030080) |
| Approvazione             | Decreto del 12.12.1997, sostituito dal decreto 06.09.1999, modificato 17.07.2003                                                                    |
| Referenze legali         | GURI n°45 (24/02/1998), GURI n°255 (29/10/1999) e GURI n°262 (11/11/2003)                                                                           |
| Amministrazione          | Ministero dell'ambiente                                                                                                                             |
| Ente gestore             | Comune di Cabras                                                                                                                                    |
| Zone tutelate            | Riserva integrale (Zona A); 529 ha<br>Riserva Generale (Zona B); 1.031 ha<br>Riserva Parziale (Zona C); 24.113 ha                                   |

**Tabella 1** – Caratteristiche generali dell'Area Marina Protetta Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre.

La zona C è di tutela parziale (Figura 6); in essa sono consentite quelle attività che non entrano in conflitto con le finalità istitutive dell'AMP quali (Tabella 2):

- la balneazione;
- le immersioni subacquee;
- la libera navigazione a vela e a remi;
- la navigazione a motore per i natanti e le imbarcazioni da diporto sulla base delle discipline emanate dall'ente gestore, al solo scopo di raggiungere con la rotta più breve le aree di ormeggio predisposte dall'ente gestore stesso.
- l'ancoraggio in zone appositamente indicate che siano compatibili con l'esigenza di tutela dei fondali particolarmente sensibili;

- la pesca sportiva disciplinata dall'ente gestore;
- le visite guidate subacquee, le navigazioni con unità adibite al trasporto collettivo, le attività di pescaturismo e di pesca professionale disciplinate e autorizzate dall'ente gestore.

| Regolamento          |                                                                   |                                                                                                 |                                                                                      |
|----------------------|-------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|
| ATTIVITA'            | RISERVA INTEGRALE                                                 | RISERVA GENERALE                                                                                | RISERVA PARZIALE                                                                     |
| <b>Vietato</b>       | Pesca professionale, immersioni ricreative, nuoto, pesca sportiva | Pesca con il fucile                                                                             | Pesca con il fucile                                                                  |
| <b>Regolamentato</b> | Monitoraggio scientifico                                          | Monitoraggio scientifico, ancoraggio, pesca, immersioni ricreative, pesca sportiva, navigazione | Monitoraggio scientifico, pesca professionale, immersioni ricreative, pesca sportiva |
| <b>Permesso</b>      |                                                                   | Nuoto.                                                                                          | Nuoto, navigazione, ancoraggio                                                       |

**Tabella 2** – Regolamento in vigore nelle aree a differente grado di protezione dell'Area Marina Protetta Penisola del Sinis – Mal di Ventre.

Lavori di monitoraggio e studi sullo stato ambientale della Penisola del Sinis sono scarsi, alcuni sono stati eseguiti in anni precedenti la creazione dell'AMP, la maggior parte solo negli anni seguenti. Primo tra tutti quello dell'ENEA (AA.VV., 1990) il quale tratta di aspetti di carattere climatico, geo-fisico e socio-economico, dove vengono descritte le biocenosi litorali fino alla profondità di circa 50 metri e vengono messe in risalto alcune emergenze di interesse scientifico e paesaggistico.

Con l'istituzione della Riserva sono stati condotti studi sulla natura delle principali tipologie di fondale (sabbia, Posidonia e roccia) presenti nella riserva (Baroli *et al.*, 2003). Diversi sono i lavori (Coppa *et al.*, 2007; Baroli *et al.*, 2006) sulla distribuzione del riccio di mare *Paracentrotus lividus* il cui prelievo è regolamentato nel perimetro dell'Area Marina. Relativamente alla fauna ittica esistono alcuni studi sul comportamento e la struttura dei banchi di *Sarpa salpa* e *Liza aurata* (de Lucia, 2003) e sull'influenza della frequentazione turistica sulla struttura dei popolamenti ittici (Massaro, 2004). Esistono lavori sulla valutazione degli effetti della protezione e

nessuno indica differenze nella struttura dei popolamenti ittici (de Lucia *et al.*, 2006; Guala *et al.*, 2006; Murenu *et al.*, 2004) in funzione della protezione.

Da ciò si evince che le misure gestionali non sono effettivamente adeguate alla conservazione degli stock e al mantenimento di livelli elevati di abbondanza. Differenze relative alle abbondanze sono state trovate a livello di sito, molto probabilmente imputabili alla struttura e complessità dell'habitat e non al grado di protezione (*sensu* Garcia-Charton *et.al*, 2004). È stata studiata l'abbondanza delle specie ittiche nei tre substrati più comuni nella riserva (roccia, Posidonia e sabbia). Il numero di specie maggiore è stato trovato sul substrato roccioso, in parte nelle praterie di *Posidonia oceanica* e solo in minima parte su fondi sabbiosi. Inoltre, l'insularità di alcuni siti sembrerebbe giocare un ruolo molto importante per la fauna ittica, proprio per le densità mediamente maggiori riscontrate nei siti dell'Isola di Mal di Ventre rispetto a quelli continentali lungo costa.

Una mappatura preliminare dei fondali e delle biocenosi, con l'utilizzo del *Side Scan Sonar* e prelievi diretti, ha permesso di programmare le aree da tutelare e la zonazione della stessa (Chessa *et al.*, 1990; Tursi *et al.*, 1992). L'eterogeneità degli ambienti è stata valutata utilizzando quattro descrittori ambientali 1) morfologia del paesaggio; 2) litotipi (elementi strutturali del paesaggio); 3) comunità bentoniche; 4) parametri fisici (Cocito *et al.*, 1992). Sono stati svolti studi per la caratterizzazione della componente animale associata alla facies di *Cystoseira* spp. comparando proprio l'area del Sinis con altre due della Sardegna (Addis *et al.*, 2004). Inoltre, è stata mappata la *Posidonia oceanica*, valutato lo stato ambientale dell'ecosistema e sono state identificate le aree più adatte all'installazione di campi ormeggio (Cancemi *et al.*, 2000; Baroli *et al.*, 2001, 2003). Sono state studiate l'abbondanza, la struttura di popolazione e la distribuzione spaziale di *Pinna nobilis* nella porzione nord del Golfo di Oristano (estrema parte sud dell'Area Marina) al fine di valutare misure gestionali per la conservazione di questa specie protetta (Coppa *et al.*, *in press*).

## MATERIALI E METODI

La campagna di monitoraggio della fauna ittica nell'AMP Penisola del Sinis – Isola di Mal di Ventre è stata effettuata tra Giugno e Agosto del 2007. Sono stati scelti siti in AMP in zone a differente livello di tutela, e fuori dall'AMP per avere un controllo esterno. L'indagine ha previsto due differenti disegni sperimentali, uno volto allo studio dell'effetto riserva ed uno allo studio dell'effetto zonizzazione. Sono state scelte in totale 11 località (tratti costieri di 0.5/1 miglia nautiche) di cui 7 entro il perimetro dell'area marina e 4 nell'area compresa tra Su Tingiosu e Is Benas (Figura 7).

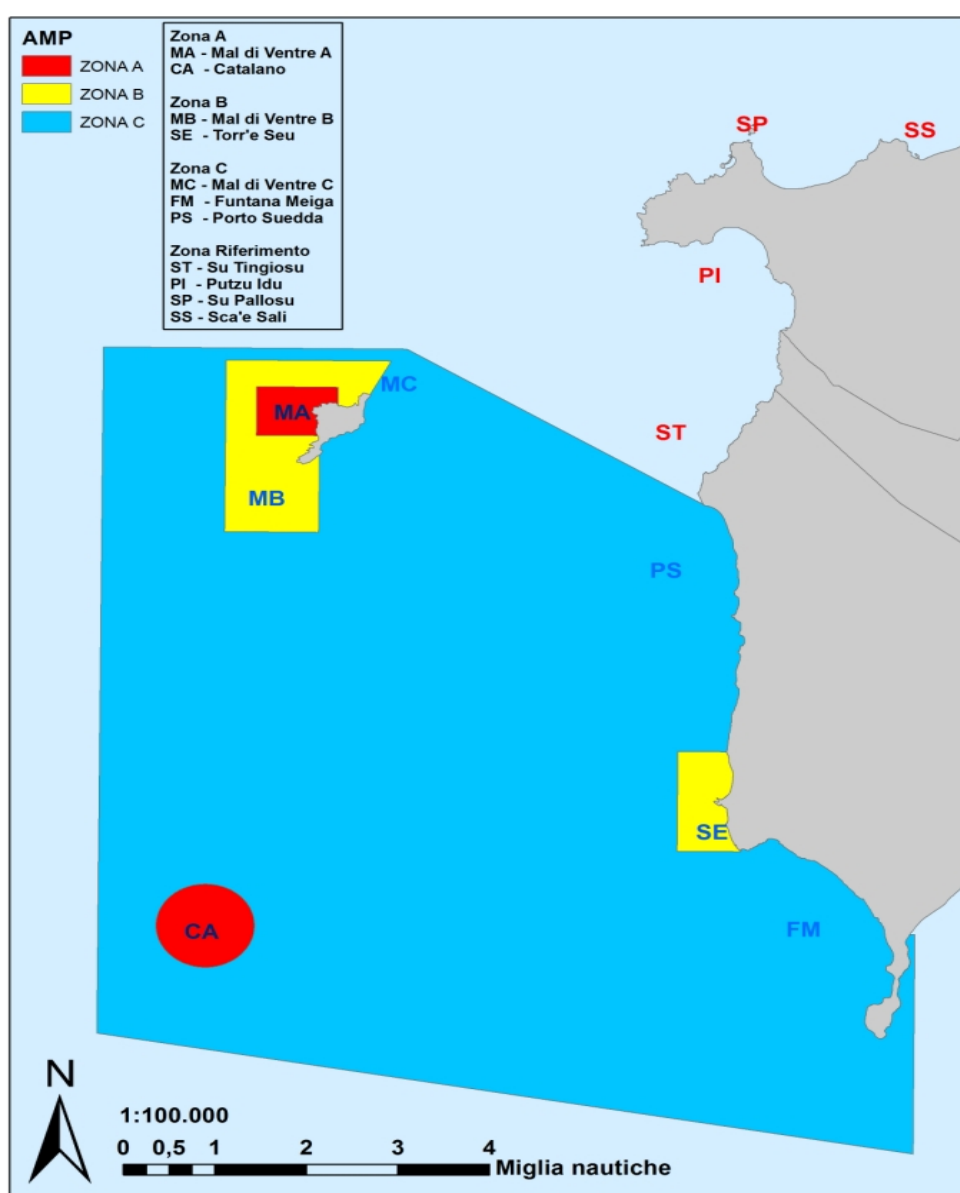
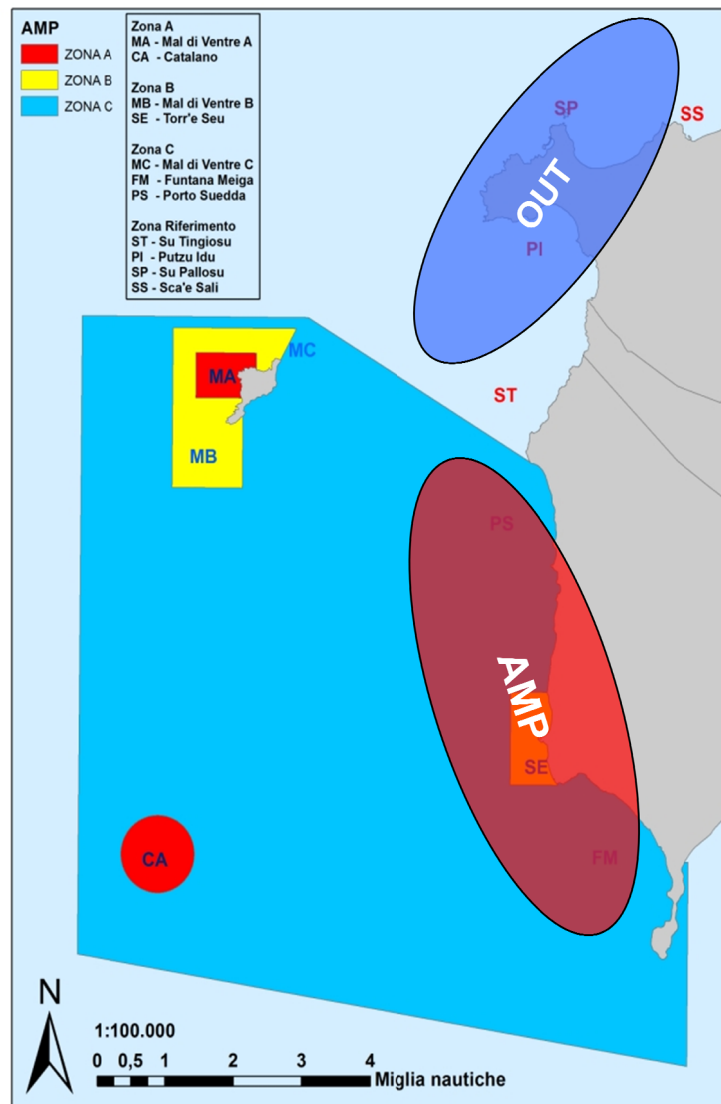


Figura 7 – L'area di studio con l'indicazione delle località di campionamento.



## Effetto riserva

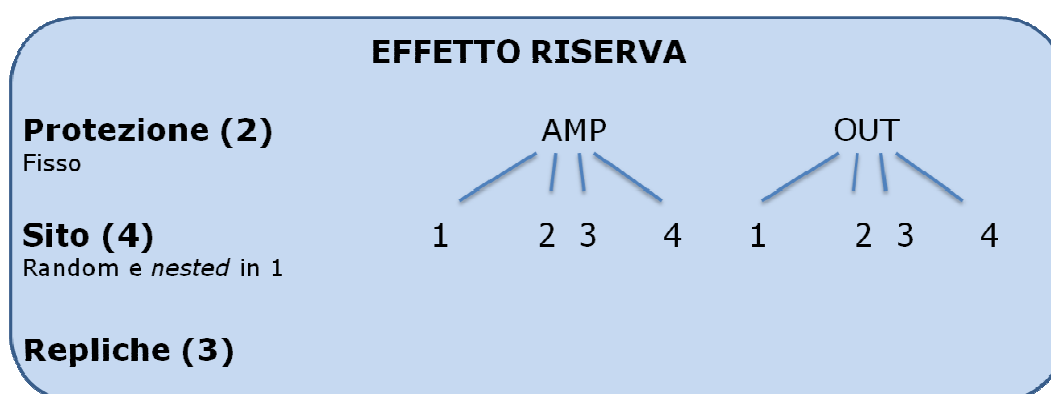
Per il confronto tra AMP e il controllo (OUT) sono state scelte 4 località interne (Funtana Meiga, Torre Seu, Porto Suedda, Isola di Mal di Ventre) e 4 località esterne (Su Tingiosu, Putzu Idu, Su Pallosu, Sca'e Sali) alla riserva (Figura 8). Per ogni località sono stati scelti random 3 siti (tratto costiero di circa 100m; Figura 9).



**Figura 8** – L'area di studio in cui sono evidenziate le località interne ed esterne.

## Effetto zonizzazione

Per il confronto tra le zone interne all'AMP (Figura 8) sono state scelte due località per ogni zona (Mal di Ventre e Catalano per la zona A; Mal di Ventre e Torre Seu per la zona B; Mal di Ventre e Porto Suedda per la zona C) e per ognuna di esse sono stati scelti 3 siti a 5 metri e 3 siti a 10 metri di profondità (Figura 10).



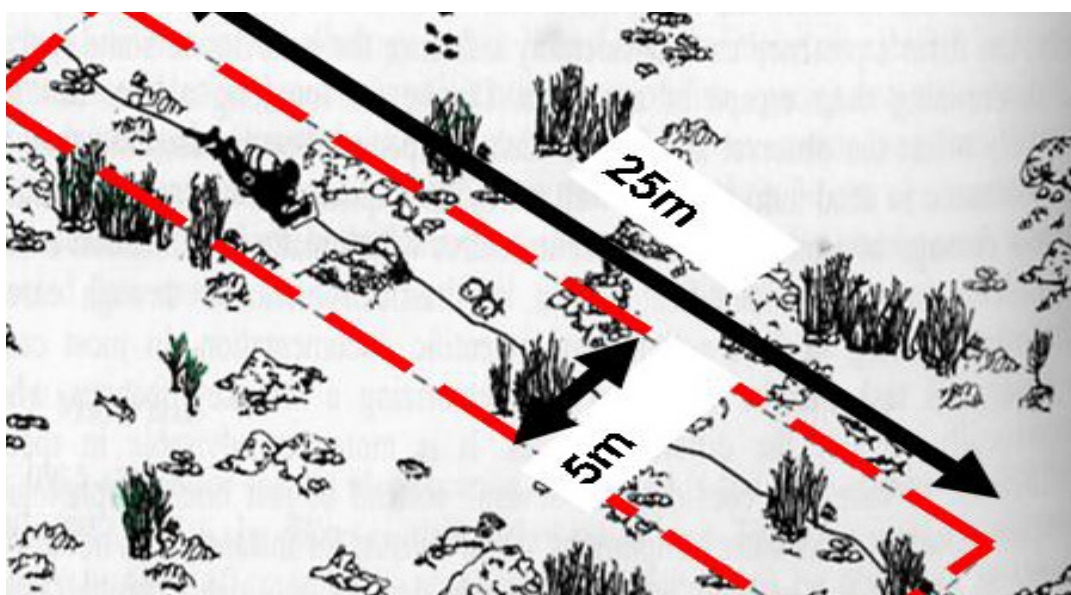
**Figura 9** – Disegno di campionamento utilizzato nello studio dell'effetto riserva.



**Figura 10** – Disegno di campionamento utilizzato nello studio dell'effetto zonizzazione.

## Video transetti

Il lavoro effettuato in campo è durato circa tre mesi, ha impegnato 4 operatori subacquei che hanno effettuato campionamenti nei 66 siti per un totale di 150 immersioni. Tra le tecniche di *Visual Census* adoperate in Mediterraneo è stata utilizzata quella dei transetti lineari (25x5m; Figura 11), che garantiscono una buona accuratezza nel riconoscimento delle specie ittiche e, a partire dall'area campionata, permettono una stima delle densità (Willis *et al.*, 2000; Tessier, 2005).



**Figura 11** – Schema della tipologia di transetto utilizzata nello studio (25x5m); i dati sono riferiti al transetto utilizzato come superficie di riferimento unitaria (125 m<sup>2</sup>).

È stata privilegiata la batimetria dei 5 metri per lo studio dell'effetto riserva dove le specie ittiche sono maggiormente influenzate dalle attività antropiche (Fraschetti *et al.*, 2002). È inoltre stata indagata, all'interno dell'AMP anche la batimetria dei 10 metri. I campionamenti sono stati effettuati tra le ore 11.00 e le 16.00 per standardizzare il più possibile tutti i rilevamenti e per evitare le ore prossime all'alba e al tramonto, quando l'attività comportamentale dei pesci è massima (Halford, 1994). I campionamenti sono stati effettuati da due operatori che, raggiunto il punto d'immersione, facevano trascorrere almeno 15 minuti prima di iniziare il transetto. Il primo operatore, dotato di telecamera digitale subacquea ad alta definizione (Sony HDR-HC5E) scafandrata con custodia in alluminio pressofuso (LEONE, Oyster LR)

(Figura 12), riprendeva tutte le specie bentopelagiche più vagili e facilmente visibili.



**Figura 12** – Custodia subacquea (Leone Oyster LR a sinistra) e telecamera Sony HC-5 utilizzate per le riprese dei transetti.

Il secondo operatore, al seguito del primo, srotolava un sagolino per 25m e annotava eventuali passaggi di pesce fuori dal campo della telecamera. Al termine del transetto, durante la manovra di recupero della sagola, venivano registrate le specie bentoniche più nascoste, difficilmente rilevabili dal primo passaggio della videocamera. Il primo passaggio avveniva a una velocità di 5-6m al minuto, riducendo così la possibilità di conteggio multiplo dello stesso individuo, mentre il secondo, in contemporanea al recupero della sagola, era molto più lento e prevedeva la ricerca di specie all'interno di cavità, sotto i sassi e la copertura algale (De Girolamo e Mazzoldi, 2001).

In laboratorio i filmati sono stati dapprima riversati dalla videocamera sul PC attraverso il programma *Adobe Premiere Pro 2.0* e successivamente visionati mediante programmi per PC (*PhotoShop* e *WinMediaPlayer*). Le specie riprese sono state determinate sulla base di caratteri distintivi (Tortonese, 1975; Louysy e Trainito, 2006) e ne sono state stimate le dimensioni (in cm) tenendo in considerazione le proporzioni tra gli organismi e l'ambiente circostante.

| PROFONDITA' | PROTEZIONE | LOCALITA'     | SITO    | LATITUDINE | LONGITUDINE |
|-------------|------------|---------------|---------|------------|-------------|
| 5           | A          | Maldiventre   | IRA5a   | N3959666   | E00818029   |
| 5           | A          | Maldiventre   | IRA5b   | N3959502   | E00817957   |
| 5           | A          | Maldiventre   | IRA5c   | N3959360   | E00817964   |
| 5           | A          | Catalano      | CRA5a   | N3952903   | E00816460   |
| 5           | A          | Catalano      | CRA5b   | N3952813   | E00816499   |
| 5           | A          | Catalano      | CRA5c   | N3952930   | E00816661   |
| 5           | B          | Maldiventre   | IRB5a   | N3959802   | E00818635   |
| 5           | B          | Maldiventre   | IRB5b   | N3959060   | E00817647   |
| 5           | B          | Maldiventre   | IRB5c   | N3958398   | E00817100   |
| 5           | B          | Sau           | TsR5a   | N3954451   | E00823715   |
| 5           | B          | Sau           | TsR5b   | N3954108   | E00823757   |
| 5           | B          | Sau           | TsR5c   | N3953895   | E00823983   |
| 5           | C          | Maldiventre   | IRC5a   | N4000231   | E00819047   |
| 5           | C          | Maldiventre   | IRC5b   | N3959954   | E00818952   |
| 5           | C          | Maldiventre   | IRC5c   | N3959744   | E00819022   |
| 5           | C          | Funtana Meiga | FmR5a   | N3953366   | E00825465   |
| 5           | C          | Funtana Meiga | FmR5b   | N3953447   | E00825094   |
| 5           | C          | Funtana Meiga | FmR5c   | N3953537   | E00824723   |
| 5           | C          | Porto Suedda  | PeR5a   | N3957295   | E00823857   |
| 5           | C          | Porto Suedda  | PeR5b   | N3957105   | E00823896   |
| 5           | C          | Porto Suedda  | PeR5c   | N3956954   | E00823857   |
| 10          | A          | Maldiventre   | IRA10a  | N3959724   | E00817872   |
| 10          | A          | Maldiventre   | IRA10b  | N3959438   | E00817802   |
| 10          | A          | Maldiventre   | IRA10c  | N3959324   | E00817836   |
| 10          | A          | Catalano      | CRA10a  | N3952973   | E00816525   |
| 10          | A          | Catalano      | CRA10b  | N3952809   | E00816479   |
| 10          | A          | Catalano      | CRA10c  | N3952834   | E00816598   |
| 10          | B          | Maldiventre   | IRB10a  | N3959909   | E00818655   |
| 10          | B          | Maldiventre   | IRB10b  | N3959037   | E00817743   |
| 10          | B          | Maldiventre   | IRB10c  | N3958729   | E00817447   |
| 10          | B          | Sau           | TSRB10a | N3954481   | E00823565   |
| 10          | B          | Sau           | TSRB10b | N3954229   | E00823534   |
| 10          | B          | Sau           | TSRB10c | N3953898   | E00823652   |
| 10          | C          | Maldiventre   | IRC10a  | N4000357   | E00818906   |
| 10          | C          | Maldiventre   | IRC10b  | N4000301   | E00818810   |
| 10          | C          | Maldiventre   | IRC10c  | N3959983   | E00818879   |
| 10          | C          | Funtana Meiga | FMR10a  | N3953656   | E00824071   |
| 10          | C          | Funtana Meiga | FMR10b  | N3953449   | E00824427   |
| 10          | C          | Funtana Meiga | FMR10c  | N3953341   | E00824964   |
| 10          | C          | Porto Suedda  | PSR10a  | N3957312   | E00823715   |
| 10          | C          | Porto Suedda  | PSR10b  | N3957112   | E00823692   |
| 10          | C          | Porto Suedda  | PSR10c  | N3956874   | E00823571   |

**Tabella 3** – Coordinate dei siti di campionamento con riferimento alle località, all'area di riferimento, al livello di protezione e alla profondità scelta.

La visione ripetuta dei filmati e l'elevata definizione delle immagini digitali in HD ha permesso di analizzare banchi o aggregazioni minimizzando la possibilità di errore nel riconoscimento delle specie e delle taglie dei pesci.

## Metodologie di analisi

Dai risultati ottenuti sarà prodotta la *check-list* delle specie ittiche presenti nell'area del Sinis, raccolti in una tabella. Dall'analisi dei dati saranno considerate la distribuzione e l'abbondanza delle specie censite e, con l'utilizzo del GIS, saranno prodotte delle carte tematiche. Inoltre, saranno presi in considerazione per l'analisi i dati di densità, classi di taglia, composizione e ricchezza in specie. Per l'analisi multivariata con i dati di abbondanza di ciascuna specie è stata costruita la matrice di similarità utilizzando l'indice di Bray-Curtis (1957); i risultati per i differenti siti sono stati rappresentati graficamente mediante *non-metric Multi Dimensional Scaling* (nMDS); le differenze tra fattori nella struttura dei popolamenti sono state testate con l'analisi delle similarità (ANOSIM; Clarke e Warwick, 2001); le specie caratteristiche delle aree e delle zone sono state evidenziate con la procedura *Similarity percentage* (SIMPER, Clarke 1993) evidenziando il contributo cumulativo delle similarità al 90%. Le analisi della varianza sono state eseguite per esaminare l'andamento spaziale degli indici di ricchezza specifica e di diversità, del numero di specie, del numero totale di individui, del numero di individui non gregari al fine di limitare il peso delle specie che si organizzano in grandi banchi (Francour, 1997; Macpherson *et al.*, 2002; Garcia-Charton *et al.*, 2004). Inoltre, l'analisi della varianza è stata eseguita per le famiglie che dall'analisi SIMPER sono risultate caratteristiche dell'Area di studio. Sono state confrontate all'interno dell'AMP le due profondità scelte (5m vs 10m) al fine di mostrare differenze nei popolamenti ittici legate alla profondità e al substrato. Verranno mostrate le distribuzioni delle classi di taglia delle varie specie per l'intero set di dati. Per ogni specie è stata presa la taglia massima (*FishBase*) e da questa sono state derivate la piccola (*small*), la media (*medium*) e la grande (*large*).

## Produzione di carte tematiche

L'utilizzo dei sistemi informativi geografici nella rappresentazione e nell'analisi dei dati marino-costieri è in costante aumento. Migliorando la rappresentazione della distribuzione spaziale dei dati e contemporaneamente rappresentando gli attributi di proprio interesse, è possibile facilitare la comprensione delle relazioni tra i dati

acquisiti. Attraverso l'utilizzo del software *ArcGIS 9.2* (ESRI) è stato possibile realizzare la cartografia numerica della distribuzione dell'abbondanza e delle specie ittiche censite durante la campagna del 2007 che verranno di seguito allegate (Allegato I). Successivamente potranno essere effettuate ulteriori analisi sui dati della componente ittica, comprendendo le informazioni relative a precedenti campagne e di altri differenti tematismi (*Paracentrotus lividus*, frequentazione, etc...) al fine di valutare in maniera sinergica le variabili da considerare.

## ***RISULTATI***

Nell'intera area di studio sono state censite nei transetti effettuati 46 specie di osteitti suddivisi in 16 famiglie ed un condroitto (*Dasyatis pastinaca*), delle quali 44 specie nell'AMP e 24 specie nell'area di controllo. L'intero set di dati è stato suddiviso secondo i precedenti disegni sperimentali (Figura 9 e 10) come evidenziato nei seguenti sottocapitoli. Tra i pesci gregari sono state censite le seguenti specie: *Atherina* sp., *Liza aurata*, *Mullus surmuletus*, *Chromis chromis*, *Oblada melanura*, *Sarpa salpa*, *Spondylosoma cantharus* che saranno, in alcuni casi, escluse dall'analisi (specie non gregarie). L'*nMDS* relativo al set di dati riferibile all'Area marina evidenzia una separazione tra le zone integrali, in entrambe le fasce batimetriche (ANOSIM  $R=0.005$   $p<0.05$ ), rispetto alle zone a tutela parziale (ANOSIM  $R=0.178$   $p<0.05$ ) e generale (ANOSIM  $R=0.286$   $p<0.05$ ) che risultano più omogenee tra di loro (ANOSIM  $R=-0.006$   $p<0.05$ ), come evidenziato nella figura 13. Inoltre, come mostrato nella Tabella 5, l'analisi SIMPER mostra il contributo delle diverse specie nell'intera area di studio evidenziando come Sparidi, Labridi e Serranidi siano le famiglie più rappresentative, che saranno quindi utilizzate nelle analisi successive.

### **Effetto Riserva**

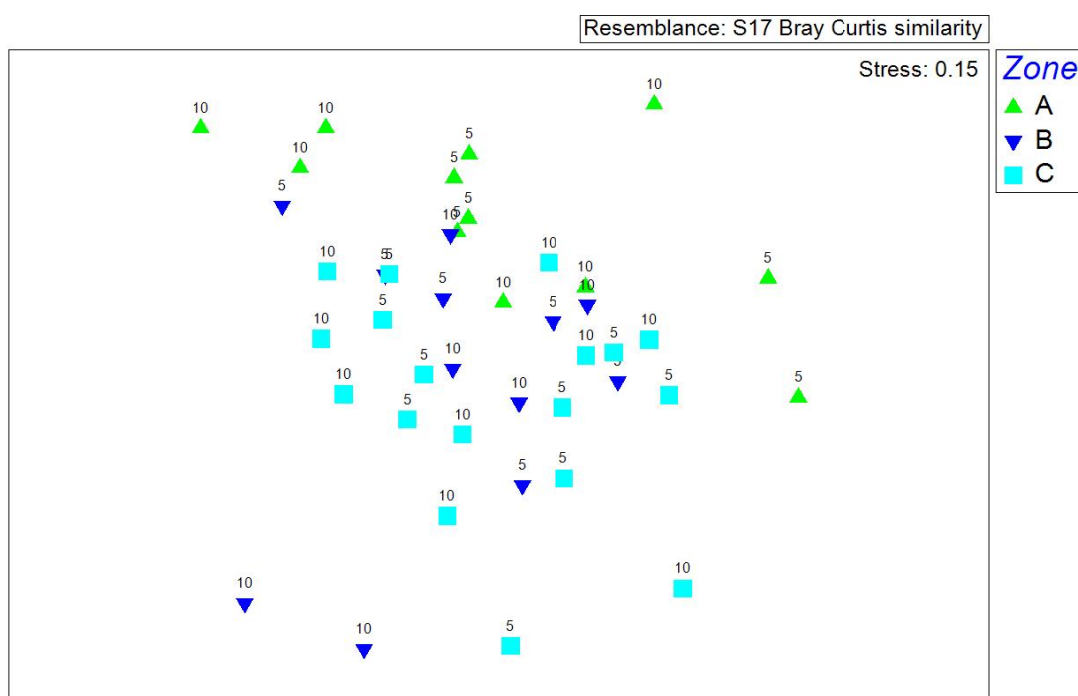
L'analisi della varianza ha considerato tutti i siti alla profondità dei 5 metri interni ed esterni all'Area Marina Protetta facendo riferimento al numero totale di

individui censiti, agli individui non gregari ed alle famiglie più rappresentative censite (Sparidi, Labridi, Serranidi).

| Famiglia        | Specie                             | AMP | OUT |
|-----------------|------------------------------------|-----|-----|
| Apogonidae      | <i>Apogon imberbis</i>             | +   | +   |
| Blenniidae      | <i>Parablennius gattorugine</i>    | +   | -   |
|                 | <i>Parablennius rouxi</i>          | +   | -   |
|                 | <i>Parablennius sanguinolentus</i> | +   | -   |
|                 | <i>Lipophrys nigriceps</i>         | +   | -   |
| Centracanthidae | <i>Spicara maena</i>               | +   | -   |
| Gadidae         | <i>Phycis phycis</i>               | +   | -   |
| Gobiidae        | <i>Gobius buccichi</i>             | +   | -   |
|                 | <i>Gobius cobitis</i>              | -   | +   |
|                 | <i>Gobius niger</i>                | +   | -   |
| Labridae        | <i>Gobius geniporus</i>            | -   | +   |
|                 | <i>Coris julis</i>                 | +   | +   |
|                 | <i>Labrus merula</i>               | +   | -   |
|                 | <i>Labrus viridis</i>              | +   | -   |
|                 | <i>Symphodus cinereus</i>          | +   | +   |
|                 | <i>Symphodus mediterraneus</i>     | +   | +   |
|                 | <i>Symphodus melanocercus</i>      | +   | +   |
|                 | <i>Symphodus ocellatus</i>         | +   | +   |
|                 | <i>Symphodus roissali</i>          | +   | +   |
|                 | <i>Symphodus rostratus</i>         | +   | +   |
|                 | <i>Symphodus tinca</i>             | +   | +   |
|                 | <i>Thalassoma pavo</i>             | +   | +   |
| Mugilidae       | <i>Chelon labrosus</i>             | +   | -   |
| Mullidae        | <i>Mullus surmuletus</i>           | +   | +   |
| Muraenidae      | <i>Muraena helena</i>              | +   | -   |
| Pomacentridae   | <i>Chromis chromis</i>             | +   | +   |
| Sciaenidae      | <i>Sciaena umbra</i>               | +   | -   |
| Scorpaenidae    | <i>Scorpaene porcus</i>            | +   | -   |
|                 | <i>Scorpaene maderensis</i>        | +   | -   |
| Serranidae      | <i>Epinephelus costae</i>          | +   | -   |
|                 | <i>Epinephelus marginatus</i>      | +   | -   |
|                 | <i>Serranus cabrilla</i>           | +   | +   |
|                 | <i>Serranus scriba</i>             | +   | +   |
| Sparidae        | <i>Boops boops</i>                 | +   | -   |
|                 | <i>Dentex dentex</i>               | +   | -   |
|                 | <i>Diplodus annularis</i>          | +   | +   |
|                 | <i>Diplodus puntazzo</i>           | +   | +   |
|                 | <i>Diplodus sargus</i>             | +   | +   |
|                 | <i>Diplodus vulgaris</i>           | +   | +   |
|                 | <i>Oblada melanura</i>             | +   | +   |
|                 | <i>Sarpa salpa</i>                 | +   | +   |
|                 | <i>Spondylusoma cantharus</i>      | +   | +   |
|                 | <i>Sphyrna viridensis</i>          | +   | -   |
| Tripterygiidae  | <i>Tripterygion melanurus</i>      | +   | -   |
|                 | <i>Tripterygion delaisi</i>        | +   | +   |
|                 | <i>Tripterygion tripteronotus</i>  | +   | -   |
| Dasyatidae      | <i>Dasyatis pastinaca</i>          | +   | -   |

**Tabella 4** – Lista delle specie censite nell'area di studio suddivise tra i siti interni (AMP) e quelli esterni (OUT).





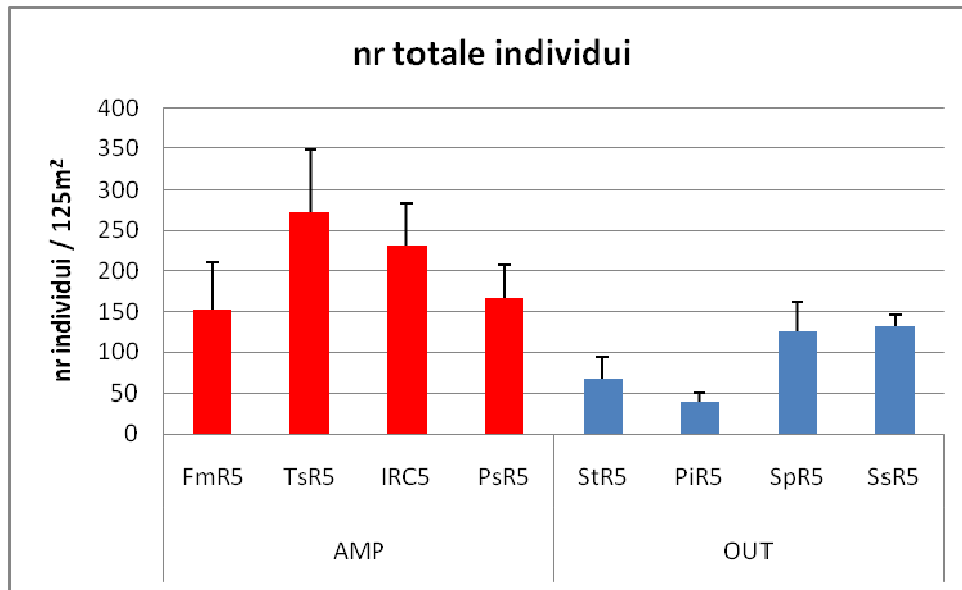
**Figura 13** – *nMDS* applicato all'intero set di dati riferibili all'AMP dove si evidenziano i siti suddivisi nelle due batimetrie di riferimento (5 e 10 metri).

| SIMPER                   | Contrib% | Cum.% |
|--------------------------|----------|-------|
| <i>Chromis chromis</i>   | 31.85    | 31.85 |
| <i>Sarpa salpa</i>       | 15.15    | 47    |
| <i>Coris julis</i>       | 10.27    | 57.27 |
| <i>Diplodus vulgaris</i> | 8.43     | 65.7  |
| <i>Symphodus tinca</i>   | 6.74     | 72.44 |
| <i>Oblada melanura</i>   | 4.85     | 77.29 |
| <i>Diplodus sargus</i>   | 4.37     | 81.65 |
| <i>Mullus surmuletus</i> | 2.37     | 84.03 |
| <i>Apogon imberbis</i>   | 1.97     | 85.99 |
| <i>Thalassoma pavo</i>   | 1.71     | 87.7  |
| <i>Serranus scriba</i>   | 1.35     | 89.06 |
| <i>Serranus cabrilla</i> | 1.29     | 90.34 |

**Tabella 5** – Risultati dell'analisi SIMPER; sono indicati il contributo delle singole specie e quello cumulativo (90%).

L'ANOVA eseguita sulle abbondanze delle specie censite (Figura 14) mostra valori significativamente maggiori (Tabella 6) nelle zone interne (FmR5 153.7±55.7

ind/125m<sup>2</sup>; TsR5 272.7±75.9 ind/125m<sup>2</sup>; IRC5 230±53.4 ind/125m<sup>2</sup>; PsR5 166.7±40.08



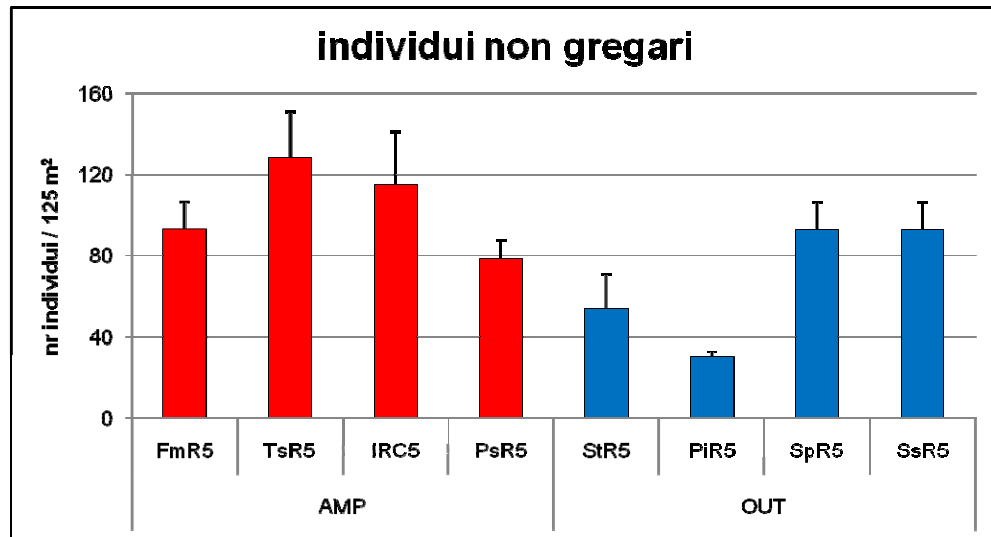
**Figura 14** – Grafico del numero totale di individui nei siti interni (rosso) e quelli esterni (blu) all'Area Marina Protetta.

| Source | SS       | DF | MS       | F     | P      |
|--------|----------|----|----------|-------|--------|
| Pr     | 77862.04 | 1  | 77862.04 | 10.23 | 0.0186 |
| si(Pr) | 45664.92 | 6  | 7610.819 | 1.32  | 0.3057 |
| RES    | 92478    | 16 | 5779.875 |       |        |
| TOT    | 216005   | 23 |          |       |        |

**Tabella 6** – Risultati dell'ANOVA sul numero totale di individui nei siti interni ed esterni all'Area Marina.

ind/125<sup>2</sup>) rispetto a quelle esterne di controllo (StR5 67.3±27.1 ind/125m<sup>2</sup>; PiR5 40.33±9.9 ind/125m<sup>2</sup>; SpR5 125.7±36.4 ind/125m<sup>2</sup>; SsR5 132.7±14.7 ind/125m<sup>2</sup>). Gli individui non gregari (con l'esclusione delle specie *Atherina* sp., *Liza aurata*, *Mullus surmuletus*, *Chromis chromis*, *Oblada melanura*, *Sarpa salpa*, *Spondylosoma cantharus*) mostrano abbondanze significativamente maggiori (Figura 15; Tabella 7) nei siti protetti (FmR5 99.3±12.8 ind/125m<sup>2</sup>; TsR5 128.7±22.1 ind/125m<sup>2</sup>; IRC5 114.0±26.9 ind/125m<sup>2</sup>; PsR5 78.3±9.3 ind/125m<sup>2</sup>) confrontati con quelli non protetti (StR5 53.7±17.1 ind/125m<sup>2</sup>; PiR5 30.0±2.6 ind/125m<sup>2</sup>; SpR5 93.3±12.8

ind/125m<sup>2</sup>; SsR5 93.3±18.6 ind/125m<sup>2</sup>). Si evidenziano, inoltre, differenze significative ( $p<0.001$ ) a livello di sito (Tabella 7).



**Figura 15** –Grafico degli individui non gregari nei siti interni (rosso) e in quelli esterni (blu) all’area marina.

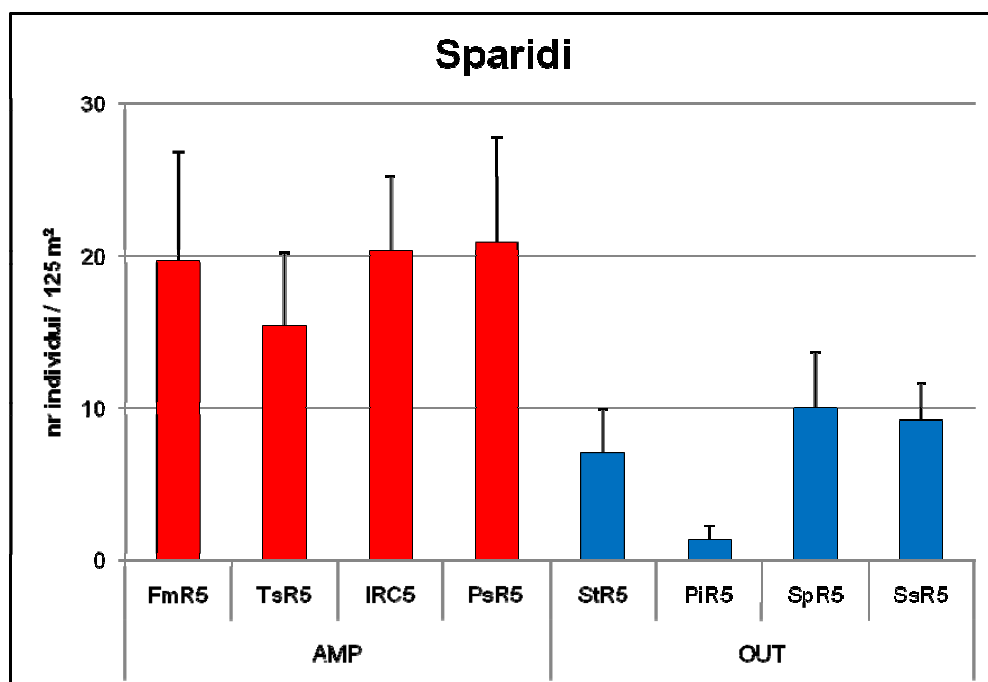
| Source | SS        | DF | MS        | F    | P      |
|--------|-----------|----|-----------|------|--------|
| Pr     | 15657.04. | 1  | 15657.04  | 7.43 | 0.0344 |
| si(Pr) | 12644.92  | 6  | 2107.4861 | 4.3  | 0.009  |
| RES    | 7834      | 16 | 489.6667  |      |        |
| TOT    | 36136.63  | 23 |           |      |        |

**Tabella 7** – Risultati dell’ANOVA sugli individui non gregari nei siti interni ed esterni all’AMP del Sinis.

## *Sparidi*

La famiglia degli Sparidi che nel caso specifico è rappresentata da *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Diplodus puntazzo*, *Diplodus annularis*, *Oblada melanura*, è distribuita con densità nettamente maggiori (Tabella 8) nei siti interni all’area marina (FmR5 19.6±7.1 ind/125m<sup>2</sup>; TsR5 15.4±4.8 ind/125m<sup>2</sup>; IRC5 20.3±4.8 ind/125m<sup>2</sup>; PsR5 20.8±4.8 ind/125m<sup>2</sup>) rispetto a quelli esterni (StR5 7.1±2.7 ind/125m<sup>2</sup>; PiR5 1.3±1

ind/125m<sup>2</sup>; SpR5 10±3.6 ind/125m<sup>2</sup>; SsR5 9.2±2.4 ind/125m<sup>2</sup>) come evidenziato nella Figura 16.



**Figura 16** – Grafico degli sparidi nei siti interni (rosso) e in quelli esterni (blu) all'area marina del Sinis.

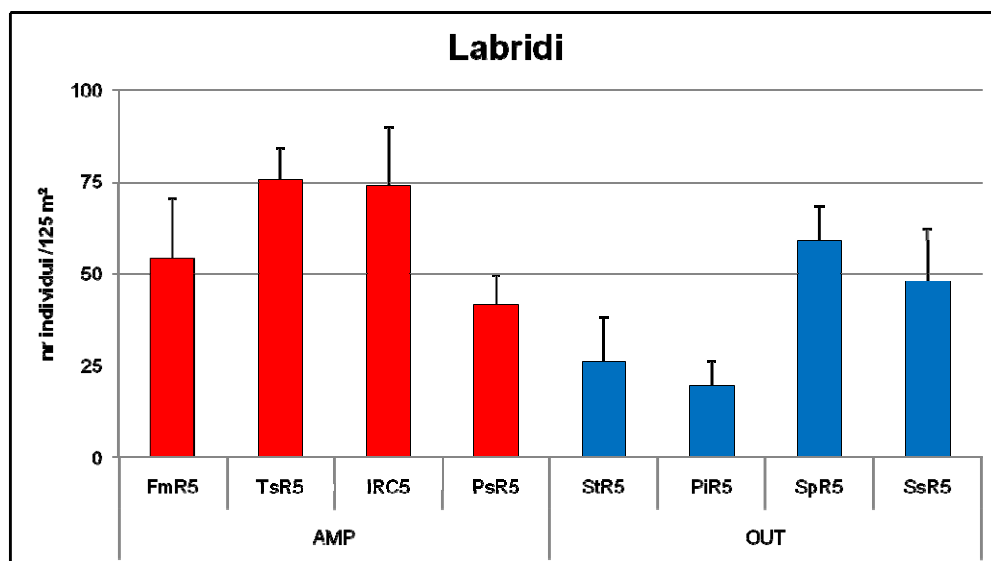
| Source | SS       | DF | MS        | F     | P      |
|--------|----------|----|-----------|-------|--------|
| Pr     | 3876.042 | 1  | 3876.0417 | 14.38 | 0.009  |
| si(Pr) | 1616.917 | 6  | 269.4861  | 1.91  | 0.1401 |
| RES    | 2252     | 16 | 140.75    |       |        |
| TOT    | 7744.958 | 23 |           |       |        |

**Tabella 8** – Risultati dell'ANOVA sugli sparidi nei siti interni ed esterni all'AMP del Sinis.

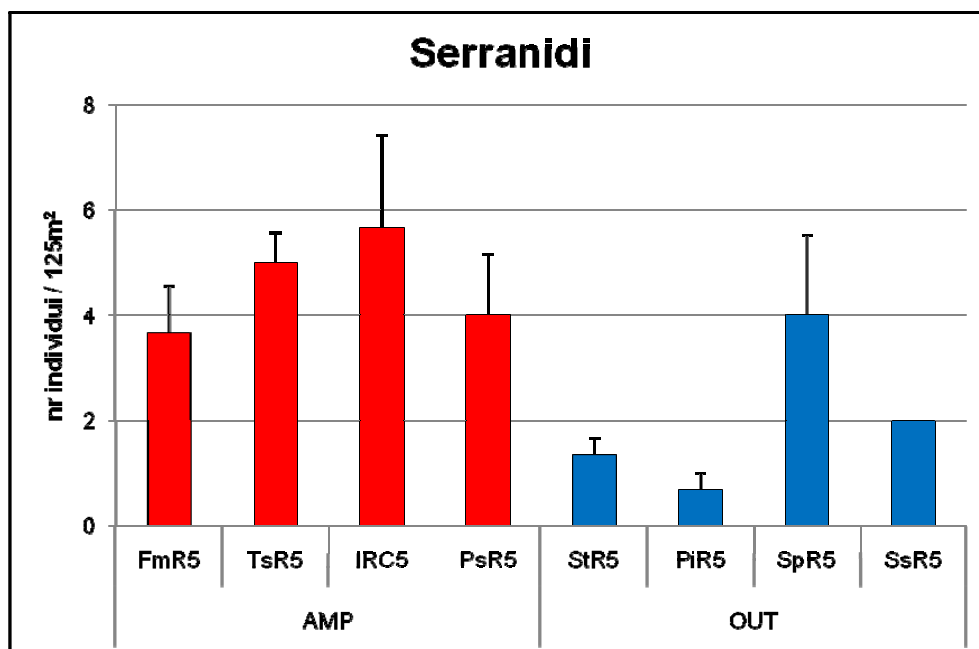
## Labridi

La famiglia dei labridi composta da *Coris julis*, *Labrus merula*, *Labrus viridis*, *Symphodus cinereus*, *Symphodus mediterraneus*, *Symphodus melanocercus*, *Symphodus ocellatus*, *Symphodus roissali*, *Symphodus rostratus*, *Symphodus tinca*, *Thalassoma pavo*, risulta distribuita omogeneamente nei diversi siti per l'intera area di studio

(Figura 17) senza mostrare differenze significative tra i siti interni (FmR5  $54.0 \pm 16.5$  ind/125m<sup>2</sup>; TsR5  $75.6 \pm 8.4$  ind/125m<sup>2</sup>; IRC5  $73.7 \pm 16.2$  ind/125m<sup>2</sup>;



**Figura 17** – Grafico dei labridi nei siti interni (rosso) e in quelli esterni (blu) all'area marina del Sinis.



**Figura 18** – Grafico dei serranidi nei siti interni (rosso) e in quelli esterni (blu) all'area marina del Sinis.

| Source | SS       | DF | MS      | F    | P      |
|--------|----------|----|---------|------|--------|
| Pr     | 66.6667  | 1  | 66.6667 | 6.06 | 0.049  |
| si(Pr) | 66       | 6  | 11      | 5.08 | 0.0043 |
| RES    | 34.6667  | 16 | 2.1667  |      |        |
| TOT    | 167.3333 | 23 |         |      |        |

**Tabella 9** – Risultati dell’ANOVA sui serranidi nei siti interni ed esterni all’AMP del Sinis.

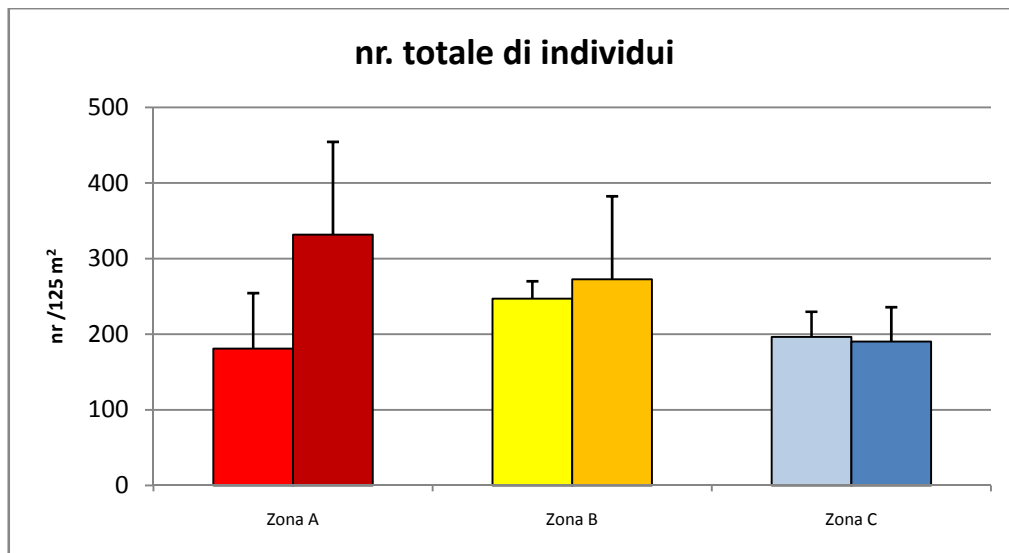
PsR5  $41.6 \pm 7.8$  ind/125m<sup>2</sup>) e quelli esterni (StR5  $26.0 \pm 12.1$  ind/125m<sup>2</sup>; PiR5  $19.3 \pm 6.8$  ind/125m<sup>2</sup>; SpR5  $58.6 \pm 9.7$  ind/125m<sup>2</sup>; SsR5  $48.0 \pm 14.2$  ind/125m<sup>2</sup>).

### ***Serranidi***

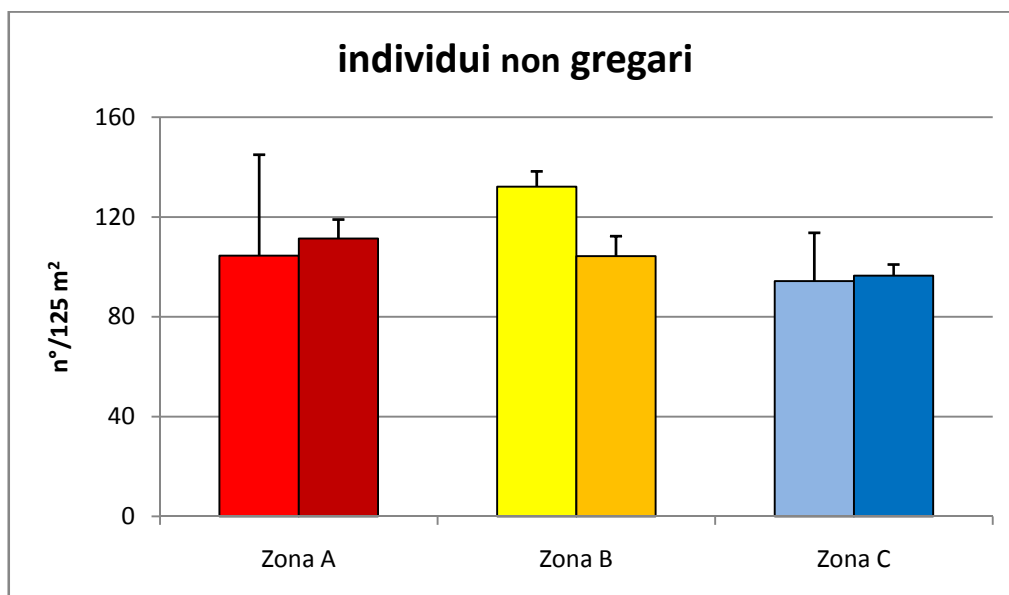
La famiglia dei Serranidi, rappresentata essenzialmente da *Serranus cabrilla* e *Serranus scriba* per l’intera area di studio, tiene conto anche della distribuzione delle cernie (*Epinephelus marginatus*, *Epinephelus costae*), esclusive dell’Area Protetta (Figura 18). Le specie sono ripartite nell’area di studio con densità in genere basse, ma con valori comunque significativamente maggiori nelle aree protette (FmR5  $3.6 \pm 0.8$  ind/125m<sup>2</sup>; TsR5  $5.0 \pm 0.5$  ind/125m<sup>2</sup>; IRC5  $5.6 \pm 1.7$  ind/125m<sup>2</sup>; PsR5  $4.0 \pm 1.1$  ind/125m<sup>2</sup>) rispetto a quelle di controllo (StR5  $1.3 \pm 0.3$  ind/125m<sup>2</sup>; PiR5  $0.6 \pm 0.3$  ind/125m<sup>2</sup>; SpR5  $4.0 \pm 1.5$  ind/125m<sup>2</sup>; SsR5  $2.0 \pm 0.0$  ind/125m<sup>2</sup>). Anche in questo caso (Tabella 9) risultano significative le differenze tra siti ( $p < 0.01$ ).

### **Effetto Zonizzazione**

L’effetto zonizzazione riguarda tutti i siti interni all’area marina suddivisi nelle diverse zone di tutela e per le due batimetrie considerate (5 e 10 metri). Anche per l’effetto zonizzazione sono state considerate le specie totali, quelle non gregarie e le famiglie più rappresentative (Sparidi, Labridi e Serranidi). Non sono state evidenziate differenze significative nell’abbondanza di pesci alle due differenti batimetrie.



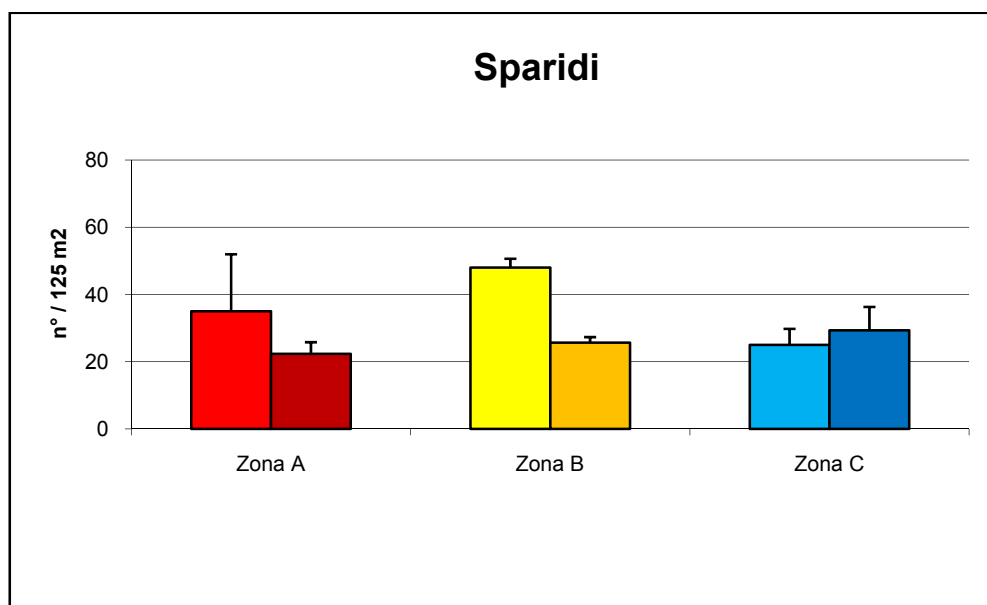
**Figura 19** – Grafico del numero totale di individui nelle zone a differente grado di tutela (Zona A, Zona B, Zona C) alle due differenti batimetrie (a sx quella dei 5 metri e a dx quella dei 10 metri).



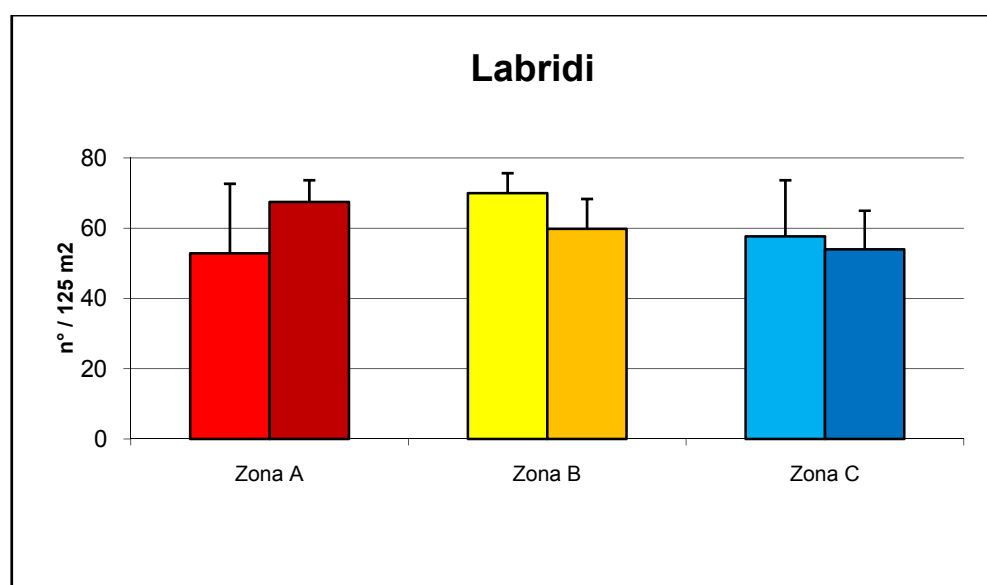
**Figura 20** – Grafico del numero di individui non gregari nelle zone a differente grado di tutela (Zona A, Zona B, Zona C) alle due differenti batimetrie (a sx quella dei 5 metri e a dx quella dei 10 metri).

Il numero totale di individui non differisce in modo significativo tra le diverse zone (Zona A 5m  $181.0 \pm 73.3$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona A 10m  $331.6 \pm 122.6$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona B 5m  $247.6 \pm 23.6$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona B 10m  $272.6 \pm 109.6$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona C 5m  $196.5 \pm 33.1$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona C 10m  $190.1 \pm 45.5$  ind/125m<sup>2</sup>) e solo per la zona A e la zona B si hanno valori maggiori nei siti più profondi (Figura 19). Gli individui non gregari sono

distribuiti omogeneamente (Figura 20) nell'Area Marina anche per le diverse batimetrie indagate (Zona A 5m  $104.5 \pm 40.5$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona A 10m  $111.3 \pm 7.6$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona B 5m  $132.1 \pm 6.1$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona B 10m  $104.3 \pm 8.0$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona C 5m  $94.3 \pm 19.3$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona C 10m  $96.5 \pm 4.5$  ind/125m<sup>2</sup>).



**Figura 21** – Grafico del numero di Sparidi nelle zone a differente grado di tutela (Zona A, Zona B, Zona C) alle due differenti batimetrie (a sx quella dei 5 metri e a dx quella dei 10 metri).



**Figura 22** – Grafico del numero di labridi nelle zone a differente grado di tutela (Zona A, Zona B, Zona C) alle due differenti batimetrie (a sx quella dei 5 metri e a dx quella dei 10 metri).

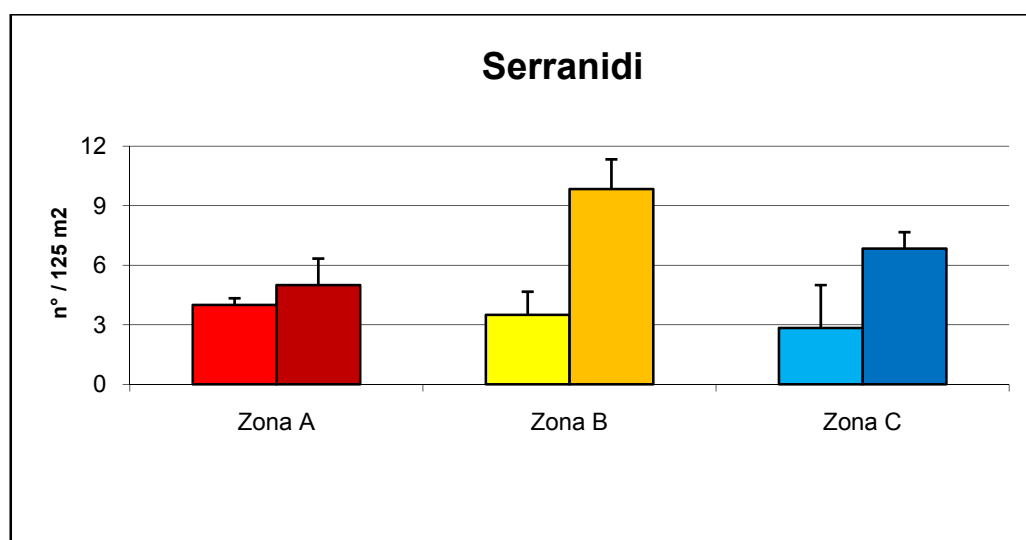


## ***Sparidi***

Gli Sparidi ovvero *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Diplodus puntazzo*, *Diplodus annularis*, *Oblada melanura* sono distribuiti nelle differenti aree a diverso grado di tutela (Zona A 5m  $35.0 \pm 17.0$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona A 10m  $22.3 \pm 1.2$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona B 5m  $48.0 \pm 2.6$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona B 10m  $25.6 \pm 1.6$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona C 5m  $25.0 \pm 1.3$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona C 10m  $29.3 \pm 7.0$  ind/125m<sup>2</sup>) senza mostrare differenze significative, come pure per le due differenti batimetrie (Figura 21).

## ***Labridi***

I Labridi, *Coris julis*, *Labrus merula*, *Labrus viridis*, *Symphodus cinereus*, *Symphodus mediterraneus*, *Symphodus melanocercus*, *Symphodus ocellatus*, *Symphodus roissali*, *Symphodus rostratus*, *Symphodus tinca*, *Thalassoma pavo*, risultano distribuiti in modo omogeneo nei vari siti con diverso grado di protezione e alle differenti batimetrie (Figura 22) (Zona A 5m  $52.8 \pm 19.8$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona A 10m  $67.5 \pm 6.1$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona B 5m  $70.0 \pm 5.6$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona B 10m  $59.8 \pm 8.5$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona C 5m  $57.6 \pm 16.0$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona C 10m  $54.0 \pm 11.0$  ind/125m<sup>2</sup>).



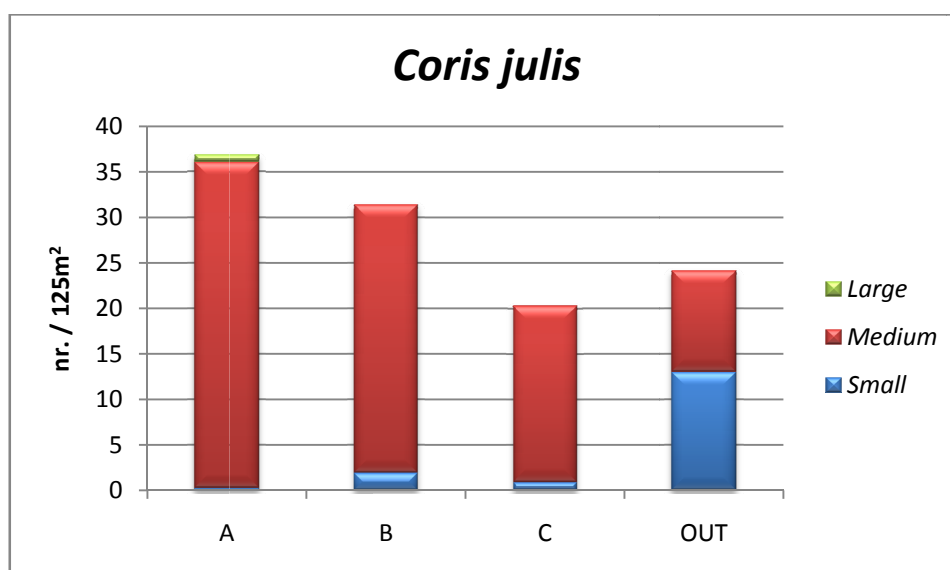
**Figura 23** – Grafico del numero di serranidi nelle zone a differente grado di tutela (Zona A, Zona B, Zona C) alle due differenti batimetrie (a sx quella dei 5 metri e a dx quella dei 10 metri).

## ***Serranidi***

La famiglia dei Serranidi che comprende le seguenti specie: *Serranus cabrilla*, *Serranus scriba*, *Epinephelus marginatus* e *Epinephelus costae*, non mostra tendenze significative nella distribuzione tra le differenti zone protette (Figura 23) (Zona A 5m  $4.0 \pm 0.3$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona A 10m  $5.0 \pm 1.3$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona B 5m  $3.5 \pm 1.1$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona B 10m  $9.8 \pm 1.5$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona C 5m  $2.8 \pm 2.1$  ind/125m<sup>2</sup>, Zona C 10m  $6.8 \pm 0.8$  ind/125m<sup>2</sup>).

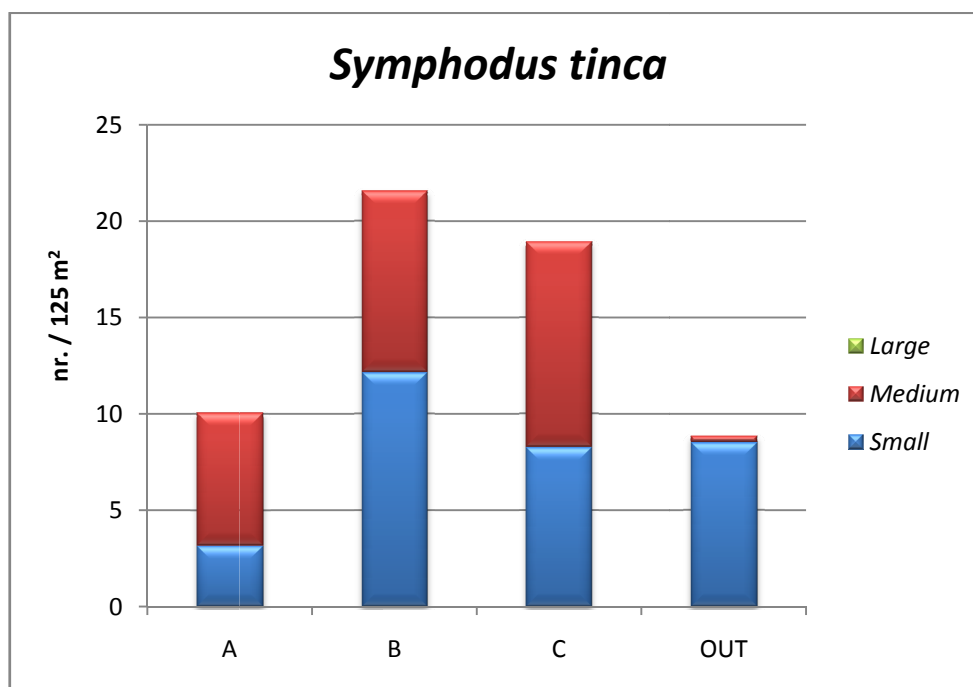
## **Distribuzione delle classi di taglia**

La distribuzione delle classi di taglia nelle differenti zone sottoposte a tutela, interne all'area marina protetta, ed in quelle esterne è stata prodotta per le differenti specie censite. Di seguito saranno proposte le distribuzioni delle specie appartenenti alle famiglie più rappresentative (Labridi, Sparidi e Serranidi) per le restanti si rimanda agli allegati (Allegato II). I grafici mostrano la presenza di individui per ogni classe di taglia. Il numero esiguo di individui di taglia maggiore non ha reso possibili analisi dettagliate. Resta importante, anche se unicamente a livello qualitativo, commentare alcune specie.

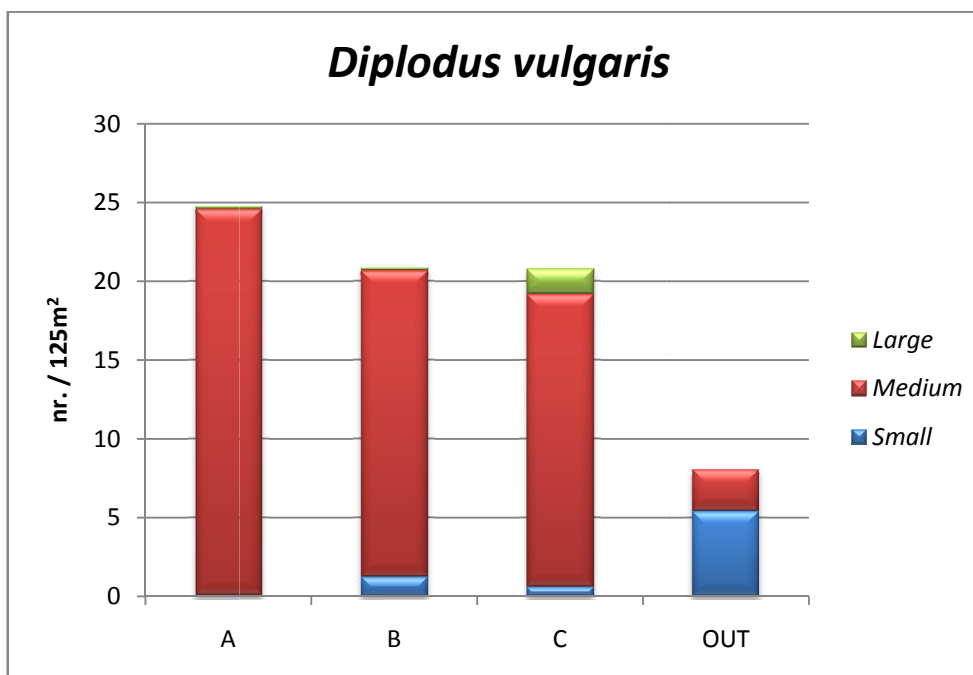


**Figura 24** – Grafico della distribuzione delle classi di taglia di *Coris julis*.

I Labridi sono distribuiti omogeneamente nell'area di studio, risultano preponderanti le classi medie sia per il *Coris julis* (Figura 24) che sono  $35.83 \text{ ind}/125\text{m}^2 \pm 10.07$  (S.E.) nella zona A,  $29.5 \pm 4.08 \text{ ind}/125\text{m}^2$  nella zona B,  $19.44 \pm 2.63 \text{ ind}/125\text{m}^2$

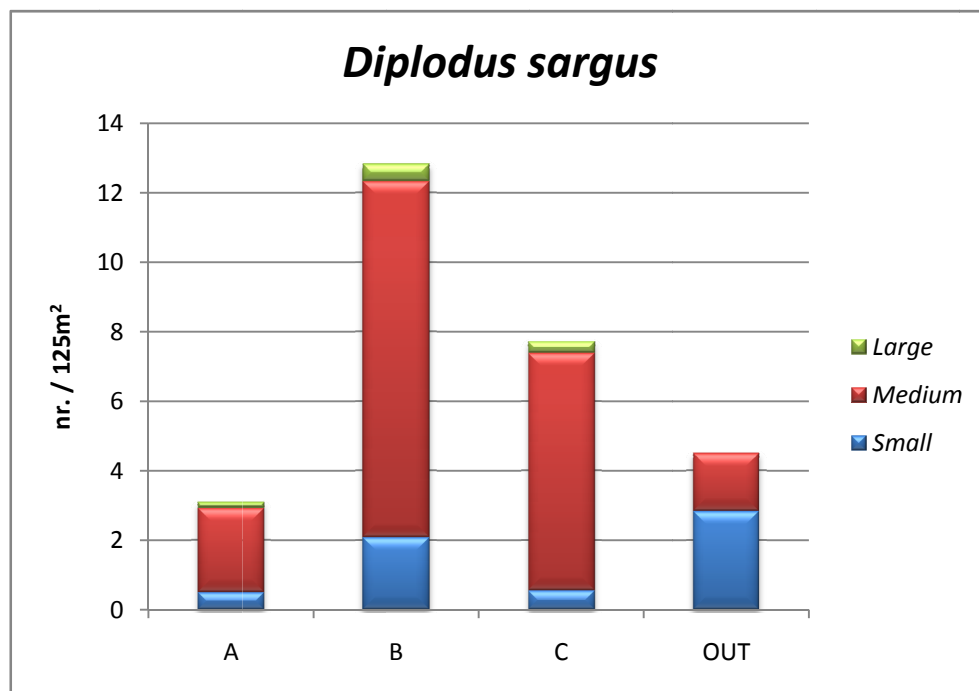


**Figura 25** – Grafico della distribuzione di classi in taglia di *Symphodus tinca*.



**Figura 26** – Grafico della distribuzione di classi in taglia di *Diplodus vulgaris*.

nella zona C,  $11.16 \pm 4.76$  ind/125m<sup>2</sup> nelle zone esterne che per il *Symphodus tinca* (Figura 25) che sono  $6.91 \pm 2.83$  ind/m<sup>2</sup> nella zona A,  $9.41 \pm 2.32$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona B,  $10.66 \pm 1.75$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona C,  $0.35 \pm 0.19$  ind/125m<sup>2</sup> nell'OUT. Nelle aree esterne all'AMP l'abbondanza delle classi medie (*medium*) diminuisce a discapito di quelle più piccole *small* che assumono carattere preponderante (Figura 25). Per il *Coris julis* le taglie piccole sono  $0.25 \pm 0.25$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona A,  $1.92 \pm 1.59$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona B,  $0.88 \pm 0.48$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona C,  $13.00 \pm 1.88$  ind/125m<sup>2</sup> nelle zone esterne. Nel caso di *Symphodus tinca* si hanno  $3.16 \pm 1.58$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona A,  $12.16 \pm 3.45$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona B,  $8.28 \pm 2.16$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona C,  $8.50 \pm 1.60$  ind/125m<sup>2</sup> nelle zone esterne.

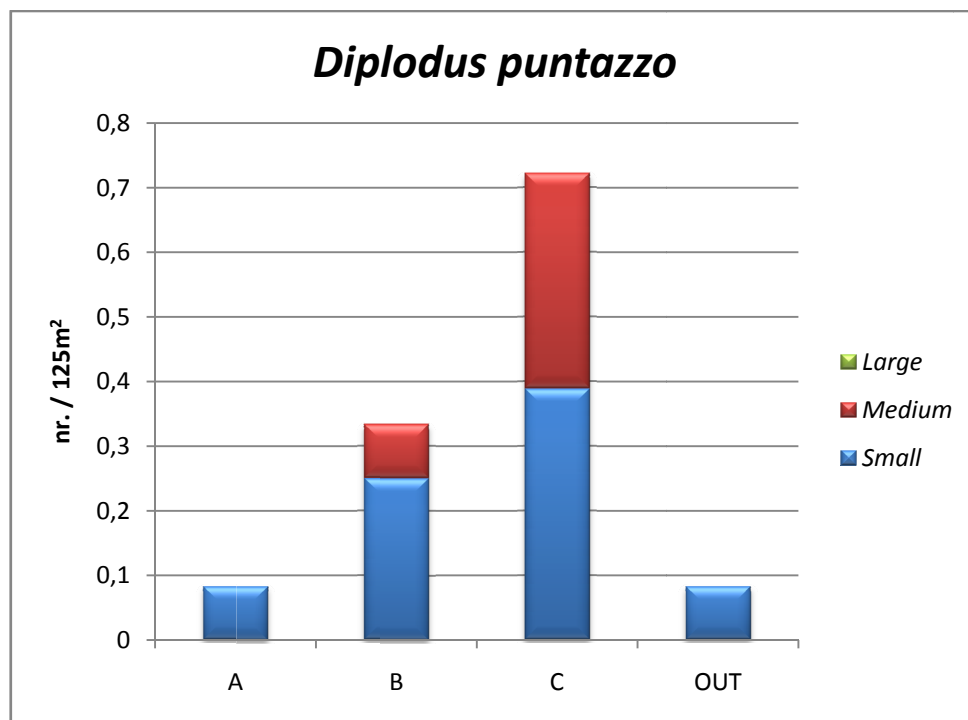


**Figura 27** – Grafico della distribuzione di classi in taglia di *Diplodus sargus*.

Gli sparidi (Figura 26, 27, 28) mostrano densità differenti tra le zone protette e quelle esterne all'AMP. Le classi più piccole di individui assumono densità maggiori nei siti esterni all'AMP nelle tre specie prese in esame, dove, nel caso del *Diplodus puntazzo* (Figura 28) è addirittura l'unica classe censita. Si hanno per la classe *small* del *Diplodus vulgaris*  $0.83 \pm 0.08$  ind/125m<sup>2</sup> in zona A,  $1.25 \pm 1.03$  ind/125m<sup>2</sup> in zona B,  $0.6 \pm 0.42$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona C e  $5.42 \pm 1.64$  ind/125m<sup>2</sup> nei siti esterni (Figura 26), nel

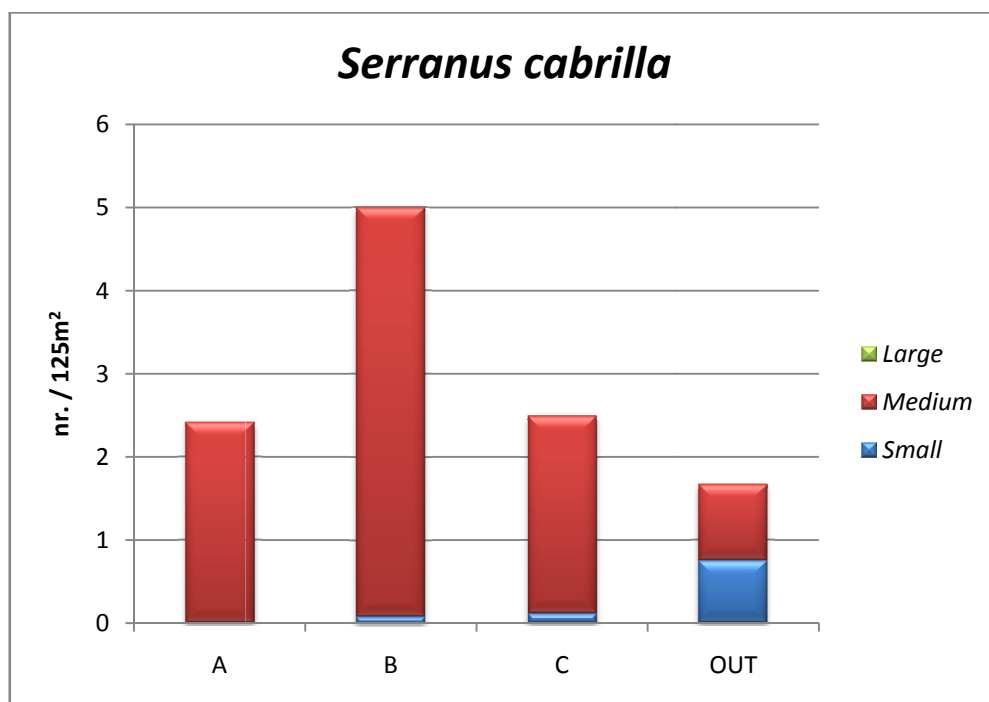
caso del *Diplodus sargus* si hanno  $0.50 \pm 0.50$  ind/125m<sup>2</sup> in zona A,  $2.08 \pm 1.97$  ind/125m<sup>2</sup> in zona B,  $0.55 \pm 0.36$  ind/125m<sup>2</sup> in zona C e  $2.88 \pm 1.07$  ind/125m<sup>2</sup> nell'area esterna (Figura 27), mentre nel *Diplodus puntazzo* si hanno  $0.08 \pm 0.08$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona A,  $0.25 \pm 0.15$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona B,  $0.38 \pm 0.27$  ind/125m<sup>2</sup> nella zona C e in quella esterna  $0.08 \pm 0.08$  ind/125m<sup>2</sup> (Figura 28).

Le classi medie anche nel caso degli Sparidi risultano quelle più rappresentate a discapito di quelle più grandi, soprattutto in *Diplodus vulgaris* (Figura 26) ( $24.50 \pm 9.00$  ind/125m<sup>2</sup> in zona A,  $19.41 \pm 3.46$  ind/125m<sup>2</sup> in zona B,  $18.55 \pm 2.92$  ind/125m<sup>2</sup> in zona C e  $2.66 \pm 0.38$  ind/125m<sup>2</sup> nell'Out) e in *Diplodus sargus* (Figura 27) ( $2.41 \pm 0.82$  ind/125m<sup>2</sup> in zona A,  $10.25 \pm 3.40$  ind/125m<sup>2</sup> in zona B,  $6.83 \pm 2.041$  ind/125m<sup>2</sup> in zona C,  $1.66 \pm 0.68$  ind/125m<sup>2</sup> in zone esterne).

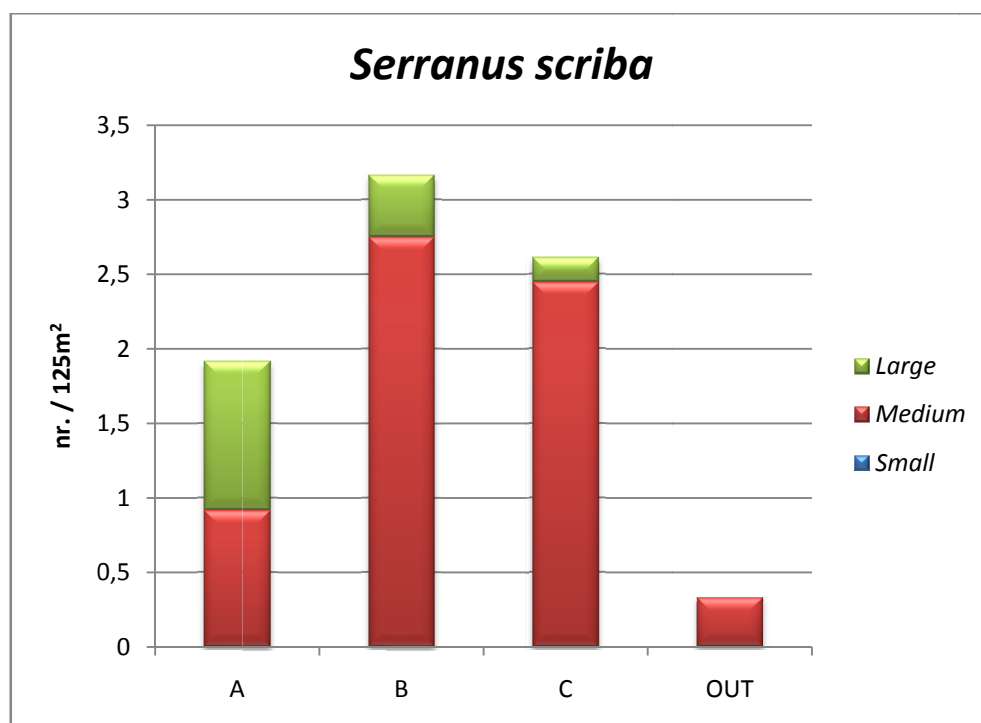


**Figura 28** – Grafico della distribuzione di classi in taglia di *Diplodus puntazzo*.

I Serranidi presi in considerazione (Figura 29 e 30) non raggiungono taglie in assoluto molto grandi, mostrano comunque una distribuzione in classi differenti tra i siti sottoposti a tutela e quelli esterni. In questi ultimi si ha una densità maggiore di piccoli



**Figura 29** – Grafico della distribuzione delle classi di taglia di *Serranus cabrilla*.



**Figura 30** – Grafico della distribuzione di classi in taglia di *Serranus scriba*.

rispetto agli altri siti. Per *Serranus cabrilla* (Figura 29) si hanno in zona A solo *medium* ( $2.42 \pm 0.20$  ind/125m<sup>2</sup>), in zona B *small* ( $0.083 \pm 0.083$  ind/125m<sup>2</sup>) praticamente assenti e *medium* ( $4.92 \pm 1.40$  ind/125m<sup>2</sup>), in zona C *small* in numero esiguo ( $0.11 \pm 0.70$  ind/125m<sup>2</sup>) e *medium* ( $2.38 \pm 0.39$  ind/125m<sup>2</sup>), mentre nelle zone esterne si hanno sia *small* ( $0.75 \pm 0.028$  ind/125m<sup>2</sup>) che *medium* ( $0.0913 \pm 0.036$  ind/125m<sup>2</sup>) in numero paragonabile. Per quanto riguarda *Serranus scriba* (Figura 30) si hanno classi di taglia media ( $0.91 \pm 0.59$  ind/125m<sup>2</sup> in zona A,  $2.75 \pm 0.34$  ind/125m<sup>2</sup> in zona B,  $2.44 \pm 0.91$  ind/125m<sup>2</sup> in zona C) e *large* ( $1.00 \pm 0.40$  ind/125m<sup>2</sup> in zona A,  $0.41 \pm 0.31$  ind/125m<sup>2</sup> in zona B,  $0.16 \pm 0.16$  ind/125m<sup>2</sup> in zona C) all'interno dell'area marina, mentre solo le classi medie al di fuori ( $0.33 \pm 0.13$  ind/125m<sup>2</sup>).

### Nuove specie censite



**Figura 31** – Esemplare di *Scorpaena maderensis* fotografato allo scoglio del Catalano, sito in cui negli ultimi anni le abbondanze sono cresciute in modo significativo (Foto G.A. de Lucia).

### *Scorpaena maderensis*

Nei campionamenti della stagione 2007 è stata riscontrata la specie *Scorpaena maderensis*, lo scorfanotto di Madera (Figura 31). Si tratta di un piccolo scorfano, lungo

al massimo 15 cm, riconoscibile sia dall'assenza della depressione occipitale che da 4 caratteristici barbigli bianchi sotto la bocca. La specie rappresenta un importante indicatore dello stato di meridionalizzazione avviato in Mediterraneo da diversi anni.

La specie negli ultimi decenni è comparsa nel Mediterraneo, presente dal Libano alla Grecia, in Sicilia e fino alla Spagna. Segnalata da qualche tempo anche nell'AMP del Sinis (Trainito, 2005, comunic. personale), in questa campagna di monitoraggio, nonostante le sue abitudini criptiche, ha mostrato densità elevate sia alla batimetrica dei 5 metri che a quella dei 10 metri. Privilegia zone ricche di anfratti che occupa anche con numerosi individui, si nutre essenzialmente di piccoli pesci e crostacei. Non è molto apprezzata dalla pesca in conseguenza delle piccole taglie che raggiunge.

### ***Fistularia commersonii***

Alla famiglia *Fistularidae* vengono ascritte diverse specie tra cui *Fistularia commersonii* e *Fistularia petimba*. Entrambe sono state recentemente osservate in Mediterraneo (Figura 33), nel 1997 al largo di Cadice la specie *F. petimba* (Càrdenas *et al.*, 1997), mentre nel 2000 lungo le coste Israeliane la specie *F. commersonii* (Golani,

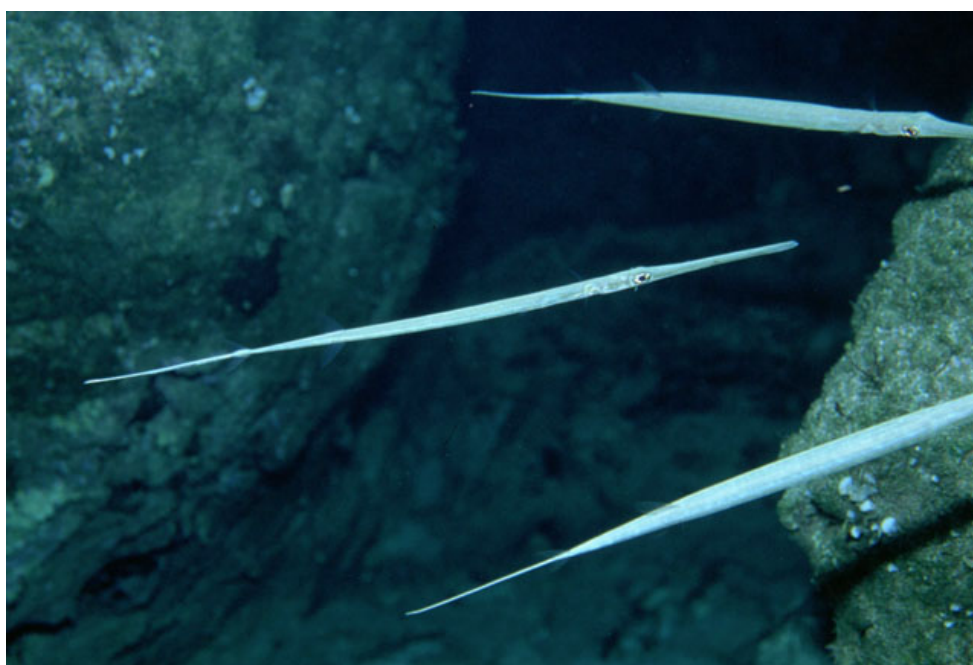


**Figura 32** – Esemplare di *Fistularia commersonii* portata da un pescatore e fotografata nei nostri laboratori. L'esemplare è stato rinvenuto nel Golfo di Oristano (Foto G.A. de Lucia).

2000), seguita da numerose altre catture riportate in letteratura (Corsini *et al.*, 2002; Bilecenoglu *et al.*, 2002; Azzurro *et al.*, 2004; Fiorentino *et al.*, 2004; Pipitone *et al.*, 2004; Souissi *et al.*, 2004). La specie *F. commersonii*, migrante lessepsiana, ha una



colorazione verde brunastra ed è priva di una serie di placche ossee dorsali, raggiunge una lunghezza totale di circa 150 cm, è diffusa in molti mari, dall'Oceano Pacifico a quello Indiano, lungo le coste del Sud e del Centro America. Il corpo è allungato, filiforme, ha fecondazione esterna, ovipara, con emissione di uova galleggianti pelagiche nei mesi estivi da Giugno ad Agosto, lungo le coste della California (Watson e Sandknop, 1996). La presenza di un esemplare della specie *F. commersonii* nel settore nord occidentale dell'area mediterranea rappresenta un ulteriore elemento a conferma della colonizzazione in atto e della sempre maggiore estensione di questa specie lessepsiane. L'esemplare che ci è pervenuto (Figura 32) è stato catturato nel Golfo di Oristano, quindi in prossimità dell'Area Marina Protetta e ci è stato portato da un pescatore.



**Figura 33** – Esemplare di *Fistularia commersonii* in natura.

## ***DISCUSSIONI***

I risultati di questa campagna di monitoraggio mostrano, a dieci anni dall'istituzione dell'AMP, differenze significative tra i siti esterni e quelli interni, sottoposti a tutela, sia per il numero di individui (Figura 14) e per il numero di specie censite che per alcune importanti famiglie (Sparidi e Serranidi; Figura 16 e 18). Le

specie ittiche censite nello studio risultano in numero maggiore (Tabella 4) all'interno della riserva, tra queste si contano specie come la cernia (*Epinephelus marginatus*), il dentice (*Dentex dentex*), la corvina (*Sciaena umbra*), considerate specie nobili che non sono state censite nelle aree esterne di controllo. La loro presenza nella riserva conferma l'elevata complessità della comunità ittica che insiste lungo la costa del Sinis. Inoltre, questi dati devono essere relazionati all'eterogeneità degli habitat presenti nelle differenti tipologie di substrati rocciosi (carbonatici, granitici e basaltici). Dalle analisi prodotte solo la famiglia dei labridi mostra una distribuzione omogenea nell'intera area di studio (Figura 17), Sparidi e Serranidi mostrano valori di densità significativamente maggiori nelle aree sottoposte a tutela (Figura 16 e 18).

Per quanto concerne l'effetto zonizzazione i risultati mostrano invece tendenze confuse, non tanto per il numero delle specie censite, quanto per la loro distribuzione nell'AMP. L'analisi *nMDS* evidenzia una separazione tra le zone a tutela integrale rispetto alle altre in entrambe le batimetrie indagate (Figura 13). Lo scoglio del Catalano e l'isola di Mal di Ventre (le zone di riserva integrale), considerata la distanza di circa 4 miglia dalla costa, dovrebbero beneficiare dell'effetto isolamento. I risultati, diversamente, mostrano le densità e le classi di taglia delle specie *target* in linea con le altre località a differente grado di protezione lungo le coste interne all'AMP. Se si prende in considerazione la sola isola di Mal di Ventre, in cui il substrato granitico e la tipologia di habitat sono paragonabili per i differenti regimi di protezione, è possibile verificare cambiamenti legati ai fattori di protezione. I risultati mostrano che le densità degli sparidi sono maggiori alle batimetrie più superficiali (5m) e raggiungono i valori più alti nelle zone a tutela parziale e a tutela generale rispetto alle aree a tutela integrale (Figura 21). Interessante il dato riscontrato a Torre Seu, dove i valori di densità sono maggiori rispetto alle altre località considerate sia per i non gregari che per gli Sparidi. Il parco terrestre di Seu non percorribile in auto, la falesia che non rende agevole la fruizione dell'area, funzionano probabilmente da deterrente per chi voglia usufruire della risorsa. Molti sono i lavori che enfatizzano l'aumento in densità e in taglie in una AMP (Bell, 1983; Harmelin, 1987; Roberts e Polunin, 1991), inoltre l'aspettativa per la gestione è che ci sia, a lungo termine, l'evidenza che la biomassa dello stock in riproduzione aumenti aiutando la pesca al di fuori (Alcala e Russ, 1990; Gell e Roberts, 2002) secondo il fenomeno dello *spillover*. L'aumento in biomassa degli stock ha evidenze anche nella presenza di un cospicuo numero di adulti e proprio per questo si

sono analizzate le densità delle varie taglie di individui nei differenti siti suddivise in tre classi. I Labridi come *Coris julis* e *Symphodus tinca* mostrano densità più elevate nelle classi di taglia maggiori all'interno dell'area marina, ma con valori in assoluto sotto la media (Figura 24 e 25). Inoltre, per il caso del sarago *Diplodus vulgaris*, mancano gli individui delle classi di taglia maggiori in tutta l'area indagata (Figura 26). Tale specie rappresenta un importante risorsa di prelievo, ed è probabilmente questo il motivo dell'assenza delle taglie più grandi. A conferma di ciò le classi medie sono presenti unicamente all'interno dell'area marina e quelle piccole presenti in entrambe le aree. In parte questi dati potrebbero essere spiegati dalla forte pressione della pesca sportiva esercitata al di fuori dell'Area Protetta. *Labrus merula* e *Labrus viridis* sono praticamente assenti nei siti esterni di controllo che rappresentano i Labridi di taglie discrete facilmente catturabili col fucile subacqueo, inoltre, specie come *Diplodus sargus*, *Dipodus vulgaris*, *Diplodus puntazzo*, *Mullus surmuletus*, *Serranus scriba*, *Symphodus tinca*, considerate specie *target* della pesca a fucile seppur presenti nei siti esterni non protetti mostrano solo ed esclusivamente le taglie più piccole.

La caratterizzazione della fauna ittica ha il ruolo fondamentale di comprendere che direzione la gestione delle risorse biologiche sta prendendo nel tempo. Le Aree Marine Protette nascono anche per proteggere e conservare gli stock ittici che da tempo vengono depauperati dalla flotta peschereccia. Diviene quindi fondamentale associare i risultati della caratterizzazione della fauna ittica con i dati della pesca. Il numero preciso di imbarcazioni che insistono nell'Area Marina Protetta, tempi e modi di utilizzo degli attrezzi da pesca, sforzo di pesca nelle aree e nelle diverse stagioni rappresentano variabili importanti a cui associare i dati di densità. Valutare lo stato delle risorse e degli habitat è scopo fondamentale di un'area protetta, non col solo obiettivo della conoscenza ma con la possibilità di attuare precisi programmi di gestione. Le Aree Marine Protette (AMP) costituiscono punti focali per lo sviluppo del turismo naturalistico subacqueo grazie alla possibilità di osservare facilmente flora e fauna marine altrove scomparse. L'attività ricreativa subacquea può costituire un importante binomio tra turismo ed educazione ambientale, aspetti certamente fondamentali e prioritari nella gestione dell'area marina. Una maggiore presenza di esemplari di taglie grandi di alcune specie di particolare interesse comporterebbe una maggiore attrattiva per lo sviluppo delle attività subacquee ricreative.

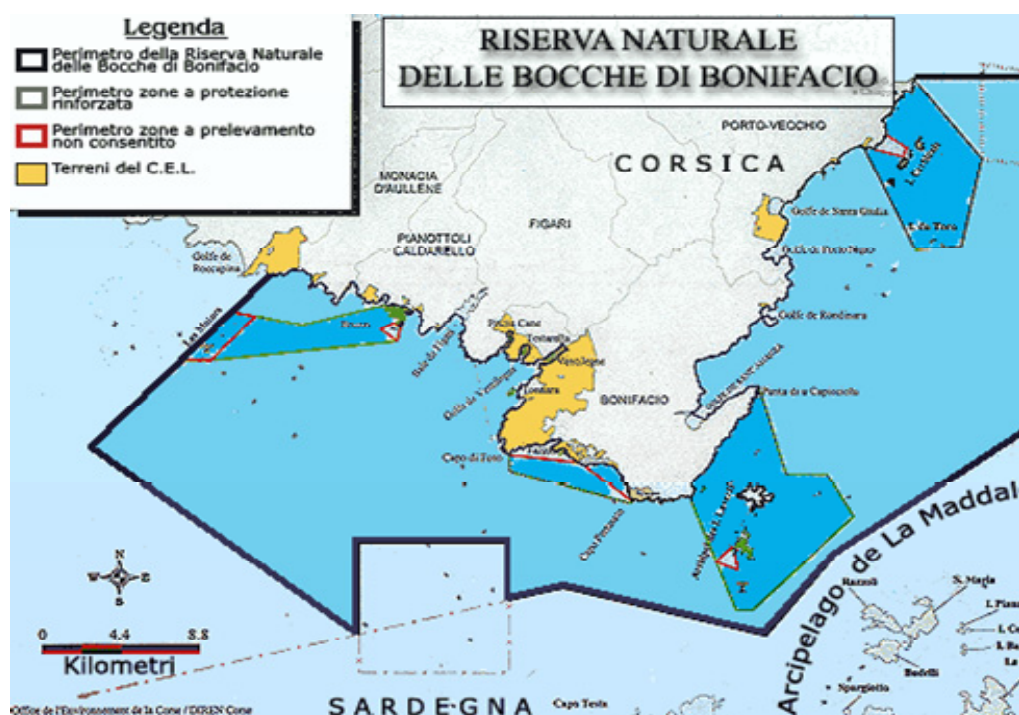
Il monitoraggio di specie denominate “aliene” come lo scorfanotto di Madera (*Scorpaena maderensis*) o altre, assume importanza particolare per la gestione di un’Area Marina Protetta. L’arrivo di nuove specie non graduale, potrebbe essere indicatore di cambiamenti ambientali in corso (globali e locali) che potrebbero indurre modificazioni nelle comunità presenti nell’area. Nel caso specifico *Scorpaena maderensis* assume un ruolo importante nella comunità bentonica (La Mesa *et al.*, 2005); studi sul ruolo ecologico della specie potrebbero aiutare nella comprensione dei fenomeni in atto, così da programmare interventi mirati alla salvaguardia delle aree protette. Caso emblematico è quello della *Fistularia* (*Fistularia commersonii*), segnalata nel Mediterraneo orientale nel 2000 e presente dopo qualche stagione qui in Sardegna, peraltro nel settore occidentale. Il successo di colonizzazione di specie aliene può essere dovuto a differenti cause (i) perché trovano condizioni simili, se non migliori, a quelle originarie, (ii) oppure colonizzano ambienti degradati dove non hanno predatori e competitori per il cibo.

Concludendo, si evidenziano alcune aree prioritarie che sono lo scoglio del Catalano, l’Isola di Mal di Ventre e Torre Seu. Lo scoglio del Catalano presenta tutte le specie considerate termofile presenti nell’area (*Thalassoma pavo*, *Sphyræna viridensis*, *Scorpaena maderensis* etc...) che mostrano valori di densità elevati, e proprio per questo avrebbe bisogno di maggiori attenzioni negli anni a venire con campagne di monitoraggio mirate. Inoltre, le batimetrie più superficiali mostrano ampi tratti di roccia nuda o ad alghe rosse incrostanti denominate “*barren*”, che se da un lato sono prodotte da fenomeni di *overgrazing* da parte di erbivori, per la presenza massiccia di ricci, dall’altro producono un generale impoverimento della diversità biologica, oltre che indicare l’assenza di grandi Sparidi, che rappresentano i predatori diretti dei ricci di mare. L’isola di Mal di Ventre mostra una fauna ittica molto varia e con alcuni fattori peculiari, ad esempio il substrato granitico comune per le zone a differente regime di protezione, la lontananza dalla costa ed altri fattori ancora, ma non si evidenzia un gradiente tra le zone A, B e C a dimostrazione che la regolamentazione dell’impatto antropico non appare efficace come dovrebbe. Inoltre il sistema Catalano – Mal di Ventre, la cui batimetria degrada dolcemente verso ovest, rappresenta un *continuum* di rilevanza importante per i fenomeni di colonizzazione e reclutamento delle diverse forme biologiche. Torre Seu, ora zona B, mostra una fauna ittica articolata, una ricchezza in specie e densità con valori maggiori che negli altri siti lungo costa, e

proprio per questo motivo è importante monitorare la comunità ittica nel tempo. Da come si evince in diversi lavori (Guidetti e Sala, 2007) la sorveglianza è l'unico deterrente non solo al rispetto delle regole ma alla salvaguardia e protezione di quelle specie ittiche che mantengono elevata la complessità ecologica di un'area, e al contempo crea il presupposto alla fruizione turistica e naturalistica di un'area considerata di pregio.

Continuare a lavorare sulla comunità ittica, anche in modo sinergico, appare dunque prioritario. Permette di operare confronti tra i vari anni di campionamento al fine di comprendere le dinamiche e le problematiche legate allo sviluppo e alla conservazione degli habitat, non ultimo implementa il database delle specie censite e delle abbondanze costruendo una serie storica della fauna ittica dell'AMP del Sinis nei diversi anni dalla sua costituzione.

# RISPOSTA DI FUGA IN *MULLUS SURMULETUS* E *GOBIUS BUCCHICHI* NELLA RISERVA NATURALE DELLE BOCCHE DI BONIFACIO



**Figura 34** – Cartina della riserva marina delle Bocche di Bonifacio.

## **INTRODUZIONE**

Le Aree Marine Protette sono istituite per incrementare la biodiversità, l'abbondanza e la taglia media delle specie (Roberts e Polunin, 1991; Dugan e Davies, 1993; Agardy, 1994). Le riserve marine sono state proposte per la salvaguardia e la gestione della pesca al fine di preservare il territorio secondo i principi di conservazione (Allison *et al.*, 1998; Halpern, 2003; Jackson, 2001). Studi a carattere ecologico rappresentano una metodologia testata per indagare gli effetti dell'istituzione di una riserva sulla fauna marina (Garcia-Rubies e Zabala, 1990; Halpern, 2003) per differenti fattori (densità, diversità, biomassa e taglia). Recentemente molti studi hanno indagato l'effetto riserva nelle aree marine utilizzando la fauna ittica come indicatore. Sono state quindi utilizzate da diversi autori alcune specie *target* nello studio degli effetti diretti della protezione (Halpern, 2003; Guidetti e Sala, 2007) e degli effetti indiretti (Sala *et al.*, 1998; Micheli *et al.*, 2005; Guidetti, 2006) analizzando, ad esempio, le cascate trofiche. Molte specie di pesci, considerate *target* per la pesca, sono specie ecologicamente rilevanti poiché rappresentano predatori in cima alla catena trofica (Myers, 2003) e possono quindi causare cambiamenti nell'intera comunità quando vengono rimossi. Allo stesso tempo un incremento della densità dei predatori, ad esempio, potrebbe disturbare l'ecosistema e potrebbe produrre un'elevata competizione per la risorsa, ed un generale decremento nella densità delle prede (Willis, 2003; Castilla, 1999). Studi condotti nella riserva marina delle Medas (Spagna) hanno mostrato come la decrescita delle densità della cernia bruna (*Epinephelus marginatus*) causata essenzialmente dal prelievo, ha prodotto cambiamenti a livello di comportamento riproduttivo, che si è poi ripercosso a livello ecologico sulla biologia riproduttiva della specie (Zabala *et al.*, 1997). Anche se indirettamente, sarebbe possibile influenzare l'intera comunità e quindi l'ecosistema a livello funzionale (e Babcock, 2002; Cote *et al.*, 2001). Questa alterazione si propaga a diversi livelli trofici in quello che viene definito effetto cascata (Shears e Babcock, 2022; Guidetti *et al.*, 2006; Sala *et al.*, 1998; Mumby, 2006), che potrebbe essere correlato a cambiamenti di natura comportamentale per alcune specie. Vari fenomeni comportamentali come *l'habitat selection*, il *feeding* e i comportamenti antipredatori possono avere un profondo effetto sulle variabili ecologiche come la distribuzione e la densità delle specie (Godin *et al.*, 1997). Studi recenti hanno indagato gli effetti delle attività turistiche nelle

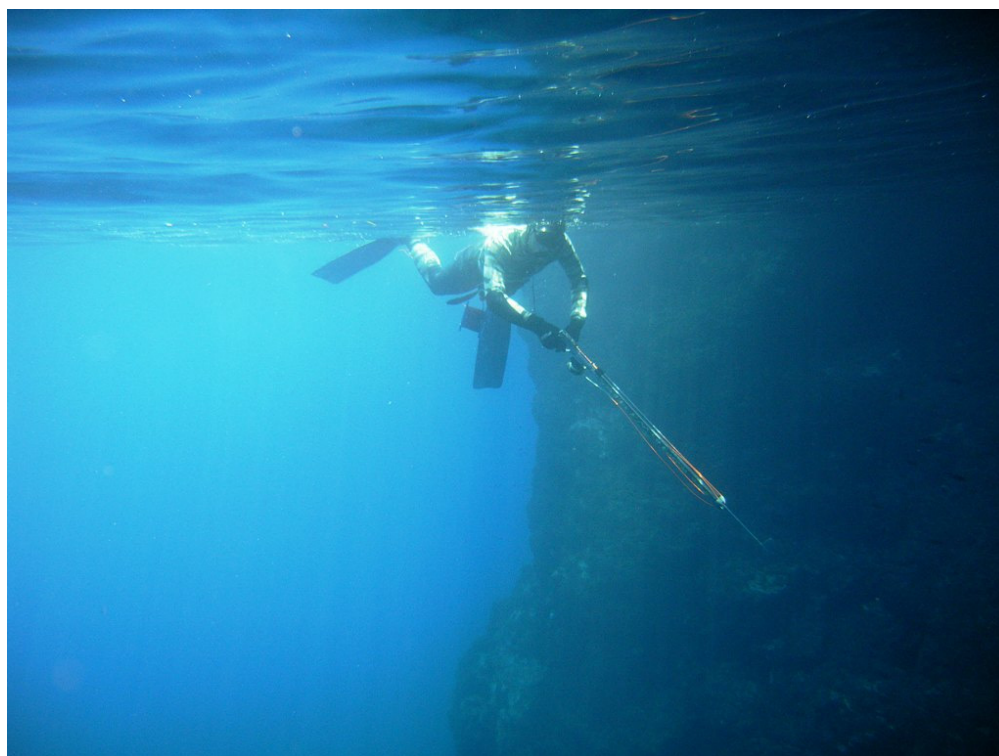
Aree Marine Protette come *l'human trampling*, le immersioni subacquee, l'ancoraggio e il *feeding* (Hawkins *et al.*, 1999; Milazzo *et al.*, 2002, 2005; Casu *et al.*, 2006). Le aree Marine rappresentano una soluzione ideale per analizzare le relazioni tra le variabili ecologiche e quelle comportamentali. Le attività umane che agiscono sul comportamento degli animali cominciano ad essere studiate in questi ultimi anni nelle AMP del Mediterraneo (Milazzo *et al.*, 2005). In quest'ottica gli studi a carattere comportamentale nelle AMP rappresentano un'innovazione. Le pratiche di *feeding* da parte dei subacquei mostrano alterazioni nei *pattern* comportamentali dei pesci (Milazzo *et al.*, 2006, 2005; Cole, 1994; Sweatman, 1996). Molte AMP proibiscono la pratica del *feeding* da parte dei subacquei poiché i cambiamenti che apportano introducendo cibo non sono facilmente controllabili e si contrappongono ai principi per cui le riserve sono state istituite.

## **Pesca sportiva subacquea**

Nella riserva di Bonifacio, che come detto rappresenta un'area molto vasta (Figura 34), vengono gestite alcune zone della riserva, in cui è possibile effettuare la pesca sportiva subacquea (Figura 35). Tale attività rappresenta un'attrattiva turistica di fondamentale importanza per l'intera porzione meridionale della Corsica, e un'importante entrata economica poiché viene gestita direttamente dalla riserva. Nella stagione estiva la pesca subacquea con il fucile rappresenta un'attività molto praticata, in modo particolare in Mediterraneo, proprio a causa delle piacevoli temperature (Kulbicki, 1998; Coll *et al.*, 2004; Lowry e Suthers, 2004). In alcune aree marine i pesci di grossa taglia hanno ricolonizzato alcune aree costiere dopo che la pesca professionale e sportiva è stata o vietata o regolamentata (Harmelin *et al.*, 1995; Vacchi *et al.*, 1998). Inoltre, sono molte le osservazioni di ordine qualitativo che suggeriscono cambiamenti comportamentali da parte delle specie *target* nei confronti dell'uomo (compresi i subacquei) (Guidetti *et al.*, 2008). Il divieto della pesca subacquea, in Mediterraneo, è in vigore in tutte le Aree Marine (Colle *et al.*, 2004; Harmelin *et al.*, 1995). La pesca sportiva è abitualmente praticata nella zona litorale e solo parzialmente si sovrappone con le aree della pesca tradizionale della flotta costiera. Nella gestione della fauna ittica in una riserva marina non è possibile escludere cambiamenti di ordine comportamentale



come conseguenza di alterazioni sulla distribuzione e sulle densità di alcune specie, a causa dei fenomeni indiretti che agiscono sulla catena trofica, ed è possibile pensare che ci possano essere alterazioni nel rapporto preda-predatore. Si dice spesso che la sola presenza di un pescatore subacqueo possa essere avvertita dai pesci, ma sono scarsi i lavori scientifici che lo dimostrano. Sono molto scarse le conoscenze sul comportamento del pesce nella reazione al fucile subacqueo.



**Figura 35** – Pescatore sportivo subacqueo (Foto G.A. de Lucia).

È ragionevole assumere che meccanismi simili siano alla base della manovra di fuga della preda da una generica fonte di pericolo. Proprio su questo argomento sono stati concentrati i nostri studi. Le relazioni preda-predatore sono argomento di studio da parte di molti autori (Domenici, 2001; Pitcher e Wyche, 1983; Marchetti, 1993; Sale, 1980), data la loro fondamentale importanza nella gestione della fauna sia terrestre che marina. Un aspetto fondamentale nella relazione tra la preda e il predatore è proprio il momento dell'attacco. La percentuale di successo di un attacco deve essere strettamente collegato all'equilibrio utile alla coesistenza di entrambe le specie (preda e predatore) (Domenici, 2001; Domenici e Batty, 1997). Questo è il motivo per cui è stata analizzata nel dettaglio la risposta di fuga da parte della preda, poiché le alterazioni nel

comportamento di fuga possono incidere sui tassi di sopravvivenza, portando le specie in questione verso squilibri non facilmente gestibili e con esiti potenzialmente dannosi per la sua sopravvivenza. Diversi autori hanno studiato i meccanismi utilizzati per sfuggire agli attacchi dei predatori mostrando che, nel caso specifico della fauna ittica, la risposta di fuga rappresenta un elemento critico per la sopravvivenza dei pesci (Domenici e Blake, 1997).

## La risposta di fuga

La risposta di fuga consiste in un'improvvisa accelerazione per sfuggire dal predatore (Domenici e Blake, 1997; Domenici, 2002). La risposta di fuga a livello visivo ha come requisiti sia la percezione del predatore che la decisione di fuggire (Domenici, 2002; Blaxter e Fuiman, 1990; Dill, 1974), basata sul livello di percezione del rischio (Ydenberg e Dill, 1986). I pesci rispondono all'attacco dei predatori ad una precisa distanza (definita proprio come distanza di reazione) che è di primaria importanza per sfuggire alla cattura (Webb, 1984; Juanes, 1994; Dill, 1974). La distanza di reazione è determinata essenzialmente da due importanti variabili: la velocità di attacco da parte del predatore e la taglia stessa del predatore (Domenici, 2001; Dill, 1974).



**Figura 36** – Nella foto è visibile la classica postura a C (C-shape) a destra è disegnata una risposta di fuga dove  $A_0$  è l'angolo di orientamento iniziale tra il pesce e lo stimolo, quindi segue la risposta di fuga (da Domenici, 2001)

La maggior parte dei pesci utilizza il comportamento della '*fast start*' per fuggire da un predatore. La risposta di fuga è un comportamento molto complesso ed articolato; è possibile comunque considerarlo come composto da due livelli fondamentali, quello cinematico e quello fisiologico. Dal punto di vista cinematico è facilmente riconoscibile la classica postura a C (*C-shape*; Figura 36); questa postura rappresenta la prima parte della risposta stessa ed è seguita da una contrazione muscolare laterale (Domenici e Blake, 1997) che consente alla preda di effettuare la fortissima accelerazione per la fuga dalla fonte di pericolo. Secondo Eaton (1977), la *C-shape* può essere suddivisa in due fasi. La fase iniziale consiste di una contrazione unilaterale del tronco e della coda con l'assunzione della forma a C, denominata "*Fast-body-bend*"; la seconda è una fase di ritorno, denominata "*Return flip*". A livello fisiologico sono le cellule di Mauthner (*M-cells*) le responsabili della mediazione della *C-shape*. Le *M-cells* sono un paio di grandi interneuroni che processano le informazioni ricevute dalle fibre (*input* elettrico eccitatorio) ad una velocità nettamente superiore rispetto ad altri e permettono l'attivazione dei neuroni spinali per il moto. Le cellule di Mauthner sono coinvolte nella ricezione degli stimoli sensoriali, sia visivi che mecano-acustici coinvolti al sistema reticolo spinale (Peterson, 1984). Il pesce quindi reagisce all'attacco di un predatore con la caratteristica *forma-C* che è innescata da due neuroni giganti (le cellule del Mauthner; Eaton e Hackett, 1984). A livello sensoriale la vista, la linea laterale e l'organo stato-acustico inviano segnali alle *M-cells* le quali inviano a loro volta il segnale ai neuroni efferenti della coda spinale (Grantyn *et al.*, 1992). Se la *M-cell* stimolata è quella di sinistra, la contrazione avviene a destra e viceversa. Le accelerazioni durante le risposte di fuga sono il risultato dell'energia cinetica prodotta dai muscoli contratti e la forza propulsiva prodotta e si traducono in *performance* locomotoria da parte del pesce (Domenici e Blake, 1993; Wakeling, 2002). La torsione generata dalla miofibrilla viene calcolata cinematicamente perché è il momento angolare per quella data porzione del tronco. Il momento angolare nel miotomo del pesce si traduce sotto forma di accelerazione angolare nelle sezioni corporee a esso anteriori e posteriori. Maggiore è l'area della muscolatura attivata maggiore è la distanza tra muscolo e colonna e maggiore è la torsione, e quindi la contrazione iniziale del *fast-start* (Wakeling e Johnston, 1999). I pesci rispondono ad uno stimolo contraendo tutta la muscolatura su un lato del corpo, formando la *C-shape*, cui segue una contrazione della muscolatura controlaterale (Eaton e Hackett, 1984).

Nella cinematica della *fast-start* esistono due diverse tipologie definite, relative alla forma del corpo assunta dal pesce (*C-shape* e *S-start*); ognuna di queste consiste di tre fasi (Webb, 1976; Blake, 2004). Nel cosiddetto *stage 1* la muscolatura assiale fa piegare il pesce (postura C o S); una contrazione controlaterale dà inizio alla principale fase propulsiva (*stage 2*) seguita (*stage 3*) dall'allontanamento del pesce con un'attività di nuoto attiva o passiva. La rilevanza della *fast-start* (Domenici e Blake, 1997) va considerata nel contesto “attacco-fuga” all'interno della relazione preda-predatore; è infatti necessario che un pesce possa raggiungere un'alta velocità in un breve lasso di tempo. La *S-start* e la *C-shape* possono essere considerate come gli adattamenti di preda e predatore all'interno del rapporto tra questi. La *S-start* è la postura a ‘S’ assunta da un predatore nel caso non vi sia una contrazione unilaterale dei muscoli del tronco, all'inizio della fase propulsiva. La *C-shape* è, invece, il segnale d'inizio dell'*Escape Response* delle prede. La differenza che è necessario sottolineare tra le due diverse posizioni, riguarda la mediazione cellulare. Come spiegato in precedenza, la *C-shape* è mediata dalle *M-cells*, le quali permettono una rapida risposta motoria allo stimolo ricevuto; altrettanto non si può dire per la *S-start*. Come sottolineato da Domenici e Blake (1997), la *S-start* e la *C-shape* sono cinematicamente troppo diverse per avere lo stesso controllo neurale.

La risposta di fuga dipende da:

- vista (Dill, 1974). Il sistema è connesso alle *M-cell* attraverso un lungo *pathway* neuronale, include un processo intermedio con il tetto ottico (Zottoli *et al.*, 1987). Ecco perché la latenza secondo questa via ha tempi maggiori (40ms) – (Batty, 1989);
- meccanoacustica (Eaton e Hackett, 1984). È controllato direttamente da sinapsi tra le *M-cell* con tempi di latenza dell'ordine di 10-30ms (Eaton e Hackett, 1984);
- chimica (Lawrence e Smith, 1989).

La vista è stata studiata nel caso preda-predatore soprattutto dalla parte della preda. La vista innesca la risposta per la magnificazione dell'immagine sulla retina di un oggetto raggiungente, *looming effect* calcolato come il tasso di cambiamento dell'angolo sotteso dal profilo frontale del predatore visto dalla preda (Figura 37). La

soglia del *looming angle* (ALT) determina che la RD (distanza di reazione) di un pesce spaventato è proporzionale alla velocità di attacco del predatore e del suo apparente profilo frontale (Dill, 1974). In definitiva a scatenare la risposta di fuga è la variazione dell'angolo  $\alpha$  rispetto al tempo  $t$ :

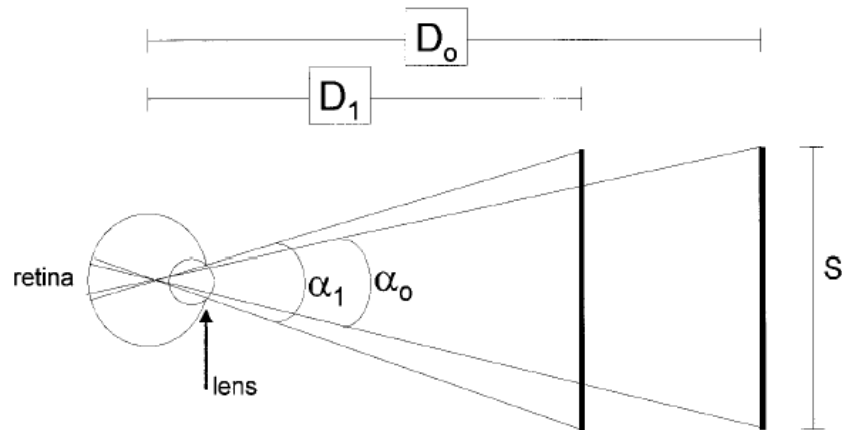
$$\frac{d\alpha}{dt} = \frac{4U_{pred}S}{4D^2 + S^2}$$

$\alpha$  = Angolo sotteso tra il profilo dell'oggetto in avvicinamento e l'occhio del pesce,

$U_{pred}$  = Velocità del predatore;

$S$  = Massimo profilo frontale del predatore;

$D$  = Distanza tra l'occhio della preda ed il punto del massimo profilo del predatore.



**Figura 37** – L'angolo sotteso dal profilo massimo del predatore proiettato sulla retina della preda.  $S$  è il profilo del predatore, nei due tempi  $T_0$  e  $T_1$ , e per le due distanze  $D_0$  e  $D_1$ . Gli angoli  $\alpha_0$  e  $\alpha_1$  sono quelli che sottendono la retina della preda (Domenici *et al.*, 2002).

In natura una preda deve decidere, al sopraggiungere di un probabile pericolo, se reagire, come e quando farlo. La risposta di fuga è una manovra che richiede per il pesce un costo energetico, ecco perché tale manovra è in realtà legata a tutta una serie di fattori, come ad esempio di tipo ambientale (luce, torbidità), o legati alle caratteristiche del predatore (taglia, velocità di approccio), che influiscono sulla qualità della risposta (Blaxter, 1988). L'idea generale è che il comportamento individuale dei pesci possa essere utilizzato come un potenziale indicatore del disturbo antropico. È possibile che i pesci già sottoposti ad un intenso sovra sfruttamento possano cambiare il loro comportamento a causa della presenza antropica. Studi su questo argomento sono

recenti, in numero ridotto e per la maggior parte di ordine essenzialmente qualitativo. Lo scopo di questo lavoro è di testare la distanza di reazione allo stimolo del fucile subacqueo nei confronti di una specie *target* e di una non *target* per la pesca. Inoltre, vengono messi a confronto siti sottoposti a tutela, interni alla riserva, rispetto a siti esterni, non protetti. Il modello proposto è che la distanza di reazione (RD) potrebbe cambiare in relazione al grado di disturbo prodotto dall'uomo, sia legato ad un disturbo diretto, con l'utilizzo del fucile sub, che indiretto legato alla frequentazione o allo sfruttamento delle risorse in un'area. Sarebbe quindi possibile valutare l'effetto della protezione sulla distanza di reazione. In accordo a questo modello, ci si aspetta che la distanza di reazione potrebbe essere differente tra le aree marine protette dove l'impatto antropico è minore piuttosto che all'esterno. In questo lavoro le risposte di fuga sono state testate sulla triglia di scoglio, *Mullus surmuletus*, considerata una preda *target* per la pesca subacquea ed una specie non *target*, il ghiozzo, *Gobius bucchichi*, al fine di valutare l'effetto della protezione.

### **Area di Studio: Riserva Marina di Bonifacio**

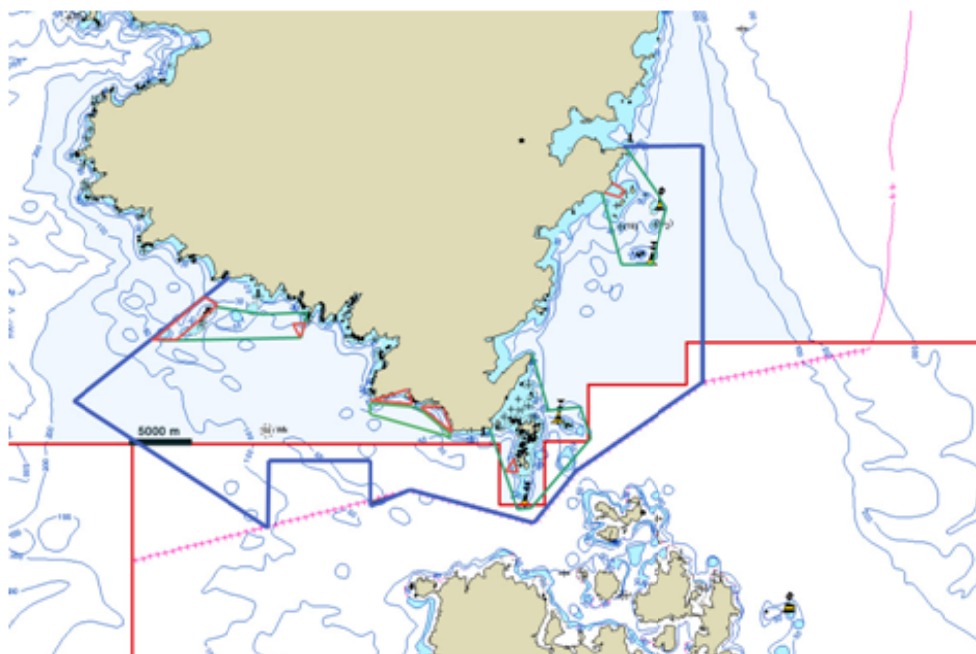
La Riserva Marina di Bonifacio si estende nella porzione sud della Corsica in un'area molto vasta ed eterogenea. A Bonifacio dominano le falesie carbonatiche che si



**Figura 38** – Le falesie carbonatiche di Bonifacio a sinistra e l'isola di Lavezzi con le scogliere granitiche a destra.

estendono ad est verso Porto Vecchio per un lungo tratto (Figura 38). L'isola di Lavezzi è costituita da un affioramento granitico di grande pregio per le attività subacquee (Figura 38). Nella riserva di Bonifacio ci sono tre differenti livelli di protezione (Figura 39; Tabella 11). La riserva è stata ampliata e ripermetrata nel 1999 (Tabella 10) rispetto alla riserva storica di Lavezzi che è stata istituita nel 1982. Nell'attuale riserva marina di Bonifacio la fauna ittica è stata studiata fin dalla sua istituzione, utilizzando i censimenti visivi subacquei (UVC), come tecnica di campionamento. L'obiettivo principale è stato quello di sviluppare un database per poter interagire e coadiuvare le fasi gestionali (Camus *et al.*, 1987; Joyeux *et al.*, 1988; Bouchereau *et al.*, 1989; Tomasini *et al.*, 1991). Il primo database sulla fauna bentonica e sulle alghe è stato costituito per l'isola di Lavezzi (Frick *et al.*, 1985; Chraibi e Ledoyer, 1987; Verlaque, 1991). L'area di studio è stata poi allargata fino a comprendere l'intera area di Bonifacio (Sartoretto e Pergent-Martini, 1995). La mappatura e la cartografia delle comunità presenti nel mediolitorale e dell'infraitorale superiore è stata studiata a partire dal 1994 e successivamente monitorata con regolarità dallo staff della riserva (Blacher *et al.*, 1994; Javel *et al.*, 2005).

### Riserva Marina di Bonifacio



**Figura 39** – La riserva marina di Bonifacio, si estende nell'estrema porzione sud della Corsica ed è sottoposta a tre differenti regimi di protezione, in rosso le aree integrali.



| Caratteristiche generali |                                                                                                                      |
|--------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Stato legale             | Riserva Marina                                                                                                       |
| Siti internazionali      | Protocollo Francia-Italia per la creazione di un parco marino internazionale nello stretto di Bonifacio.             |
| Approvazione             | Decreto (23/09/1999)                                                                                                 |
| Referenze legali         | JORF n°222, 24 Settembre 1999                                                                                        |
| Amministrazione          | Ministero dell'Ecologia e dello Sviluppo Sostenibile                                                                 |
| Ente gestore             | Ufficio per l'ambiente della Corsica                                                                                 |
| Zone tutelate            | Riserva integrale (Zona A); 1.200 ha<br>Riserva Generale (Zona B); 12.000 ha<br>Riserva Parziale (Zona C); 64.700 ha |

**Tabella 10** – Caratteristiche generali della riserva marina di Bonifacio.

Il programma di monitoraggio attraverso l'utilizzo delle campagne di *visual census* nel sud della Corsica rappresenta uno studio dell'effetto riserva a larga scala. I risultati ottenuti sono stati confrontati con dati a partire dal 1995, utilizzando anche dei controlli esterni; inoltre sono stati valutati i due substrati più comuni (roccia e Posidonia) e la stagionalità (estate e inverno) (Culioli, 1995). È stato sviluppato sia nelle riserve integrali che in quelle parziali, utilizzando dati precedenti all'istituzione della riserva (1982).

| Regolamento          |                                            |                                                                                     |                                                                                                        |
|----------------------|--------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ATTIVITA'            | RISERVA INTEGRALE                          | RISERVA GENERALE                                                                    | RISERVA PARZIALE                                                                                       |
| <b>Vietato</b>       | Pesca professionale, immersioni ricreative | Pesca con il fucile, pesca professionale con maglie piccole (<62mm), pesca sportiva | Pesca professionale con maglie piccole.                                                                |
| <b>Regolamentato</b> | Monitoraggio scientifico                   | Monitoraggio scientifico, pesca professionale, immersioni ricreative,               | Pesca col fucile, Monitoraggio scientifico, pesca professionale, immersioni ricreative, pesca sportiva |
| <b>Permesso</b>      | Navigazione, ancoraggio, attività di nuoto | Nuoto, navigazione, ancoraggio, pesca artigianale.                                  | Nuoto, navigazione, ancoraggio, pesca artigianale                                                      |

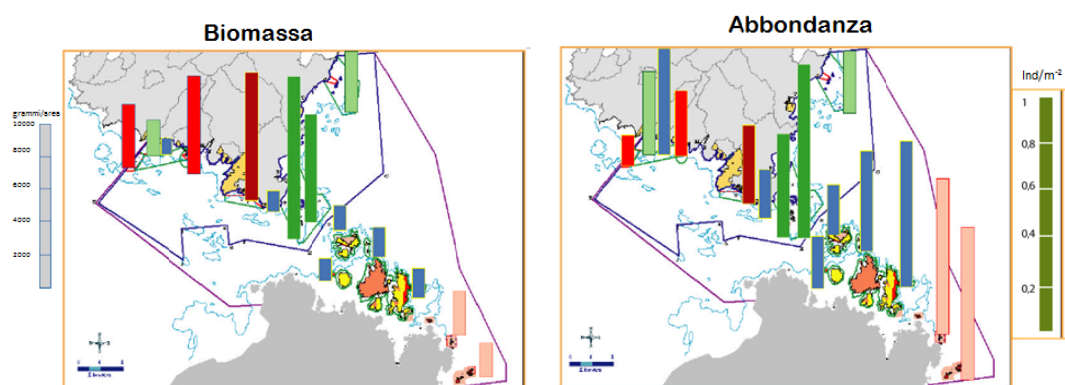
**Tabella 11** – Regolamento della riserva marina di Bonifacio.

Alcuni studi a carattere ecologico incentrati sulla fauna ittica includono lavori sulla variabilità stagionale delle specie, sulla preferenza di habitat (range batimetrico, migrazioni tra i differenti biotopi, etc..) supportati soprattutto da studi svolti all'isola di Lavezzi. Circa sedici specie tra serranidi, labridi e sparidi mostrano come l'habitat



preferenziale sia dapprima la prateria di Posidonia e poi gli ambienti rocciosi (Culioli, 1996).

Sono stati svolti studi sulla dispersione delle specie ittiche, sulla distribuzione in taglie e biomassa anche al nord della Sardegna (Mouillot *et al.*, 1999; Mouillot e Culioli, 2002), per un progetto che ha coinvolto sia la Riserva di Bonifacio che il Parco Nazionale della Maddalena (Culioli *et al.*, 2003). Entrambi, dal 1999, seguono protocolli comuni di monitoraggio nell'ambito dell'accordo internazionale (Italia-Francia) che ha istituito il "Parco Internazionale delle Bocche". Dopo la creazione della riserva naturale delle bocche di Bonifacio (1999) sono state scelte e monitorate 15 stazioni per la parte corsa (2000, 2002, 2005) e 12 stazioni per la parte sarda (2002 e 2005), al fine di valutare e comparare la distribuzione in abbondanza e biomassa per le due riserve e nelle zone a differente regime di protezione. L'indice di biomassa risulta sei volte maggiore all'interno della riserva piuttosto che al di fuori. Tali risultati, analizzati ad ampia scala temporale, mostrano come i valori di biomassa siano raddoppiati negli ultimi tre anni, quadruplicati rispetto agli ultimi dieci anni e risultano ora sei volte maggiori rispetto a circa venti anni fa (Figura 40).

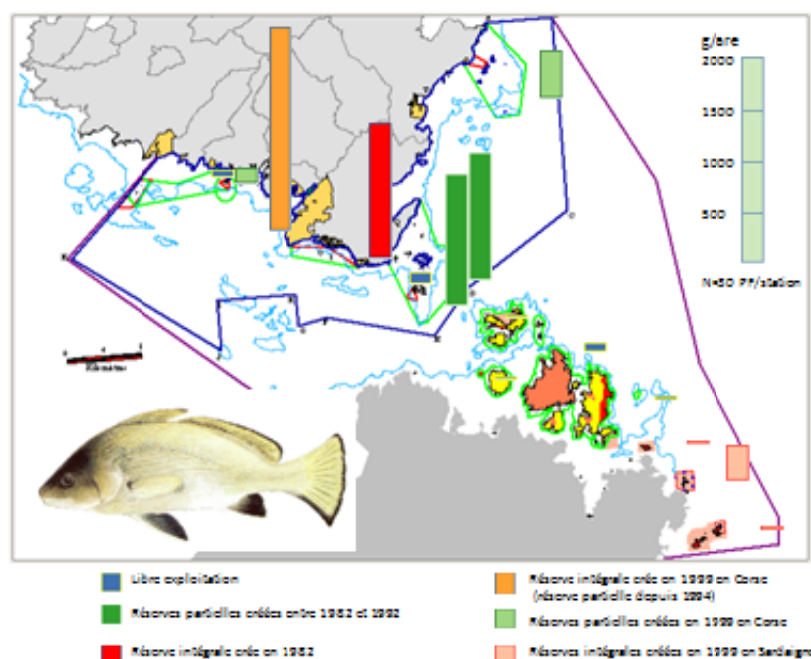


**Figura 40** – Sono riportate sulla mappa le barre di biomassa a sinistra e le barre di abbondanza a destra, mostrando valori differenti tra i siti a massimo regime di protezione e le aree di confronto (Culioli *et al.*, 2003).

Una crescita così imponente delle biomasse è dovuta in parte ad una effettiva sorveglianza; dove infatti il controllo risulta scarso, i dati sono confrontabili con quelli riscontrati al di fuori della riserva. Caso emblematico è quello della corvina (*Sciaena umbra*) che ha visto aumentare rispettivamente di 6, 17 e 38 volte i valori di biomassa nella riserva nel tempo (Figura 41; Culioli *et al.*, 2003). Diversamente da quanto consentito nelle Aree Marine Protette italiane, la pesca col fucile è permessa in alcune

zone delle riserva di Bonifacio. Quando però nel 1999 l'area di Cerbicale è stata bandita dalla pesca con il fucile si è riscontrato un continuo aumento delle densità dei pesci sino ad attestarsi sui valori osservati nei siti storici della riserva a partire dal 2005, (Culioli – non pubblicato).

**Dati di biomassa di *Sciaena umbra* nel substrato roccioso tra 10 e 20 metri di profondità**



**Figura 41** – Valori di densità della corvina (*Sciaena umbra*), maggiori all'interno della riserva di Bonifacio (Culioli *et al.*, 2003).

Diversamente da quanto consentito nelle Aree Marine Protette italiane, la pesca col fucile è permessa in alcune zone delle riserva di Bonifacio. Quando però nel 1999 l'area di Cerbicale è stata bandita dalla pesca con il fucile si è riscontrato un continuo aumento delle densità dei pesci sino ad attestarsi sui valori osservati nei siti storici della riserva a partire dal 2005, (Culioli – non pubblicato). Negli ultimi anni i valori di biomassa all'interno della riserva rimangono mediamente invariati, ad indicare uno stato ambientale buono ed un effetto riserva effettivo. Inoltre, sono stati condotti anche studi di ordine etologico sulla cernia comune (*Epinephelus marginatus*) che hanno permesso di studiare la demografia e la territorialità della specie e soprattutto la distribuzione dei grandi maschi nei siti attorno a Lavezzi (Culioli e Quignard, 1998). Mappature delle popolazioni di cernia bruna (*E. marginatus*) sono state condotte all'interno della riserva (GEM 2001; GEM 2003) e dai risultati ottenuti è stato mostrato come alcune variabili

ambientali (es.: il ciclo lunare) e alcuni parametri meteorologici influenzino il comportamento della specie (Orsoni, 2000).

Diversi lavori di monitoraggio hanno riguardato altre specie, come ad esempio la patella gigante (*Patella ferruginea*) e il riccio di mare (*Paracentrotus lividus*) che hanno visto aumentare le taglie le densità all'interno delle zone a tutela integrale (Meier, 2003; Culioli, comunicazione). Nel monitoraggio dei siti d'immersione sono stati utilizzati alcuni indicatori come ad esempio le gorgonie. Gli impatti dei *divers* sulle colonie di *Paramuricea clavata* sono stati condotti in collaborazione con i *diving*, e relazionati al livello di frequentazione (Pichot, 1998).

## ***MATERIALI E METODI***

Lo studio è stato svolto in due estati consecutive (2005 e 2006) nella riserva marina di Bonifacio (Francia). Le aree scelte per testare la risposta antipredatoria prevedono zone in cui è consentita la pesca con il fucile subacqueo e zone dove tale attività non è permessa. Le specie considerate sono la triglia di scoglio, *Mullus surmuletus*, specie *target* per la pesca sportiva, e il ghiozzo, *Gobius bucchichi*, come specie di controllo.



**Figura 42** – La triglia di scoglio (*Mullus surmuletus*) fotografata nella riserva marina di Bonifacio (Foto G.A. de Lucia)

La Triglia di scoglio (*Mullus surmuletus*) è una specie bentopelagica (Figura 42); come molti pesci che vivono a stretto contatto con il fondo, è caratterizzato da una

colorazione rossastra e da evidenti linee sui fianchi. Raggiunge i 25 cm di lunghezza, eccezionalmente fino a 45 cm. Ampiamente diffuso anche a basse profondità, ha una predilezione per i substrati misti (roccia-sabbia) ricchi di vegetazione. Costante grufolatrice, è spesso circondata da individui di altre specie (*Coris julis*, *Diplodus* spp., ecc.) che sfruttano la grande quantità di materiale sollevato tramite i barbigli, alla ricerca anch'essi di nutrimento. È una specie molto prelibata ed è per questo una preda ambita dai pescatori subacquei. Nello studio è considerata specie *target* per la pesca, la scelta ha inoltre valutato il suo comportamento legato al substrato che ha permesso di lavorare con maggiore efficienza e precisione utilizzando una telecamera ad alta velocità.

Il ghiozzo, *Gobius bucchichi*, è un gobide bentonico (Figura 43); dal corpo leggermente schiacciato ed allungato, è caratterizzato da un colore scuro con numerose punteggiature; pesce criptico, può raggiungere i 12 cm di lunghezza. E' un frequentatore di fondi sabbiosi e fangosi, più in generale di ambienti misti, caratterizzati cioè dall'alternanza di roccia, Posidonia e sabbia. Durante il lavoro in campo la sua presenza è stata sistematicamente riscontrata nelle zone di confine di questi ambienti; la sabbia era utilizzata come substrato principale mentre la roccia e la Posidonia come zona per fuga e rifugio. È inoltre possibile trovarlo in vicinanza dell'anemone *Anemonia sulcata*, tra i cui tentacoli può trovare ospitalità (grazie al muco protettivo che ricopre il corpo non ha problemi nonostante i tentacoli dell'anemone siano urticanti). Presente esclusivamente in zone costiere. E' un animale solitario e territoriale. La linea laterale è poco evidente.



**Figura 43** – Esemplari di ghiozzo (*Gobius bucchichi*) nella riserva marina di Bonifacio (Foto: G.A. de Lucia).

Al contrario della triglia, non rappresenta assolutamente una preda per i pescatori sportivi subacquei, neanche tra i più inesperti. Sono stati scelti quattro

differenti siti lungo la costa orientale della riserva, tenendo in considerazione i differenti livelli di protezione (Figura 44). In ogni sito sono state scelte differenti *location*, sono state considerate le condizioni meteo-marine, la temperatura dell'acqua, la profondità. Dodici eventi ripresi per ogni specie e per ogni replica sono stati filmati utilizzando una telecamera ad alta velocità. Il sito La Chiappa ( $41^{\circ}35'26''\text{N}$ ;  $009^{\circ}21'57''\text{E}$ ), Cala Longa ( $41^{\circ}23'30''\text{N}$ ;  $009^{\circ}14'07''\text{E}$ ) all'interno dell'area marina; Acciaio ( $41^{\circ}32'44''\text{N}$ ;  $009^{\circ}18'29''\text{E}$ ) e Rondinara ( $41^{\circ}28'19''\text{N}$ ;  $009^{\circ}21'57''\text{E}$ ) come siti di controllo.



**Figura 44** – Nella mappa sono segnalate le quattro aree scelte per lo studio: due in zone protette (Punta Chiappa e Cala Longa) e due in località esterne di controllo (Acciajo e Rondinara).

È stato utilizzato un fucile da pesca modificato (Mares modello pistola a ad aria compressa) al fine di standardizzare la simulazione del pericolo. Il fucile utilizzato è stato predisposto applicando una pallina da ping-pong in cima all'asta (Figura 45). Per fissarla e al tempo stesso per renderla solidale all'asta è stata riempita con della resina epossidica e conficcata con l'estremità dell'asta. La scelta dell'utilizzo di una sfera piuttosto che di un'altra forma è per garantire nei confronti della preda sempre lo stesso ingombro a partire da angolazioni differenti, in accordo con la teoria di Dill (1974). Il colore bianco ha il compito di rappresentare un oggetto con colorazione di contrasto rispetto allo sfondo proprio perché la risposta di fuga è uno stimolo essenzialmente visivo. Inoltre l'utilizzo di una pallina da ping-pong rappresenta una metodologia



facilmente riproducibile, le dimensioni note (40mm) hanno poi permesso in fase di analisi di calibrare i filmati. Il fucile è stato caricato ad una pressione di 5 atmosfere ed è stata testata la velocità per standardizzare lo stimolo. L'asta è stata legata tramite una cimetta di 50 cm, quindi piuttosto corta, poiché la finalità è quella di produrre la percezione di un pericolo che faccia fuggire la preda, ma senza colpirla.

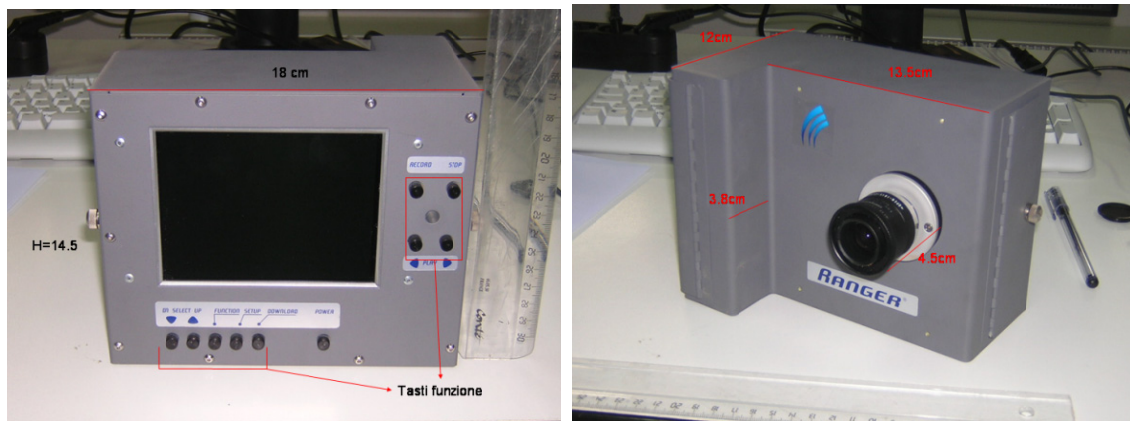


**Figura 45** – Il fucile utilizzato nella sperimentazione con una pallina da ping-pong saldata alla cima dell'asta.

## **Telecamera ad alta velocità**

Ogni evento è stato registrato a 250 fotogrammi al secondo, utilizzando una video-camera ad alta velocità (Ranger; Figura 46). Per ogni ripresa un operatore filmava la scena proprio sopra il pesce. Ogni filmato era poi visionato e salvato in formato AVI non compresso se risultava a prima vista buono, per essere successivamente analizzato con programmi specifici (*Motion Scope*). Le immagini memorizzate sulla *memory card* (Compact Flash di 1 Gbyte di memoria) venivano scaricate su computer, passando così alla fase successiva dello studio, quella dell'analisi video. Il lavoro è stato fatto con il programma *Redlake*® *MotionScope*® *PCI*® *Version 2.21.1* (Copyright © 1997-2000). Le operazioni di ripresa in campo con la telecamera scafandrata sono state eseguite in apnea da due operatori. Il *cameraman* si posizionava proprio sopra il pesce a più di un metro di distanza e se il pesce non dava alcun sentore di *stress* e continuava la sua

normale attività allora il *cameramen* dava un segnale al secondo operatore che trovata la giusta posizione effettuava lo sparo mirando alla testa del pesce (Figura 47).



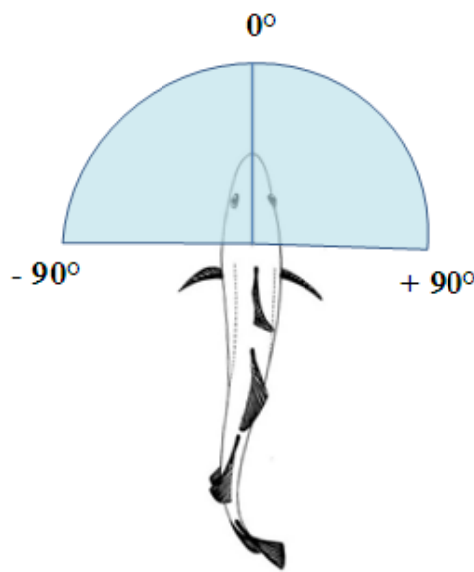
**Figura 46** – telecamera ad alta velocità utilizzata nella sperimentazione (Foto G.A. de Lucia)



**Figura 47** – I due operatori in perfetta sintonia si posizionano per effettuare lo sparo e spaventare così la preda.

Si è cercato di evitare assolutamente di sparare da dietro, affinché il pesce stesso potesse vedere il sopraggiungere della pallina (stimolo visivo). In sede di analisi saranno considerate la percentuale di successo (*responsiveness*) e la risposta di fuga

(Domenici *et al.*, 2002). La *responsiveness* è la percentuale di risposte effettuate rispetto al totale degli stimoli prodotti. È un parametro molto importante poiché dà un'idea dell'efficienza dello stimolo. La risposta di fuga viene dapprima considerata in base all'angolo di provenienza dello stimolo al momento dello sparo. Saranno analizzate tutte quelle risposte in cui l'angolo di provenienza dello stimolo sarà compreso nell'angolo di 180° considerando la testa del pesce ( $\pm 90^\circ$ ) rispetto alla perpendicolare della linea di congiunzione dei due occhi (Figura 48).

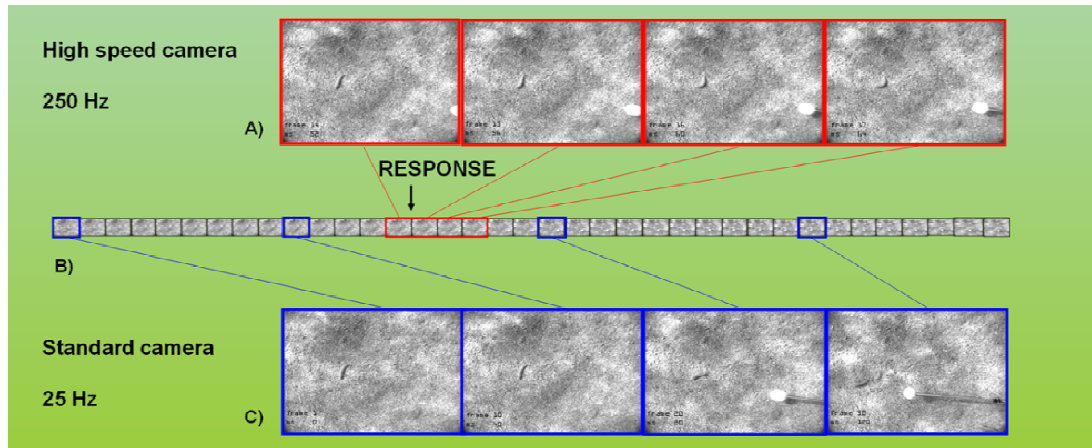


**Figura 48** – In celeste risulta evidenziata la direzione di provenienza utile degli spari col fucile subacqueo, per un totale di 180° rispetto alla testa del pesce

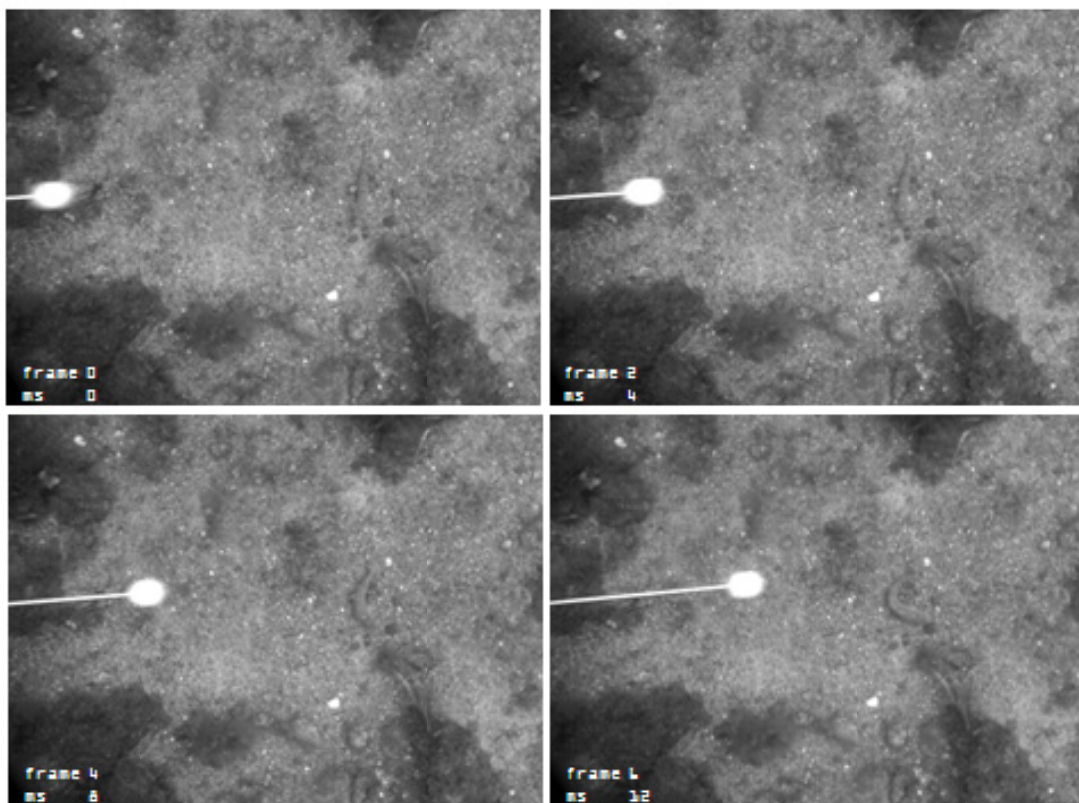
Nell'analisi d'immagine sarà utilizzato come frame per calcolare la distanza di reazione quello in cui è percepibile per la prima volta il movimento di fuga dell'animale (Figura 50). Quando l'animale è fermo è il primo fotogramma in cui la testa della preda inizia a muoversi, quando invece è in movimento è il primo segno della fuga, in cui l'accelerazione del pesce aumenta repentinamente. A questo punto a partire dalle dimensioni note della pallina da ping-pong (40mm), sarà possibile calibrare il filmato con l'utilizzo del programma *RedLake-MIDAS*. La distanza di fuga è stata calcolata come la distanza tra l'occhio della preda più vicino allo stimolo e la pallina da ping-pong (lo stimolo appunto), ed è stata misurata al *frame* numero 1 (cioè il primo *frame* in



cui è visibile la preda in fuga). Dopo aver calibrato l'immagine (Figura 51) è stato così possibile stimare con precisione la distanza dallo stimolo (Distanza di Reazione; Figura 52).



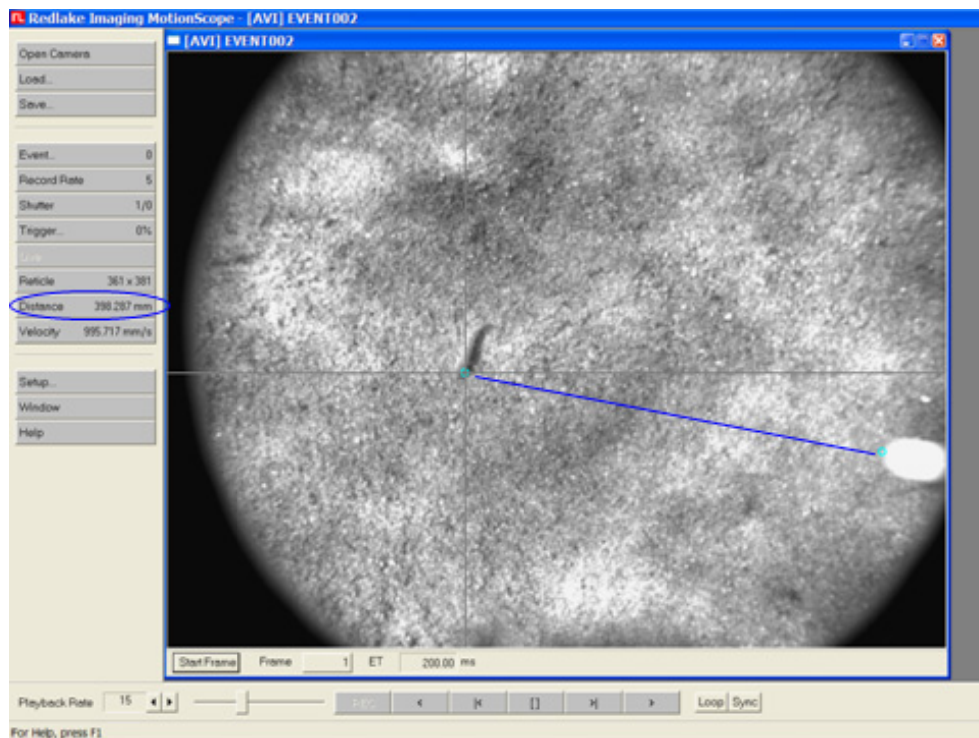
**Figura 49** – La freccia indica l'inizio della risposta di fuga. A) 4 successivi frames a 250 Hz, inizia da quello precedente alla risposta e corrisponde a 13ms; B) è l'intera sequenza filmata a 250 Hz, della durata di 130 ms; C) 4 fotogrammi successivi corrispondono alla risoluzione temporale di una camera standard (25Hz) circa 100 ms (de Lucia et al., 2007).



**Figura 50** – Nella serie di fotogrammi è possibile verificare l'inizio della manovra di fuga, per la scelta del fotogramma (Frame 2) da utilizzare nella stima della distanza di reazione.

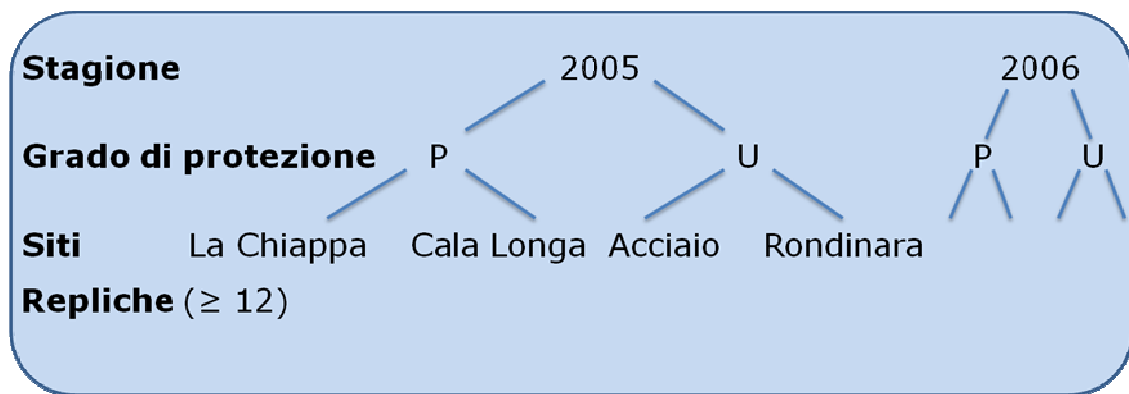
## Disegno sperimentale

Per ognuna delle aree selezionate per lo studio sono stati scelti due differenti gradi di protezione 1) all'interno della Riserva Marina ( P: *Protected Area*) e 2) al di fuori di essa (U: *Un-protected area*). I siti protetti e non protetti sono interspersi e separati diversi chilometri (Figura 53). In ogni replica la distanza di reazione è stata misurata sia per la triglia (*Mullus surmuletus*) che per il ghiozzo (*Gobius bucchichi*), tramite riprese video. Ad ogni stagione e per ogni specie la distanza di reazione è stata misurata per i due differenti gradi di protezione, per le due specie, *target* (*Mullus surmuletus*) e la specie di controllo (*Gobius bucchichi*).

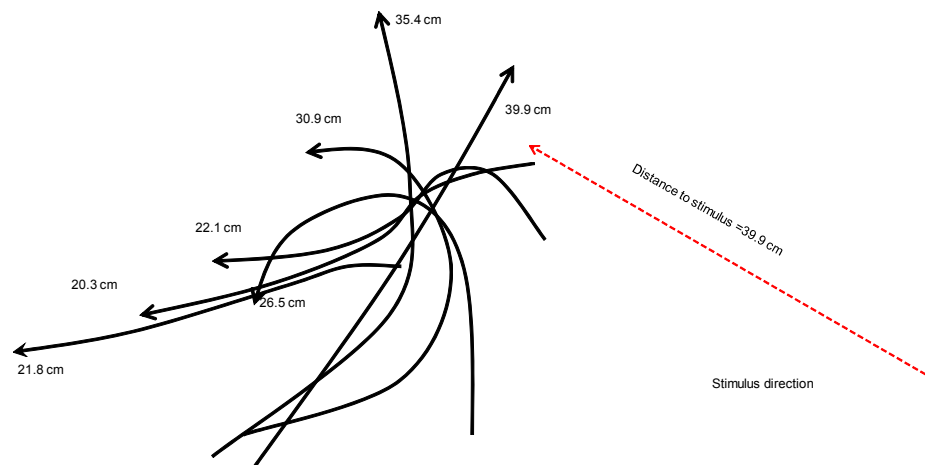


**Figura 51** – L'utilizzo di programmi di analisi video permette una stima molto precisa della distanza di reazione.

Per ogni livello di protezione sono stati scelti random due siti, per ogni sito un minimo di 12 e un massimo di 23 eventi vengono filmati per ogni specie e per ogni anno di studio. La distanza di reazione e la taglia della preda sono state valutate per ogni filmato. Per la triglia sono state scelte due differenti classi di taglia piccola (< 10 cm) e grande (>10cm).



**Figura 52** – Disegno sperimentale.



**Figura 53** – ricostruzione di una risposta di fuga con l'analisi video dove la sagoma del pesce è stilizzata da una freccia, la cui estremità rappresenta il capo del pesce, sono indicate le distanze dalla pallina nei differenti fotogrammi.

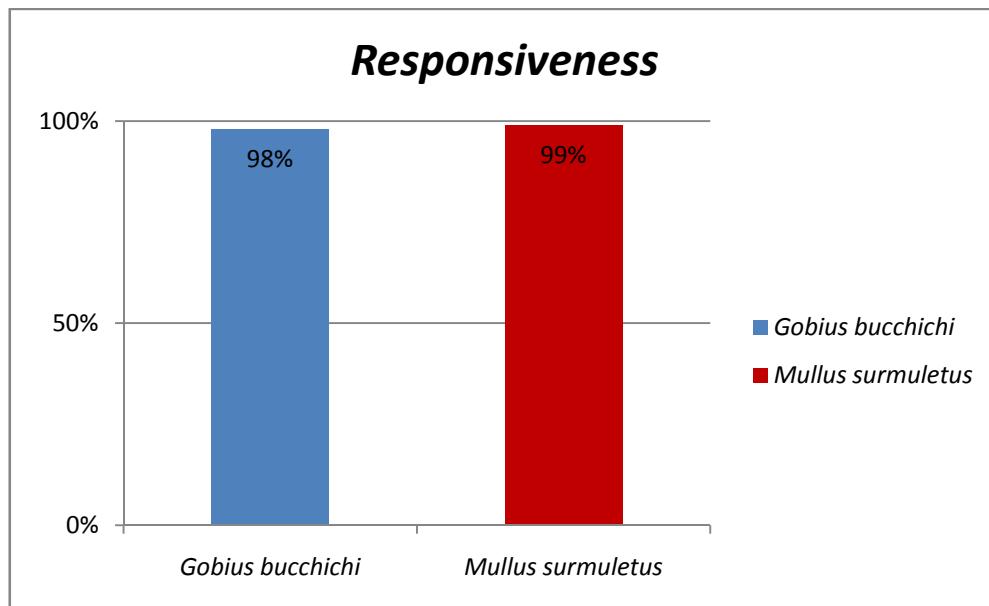
## Metodologie di analisi

Le differenze nella distanza di reazione (RD), sono state analizzate separatamente per *M. surmuletus* e *G. bucchichi* con un modello di analisi della varianza a tre vie con un numero diseguale di repliche (Zar, 1999). La protezione (P vs. U; fisso), la 'data' (D; fisso e ortogonale per P e per U) e le *location* (random e nested

in P vs. U x D per l'interazione) sono i fattori. Prima dell'analisi, l'omogeneità della varianza è stata valutata dal test di Bartlett (Zar, 1999). Quando necessario, i dati sono stati trasformati (*log transformation*) come indicato. Quando differenze significative verranno trovate tra i trattamenti e tra le loro interazioni allora sarà utilizzato il Tukey test per i campioni ineguali e saranno fatte comparazioni a posteriori (Zar, 1999).

## ***RISULTATI***

La *responsiveness* che abbiamo già definito come la percentuale di risposte di fuga rispetto al totale degli stimoli (spari) è risultata molto elevata (98% per *Gobius bucchichi* e 99% per *Mullus surmuletus*) per entrambe le specie considerate (Figura 54). Prima di procedere con l'analisi della varianza, la relazione tra la lunghezza degli animali e la distanza di reazione sono state analizzate per *Mullus surmuletus* e *Gobius bucchichi*.



**Figura 54:** Percentuale di risposte sul totale degli stimoli per entrambe le specie.

Per ogni *location*, un modello di regressione lineare non risultava significativo per entrambe le specie (ANOVA sulla regressione lineare;  $p > 0.05$ , Tabella 12), indicando che la loro distanza di reazione non variava con la taglia nell'area di studio. È stata eseguita un'analisi della covarianza ad una via, con le *location* come fattore, la

taglia degli animali come variabile e la distanza di razione come co-variabile (Zar, 1999).

Come conseguenza, i cambiamenti nella distanza di reazione sono stati testati *regardless* a seconda della taglia degli animali, in accordo col disegno sperimentale.

| (i) <i>Mullus surmuletus</i> |       |      |                  |                   |            |        |      |       |        |
|------------------------------|-------|------|------------------|-------------------|------------|--------|------|-------|--------|
| Year                         | Prot. | Loc. | MS <sub>BD</sub> | MS <sub>Res</sub> | F          | p      | b    | a     |        |
| '04                          | P     | 1    | 6873.45          | 13080.75          | $F_{1,14}$ | = 0.53 | 0.48 | 0.55  | 269.91 |
| '04                          | P     | 2    | 34553.12         | 13758.23          | $F_{1,21}$ | = 2.51 | 0.13 | 1.31  | 198.72 |
| '04                          | U     | 1    | 504.01           | 18564.97          | $F_{1,30}$ | = 0.03 | 0.87 | -0.15 | 439.79 |
| '04                          | U     | 2    | 15182.86         | 10126.26          | $F_{1,35}$ | = 1.50 | 0.23 | -0.83 | 435.00 |
| '05                          | P     | 1    | 1290.32          | 10193.57          | $F_{1,18}$ | = 0.13 | 0.73 | 0.23  | 334.04 |
| '05                          | P     | 2    | 6975.88          | 15480.34          | $F_{1,20}$ | = 0.45 | 0.51 | 0.81  | 247.57 |
| '05                          | U     | 1    | 6938.54          | 7629.30           | $F_{1,20}$ | = 0.91 | 0.35 | -0.78 | 631.17 |
| '05                          | U     | 2    | 1876.64          | 12877.60          | $F_{1,19}$ | = 0.15 | 0.71 | -0.31 | 408.26 |

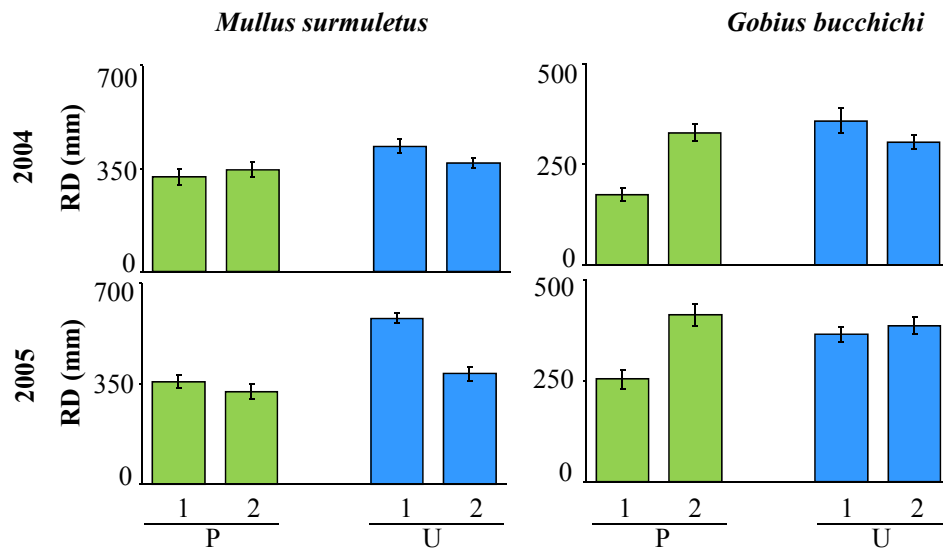
| (ii) <i>Gobius niger</i> |       |      |                  |                   |            |        |      |       |        |
|--------------------------|-------|------|------------------|-------------------|------------|--------|------|-------|--------|
| Year                     | Prot. | Loc. | MS <sub>BD</sub> | MS <sub>Res</sub> | F          | p      | b    | a     |        |
| '04                      | P     | 1    | 1036.91          | 2294.44           | $F_{1,7}$  | = 0.45 | 0.52 | 0.56  | 135.18 |
| '04                      | P     | 2    | 20045.67         | 9821.87           | $F_{1,20}$ | = 2.04 | 0.17 | 1.28  | 212.79 |
| '04                      | U     | 1    | 12090.69         | 24076.20          | $F_{1,20}$ | = 0.50 | 0.49 | -1.60 | 478.23 |
| '04                      | U     | 2    | 2119.18          | 7489.66           | $F_{1,21}$ | = 0.28 | 0.60 | 0.57  | 258.50 |
| '05                      | P     | 1    | 16800.92         | 5777.21           | $F_{1,10}$ | = 2.91 | 0.12 | 2.48  | 132.90 |
| '05                      | P     | 2    | 46525.67         | 12815.41          | $F_{1,17}$ | = 3.63 | 0.07 | 4.01  | 151.62 |
| '05                      | U     | 1    | 2838.37          | 6151.47           | $F_{1,14}$ | = 0.46 | 0.51 | 1.01  | 299.24 |
| '05                      | U     | 2    | 17125.16         | 6621.21           | $F_{1,13}$ | = 2.59 | 0.13 | 1.72  | 279.14 |

**Tabella 12** – Risultati dell'analisi della varianza sulla regressione lineare ad ogni sito per (i) *Mullus surmuletus* e (ii) *Gobius niger*. La stima della slope (b) e dell'intercetta (a) con l'asse Y come mostrato. I dati non sono stati trasformati.

Per *Mullus surmuletus*, l'analisi della varianza e il test a posteriori (Tukey's test), hanno mostrato una minore RD nelle aree protette, rispetto a quelle non protette, nelle differenti stagioni di campionamento (P vs. U x D, nei termini delle interazioni e del Tukey's test: P vs. U (D), Tabella 12). Ciò indica che il fattore protezione riduce la RD per queste specie. Pur tuttavia il test di Tukey mostra una minore RD nel 2004 piuttosto che nel 2005, fuori dall'AMP, mentre all'interno l'Area Marina non mostra cambiamenti rispetto alla scala temporale (Tukey's test: D (P vs. U ) Tabella 12).

| Sources                 | <i>Mullus surmuletus</i>  |        |             |         | <i>Gobius niger</i>       |        |              |         |
|-------------------------|---------------------------|--------|-------------|---------|---------------------------|--------|--------------|---------|
|                         | df                        | MS     | F           | p       | df                        | MS     | F            | p       |
| P vs. U                 | 1                         | 472808 | 37.25       | < 0.001 | 1                         | 117794 | <b>10.80</b> | < 0.001 |
| Dates = D               | 1                         | 84488  | 6.66        | < 0.05  | 1                         | 128852 | <b>11.82</b> | < 0.001 |
| P vs. U x D             | 1                         | 68997  | <b>5.44</b> | < 0.05  | 1                         | 11236  | 1.03         | n.s     |
| Locations (P vs. U x D) | 4                         | 118125 | 9.31        | < 0.001 | 4                         | 92925  | 8.52         | < 0.001 |
| Residual                | 185                       | 12692  |             |         | 130                       | 10906  |              |         |
| Bartlett's test         | $\chi^2 = 6.32, p > 0.05$ |        |             |         | $\chi^2 = 8.28, p > 0.05$ |        |              |         |
| Transformation          |                           |        |             |         | Ln (X)                    |        |              |         |
| Tukey's test            | P vs. U x D               |        |             |         | P vs. U                   |        |              |         |
|                         | P vs. U(D):               |        |             |         | P < U                     |        |              |         |
|                         | '04: P<U                  |        |             |         | Year                      |        |              |         |
|                         | '05: P<U                  |        |             |         | '04<'05                   |        |              |         |
|                         | D(P vs. U):               |        |             |         |                           |        |              |         |
|                         | P: '04='05                |        |             |         |                           |        |              |         |
|                         | U: '04<'05                |        |             |         |                           |        |              |         |

**Tabella 13** – Analisi della varianza sulla distanza di reazione di *Mullus surmuletus* e *Gobius niger*. I risultati del test a posteriori (Tukey's test) sono riportati.



**Figura 55** – A sinistra *Mullus surmuletus*, sono mostrate differenze tra i siti protetti (P) e quelli non protetti (U) riscontrato per entrambi gli anni (ANOVA a una via;  $F_{3,104}=3.55, p<0.05$  e  $F_{3,81}=25.38, p<0.01$  rispettivamente), dove la RD risulta minore nei siti protetti; a sinistra *Gobius bucchichi* dove la RD mostra valori minori nei siti protetti (ANOVA a una via;  $F_{3,72}=9.00, p<0.01$  e  $F_{3,58}=8.86, p<0.05$  rispettivamente). Per entrambe le specie è mostrata la stessa tendenza.

In modo simile a quello mostrato per *Mullus surmuletus*, anche per *Gobius bucchichi* le distanze di reazione sono risultate inferiori all'interno piuttosto che all'esterno dell'AMP nelle due campagne di monitoraggio (ANOVA: P vs. U; test di Tukey). Quindi differenze significative per gli stessi fattori sono state trovate (Tabella 13). Rispetto a *Mullus surmuletus*, la RD di *Gobius bucchichi* ha mostrato valori inferiori nella stagione 2004 se confrontata con quella del 2005, non solo fuori ma anche all'interno dell'Area Marina (Tukey's test). Per entrambe le specie sono state trovate differenze significative tra le *location*, indicando una elevata variabilità nella RD a questa scala spaziale per entrambe le specie. Per *Mullus surmuletus*, le differenze tra i siti protetti (P) rispetto a quelli non-protetti (U) sono state trovate in entrambe le stagioni, nel 2004 (ANOVA a una via:  $F_{3,104} = 3.55$ ,  $p < 0.05$ ) e nel 2005 ( $F_{3,81} = 25.38$ ,  $p < 0.01$ ). La RD nelle due *location* protette P1 e P2 risultano minori rispetto alla RD nelle *location* non-protette U1, mentre non c'erano differenze con la location U2 (Tukey's test,  $p < 0.05$ ;). Per *Gobius bucchichi* una minore RD è stata trovata nelle *location* protette P1 diversamente dalle due *locations* non protette U1 e U2 (ANOVA 2004 a una via:  $F_{3,72} = 9.00$ ,  $p < 0.00$ ; 2005  $F_{3,58} = 8.86$ ,  $p < 0.01$  e Tukey's test,  $p < 0.05$ ; Figura 55), mostrando un modello simile a quanto riscontrato per *Mullus surmuletus*.

## DISCUSSIONE

La stimolazione di risposta di fuga applicata allo studio dell'effetto riserva nelle aree marine protette si è dimostrata una metodologia innovativa efficace. I risultati ottenuti mostrano che, a livello comportamentale, si riscontra un effetto riserva. La distanza di reazione potrebbe dunque essere considerata un indicatore comportamentale dello stato di una riserva. La percentuale di risposta allo stimolo (*responsiveness*) è risultata elevata per entrambe le specie (Figura 54), dimostrando l'efficacia dello stimolo utilizzato (fucile; Figura 47). I risultati mostrano differenze nella distanza di reazione allo stimolo tra i siti esterni ed interni alla Riserva di Bonifacio per entrambe le specie testate. Inoltre, non è stato riscontrato un effetto della taglia degli individui sulla risposta di fuga.

Quanto osservato suggerisce che potenziali differenze nella pressione di caccia (specie *target* vs. specie di controllo e triglie grandi vs. triglie piccole) non causa differenze a livello del comportamento anti predatorio. Di conseguenza, le differenze osservate tra specie in siti protetti e non protetti potrebbe essere dovuto ad altre cause quali : (1) diversa frequentazione delle aree protette e non protette. Differenze nelle frequentazione dei siti potrebbero influire sulla sensibilità dei pesci alla stimolazione. I risultati mostrano una maggiore sensibilità allo stimolo in siti non protetti. E' possibile che tali siti abbiamo maggiore frequentazione, anche se non vi sono dati specifici a riguardo. (2) diversa abbondanza di predatori (maggiore nei siti protetti, Culioli *et al.*, 2003). In questo caso però ci si aspetterebbe una maggiore sensibilità agli attacchi nei siti protetti a causa della presenza continua di predatori, mentre i nostri risultati mostrano l'opposto. Nei siti protetti, dove il numero di predatori è maggiore, maggiore potrebbe essere il numero di attacchi che ogni preda riceve. Si potrebbe allora pensare che la minore distanza di reazione sia il risultato di una interazione continua che tende ad ottimizzare la qualità della risposte di fuga.

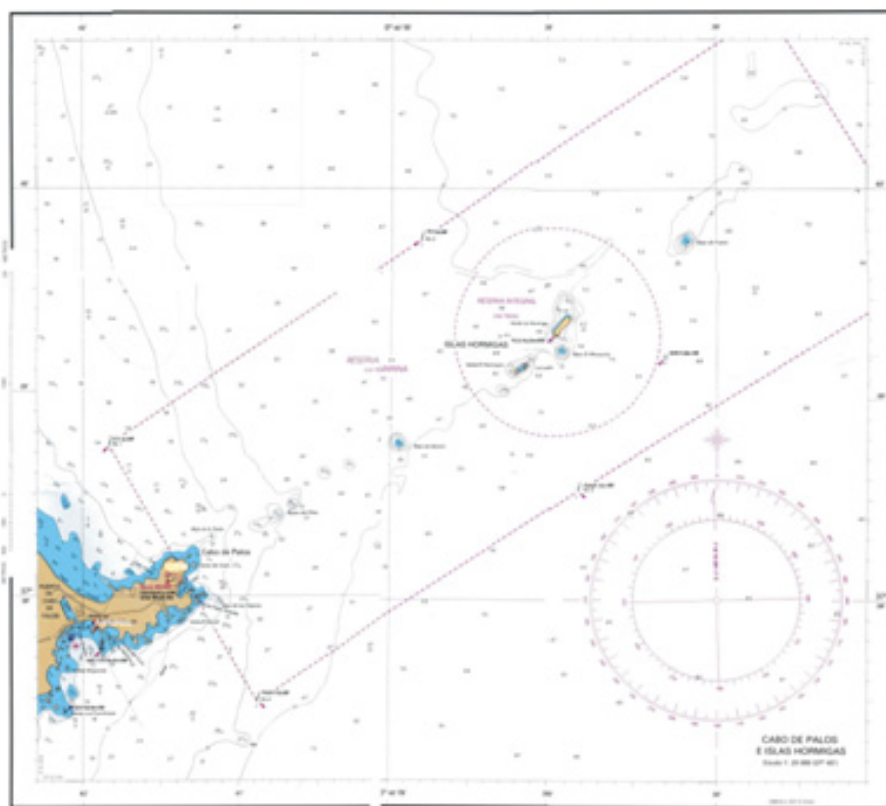
Ulteriori studi sono necessari per testare eventuali effetti della frequentazione sul comportamento antipredatorio. Indipendentemente dalla interpretazione dei risultati, è importante sottolineare che i cambiamenti comportamentali evidenziati potrebbero comunque avere ricadute sull'ecologia delle popolazioni. Un'alterazione del comportamento antipredatorio in una popolazione potrebbe aumentarne la vulnerabilità, con effetti che potrebbero ripercuotersi sulla intera comunità. Lo studio è stato effettuato in due anni, e le tendenze mostrate nella risposta di fuga ( $RD_P < RD_U$ ) si ripetono per entrambi gli anni di studio. È quindi evidente che l'indicatore comportamentale utilizzato mantiene tendenze simili anche a differenti scale temporali.

All'interno di un area con minimo impatto antropico quale potrebbe essere una riserva, il comportamento antipredatorio è soprattutto il risultato di un equilibrio tra preda e predatore, contrariamente a quanto avviene al di fuori della riserva dove la risposta di fuga anticipata può essere dovuto a fattori antropici quali la frequentazione. Ai fini gestionali il monitoraggio della distanza di fuga in diversi siti può fornire dati comparativi sul comportamento di pesci in siti con diversi livelli di impatto antropico, e quindi sullo stato di protezione di una riserva. Inoltre, la metodologia è da considerarsi innovativa sia per la tipologia di approccio che per la strumentazione tecnico-scientifica



utilizzata. La Riserva di Bonifacio, proprio per l'efficacia della sorveglianza, si è dimostrata una buona area dove testare cambiamenti nel comportamento della fauna ittica. È quindi auspicabile allargare l'indagine ad un numero maggiore di Aree Marine e ad altre specie ittiche. L'utilizzo di indicatori comportamentali nello studio dell'effetto riserva è estremamente interessante per le potenzialità e per le implicazioni sia di carattere ecologico che comportamentale della fauna ittica. Lavorare su differenti specie può aiutare a comprendere meglio i meccanismi che sono alla base del comportamento antipredatorio e in che modo tali meccanismi sono influenzati dalla presenza antropica.

## EFFETTO DELL'ATTIVITÀ SUBACQUEA SUL COMPORTAMENTO DELLE SPECIE ITTICHE NEI SITI DI IMMERSIONE DELLA RISERVA DI CABO DE PALOS



**Figura 56** – Cartina della Riserva Marina di Cabo de Palos, nella regione della Murcia, Spagna.

## INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni molte Aree Marine Protette (AMP) sono state istituite in tutto il mondo e anche in Mediterraneo (Ballantine, 1995; Agardy *et al.*, 2003), mostrando un continuo aumento dei flussi turistici (Davis e Tisdell, 1995). Il valore estetico dei luoghi, la sempre maggiore coscienza ambientale hanno contribuito a creare un flusso massivo di turisti verso le AMP (Cinner, 2007; Badalamenti *et al.*, 2000). Allo stesso tempo, i livelli di tecnologia raggiunti e l'attenzione per le tematiche ambientali contribuiscono ad incrementare la popolarità del *diving*. Il dato si evince dal rilascio dei brevetti monitorato a scala mondiale (Davis e Tisdell, 1995; Harriott *et al.*, 1997; Zakai e Chadwick-Furmann, 2002; Barker e Roberts, 2004). Lo scuba *diving* rappresenta una componente importante del turismo, la domanda è rivolta in modo particolare alla fruizione del mondo sottomarino con la flora e la fauna associate (Davis e Tisdell, 1995). Inoltre il *diving* rappresenta, in termini economici, una delle maggiori entrate, a livello commerciale, nella componente socio-economica di un'Area Marina (Rouphael e Inglis, 2001; Lloret *et al.* 2006). Ciò nonostante un elevato numero di *divers* produce degradazione degli ambienti marini (Ward, 1990; Garrabou *et al.*, 1998). Ciò causa l'esaurimento delle stesse risorse che inizialmente hanno costituito l'attrazione per il flusso di turisti (Garrabou *et al.*, 1998) riducendo, in questo modo, sia il valore estetico che quello naturalistico del sito (Davis e Tisdell, 1995; Plathong *et al.*, 2000). In particolare lo scuba divers può disturbare e modificare l'ambiente marino in diversi modi, sia in modo intenzionale che in modo accidentale (Talge, 1990; Milazzo *et al.*, 2002):

- attraverso contatti diretti con le pinne o altre parti dell'equipaggiamento;
- attraverso l'intrappolamento delle bolle d'aria nelle grotte sottomarine;
- attraverso la risospensione dei sedimenti.

I danni possono essere causati quando i subacquei colpiscono il fondale, si trattengono o si ancorano in qualche modo al substrato o si inginocchiano sul fondale (Lloret *et al.*, 2006). Una fonte di disturbo può essere rappresentata semplicemente dalla presenza dei subacquei, che possono incidere, ad esempio, sul naturale comportamento dei pesci (Kulbicki, 1998). Il controllo di queste fonti di impatto potenziale rappresenta un aspetto fondamentale della gestione delle attività dei *diving* nelle aree marine protette (Buckley, 1996) e, più in generale, nelle zone ad elevata frequentazione di subacquei. Un legame tra la gestione di una riserva marina e le questioni sul valore ricreativo e le modalità di fruizione della risorsa si risolvono stimando la capacità di carico di un'area sottoposta ad attività antropica. Ma questo approccio è stato raramente considerato nelle problematiche gestionali. C'è l'evidenza, tuttavia, che l'impatto del singolo subacqueo sull'ambiente marino sia legato soprattutto al proprio comportamento e alla propria esperienza (livello di brevetto, nr. immersioni effettuate). Non meno importante è il numero di subacquei che frequentano quotidianamente lo stesso sito (Talge, 1990; Davis e Tisdell, 1995; Rouphael e Inglis, 2001). Tuttavia, l'elevata variabilità delle caratteristiche fisiche e biologiche dei siti può influenzare la vulnerabilità del sito e conseguentemente il numero di subacquei che lo frequentano. Per questa ragione è difficile quantificare un valore ben preciso della capacità di carico per le attività subacquee (Rouphael e Inglis, 2001). A dispetto di molte difficoltà concettuali per definire un valore della capacità di carico a livello ricreazionale (Stankey *et al.*, 1985), l'approccio "*top-down*" sembrerebbe semplicistico (Rouphael e Inglis, 2001). Tuttavia, fino a quando le AMP impattate dal turismo non saranno più naturali, e non soddisferanno più gli obiettivi della conservazione, il primo *step* per gestire effettivamente il *diving* dovrebbe essere a livello "*Bottom up*". In definitiva per il mantenimento delle attività turistiche è fondamentale preservare il valore paesaggistico del sito. Risulta necessaria la caratterizzazione delle comunità bentoniche che potrebbero potenzialmente essere impattate dalle attività di *diving*, valutandone la vulnerabilità, al fine di impostare il calcolo del numero massimo dei visitatori subacquei che possono insistere nel sito (Lloret *et al.*, 2006).

Le attività di conservazione volte alla corretta gestione di un'area marina protetta devono necessariamente essere identificate e studiate ai differenti livelli di organizzazione, dal singolo individuo sino al livello di popolazione e di comunità (Boero *et al.*, 1999). Le attività antropiche sull'ambiente marino possono rappresentare

in genere un'alterazione degli equilibri esistenti, sarebbe quindi opportuno limitare e controllare l'entità del disturbo stesso. Permettere alcune attività definite “sostenibili” non significa eliminare totalmente l'impatto. Molte attività come lo *scuba diving*, lo *snorkeling* ed altro, definiti generalmente come “ecoturismo” in realtà sono una fonte di stress per le comunità marine, sarebbe quindi auspicabile quantificare l'impatto al fine di bilanciare e gestire la fruizione di un area (Davis e Tisdell, 1995).

Un impatto è un disturbo che causa l'alterazione della densità, della taglia o del comportamento dei componenti di una comunità. Negli ultimi anni si è verificata una rapida crescita delle attività ricreative (Milazzo *et al.*, 2002) che molto spesso rappresentano una fonte di disturbo per l'ambiente marino, con conseguenze per le componenti biotiche più o meno gravi. Fino a poco tempo fa la disciplina dell'ecologia ricreativa riguardava gli impatti delle attività umane in parchi terrestri ed in aree selvatiche (Rouphael e Inglis, 2001). Negli ultimi decenni anche gli ambienti marini sono diventati meta ambita dai turisti.



**Figura 57** – Isola di Hormigas, riserva integrale a sinistra, il Faro del Promontorio di Cabo de Palos a destra.

## **Turismo subacqueo**

Il Mediterraneo è sottoposto ad un flusso turistico concentrato unicamente nella stagione estiva, dove si osserva un notevole incremento della presenza umana (Cinner, 2007; Badalamenti *et al.*, 2000). Le attività ricreative che possono svolgere un ruolo “erosivo” in ambiente marino sono (Milazzo *et al.*, 2002):

1. il calpestio (*trampling*) dei bagnanti della zona mesolitorale e del primo infralitorale (Woodland e Hooper, 1997; Kay e Liddle, 1989; Brosnan e Crumrine, 1994);
2. l'ancoraggio delle imbarcazioni da diporto (Milazzo *et al.*, 2002);
3. lo *scuba diving* (Hawkins e Roberts, 1992, 1999; Sala e Zabala, 1996; Garrabou *et al.*, 1998; Plathong *et al.*, 2000; Rouphael e Inglis, 2001; Walters e Samways, 2001; Zakai e Chadwick-Furmann, 2002; Barker e Roberts, 2004).

## Riserva Marina di Cabo de Palos



**Figura 58** – Nella mappa sono segnati i confini della riserva marina di Cabo de Palos (blu), suddivisa in una zona di riserva integrale (rosso) e il resto in zona a tutela parziale.

La subacquea ricreativa è generalmente considerata come un'attività a basso impatto ambientale. Con la rapida crescita delle attività legate alla subacquea, si può affermare che alcuni siti pesantemente interessati da queste attività potrebbero avere tassi di visitatori subacquei oramai prossimi al limite della sostenibilità ecologica. Negli ultimi anni numerosi studiosi hanno concentrato la loro attenzione sugli effetti di tale pratica sugli organismi bentonici, pochi lavori sono stati indirizzati verso la fauna ittica.

Alcuni studi recenti (Milazzo *et al.*, 2005, 2006; Guidetti *et al.*, 2008) mostrano differenze tra il comportamento di specie ittiche all'interno e all'esterno di aree marine protette, legato alla presenza di turismo subacqueo. Potenzialmente un'alterazione del comportamento naturale delle specie ittiche potrebbe avere conseguenze ecologiche importanti su diverse attività quali la ricerca del cibo e i rapporti preda-predatore. Nell'ambito del progetto europeo Interreg IIIB Medocc-AMPAMED (2005-05.4.1-F-150), e proprio per la vocazione alle attività subacquee della riserva marina di Cabo de Palos (Figura 56), si è indagato l'impatto di tali attività sul comportamento della fauna ittica. Sono veramente scarsi i lavori che, in modo quantitativo, analizzano atteggiamenti comportamentali prodotti dalle attività di *diving*, con l'idea che possano rappresentare comunque, anche se in modo indiretto, danni all'ecosistema.

### Area di studio: Riserva Marina di Cabo de Palos

La riserva marina di Cabo de Palos è sita nella regione della Murcia. La riserva risulta poco estesa e protesa verso est a partire dal promontorio di Cabo de Palos fino all'isola di Hormigas (Figura 57). I substrati rocciosi, di natura vulcanica, raggiungono elevate profondità, e si interrompono unicamente in alcune secche e nelle formiche attorno all'isola di Hormigas appunto (Figura 57).

| Caratteristiche generali |                                                                                                                                                                                                                                         |
|--------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Stato legale             | Riserva Marina                                                                                                                                                                                                                          |
| Siti internazionali      | Include 3 SIC (ES6200007 – Le Formiche; ES6200029 – Località Fringe della regione di Murcia; ES6200048 – Ambienti marini).                                                                                                              |
| Approvazione             | Decreto n°15, del 31 Marzo 1995 (Assessorato Regionale all'Agricoltura e alle acque). Modificato il 22 Giugno 1995; modificato il 29 aprile 1999; modificato il 6 Giugno 2001; (Ministero dell'Agricoltura, la Pesca e l'Alimentazione) |
| Referenze legali         | BORM no.92, 21 Aprile 1995. BOE no.161, 7 Giugno 1995, BOE no.119, 19 Maggio 1999; BORM no.92, 19 Aprile 2000; BOE no.146, 19 Giugno 2001; BOE no.233, 28 Settembre 2001.                                                               |
| Amministrazione          | Ministero dell'Agricoltura, della Pesca e dell'Alimentazione; Assessorato Regionale all'Agricoltura e alle Acque.                                                                                                                       |
| Fonte gestore            | Rappresentanza ministeriale e Rappresentanza della Regione della Murcia a Cartagena.                                                                                                                                                    |
| Zone tutelate            | Riserva integrale (Zona A); 270 ha<br>Riserva Totale; 1.898 ha                                                                                                                                                                          |

**Tabella 14** – Caratteristiche generali della Riserva marina di Cabo de Palos.

Il valore naturalistico dell'area è dato anche dalla presenza del Mar Menor a partire dalla porzione nord del promontorio di Cabo de Palos. L'area umida, sfruttata da sempre per la pesca, risulta di elevato pregio naturalistico per la flora e la fauna sia terrestre che marina. Il Mar Menor rappresenta un'area sottoposta a tutela per la presenza di tre siti di interesse comunitario (SIC- Rete Natura 2000; Tabella 14).

| Regolamento          |                                                                   |                                                                                     |
|----------------------|-------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|
| ATTIVITA'            | RISERVA INTEGRALE                                                 | RISERVA GENERALE                                                                    |
| <b>Vietato</b>       | Pesca professionale, immersioni ricreative, nuoto, pesca sportiva | Pesca con il fucile, Pesca a strascico, Pesca al palamito.                          |
| <b>Regolamentato</b> | Monitoraggio scientifico                                          | Monitoraggio scientifico, pesca artigianale, immersioni ricreative, pesca sportiva. |
| <b>Permesso</b>      |                                                                   | Nuoto.                                                                              |

**Tabella 15** – Regolamento nelle aree sottoposte a tutela della Riserva Marina di Cabo de Palos

La struttura dei popolamenti ittici è stata monitorata dal 1990 con l'utilizzo della tecnica dei censimenti visivi subacquei. L'obiettivo principale è stato quello di studiare le relazioni tra la struttura degli habitat a differenti scale spaziali, da quella dei 10 a quella dei mille metri (Garcia-Charton e Perez-Ruzafa, 1998, 2001). Di particolare interesse è la presenza regolare di specie definite "termofile" provenienti dall'Atlantico (*Serranus atricauda*, *Pseudocaranx dentex*, *Parapristipoma octolineatum*, *Sparisoma cretense*, *Scorpaena maderensis*) segnalati nella riserva marina di Cabo de Palos e Isola Hormigas e nelle aree circostanti. Inoltre, sono stati avviati studi a carattere genetico che hanno caratterizzato il sarago maggiore (*Diplodus sargus*), scelto come specie modello (Gonzalez-Wanguemert *et al.*, 2002, 2004). I monitoraggi della fauna ittica evidenziano per la riserva marina di Cabo de Palos una ricchezza e varietà maggiori rispetto alle zone di controllo, mostrando la reale efficacia delle misure di protezione, sia per le specie di importanza commerciale sia per le altre presenti nell'area (Perez-



Ruzafa *et al.*, 1995, 1996, 2001, 2003, 2004; Perez-Ruzafa *et al.*, 2002; Garcia-Charton *et al.*, 2004, 2005). Le famiglie di pesci che risentono particolarmente dei benefici dell'effetto riserva sono i serranidi e gli sparidi. A partire dagli studi sulla fauna ittica, è stato approfondito l'aspetto relativo alla complessità e la struttura dell'habitat, considerata l'importanza di cavità, grotte e pareti verticali nella distribuzione della fauna ittica (Garcia-Charton e Perez-Ruzafa 1998; 1999, 2001; Garcia-Charton *et al.*, 2000, 2004).

Questo ha aiutato nello studio dell'effetto riserva, soprattutto nel mostrare come la presenza di specie di grossa taglia in siti non protetti è da relazionarsi all'habitat di elezione delle specie. Infatti, nelle zone esterne alla riserva, la presenza di alcuni labridi e mullidi anche di grandi dimensioni è legata evidentemente all'eterogeneità dell'habitat e alla discontinuità delle praterie di Posidonia (Garcia-Charton *et al.*, 2004). Nell'ambito del progetto EMPAFISH sono stati confrontati a livello genetico alcuni esemplari di *Diplodus sargus*, presenti in due aree di studio differenti: alcuni prelevati all'interno della riserva ed alcuni al di fuori di essa. I risultati hanno mostrato che nei siti protetti era significativamente maggiore la ricchezza allelica rispetto ai siti non protetti (Gonzalez-Wanguemert *et al.*, 2002, 2004; Perez-Ruzafa *et al.*, 2006). Parallelamente è stato sviluppato un lavoro che ha evidenziato minori livelli di eterozigosi nelle isole, a differenza delle aree costiere, mettendo in luce l'importanza dei processi di connettività nell'istituzione e designazione di una riserva Marina. Nell'ambito del progetto europeo BIOMEX, sono stati condotti studi sull'effetto *spill-over* dalle aree marine protette verso le aree adiacenti. Nella riserva di Cabo de Palos è stata testata questa ipotesi con l'utilizzo del Visual Census, del 'baited video' e con la collezione di uova e larve, catturate con retini da plancton (Garcia-Charton *et al.*, 2004; Stobart *et al.*, 2007; Perez-Ruzafa *et al.*, in prep).

Parallelamente è stato portato avanti anche il monitoraggio delle comunità bentoniche nella riserva a partire anche da lavori precedenti alla sua istituzione. Alcuni lavori avviati prima dell'istituzione della riserva, sono incentrati sulla biologia ed ecologia delle specie e sulla distribuzione di alcuni *taxa*. Diversi sono i lavori sulla distribuzione dei molluschi (Templado 1961, 1962, 1980, 1982; Templado e Llansò, 1981; Templado *et al.*, 1983) e degli echinodermi (Lopez-Ibor *et al.*, 1982; Pina e Perez-Ruzafa, 1984, 1986; Perez-Ruzafa *et al.*, 1991; Calvin *et al.*, 1999). È stata

studiata l'abbondanza e la struttura di popolazione del riccio di mare per le due specie più comuni (*Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula*). Sono state confrontate le aree protette con quelle di controllo, inserendo tra le variabili la struttura dell'habitat (Perez-Ruzafa *et al.*, 2002). I risultati ottenuti mostrano densità tre volte maggiori all'interno della riserva per la specie edibile (*Paracentrotus lividus*). Interessante è che la specie mostra una struttura di popolazione bimodale all'interno della riserva, ed unimodale all'esterno. Non sono state evidenziate differenze per il fattore protezione nell'altra specie (*Arbacia lixula*). Molto interessante è il risultato evidenziato comparando i siti di riserva parziale con quelli a riserva integrale, ed è emerso che nella riserva parziale si hanno densità mediamente maggiori di ricci edibili, rispetto alle aree integrali. L'ipotesi è che l'incremento di disponibilità di cibo, la risospensione del sedimento da parte dei divers, sommate anche ad alcune caratteristiche peculiari dell'habitat o ad effetti indiretti nella catena trofica, possano influire in modo significativo nella distribuzione della specie.



**Figura 59** – Turisti che attendono di immergersi, l'imbarcazione è ormeggiata ad una boa fissa che segnala il punto d'immersione.

La riserva di Cabo de Palos accoglie migliaia di turisti ogni anno, il turismo subacqueo (Figura 59) rappresenta l'attrattiva più importante (18.000 tuffi/anno). L'impatto dei divers sul benthos è stato ben studiato a partire dal 2003 (Perez-Ruzafa *et*

*al.*, 2003, 2004; Garcia-Charton *et al.*, 2005), comparando, per ogni anno, la densità di alcune specie bentoniche utilizzate come indicatore (alghe, spugne, cnidari, echinodermi, briozoi, policheti e ascidie) prima e dopo il periodo estivo, sia nei siti utilizzati dai divers che in alcuni siti di controllo (riserva integrale), utilizzando censimenti visivi e la tecnica della fotografia digitale (Herrero *et al.*, in prep).

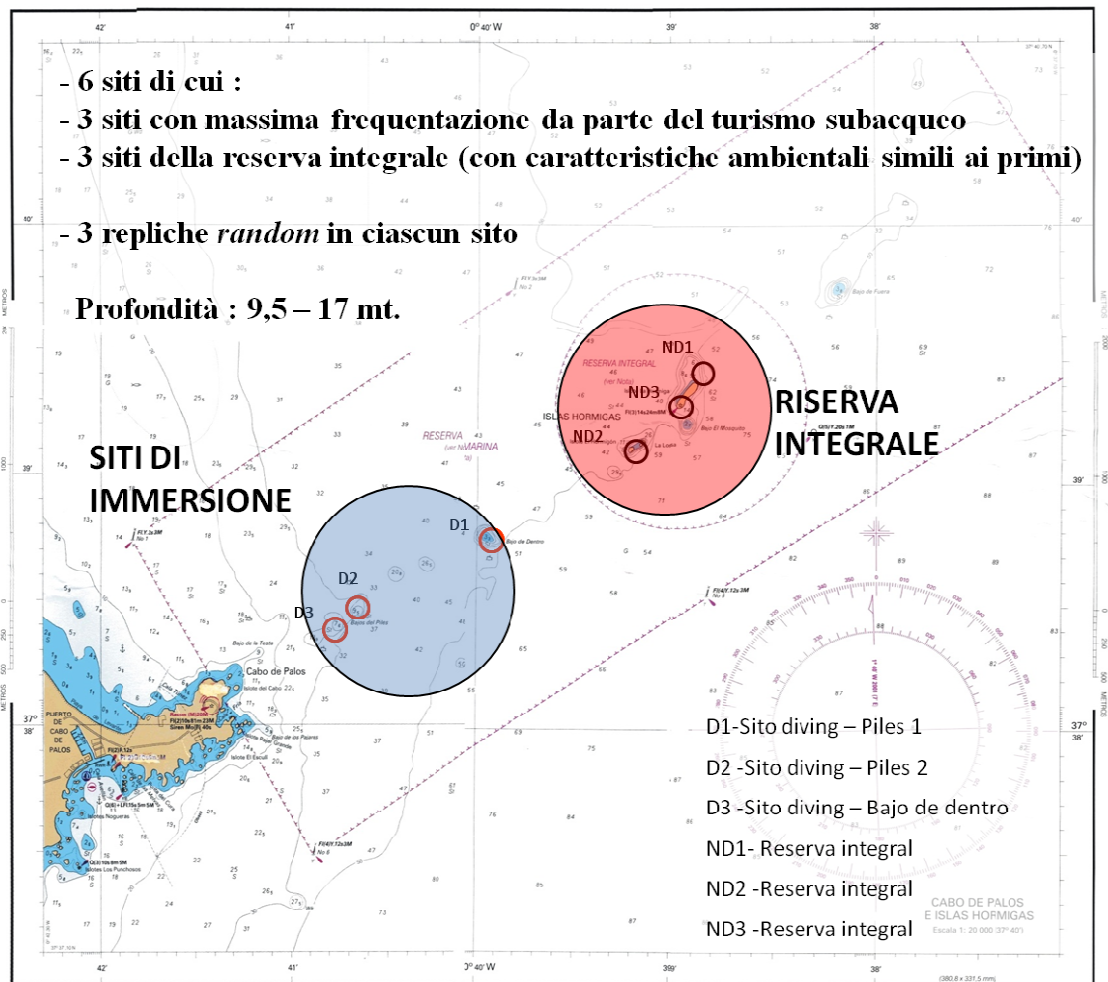
In modo particolare la gorgonia bianca (*Eunicella singularis*) è stata monitorata in termini di densità, con descrittori morfometrici e con il numero di eventi necrotici sulla colonia stessa. Sono inoltre stati monitorati, attraverso esperimenti di campo, a livello quantitativo, i danni meccanici e la rimozione di organismi bentonici prodotti dai subacquei. Ma anche qui i risultati non sono univoci per tutti i *phyla* testati, ad esempio la copertura algale mostra una variabilità spazio temporale molto elevata e maschera gli effetti di disturbo che potrebbero essere prodotti da attività di *diving*, e questo vale per la maggior parte degli organismi monitorati.

Quello che invece è emerso dallo studio è che ci sono alcune categorie funzionali che mostrano densità elevate nei siti utilizzati dai *diving*; quella dei filtratori bentonici sembra essere relazionata alla presenza dei subacquei. L'incremento della disponibilità di cibo per la risospensione dei sedimenti da parte delle attività di immersione produce in effetti un apporto aggiunto di cibo (effetto indiretto) che quindi risulta di aiuto alla categoria trofica dei filtratori. Danni diretti prodotti dalle attività subacquee mostrano la rottura di frammenti ad esempio del briozoo *Myriapoda truncata*, come anche di *Clavellina dellavallei*, incidendo ovviamente sulla densità e copertura di queste specie fragili di invertebrati. È stato valutato lo stato di salute della gorgonian bianca (*Eunicella singularis*) che mostra un numero di eventi necrotici sulle colonie significativamente maggiori nei siti utilizzati per le immersioni rispetto a quelli a protezione integrale, utilizzati come controllo. Questi risultati sembrano così mostrare che un numero elevato di subacquei nell'area marina protetta ha determinato un notevole sfruttamento della risorsa, suggerendo, per la gestione della riserva, a non eccedere ulteriormente nel numero delle immersioni permesse nei siti d'immersione (Herrero *et al.*, in prep). Questi lavori, in modo integrato, hanno lo scopo di aiutare nella comprensione delle misure gestionali da intraprendere per la salvaguardia della risorsa. Inoltre, aggiungendo anche altre variabili di ordine economico e sociale sarà possibile ad esempio calcolare il numero massimo di tuffi/anno a partire dal concetto di *carrying*

*capacity* ovvero della sostenibilità stessa delle attività subacquee (García-Charton et al. 2005; Herrero *et al.*, in prep).

## ***MATERIALI E METODI***

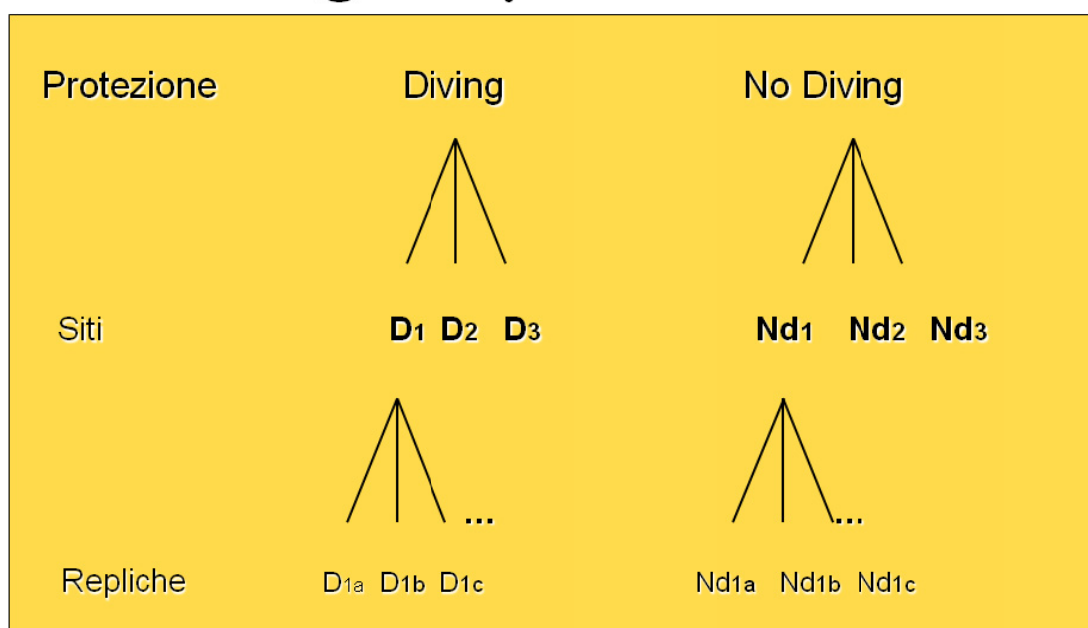
Il lavoro è stato effettuato nel mese di ottobre 2007, nella riserva marina di “Cabo de Palos e Islas Hormigas” (Figura 60).



**Figura 60** – Mappa della Riserva Marina di “Cabo de Palos e Islas Hormigas”, in blu è evidenziata la zona in cui sono possibili le attività subacquee e in rosso quelle di “reserva integral” in cui è vietata la subacquea ricreativa.

Le attività di studio dell'effetto riserva, che da anni sono curate dall'Università di Murcia, mostrano come, grazie proprio alla intensa e ben programmata attività di guardiania, le zone tutelate abbiano valori di abbondanza delle specie significativamente maggiori (Garcia-Charton *et al.*, 2005). Inoltre, le zone “core” della riserva mostrano valori nettamente maggiori riguardo la presenza e la distribuzione delle specie ittiche nei siti a differente grado di tutela, compresi i siti *diving*. Proprio la particolare conformazione geomorfologica dell'area ha permesso di programmare e lavorare sulle attività di *diving*. L'area, come si diceva, è molto ristretta, la batimetria raggiunge subito valori proibitivi per le più comuni attività subacquee tranne che per la presenza di un numero esiguo di secche, dove si sono concentrate le stesse attività subacquee. Questo è un dato

## Disegno sperimentale



**Figura 61** – Disegno di campionamento utilizzato nell'indagine degli impatti antropici sulla fauna ittica.

molto importante poiché, per l'approccio comportamentale dello studio, è fondamentale valutare le aree nelle quali il disturbo è localizzato. Dalle interviste ai *diving*, dai precedenti lavori prodotti, dal lavoro di *equipe* con il personale della riserva e con i ricercatori dell'università di Murcia, sono stati definiti alcuni fattori fondamentali allo studio effettuato. La natura geologica e le caratteristiche geomorfologiche delle secche sono tra di loro paragonabili, i percorsi in immersione

tendono sempre a distribuirsi dal cappello della secca (dai 10 metri ai 15metri) sino a circa 35/40 metri girandogli intorno, le attività di controllo e guardiania sono coordinate da un ufficio sul faro che domina interamente la riserva (Figura 57). Tutto questo ha permesso di compiere valutazioni tra i siti utilizzati dai subacquei per le immersioni ricreative e quelli interni alla zona a tutela integrale dove sono vietate tutte le attività. Studi a carattere ecologico hanno mostrato una composizione in specie simile sia per la copertura bentonica che per i popolamenti ittici, dove però nella riserva integrale, le densità di alcune specie *target* risulta maggiore sia per le abbondanze, sia per le taglie. Sono stati scelti un totale di sei siti (Figura 61), tre frequentati dal turismo subacqueo (D1, D2 e D3) e tre all'interno della riserva integrale (ND1, ND2, ND3). I primi, utilizzati dai *diving*, sono segnalati con delle boe e dei gavitelli (Figura 60), così da evitare continui ancoraggi nell'area, sempre per la salvaguardia degli ambienti, oltre che per problemi di sicurezza. In tutti i siti quindi l'habitat risulta simile, caratterizzato da un fondale roccioso di natura vulcanica; la profondità è compresa tra circa 10 e 15 metri proprio per la conformazione delle secche. Per ogni sito sono state fatte tre repliche random per un totale di 18 campionamenti (vedi figura 61), la data, l'ora e la batimetria del singolo campionamento effettuato sono riportate in tabella 16.

| SITI     | D1           | D2           | D3           | ND1          | ND2          | ND3          |
|----------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| GPS      | N 37°38.398' | N 37°38.467' | N 37°38.788' | N 37°39.161' | N 37°39.335' | N 37°39.391' |
| Lat /Lon | W 0°40.745'  | W 00°40.641' | W 00°39.982' | W 00°39.198' | W 00°38.991' | W 00°38.946' |
| Rep.a    | 05/10/07     | 05/10/07     | 08/10/07     | 06/10/07     | 06/10/07     | 06/10/07     |
|          | 10:00        | 11:00        | 12:00        | 12:00        | 10:00        | 11:00        |
|          | 14.8mt.      | 11.2mt.      | 10.5mt       | 17mt.        | 13.6mt       | 14.2mt       |
| Rep.b    | 08/10/07     | 08/10/07     | 08/10/07     | 06/10/07     | 06/10/07     | 07/10/07     |
|          | 13:00        | 10:00        | 15:00        | 16:00        | 16:30        | 10:00        |
|          | 9.5mt        | 14.8mt       | 13mt         | 14.7mt       | 14.6mt       | 12.9mt       |
| Rep.c    | 08/10/07     | 08/10/07     | 08/10/07     | 07/10/07     | 07/10/07     | 07/10/07     |
|          | 17:00        | 11:00        | 16:00        | 12:00        | 11:00        | 13:00        |
|          | 13.5mt       | 16.4mt       | 13mt         | 12.5mt       | 9.8mt        | 12.4mt       |

**Tabella 16** – Coordinate GPS e profondità dei siti di campionamento.

Sul fondale è stato posizionato un manichino, con lo scopo di simulare la presenza di un subacqueo. Il manichino è rappresentato da una muta subacquea umida in neoprene (Figura 62) confezionata in modo tale da mimare perfettamente la sagoma di un subacqueo. La scelta di utilizzare unicamente una muta, senza aggiungere ad essa



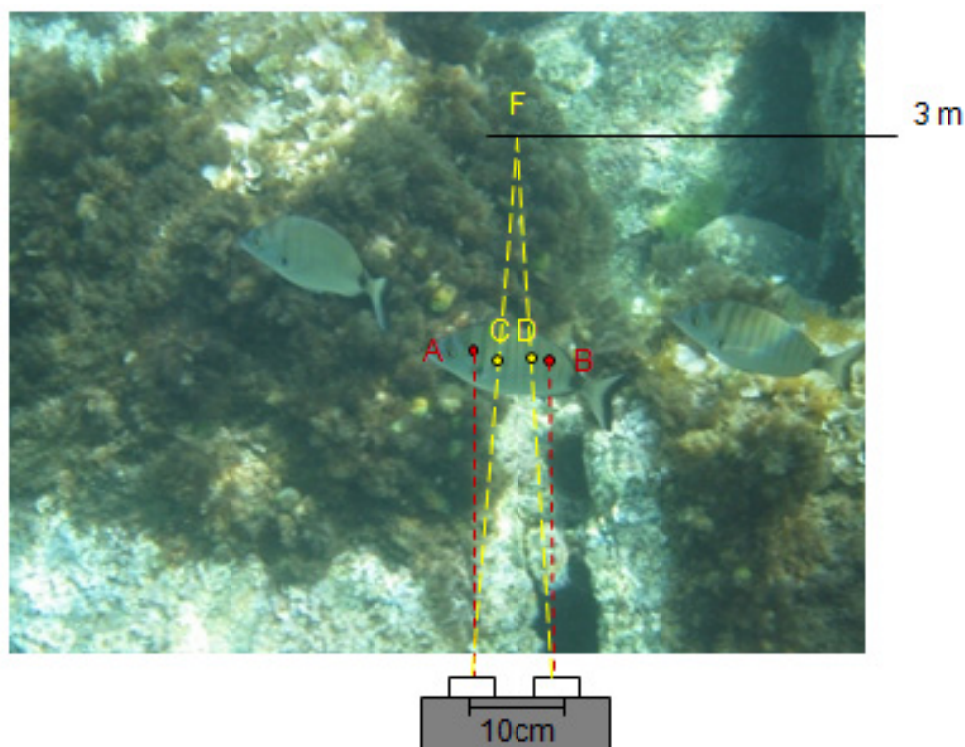
nessuna altra attrezzatura tipica di un sommozzatore ha il preciso intento di semplificare al massimo l'entità della simulazione del disturbo. Sarà la tipologia dei risultati ad indicare in lavori futuri quali altre variabili indagare per la migliore comprensione della problematica in esame. La semplice osservazione del comportamento delle diverse specie ittiche nei confronti del manichino doveva però avvenire senza arrecare disturbo all'indagine. È stata quindi da subito scartata l'ipotesi di utilizzare la metodologia dell'osservazione diretta *in situ*.



**Figura 62** – La muta utilizzata nella simulazione di un subaqueo debitamente confezionata e ancorata al substrato.

Nella progettazione dell'utilizzo di metodologie indirette quello dell'uso di telecamere subacquee (Figura 64) è sembrata fin da subito realizzabile. Sono state testate telecamere digitali differenti al fine di ottenere il compromesso migliore tra definizione dell'immagine e luminosità della ripresa. Le telecamere digitali ad alta definizione, denominate "HD", hanno mostrato un'ottima qualità d'immagine e la possibilità di riconoscere facilmente i caratteri distintivi delle specie presenti nell'area di studio. La trasparenza dell'acqua, la sensibilità alla luce della telecamera utilizzata,

hanno reso possibile il lavoro anche a profondità maggiori di dieci metri senza l'ausilio di fari o flash che avrebbero sicuramente disturbato l'esperimento. Sono state posizionate due telecamere poste ad angolo retto tra di loro (Figura 65) al fine di riprendere il manichino da almeno due diverse prospettive e contemporaneamente il comportamento dei pesci nei confronti del manichino stesso. La scelta di utilizzare due telecamere sostanzialmente ha lo scopo di avere una percezione del comportamento dei pesci nelle tre dimensioni dello spazio. L'analisi video nelle tre dimensioni permette lo studio della traiettoria del pesce preso in esame, permettendo di valutare direzione, velocità ed accelerazione oltre che la taglia di ogni singolo individuo considerato. Inoltre, le telecamere avevano inquadrature differenti, una posizionata a circa 1.5 metri e riprendeva la scena in primo piano, la seconda posta invece a circa 2.5 metri aveva un'inquadratura maggiore. La prima, quella più vicina al manichino, è stata inoltre corredata di un sistema laser progettato *ad hoc* per questo studio (Figura 62).



**Figura 63** – Lo schema riproduce il sistema della coppia di laser, quelli paralleli in rosso, e quella incidente in giallo.



## Sistema laser

Al fine di migliorare la qualità e la risoluzione nella misurazione delle variabili cinematiche prese in esame è stato progettato un doppio sistema di laser, composto da una coppia di fasci paralleli ed una coppia di fasci incidenti. Il sistema progettato è stato realizzato in modo artigianale (LASER 1, Ditta Leone) collocato in modo solidale con la custodia della telecamera, inoltre testato per profondità fino a 100 metri. Il sistema è stato progettato proprio per lavorare in ambiente 3D anche con l'utilizzo di una sola telecamera. Il dato è estremamente interessante poiché lavorando anche con più telecamere (in questo studio 2), sarà possibile utilizzare interamente i filmati per l'analisi, senza dover scartare inquadrature equivocate. Riassumendo sono utilizzate due coppie di fasci laser, la prima parallela e la seconda incidente (Figura 63).

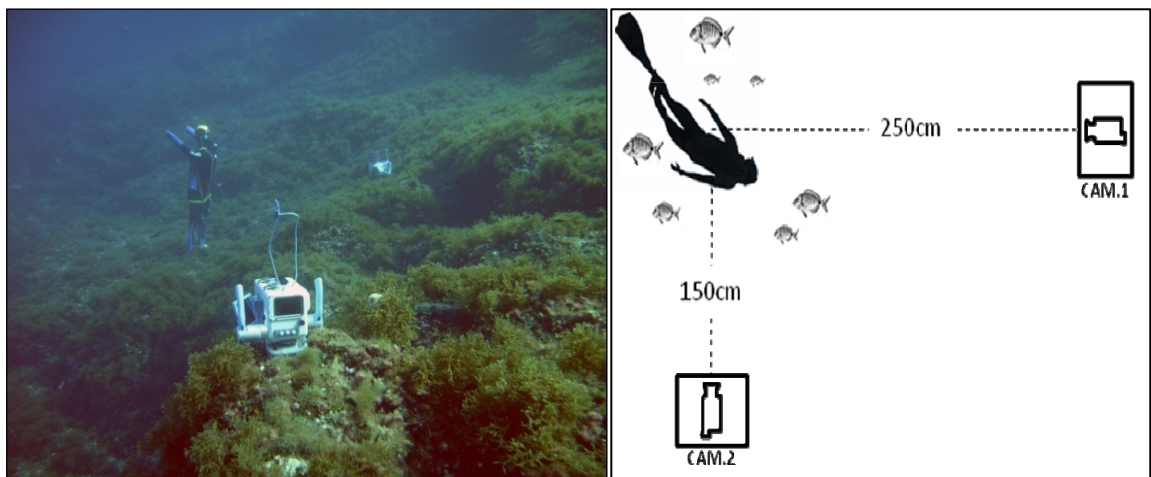


**Figura 64** – Il sistema “LASER 1” (Ditta Leone) montato sulla staffa dei flash della custodia (Oyster L, Ditta Leone).

I fasci paralleli permettono di valutare con precisione la dimensione reale di qualsiasi oggetto venga colpito da entrambi i laser, e di stimare le dimensioni di tutti quegli oggetti valutati sullo stesso piano focale. Impostando la distanza tra i due laser

sarà possibile con una semplice proporzione riportare le distanze dai pixel ai centimetri. Mentre l'utilizzo dei fasci incidenti ci restituisce la terza dimensione, ovvero la distanza dell'oggetto dal fuoco della telecamera. Il sistema risulta modulare ed è possibile far coincidere i due fasci laser a varie distanze (1 metro, 2 metri, 3 metri) a seconda dell'utilizzo. Il principio è quello di verificare la distanza tra i due laser, utilizzando anche quelli paralleli. Data la distanza tra i due laser incidenti sarà possibile con qualche operazione giungere ad una stima piuttosto precisa della distanza alla quale l'oggetto si trova (Figura 63).

Dopo aver posizionato il manichino e le telecamere l'operatore si allontanava, risalendo in barca lasciando per circa 20 minuti le telecamere in registrazione. L'assenza di un operatore ha lo scopo di evitare di arrecare disturbo, non facilmente controllabile, che potrebbe influenzare il comportamento spontaneo delle specie ittiche. Sarà valutata, con l'ausilio di programmi di analisi d'immagine, la distanza minima di avvicinamento al manichino per ogni individuo. Inoltre, è stato valutato il



**Figura 65** - Il *set-up* dell'esperimento, riproduzione schematica (a destra) e immagine subacquea (a sinistra).

comportamento delle diverse specie e se hanno mostrato una “alterazione” dell'attività. Cambi di direzione o di velocità sono stati registrati in sede di analisi e correlati alla distanza alla quale il comportamento è espresso.

## Metodologie di analisi

In sede di analisi sono stati scartati i primi 5 minuti di ripresa da quando l'operatore subacqueo si allontana dal campo di ripresa. I restanti 15 minuti sono stati digitalizzati al PC (*Adobe Premier Pro.2.0*) ed analizzati parallelamente per entrambe le telecamere. Durante l'analisi sono stati valutati: il numero di specie, l'abbondanza (in nr. di individui), la taglia di ogni singolo individuo, la distanza minima dal bersaglio (il manichino), il comportamento (reazione o indifferenza) rispetto al bersaglio e la distanza a cui veniva espresso un comportamento. Per alcune delle variabili considerate a partire dal riconoscimento della specie come per le abbondanze è stato sufficiente visionare i filmati. Mentre invece per la stima della taglia degli individui, come per la distanza minima dal bersaglio sono stati utilizzati programmi per l'analisi di immagine (*RedLake Midas 2.1*).



**Figura 66** – Frame dei filmati subacquei realizzati.

Per il comportamento espresso da ogni singolo individuo, al fine di produrre un dato oggettivo sono stati fissati dei parametri per la valutazione del comportamento. Le analisi dei filmati hanno permesso di valutare direzione, velocità e accelerazione di ogni

singolo individuo e, per semplificare l'analisi, sono stati considerati come "perturbazione" i seguenti comportamenti:

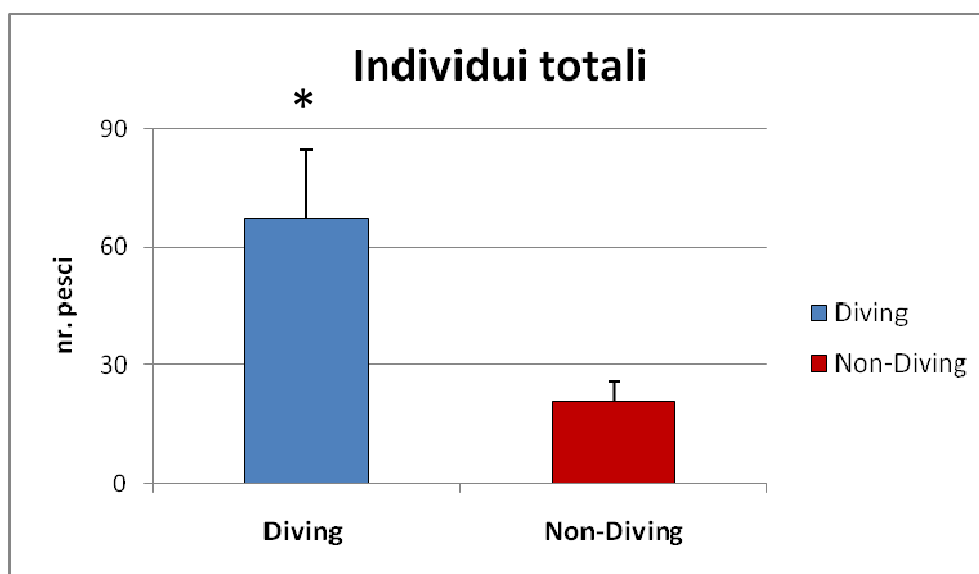
1. Un singolo cambiamento (aumento o diminuzione) della velocità  $\geq 50\%$  di quella iniziale;
2. il singolo cambio di direzione con un angolo  $\geq 45^\circ$ ;

Nel caso in cui il soggetto eseguiva diversi cambi di direzione consecutivamente, questi non venivano considerati come perturbazioni.

Le specie oggetto del nostro studio sono tutte quelle presenti nella comunità ittica presa in esame, fatta eccezione per le seguenti specie: *Chromis chromis*, *Coris julis*, *Thalassoma pavo* e *Boops boops*. Per queste specie molto abbondanti è stato registrato il solo dato di presenza/assenza, nel sito di campionamento, in quanto specie gregarie e molto curiose nei confronti delle videocamere e del bersaglio stesso. Delle specie censite sia nei siti sottoposti a fruizione della subacquea ricreativa che in quelli di riserva integrale, sono state selezionate le più abbondanti al fine di operare un raffronto. Le differenze osservate sono state testate con il test del chi quadrato ( $\chi^2$ ).

## RISULTATI

Dall'analisi delle immagini acquisite sono stati censiti 849 individui totali, appartenenti a 18 specie, di cui 13 specie (188 individui) nei siti di riserva integrale e 15 specie con 661 individui nei siti dove è consentita (seppur con delle limitazioni) la subacquea ricreativa. Il dato mostra che nei siti *Diving* la presenza di individui è nettamente maggiore rispetto ai siti di controllo nella zona di tutela integrale (Figura 67, Tabella 17).



**Figura 67** – Il numero di pesci osservati nei siti *diving* è significativamente maggiore dei siti *Non-Diving*.

### ANALISI VARIANZA

|         | <i>SQ</i> | <i>gdl</i> | <i>MQ</i> | <i>F</i> | <i>P</i>       | <i>F crit</i> |
|---------|-----------|------------|-----------|----------|----------------|---------------|
| Pr      | 1876,9    | 1          | 1876,9    | 3,436602 | 0,137382       | 7,708647      |
| Si (Pr) | 15471,4   | 4          | 3867,85   | 7,082029 | <b>0,04214</b> | 6,388233      |
| Res     | 2184,6    | 4          | 546,15    |          |                |               |
| Totale  | 19532,9   | 9          |           |          |                |               |

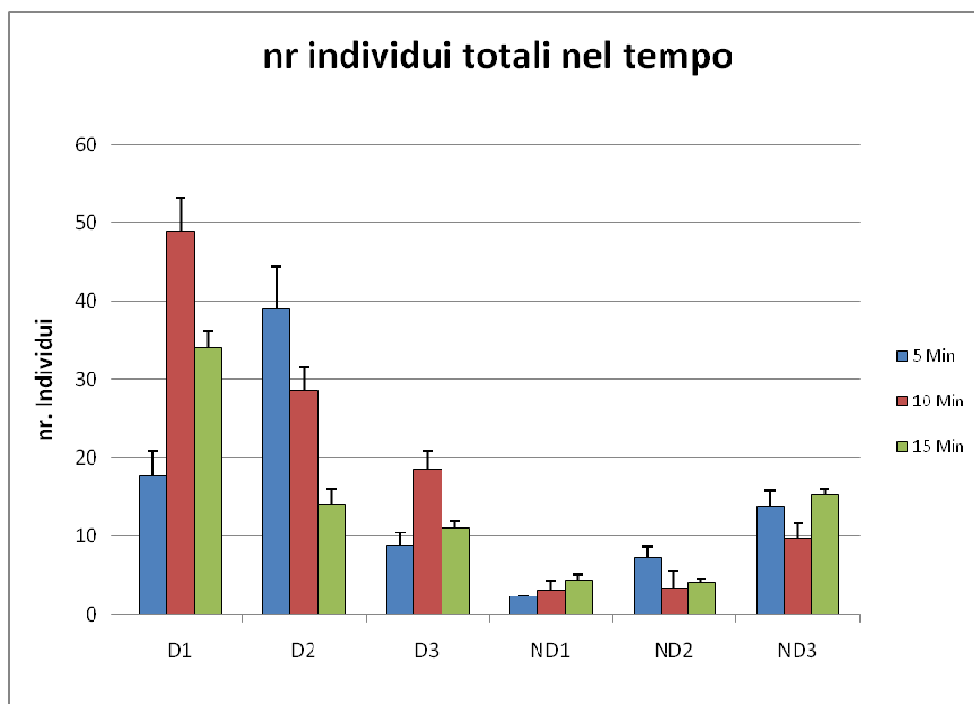
**Tabella 17** – Risultati dell'analisi della varianza mostrano differenze significative per il numero di individui censiti nei siti *Diving* rispetto a quelli *Non-Diving* (Pr).

| Famiglia   | Specie                         | Sigla | Diving | Riserva |
|------------|--------------------------------|-------|--------|---------|
| Carangidae | <i>Seriola dumerili</i>        | Sd    | V      | •       |
| Labridae   | <i>Coris julis</i>             | Cj    | V      | V       |
|            | <i>Symphodus mediterraneus</i> | Sm    | V      | V       |
|            | <i>Symphodus ocellatus</i>     | So    | •      | V       |
|            | <i>Symphodus roissali</i>      | Sro   | •      | V       |
| Sciaenidae | <i>Sciaena umbra</i>           | Su    | •      | V       |
| Serranidae | <i>Serranus scriba</i>         | Ssc   | V      | V       |
|            | <i>Serranus cabrilla</i>       | Sca   | V      | •       |
| Sparidae   | <i>Boops boops</i>             | Bb    | V      | V       |
|            | <i>Dentex dentex</i>           | Dd    | V      | •       |
|            | <i>Diplodus annularis</i>      | Da    | V      | •       |
|            | <i>Diplodus cervinus</i>       | Dc    | V      | V       |
|            | <i>Diplodus puntazzo</i>       | Dp    | V      | V       |
|            | <i>Diplodus sargus</i>         | Ds    | V      | •       |
|            | <i>Diplodus vulgaris</i>       | Dv    | V      | V       |
|            | <i>Oblada melanura</i>         | Om    | V      | V       |
|            | <i>Sarpa salpa</i>             | Ss    | V      | •       |
| Sphyrnidae | <i>Sphyrna sphyraena</i>       | Ssp   | V      | •       |
|            | <i>Muraena helena</i>          | Mh    | V      | •       |
|            | <i>Epinephelus costae</i>      | Ec    | V      | V       |
|            | <i>Epinephelus marginatus</i>  | Em    | V      | •       |

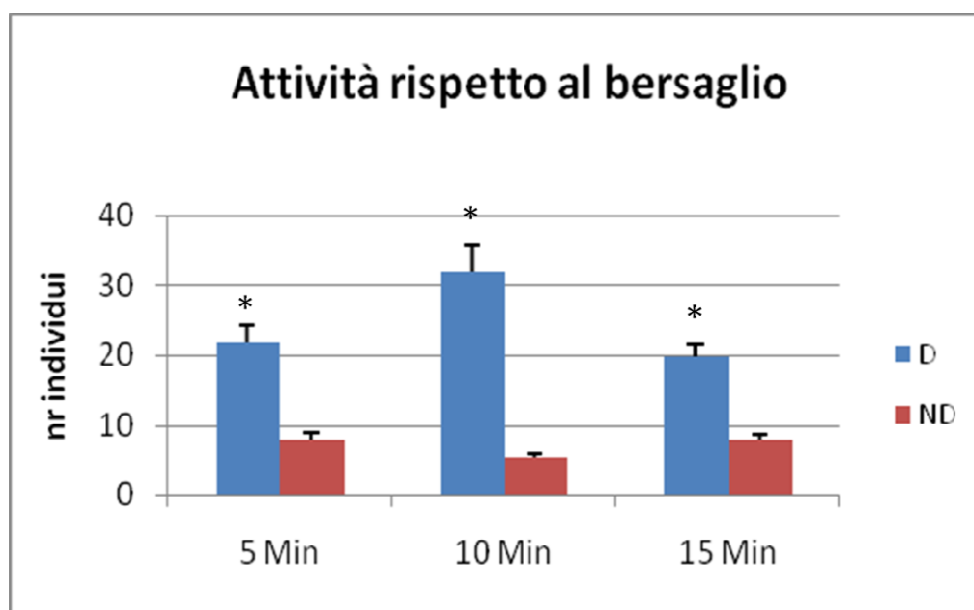
**Tabella 18** – Sono elencate le specie ittiche censite nello studio suddivise nei siti *Diving* e *Non-Diving* (Riserva).

Delle specie registrate nello studio *Seriola dumerili*, *Serranus cabrilla*, *Dentex dentex*, *Diplodus annularis*, *Diplodus sargus*, *Sarpa salpa*, *Sphyrna sphyraena*, *Muraena helena* e *Epinephelus marginatus* sono esclusive della zona *Diving*. Al contrario solo tre specie (*Symphodus ocellatus*, *Symphodus roissali*, *Sciaena umbra*) risultano esclusive della riserva integrale. Sono comuni ad entrambe le zone a differente grado di tutela le seguenti specie: *Coris julis*, *Symphodus mediterraneus*, *Serranus scriba*, *Boops boops*, *Diplodus cervinus*, *Diplodus puntazzo*, *Diplodus vulgaris*, *Oblada melanura*, *Epinephelus costae* (Tabella 18).

La presenza delle specie censite nello studio è stata analizzata a livello temporale. È stato evidenziato il numero di specie avvistate in ogni sito nelle tre fasce temporali (0-5 minuti; 5-10 minuti; 10-15 minuti). L'analisi non mostra differenze significative per il numero di specie presenti nelle tre fasce temporali esaminate.



**Figura 68** – Numero di individui presenti nelle diverse fasce orarie di 5 minuti ognuna considerate. Non è mostrata nessuna differenza in tutti i siti nelle differenti fasce temporali.



**Figura 69:** Attività dei pesci rispetto al bersaglio nei siti *Diving* (D) e *Non-Diving* (ND) nelle tre fasce temporali.

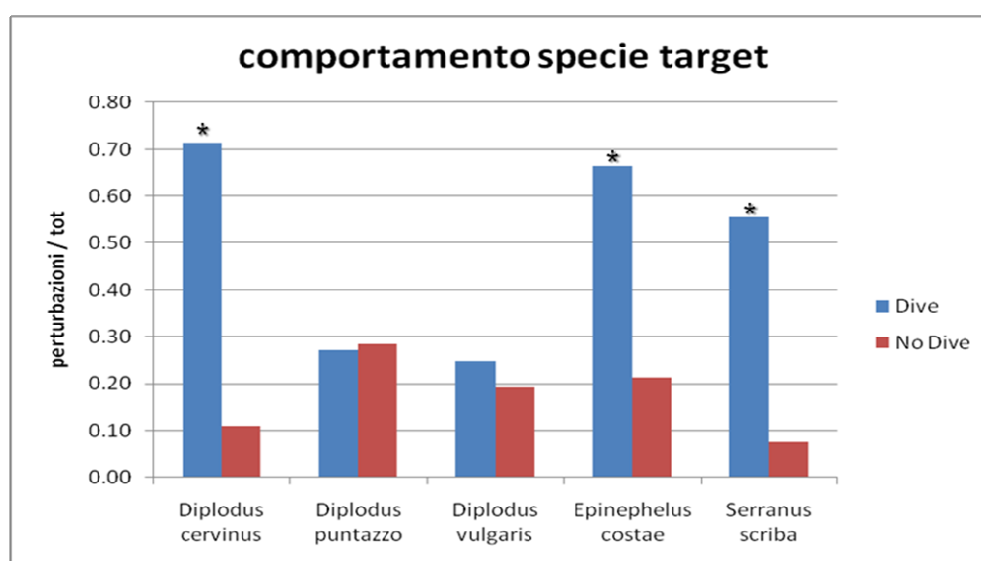
Inoltre è stata considerata l'attività degli individui nei diversi siti e nelle differenti fasce orarie (Figura 68). L'attività mostra valori significativamente maggiori nei siti *Diving* ( $21.70 \pm 7.65$  nei primi 5 minuti;  $32.00 \pm 4.95$  tra 5 e 10 minuti;

19.60±5.23 tra 10 e 15 minuti) rispetto ai siti *Non-Diving* (7.70±2.85 nei primi 5 minuti; 5.30±1.22 tra 5 e 10 minuti; 7.80±2.74 tra 10 e 15 minuti).

ANALISI VARIANZA

|          | <i>SQ</i> | <i>gdl</i> | <i>MQ</i> | <i>F</i> | <i>P</i>        | <i>F crit</i> |
|----------|-----------|------------|-----------|----------|-----------------|---------------|
| Pr       | 4125,63   | 1          | 4125,63   | 15,59539 | <b>0,000256</b> | 4,042652      |
| Time     | 240,1481  | 2          | 120,0741  | 0,453895 | 0,637848        | 3,190727      |
| Pr(time) | 580,5926  | 2          | 290,2963  | 1,097356 | 0,341978        | 3,190727      |
| Res      | 12698     | 48         | 264,5417  |          |                 |               |
| Totale   | 17644,37  | 53         |           |          |                 |               |

**Tabella 19** – Il risultato dell’analisi della varianza per l’attività rispetto al bersaglio considerando sia il grado di protezione (D e ND) che il tempo (5, 10 e 15 minuti).



**Figura 70** – Indice di Perturbazione riscontrato tra siti *Diving* (blu) e *Non Diving* (rosso).

|                  | <b>df</b> | <b>p</b>    | <b>χ<sup>2</sup></b> |
|------------------|-----------|-------------|----------------------|
| <b>P x S x L</b> | <b>13</b> | <b>0.05</b> | <b>66.5221</b>       |
| <b>S (L x P)</b> | <b>12</b> | <b>0.05</b> | <b>23.61947</b>      |
| <b>L (S x P)</b> | <b>9</b>  | <b>0.05</b> | <b>64.9698</b>       |
| <b>P (L x S)</b> | <b>9</b>  | <b>0.05</b> | <b>40.11423</b>      |

**Tabella 20** – Risultati del test del  $\chi^2$  mostrano frequenze significativamente differenti tra i siti *Diving* e *Non-Diving* per le cinque specie prese a campione.

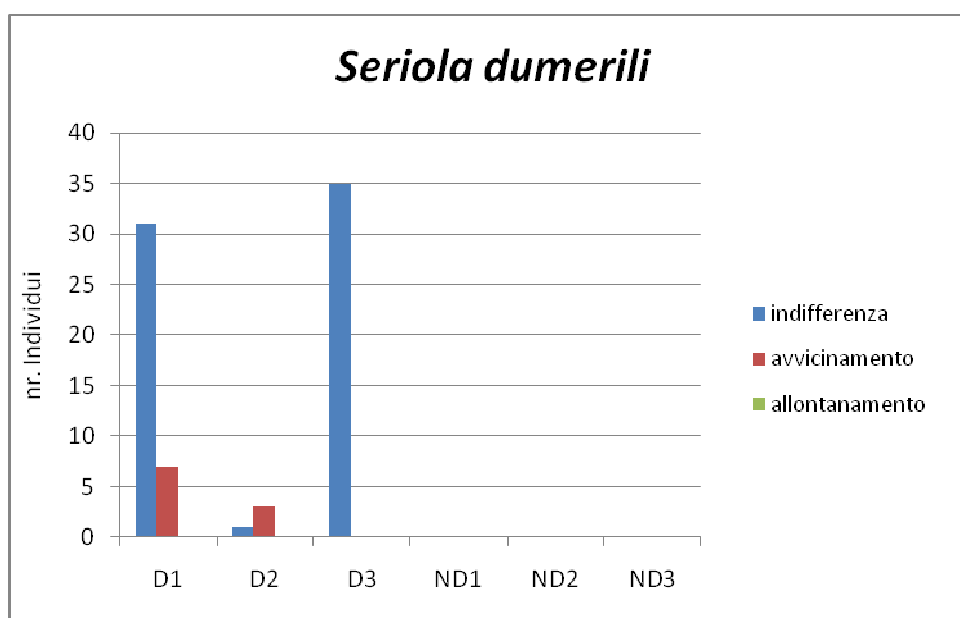
Delle 18 specie censite nove sono risultate comuni per entrambi i fattori di protezione (D e ND). Di queste sono state scartate *Coris julis*, *Symphodus mediterraneus*, *Boops boops*, *Oblada melanura* per le caratteristiche comportamentali, per il numero esiguo, per l’attitudine a formare grandi sciame. Le specie considerate



nell'analisi sono: *Diplodus puntazzo*, *Diplodus vulgaris*, *Diplodus cervinus*, *Epinephelus costae*, *Serranus scriba*.

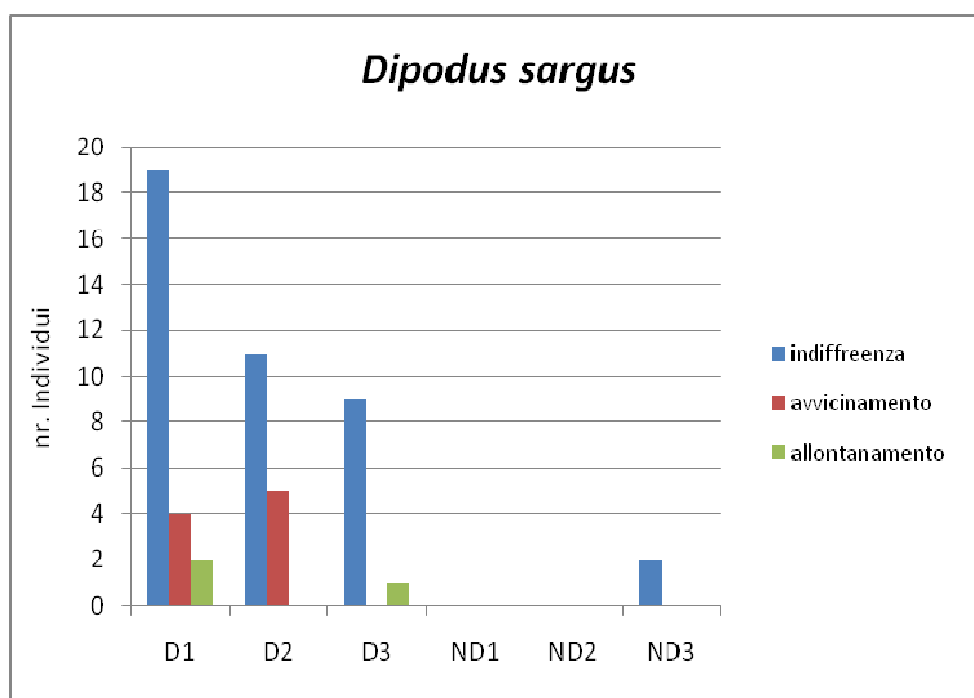
|                                  | df       | p           | $\chi^2$        |
|----------------------------------|----------|-------------|-----------------|
| <b><i>Diplodus cervinus</i></b>  | <b>1</b> | <b>0.05</b> | <b>6.112169</b> |
| <b><i>Diplodus puntazzo</i></b>  | <b>1</b> | <b>N.S.</b> | <b>0.014335</b> |
| <b><i>Diplodus vulgaris</i></b>  | <b>1</b> | <b>N.S.</b> | <b>0.710037</b> |
| <b><i>Epinephelus costae</i></b> | <b>1</b> | <b>0.05</b> | <b>4.706916</b> |
| <b><i>Serranus scriba</i></b>    | <b>1</b> | <b>0.05</b> | <b>20.73288</b> |

**Tabella 21** – Il test del  $\chi^2$  scomposto per le cinque specie mostra differenze significative nelle frequenze di perturbazione per il *Diplodus cervinus*, *Epinephelus costae* e *Serranus scriba*.

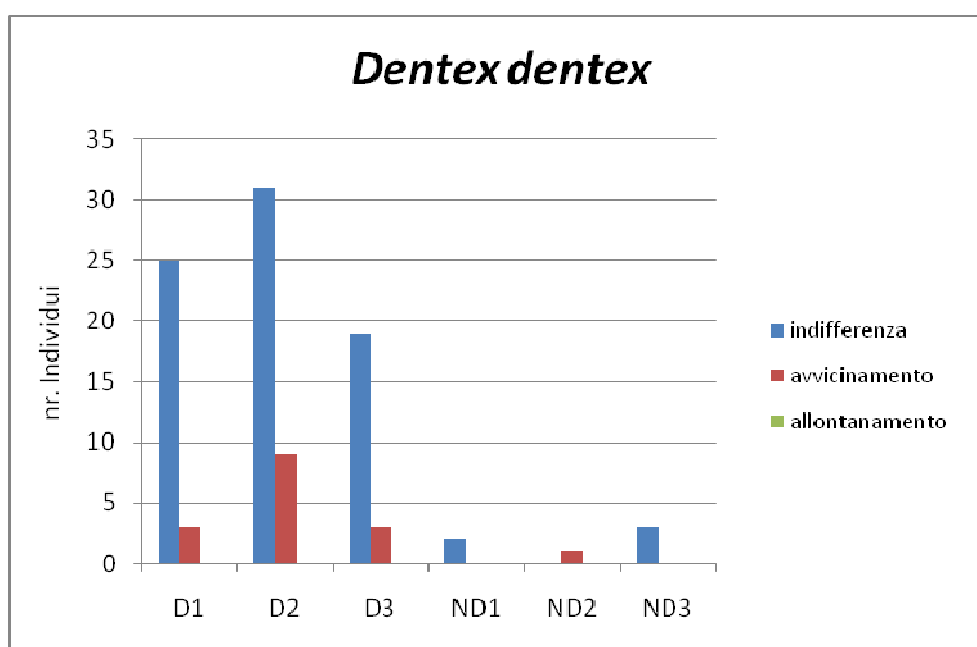


**Figura 71** – Comportamento mostrato dalla specie *Seriola dumerili* in tutta l'area di studio. In blu il quando non risulta alcuna attività del pesce, in rosso quando si avvicina e in verde quando si allontana dal bersaglio.

Delle 18 specie censite nove sono risultate comuni per entrambi i fattori di protezione (D e ND). Di queste sono state scartate *Coris julis*, *Symphodus mediterraneus*, *Boops boops*, *Oblada melanura* per le caratteristiche comportamentali, per il numero esiguo, per l'attitudine a formare grandi sciame. Le specie considerate nell'analisi sono: *Diplodus puntazzo*, *Diplodus vulgaris*, *Diplodus cervinus*, *Epinephelus costae*, *Serranus scriba*.

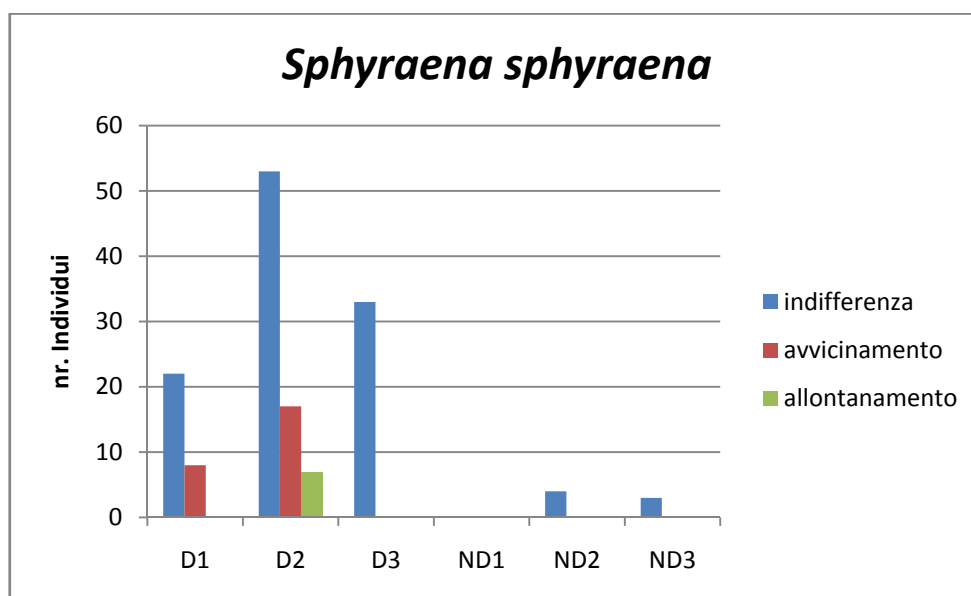


**Figura 72** – Comportamento mostrato dalla specie *Diplodus sargus* in tutta l'area di studio. In blu il quando non risulta alcuna attività del pesce, in rosso quando si avvicina e in verde quando si allontana dal bersaglio.



**Figura 73** – Comportamento mostrato dalla specie *Dentex dentex* in tutta l'area di studio. In blu il quando non risulta alcuna attività del pesce, in rosso quando si avvicina e in verde quando si allontana dal bersaglio.

Lo studio del comportamento sulle specie *target* mostra risultati significativi per quanto riguarda la proporzione di individui in cui si sono verificate perturbazioni del comportamento nei siti “Dive” rispetto ai siti “No dive” (Figura 70). *Diplodus cervinus* ( $p<0.05$ ,  $\chi^2=6.11$ ), *Epinephelus costae* ( $p<0.05$ ,  $\chi^2=4.71$ ) e *Serranus scriba* ( $p<0.05$ ,  $\chi^2=20.73$ ) (Figura 70). Al contrario, per il *Diplodus puntazzo* e il *Diplodus vulgaris* non si riscontrano differenze tra il comportamento nei siti di immersione e in quelli protetti. Delle specie censite nei soli siti *Diving*, per cui non è possibile operare confronti, mostriamo unicamente alcuni grafici sul comportamento manifestato nei confronti del manichino. I grafici che seguono sono stati prodotti dall’osservazione dei filmati, dove è mostrata la tipologia di attività osservata (indifferenza, avvicinamento, allontanamento) rispetto al bersaglio. La ricciola (*Seriola dumerili*) mostra un’attività neutra nei confronti del simulatore (Figura 71). Il sarago maggiore (*Diplodus sargus*) presente soprattutto nei siti *Diving* evidenzia un atteggiamento neutro nei confronti del manichino (Figura 72); e lo stesso atteggiamento è mostrato anche dalle altre specie più comuni riscontrate nei siti *Diving*: dentice (*Dentex dentex*; figura 73) e barracuda (*Sphyraena sphyraena*; Figura 74).



**Figura 74** – Comportamento mostrato dalla specie *Sphyraena sphyraena* in tutta l’area di studio. In blu il quando non risulta alcuna attività del pesce, in rosso quando si avvicina e in verde quando si allontana dal bersaglio.

## ***DISCUSSIONE***

L'indagine sull'attività comportamentale della fauna ittica nei siti *diving* ha prodotto interessanti risultati. L'utilizzo di telecamere subacquee, come metodologia indiretta di osservazione, ha mostrato ottime potenzialità. Inoltre in questi ultimi anni si sta consolidando come metodologia innovativa nello studio comportamentale della fauna marina (de Lucia *et al.*, 2007; Stobart *et al.*, 2007; Fox e Belwood, 2008). Il valore delle osservazioni in campo ha lo scopo di relazionare la presenza (abbondanza visiva) delle specie censite e il loro ruolo ecologico nell'ecosistema (Fox e Belwood, 2008). La possibilità di utilizzare il sistema laser per la calibrazione delle analisi video, permette di stimare con precisione, ad esempio, le taglie dei pesci e le distanze percorse. Dalle taglie dei pesci, con delle equazioni, è possibile determinare le biomasse, dalle distanze percorse invece la velocità, le accelerazioni o semplicemente il comportamento espresso.

Le immersioni ricreative hanno la capacità di attrarre l'attenzione di moltissimi subacquei, interessati soprattutto alla fauna associata ai siti *diving*. La presenza di molte specie e di grandi taglie è quindi una prerogativa dei siti per la subacquea. Monitoraggi precedenti sullo stato della fauna ittica mostrano elevate densità di pesci all'interno della riserva e valori ancora maggiori all'interno della riserva integrale (Garcia-Charton *et al.*, 2001, 2004). Partendo quindi da una situazione simile ci si sarebbe aspettata una fauna ittica associata all'effetto del manichino piuttosto simile se non addirittura maggiore nei siti *No-Diving*. Come invece mostrato nei risultati (Figura 68) moltissimi dei pesci filmati che si sono avvicinati al manichino lo hanno fatto nei siti di *Diving*. Il numero maggiore di individui osservati nei siti *Diving* potrebbe essere dovuto a due fattori potenziali (a) la maggiore familiarità dei pesci alla presenza dei subacquei nei siti *dive* e la diffidenza nei confronti dei subacquei nei siti *No-dive* (b) la possibilità che i subacquei rappresentino una fonte indiretta di *feeding* a causa del rimescolamento del substrato.

Tra le specie più comuni censite nei siti *Diving* ci sono la ricciola (*Seriola dumerili*), il dentice (*Dentex dentex*), il barracuda (*Sphyraena sphyraena*) e la cernia bruna (*Epinephelus marginatus*), presenze non riscontrate nei siti di controllo. Dalle campagne di visual census emerge una presenza massiccia di tali specie in tutta la

riserva marina. Una possibile ipotesi per spiegare tale fenomeno potrebbe essere dovuta al fatto che queste specie siano piuttosto timide nei confronti dell'uomo, e solo nei siti dove sono abituate a tale presenza non manifestano nessun disagio. Infatti, come mostrato nei grafici (Fig 71, 72 e 73), la loro presenza, quando analizzata dal punto di vista comportamentale, mostra essenzialmente un atteggiamento indifferente. Evidentemente la presenza di un manichino in un'area molto frequentata dalla subacquea non rappresenta nessun pericolo, o in genere nessuna novità, per le specie che frequentano tali siti. Al contrario, la presenza del manichino posizionato in zone di tutela integrale, dove qualunque attività è vietata, intimorisce le specie più timide o semplicemente più caute avvertendo il manichino come elemento estraneo all'ambiente.

Inoltre, i filmati prodotti sono stati suddivisi in tre fasce temporali di cinque minuti ognuna con lo scopo di verificare un cambiamento in tempi brevi nell'atteggiamento nei confronti del manichino. In sede di analisi sono stati suddivisi i quindici minuti totali di ripresa in tre momenti di cinque minuti ognuno con lo scopo di testare differenze comportamentali in momenti differenti dal posizionamento del manichino. L'analisi, come mostrato nel grafico (Figura 68), non evidenzia differenze nella presenza di individui e specie legate al tempo di permanenza del manichino in acqua. Ciò dimostra che il comportamento acquisito nel tempo da parte della fauna ittica non cambia a una piccola scala temporale (15 minuti appunto). Inoltre conferma la validità nell'analisi effettuata nei quindici minuti presi in esame per ogni sito.

Le specie riscontrate unicamente nei siti di riserva integrali, al contrario, non appartengono alle specie considerate timide e sono il *Symphodus ocellatus*, il *Symphodus roissali* e la *Sciaena umbra*. Sono specie molto comuni e molto curiose, che si avvicinano se osservate con le dovute attenzioni. Risultano meno attive e meno competitive delle altre specie invece censite nei siti *diving*, per questa ragione non frequentano le zone di immersione. In effetti, l'analisi dell'attività della fauna ittica (numero di perturbazioni; Figura 70) ha mostrato valori significativamente maggiori nei siti *Diving*. Le specie *target* scelte per l'analisi, presenti sia nei siti *dive* che in quelli *No-dive*, sono da considerarsi specie non timide. Quando viene confrontata la loro attività nelle due tipologie di utilizzo, tre di esse (*Diplodus cervinus*, *Epinephelus costae*, *Serranus scriba*) hanno mostrato un effetto sul comportamento indotto dal manichino. L'ipotesi è che queste tre specie, essendo le più territoriali tra quelle

considerate, risentano maggiormente della presenza dei subacquei. Indipendentemente da queste considerazioni specifiche, i nostri risultati suggeriscono che la fauna ittica associata ai siti di immersione possa risultare perturbata dalla presenza dei subacquei. Il comportamento euforico riscontrato nelle specie ittiche analizzate potrebbe avere ricadute nell'ecosistema. Il differente utilizzo dell'area, cambiamenti a livello di preferenza dell'habitat, cambiamenti sulla qualità e quantità della risorsa di cibo potrebbero produrre cambiamenti nella biologia ed ecologia della comunità (Bay *et al.*, 2001; Ceccarelli, 2007). Studi effettuati sulla distribuzione del riccio di mare edibile (*Paracentrotus lividus*) mostrano densità differenti tra i siti *Diving* e *No-diving* (Perez-Ruzafa *et al.*, 2002) nella riserva di Cabo de Palos. Il riccio di mare rappresenta il principale invertebrato brucatore della fauna costiera, inoltre è una preda per i grandi sparidi e serranidi. Approfondimenti risultano quindi necessari allo scopo di verificare le modalità con le quali il turismo subacqueo agisce sulla distribuzione del riccio di mare, ad esempio, o sulla presenza e comportamento delle specie ittiche. Inoltre, verificare in che rapporto prede e predatori (ricci di mare *vs.* Sparidi e Serranidi) si distribuiscono e competono per la risorsa.

Studi futuri su altre aree marine e con un numero maggiore di specie sono necessari per confermare questa tendenza. Studi futuri sugli effetti delle aree marine protette potrebbero includere, insieme agli studi ecologici, anche una valutazione degli effetti sul comportamento dei pesci. A livello di gestione, gli effetti sul comportamento dei pesci potrebbero avere conseguenze sulla regolamentazione delle aree marine (attività permesse, comportamento subacquei).

## CONCLUSIONI GENERALI

Lo studio dell'effetto riserva ha lo scopo fondamentale di comprendere l'efficacia delle azioni svolte nel perseguire i principi di conservazione per cui una riserva stessa è istituita. Lavorare su più Aree Marine, appartenenti a tre nazioni diverse (Italia, Francia e Spagna) permette di operare dei confronti tra le differenti modalità e approcci nella gestione della fascia costiera ancor prima di valutare nello specifico ogni singola situazione. La gestione del territorio, sia in Spagna come in Francia, avviene sia ad opera del governo centrale che delle amministrazioni regionali. Ogni decisione è frutto delle mediazioni tra i due organi che attivamente governano le differenti problematiche, dalla pesca alle attività turistiche sino al monitoraggio scientifico. In Italia, il governo centrale appare come l'interlocutore unico nel processo decisionale. Di fatto però, la gestione delle Aree Marine Protette è lasciata senza controllo alcuno agli enti gestori; questo è il motivo che vede diverse aree marine nel territorio italiano commissariate e, quindi, inefficaci da ogni punto di vista. Il supporto alle riserve marine da parte della ricerca, della conservazione e delle agenzie per l'ambiente è elevato, ma non è correlato ai risultati (Willis, 2003). Diversi studi mostrano che frequentemente l'insuccesso delle strategie di conservazione e protezione sono legate, nei paesi in via di sviluppo ad un utilizzo incontrollato ed illegale delle risorse (McClanahan, 1999; Christie *et al.*, 2003; Christie, 2004).

Le tre AMP considerate sono state istituite in momenti differenti, quella del Sinis è, di fatto, la più giovane. A tale ragione si deve l'esiguo numero di lavori a carattere ecologico nello studio dell'effetto riserva e la mancanza di risultati positivi. Invece appare evidente dai diversi lavori citati come "l'effetto riserva" a Bonifacio e a Cabo de Palos sia un dato di fatto. A distanza di più di venti anni dall'istituzione di una riserva, il monitoraggio scientifico sulla struttura dei popolamenti ittici mostra, in

genere, valori di abbondanza stabili nel tempo (Guidetti e Sala, 2007, Claudet *et al.*, 2008). Nella visione sistemica e multidisciplinare della gestione di una riserva marina è necessario aggiungere conoscenza e approfondire aspetti sempre nuovi nelle dinamiche ecologiche dell'ambiente da proteggere e preservare (Salm *et al.*, 1986, Badalamenti *et al.*, 2000). Nel caso specifico il Sinis è un'Area Marina giovane, con ambienti molto differenti tra loro e l'isola di Mal di Ventre con peculiarità morfologiche e naturalistiche di pregio. Tralasciando la complessità e la ricchezza floro-faunistiche degli habitat presenti, risulta una riserva molto estesa se paragonata a quella spagnola di Cabo de Palos e, di conseguenza, una riserva complessa da gestire per le azioni di vigilanza. L'estensione di una riserva è un aspetto molto importante da considerare ai fini gestionali (Cabo de Palos < Sinis < Bonifacio). I confini di Cabo de Palos sono interamente visibili da terra (dal faro) da dove sono coordinate tutte le azioni di controllo da parte degli organi deputati alla vigilanza. Questo non accade né per la riserva marina di Bonifacio, né per quella del Sinis. L'AMP del Sinis, carente di personale, non riesce a garantire in alcun modo la sorveglianza in tutta l'area. Inoltre, le zone a protezione integrale sono le più difficili da controllare essendo quelle più complicate da raggiungere. Lo scoglio del Catalano e l'Isola di Mal di Ventre sono a circa 4-5 miglia dalla costa e oltre dieci miglia dal porto di Oristano (mezzi della Capitaneria di Porto) e dal Porticciolo turistico di Torregrande (mezzi dell'AMP del Sinis). La riserva di Bonifacio spende invece molte energie per la vigilanza. Due squadre, composte da qualche decina di persone si dividono in controlli continui e capillari del territorio tra la zona occidentale e orientale della riserva. Inoltre, nell'isola di Lavezzi, la zona "core" è vigilata costantemente grazie alla presenza del faro, presidio storico per la riserva. Nell'analisi dell'efficacia di una riserva sia per Cabo de Palos che per Bonifacio appare evidente che il controllo è alla base del funzionamento stesso dell'Area Marina. Ne consegue quindi che le azioni intraprese da una riserva dal punto di vista normativo (regolamenti, divieti, etc...) che coinvolgono i pescatori come gli operatori turistici devono necessariamente essere supportati da un controllo efficiente. In effetti anche i risultati del monitoraggio scientifico confermano che il controllo capillare e costante di un territorio è alla base del corretto funzionamento di una riserva. Il monitoraggio delle specie considerati "nobili" per le aree marine del mediterraneo (Francour, 1999) produce risultati differenti per le tre diverse aree. Cabo de Palos (Garcia-Charton *et al.*, 2004) e Bonifacio (Culioli *et al.*, 2003) hanno mostrato



nel tempo un aumento continuo delle densità e delle taglie medie di tali specie. Da qualche anno, inoltre, le densità di molte specie rimangono stabili negli anni a dimostrare che è stata raggiunta la capacità portante per la fauna ittica, ora solo soggetta ad oscillazioni naturali. Le campagne di monitoraggio della fauna ittica nella riserva francese hanno dimostrato l'aumento nel tempo sia delle densità che delle taglie medie dei pesci (Culioli *et al.*, 2003). Caso emblematico è quello della popolazione di corvine (*Sciaena umbra*) che nella riserva di Bonifacio ha visto aumentare di oltre trenta volte la densità nella zona di Cerbicale dall'anno di istituzione della nuova perimetrazione (1999). Nell'area del Sinis la situazione appare completamente diversa. Nel monitoraggio della riserva e delle aree di controllo si è evidenziato che alcune delle specie "nobili" (*Epinephelus marginatus*, *Epinephelus costae*, *Sciaena umbra*, *Dentex dentex*) risultano esclusive delle zone tutelate. A dieci anni dall'istituzione, anche se il dato potrebbe apparire incoraggiante, in realtà dimostra una gestione fallimentare della riserva, come riscontrabile nella maggior parte delle AMP italiane. Dall'indagine sulla distribuzione in taglie si evince che le popolazioni presenti non appaiono in buono stato: le densità risultano basse, le popolazioni sono costituite essenzialmente dalle classi giovanili e medie, mancano assolutamente le taglie grandi. In tutte le AMP i censimenti della fauna ittica rappresentano un ottimo indicatore dello stato dell'ecosistema soprattutto nei confronti della piccola pesca artigianale. La riserva di Cabo de Palos e di Bonifacio da anni relazionano le abbondanze della fauna ittica nelle zone tutelate rispetto a quelle esterne confrontandole con i dati provenienti dalla pesca che insiste nell'area. L'area marina del Sinis dovrebbe incentivare questi aspetti di confronto tra lo stato della risorsa e i quantitativi di pescato della zona, con l'obiettivo proprio di aiutare i fruitori della risorsa a sfruttarla in modo sostenibile. È auspicabile, in futuro, anche per la riserva del Sinis, il confronto tra lo stato di salute della fauna ittica e il monitoraggio della piccola pesca costiera, anche nell'ottica di verificare l'effetto *spillover*.

Il ristabilirsi delle densità di alcune popolazioni in un'area deve essere continuamente monitorato al fine di comprendere meglio le interazioni tra specie, la competizione per le risorse, la competizione interspecifica (Meyer, 2003). Lo studio delle catene trofiche o degli effetti cascata rappresentano uno sforzo recente volto alla comprensione dei complessi meccanismi a livello di comunità. Le evidenze della rimozioni dei predatori (Myers *et al.*, 2003) rappresentano un argomento di indagine recente come anche le indagini sugli aspetti comportamentali della fauna ittica (Milazzo

*et al.*, 2005). Il caso della cernia bruna (*Epinephelus marginatus*) è analizzato sia dal punto di vista comportamentale che ecologico (Culioli e Quignard, 1998; Zabala *et al.*, 1997) nella riserva di Bonifacio. È stato possibile monitorare negli anni i grandi maschi territoriali e studiarne l'habitat preferenziale nelle diverse stagioni, compresa quella riproduttiva. Nell'area del Sinis, ad esempio, è rara la presenza di cernie brune, e le taglie grandi sono praticamente assenti od occasionali, proprio a causa della pesca illegale associato alla mancanza di controlli.

È evidente che la promozione di studi interdisciplinari volti alla gestione integrata della fascia costiera devono partire almeno dall'effettività di una riserva marina. L'indagine condotta sulla distanza di reazione ha proprio lo scopo di valutare in che modo la presenza di una riserva marina agisca nella relazione preda-predatore. Le distanze di reazione per le specie considerate risultano minori all'interno della riserva. Dai risultati ottenuti appare evidente che il prelievo e, in genere, la fruizione di un'area, agiscono sul comportamento antipredatorio delle specie. Le relazioni tra preda e predatore costituiscono un elemento fondamentale nei complessi meccanismi di una comunità, quindi l'utilizzo di test comportamentali ha lo scopo di comprendere, e conseguentemente salvaguardare non solo le specie ma anche le loro naturali interazioni.

Recentemente molti lavori hanno enfatizzato l'importanza della stima della capacità portante di un'area nei confronti delle differenti attività antropiche esercitate. La gestione integrata della fascia costiera (GIFC) è un processo decisionale che prende in considerazione tutti gli aspetti correlati alle zone costiere, tra cui quelli geografico e politico, ambientale, culturale, storico, urbanistico ed economico nel tentativo di raggiungere gli obiettivi dello sviluppo sostenibile applicato alla pianificazione territoriale ed urbanistica. Nella logica di migliorare ed ottimizzare la gestione delle attività subacquee della riserva di Cabo de Palos si sono indagati i cambiamenti che tale attività produce sul normale comportamento della fauna ittica. I risultati discussi evidenziano differenze comportamentali nella fauna ittica presente nei siti dove si svolgono le attività diving. A livello ecologico, seguendo i principi di mantenimento e/o ripristino degli ecosistemi perturbati, si potrebbe interpretare il dato in senso conservazionistico, enfatizzando il ruolo della "No take zone" come di riserva integrale. La promozione di alcune attività considerate ad impatto zero (spesso proprio quelle

turistiche) nelle zone a massimo grado di tutela potrebbe ovviare ai principi d'istituzione di una riserva. I risultati ottenuti sul comportamento della fauna ittica potrebbero essere utilizzati nella stima della capacità di carico per le attività subacquee. Considerando i dati ottenuti dagli studi sulla fauna bentonica con questi sulla fauna vagile sarebbe possibile, ad esempio, valutare i tempi di resilienza dei siti *Diving* sia in relazione alla presenza di subacquei che vietandone completamente l'attività. Dalle valutazioni effettuate sarebbe possibile generare un modello di utilizzo dei siti impostandolo (i) sul numero massimo di visitatori all'anno; e (ii) sulla rotazione nell'utilizzazione dei siti di immersione.

Il lavoro svolto conferma come lo sviluppo continuo della tecnologia utilizzata in mare permetta di indagare aspetti sempre nuovi sia dal punto di vista delle osservazioni in campo che della precisione nelle misurazioni ecologico-comportamentali della fauna ittica. I censimenti visivi condotti attraverso la tecnica del video-transetto oltre ad agevolare e a migliorare la qualità dell'indagine, rappresentano un documento storico dell'area. Inoltre, la visione ripetuta dei filmati permette ai ricercatori di considerare con maggiore precisione le variabili indagate. La telecamera ad alta velocità, utilizzata per la prima volta in campo nel Mediterraneo, ha permesso di indagare ad una finissima scala temporale la risposta di fuga della triglia e del ghiozzo, ma le applicazioni di tale strumento sono numerosissime negli studi di locomozione e cinematica della fauna marina. Il sistema laser progettato per lavorare in 3D con una sola camera ha permesso di lavorare anche sulla fauna vagile. Questo risultato è sicuramente un ottimo traguardo per continuare ad indagare e monitorare l'ecosistema marino, soprattutto per le applicazioni che potrebbe avere nella stima precisa della biomassa degli organismi.

In conclusione, sebbene l'utilizzo di indicatori comportamentali per lo studio dell'effetto riserva sia ancora agli albori, i risultati di questo lavoro ne evidenziano le notevoli potenzialità. È auspicabile estendere a più aree marine l'indagine sugli aspetti comportamentali della fauna ittica in considerazione alla sua complessità e capacità di reagire ai fenomeni antropici, proprio con l'intento di mantenere la naturalità degli habitat come delle comunità. Solo l'unione di indicatori classici (analisi dell'abbondanza e della distribuzione) e di test comportamentali su specie indicatrici

potrà fornire una visione completa sull'effettiva funzionalità di un'area marina protetta nonché proporre nuove soluzioni gestionali più mirate.

## BIBLIOGRAFIA

- ADDIS P., CECCHERELLI G., MURENU M., FARCI F., FERRARI A., OLITA A., ORTU A., POMA S., CANU B., CASU D., GRECO S., SECHI N. (2004). Caratterizzazione delle biocenosi associate a *Cystoseira* spp. in tre aree marine protette della Sardegna. *Biol. Mar. Medit.* 11(2):397-399.
- AGARDY T., BRIDGEWATER P., CROSBY M.P., DAY J., DAYTON P.K., KENCHINGTON R. (2003). Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquat Conserv* 13:353–367. doi:10.1002/aqc.583
- AGARDY M.T. (1994). Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends in Ecology and evolution* 9(7):267-70.
- AGARDY T. (1997). Marine protected areas and ocean conservation. *Academic Press, San Diego, CA*: 244 pp.
- ALCALA A.C., G.R. RUSS (1990). A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *J. Con int Explor Mer* 46:40-47.
- ALLISON G.W., LUBCHENCO J., CARR M.H. (1998). Marine reserve are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Application* 8:79-92.
- AZZURRO E., FIORENTINO F., BARICHE B., GIUSTO., G.B., ANDALORO F. (2004). Fish biodiversity changes in the central Mediterranean: the case of *Fistularia commersonii* and *Siganus luridus*. *39th European Marine Biology Symposium, Genoa, Italy: 21st – 24 st July 2004. Biologia Marina Mediterranea*, 11: 81
- BADALAMENTI F., RAMOS A., VOULTSIADOU E., SANCHEZ-LISAZO J.L., D'ANNA G., PIPITONE C. (2000). Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environ Conserv* 27(2):1–16.
- BALLANTINE W.J. (1995). *Networks of “no take” marine reserves are practical and necessary*. In: Shackell NL, Martin Willison JH (eds) Proceedings of the symposium on marine protected areas and sustainable fisheries conducted at the second international conference on science and the management of protected areas. *Dalhousie University, Halifax, Canada*, pp 12–20.
- BARDACH J.E. (1959). The summer standing crop fish on shallow Bermuda reef. *Limnol. Oceanogr.* 4:77-85.
- BARKER N.H.L., ROBERTS C. (2004). Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* 120: 481-489.
- BAROLI M., DE FALCO G., PIERGALLINI G. (2001). Convenzione IMC – Comune di Cabras per la realizzazione di studi sull'Area Marina Protetta del Sinis – Isola di Mal di Ventre. *Relazione tecnica finale*.
- BAROLI M., DE FALCO G., PIERGALLINI G. (2003). Cartografia ad alta risoluzione dei popolamenti bentonici della fascia costiera dell'Area Marina Protetta della Penisola del Sinis – Isola di Mal di Ventre finalizzata alla gestione del diporto nautico. *Biol. Mar. Medit.* 10:1-3.

- BAROLI M., DE FALCO G., ANTONINI C., COPPA S., FACHERIS C. (2006). Analisi della distribuzione e struttura della popolazione di *Paracentrotus lividus* finalizzata alla gestione della pesca del riccio di mare nell'area marina protetta penisola del Sinis - Isola di Maldiventre (Sardegna occidentale). *Biol. Mar. Medit.*, 37.
- BATTY R.S. (1989). Escape responses of herring larvae to visual stimuli. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 69: 647-654.
- BAY L.K., JONES G.P., McCORMICK M.I. (2001) Habitat selection and aggression as determinants of spatial segregation among damselfish on a coral reef. *Coral Reefs* 20:289–298.
- BELL J.D. (1983). Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean sea. *J. Appl. Ecol.* 20: 357-369.
- BILECENOGLU M., TASKAVAK E., BOGAC KUNT K. (2002). Range extension of three Lessepsian migrant fish (*Fistularia commersonii*, *Sphyræna flavicauda*, *Lagocephalus suezensis*) in the Mediterranean Sea. *J.Mar.Biol. Ass. U.K.*, 82: 525 – 526.
- BLACHER J., MEINESZ A., DE VAUGELAS J. (1994). Répartition de *Lithophyllum lichenoides* (Rhodophyta), de *Cystoseira amantacea* (Chromophyta), et de *Patella ferruginea* (Mollusca) dans la Réserve Naturelle des Iles Lavezzi: îlots et littoral de la pointe di U Cappicciolu à la pointe de Sperone. *Trav. Sci. Parc. Nat. Région. Rés. Nat. Corse* 57: 103-141.
- BLAKE R.W. (2004). Fish functional design and swimming performance. *Journal of fish biology* 65:1193–1222.
- BLAXTER J.H.S., FUIMAN L.A. (1990). The role of the sensory system of herring larvae in evading predatory fishes. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 70: 413–427.
- BLAXTER, J. H. S. (1988). Sensory performance, behaviour, and ecology of fish. In *Sensory Biology of Aquatic Animals* (Atema, J., Fay, R. R., Popper, A. N. & Tavalga, W. N., eds), pp. 203–232. New York: Springer-Verlag.
- BOERO F., BRIAND F, MICHELI F. (1999). Executive summary. In: F. Briand (ed). Scientific design and monitoring of Mediterranean marine protected areas. *CIESM Workshop Series* 8: 7-14.
- BOHNSACK, J. A. (1996). Maintenance and recovery of reef fishery productivity. In: Reef fisheries. Polunin N.V.C., Roberts C.M. (Eds.) *Chapman & Hall, London*: 283- 313.
- BOOTH D.J., BROSANAN D.M. (1995). The role of recruitment dynamics in rocky shore and coral reef fish communities. *Adv. Ecol. Res.* 26: 309-385.
- BOUCHEREAU J.L., TOMASINI J.A., FERNEZ J.L., MINICONI R. (1989). Inventaire ichthyologique et évaluation quantitative de quelques espèces de Labridés, Serranidés et Sparidés des Iles Lavezzi. *Trav. Sci. Parc.nat. rég. Rés. nat. Corse* 24: 1-34.
- BOUDOURESQUE C.F., RIBERA M.A. (1993). Les especes et les espaces proteges marins en Mediterranee, situation actuelle, problemes et priorites. *Actes Coll. Tunis*: 99-141.
- BROCK V.E. (1954). A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *J. Wild M'ment.* 18:297-308.
- BROSANAN D.M., CRUMRINE L.L. (1994). Effects of human trampling on marine rocky shore communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 177(1): 79-97.
- BUCKLEY R. (1996) Sustainable tourism: technical issues and information needs. *Ann Tourism Res* 23(4):925–928.

- BUSSOTTI S., DENITTO F., GUIDETTI P., BELMONTE G., (2002). Fish assemblages in shallow marine caves of the Salento Peninsula (Southern Apulia, SE Italy). *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, 23, Supplement, 11^20.
- CALVÍN J.C., FRANCO I., MARÍN A., MARTÍNEZ INGLÉS A.M., BELMONTE A., RUIZ J.M. (1999). El litoral sumergido de la Región de Murcia. Cartografía bionómica y valores ambientales. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua. *Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*.
- CAMUS P., JOYEUX J.C. (1987). Etude du peuplement ichthyique péri-insulaire des Iles Lavezzi. *Trav. Sci.Parc. nat. rég. Rés. nat. Corse* 11: 1-50.
- CANCEMI, G., BAROLI, M., DE FALCO, G., AGOSTINI S., PIERGALLINI G., GUALA I. (2000). Cartografia integrata delle praterie marine superficiali come indicatore dell'impatto antropico sulla fascia costiera. *Biol. Mar. Med.*, 7(2): 509-516.
- CARDENAS S., BERAESTEGUI F., ORTIZ, J.M., (1997). First record of *Fistularia petimba* Lacepède, 1803 (Pisces, Fistularidae) off the coast of Cadíz (southern Iberian Peninsula). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 13: 83-86.
- CASTILLA J.C. (1999). Coastal marine communities: trends and perspectives from human-exclusion experiments. *Trends in Ecology and Evolution*, 14:280-283.
- CASU D., CECCHERELLI G., CURINI-GALLETTI M., CASTELLI A. (2006). Human exclusion from rocky shores in a mediterranean marine protected area (MPA): an opportunity to investigate the effects of trampling. *Marine Environmental Research* 62: 15-32.
- CECCARELLI D.M. (2007). Modification of benthic communities by territorial damselfish: a multi-species comparison. *Coral Reefs* 26:853–866.
- CHABANET P., DUFOUR V., GALZIN D. (1995). Disturbance impact on reef fish communities in Reunion Island (Indian Ocean). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol. Vol.* 188: 29–48.
- CHEMELLO R., MILAZZO M. (2003). Zonazione delle riserve marine: finalità e criteri. In *Conservazione della Natura di Richard B. Primack, Luciana Carotenuto Ed. Zanichelli*.
- CHESSA L.A., FLEBA L., PINNA G.L., VACCA D.(1990). Cartografia biocenotica preliminare sulle quattro zone marine costiere della Sardegna indicate dalla legge 979/1982. *Oebalia, Suppl.*, 16(2): 633-637.
- CHRAIBI F., LEDOYER M. (1987). Inventaire de la faune vagile de quelques biotopes de l'herbier de la phanerogame marine *Posidonia oceanica* L. de la partie marine de la réserve naturelle des îles Lavezzi (Corse) » – *Etude préliminaire - Trav. Sci. Parc. Nat. Région. Rés. Nat. Corse* 12: 19-69.
- CHRISTIE P, MCCAY BJ, MILLER ML, LOWE C, WHITE AT, STOZE R, FLUHARTY DL, MCMANUS LT, CHUENPAGDEE R, POMEROY C, SUMAN DO, BLOUNT BG, HUPPERT D, EISMA RLV, ORACION E, LOWRY K, POLLNAC RB (2003). Toward developing a complete understanding: a social science research agenda for marine protected areas. *Fisheries* 28:22–26.
- CHRISTIE P. (2004). MPAs as biological successes and social failures in Southeast Asia. In: Shipley JB (ed) *Aquatic protected areas as Fisheries management tools: design, use, and evaluation of these fully protected areas. American Fisheries Society, Bethesda*, p 275.
- CINNER J.E. (2007). Designing marine reserves to reflect local socioeconomic conditions: lessons from long-enduring customary management systems. *Coral Reefs* 26:1035–1045.
- CLARKE K.R., WARWICK R.M. (2001). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar Ecol Prog Ser* 216: 265-278.

- CLARKE K.R., (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117–143.
- COCITO S., SGORBINI S., BIANCHI C.N., (1990). Aspects of the biology of the bryozoan *Pentapora fascialis* in the northwestern Mediterranean. *Marine Biology* 131 (1): 73-82.
- COGNETTI G. (1999). Conservation strategies in the Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: pp. 509–515.
- COLL J., LINDE M., GARCIA-RUBIES A., RIERA F., GRAU A.M. (2004). Spear fishing in the Balearic Islands (west central Mediterranean): species affected and catch evolution during the period 1975-2001. *Fisheries Research* 70: 97-111.
- COPPA S., BAROLI M., ANTONINI C., GUALA I., DE LUCIA G.A., PIERGALLINI G., DE FALCO G. (2007). Stock and catch assessment of sea urchin *Paracentrotus lividus* in the “Penisola del Sinis – Isola di Mal di Ventre” Marine Protected Area (western Sardinia, Italy) finalized to fishery management. *European Symposium on MPAs as a tool for fisheries management & ecosystem conservation, Murcia, Spain 2007*.
- COPPA S., GUALA I., DE LUCIA G.A., MASSARO G., BRESSAN M. (in press). Density and distribution patterns of the endangered fan mussel *Pinna nobilis* L. within *Posidonia oceanica* meadow (Gulf of Oristano, Italy). *Sci. Mar.*
- CORSINI M., KONDILATOS G., ECONOMIDIS P.S. (2002). Lessepsian migrant *Fistularia commersonii* from the Rhodes marine area. *J. Fish Biol.*, 61: 1061-1062.
- COTE I.M., MOSQUEIRA I., REYNOLDS J.D. (2001). Effects of Marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta analysis. *J. Fish Biology* 59:178-189.
- CULIOLI J.M., QUIGNARD J.P. (1998). Suivi de la démographie et de la territorialité des mâles de mérous bruns *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidea) du site du Pelu (Réserve naturelle des îles Lavezzi). *Mémoires du symposium international sur les mérous de Méditerranée. Institut Océanographique Paul Ricard - Groupe d'Etude du Mérou*: 29-36.
- CULIOLI J.M. (1995). Première approche descriptive des peuplements ichthyiques in situ dans le périmètre du Parc Marin International des Bouches de Bonifacio (Corse, Méditerranée Nord Occidentale). *Rapp. Conv. Office. Envir. Corse - A.G.R.N.I.C.L.*: 93 pp.
- CULIOLI J.M. (1996). Labridés, Serranidés, Sparidés: poissons indicateurs de la nature et de la qualité de l'environnement marin. Étude des variations qualitatives et quantitatives d'espèces cibles de la Réserve naturelle des îles Lavezzi (Corse). *Mémoire E.P.H.E., Univ. Montpellier II, Fr.*: 156 p.
- CULIOLI J.M., PLASTINA G., PESCHET P., UGO M., DESANTI O. (2003). Evaluation qualitative et quantitative des espèces cibles de poissons entre 10 et 20m dans le périmètre du Parc marin international (mission 2001, 2002 & 2003). *Office de l'Environnement de la Corse- Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio, Parco Nazionale Arcipelago la Maddalena*, 35p.
- D'ANNA G., LIPARI R., BADALAMENTI F., CUTTITTA A. (1999). Questions arising from the use of visual census techniques in natural and artificial habitats. *Naturalista Siciliano*, 23 (Suppl.): 187-204.
- DAVIS D., TISDELL C. (1995). Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean & Coastal Management*, 26: 19-40.
- DE GIROLAMO M., MAZZOLDI C. (2001). The application of visual census on Mediterranean rocky habitats. *Mar. Env. Res.* 51:1-16.



- DE LUCIA G.A. (2003). Comportamento di banco in *Sarpa salpa* (L.,1758) e *Mugil auratus* (Risso, 1810) nell'Area Marina Protetta Penisola del Sinis Isola di Maldiventre. *Tesi di Laurea*. 142 pp.
- DE LUCIA G.A., MICHELI D., GUALA I., DOMENICI P., DE FALCO G. (2006). Preliminary study of fish assemblages in the Marine Protected Area Penisola del Sinis - Isola di Maldiventre using Video Visual Census. *Atti del XVI Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia" Viterbo, 19-22 Settembre 2006*.
- DE LUCIA G.A., TURESSON H., GALASSO N., DOMENICI P. (2007). Development of a methodology to test for the effect of MPA on fish behaviour: reaction distance in *Mullus surmuletus* and *Gobius bucchichi*. *European Symposium on MPAs as a tool for fisheries management & ecosystem conservation, Murcia, Spain 2007*.
- DILL L.M. (1974). The escape response of the zebra danio (*Brachydanio rerio*). The stimulus for escape. *Anim. Behav.*, 22: 710-721.
- DOMENICI P., BLAKE R.W., (1991). The kinematics and performance of fish fast start swimming. *J.Exp.Biol.* 20: 1165-1178.
- DOMENICI, P. AND BLAKE, R.W. (1993). The effect of size on the kinematics and performance of angelfish (*Pterophyllum eimekei*) escape responses. *Can. J. Zool.*, 71, 2319–2326.
- DOMENICI, P. AND BATTY, R.S. (1997). The escape behaviour of solitary herring (*Clupea harengus* L.) and comparisons with schooling individuals. *Mar. Biol.*, 128: 29–38.
- DOMENICI P., (2001). The scaling of the locomotor performance in the predator-prey encounters: from fish to killer whales. *Comp. Physiol. Biochem.*, 131(1), 169-182.
- DOMENICI P. (2002). The visually mediated escape response in fish: predicting prey responsiveness and the locomotor behaviour of predators and prey. *Mar.Fresh.Behav.Physiol.*, Vol 35, No 1-2, pp. 87-110.
- DUFOUR V., JOUVENEL J.Y., GALZIN R. (1995). Study of a Mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquat. Living. Resour.*, 8: 17-25.
- DUGAN J.E., DAVIES G.E. (1993). Application of marine refugia to coastal fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2029-2042.
- EATON R.C., HACKETT J.T. (1984). The role of Mauthner cells in fast-starts involving escape in teleost fish. In: Eaton, R.C. (Ed.), *Neural Mechanisms of Startle Behavior*, pp. 213–266. *Plenum Press, New York*.
- EATON R.C., BOMBARDIERI R.A., MEYER D.L. (1977). The Mauthner-initiated startleresponse in teleost fish. *J. Exp. Biol.*, 66: 65-81.
- EBELING A.W., LARSON R.J., ALEVIZON W.S., BRAY R.N. (1980). Annual variability of reef fish assemblages in kelp forest off Santa Barbara, California. *Fish. Bull.* 78:361-377.
- FERREIRA B.P., RUSS G.R. (1995). Population structure of the leopard coral grouper, *Plectropomus leopardus*, on fished and unfished reefs off Townsville, Central Great Barrier Reef, Australia. *Fishery Bulletin* 93:629-642.
- FIORENTINO F., GIUSTO G.B., SINACORI G., NORRITO G. (2004). First record of *Fistularia commersonii* (Fistularidae, pisces) in the strait of Sicily (Mediterranean Sea). *Biol. Mar. Medit.* 11 (2): 583-585.

- FOX R.J., BELWOOD D.R. (2008). Remote video bioassays reveal the potential feeding impact of the rabbitfish *Siganus canaliculatus* (f. Siganidae) on an inner-shelf reef of the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 27:605–615.
- FRANCOUR P. (1997). Fish assemblage of *Posidonia oceanica* beds at PortCros (France, NW Mediterranean): assesment of composition and longterm fluctuations by visual census. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 18 (2): 157-173.
- FRANCOUR P. (1999). A critical review and adult and juvenile fish sampling techniques in *Posidonia oceanica* seagrass beds. In : Vacchi M., Boyer M., Bearzi P., La Mesa G. (eds), Fish visual census in marine protected areas. Proceedings of international Workshop. Ustica, 26-28 June 1997. *Nat. Sic.*, 23(suppl) : 33-57.
- FRANCOUR P. (1994). Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta* 17: 309–17.
- FRASCHETTI S., TERLIZZI A., MICHELI F., BENEDETTI-CECCHI L., BOERO F. (2002). Marine Protected Areas in the Mediterranean: objectives, effectiveness and monitoring. *P.S.Z.N.I.: Mar. Ecol.* 23:190-200.
- FRICK H., BOUDOURESQUE C.F., HARMELIN J.G., LABOREL F., MEINESZ A., VACELET J., VERLAQUE M. (1985). Le benthos littoral des îles Lavezzi, première contribution. *Trav. Sci. Parc. nat. rég. Rés. nat. Corse* 7: 1-33.
- GARCIA-CHARTON J.A., RUZAF A. (1998). Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwest Mediterranean. *Mar. Ecol.* 19 (2): 111-128.
- GARCIA-CHARTON J.A., PEREZ-RUZAF A. (1999). Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research* 42: 1-20.
- GARCIA-CHARTON J.A., WILLIAMS I., PERZ-RUZAF A., MILAZZO M., CHEMELLO R., MARCOS C., KITSOS M.S., KOUKOURAS A., RIGGIO S. (2000). Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine Reserves: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation* 27: 179-199.
- GARCIA-CHARTON J.A., PEREZ RUZAF A. (2001). Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Mar Biol.* 138:917-934.
- GARCIA-CHARTON J.A., PEREZ-RUZAF A., SANCHEZ-JEREZ P., BAYLE-SEMPERE J.T., RENONES O., MORENO D. (2004). Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology* 144: 161-182.
- GARCIA CHARTON J.A., PLANES S. (2003) Etude de l'impact de la réserve Naturelle Marine de Cerbère/Banyuls comme source d'exportation de poissons littoraux adultes vers les zones avoisinantes. Rapport EPHE. *Conseil Général des Pyrénées- Orientales*, 43 p + 6 annexes.
- GARCÍA-CHARTON J.A., HERRERO A., ESPARZA O., ESPEJO C., PÉREZ RUZAF A., MARCOS C. (2005) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. *Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*.
- GARCIA-RUBIES A., ZABALA M. (1990). Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Island marine reserve (NW Mediterranean). *Sci. Mar.* 54:317-328.
- GARRABOU J., SALA E., ARCAS A., ZABALA M. (1998). The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conserv Biol* 12:302–312.

- GELL F.R., ROBERTS C.M. (2002). Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in ecology and evolution* vol.18, no.9,
- GLASBY T.M. (1997). Analysing data from post-impact studies using asymmetrical analyses of variance: a case study of epibiota on marinas. *Aust. J. Ecol.* 22:448-459.
- GODIN J., CLASSON L.J., ABRAHAMS M.V. (1987). Group vigilance and shoal size in a small characin fish. *Acc.* 21-IV-1987.
- GOLANI D. (2000). First record of the bluespotted cornetfish from the Mediterranean Sea. *J. Fish Biol.*, 56: 1545-1547.
- GOÑI R. (1998) Ecosystem effects of marine fisheries: an overview. *Ocean Coast. Manage.* 40: 37-64.
- GONZÁLEZ WANGÜEMERT M., MARCOS C., GARCÍA CHARTON J.A., PÉREZ RUZAF A. (2002). Importancia de la genética de poblaciones en la gestión de áreas marinas protegidas. In: Simposi mediterrani d'espais marins y costaners protegits. Aragonés, E. (Coord.). *Generalitat de Catalunya – UNEP-RAC/SPA*: 339-348.
- GONZÁLEZ WANGÜEMERT M., PÉREZ RUZAF A., MARCOS C., GARCÍA CHARTON J.A. (2004). Genetic differentiation of *Diplogus sargus* (Pises: Sparidae) populations in SW Mediterranean. *Biological Journal of the Linnean Society* 82: 249-261.
- GRANTYN A., HARDY O., OLIVER E., GOURDON A., (1992). Relationships between task-related discharge patterns and axonal morphology of brainstem projection neurons involved in orienting eye and head movements. In: Shimazu, H., Shinoda, Y. (Eds.), *Vestibular and Brain Stem Control of Eye, Head and Body Movements*. Karger, Tokyo, pp. 255–273.
- GUALA I., DE LUCIA G.A., DE FALCO G., DOMENICI P. (2006). Monitoraggio dell'effetto riserva nell'Area Marina Protetta Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre. *Rapporto tecnico*.
- GUIDETTI P., VIERUCCI E., BUSSOTTI S. (2008). Differences in escape response of fish in protected and fished Mediterranean rocky reefs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88(3): 625–627.
- GUIDETTI P., SALA E. (2007). Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* Vol. 335: 43–56.
- GUIDETTI P. (2000). Differences Among Fish Assemblages Associated with Nearshore *Posidonia oceanica* Seagrass Beds, Rocky–algal Reefs and Unvegetated Sand Habitats in the Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 515–529.
- GUIDETTI P., FRASCHETTI S., TERLIZZI A., BOERO F. (2003). Distribution patterns of sea urchins and barrens in shallow Mediterranean rocky reefs impacted by the illegal fishery of the rock-boring mollusk *Lithophaga lithophaga*. *Mar Biol* 143:1135–1142.
- GUIDETTI P. (2006). Marine reserves re-establish lost predatory interactions and cause wide-community changes in rocky reefs. *Ecol Appl* 16:963–976.
- HALFORD A.R., THOMPSON A.A. (1994). Visual census surveys of reef fish, long-term monitoring of the Great Barrier Reef. *Australian Institute of Marine Science, Townsville*.
- HALPERN B.J. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* 13:117-137.
- HARMELIN J.G., BACHET F., GARCIA F. (1995). Mediterranean marine reserves: fish indices as test of protection efficiency. *Marine Ecology* 16(3):233-50.

- HARME LIN J. G. (1987). Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rochouse protégée en Méditerranée (Parc national de port Cros, France). *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol.* 8: 263–284.
- HARRIOT V., DAVIS D., BANKS S. (1997). Recreational diving and its impact in marine protected areas in Eastern Australia. *Ambio* 26:173–179
- HAWKINS J.P., ROBERTS C.M., VANT' HOF T., DE MEYER K, TRATALOS J.C., ALDAM C. (1999). Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conserv. Biol.* 13:888-897.
- HAWKINS J.P., ROBERTS C.M., (1992). Effects of recreational scuba diving on fore-reef slope communities of coral reefs. *Biological Conservation* 62: 171-178.
- HARME LIN-VIVIEN M.L., HARME LIN, J.G. (1975). Presentation d'une methode d'evaluation in situ de la faune ichthyologique. *Travaux Scientifiques du Parc Nationonal de Port-Cros.* 1:47-52.
- HIXON M. A. (1991). Predation as a Process Structuring Coral Reef Fish Communities. p. 475-508. In: *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. P. Sale (ed). Academic Press, Inc., San Diego, CA.
- HOLBROOK S.J., R.J. SCHMITT, J.A. STEPHENS Jr. (1997). Changes in an assemblage of temperate reef fishes associated with a climate shift. *Ecological Applications* 7:1299-1310.
- JACKSON J.B. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystem. *Science*, 239, 629-638
- JAVEL F., MEINESZ A., CHIAVERINI D., THIBAUT T., COTTALORDA J.M. (2005). Cartographie des espèces médiolittorales et infralittorales supérieures des falaises de Bonifacio au Capo di Feno. Rapport final. Contrat OEC-GIS Posidonie. *LEML-UNSA publ.* 23 pp.
- JENNINGS S., GRANDCOURT E.M., POLUNIN N.V.C. (1995). The effects of fishing on the diversity, biomass and trophic structure of Seychelles' reef fish communities. *Coral Reefs* 14: 225-235.
- JONES G.P., MILICICH M.J., EMSLIE M.J., LUNOW C. (1999). Self-recruitment in a coral reef fish population. *Nature* 402: 802-804.
- JOYEUX J.C., CAMUS P., BOUCHEREAU J.L. (1988). Evaluation du peuplement ichthyique des Lavezzi (pêche et plongée). *Trav. Sci. Parc. nat. rég. Rés. nat. Corse* 17: 1-45.
- JUANES F., (1994). What determines prey-size selectivity in piscivorous fishes? In: Stouder D.J., Fresh K.L. & Feller R.J., eds. Theory and application in fish feeding ecology. Belle W. Baruch Library in Marine Sciences, No 18. Columbia, SC: *University of South Carolina Press*, pp. 79-100.
- KAY A.M., LIDDLE M.J. (1989). Impacts of human trampling in different zones of a coral reef flat. *Environmental Management* 4: 509-520.
- KULBICKI M. (1998). How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *J Exp Mar Biol Ecol* 222:11–30. doi:10.1016/S0022-0981(97)00133-0.
- LA MESA G., VACCHI M. (1999). The coastal fishes of the Ustica Island Marine Reserve (Mediterranean Sea): pluriannual surveys by visual census. *Mar Ecol* 20:147–165.
- LA MESA M., LA MESA G., MICALIZZI M. (2005). Age and growth of amdeira scorpionfish, *Scorpaena maderensis* Valenciennes, 1833, in the Central Mediterranean. *Fisheries Research*, 74: 265-272.

- LAWRENCE B.J., SMITH R.J.F. (1989). Behavioural response of solitary fathead minnows, *Pimephales promelas*, to alarm substance. *Journal of Chemical Ecology*, Vol. 15, no. 1.
- LEIS J.M., McCORMICK M.I. (2002). The biology, behavior, and ecology of the pelagic, larval stage of coral reef fishes. In: P.F. Sale, Editor, *Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*, Academic Press, San Diego (2002), pp. 171–199.
- LLORET J., MARIN A., MARIN-GUIRAO L., CARRENO M.F. (2006). An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquat Conserv* 16:579–591. doi:10.1002/aqc.734.
- LLORET J., GALZIN R., GIL DE SOLA L., SOUPLET A., DEMESTRE M. (2005). Habitat related differences in lipid reserves of some exploited fish species in the north-western Mediterranean continental shelf. *Journal of fish biology* 67, 51-65.
- LÓPEZ IBOR A., GALÁN C., TEMPLADO J. (1982) Échinodermes du Cabo de Palos (Murcia, Espagne). *Biol-Écol. méditerranéenne* 9(2): 3-18.
- LUOYSY P., TRAINITO E. (2006). Guida all'identificazione dei pesci marini d'europa e del Mediterraneo. *Edizioni il Castello*.
- LOWRY M. SUTHERS I. (2004). Population structure of aggregation, and response to spear fishing, of a large temperate reef fish *Cheilodactylus fuscus*. *Marine Ecology Progress Series* 273: 199–210.
- LUBCHENCO J., PALUMBI S.R., GAINES S.D., ANDELMAN S. (2003). Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserve. *Ecological Applications*, 13(1) Supplement, S3–S7
- MACPHERSON E., GARCIA-RUBIES A., GORDOA A. (2002). Direct estimation of natural mortality rates for littoral marine fishes using populational data from a marine reserve. *Mar. Biol.* 137(5-6): 1067-1076.
- MARCHETTI R., (1993). *Ecologia applicata*. CittàStudi Ed., Milano.
- MASSARO G. (2004). Studio delle componenti ambientali sensibili dei siti di immersione e dei campi ormeggio nell'area marina protetta 'Penisola del Sinis – Isola di Mal di Ventre' (Sardegna). *Tesi di Laurea*. 112 pp.
- MASSARO G., DE LUCIA G.A., MOLINAROLI E., PALIAGA B. (2006). Presenza turistica nell'area marina protetta "Penisola del Sinis – Isola di Mal di Ventre" e suoi effetti sulla fauna ittica costiera: utilizzo del Video Visual Census. *Atti del "Il Monitoraggio Costiero Mediterraneo, problematiche e tecniche di misura" Sassari 2006*.
- MAZZOLDI, C., DE GIROLAMO, M. (1998). Littoral fish community in Lampedusa island (Italy): a visual census approach. *Italian Journal of Zoology*, 65, 275-280.
- MCCLANAHAN T.R., KAUNDA-ARARA B. (1996). Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conserv. Biol.* 10: 1187–1199.
- MCCLANAHAN T. (1999). Is there a future for coral reef parks in poor tropical countries. *Coral Reefs* 18:321–325.
- McGEHEE D. (1994). Measured Transformation of Deep Water Wave Spectra Across a Shallow Coral Reef Flat. *Proc's., Hydro-Port '94, PHRI, Yokosuka, Japan, October 1994*
- MEYER C. (2003). Comparaison inter-annuelles et inter-sites des effectifs de *Patella ferruginea* dans la RNBB. *IUP Génie de l'Environnement. Université de Corse*.

- MENGES B.A. (2000) Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 257–289.
- MICHEL F., BENEDETTI-CECCHI L., GAMBACCINI S., BERTOCCI I., BORSINI C., OSIO G.C., ROMANO F. (2005). Cascading human impacts, marine protected areas, and the structure of Mediterranean reef assemblages. *Ecol. Monogr.* 75: 81-102.
- MILAZZO M., CHEMELLO R., BADALAMENTI F., CAMARDA R., RIGGIO S. (2002). The impact of human recreational Activities in marine protected areas: what lesson should be learnt in the Mediterranean Sea? *Marine Ecology*, 23, Supplement 1, 280-290.
- MILAZZO M., BADALAMENTI F., VEGA FERNANDEZ T., CHEMELLO R. (2005). Effects of fish feeding by snorkellers on the density and size distribution of fishes in a Mediterranean marine protected area. *Marine Biology* 146: 1213-1222.
- MILAZZO M., ANASTASI I., WILLIS T.J. (2006). Recreational fish feeding affects coastal fish behaviour and increase frequency of predation on damselfish *Chromis chromis* nests. *MEPS* vol. 310:165-172.
- MOUILLOT D., CULIOLI J.M. (2002). The sample size necessary to assess changes in fish biomass - A reply. *PSZN I: Marine Ecology* 23(1): 11-18.
- MOUILLOT D., CULIOLI J.M., LEPRÊTRE A., TOMASINI J.A. (1999). Dispersion statistics and sample size estimates for three fish species (*Symphodus ocellatus*, *Serranus scriba* and *Diplodus annularis*) in the Lavezzi Islands Marine Reserve (South Corsica, Mediterranean Sea). *PSZN I: Marine Ecology* 20(1): 19-34.
- MUMBY P.J. (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science* 311: 98-101.
- MURENU M., PAIS A., ADDIS P., FARCI S., FERRARI A., OLITA A., ORTU A., POMA S., MURA F., GRECO S., CAU A. (2004). Primi dati sulla composizione dei popolamenti ittici in tre aree marine protette della Sardegna. *Biol. Mar. Medit.* 11(2):76-81.
- MYERS R.A., WORM B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423:280-283.
- ORSONI V. (2000) Mise en évidence de la relation entre les variables environnementales et les espèces prélevées par la pêche artisanale sur le périmètre de la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio. Mémoire DESS « Ecosystèmes Méditerranéens Littoraux ». Laboratoire Parasites et Ecologie Méditerranéenne - Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio. Université de Corse. 55 pp. + 5 annexes
- PALUMBI S.R. (2001). The ecology of marine protected areas. In M. D. Bertness, S. D. Gaines, & M. E. Hay (Eds.), *Marine Community Ecology* (pp. 509–530). Sunderland, MA: Sinauer Associates.
- PDT (1990). *The potential of marine fishery reserves for reef fish management in the U.S. Southern Atlantic*. NOAA.
- PÉREZ RUZAF A., GARCÍA CHARTON J.A., HERRERO A., ESPEJO C., GONZÁLEZ WANGÜEMERT M., MARCOS C. (2004). Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. *Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*.
- PÉREZ RUZAF A., GARCÍA CHARTON J.A., ESPEJO C., HERRERO A., LAWRENCE K., MARCOS C., POLTI S., CÁNOVAS F. (2003). Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. *Valoración del impacto de los buceadores*. *Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*.

PÉREZ RUZAF A., GARCÍA CHARTON J.A., MARCOS DIEGO C., GONZÁLEZ WANGÜEMERT M., ENTRAMBASAGUAS MONSELL L. (2001). Estudios sobre las poblaciones de peces de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas: comparación espacial y seguimiento temporal. *Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*

PÉREZ RUZAF A., GARCÍA CHARTON J.A., GUTIÉRREZ ORTEGA J.M., VEGA FERNÁNDEZ T., MARCOS DIEGO C., FERNÁNDEZ MARTÍNEZ A., SALAS HERRERO F., IBRAHIM HEGAZI M., ALIAGA GARCÍA V., ROMERO AZORÍN P., GONZÁLEZ WANGÜEMERT M., SABAH MAZZETTA S., RUIZ FERNÁNDEZ J.M., PÉREZ RUZAF A. (1996). Seguimiento de arrecifes artificiales y reservas marinas de la Región de Murcia. *Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*.

PÉREZ RUZAF A., GARCÍA-CHARTON J.A., MARCOS DIEGO C., GUTIÉRREZ ORTEGA J.M., ALIAGA GARCÍA V., BARCALA BELLOD E., FERNÁNDEZ MARTÍNEZ A., GONZÁLEZ WANGÜEMERT M., IBRAHIM HEGAZI M., ROMERO AZORÍN P., SALAS HERRERO F., PÉREZ RUZAF A. (1995). Seguimiento de arrecifes artificiales y establecimiento de la situación biológica inicial de la Reserva Marina de Cabo de Palos-islas Hormigas. *Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*.

PÉREZ RUZAF A., CALVÍN J.C., MARCOS C., MARÍN A., PÉREZ RUZAF A. I.M., TERRADOS J., ROS, J.D. (1991). Contribución al estudio de las comunidades bentónicas del Cabo de Palos (Murcia, SE de España) y su cartografía bionómica. *Act. IV Simp. Ibér. Bent. Mar. 1: 385-420*.

PÉREZ RUZAF A., MARCOS DIEGO C., GARCÍA CHARTON J.A., GONZÁLEZ WANGÜEMERT M., POLTI S., VERA J., CLEMENTE C. (2002). Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Valoración del impacto de los buceadores. *Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia*

PETERSON B.W., (1984). The reticulospinal system and its role in the control of movement. In: Barnes, C.D. (Ed.), *Brain Stem Control of Spinal Cord Function*. Academic Press, New York, pp. 27–86.

PICHOT F. (1998). Etude préalable à la mise en place du suivi de la vitalité de la gorgone *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) dans le périmètre du futur Parc Marin International des Bouches de Bonifacio. *O.E.C., RNBB, Faculté des Sciences de l'Université de Corse*. 41 pp.

PINA J.A., PÉREZ RUZAF A. (1984). Aportación al catálogo de equinodermos del litoral murciano. *Actas del IV Simp. Ibér. Est. Bent. Mar. Lisboa 1: 269-276*.

PINNEGAR J.K., POLUNIN N.V.C., FRANCOUR P., BADALAMENTI F., CHEMELLO R., HARMELIN-VIVIEN M.-L., HEREU B., MILAZZO M., ZABALA M., D'ANNA G., PIPITONE C. (2000). Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environ. Conserv.* 27: 179–200.

PITCHER T.J., WYCHE C.J., (1983). Predator-avoidance behaviours of sand-eel schools: why schools seldom split. In: David L.G. Noakes et al.(eds). *Predators and prey in fishes*. ISBN 90 6193 922 8. Dr. W. Junk Publishers. The Hague. Printed in the Netherlands.

PIPITONE C., D'ANNA G., COPPOLA M., DI STEFANO G., BADALAMENTI F. (2004). First record of the lessepsian fish *Fistularia commersonii* in the western Mediterranean. 35° Symposium of SIBM, Italian Marine Biology Society, Onlus – Genoa 19-21 July, 2004. *Biologia Marina Mediterranea*, 11: 327.

PLATHONG S., INGLIS G.J., HUBER M.E. (2000). Effects of self-guided snorkeling trails on corals in tropical Marine Park. *Conserv Biol* 14:1821–1830. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99301.x

- POLUNIN N.V.C., ROBERTS C.M. (1993). Greater biomass and value of target coral-reef Fishes in two small Caribbean marine reserves. *Mar Ecol Prog Ser* 100:167,176.
- POMEROY R.S., PARKS J.E., WATSON L.M. (2004). How is your MPA doing? A guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness. *IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK*. xvi + 216 pp.
- POTTS G.W., REAY P.J. (1987). Fish. In Biological surveys of estuaries and coast pp. 342-373. *Cambridge University Press, Cambridge*.
- RAKITIN A., KRAMER D.L. (1996). Effect of marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 131: 97–113.
- ROBERTS C.M., POLUNIN N.V.C. (1993). Marine Reserves: Simple solutions to managing complex fisheries? *Ambio* 22: 363-368.
- ROBERTS C.M., POLUNIN N.V.C. (1991). Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1:65-91.
- ROUPHAEL A.B., INGLIS G.J. (2001) "Take only photographs and leave only footprints"? An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biol Conserv* 100:281–287. doi: 10.1016/S0006-3207(01)00032-5
- RUSS, G.R., ALCALA, A.C. (1996). Marine reserves: rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecol. Appl.* 6, 947–961.
- SALA E., ZABALA M. (1996). Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 140:71-81.
- SALA E., BOUDOURESQUE C.F., HARMELIN-VIVIEN M. (1998). Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos*, 82:425-439.
- SALE, P.F. (1980). The ecology of fishes on coral reefs. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*. 18:367-421.
- SALM RV., CLARK J.R., SIIRILA E. (1986). Marine and coastal protected areas: a guide for planners and managers. *IUCN. Washington DC*
- SÁNCHEZ LIZASO J.L., GOÑI R., REÑONES O., GARCÍA CHARTON J.A., GALZIN R., BAYLE SEMPERE J.T., SÁNCHEZ JEREZ P., PÉREZ RUZAF A., RAMOS ESPLÁ A.A. (2000). Density dependence in marine protected populations: a review. *Environ. Conserv.* 27, 144–158.
- SARTORETTO S., PERGENT-MARTINI C. (1995). Contribution à l'inventaire des macroinvertébrés des substrats durs dans la zone d'étude du Parc Marin International des Bouches de Bonifacio. *Rapport Office de l'Environnement Corse et Eq.E.L.*: 43pp+Ann
- SHEARS N.T., BABCOOK, R.C. (2002). Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reef. *Oecologia*, 132:131-142.
- SMITH C.L., TYLER J.C. (1973). Population ecology of a Bahamian suprabenthic shore fish assemblage. *Am. Mus. Novit.* 2528, 38 pp.
- SOUISSI B., ZAOUALI J., BRADAI M.N., QUIGNARD J.P. (2004). Lessepsian migrant fishes off the coasts of Tunisia. First record of *Fistularia commersonii* (Osteichthyes, Fistularidae) and *Parexocoetus mento* (Osteichthyes, Exocoetidae). *Vie et Milieu* 54 (4): 247-248.
- STANKEY G.H., COLE D.N., LUCAS R.C., PETERSEN M.E., FRISSELL S.S. (1985) The limits of acceptable change (LAC) system for wilderness planning. General Technical Report INT-176.



US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experimentation Station, Ogden, UT

STOBART B., GARCÍA-CHARTON J.A., ESPEJO C., ROCHEL E., GOÑI R., REÑONES O., HERRERO A., CREC'HRIOU R., POLTI S., MARCOS C., PLANES S., PÉREZ-RUZAF A. (2007). A baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: Methodological evaluation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 345 (2007) 158–174.

SWEATMAN H.P.A. (1996). Impact of tourist pontoons on fish assemblages on the great barrier reef. *CRC Reef Research Centre, Townsville*.

TALGE H. (1990). Impact of recreational divers on coral reefs in the Florida keys. In: Jaap WC (ed) Diving for science. *Proc Amer Acad Underwater Sci, 12th Ann Sci diving symposium. Costa Mesa, California, USA, pp 365–372*.

TEMPLADO J. (1961). Sobre las agrupaciones animales de la costa rocosa de Cabo de Palos. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (A)* 59: 207-214.

TEMPLADO J. (1962). Sobre las agrupaciones animales de la costa rocosa de Cabo de Palos. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (B)* 60: 113-115.

TEMPLADO J. (1980). Gasterópodos marinos de la zona de Cabo de Palos (Murcia). *Com. prim. congr. Nac. Malac., Madrid: 95-96*.

TEMPLADO J. (1982). Datos sobre los opistobranquios del Cabo de Palos (Murcia). *Boll. Malacologico* 18 (9-12): 247-254.

TEMPLADO J., LLANSÓ R. (1981). Túrridos (Gastropoda: Prosobranchia) del Cabo de Palos (Murcia). *Iberus* 1: 33-38.

TEMPLADO J., TALAVERA P., MURILLO L. (1983). Adiciones a la fauna de opistobranquios del Cabo de Palos (Murcia). *Iberus* 3: 47-50.

TESSIER E. (2005). Visual Census of Tropical Fish Aggregation on Artificial Reefs: Slate Versus Video Recording Techniques. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 315: 17-30.

TOMASINI J.A., BOUCHEREAU J.L., RUSS C. (1991). Etude du repeuplement ichthyique, après défaunation expérimentale, dans deux sites littoraux des Iles Lavezzi. *Trav. Sci. Parc. nat. rég. Rés. nat. Corse* 32: 39-51.

TORTONESE E. (1975). Fauna d'Italia, Osteichtyes Pesci Ossei. *Ed. Calderoni Bologna*. 543 pp.

TURSI A., COCITO S., COSTANTINO G., ORRU P. (1992). Biocenosi bentoniche della riserva marina del Sinis – Isola di Maldiventre (Sardegna occidentale). *Oebalia suppl.* 17: 531-537.

UNDERWOOD A.J., (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impact on populations in the real, but variable, world. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 161, 145–178.

UNDERWOOD A.J., (1994). On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Application* 4: 3-15.

VACCHI M., BUSSOTTI S., GUIDETTI P., LA MESA G. (1998). Study of the coastal fish assemblage in the marine reserve of the Ustica Island (southern Tyrrhenian Sea). *Italian Journal of Zoology* 63: 24 - 30.

VERGINELLA L., SPOTO M., CIRIACO S., FERRERO E.A. (1999). Reproductive ethogram of the Mediterranean damselfish (*Chromis chromis* L. pisces: pomacentridae) territorial male. *Boll. Soc. Adriatica* 78:437-454.

- VERLAQUE M. (1991). Flore marine benthique de la Réserve de Lavezzi-Cavallo. *Rapport AGRNICL*. 9 pp.
- WAKELING J. M.(2002). Biomechanics of fast-start swimming in fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A Elsevier*.
- WAKELING J.M., JOHNSTON I.A., (1999). Body bending during fast-starts in fish can be explained in terms of muscle torque and hydrodynamic resistance. *J. Exp. Biol.*, 202: 675-682.
- WILLIAM J. WALSH J. (1983). Stability of a coral reef fish community following a catastrophic storm. *Coral Reefs*, Vol.2, n.1, 49-63.
- WALTERS R.D.M., SAMWAYS M.J., (2001). Sustainable dive ecotourism on a South African coral reef. *Biodiversity and Conservation* 10: 2167-2179.
- WARD F. (1990) Florida's coral reefs are imperiled. *National Geographic July*: 115–132
- WATSON W., SANDKNOP E.M. (1996). The early stages of fishes in the California Current region. CalCOFI Atlas N°.33 1505p. *Fistularidae : cornetfishes*. 718-723.
- WEBB P.W. (1984). Body and fin form and strike tactics of four teleost predators attacking fathead minnow (*Pimephales promelas*) prey. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41, 157-165.
- WEBB P.W. (1976). The effect of size on the fast-start performance of rainbow trout *Salmo gairdneri* and a consideration of piscivorous predator–prey interaction. *J. Exp. Biol.*, 65, 157–177.
- WILLIS T.J., MILLAR R.B., BABCOCK R.C., TOLIMIERI N. (2000). Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? *Environ. Conserv.* 30:97-103.
- WILLIS T.J., 2003. Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *J. Fish Biol.* 59, 141–1408.
- WOODLAND D.D., HOOPER J.N.A., (1997). The effect of human trampling on coral reefs. *Biological Conservation* 11: 1-4.
- YDENBERG R.C., DILL L.M. (1986). The economics of fleeing from predators. *Adv. Study Behav.*, 16: 229-249.
- ZABALA M., GARCIA-RUBIES A., LOUISY P., SALA E. (1997). Spawning behaviour of the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina* 61(1): 65-77.
- ZAKAI D., CHADWICK-FURMAN N.E. (2002). Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat,northern Red Sea. *Biol Conserv* 105:179–187.
- ZAR J. (1999). Biostatistical analysis. Engelwood Cliffs: *Prentice hall*.
- ZOTTOLI S.J., HORDES A.R., FABER D.S. (1987). Localization of optic tectal input to the ventral dendrite of the goldfish Mauthner cell. *Brain Res.*, 401: 113–121.
- ZUNICA M. (1987). Lo spazio costiero italiano, dinamiche fisiche umane. *Valerio Levi Editore, Roma*.

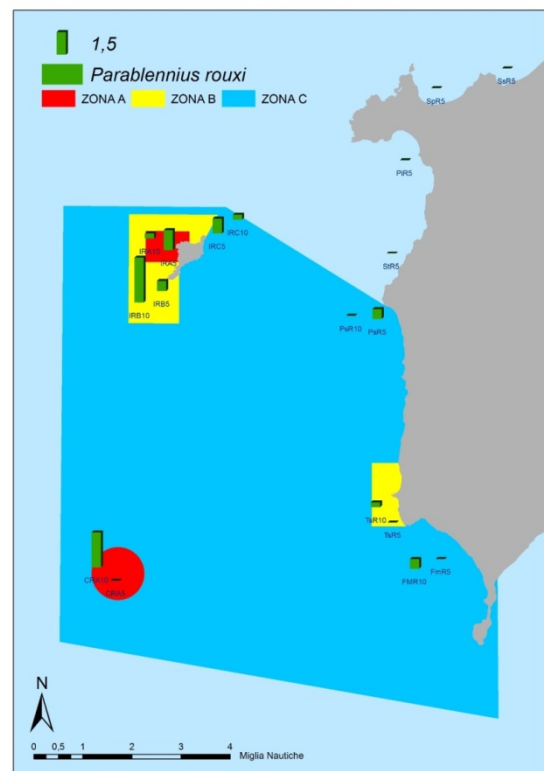
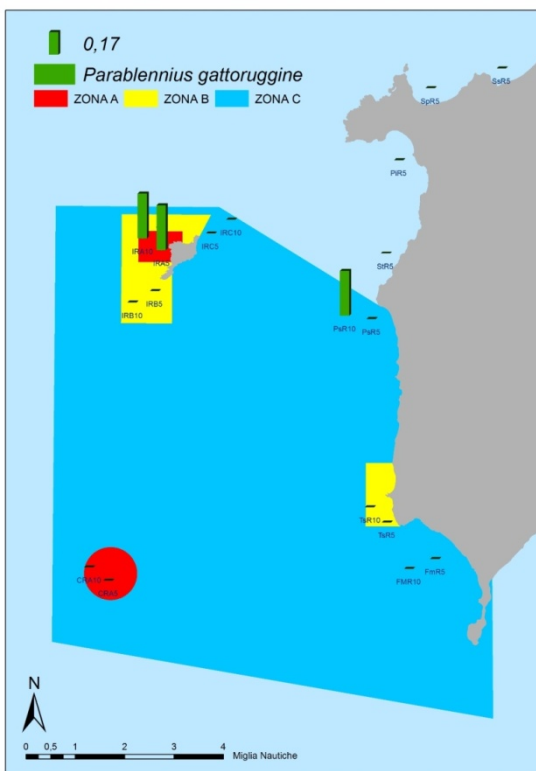
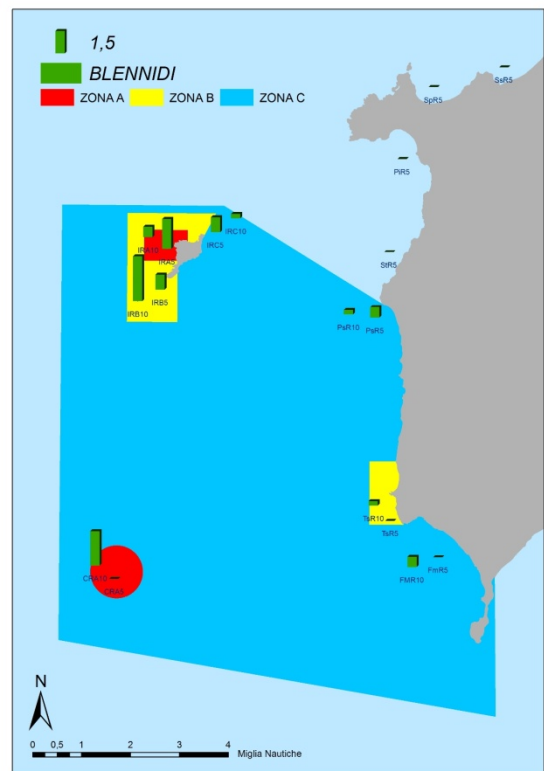
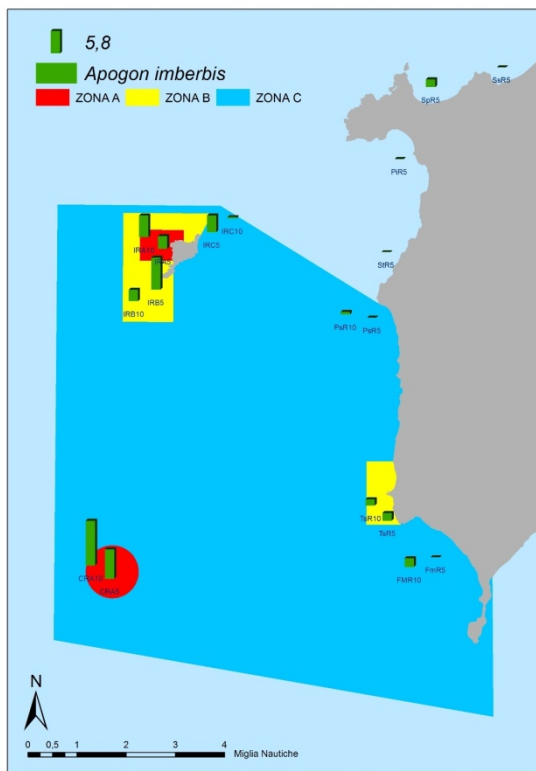


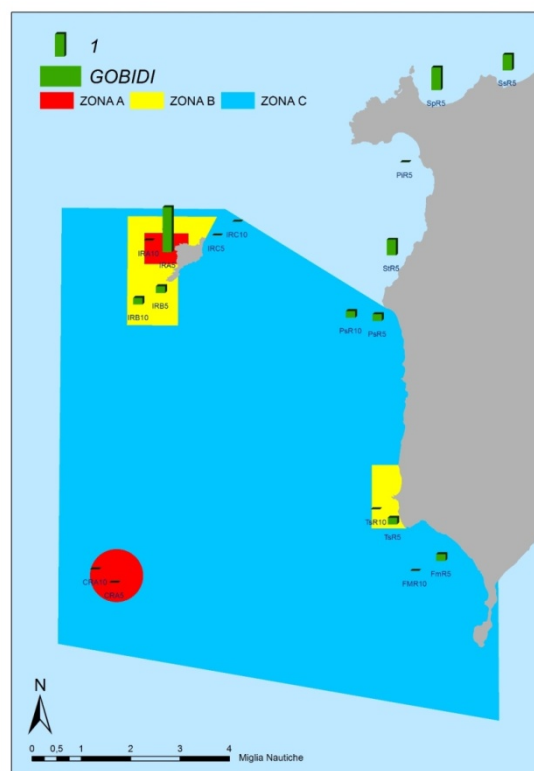
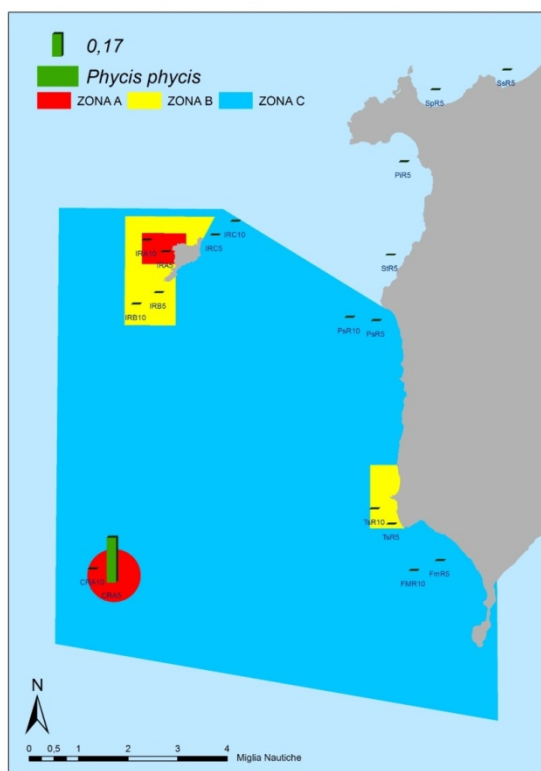
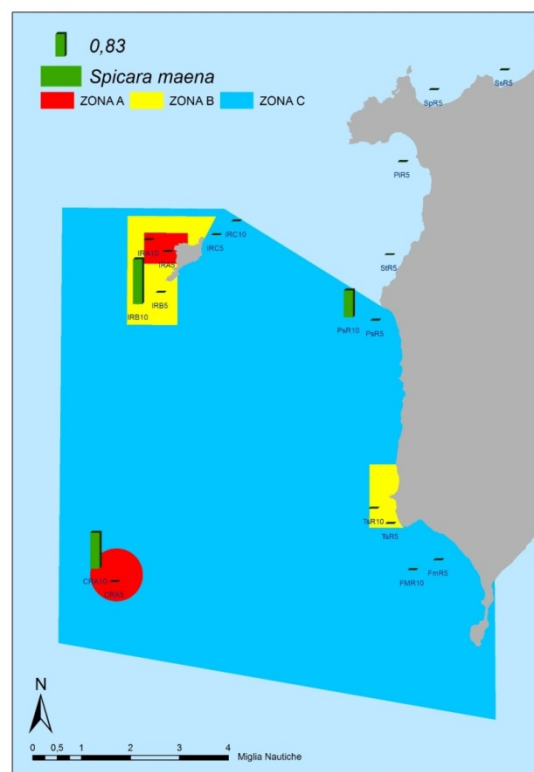
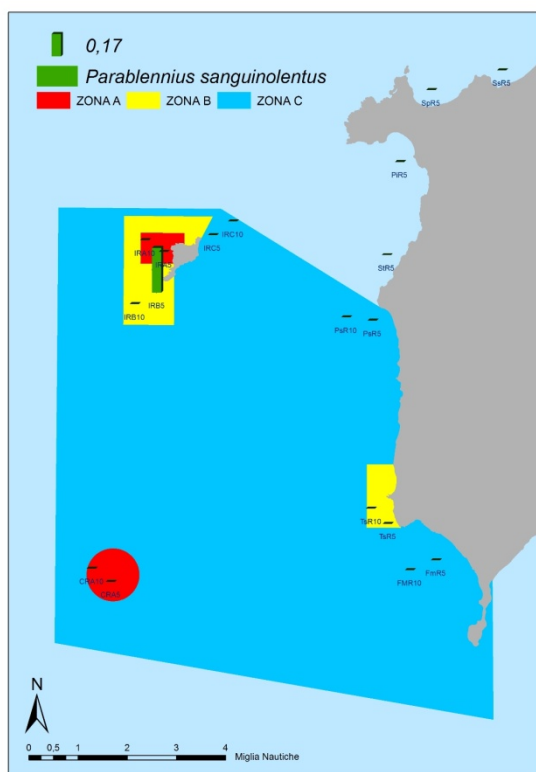
# **Allegato I**

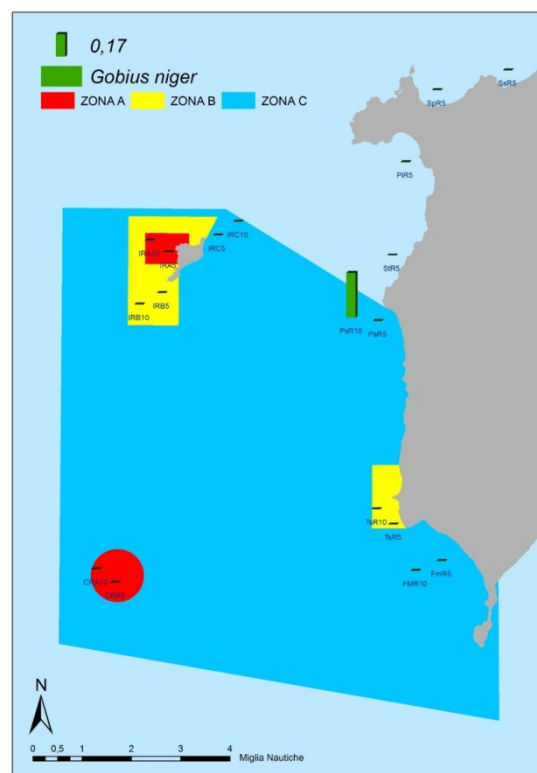
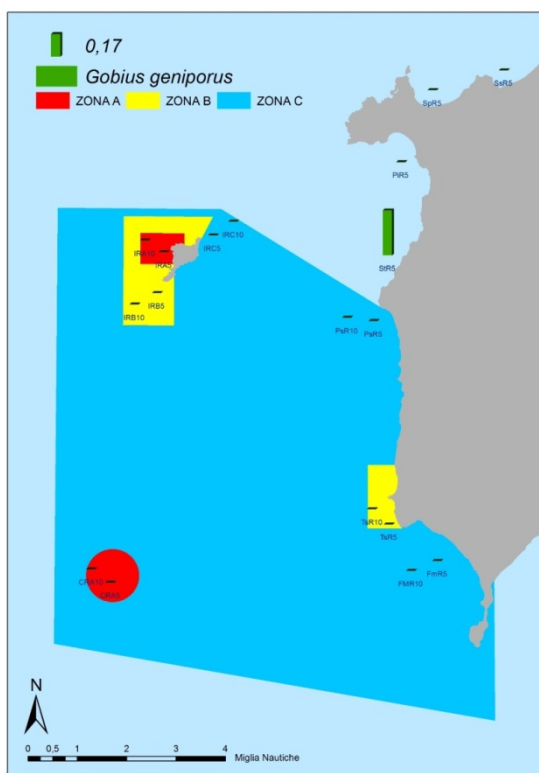
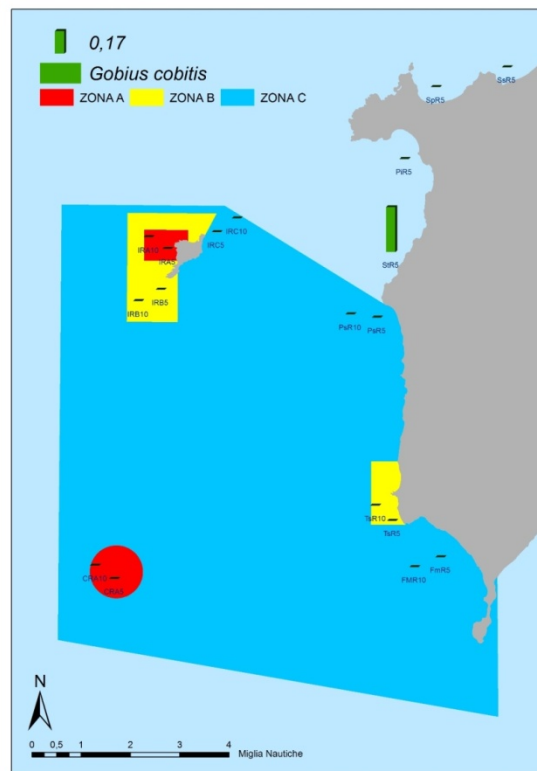
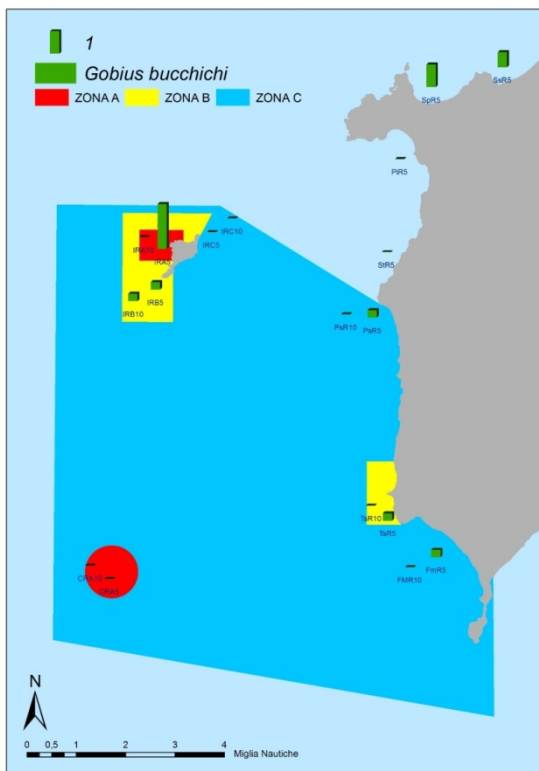
## **Carte di distribuzione delle specie ittiche**

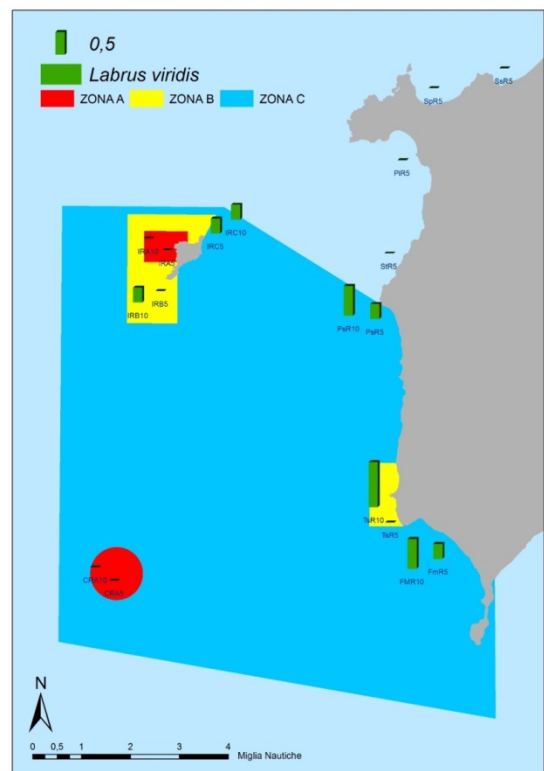
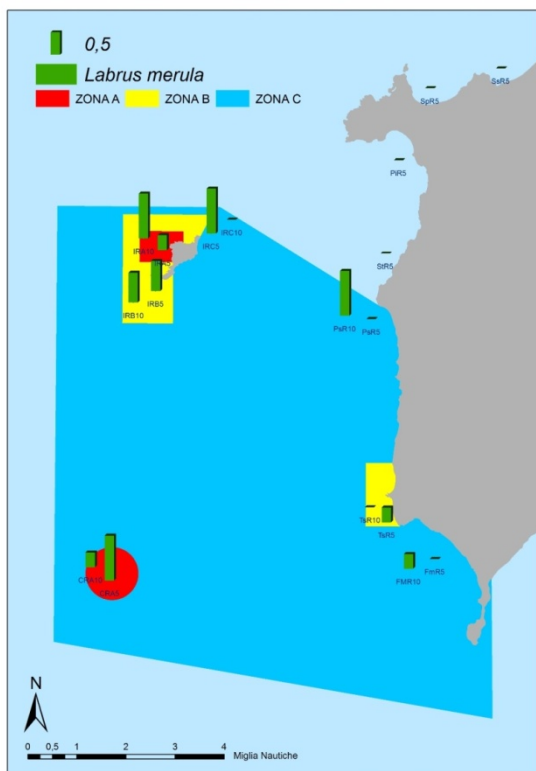
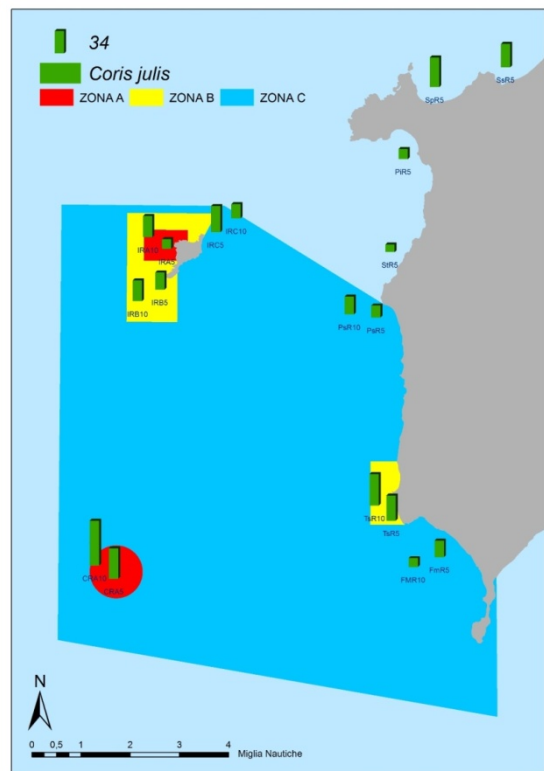
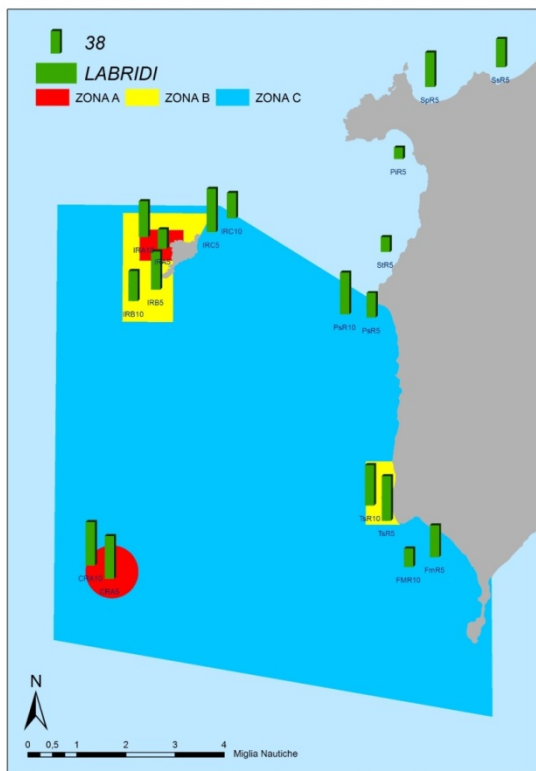
**(nr individui/125m<sup>2</sup>)**

---

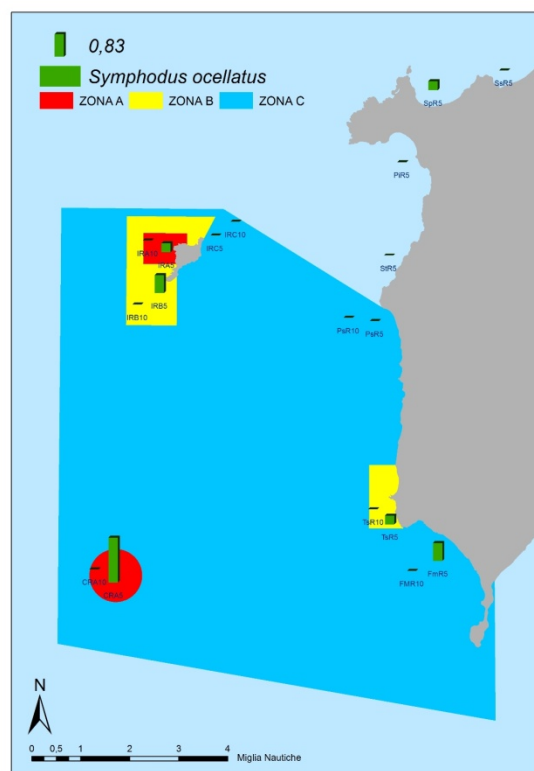
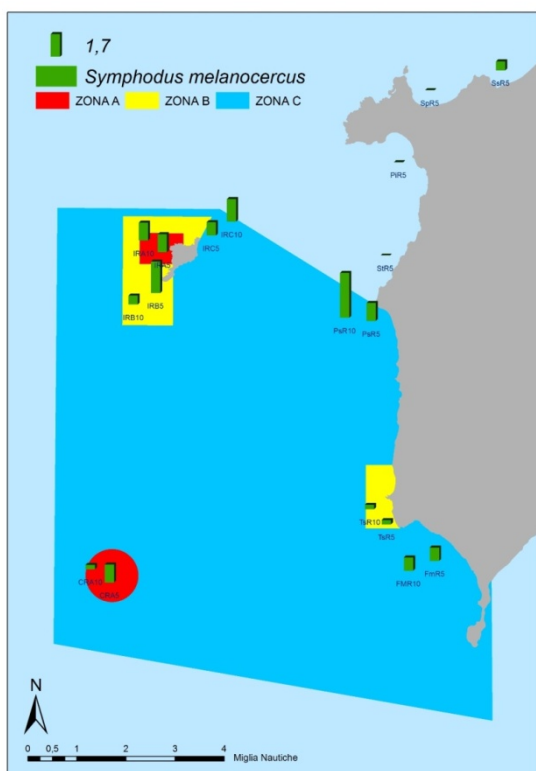
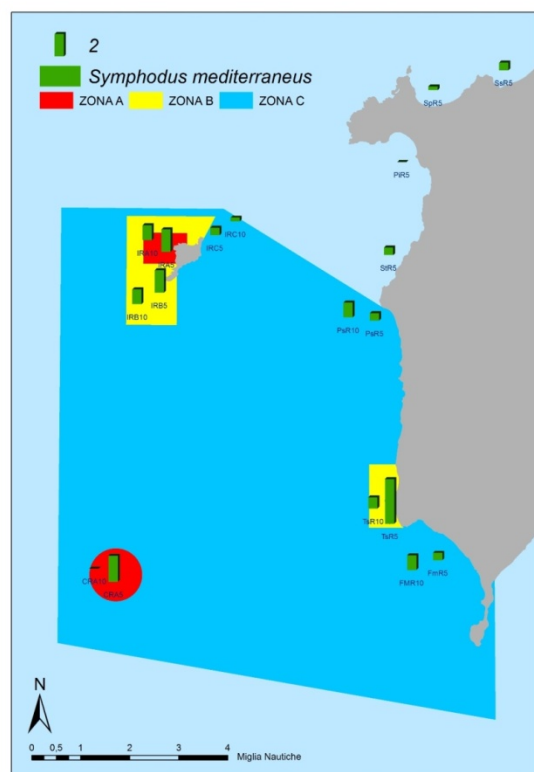
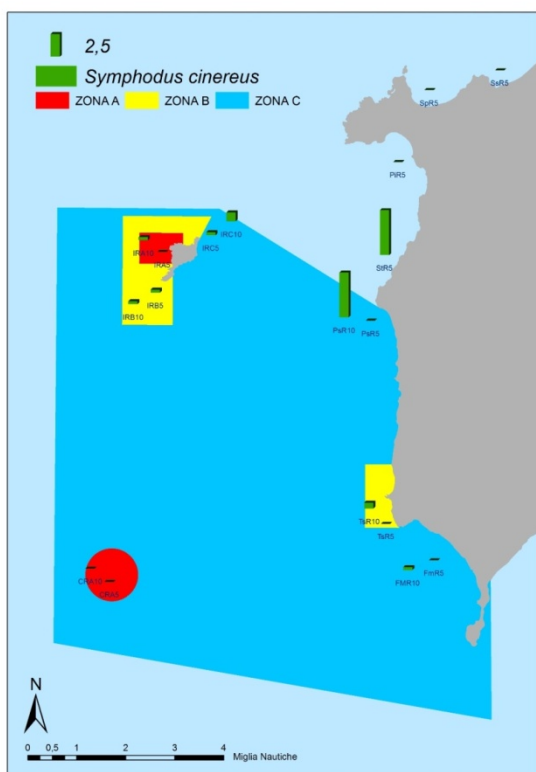


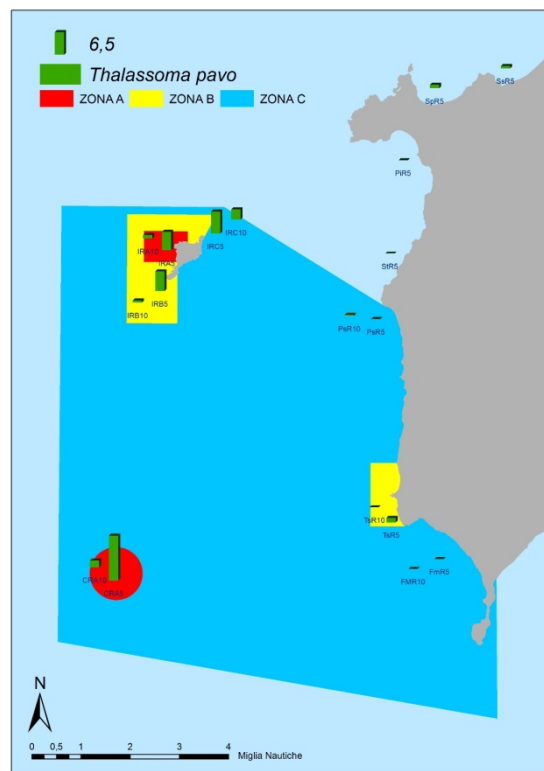
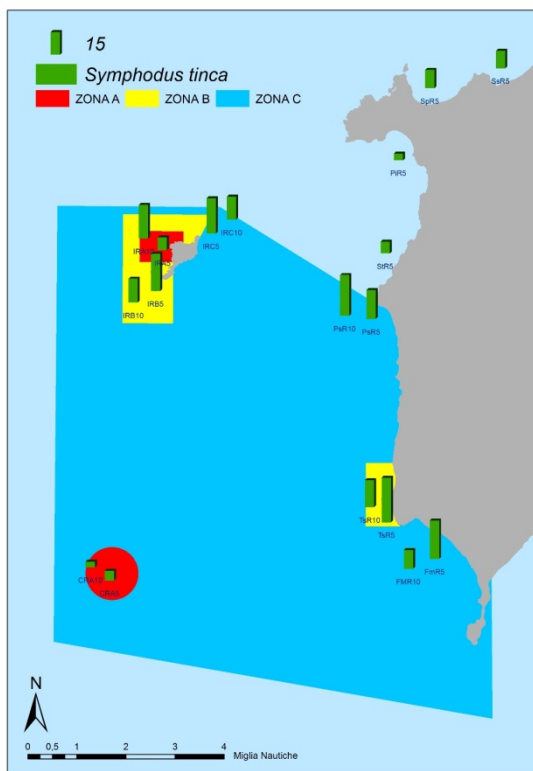
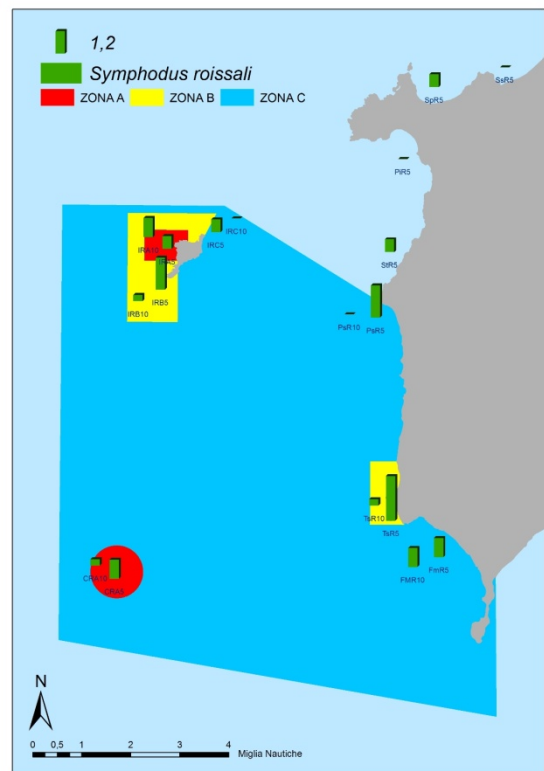
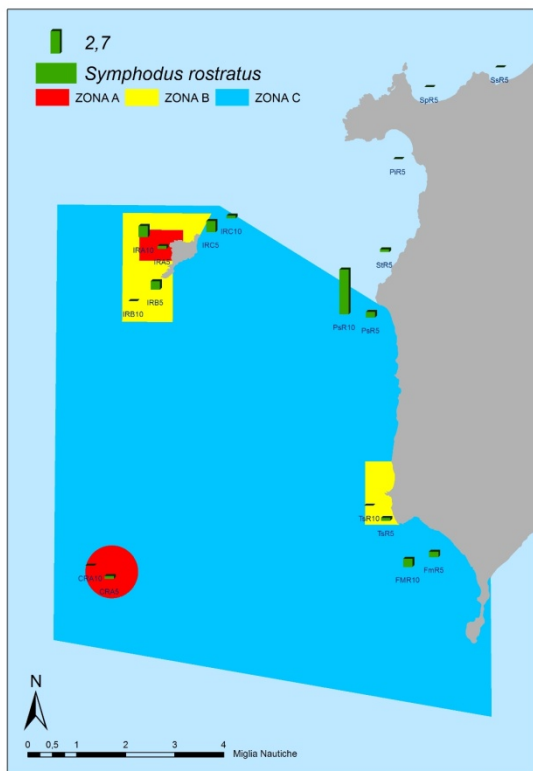


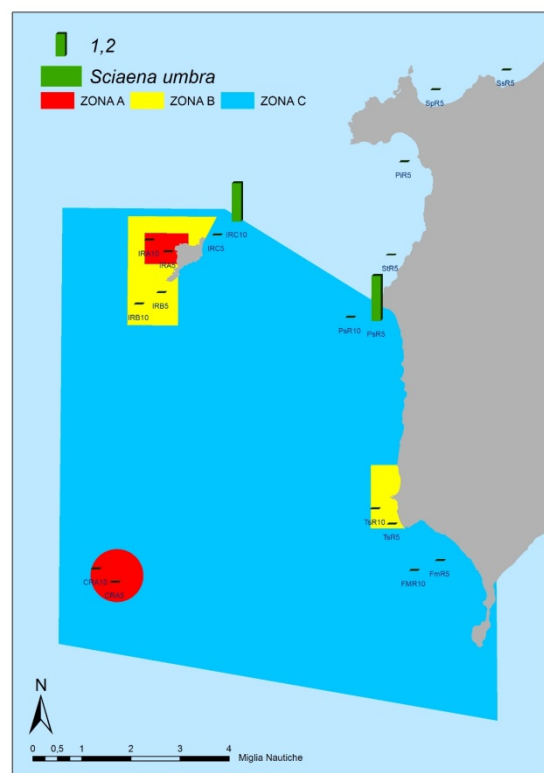
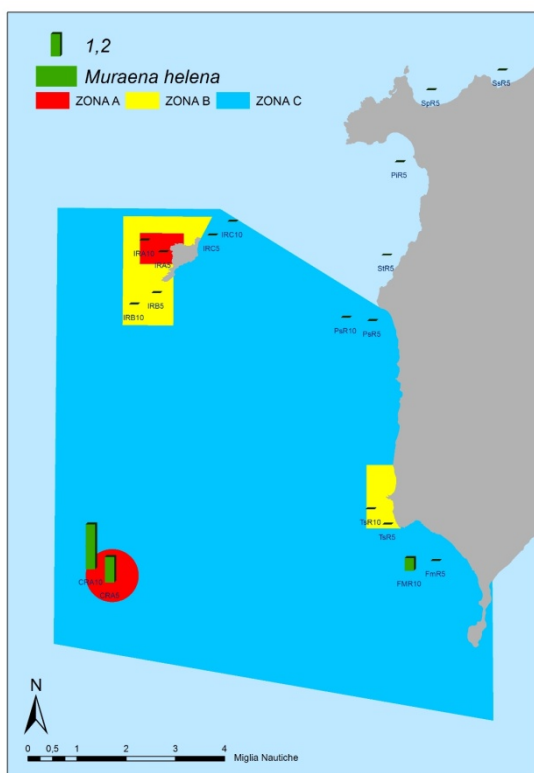
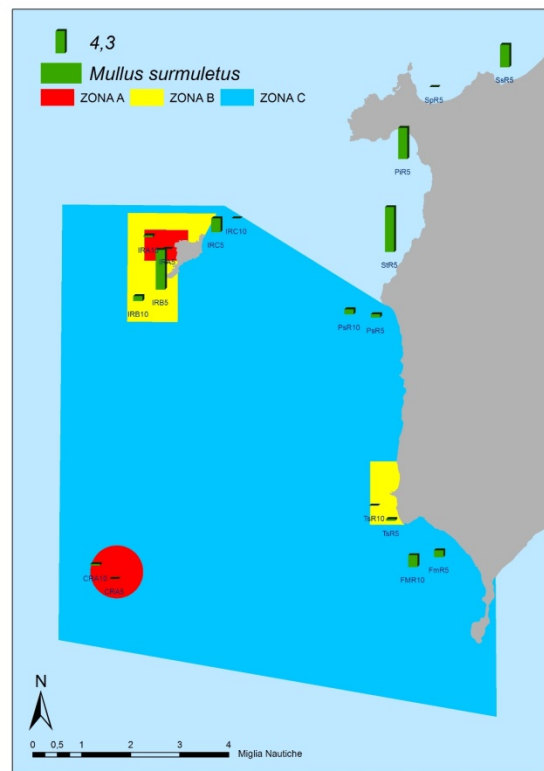
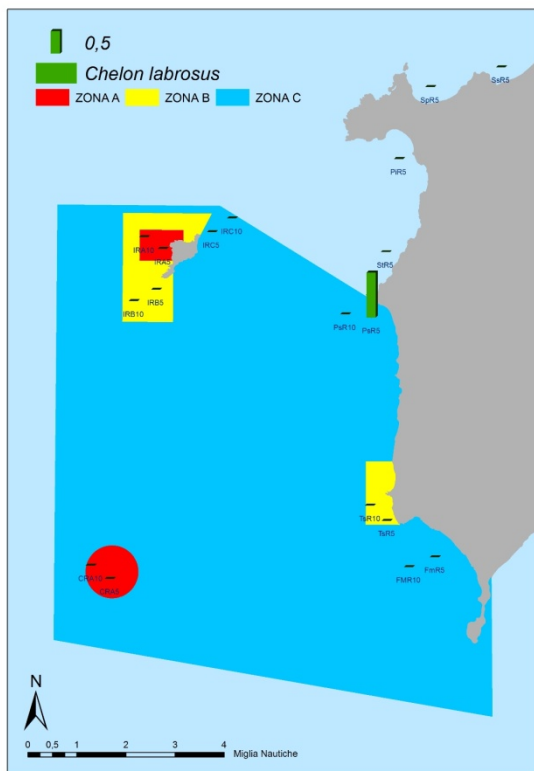


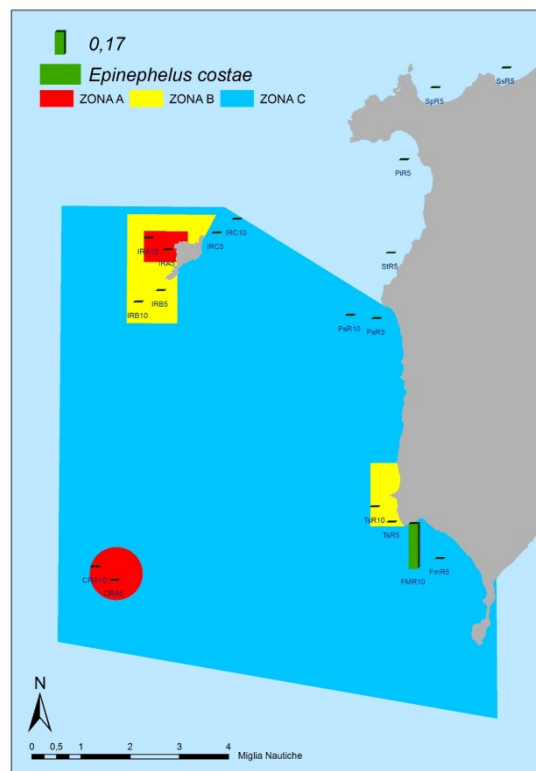
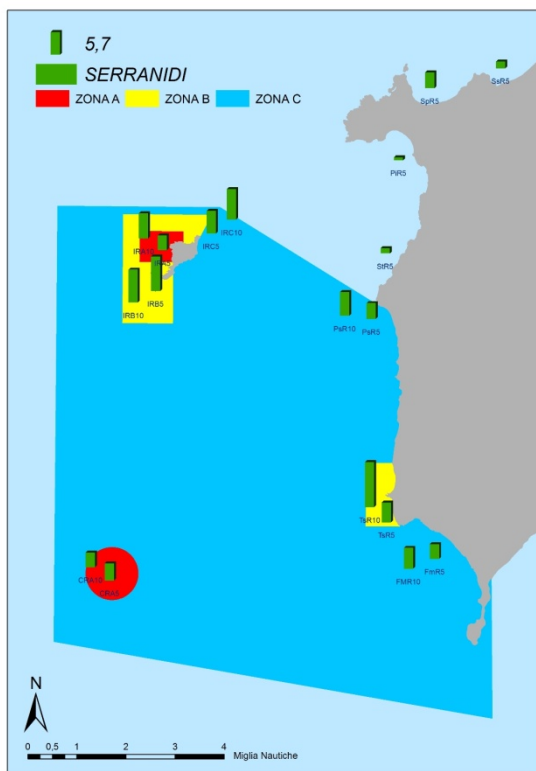
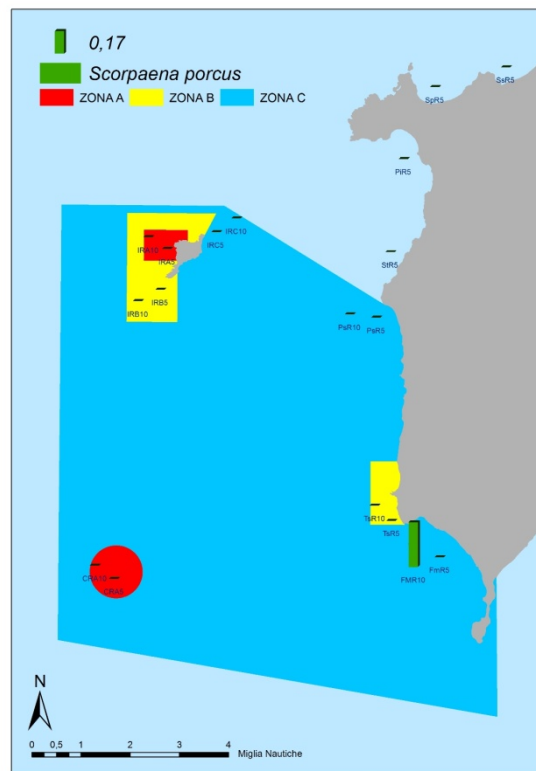
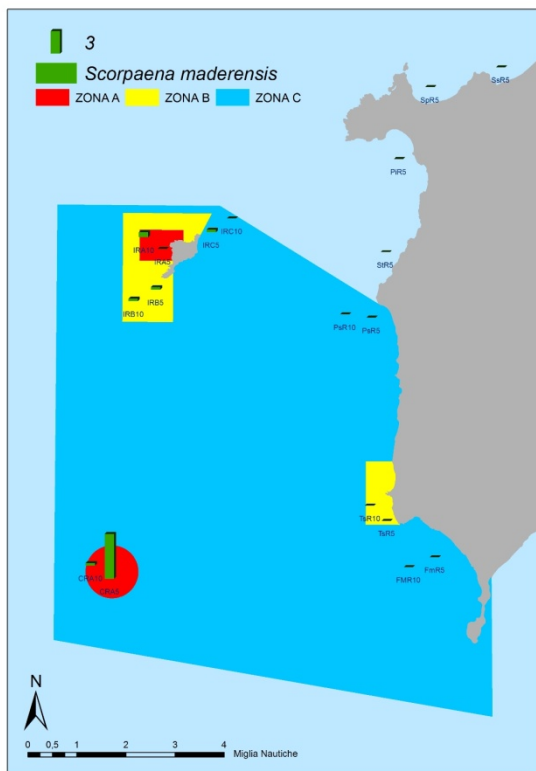


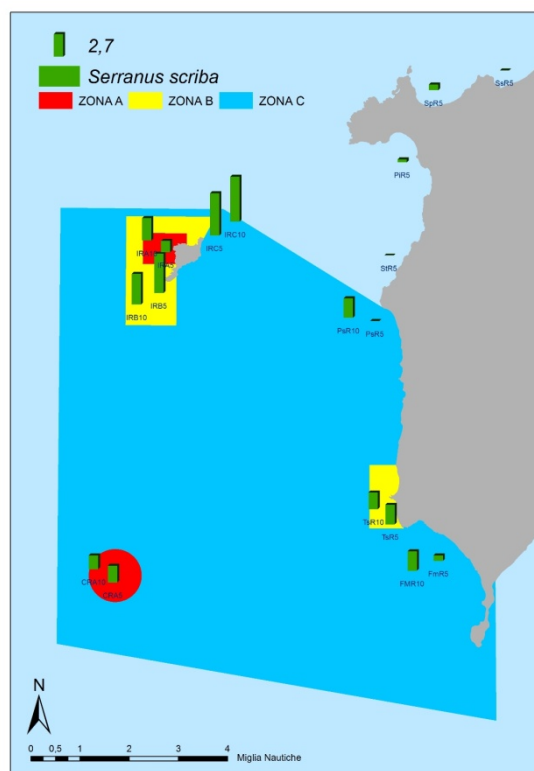
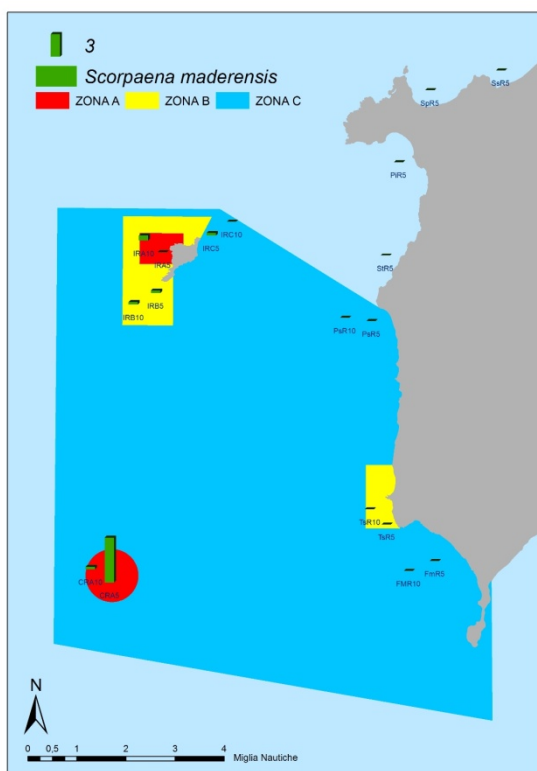
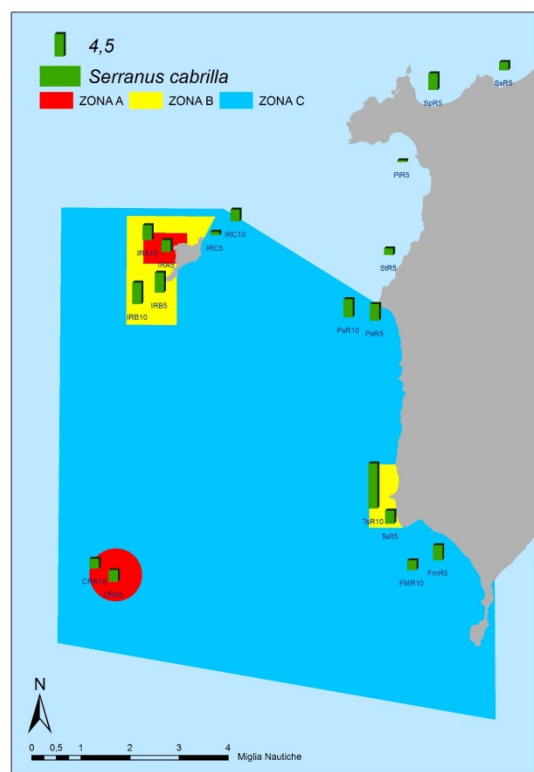
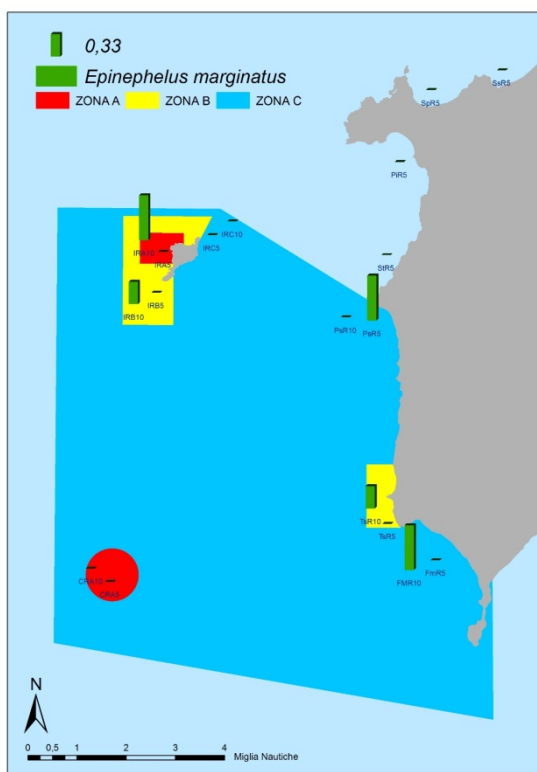


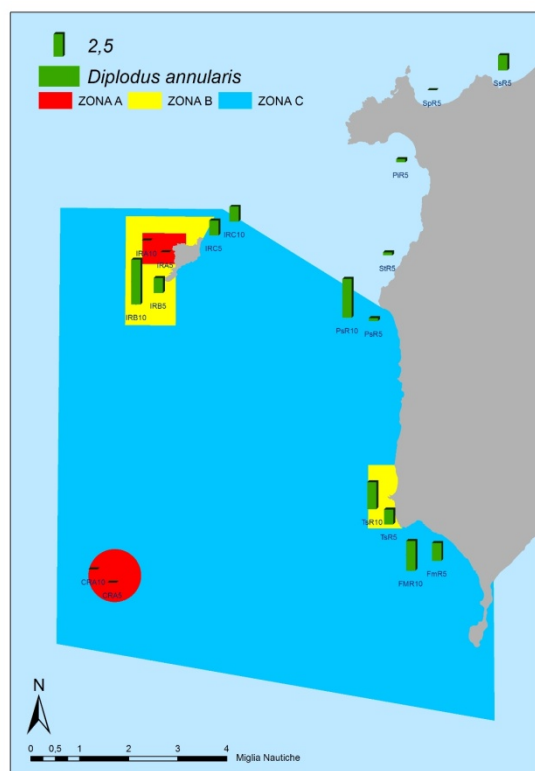
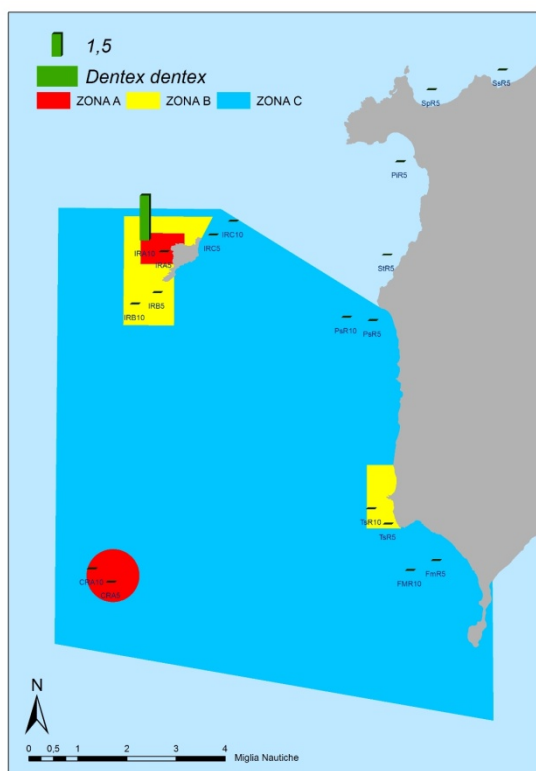
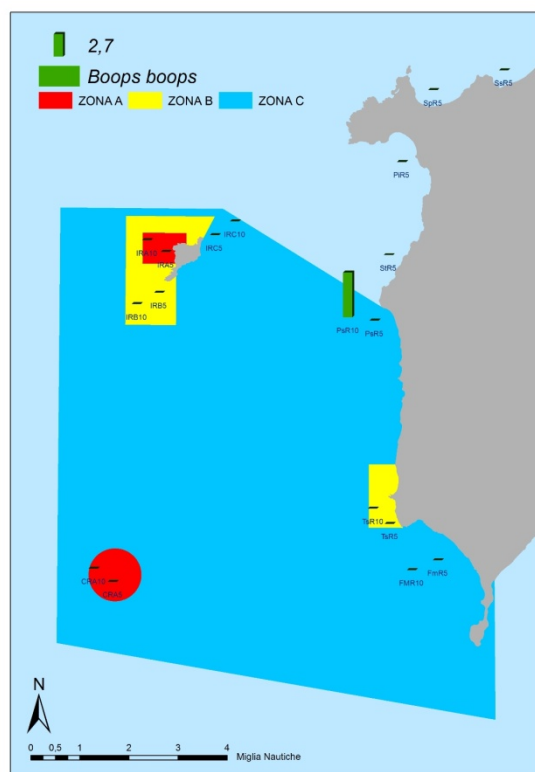
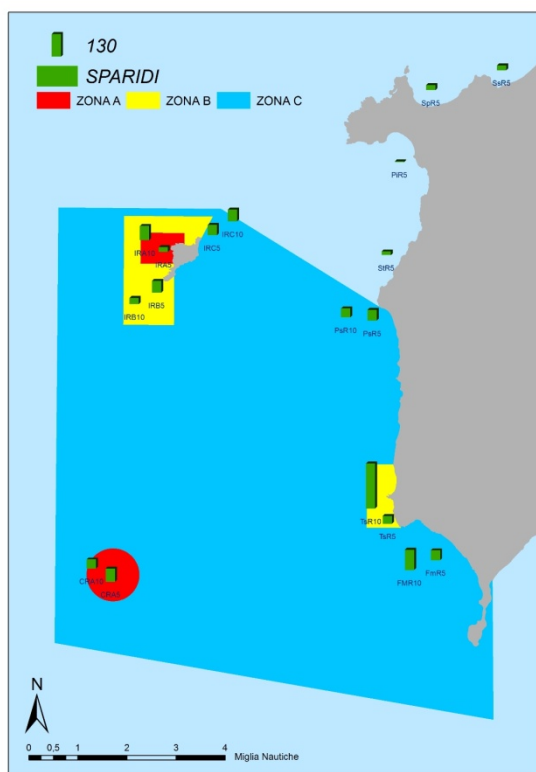


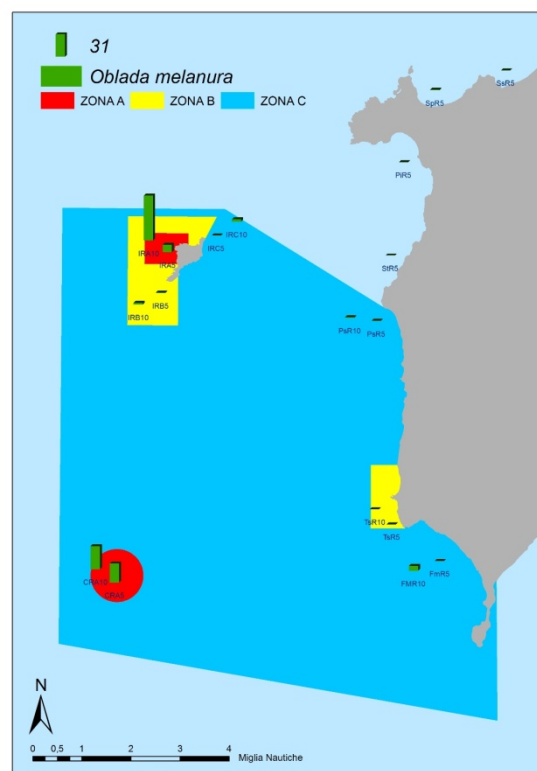
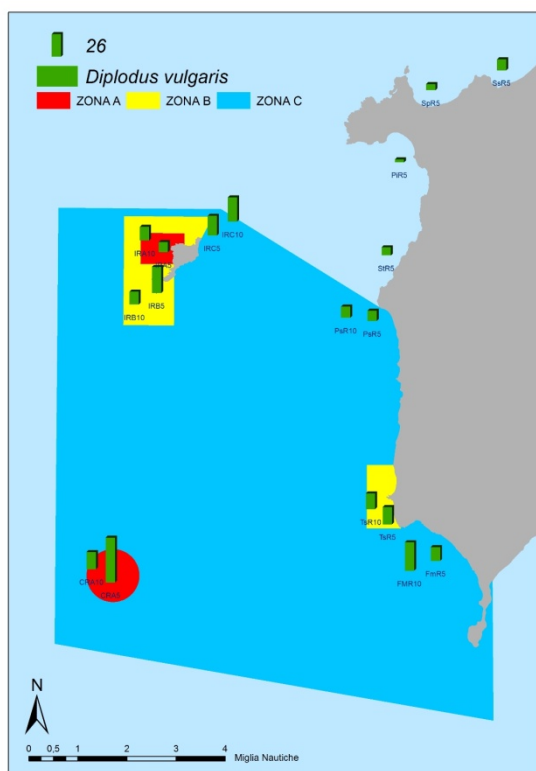
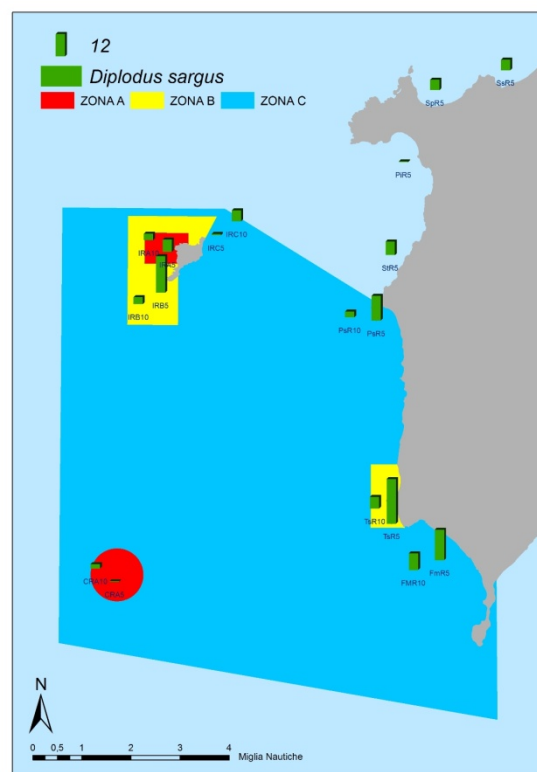
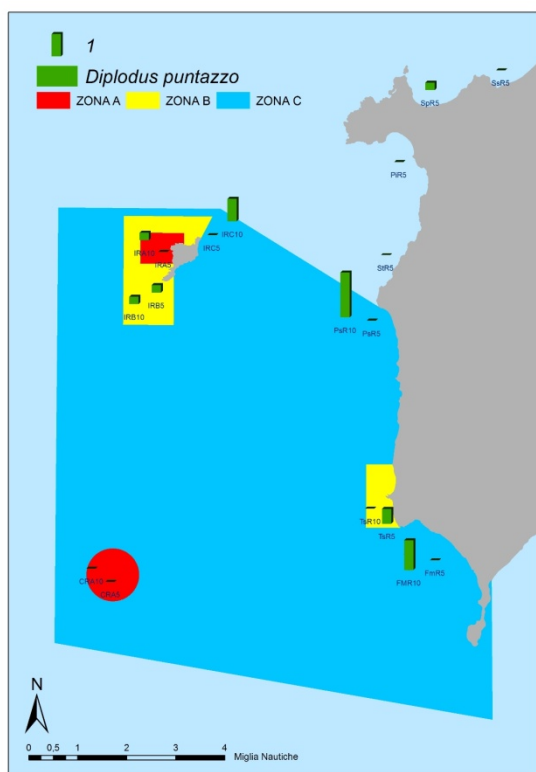


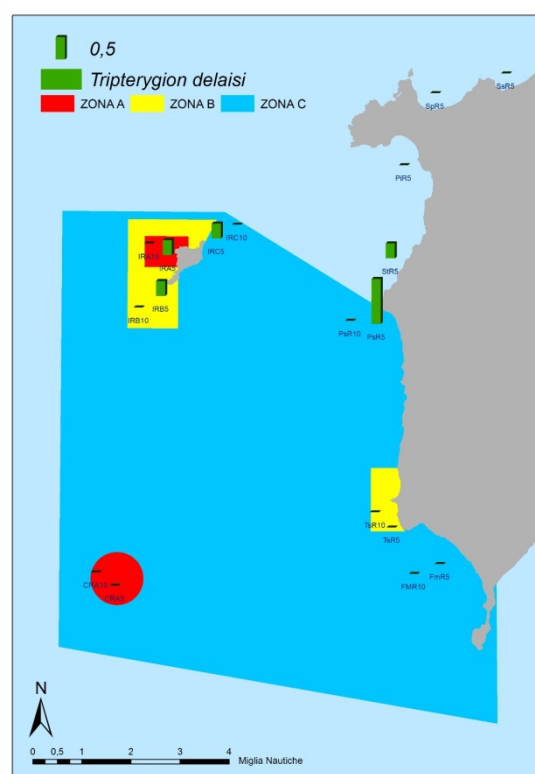
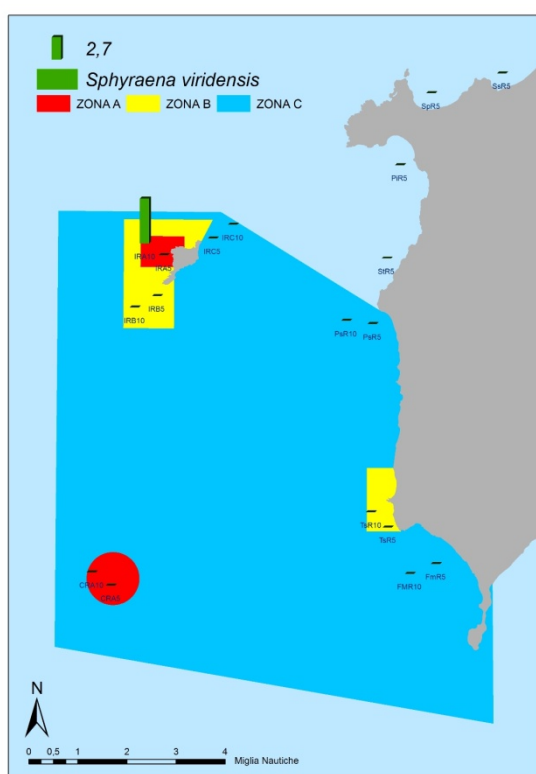
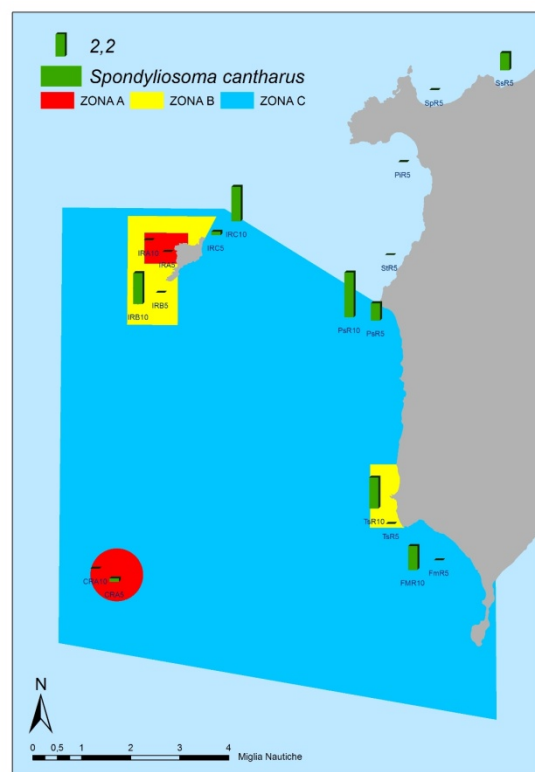
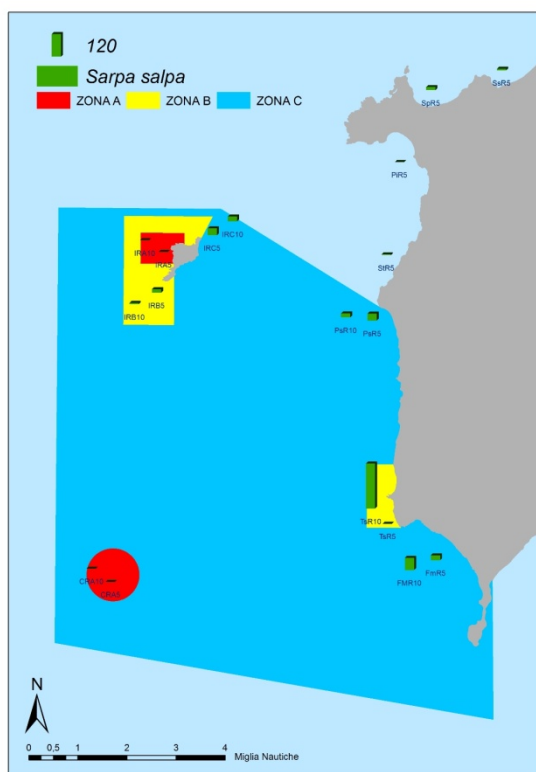




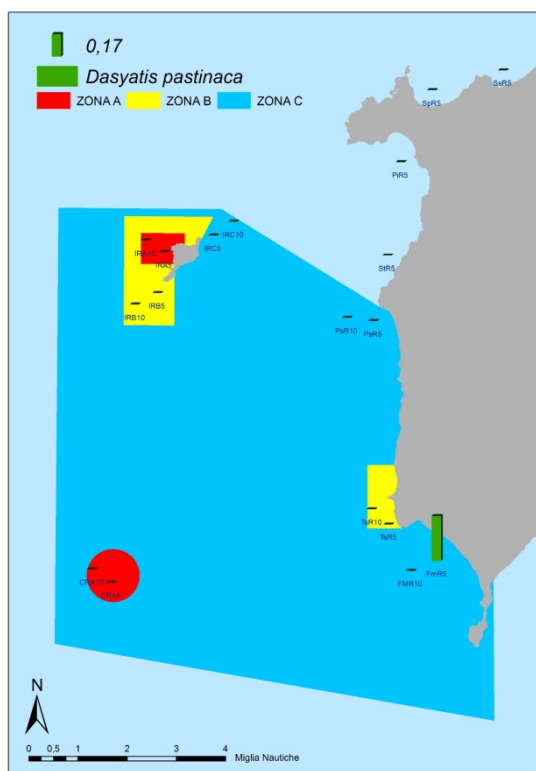
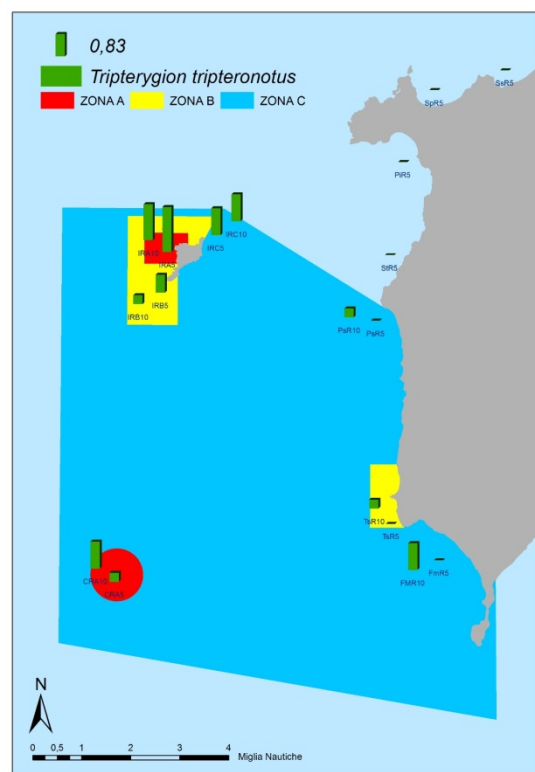
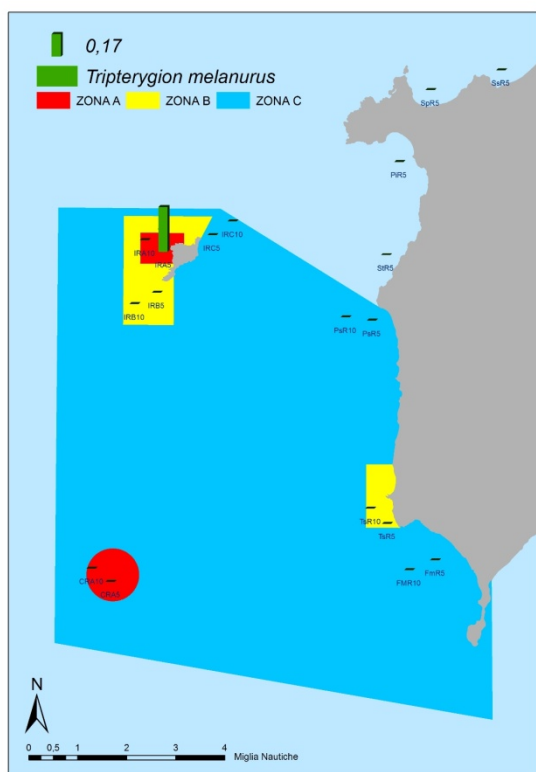












## **Allegato II**

### **Ripartizione in classi di taglia delle specie ittiche più comuni**

---

