



Progetto Bandiera

RITMARE

La Ricerca Italiana per il MARE

RAPPORTO FINALE

Codice documento: numero del deliverable SP2_WP1_AZ2_UO02_D06

Data di emissione 30/12/2016

Data prevista di rilascio 12/2016

Redazione

Autore Principale:
Carlo Pipitone, IAMC Castellammare del Golfo
Collaboratore:
Davide Agnetta, IAMC Castellammare del Golfo



Approvato



Titolo doc.:

RAPPORTO FINALE

Codice doc.: numero del deliverable SP2_WP1_AZ2_UO02_D06

Distribuzione: Tutti i partecipanti al progetto

Rev.	Data	Pagg.	Redaz.	Con il contributo di	Approv.
0	30/12/16	67 pp.	Carlo Pipitone	Davide Agnetta	
1					
2					

L'attività descritta nella presente pubblicazione è stata finanziata dal Progetto Bandiera RITMARE - La Ricerca Italiana per il Mare - Coordinato dal Consiglio Nazionale delle Ricerche e finanziato dal Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca nell'ambito del Programma Nazionale della Ricerca 2011-2013.



Indice

PREMESSA.....	5
1.1 INTRODUZIONE.....	5
1.2 OBIETTIVI DELLA RICERCA	8
2 I. EFFETTO DELLA PESCA A STRASCICO SULLA TROFODINAMICA DI SPECIE ITTICHE DELLA PIATTAFORMA CONTINENTALE	10
2.1 INTRODUZIONE.....	10
2.2 MATERIALI E METODI.....	14
2.3 RISULTATI	18
2.4 DISCUSSIONE	23
2.5 DIFFICOLTA' INCONTRATE	24
3 II. I PREDATORI DELLA TRIGLIA DI FANGO, <i>MULLUS BARBATUS</i>	25
3.1 INTRODUZIONE.....	25
3.2 MATERIALI E METODI.....	27
3.3 RISULTATI	32
3.4 DISCUSSIONE	38
4 III. EFFETTO DELLA PESCA A STRASCICO SULLA STRUTTURA DEMOGRAFICA DI SPECIE ITTICHE DELLA PIATTAFORMA CONTINENTALE	41
4.1 INTRODUZIONE.....	41
4.2 MATERIALI E METODI.....	43
4.3 RISULTATI	45
4.4 DISCUSSIONE	58
5 BIBLIOGRAFIA	61



Executive summary (in italiano) Il presente rapporto costituisce il documento finale della U.O. intitolata STUDIO DELLA RETE TROFICA DELLA COMUNITÀ ITTICA IN AREE SOGGETTE A DIVERSO LIVELLO DI SFRUTTAMENTO DELLA PESCA. Lo studio parte da una disamina sull'uso delle aree marine protette come strumenti di gestione della pesca sulla base di un approccio ecosistemico e si propone di verificare gli effetti di una tipologia di area protetta, ovvero le zone con divieto di pesca a strascico, sulla trofodinamica dell'ecosistema marino e sulla struttura demografica delle popolazioni sfruttate dalla pesca. Gli **obiettivi** specifici sono stati i seguenti: (1) studiare l'effetto della protezione sulla rete trofica demersale attraverso l'analisi della firma isotopica in alcune specie di interesse commerciale; (2) studiare il ruolo della triglia di fango, *Mullus barbatus* nella rete trofica demersale analizzando la relazione trofodinamica tra questa specie e i suoi predatori; (3) studiare l'effetto della protezione sulla struttura demografica dei pesci e degli invertebrati più abbondanti. L'**ipotesi** che abbiamo verificato è che le specie demersali in aree protette dallo strascico hanno dieta e struttura demografica differenti rispetto a quelle di aree sottoposte a strascico. In particolare ci attendiamo (1) un livello trofico più elevato a causa di una rete trofica più lunga e articolata nelle specie demersali di aree non strascicate, (2) una maggiore densità della triglia di fango e dei suoi predatori nelle aree protette dallo strascico, con similitudine fra le rispettive firme isotopiche, (3) una struttura demografica più completa e armonica (più classi di età, maggior numero di reclute dovute a maggiore abbondanza di riproduttori, e maggiore taglia massima) nelle stesse specie, (4) nessuna differenza nelle specie pelagiche fra aree strascicate e aree protette. I **risultati** hanno confermato in parte le ipotesi attese. L'effetto sulla trofodinamica conferma l'ipotesi secondo cui le specie demersali risentono della protezione al contrario di quelle pelagiche. Lo studio sui predatori della triglia conferma l'utilità del ricorso all'analisi isotopica per ricostruire la rete trofica. L'analisi dell'effetto della protezione sulle taglie ha confermato in buona parte l'effetto positivo della protezione in termini di aumento relativo delle classi di taglia superiori nelle popolazioni ittiche demersali.



Executive summary (in inglese opzionale)





PREMESSA

Il presente documento costituisce il rapporto finale (deliverable D06) della sottoazione SP2_WP1_AZ2_UO02 dal titolo **STUDIO DELLA RETE TROFICA DELLA COMUNITÀ ITTICA IN AREE SOGGETTE A DIVERSO LIVELLO DI SFRUTTAMENTO DELLA PESCA**. Il rapporto include una introduzione generale alla problematica oggetto di studio, un breve resoconto degli studi compiuti in precedenza nell'area di indagine utili ai fini della presente ricerca, gli obiettivi della ricerca, le metodiche utilizzate e i risultati ottenuti.

Lo studio è stato coordinato dal dott. Carlo Pipitone della Sede Secondaria del CNR-IAMC a Castellammare del Golfo, e ha visto la collaborazione del dott. Davide Agnetta, assegnista sul Progetto RITMARE da giugno 2013 ad agosto 2016.

I nostri **ringraziamenti** vanno a:

sig. Giuseppe Di Stefano, CTER del CNR-IAMC (Castellammare del Golfo), per avere partecipato sia al reperimento dei campioni presso il porto di Castellammare del Golfo, sia alle operazioni di laboratorio;

dott. Fabio Fiorentino del CNR-IAMC (Mazara del Vallo), per i suggerimenti forniti in merito all'elaborazione dei dati di taglia;

dott. Fabio Badalamenti e dott. Giovanni D'Anna del CNR-IAMC (Castellammare del Golfo), per i consigli forniti nelle varie fasi della ricerca e per il tempo profuso in utili discussioni.

1.1 INTRODUZIONE

1.1.1 L'approccio ecosistemico alla gestione della pesca

L'approccio ecosistemico si fonda su un approccio olistico che tiene conto della complessità dei sistemi naturali e di quella delle attività umane (Katsanevakis et al. 2011). Le Aree Marine Protette (AMP), utilizzate su vasta scala per il raggiungimento degli obiettivi di conservazione della natura in mare (Jennings 2009; Lubchenco et al. 2011), costituiscono uno degli strumenti più utili nell'applicazione dell'approccio ecosistemico alla gestione delle risorse pescabili (FAO, 2011; Vandeperre et al. 2011). Le AMP possono quindi contribuire in modo efficace alla gestione della pesca e più in generale alla gestione spaziale delle risorse marine



(Perez Ruzafa et al. 2008a; Ehler and Douvère 2009; Norse 2010; Katsanevakis et al. 2011).

Gli effetti attesi all'interno di una AMP a livello di popolazione includono fra l'altro un aumento di abbondanza, biomassa, taglia media e potenziale riproduttivo, e la ricostituzione di strutture demografiche articolate (Perez Ruzafa et al. 2008b; Goñi et al. 2011). I benefici attesi all'esterno si basano essenzialmente sulla esportazione di biomassa in seguito a meccanismi densità-dipendenti verso le aree sfruttate adiacenti (*spillover effect*), e su quella di uova e larve (Roberts 1997; Garcia-Charton et al. 2008; Cudney-Bueno et al. 2009; Lubchenco et al. 2011). Altri effetti attesi riguardano l'ecosistema, in particolare la ricostituzione della rete trofica. Quest'ultima può essere infatti influenzata e modificata in vario modo dagli effetti diretti e indiretti della pesca, fra cui: (a) impatto su abbondanza e composizione del popolamento bentonico, che fornisce alimento a molte specie ittiche, (b) impatto su abbondanza e struttura di taglia delle popolazioni di predatori - che includono generalmente le specie di maggiore taglia e pregio economico e che quindi sono oggetto di pesca particolarmente intensa - e di prede (Pinnegar et al. 2000; Guidetti and Sala, 2007; Lamb and Johnson 2010).

Gli esempi di varie tipologie di AMP utilizzate come strumento di gestione della pesca, o che sono state create con altri obiettivi ma che hanno avuto effetti positivi sui pesci e sulla pesca sono ormai numerosi nella letteratura scientifica e riguardano habitat rocciosi, corallini e di fondo mobile (Murawski et al. 2000; Russ 2002; Gaylord et al. 2005; Cullis-Suzuki and Pauly 2010; Pipitone et al., 2014).

1.1.2 Le aree marine protette come strumento di gestione della pesca in Mediterraneo.

Le AMP realizzate in Mediterraneo come strumenti di gestione delle risorse pescabili, ovvero *riserve di pesca (fishery reserves* secondo la definizione di Auster and Shackell 1997¹) appartengono alle seguenti categorie (Pipitone et al. 2014):

a. *établissements de pêche e cantonnements de pêche*: AMP di estensione limitata istituite lungo le coste della Francia e della Corsica a scopo di incremento della pesca artigianale (Arceo et al. 2013; Meinesz et al. 1983);

¹ Riserva di pesca: area spazialmente delimitata creata come strumento di gestione della pesca, in cui l'uso di uno o più attrezzi da pesca è limitato o proibito permanentemente o per periodi di tempo limitati



- b. aree gestite in alto mare: il Mammellone è un'area al largo delle coste tunisine gestita in virtù di un accordo bilaterale Italia-Tunisia (MRAG Ltd. 2013);
- c. aree con divieto di strascico permanente (*no-trawl areas*) istituite lungo alcuni tratti delle coste ioniche ed egee della Grecia (Tsikliras and Stergiou 2007) e attorno alla Sicilia nei golfi di Castellammare, Patti e Catania (Pipitone et al. 2000);
- d. aree con divieto di strascico costiere (< 50 m di profondità o < 3 miglia dalla costa) e di alto mare (> 1000 m di profondità) istituite con Regolamento CE n. 1967/2006;
- e. aree di riserva totale istituite a fini di ricostituzione delle risorse in Sardegna (Follesa et al. 2007; Follesa 2010) e in Turchia (Bann and Basak 2011; Ünal 2010);
- f. *Fishery Restricted Areas* (FRA) istituite dalla Commissione Generale Pesca per il Mediterraneo (GFCM 2014);
- g. Zone di Tutela Biologica istituite nei mari italiani.

1.1.3 Le aree con divieto di strascico in Sicilia

Nel 1990 un divieto di strascico permanente è stato imposto con legge regionale n. 25/1990 in due golfi situati lungo la costa tirrenica della Sicilia (Golfo di Castellammare e Golfo di Patti) e in uno lungo la costa ionica (Golfo di Catania). Tale misura di gestione è stata adottata allo scopo di ridurre gli effetti della sovrapesca nonché i conflitti tra la marinerie di pesca artigianale e quelle a strascico, che competevano per le stesse risorse ittiche sulla piattaforma continentale (Pipitone et al. 2000). I due golfi tirrenici sono stati da allora oggetto di diverse campagne di studio finalizzate alla valutazione delle risorse demersali (ovvero quelle costituite da specie bentoniche e nectobentoniche e in quanto tali direttamente legate al fondale marino), che hanno consentito la raccolta di dati quantitativi sul popolamento ittico.

Il principale risultato osservato nel Golfo di Castellammare è stato l'aumento della biomassa media dell'intero popolamento ittico demersale di piattaforma di circa 8 volte rispetto al periodo pre-divieto, anche sui bassi fondali costieri normalmente sfruttati esclusivamente dalla flotta da pesca artigianale (Pipitone et al. 2014). E' stato effettuato anche uno studio sugli spettri di taglia (*size spectra*) che ha fornito evidenza di maggiore biomassa ma anche di maggiore proporzione di individui di piccola taglia nel Golfo di Castellammare rispetto alle aree di controllo sottoposte a strascico: un risultato apparentemente contraddittorio ma spiegabile sia con l'elevato



reclutamento (conseguenza del limitato prelievo) che con la selettività della pesca artigianale operante nel Golfo e la conseguente prevalenza delle taglie maggiori nella cattura (Sweeting et al. 2009). Nello stesso golfo sono state condotte anche ricerche sulla trofodinamica di alcune specie ittiche di interesse commerciale, che hanno fornito risultati solo parzialmente in linea con gli effetti attesi relativamente ai valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (Badalamenti et al. 2008; Fanelli et al. 2010; Sinopoli et al. 2012).

Analogamente al Golfo di Castellammare, anche in quello di Patti è stato osservato un aumento della biomassa demersale dopo il divieto di strascico (Potoschi et al. 1995) seguito da una stabilizzazione negli anni successivi del livello raggiunto (Rinelli et al. 2004; Potoschi et al. 2006). Il monitoraggio della biomassa di due specie bersaglio quali il pagello fragolino *Pagellus erythrinus* e la triglia di fango *Mullus barbatus* ha mostrato tuttavia che, mentre la biomassa della prima specie è aumentata gradualmente dal 1994 al 2001, quella della seconda specie è diminuita durante lo stesso periodo (Rinelli et al. 2004).

1.2 OBIETTIVI DELLA RICERCA

La presente azione ha inteso valutare gli effetti della protezione dallo strascico sulla trofodinamica del popolamento ittico della piattaforma continentale del basso Tirreno. Inoltre, allo scopo di approfondire ulteriormente tale indagine, abbiamo valutato gli effetti anche sulle struttura demografica delle popolazioni ittiche.

Gli **obiettivi** specifici sono stati i seguenti:

- (1) studiare l'effetto della protezione sulla rete trofica demersale attraverso l'analisi della firma isotopica in alcune specie di interesse commerciale;
- (2) studiare il ruolo della triglia di fango, *Mullus barbatus* nella rete trofica demersale analizzando la relazione trofodinamica tra questa specie e i suoi predatori;
- (3) studiare l'effetto della protezione sulla struttura demografica dei pesci e degli invertebrati più abbondanti.

L'**ipotesi** che abbiamo verificato è che le specie demersali in aree protette dallo strascico hanno dieta e struttura demografica differenti rispetto a quelle di aree sottoposte a strascico. In particolare ci attendiamo (1) un livello trofico più elevato a causa di una rete trofica più lunga e articolata nelle specie demersali di aree non strascicate, (2) una maggiore densità della triglia di fango e dei suoi predatori nelle aree protette dallo strascico, con similitudine fra le rispettive firme isotopiche, (3)



una struttura demografica più completa e armonica (più classi di età, maggior numero di reclute dovute a maggiore abbondanza di riproduttori, e maggiore taglia massima) nelle stesse specie, (4) nessuna differenza nelle specie pelagiche fra aree strascicate e aree protette.

Il risultato finale dello studio, oltre a incrementare la conoscenza dei processi ecologici nell'ecosistema neritico, ha consentito di (1) approfondire la valutazione dell'efficacia del divieto di strascico come misura di gestione delle risorse pescabili, (2) verificare le potenzialità dei parametri misurati ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, struttura demografica) quali indicatori del livello di sfruttamento di un popolamento ittico demersale.

Il presente rapporto è articolato in tre capitoli:

- I. EFFETTO DELLA PESCA A STRASCICO SULLA TROFODINAMICA DI SPECIE ITTICHE DELLA PIATTAFORMA CONTINENTALE;
- II. I PREDATORI DELLA TRIGLIA DI FANGO, *MULLUS BARBATUS*;
- III. EFFETTO DELLA PESCA A STRASCICO SULLA STRUTTURA DEMOGRAFICA DI SPECIE ITTICHE DELLA PIATTAFORMA CONTINENTALE.



2 I. EFFETTO DELLA PESCA A STRASCICO SULLA TROFODINAMICA DI SPECIE ITTICHE DELLA PIATTAFORMA CONTINENTALE

2.1 INTRODUZIONE

2.1.1 Effetti della pesca a strascico sulla rete trofica

Una delle attività soggette a maggiori limitazioni nelle AMP e in particolare nelle riserve di pesca è la pesca a strascico, a causa del forte impatto che provoca sull'ecosistema marino e in particolare sugli organismi che vivono in prossimità del fondale. Tra i principali effetti diretti dello strascico si hanno cambiamenti in abbondanza e taglia delle specie (incluse quelle di scarto), variazioni della composizione in specie e alterazioni della struttura dell'habitat (Greenstreet and Hall 1996; Jennings and Kaiser 1998; Bianchi et al. 2000; Jennings et al. 2002a; Kaiser et al. 2006; de Juan et al. 2007, 2011). Tali effetti diretti possono anche tradursi in cambiamenti nelle relazioni intra- e interspecifiche (effetti indiretti) a diversi livelli della rete trofica. Una **rete trofica** (*food web*) è costituita dal complesso di relazioni alimentari fra le specie appartenenti ad un ecosistema. La materia organica e l'energia vengono infatti trasferite da una categoria all'altra di organismi che rappresentano in sintesi **livelli trofici** discreti differenti (Hairston and Slobodkin 1960). In un ecosistema caratterizzato da una catena di pascolo ad esempio, possono essere individuati convenzionalmente quattro livelli trofici principali: livello 1 (produttori primari), livello 2 (erbivori), livello 3 (predatori di erbivori), livello 4 (predatori di carnivori). In una catena alimentare di detrito il livello 1 sarà rappresentato dal detrito piuttosto che dai produttori primari. L'assegnazione del livello trofico ad animali onnivori risulta però complicata se si fa riferimento a questo semplice modello: infatti, successivamente al modello di Hairston seguirono modelli basati sul concetto di livelli trofici continui (Odum 1969; Odum et al. 1971; Odum and Heald 1975). La posizione trofica quindi è espressa da un numero spesso non intero e l'insieme degli organismi appartenenti allo stesso livello trofico costituisce una **gilda trofica**.



La stima del livello trofico di un ecosistema acquatico può essere un utile indicatore complessivo degli impatti della pesca e negli ultimi decenni sempre più si è cercato di affinarne la tecnica a scopo di gestione (Shannon et al. 2014). L'uso del livello trofico come indicatore si basa sull'assunzione che maggiore è la mortalità da pesca (che si esercita principalmente sulle specie di taglia maggiore, che appartengono ai livelli trofici più elevati), maggiore sarà la proporzione di pesci di piccola taglia nel sistema e di conseguenza nelle catture (Gislason 1994; Jennings and Kaiser 1998; Hall 1999; Gislason and Sinclair 2000). Generalmente organismi più grandi possiedono un livello trofico più elevato (Cohen et al. 1993), quindi il livello trofico medio di un sistema sovra-sfruttato sarà più basso rispetto ad un sistema in cui la pressione di pesca è minore (effetto *fishing down the food web*: Pauly et al. 1998). Sembra che tale effetto possa essere il risultato di distinti processi che possono anche interagire tra loro: 1) la pesca selettiva su grandi carnivori ne riduce le proporzioni in biomassa rispetto ad altre specie con livello trofico più basso (Pauly et al. 1998); 2) la pesca riduce le taglie più grandi (livello trofico maggiore) di una o più specie in favore di taglie più piccole (livello trofico minore) delle stesse specie (Jennings et al. 2002a). E' stato anche evidenziato che il livello trofico può decrescere a causa di una pesca che oltre a selezionare i grandi carnivori si rivolge ad uno spettro più ampio di specie con livelli trofici minori con un risultato netto a favore di queste ultime (*fishing through the food web*: Essington et al. 2006). In contrasto, altri autori (Morato et al. 2006; Swartz et al. 2010; Stergiou & Tsikliras 2011) suggeriscono che l'espansione della pesca su fasce batimetriche più profonde consente la cattura di specie con livello trofico elevato (*fishing up*) che maschererebbero l'effetto *fishing down*; 3) sia il *fishing through* che il *fishing up* potrebbero essere il risultato complessivo di una *fisheries expansion* (Morato et al. 2006), del comportamento dei pesci e della disponibilità di dati (Stergiou & Tsikliras 2011).

Nonostante la stima del livello trofico di un ecosistema sia stata considerata un utile parametro di supporto alla gestione ecosistemica della pesca, essa non consente una identificazione completa dei processi biotici che promuovono i cambiamenti trofici in un ecosistema. È necessario tener conto anche degli effetti che la pesca a strascico produce sulle comunità bentoniche (Kaiser et al. 2006; de Juan et al. 2007). Tale tipologia di pesca infatti, attraverso l'effetto meccanico di disturbo sul substrato e le comunità che lo abitano, altera sia la disponibilità di prede (de Juan et al. 2011) che il comportamento alimentare di predatori bentonofagi (Kaiser &



Spencer 1994) con conseguenze che potrebbero interessare, come avviene nei sistemi rocciosi, intere reti trofiche (Pinnegar et al. 2000; Graham 2004). A tale scopo, attraverso il confronto tra aree interdette alla pesca e aree di controllo in cui la pesca è consentita è possibile individuare gli effetti della pesca a strascico a vari livelli.

2.1.2 Metodi di studio della rete trofica

Per lungo tempo il principale metodo di indagine per lo studio dei processi trofodinamici (“chi mangia cosa”) si è basato sull’analisi dei contenuti stomacali: osservando la proporzione fra le categorie di cibo presenti nello stomaco è possibile elaborare una serie di indici sia di preferenza alimentare (Hyslop 1980) che di ampiezza e sovrapposizione di nicchia (Gibson and Ezzi 1987). Attraverso questa metodica è possibile anche stimare il livello trofico di un organismo: il calcolo avviene attraverso l’uso di equazioni matematiche che tengono conto del livello trofico medio delle categorie di cibo ingerite e della loro proporzione nel contenuto stomacale del consumatore (Pauly et al. 2000). Tale metodica ha una risoluzione spazio-temporale molto ristretta (ad es. Paine 1988) ed è soggetta ad errori di valutazione della proporzione delle prede a causa della loro differente digeribilità e della presenza di taxa non identificabili. Inoltre lo studio dei contenuti stomacali richiede tempistiche relativamente lunghe e un intenso lavoro di laboratorio e non può essere applicato facilmente a tutti gli organismi marini.

In alcuni casi la stima del livello trofico è stata inferita a partire da dataset multispecifici di biomassa e composizione in specie ottenuti dalla pesca (ad es. dati di sbarco), o più recentemente da software come Ecopath (Ulanowicz 1995). Nel caso degli sbarchi, malgrado l’immediata reperibilità e la disponibilità in certi casi di lunghe serie storiche, esistono alcune problematiche legate alla qualità e alla standardizzazione oltre che all’incompletezza del dato soprattutto in riferimento alle specie non-target. Tali problematiche possono essere parzialmente superate da campagne di pesca sperimentale. In ogni caso però, gli sbarchi non consentono la ricostruzione dei processi trofodinamici. I modelli come Ecopath, specie nelle sue versioni più recenti (Pauly et al. 2000) possiedono tale potenzialità e hanno inoltre la capacità di rappresentare in modo più completo le componenti biotiche di un ecosistema. La bontà delle stime fornite dipende però dalla qualità dei dati necessari al funzionamento del modello (parametri, biomasse, dati di sbarco) e



inglobano gli errori che provengono dai dati di dieta ottenuti, generalmente, da analisi di contenuti stomacali.

Negli ultimi 50 anni si è venuta affermando l'analisi degli isotopi stabili di carbonio (C) e azoto (N), che costituisce un valido strumento di indagine ecologica per lo studio delle reti trofiche e del ruolo trofico delle singole specie (Layman et al. 2007a). Lo studio di tali isotopi e delle relazioni tra di essi contribuisce alla comprensione del funzionamento degli ecosistemi. È stato dimostrato che la composizione isotopica in C e N di ogni organismo - cioè la sua "firma isotopica" - è data da "quello che mangia... più un po' per mille" (De Niro and Epstein 1978; McCutchan et al. 2003). Il principio è che i tessuti animali e vegetali sono costituiti dagli atomi del cibo che essi assimilano e quindi riflettono, grossolanamente, la composizione isotopica di questo alimento. Inoltre, un qualsiasi consumatore tende ad accumulare nei suoi tessuti ("arricchimento") l'isotopo più pesante (^{13}C e ^{15}N) proveniente dalle sue risorse nutritive. Seguendo questo semplice principio, il rapporto tra isotopi pesanti e leggeri in un organismo ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, detti anche $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) viene usato come "tracciante naturale" ed è utilizzabile per tutti gli organismi. Poiché gli isotopi di C e N sottostanno a processi fisiologici, biochimici e biofisici ("frazionamento") predicibili (circa 1‰ per C e 3‰ per N), generalmente si assume che ogni consumatore contenga nei suoi tessuti circa l'1‰ di ^{13}C e il 3‰ di ^{15}N in più rispetto alla sua risorsa. In genere il carbonio è usato per individuare la sorgente della sostanza organica assimilata mentre l'azoto per identificare il livello trofico di un organismo (Post 2002).

Le relazioni trofiche che caratterizzano un sistema possono essere schematizzate in un grafico bidimensionale con i valori di $\delta^{13}\text{C}$ lungo le ascisse e quelli di $\delta^{15}\text{N}$ lungo le ordinate. Gli organismi di una rete trofica marina che possiedono una firma in carbonio più arricchita (quindi un valore meno negativo, o più alto di $\delta^{13}\text{C}$, all'incirca fra -18 e -10) sono generalmente bentonici mentre appartengono al dominio pelagico quelli più impoveriti (quindi con un valore più negativo, o più basso di $\delta^{13}\text{C}$, all'incirca fra -20 e -30). Per mezzo di modelli matematici è possibile valutare quali siano le proporzioni delle risorse alimentari che caratterizzano la dieta di un organismo (Parnell et al. 2010) e analizzare la struttura trofica e la diversità funzionale di singole specie o di intere reti trofiche (Layman et al. 2007a; Jackson et al. 2011).

2.2 MATERIALI E METODI

2.2.1 Ricerca bibliografica

E' stata condotta una ricerca bibliografica utilizzando l'accesso online alla risorsa Web of Science (©Thomson Reuters).

2.2.2 Aree di studio

Lo studio è stato condotto in quattro aree al largo della costa settentrionale della Sicilia (Fig. I.1). Il Golfo di Castellammare (GCAST) e quello di Patti (GPATT) occupano rispettivamente i settori ovest ed est della costa; la pesca a strascico vi è interdetta dal 1990 mentre le altre attività di pesca commerciale e ricreativa sono permesse. Il Golfo di Termini Imerese (GTERM) e quello di Sant'Agata (GSANT) occupano il settore centrale della costa e sono soggetti allo strascico con le sole limitazioni previste dalla legislazione nazionale, ovvero con il divieto a profondità inferiori a -50 m. Questi due golfi risultano in uno stato di sovrapesca (Greco 1994; Greco et al. 1998;). Le variabili ambientali a larga scala che caratterizzano i quattro golfi risultano simili (Fanelli et al. 2011).

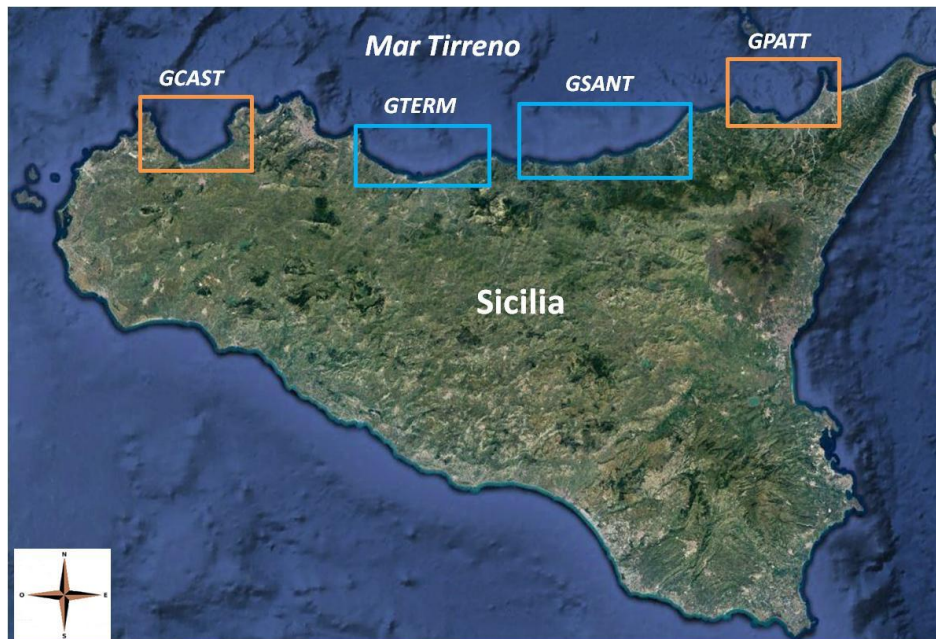


Fig. I.1 – Aree di studio: Golfo di Castellammare (GCAST), Golfo di Termini Imerese (GTERM), Golfo di Sant'Agata (GSANT), Golfo di Patti (GPATT). In arancione: aree con divieto di pesca a strascico. In azzurro: aree soggette alla pesca a strascico.



2.2.3 Selezione delle specie

In via preliminare, sulla base dell'ipotesi di lavoro sono stati individuati due gruppi di specie da analizzare fra quelle non ancora studiate nei precedenti progetti di ricerca^{2,3} (Badalamenti 2007; Badalamenti et al. 2007; D'Anna & Pipitone 2007): (1) un gruppo di potenziali indicatori di impatto dello strascico in quanto appartenenti al popolamento demersale di piattaforma e con una dieta basata su risorse bentoniche; (2) un gruppo che ci attendiamo non risenta dello strascico a causa dell'habitat pelagico o di fondale costiero non strascicabile e/o di una dieta basata su risorse pelagiche. Nel primo gruppo sono state incluse la triglia di scoglio *Mullus surmuletus* (bentonofago), il pesce San Pietro *Zeus faber* (ittiofago), la sogliola *Solea solea* (bentonofaga) e il rombo *Bothus podas* (suprabentonofago); nel secondo gruppo la mormora *Lithognathus mormyrus* (bentonofago di fondali sabbiosi costieri non strascicabili), il suro *Trachurus trachurus* (planctonofago di ambiente pelagico) e il totano *Todarodes sagittatus* (con dieta pelagica e di ambiente pelagico).

Si è ritenuto di utilizzare circa 10 esemplari per ogni specie da ogni area.

2.2.4 Campionamento

E' stata organizzata una campagna di campionamento delle suddette specie presso pescatori professionisti o rivenditori al dettaglio che ha richiesto numerose spedizioni presso le marinerie dei quattro golfi. Dal momento che in GCAST e GPATT non è permesso lo strascico i campioni sono stati ottenuti dagli sbarchi della pesca artigianale, mentre in GTERM e GSANT si è utilizzato il pescato proveniente sia dalla pesca artigianale che da quella a strascico.

Per ridurre la variabilità dovuta al presumibile cambio di dieta al variare dell'età (*shift* ontogenetico) si è deciso di restringere l'intervallo di taglie all'interno del quale campionare gli individui delle specie scelte limitandoci agli stadi adulti. Per tale motivo sono stati acquisiti soltanto individui con una taglia minima pari a circa il 60% della lunghezza massima stimata per il Mediterraneo (Fischer et al. 1987a, 1987b) (Tab. I.1).

² Progetto MIUR n. 63/2004: Ricostituzione delle risorse di pesca in un'area precedentemente soggetta ad intenso sfruttamento: dinamiche a larga scala del popolamento ittico e della struttura trofica della comunità marina.

³ Progetto MIPAF n. 6A84: Valutazione dell'efficacia di aree interdette alla pesca a strascico attraverso lo studio di prede e predatori della triglia di fango, *Mullus barbatus* L.



Il periodo deciso per il campionamento delle specie selezionate è stato quello primaverile, per analogia con le precedenti campagne di studio dalle quali è previsto di utilizzare una parte dei dati raccolti.

Tab. I.1 - Taglia minima (lunghezza totale per i pesci, lunghezza dorsale mantello per *T. sagittatus*) prevista per i campioni da acquisire

Specie	Taglia minima (mm)
<i>B. podas</i>	110
<i>L. mormyrus</i>	180
<i>M. surmuletus</i>	150
<i>S. solea</i>	270
<i>T. sagittatus</i>	150
<i>T. trachurus</i>	180
<i>Z. faber</i>	300

2.2.5 Analisi di laboratorio

Gli esemplari acquisiti sono stati congelati a -20° C. Successivamente in laboratorio, previo scongelamento, sono stati pesati (precisione 0.1 g) e misurati registrando la lunghezza totale per i pesci e quella dorsale del mantello per il totano (precisione 0.5 cm).

Per l'analisi isotopica è stata utilizzata una porzione di muscolo dorsale (peso compreso fra 2 e 5 g) privata di scaglie e tegumento, sciacquata con acqua distillata per eliminare il sale marino e disidratata in stufa a 60°C fino al raggiungimento di un peso costante (da 48 a 72 ore). Da ciascun campione di tessuto essiccato e polverizzato tramite pestello e mortaio di agata è stato ottenuto un quantitativo di polvere pari a 1.25 ± 0.1 mg pesato con una bilancia di precisione microelettronica Gibertini mod. E50S con precisione di 0.01mg che è stato combusto nell'analizzatore. I prodotti di combustione (CO₂ ed NO_x) sono stati separati criogenicamente in una colonna di gas cromatografia dal flusso di elio e introdotti in uno spettrometro di massa collegato ad un analizzatore di carbonio e azoto CHN. I rapporti isotopici dei campioni sono stati comparati in riferimento a gas standard secondari i cui rapporti isotopici erano stati a loro volta calibrati con gli standard internazionali (rispettivamente un calcare marino per il carbonio e l'azoto atmosferico per l'azoto).



I risultati sono stati espressi in riferimento agli standard secondo la seguente formula:

$$\delta X = (R_{\text{campione}} / R_{\text{standard}} - 1) \times 1000$$

dove: δ = deviazione del rapporto isotopico di un campione relativa a quella di un campione di riferimento; X= massa dell'isotopo pesante (^{15}N o ^{13}C); R = rapporto tra l'isotopo pesante e quello leggero ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ o $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$). La riproducibilità delle analisi è stata di 0.2% per entrambe le specie isotopiche.

Dal momento che diversi Autori hanno dimostrato che il contenuto lipidico nel tessuto muscolare ha un effetto sul frazionamento isotopico del carbonio, i dati isotopici di C sono stati sottoposti a normalizzazione lipidica (Kiljunen et al. 2006) secondo la formula:

$$\delta^{13}\text{C}' = \delta^{13}\text{C} + D (I + 3.90/I + 287L^{-1}) \quad \text{eq.1}$$

$$L = 93/I + [0.246(\text{C:N}) - 0.775]^{-1} \quad \text{eq.2}$$

dove:

$\delta^{13}\text{C}'$ = valore del campione lipido-normalizzato, $\delta^{13}\text{C}$ = valore del campione misurato, D = differenza isotopica tra proteine e lipidi (=7.018), I = costante (=0.048), L = proporzione del contenuto lipidico nel campione, C:N = rapporto carbonio-azoto del campione.

2.2.6 Analisi dei dati

Al fine di valutare l'effetto della pesca a strascico sulle varie specie ittiche, sono state calcolate le matrici triangolari di similarità di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ utilizzando l'indice di Bray-Curtis come misura di distanza fra i campioni. Sulle matrici di similarità sono stati effettuati degli ordinamenti "non costretti" (*unconstrained*) attraverso nMDS (non-metric MultiDimensional Scaling: Clarke 1993) per individuare possibili pattern nei dati raccolti. L'analisi consente di visualizzare la distribuzione dei dati in un grafico bidimensionale. L'ordinamento assegna ad ogni campione o replica una posizione, in modo tale che i campioni più simili si trovino più vicini e quelli più diversi vengano situati più lontani fra di loro. La posizione si determina in uno spazio non-euclideo di n dimensioni, dove ogni dimensione rappresenta il contributo di una o più variabili (nel caso specifico $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) alla similarità fra i campioni. Il risultato grafico bidimensionale è soggetto ad una inevitabile distorsione causata dalla riduzione del numero di dimensioni che viene misurata dal parametro di *stress*. Tale



parametro indica il grado di fedeltà della rappresentazione bidimensionale rispetto a quella originale.

Successivamente, i valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ delle quattro specie ittiche sono stati confrontati per mezzo di analisi multivariate formali a priori basate su permutazioni (PERMANOVA: Anderson 2001). Le analisi sono state eseguite sulle matrici di somiglianza precedentemente calcolate. Il disegno sperimentale adottato ha tenuto conto di 3 fattori per le specie *L. mormyrus* e *T. trachurus*, catturate in quattro golfi: “Strascico” (2 livelli: no, sì) fisso, “Golfo” (4 livelli: GCAST, GPATT, GSANT, GTERM) random e gerarchizzato in “Strascico”, “Specie” (2 livelli: *L. mormyrus*, *T. trachurus*) fisso e ortogonale. Per le specie *M. surmuletus* e *Z. faber*, catturate in due soli golfi di cui uno soggetto allo strascico e uno no, sono stati considerati solo 2 fattori: “Strascico” e “Specie”. I valori di P sono stati ottenuti utilizzando 9999 permutazioni dei residui e un modello di varianza ridotto (*reduced model variance*: Anderson 2001). La significatività è stata fissata a $P = 0,05$. Tutte le analisi sono state condotte con il software PRIMER 6 con PERMANOVA +.

2.3 RISULTATI

2.3.1 Ricerca bibliografica

La ricerca bibliografica ha prodotto un elenco di circa 330 articoli accademici, volumi e report su due tematiche principali: (1) effetti delle AMP come strumenti di gestione della pesca; (2) effetti dello strascico sulle reti trofiche. E' risultato che gli studi sulla trofodinamica in ambienti marini sottoposti ad impatto di pesca a strascico in Mediterraneo sono scarsi e limitati a pochissime specie.

2.3.2 Campionamento

Durante la fase iniziale della raccolta dei campioni di specie ittiche, in seguito ai contatti con i pescatori delle diverse marinerie, è stato chiaro che non tutte le specie previste sarebbero state reperite. La causa di ciò risiede in due fattori: (1) la stagionalità delle catture, (2) l'abbondanza delle specie nelle diverse aree. Si è quindi deciso di estendere il periodo di campionamento anche all'estate. Nonostante ciò due specie, *S. solea* e *B. podas*, sono state reperite solo in quantità minime non utilizzabili per la ricerca. In tal modo, fra maggio e settembre 2014 sono stati raccolti e utilizzati per l'analisi isotopica i campioni ripartiti come segue:



Z. faber e *M. surmuletus* da GCAST e GTERM;

L. mormyrus, *T. trachurus* e *T. sagittatus* da GCAST, GTERM, GSANT e GPATT.

In totale sono stati reperiti 191 individui appartenenti a sette specie, inclusi 11 *B. podas* e 1 *S. solea* esclusi dallo studio per il motivo esposto nel paragrafo precedente, e 44 *T. sagittatus* che devono ancora essere processati dal momento che sono stati reperiti poco tempo prima della redazione del presente rapporto. La Tab. I.2 riporta gli individui effettivamente considerati nello studio. *M. surmuletus* da GPATT non è stato incluso momentaneamente nell'analisi statistica - in attesa di un possibile ulteriore campionamento nella prossima primavera - perché altrimenti avremmo avuto per questa specie due aree protette dallo strascico e una sola di controllo. Il campionamento di *Z. faber* e *M. surmuletus* non è stato completato in GPATT e GSANT perché non è stato possibile reperire campioni di queste due specie durante le nostre visite ai porti, neppure incaricando alcuni osservatori in loco.

Tab. I.2 - Intervallo di taglia (lunghezza totale minima e massima in mm) e numero degli individui utilizzati per le analisi isotopiche

	GCAST			GPATT			GTERM			GSANT		
	min	max	n.	min	max	n.	min	max	n.	min	max	n.
<i>L. mormyrus</i>	215	260	11	200	250	10	215	250	10	215	265	10
<i>T. trachurus</i>	240	275	11	210	295	11	240	270	10	300	400	10
<i>M. surmuletus</i>	175	210	10	160	245	11	180	225	10			
<i>Z. faber</i>	385	540	11				250	430	10			

2.3.3 Analisi isotopica

La Tab. I.3 riporta i valori medi di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, rappresentati graficamente nelle Figg. 2 e 3. I valori dei due isotopi sono trattati insieme dal momento che i risultati ottenuti dagli isotopi trattati separatamente non differivano rispetto al trattamento congiunto. I valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ in *L. mormyrus* e *T. trachurus* nei quattro golfi non mostrano differenze rispetto al fattore Strascico e al fattore Specie. La differenza è invece significativa sia per il fattore Golfo che per l'interazione $\text{Go(St)} \times \text{Sp}$, quest'ultima dovuta probabilmente ai valori notevolmente diversi di $\delta^{15}\text{N}$ tra i golfi (Tabb. I.3, I.4; Fig. I.2).

I valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ in *M. surmeletus* e *Z. faber* risultano invece differenti rispetto al fattore strascico, e anche le due specie risultano diverse fra loro. In *M. surmuletus* si ha un valore di $\delta^{15}\text{N}$ più elevato in GCAST mentre quello di $\delta^{13}\text{C}$ è uguale fra i due golfi, e anche la variabilità dei dati dei due isotopi risulta maggiore in GCAST.

Anche in *Z. faber* il valore di $\delta^{15}\text{N}$ è più elevato in GCAST mentre $\delta^{13}\text{C}$ è più basso in GTERM, con una variabilità dei dati maggiore in GTERM per $\delta^{13}\text{C}$ e uguale fra i due golfi per $\delta^{15}\text{N}$ (Tabb. 3, 5; Fig. I.3).

Il grafico nMDS per *L. mormyrus* e *T. trachurus* mostra una separazione netta tra le due specie con i dati di ciascuna specie distribuiti in maniera omogenea tra golfi (Fig. I.4), mentre il grafico per *M. surmuletus* e *Z. faber* mostra una separazione sia tra le due specie che tra i due golfi all'interno di ciascuna specie (Fig. I.5).

Tab. I.3 – Media e deviazione standard dei valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ delle quattro specie oggetto di studio nei quattro golfi.

Specie	GCAST		GPATT		GTERM		GSANT	
	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
<i>L. mormyrus</i>	-15.9±0.1	12.1±0.9	-15.0±0.4	9.8±0.4	-15.3±0.4	9.8±0.3	-15.8±0.2	8.5±0.1
<i>T. trachurus</i>	-18.5±0.1	10.2±0.2	-18.4±0.3	9.2±0.3	-18.5±0.1	10.2±0.2	-18.1±0.3	10.2±0.3
<i>M. surmuletus</i>	-17.4±0.5	11.5±1.4			-17.4±0.2	9.7±0.3		
<i>Z. faber</i>	-17.6±0.2	11.1±0.2			-18.3±0.4	10.0±0.2		

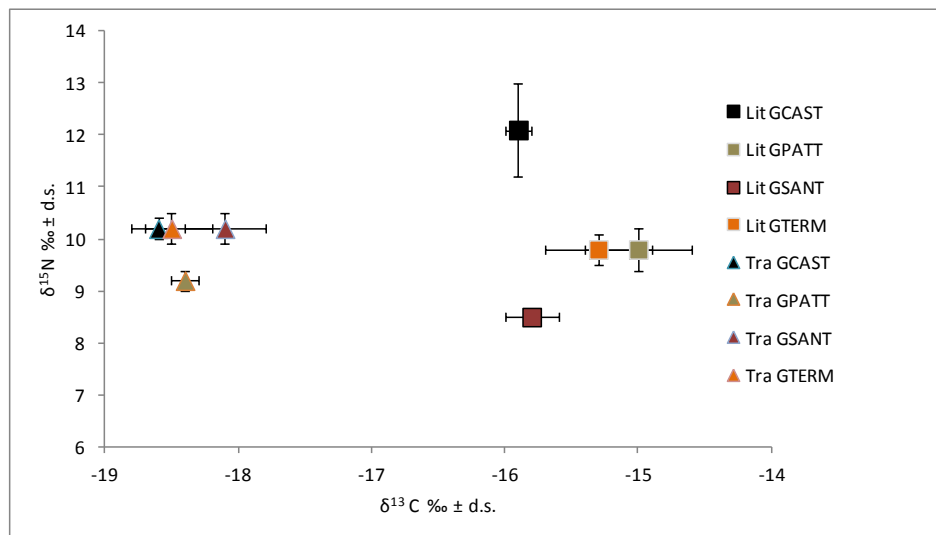


Fig. I.2 – Plot trofodinamico che evidenzia la posizione trofica di *L. mormyrus* (Lit) e *T. trachurus* (Tra) nei golfi di Castellammare (GCAST), Patti (GPATT), Termini Imerese (GTERM) e Sant'Agata (GSANT). Le barre indicano la deviazione standard dei dati.

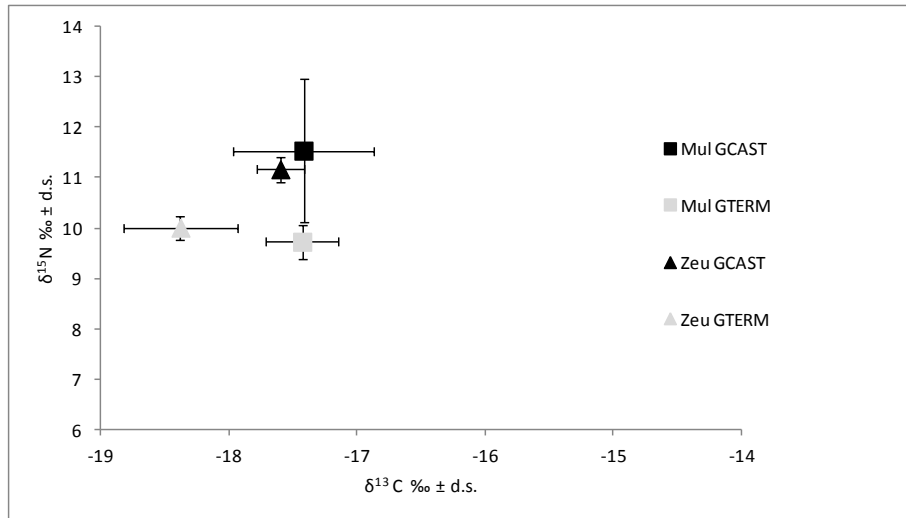


Fig. 1.3 – Plot trofodinamico che evidenzia la posizione trofica di *M. surmuletus* (Mul) e *Z. faber* (Zeu) nei golfi di Castellammare (GCAST) e di Termini Imerese (GTERM). Le barre indicano la deviazione standard dei dati.

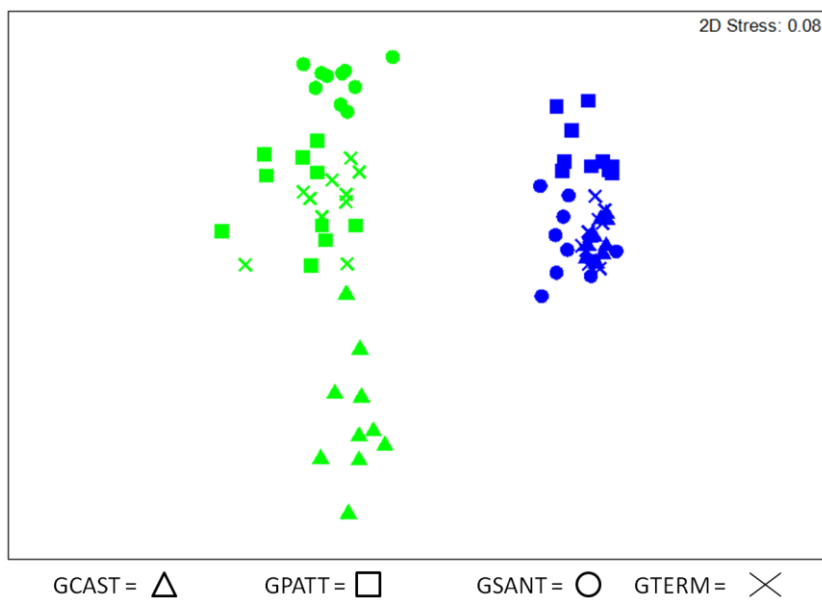
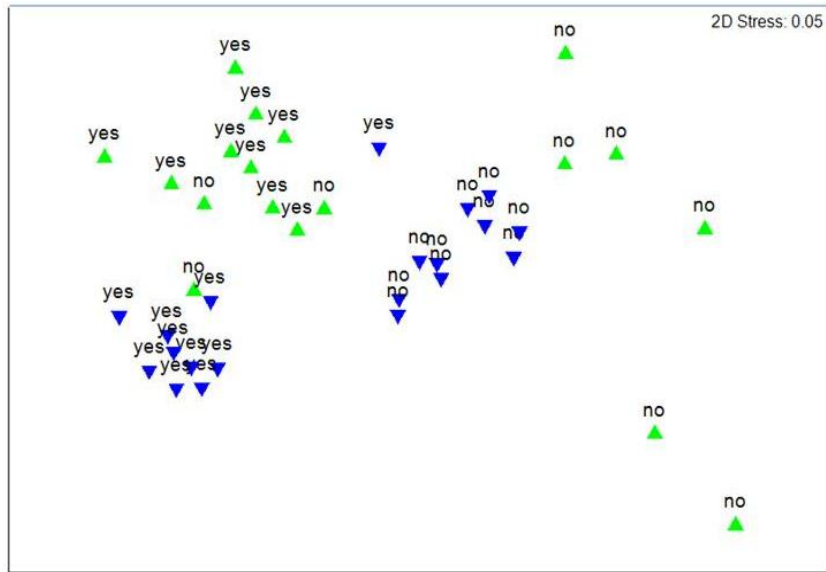


Fig. 1.4 - Pattern di distribuzione evidenziato dall'analisi nMDS dei valori di $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ delle specie *L. mormyrus* (verde) e *T. trachurus* (blu) nei quattro golfi.



M. surmuletus =



Z. faber =



Fig. I.5 – Pattern di distribuzione evidenziato dall'analisi nMDS dei valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ delle specie *M. surmuletus* e *Z. faber* nei golfi di Castellammare (fattore Strascico “no”) e di Termini Imerese (fattore Strascico “yes”).

Tab. I.4 - Analisi PERMANOVA su $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ di *L. mormyrus* e *T. trachurus* nei quattro golfi

Source of variation	df	MS	pseudoF	P
Strascico = St	1	2.47	0.02	0.8183
Specie = Sp	1	897.47	27.97	0.0705
Golfo = Go	2	118.68	79.78	0.0001
StxSp	1	136.90	4.26	0.1415
Go(St)xSp	2	32.08	21.57	0.0001
Res	72	1.48		
Tot	79			

Tab. I.5 - Analisi PERMANOVA su $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ di *M. surmuletus* e *Z. faber* in GCAST e GTERM

Source of variation	df	MS	pseudoF	P
Strascico = St	1	105.86	33.37	0.0001
Specie = Sp	1	13.49	4.25	0.0181
StxSp	1	6.94	2.18	0.1356
Res	34	3.17		
Tot	37			



2.4 DISCUSSIONE

I risultati ottenuti indicano la presenza di un effetto della protezione sulla firma isotopica di *M. surmuletus* e *Z. faber*, ovvero le due specie demersali selezionate come possibili indicatrici dell'impatto dello strascico. Risulta quindi confermata l'ipotesi generale secondo la quale la protezione ha un effetto sulla dieta delle specie legate agli habitat di fondo, ovvero quelle specie il cui habitat, costituito dai fondi mobili profondi oltre 50 m, è inevitabilmente impattato dalle pesca a strascico. Il confronto di taglie simili in un golfo soggetto a strascico (GTERM) e in uno protetto (GCAST) per ognuna delle due specie ha permesso di attribuire le differenze riscontrate tra i due golfi nei valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ a differenze nella dieta e non a fattori ontogenetici. È stato dimostrato che sia l'impatto fisico della rete a strascico sull'habitat di fondo che la sottrazione di biomasse può avere un effetto diretto sugli organismi bentonici che sono preda per molte specie di pesci (Kaiser et al. 2002; Coll et al. 2006; Thrush et al. 2006; De Juan Mohan 2007; Fanelli et al. 2009). Inoltre disturbi antropici che determinano l'omogeneizzazione o la frammentazione dell'habitat naturale, hanno un effetto sulla firma isotopica di alcuni predatori (Layman et al. 2007b). *M. surmuletus* è una specie che allo stadio adulto si nutre principalmente di prede bentoniche come policheti, decapodi, piccoli bivalvi e peracaridi (Arculeo et al. 1989; Bautista-Vega et al. 2008) mentre *Z. faber* si nutre essenzialmente di pesci demersali (Stergiou and Fourtouni 1991; Ismen et al. 2013), pelagici (Preciado et al. 2008) o entrambi (Silva, 1999). Queste due specie potrebbero adottare una strategia alimentare differente a seconda del livello di disturbo, in questo caso provocato dalla pesca a strascico. Tale ipotesi è supportata dal fatto che i valori più elevati di $\delta^{15}\text{N}$ e una maggiore variabilità in *M. surmuletus* nel golfo non strascicato sono da attribuire ad ambienti con maggiore stabilità in cui la comunità bentonica è più diversificata e quindi la rete trofica potenzialmente più ampia e complessa (Fanelli et al. 2011). Il valore di $\delta^{13}\text{C}$ più negativo osservato in *Z. faber* di GTERM lascia supporre che tale specie nel golfo strascicato abbia basato la propria dieta su prede maggiormente legate all'ambiente pelagico piuttosto che a quello demersale, perché risentono meno dell'impatto dello strascico e dovrebbero essere più abbondanti e disponibili. La maggiore variabilità registrata per i valori di $\delta^{13}\text{C}$ in GTERM potrebbe essere una ulteriore conferma della necessità del predatore di doversi muovere maggiormente per incontrare le sue prede in un ambiente in cui la biomassa ittica (ovvero quella delle potenziali prede) è molto più bassa che in GCAST (Badalamenti et al. 2008).



Il fatto che non sia stato trovato alcun effetto determinato dalla protezione fra i quattro golfi utilizzando le firme isotopiche di *T. trachurus* e *L. mormyrus* conferma l'ipotesi relativa alle categorie a cui le due specie appartengono. Queste vivono infatti in aree non soggette all'impatto dello strascico: la prima è una specie pelagica, la seconda una specie tipica dei fondali sabbiosi entro i primi 20-30 m di profondità. In entrambi i casi - fatta eccezione per eventuali attività di strascico illegale condotte sotto costa - si tratta di porzioni di ecosistema non strascicate. Queste due specie rivestono inoltre interesse in quanto possono essere utilizzate come controlli interni alle aree di studio in indagini sugli effetti dello strascico.

2.5 DIFFICOLTA' INCONTRATE

La difficoltà di ottenere due delle specie ittiche inizialmente selezionate (*B. podas* e *S. solea*) dai quattro golfi ha comportato la mancanza di dati relativi a pesci strettamente bentonici e quindi potenzialmente molto sensibili all'impatto dello strascico.

La difficoltà di ottenere *M. surmuletus* e *Z. faber* dai golfi di Sant'Agata e di Patti ha indebolito l'efficacia dell'analisi e quindi la verifica delle ipotesi fatte.



3 II. I PREDATORI DELLA TRIGLIA DI FANGO, *MULLUS BARBATUS*

3.1 INTRODUZIONE

La pesca a strascico è uno dei sistemi di pesca più distruttivi, ha effetti negativi sull'abbondanza e sulla taglia di molti organismi marini, ma anche sulla diversità, il funzionamento e la struttura fisica di interi ecosistemi. L'impatto diretto sul fondo marino di tali sistemi di pesca produce la frammentazione di habitat (Kaiser et al. 2006), l'alterazione delle sorgenti di produzione (Kaiser and Spencer 1994, de Juan et al. 2007) con l'aggiunta di scarto di pesca (Frid et al. 1999) e la risospensione del sedimento (Caddy 1973, Frid et al. 2000).

La pesca a strascico in Mediterraneo è praticata da diversi secoli e insieme ad altre attività di pesca compromette fortemente gli stock ittici demersali. In molti casi, gli stock risultano sovrasfruttati (Farrugio et al. 1993, Prato et al. 2013, Colloca et al. 2013) e si assiste a una continua perdita di biomassa di pesci predatori che consiste nella riduzione in numero e taglia dei livelli trofici più alti ("fishing down the food web": Pauly et al. 1998; Shannon et al. 2014). La rimozione dei predatori apicali può causare l'aumento di predatori intermedi (mesopredatori) (Prugh et al. 2009) e gli effetti di tale rimozione si possono ripercuotere su diverse variabili biologiche di livelli trofici più bassi, attraverso processi a cascata (Lester et al. 2009). In tal modo è possibile che nei sistemi marini si manifestino cambiamenti funzionali e/o strutturali di intere reti trofiche (Pauly et al. 1998, Sala 2004). Al contrario, in aree marine protette o in aree "no pesca" ci si aspetta il recupero e quindi l'incremento di abbondanza e/o taglia delle specie che rappresentano un target per la pesca (Garcia-Charton et al. 2000; Lester et al. 2009; Claudet et al. 2011; Edgar et al. 2014) anche se gli effetti della protezione non sempre sono predicibili (Claudet et al. 2010; Galasso et al. 2016).

In Mediterraneo i pesci con livello trofico (TL) tra 3.7 e 4.5 sono considerati piscivori (Stergiou & Karpouzi 2002). Tra questi, diverse specie demersali



potrebbero alimentarsi della triglia di fango *Mullus barbatus* (L., 1758), eppure a Castellammare del Golfo, un'area chiusa alla pesca a strascico dal 1990, si è assistito all'incremento della biomassa di questa specie (Pipitone et al. 2000; Badalamenti et al. 2008). Nel 2005 *M. barbatus* rappresentava il 19.5%, 24% e 33.7% della biomassa di pesce negli strati batimetrici 100-200 m, 50-100 m e 10-50 m rispettivamente. La triglia inoltre è andata incontro ad un incremento maggiore rispetto a tutte le altre specie ittiche demersali presenti nel golfo (Badalamenti et al. 2007). Il rapido recupero dello stock è stato determinato probabilmente da un aumento della biomassa dei riproduttori (Fiorentino et al. 2008) e anche da altri aspetti legati alla biologia riproduttiva (Caddy 1993), ma è probabile che la predazione naturale abbia giocato un ruolo importante sulla dinamica di popolazione di *M. barbatus*.

La triglia di fango abita i fondi mobili fino a circa 200 m di profondità (Tserpes et al. 2002) e costituisce una significativa componente del popolamento ittico demersale del Mediterraneo. La triglia è una risorsa alieutica importante e risulta una specie target sia della pesca artigianale che di quella industriale (Stergiou, 1990), per questo numerosi sono gli studi incentrati sulla sua dinamica di popolazione a fini gestionali. Inoltre ne è stato studiato il comportamento alimentare (Jukic 1972; Gharbi and Kthari 1979; Focardi et al. 1980; Lipari et al. 1998) e le relazioni trofiche con altre specie (Badalamenti et al. 1993, Labrapoulou and Papadopoulou 1999, Vassilopoulou et al. 2001, Bautista-Vega et al. 2008, Golani 1994). Ad oggi però non esiste uno studio che valuti quali possano essere i predatori della triglia di fango e tanto meno che verifichino l'eventuale effetto della protezione su tali specie. Tra le cause della mancanza di tali informazioni dobbiamo considerare che lo studio sistematico di ecosistemi come quelli rappresentati dall'intera piattaforma continentale (0–200 m) e il monitoraggio continuo dei grandi predatori risulta dispendioso, inoltre tali ecosistemi risultano ampiamente sfruttati dall'attività di pesca (Hall 2002) rendendo difficoltosa l'individuazione di aree di controllo. In questi casi, le aree chiuse alla pesca e le aree marine protette possono essere un utile strumento per la comprensione degli effetti di pesca (Murawski et al. 2000; Sánchez Lizaso et al. 2000, Pipitone et al. 2000, Badalamenti et al. 2002; Guidetti et al. 2008, Lester et al. 2009, Claudet et al. 2011).



Gli obiettivi di questo studio sono i seguenti: 1) identificare attraverso la letteratura scientifica e l'uso degli isotopi stabili del carbonio (C) e dell'azoto (N) i potenziali predatori di *M. barbatus* all'interno di due aree protette dall'attività di strascico e di due aree non protette; confrontare la densità di *M. barbatus* e dei suoi potenziali predatori 2) nello spazio (fra aree protette e non protette) e 3) nel tempo (prima e dopo l'inizio della protezione). Le ipotesi da testare sono: (a) che nelle aree protette vi siano maggiori densità sia della triglia di fango che dei suoi potenziali predatori; (b) che in conseguenza di ciò e della presumibile elevata frequenza della triglia nella dieta dei predatori, la firma isotopica del predatore sia più simile a quella della triglia nelle aree protette dallo strascico.

3.2 MATERIALI E METODI

3.2.1 Area di studio

L'area di studio comprende quattro golfi situati lungo la costa settentrionale della Sicilia (Fig. II.1): il Golfo di Castellammare (GCAST, 38°03'N 12°54'E), di Termini Imerese (GTERM, 38°00'N 13°44'E), di Sant'Agata (GSANT, 38°03'N 14°23'E) e di Patti (GPATT, 38°10'N 15°06'E). GCAST e GPATT sono sottoposte dal 1990 a divieto di strascico con un'area vietata di 200 km² e 260 km² rispettivamente (Pipitone et al. 2000, Potoschi et al. 1995), mentre la pesca artigianale vi è consentita. In GTERM e GSANT la pesca a strascico è consentita (Cavaliere et al. 1988; Greco et al. 1993), e risultano entrambi sovrasfruttati (Greco 1994). L'unico divieto alla pesca a strascico in GTERM e GSANT riguarda le zone entro la batimetrica dei 50 m, che viene applicato a tutte le coste italiane. Le caratteristiche oceanografiche e geomorfologiche sono complessivamente simili nei quattro golfi (Fanelli et al. 2011, Romano et al. 2016).

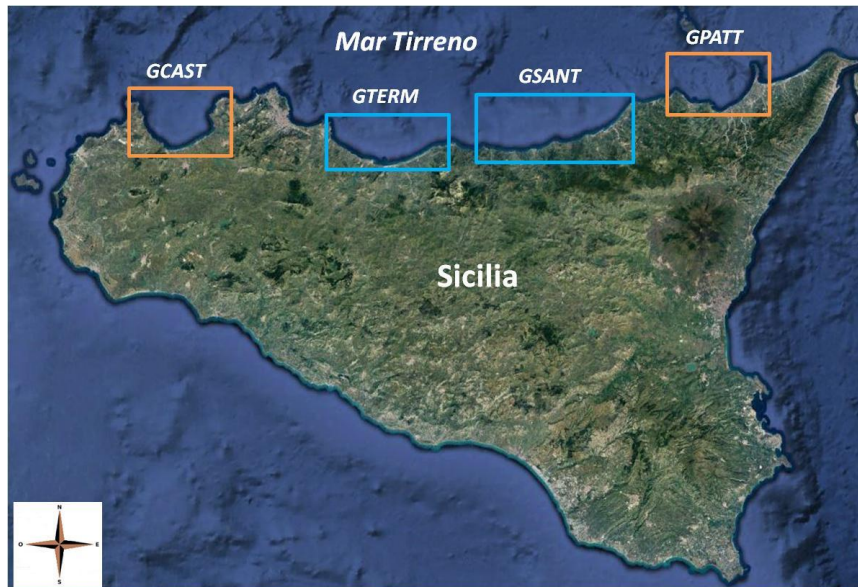


Fig. II.1 – Aree di studio: Golfo di Castellammare (GCAST), Golfo di Termini Imerese (GTERM), Golfo di Sant’Agata (GSANT), Golfo di Patti (GPATT). In arancione: aree con divieto di pesca a strascico. In azzurro: aree soggette alla pesca a strascico.

3.2.2 Acquisizione dei dati di biomassa

Al fine di valutare il successo del divieto di strascico nel determinare l’incremento della biomassa delle specie demersali nello spazio e nel tempo, sono state considerate le densità in Kg/Km² per la triglia di fango e i suoi potenziali predatori. Per l’analisi nello spazio, sono stati considerati i dati raccolti nella primavera del 2005 durante una campagna di pesca a strascico sperimentale nei 4 golfi. Il campionamento è stato effettuato su sedimento mobile compreso tra i 50 e i 200 m di profondità per un totale di 24 repliche random per golfo. Per l’analisi nel tempo, sono stati considerati i dati standardizzati di diverse campagne sperimentali, per la valutazione delle risorse di pesca, realizzate nell’arco di 20 anni a Castellammare del Golfo. In particolare, sono stati considerati 4 anni (repliche temporali) rispettivamente prima e dopo il divieto di strascico. Il Data-set di ogni anno consiste di un pool di almeno 10 cale primaverili geo-referenziate tra i 50 e i 200 m di profondità. La standardizzazione dell’effettiva area strascicata (A) è stata ottenuta dal prodotto dell’apertura orizzontale della rete (W), la distanza percorsa dalla nave (D), la velocità (S) e il tempo (T) impiegato per cala, $A = W \times D \times S \times T$ (Pipitone et al. 2000, Badalamenti et al. 2008).



3.2.3 Campionamento del pesce

Durante il trawl survey effettuato nel 2005, sono stati raccolti, dai 4 golfi, 30 esemplari di *M. barbatus* e almeno 3 repliche per ogni potenziale predatore per ogni golfo. Dato che la taglia dell'organismo può avere ampi effetti sul segnale isotopico, sono stati campionati organismi con *range* di taglia simile all'interno di ogni specie considerata.

3.2.4 Trattamento del campione per l'analisi isotopica

È stata estratta una porzione di circa 2 g di muscolo dorsale da ogni pesce (Pinnegar and Polunin 1999). Il pezzo istologico è stato prima seccato a 60 °C e poi pestato con pestello e mortaio fino a diventare polvere sottile. Successivamente è stato pesato 1 mg di campione in polvere e introdotto in piccole capsule di alluminio sterili. I campioni nelle capsule sono stati analizzati mediante uno spettrometro di massa. I rapporti di $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ e $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$ sono stati espressi con una notazione convenzionale (δ) relativa agli standards internazionali rispettivamente, atmosferico aria (N) e roccia carbonatica (Pee Dee Belemnite, C). I dati di $\delta^{13}\text{C}$ sono stati corretti matematicamente (Post et al. 2007) per il diverso contenuto lipidico che altera la firma isotopica di C.

3.2.5 Analisi dei dati

Selezione ed identificazione dei predatori

Una prima lista di potenziali predatori è stata stilata seguendo la review sui contenuti stomacali dei pesci del Mediterraneo di Stergiou & Karpouzi (2002), sono stati perciò considerate variabili come habitat (demersale, batidemersale), livello trofico (piscivori > 3.7 TROPH) e dieta. Altri top predators sono stati aggiunti alla lista basandosi su bibliografia di studi locali o ulteriori informazioni reperite su “fish base” web site (Tab. II.1) e conoscenze degli autori.



Tab. II.1 - Starting list of potential predators from scientific literature; Troph= estimate of trophic position by traditional gut contents analysis (diet composition), TL = total length selected if options are available. Reference: 1 = Stergiou & Karpouzi 2002, 2 = Fishbase, 3 = Sinopoli et al. 2012, 4 = Carpentieri et al. 2000, 5 = Andaloro & Pipitone 1995, 6 = Badalamenti et al. 1995, 7 = Kadri et al. 2013, 8 = Stergiou & Fourtouni 1991, 9 = Ismen et al. 2013, 10 = Celona et al. 2005

N°	Species	Troph	TL (cm)	reference
1	<i>Centrophorus granulatus</i>	4.0		2
2	<i>Conger conger</i>	3.7	>14	1
3	<i>Dalatias licha</i>	4.4		1
4	<i>Dicentrarchus labrax</i>	3.7		2
5	<i>Epinephelus aeneus</i>	4.1		1
6	<i>Etmopterus spinax</i>	4.1		1
7	<i>Galeus melastomus</i>	3.9		1
8	<i>Heptranchias perlo</i>	4.1		2
9	<i>Hexanchus griseus</i>	4.1		2,10
10	<i>Lophius budegassa</i>	4.2		1
11	<i>Merluccius merluccius</i>	4.2		1,3,4
12	<i>Raja radula</i>	3.9		1,7
13	<i>Scyliorhinus canicula</i>	3.8		1
14	<i>Seriola dumerili</i>	4.2		1,5,6
15	<i>Serranus cabrilla</i>	3.7		1
16	<i>Torpedo marmorata</i>	4.5		1
17	<i>Torpedo torpedo</i>	4.5	20-40	1
18	<i>Uranoscopus scaber</i>	3.9	20-30	1
19	<i>Zeus faber</i>	4.5		1,8,9

Se, come suggerito dalla letteratura, si assume che più un predatore è specializzato su una specifica preda più la sua firma isotopica somiglia a quella della preda (media e varianza) e per visualizzare rapidamente quali predatori sono più vicini ai valori degli isotopi di C e N della triglia, sono stati disegnati dei grafici trofodinamici considerano i valori isotopici dei predatori e il $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ di *M. barbatus* (preda) corretto per il fattore di arricchimento del predatore (TEF) (Phillips et al. 2014). L'applicazione di tale assunzione è stata possibile grazie anche all'unicità della firma isotopica di *M. barbatus* a confronto con altre specie (Badalamenti no published data), in particolare nelle aree protette (vedi risultati). Alcuni autori hanno suggerito diversi TEFs a seconda che si faccia riferimento a squali o ad altre specie ittiche (DeNiro & Epstein 1978, Minagawa & Wada 1984, Post 2002, Sweeting et al. 2007a,b, Caut et al. 2009, Hussey et al. 2010, Kim et al. 2011) perciò per cercare di



considerare la maggior parte della variabilità del fattore di arricchimento (TEF) suggerita dalla letteratura, si è fatto riferimento ad una media generale di 1 per $\Delta^{13}\text{C}$ e 3.2 per $\Delta^{15}\text{N}$ con deviazione standard (SD) di 0.5 (scenario I). Quindi, sono stati considerati altri 2 scenari: TEF impoverito (average TEF $- 0.5 \pm \text{SD}$, scenario II) e TEF arricchito (average TEF $+ 0.5 \pm \text{SD}$, scenario III). Il TEF è stato ogni volta sommato algebricamente al valore isotopico di *M. barbatus* (MUL) di C-N.

Infine, per quantificare quale fosse il best-fit di ogni predatore per ogni scenario di MUL, si è fatto uso di un pacchetto su R (multivariate ellipse-based metrics approach, SIBER–Stable Isotope Bayesian Ellipses, Jackson et al. 2011, Parnell et al. 2010) che permette di quantificare la sovrapposizione delle ellissi che circoscrivono set di dati C-N, nel nostro caso, preda-predatore. Ogni ellisse standard è calcolata a partire dalla varianza e covarianza dei dati di $\delta^{13}\text{C}$ (x) e $\delta^{15}\text{N}$ (y) e contiene approssimativamente il 40% dei dati. L'area dell'ellissi standard (SEA), è stata inoltre corretta per tener conto delle differenze delle dimensioni dei campioni statistici (SEAc). La sovrapposizione può variare da 0 a 1 con zero nessuna sovrapposizione e 1 totale sovrapposizione. Per valutare la presenza di cambiamenti trofodinamici tra golfi, nelle specie ittiche indagate, sono state effettuate 2 analisi MANCOVA con permutazioni sui dati di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ rispettivamente di *M. barbatus* e dei predatori. I dati non sono stati trasformati e la matrice di somiglianza è stata calcolata con distanze euclidee.

Biomassa

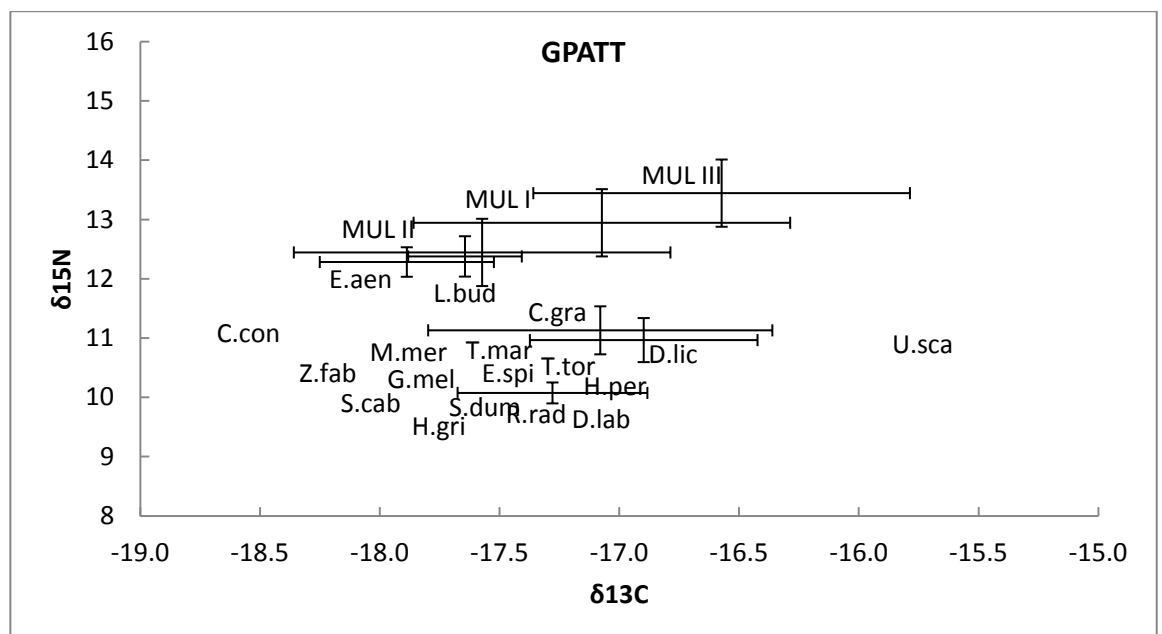
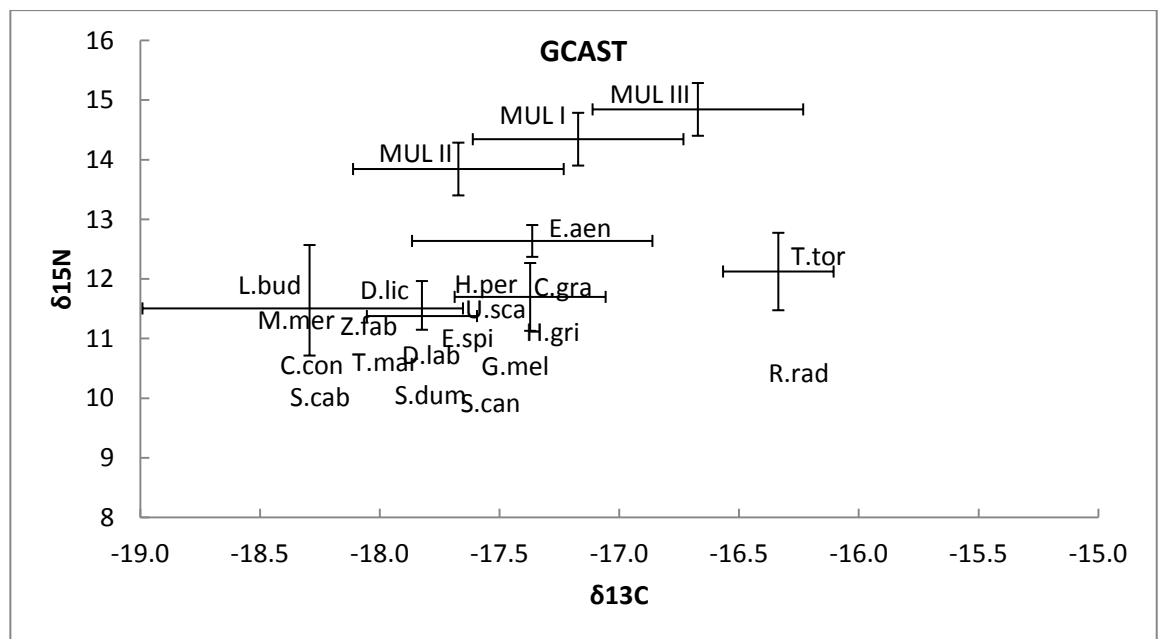
Per verificare l'ipotesi che riguarda l'effetto di protezione sulle biomasse nello spazio (golfi a confronto) è stata effettuata una analisi della varianza ANOVA con permutazioni per ogni specie. È stato adottato un disegno sperimentale simmetrico che considera 2 fattori: Trawling, fisso (2 levels: banned, allowed) and Località, nested (4 levels: GCAST, GPATT, GSANT, GTERM). I dati sono stati trasformati con $\log(x+1)$, la matrice di somiglianza è stata calcolata con distanze euclidee.

I trend di biomassa nel tempo di *M. barbatus* (la preda) e dei potenziali predatori è stata valutata attraverso i dati storici (20 anni) di Castellammare del Golfo, i dati vengono presentati in diagrammi a barre.

3.3 RISULTATI

3.3.1 Identificazione dei predatori e cambiamenti trofo-dinamici

I plot trofo-dinamici (Fig. II.2) e l'analisi delle ellissi (Tab. II.2) hanno permesso di individuare 5 potenziali predatori di *M. barbatus* dei 19 considerati.



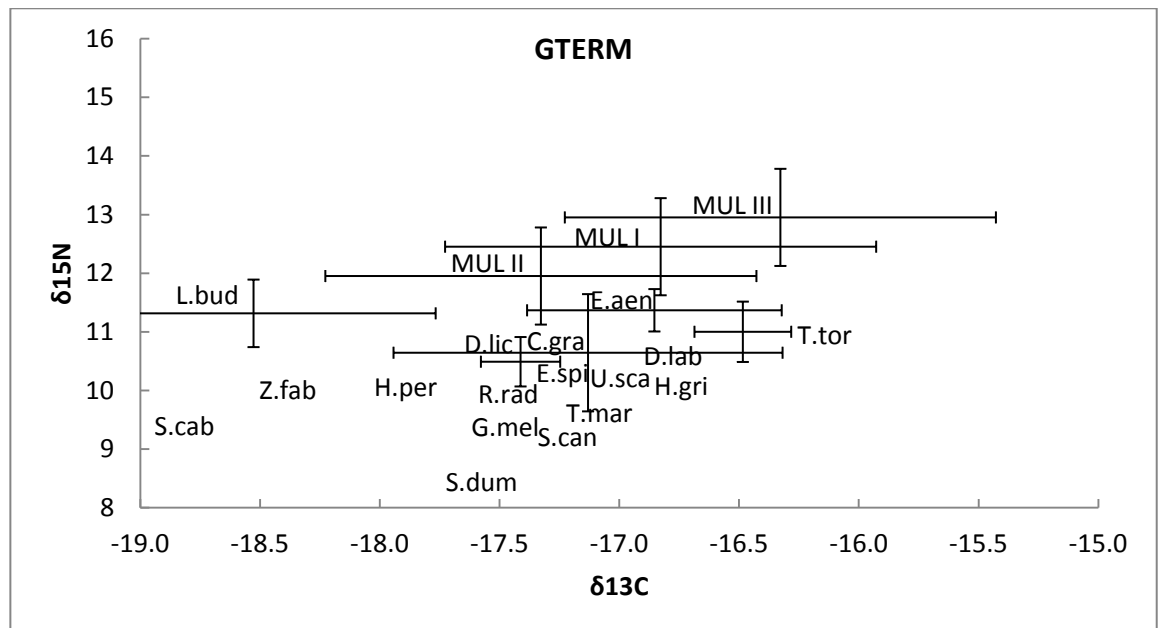
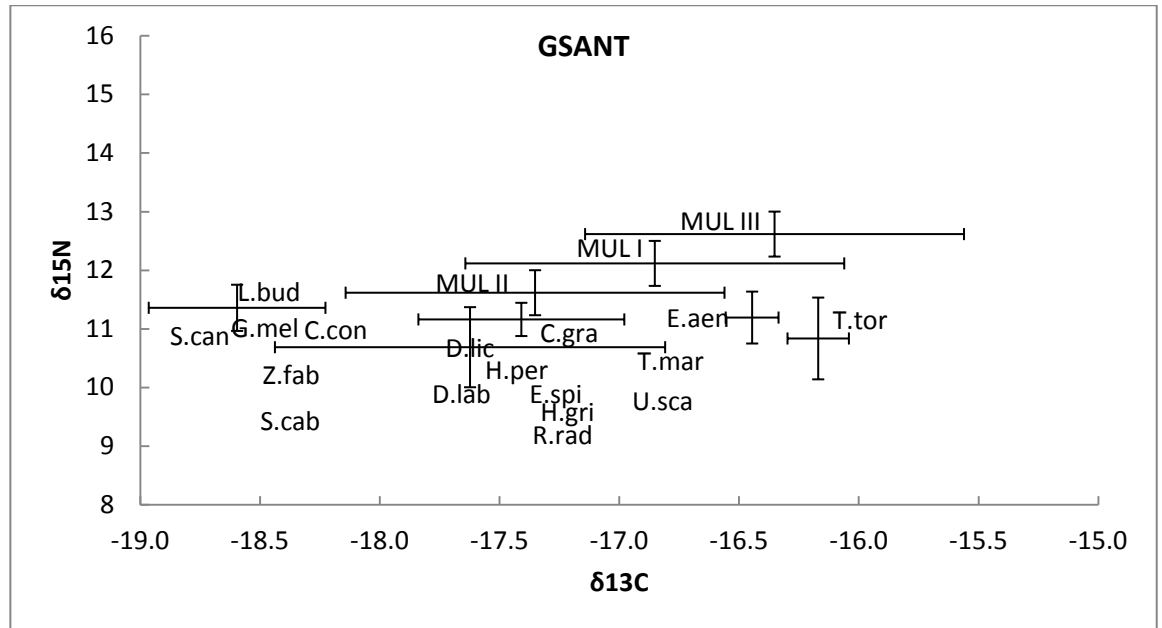


Fig. II.2 – Relazioni trofiche tra *M. barbatus* e i suoi potenziali predatori. Barre di errore (d.s.) riportate per i cinque predatori identificati con la analisi delle ellissi. MUL I, II e III sono i tre scenari ipotizzati per il frazionamento della preda. *Centrophorus granulosus* = C.gra, *Conger conger* = C.con, *Dalatias licha* = D.lic, *Dicentrarchus labrax* = D.lab, *Epinephelus aeneus* = E.aer, *Etmopterus spinax* = E.spi, *Galeus melastomus* = G.mel, *Heptranchias perlo* = H.per, *Hexancus griseus* = H.gri, *Lophius budegassa* = L.bud, *Merluccius merluccius* = M.mer, *Raja radula* = R.rad, *Scyliorhinus canicula* = S.can, *Seriola dumerili* = S.dum, *Serranus cabrilla* = S.cab, *Torpedo marmorata* = T.mar, *Torpedo torpedo* = T.tor, *Uranoscopus scaber* = U.sca, *Zeus faber* = Z.fab.



ma *E. aeneus* resta la specie che più si avvicina ai valori degli isotopi di C e N della triglia. *M. barbatus* raggiunge valori più elevati in $\delta^{15}\text{N}$ a GCAST (11.14±0.52) e GPATT (9.74±0.57) rispetto ai golfi strascicati anche se dall'analisi della varianza risulta significativo solo il fattore "Località" (MANCOVA, pseudoF2,115 = 15.72, p(MC) < 0.001). Sebbene *E. aeneus* e *Lophius budegassa* sono le specie con i più alti valori di $\delta^{15}\text{N}$, in tutte le località, la predazione di *L. budegassa* sembra possibile in 2 dei 4 golfi di studio, a GPATT e GTERM (table ellipses). *Torpedo torpedo* e gli squali *Centrophorus granulosus* e *Dalatias licha* risultano potenziali predatori ma di minor importanza. *T. torpedo* e *C. granulosus* presentano inoltre le più basse sovrapposizioni e *D. licha* si sovrappone a *M. barbatus* solo a GSANT (scenario II).

3.3.2 Analisi dell'effetto di protezione sulla biomassa

Confrontando i 4 golfi, la biomassa di *M. barbatus* risulta significativamente diversa (ANOVA pseudoF1,2 = 317.42, pMC = 0.004). La biomassa nel Golfo di Castellammare ($\text{kg}\times\text{km}^{-2} \pm 1\text{SD}$) (GCAST = 163.52 ± 161.05) e Patti (GPATT = 172.93 ± 80.96) è circa 100 volte più elevata rispetto a quella rilevata a Sant'Agata (GSANT = 0.42 ± 0.85) e Termini Imerese (GTERM = 1.20 ± 1.49). Le biomasse relative alla cattura totale di *M. barbatus* costituiscono circa il 15% e il 20% rispettivamente a GCAST e GPATT e meno del 1% a GSANT e GTERM (Fig. II.3). La biomassa (media $\text{kg}\times\text{km}^{-2} \pm 1\text{SD}$) dei predatori *E. aeneus* (ANOVA pseudoF1,2 = 7698, p < 0.001) e *L. budegassa* (ANOVA pseudoF1,2 = 27.57, p = 0.03) è significativamente più alta nelle aree protette (GCAST: *E. aeneus* = 13.72±67.24, *L. budegassa* = 57.33±42.73; GPATT: *E. aeneus* = 12.03±58.97, *L. budegassa* = 53.80±65.99) rispetto alle altre 2 aree (GSANT: *E. aeneus* = 0.01±0.002, *L. budegassa* = 4.44±6.52; GTERM *E. aeneus* = 0.025±0.0015, *L. budegassa* = 8.09±9.30) e risulta quindi un effetto dovuto allo strascico (Fig. II.3). *T. torpedo* assume valori prossimi allo zero in tutte le località mentre *C. granulosus* e *D. licha* risultano totalmente assenti. La percentuale di biomassa rispetto alla cattura totale di *E. aeneus* è positivamente influenzata dal divieto di strascico mentre per *L. budegassa* risulta una significativa variabilità tra le località (Fig. II.3).

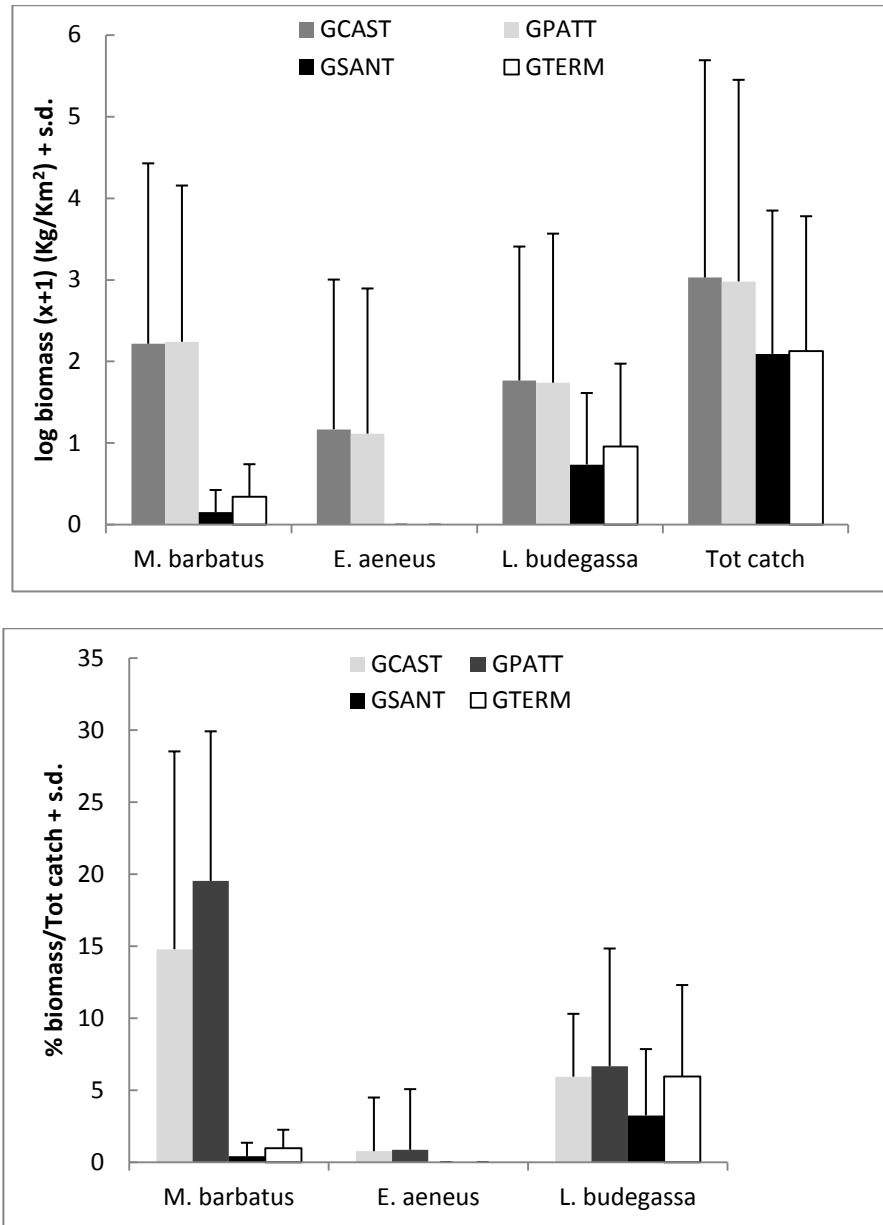


Fig. II.3 - Log biomassa (in alto) e biomassa percentuale sul totale (in basso) di *M. barbatus* e dei suoi principali predatori nei quattro golfi. I valori di biomassa di *T. torpedo* sono prossimi a 0 e non sono stati rappresentati in grafico.

In GCAST la densità di *M. barbatus* si è fortemente accresciuta dopo la chiusura allo strascico (media $\text{kg} \times \text{km}^{-2} \pm 1\text{SD}$) (da 27.93 ± 16.95 a 356.97 ± 59.10). Durante 20 anni anche le biomasse di *L. budegassa* sono aumentate (media $\text{kg} \times \text{km}^{-2} \pm 1\text{SD}$, da 7.26 ± 6.41 a 54.12 ± 7.20) ma non vi sono stati significativi cambiamenti rispetto alle catture totali mentre importanti cambiamenti sono stati registrati per *E. aeneus* e *T. torpedo* che sono passate da valori prossimi allo zero prima della protezione a valori

positivi (media $\text{kg} \times \text{km}^{-2} \pm 1\text{SD}$) (14.22 ± 7.73 e 0.010 ± 0.019) dopo la protezione (Fig. II.4).

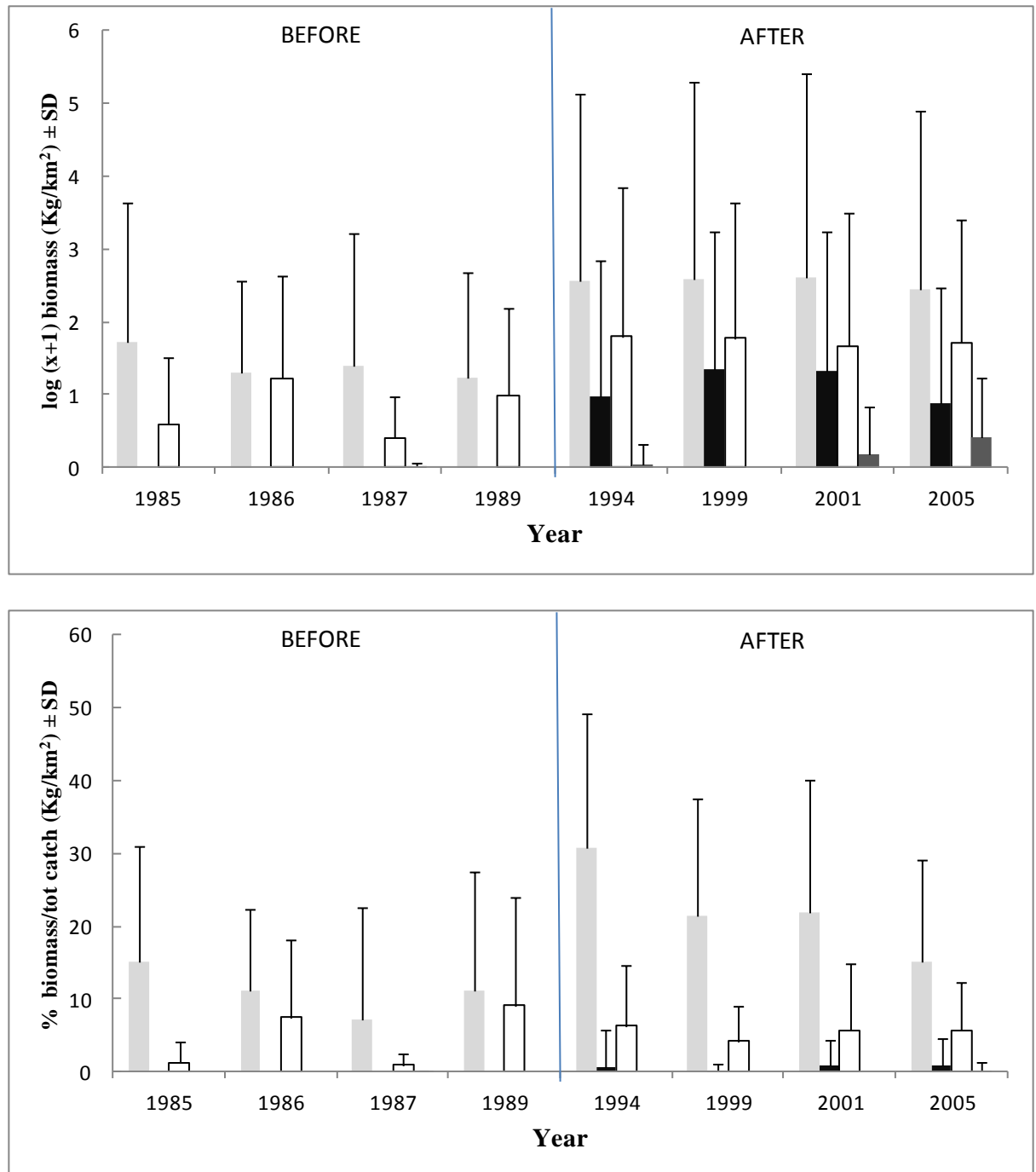


Fig. II.4 - Log biomassa (in alto) e biomassa percentuale sul totale (in basso) di *M. barbatus* (grigio chiaro), *E. aeneus* (nero), *L. budegassa* (bianco), *T. torpedo* (grigio scuro: solo la barra della d.s. è visibile in basso).



3.4 DISCUSSIONE

I risultati isotopici suggeriscono che *E. aeneus* e secondariamente *L. budegassa* sono i predatori più importanti della triglia di fango, nelle 4 aree di studio. Sebbene diversi autori riportino specificatamente la presenza di *M. barbatus* nella dieta di alcune delle specie qui studiate, come *Raja radula* (Kadri et al. 2013), *Zeus faber* (Ismen et al. 2013), *Merluccius merluccius* (Carpentieri et al. 2000, Sinopoli et al. 2012), *Hexanchus griseus* (Celona et al. 2005), *Seriola dumerili* (Badalamenti et al. 1995, Andaloro & Pipitone 1995) e in altre (qui non incluse a causa della scarsa presenza nelle aree di studio) come *M. mustelus* (Saidi et al. 2009) e *Pagrus pagrus* (Labropoulou et al. 1999), diverse sono le ragioni per le quali tali specie possono essere considerate solo predatori occasionali di triglia. Infatti, da un lato, è evidente lo scarso contributo in peso che la triglia apporta alla dieta rispetto o all'ampia diversità di pesci ossei predati, come nel caso delle torpedini *T. torpedo* e *T. marmorata* (Abdelaziz 1994, El Kamel-Moutalibi et al. 2013) o alla grossa quantità di piccoli pelagici, come trovato ad esempio per *M. merluccius* e *Z. faber* (Preciado et al. 2008) oppure rispetto alle proporzioni di cefalopodi, crostacei e granchi, come evidenziato per diversi squali mediterranei (Neiva et al. 2006; Fanelli et al. 2009; Valls et al. 2011; Navarro et al. 2014; Albo-Puigserver et al. 2015). D'altro canto, i grandi predatori (squali) e i forti nuotatori condividono solo in minima parte l'habitat di *M. barbatus* ed eventuali incontri sarebbero assicurati dai movimenti nictimerali o altri tipi di migrazioni comunque eccezionali, come suggerito per *H. griseus* (Celona et al. 2005). È possibile anche che specie come *M. merluccius*, *S. dumerili* e altre ancora si alimentino di giovanili di triglia durante la loro permanenza in ambienti maggiormente pelagici e ciò giustificerebbe la loro presenza, seppur scarsa, nei contenuti stomacali.

I valori di $\delta^{15}\text{N}$ di *M. barbatus* sono risultati più elevati nei golfi protetti ed evidenziano un cambiamento nella trofo-dinamica di questa specie. Tale ritrovamento può essere giustificato ipotizzando un cambio nella preferenza alimentare della triglia o una diversa disponibilità di prede fra le aree di studio o ancora potrebbe essere causato dall'assimilazione di prede più arricchite in $\delta^{15}\text{N}$ (taglie di prede più grosse o che appartengono ad una catena di detrito più arricchito). In ogni caso, l'unico predatore per il quale risulta un cambiamento analogo a quello



della triglia, dato da valori più arricchiti in $\delta^{15}\text{N}$ e più impoveriti in $\delta^{13}\text{C}$ nei golfi protetti (*trawling effect*) è *E. aeneus*. Dell et al. (2015) hanno osservato un pattern simile al nostro in un'altra specie del genere *Epinephelus* (*E. merra*) confrontando aree protette e non protette delle isole Fiji. Inoltre, anche se i risultati isotopici ottenuti per *E. aeneus* e per altre specie al momento costituiscono una novità e non possono essere confrontati sembra rassicurante che i dati isotopici di alcune specie commerciali e di diversi squali risultino paragonabili con quanto recentemente pubblicato per il Mediterraneo. Perciò, tale dato supporterebbe l'ipotesi dell'esistenza di un forte legame preda-predatore tra *E. aeneus* e *M. barbatus*. Il comportamento di "Homing" presente nelle specie del genere *Epinephelus* (Spedicato et al. 2003) favorirebbe maggiormente la relazione rispetto a predatori più dinamici.

I cambiamenti trofo-dinamici qui evidenziati per *M. barbatus* e *E. aeneus*, la quale si alimenta a livelli trofici più elevati all'interno delle aree protette, suggeriscono l'esistenza di ulteriori meccanismi (*trophic indirect effects*) che potrebbero contribuire a spiegare le variazioni di livello trofico in funzione delle attività di pesca, oltre al tradizionale "fishing down the food web".

La sensazionale differenza di biomassa (100 volte) osservata tra i golfi protetti e non, sottolinea la resilienza di alcuni pesci di medie dimensioni (meso-predatori) come il *M. barbatus*, che possono risultare dominanti e all'apice della rete trofica di sistemi marini in cui la pressione di controllo top-down (uomo incluso) sia stata eliminata o ridotta. La spiccata capacità di recupero della triglia è legata anche a strategie specie-specifiche e sembra essere possibile, seppur in misura ridotta, in buona parte del Mediterraneo (Damalas et al. 2015), dove la biomassa di predatori apicali risulta fortemente depressa a causa delle considerevoli attività di pesca che si protraggono da millenni (Prato et al. 2013, Colloca et al. 2013, Damalas et al. 2015). Alcuni autori (Edgar et al. 2014), attraverso uno studio su scala mondiale, hanno evidenziato che in AMP ben gestite, le biomasse di pesci sono più elevate e i pesci hanno maggiori dimensioni rispetto ad aree non protette. Le biomasse di squali possono essere anche 14 volte superiori a quelle di aree soggette a pesca. Le aree chiuse alla pesca mitigano gli effetti diretti ed indiretti dello sfruttamento (Collie et al. 2000; Pipitone et al. 2000; Schratzberger and Jennings 2002, Guidetti 2006) e allo stesso



tempo possono essere utili strumenti per mettere in luce gli effetti di pesca su ecosistemi e il recupero delle risorse dall'attività di pesca (Murawski et al. 2000; Badalamenti et al. 2002; Lester et al. 2009, Claudet et al. 2011). Nel nostro caso, malgrado alcuni predatori (*E. aeneus*, *L. budegassa* e *T. torpedo*) abbiamo mostrato densità più elevate nelle aree protette e a Castellammare negli anni successivi alla chiusura allo strascico, si è assistito comunque ad un drammatico incremento di triglia. È evidente che la risposta di ciascuna specie al divieto di strascico è modulata oltre che dalle interazioni con le altre specie dai propri cicli vitali (Babcock et al. 2010). È ben noto che specie a strategia K come *E. aeneus* e alcuni squali, impieghino tempi molto lunghi (Sala 2001, Ferretti et al. 2008) se un recupero è possibile (Worm et al. 2009). Un dato che merita particolare attenzione è che analogamente a quanto osservato per ambienti protetti dell'infralitorale superiore, il top predator che sembra aver maggiormente beneficiato del divieto di strascico è una specie del genere *Epinephelus*. I tonni e le cernie sembrano essere state tra le più grosse specie pescate fin da tempi remoti e che caratterizzavano il Mar Mediterraneo (Prato et al. 2013 e riferimenti). Il fatto che non sia stato possibile riscontrare nei trend di biomassa, un'effettiva dinamica preda-predatore con controllo top-down, nonostante sia stato considerato tutto il set di dati temporali disponibili (20 anni), suggerisce che oltre al consenso locale e alla buona gestione delle AMP siano necessari monitoraggi ed esperimenti con scale temporali molto lunghe. Questo studio sottolinea anche quanto sia prioritaria la conservazione delle risorse e che il loro recupero non è per nulla garantito così come il divieto di attività fortemente impattanti come la pesca a strascico abbia complessivamente effetti positivi a livello di popolazioni e probabilmente anche a livello di comunità ed ecosistemi.



4 III. EFFETTO DELLA PESCA A STRASCICO SULLA STRUTTURA DEMOGRAFICA DI SPECIE ITTICHE DELLA PIATTAFORMA CONTINENTALE

4.1 INTRODUZIONE

La pesca ha un vasto effetto sugli ecosistemi marini, dall'impatto fisico sugli habitat alla riduzione di biomassa delle specie (sia bersaglio che accidentali), con conseguente alterazione della loro struttura e funzione (Hall 1999, Kaiser & de Groot 2000, Smith et al. 2000). La struttura di taglia di una comunità e di singole popolazioni è uno dei parametri influenzati dalla pesca, ad esempio attraverso il prelievo degli esemplari di taglia maggiore, e le metriche basate sulla taglia sono considerati buoni indicatori dell'impatto della pesca (Bianchi et al., 2000; Rochet & Trenkel, 2003; Shin et al., 2005). Una riduzione della taglia media e del numero di classi di taglia a spese degli individui più grandi è stata spesso osservata in popolazioni intensamente sfruttate (Beverton & Holt, 1957; Hall, 1999; Jennings et al., 1999; Kaiser & de Groot, 2000). Questo principio è stato preso in considerazione anche dalla Direttiva sulla Strategia Marina dell'UE (2008/56/EC), che include la distribuzione delle classi di taglia e diverse metriche basate sulla taglia delle popolazioni ittiche sfruttate fra i descrittori dello stato ambientale delle acque europee, secondo l'assunzione che una proporzione elevata di individui di grande taglia è indicativa di uno stock in buono stato di sfruttamento.

Le alterazioni della struttura di taglia delle popolazioni pescate sono il risultato di alti tassi di mortalità sulle classi di taglia maggiori e verosimilmente anche di una diminuzione della predazione sui giovani come conseguenza della diminuzione dei predatori più grandi (Shin et al., 2005). Le AMP e altre forme spaziali di esclusione della pesca dovrebbero fra l'altro portare ad una ricostruzione delle strutture demografiche delle popolazioni all'interno delle aree sottoposte a protezione attraverso l'aumento della proporzione degli individui più grandi e dei predatori - che sono normalmente il principale oggetto di pesca - come conseguenza della diminuzione della pesca. Un effetto particolarmente desiderabile è l'aumento degli individui di sesso femminile più grandi e di maggiore età, che risultano essere potenzialmente capaci di strategie efficaci di contrasto della variabilità ambientale



(Hsieh et al., 2010) e che producono uova in maggior numero e di migliore qualità con conseguente potenziale maggiore output riproduttivo (Rochet, 2000; Caddy and Seijo, 2002; Longhurst, 2002; Birkeland and Dayton, 2005; Fromentin, 2006).

In Mediterraneo la pesca a strascico è ampiamente diffusa, ed è esercitata da 50 a circa 800 m di profondità (Farrugio et al., 1993). Si tratta di una pesca multispecifica e poco selettiva con marcati aspetti di stagionalità nella composizione delle catture (Caddy, 1993; Stergiou et al., 1997). L'intensità di pesca è tale da far ritenere sovrasfruttati molti stock, anche a causa della scarsa selettività dovuta all'adozione di una maglia al sacco di piccola dimensione e alla generale inefficace applicazione dei regolamenti nazionali ed europei (Caddy, 1990; Fiorentini et al., 1997; Ragonese et al., 2002; Leonart, 2005). Tra le iniziative mediterranee di riduzione della mortalità da pesca e di ricostituzione degli stock ittici va annoverato il divieto di strascico, ovvero una misura di gestione spaziale delle risorse che prevede l'abolizione della pesca a strascico su un'area più o meno estesa in modo continuato. Nel Golfo di Castellammare (Sicilia NO) tale divieto è stato imposto nel 1990 con legge regionale su un'area di circa 200 kmq che comprende la piattaforma continentale e la parte iniziale della scarpata, allo scopo di ridurre i conflitti tra le flotte (attrezzi fissi vs. strascico) e di ottenere un recupero della biomassa ittica fortemente ridotta a causa dello strascico intenso. Nel Golfo la pesca artigianale, basata principalmente sull'uso di attrezzi fissi, è normalmente praticata. L'effetto della protezione sulla biomassa demersale è stato registrato già a partire da quattro anni dopo l'inizio del divieto a livello sia del popolamento ittico complessivo che delle singole specie (Pipitone et al., 2000), non solo sui fondali tradizionalmente utilizzati dallo strascico, ma anche su quelli a profondità inferiori ai 50 m dove normalmente - a parte lo strascico costiero illegale - opera solo la pesca artigianale. La presente ricerca ha lo scopo di valutare l'effetto del divieto di strascico sulle strutture di taglia delle popolazioni demersali confrontando un'area sottoposta a divieto di strascico con due aree strascicate. Gli obiettivi specifici sono i seguenti:

- 1) verificare l'effetto del divieto su tre specie di elevato valore commerciale utilizzando dati raccolti nelle tre aree prima e dopo l'inizio del divieto;
- 2) verificare l'effetto del divieto su diciotto specie con diverso valore commerciale e con diverse caratteristiche ecologiche e tratti vitali, utilizzando dati raccolti nelle tre aree 15 anni dopo l'inizio del divieto.

Il risultato atteso è una distribuzione delle frequenze di taglia più strutturata con maggiore abbondanza relativa delle classi di taglia maggiori nel golfo protetto dallo

strascico per le specie demersali, ovvero quelle specie che rappresentano la cattura tipica della pesca a strascico. Tale risultato non è atteso per le specie pelagiche in quanto non oggetto di pesca a strascico, e per quelle a ciclo vitale breve che tendono a non mostrare segni di sovrapesca anche in presenza di prelievo intenso.

4.2 MATERIALI E METODI

4.2.1 Area di studio

Lo studio è stato condotto in tre aree al largo della costa settentrionale della Sicilia (III.1). Il Golfo di Castellammare (GCAST) occupa il settore ovest e rappresenta la località di impatto: la pesca a strascico vi è interdetta dal 1990 mentre le altre attività di pesca commerciale e ricreativa sono permesse. Il Golfo di Termini Imerese (GTERM) e quello di Sant'Agata (GSANT) occupano il settore centrale della costa e rappresentano le località di controllo: sono soggetti allo strascico con le sole limitazioni previste dalla legislazione nazionale, ovvero con il divieto a profondità inferiori a -50 m. Questi due golfi risultano in uno stato di sovrapesca (Greco 1994; Greco et al. 1998;). Le variabili ambientali a larga scala che caratterizzano i tre golfi risultano simili (Fanelli et al. 2011).

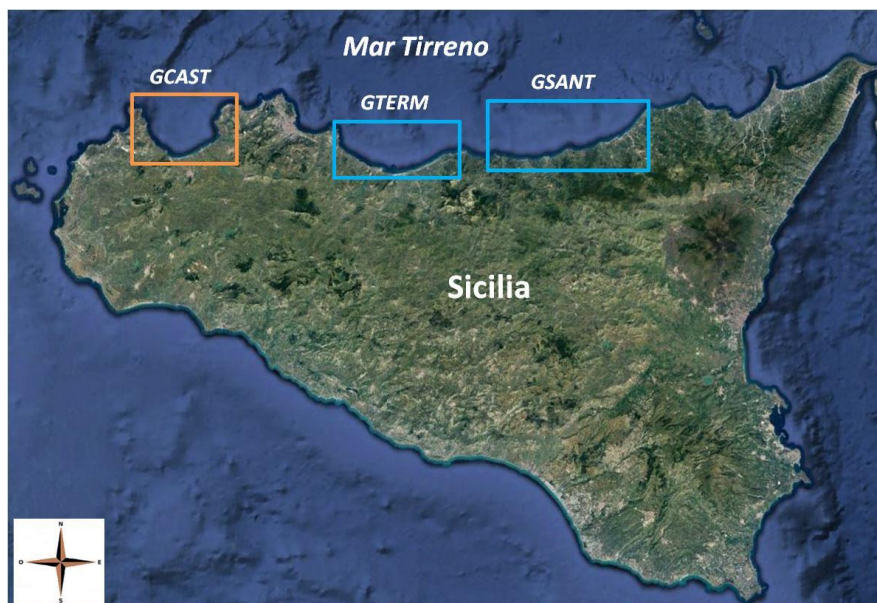


Fig. III.1 – Aree di studio: Golfo di Castellammare (GCAST), Golfo di Termini Imerese (GTERM), Golfo di Sant'Agata (GSANT). In arancione: area con divieto di pesca a strascico. In azzurro: aree soggette alla pesca a strascico.



4.2.2 Strutture demografiche

I dati di taglia utilizzati provengono da campagne di ricerca finanziate tra il 1985 e il 2005 dal Ministero della Marina Mercantile, dal Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, dal Ministero per l'Università e la Ricerca e dalla Commissione Europea⁴. Per i campionamenti è stato utilizzato un peschereccio a strascico commerciale dotato di rete con maglia stirata al sacco da 25 mm. E' stato adottato un disegno di campionamento casuale stratificato basato su tre strati batimetrici (A = 10-50 m; B = 51-100 m; C = 101-200 m) con numero di campioni per strato proporzionale alla superficie di quest'ultimo. I dati utilizzati sono relativi alle catture effettive realizzate durante cale di 60 minuti. La taglia di tutti gli individui pescati è stata misurata come segue: lunghezza totale (LT) per i pesci, lunghezza del mantello (LM) per i cefalopodi e lunghezza del carapace (LC) per i crostacei.

Obiettivo 1:

sono state utilizzate le distribuzioni di taglia del nasello *Merluccius merluccius*, della triglia di fango *Mullus barbatus* e del gambero rosa *Parapenaeus longirostris* raccolte durante le campagne di pesca primaverili 1985, 1987, 2001 e 2005. I dati sono stati così cumulati: 1985+1987 per rappresentare il periodo pre-divieto, 2001+2005 per il periodo post-divieto. Abbiamo assunto che fra il 1985 e il 1987, e fra il 2001 e il 2005 le condizioni generali del sistema (ambientali e umane legate alla flotta e allo sforzo di pesca medio) non siano cambiate. Oltre alla distribuzione delle frequenze di taglia, le seguenti variabili (indici di posizione) sono state calcolate per ogni specie in ciascuna area: valore minimo, medio e massimo di taglia, 95° percentile (o 5% superiore) della distribuzione.

Obiettivo 2:

sono stati utilizzate le distribuzioni di taglia di diciotto specie (Tab. III.1) raccolte durante le campagne di pesca autunno 2004 e primavera 2005. I dati delle due stagioni sono stati cumulati. Oltre alla distribuzione delle frequenze di taglia, le seguenti variabili (indici di posizione) sono state calcolate per ogni specie in ciascuna area: valore minimo, medio e massimo di taglia, 95° percentile (o 5% superiore) della distribuzione.

⁴ Piano Nazionale per la Pesca e l'Acquacoltura (MMM); Study 92/011 (CE); Study 97/063 (CE); VALFEZ Project (CE); Progetto 63/2004 (MIUR); Progetto 6A84/2005 (MiPAAF); Progetto GRUND (CE, MiPAAF); progetto MEDITS (CE, MiPAAF).



Tab. III.1 - Elenco delle specie utilizzate per l'Obiettivo 2.

PESCI
Argentina sphyraena
Arnoglossus laterna
Aspitrigla cuculus
Callionymus maculatus
Capros aper
Gadiculus argenteus
Lepidotrigla cavillone
Merluccius merluccius
Mullus barbatus
Pagellus erythrinus
Phycis blennoides
Spicara flexuosa
Trachurus trachurus
CROSTACEI
Parapenaeus longirostris
CEFALOPODI
Alloteuthis media
Eledone cirrhosa
Illex coindetii
Sepia elegans

4.3 RISULTATI

4.3.1 Obiettivo 1

La distribuzione delle frequenze di taglia di *M. merluccius* nel Golfo di Castellammare risulta complessivamente simile prima e dopo il divieto di strascico, sebbene si sia verificata una riduzione della taglia media e massima e delle taglie al 95° percentile (Figg. III.2,3). Nei golfi di controllo si nota una distribuzione simile a quella di Castellammare nel periodo post-divieto, con un forte impoverimento delle taglie medie e grandi a Termini Imerese. Tale impoverimento è marcato confrontando i periodi pre- e post-divieto nei due golfi aperti allo strascico, con una forte riduzione della taglia media e del 95° percentile.

Le taglie di *M. barbatus* nel Golfo di Castellammare mostrano una distribuzione simile prima e dopo il divieto, sebbene con una diminuzione della taglia media e massima (Figg. III.4,5). I due golfi di controllo mostrano distribuzioni delle frequenze di taglia diverse fra loro sia spazialmente che temporalmente, mentre gli indici di posizione risultano simili sia fra i due periodi che fra le due località.



P. longirostris del Golfo di Castellammare mostra strutture di taglia diverse nei due periodi, nettamente bimodale prima del divieto e unimodale dopo il divieto, con una diminuzione della taglia media e massima e del 95° percentile (Figg. III.6,7). Nel Golfo di Sant'Agata le strutture demografiche restano simili prima e dopo il divieto, mentre in quello di Termini Imerese si osserva una netta diminuzione delle porzioni di taglia maggiore.

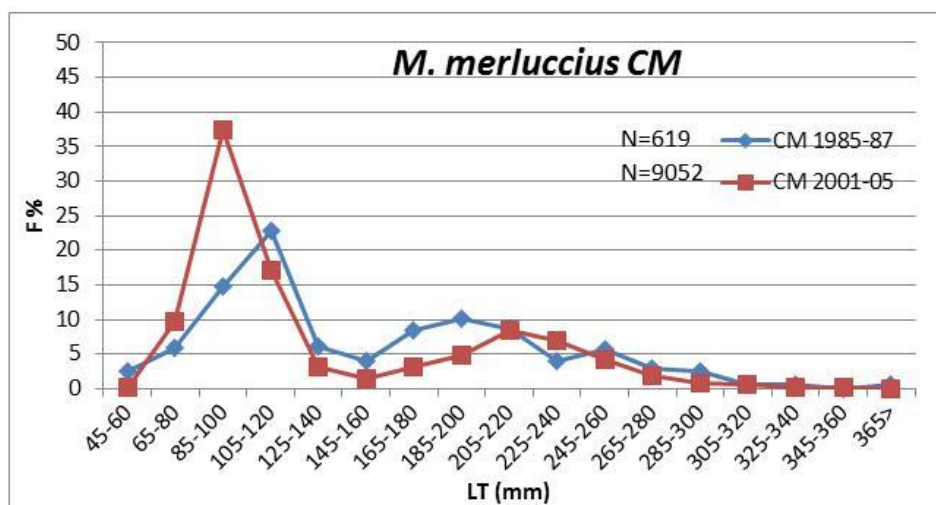
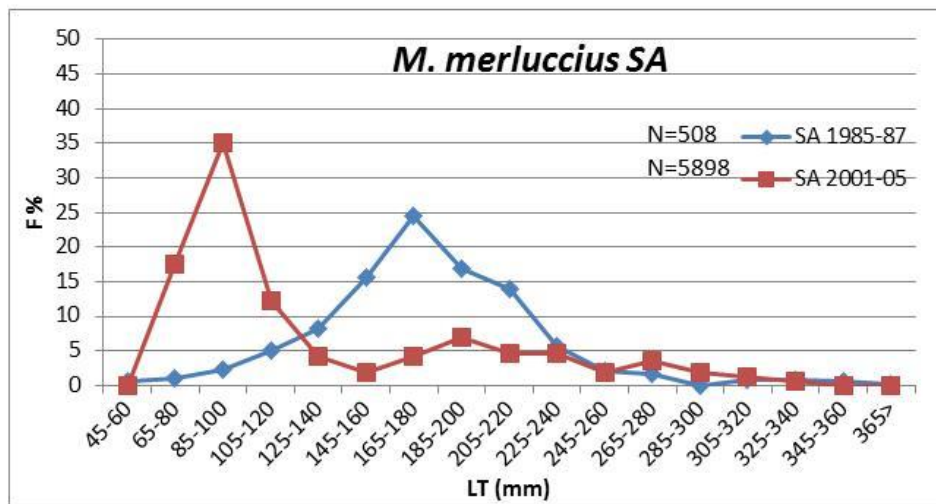
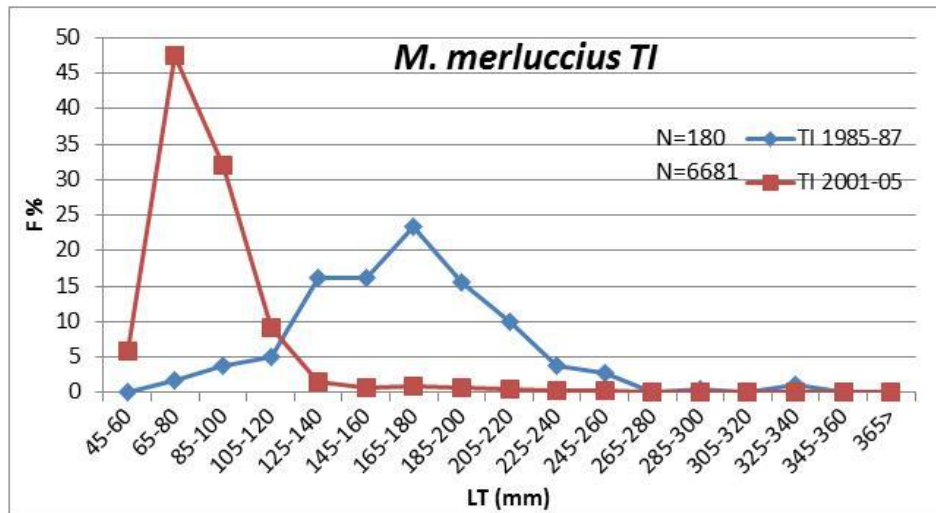


Fig. III.2 - Distribuzione delle frequenze di taglia di *M. merluccius* nei tre golfi prima e dopo il divieto di strascico. TI = Golfo di Termini Imerese, SA = Golfo di Sant'Agata, CM = Golfo di Castellammare. LT = lunghezza totale.

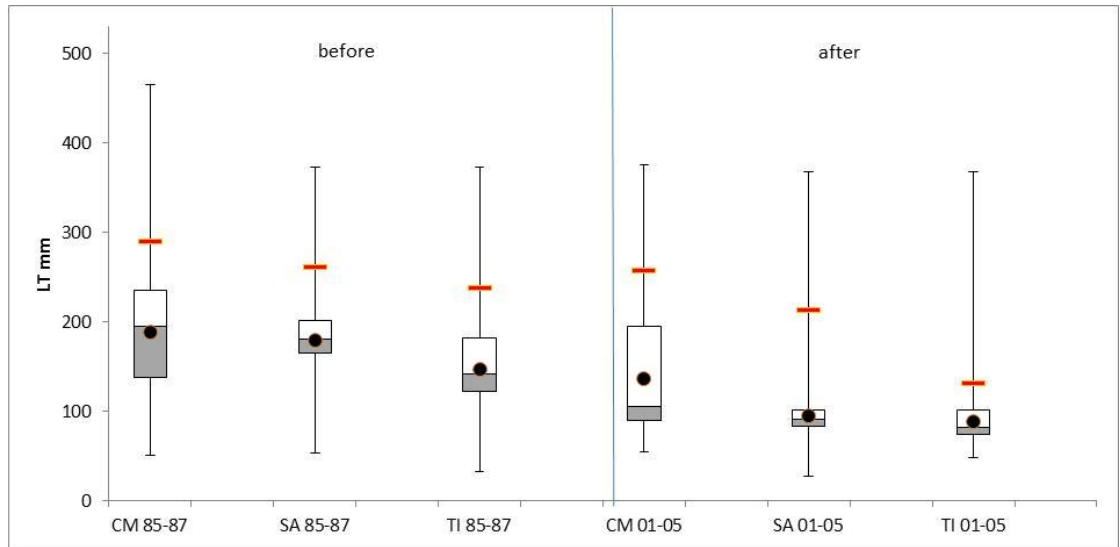


Fig. III.3 - Indici di posizione della struttura demografica di *M. merluccius* nei tre golfi prima e dopo il divieto di strascico. Le barre verticali indicano gli estremi del range di taglia (minimo e massimo), il pallino nero indica la taglia media, il trattino arancione indica il 95° percentile, il rettangolo grigio indica il II quartile, il rettangolo bianco indica il III quartile. CM = Golfo di Castellammare, SA = Golfo di Sant'Agata, TI = Golfo di Termini Imerese. LT = lunghezza totale.

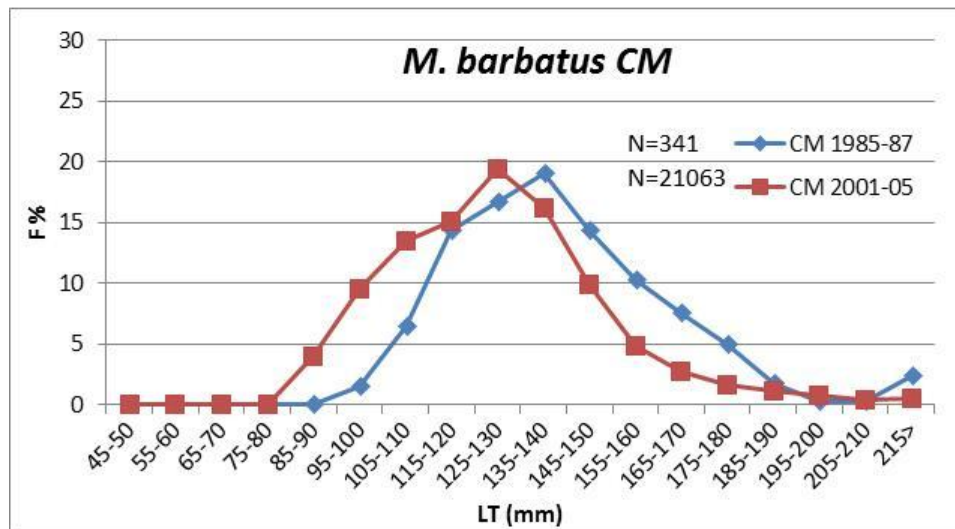
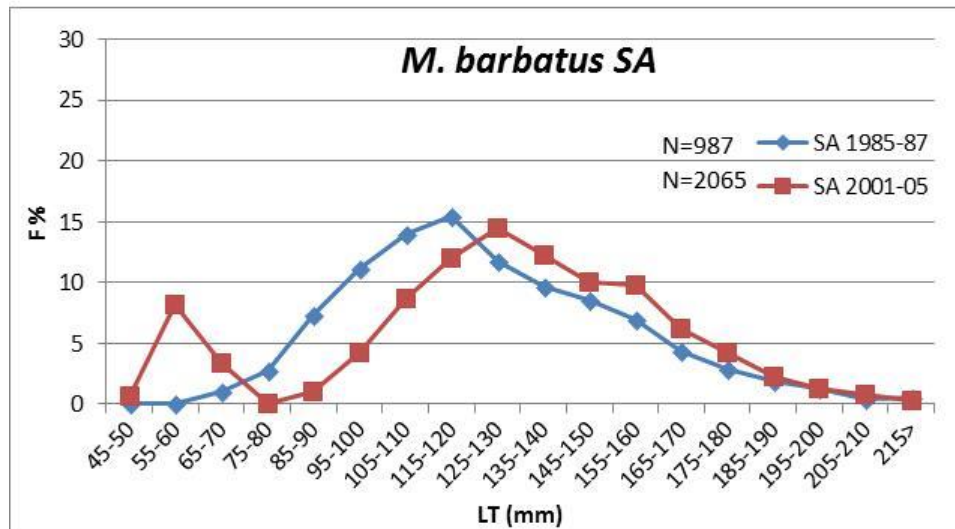
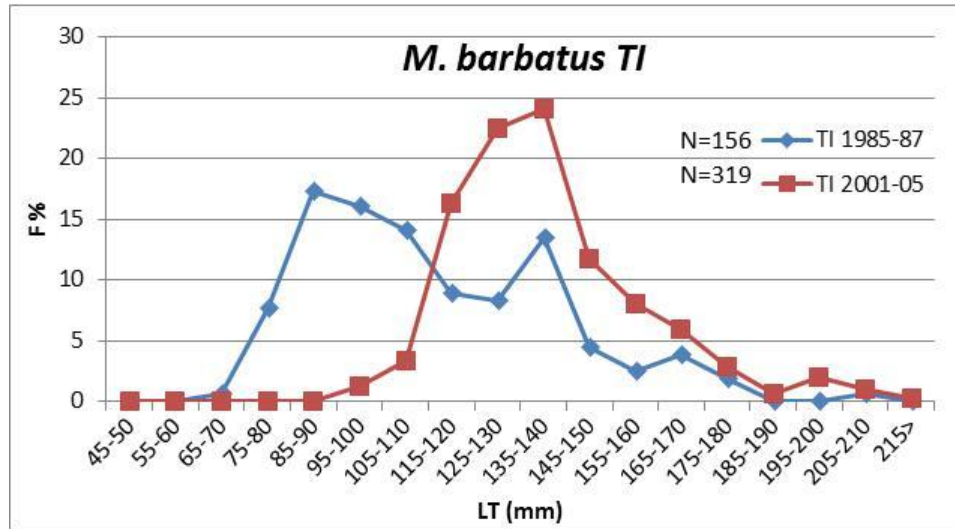


Fig. III.4 - Distribuzione delle frequenze di taglia di *M. barbatus* nei tre golfi prima e dopo il divieto di strascico. TI = Golfo di Termini Imerese, SA = Golfo di Sant'Agata, CM = Golfo di Castellammare. LT = lunghezza totale.

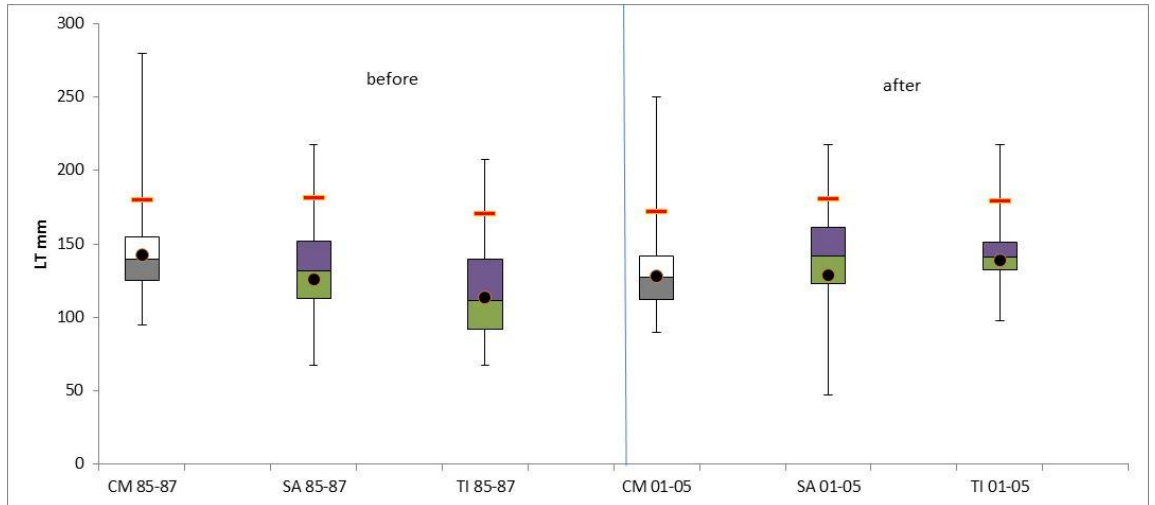


Fig. III.5 - Indici di posizione della struttura demografica di *M. barbatus* nei tre golfi prima e dopo il divieto di strascico. Le barre verticali indicano gli estremi del range di taglia (minimo e massimo), il pallino nero indica la taglia media, il trattino arancione indica il 95° percentile, il rettangolo grigio indica il II quartile, il rettangolo bianco indica il III quartile. CM = Golfo di Castellammare, SA = Golfo di Sant'Agata, TI = Golfo di Termini Imerese. LT = lunghezza totale.

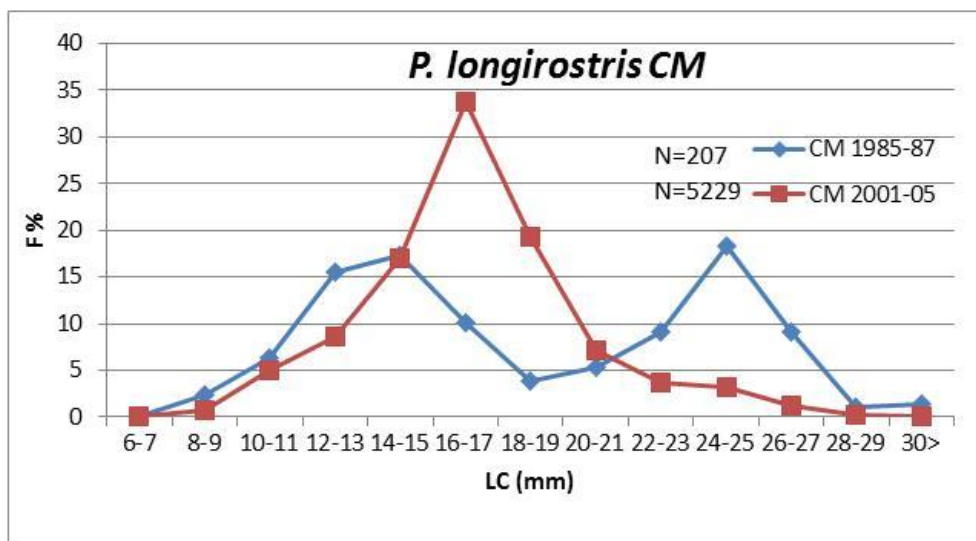
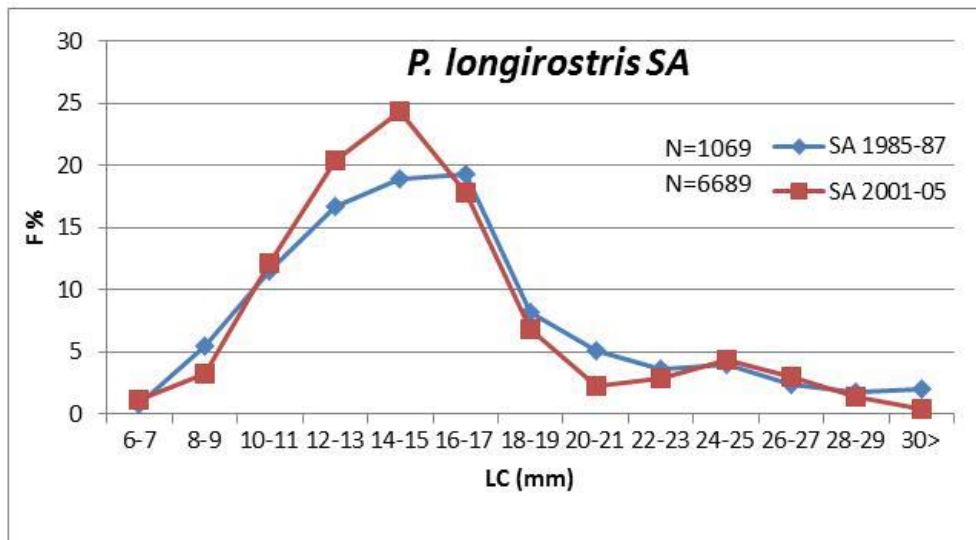
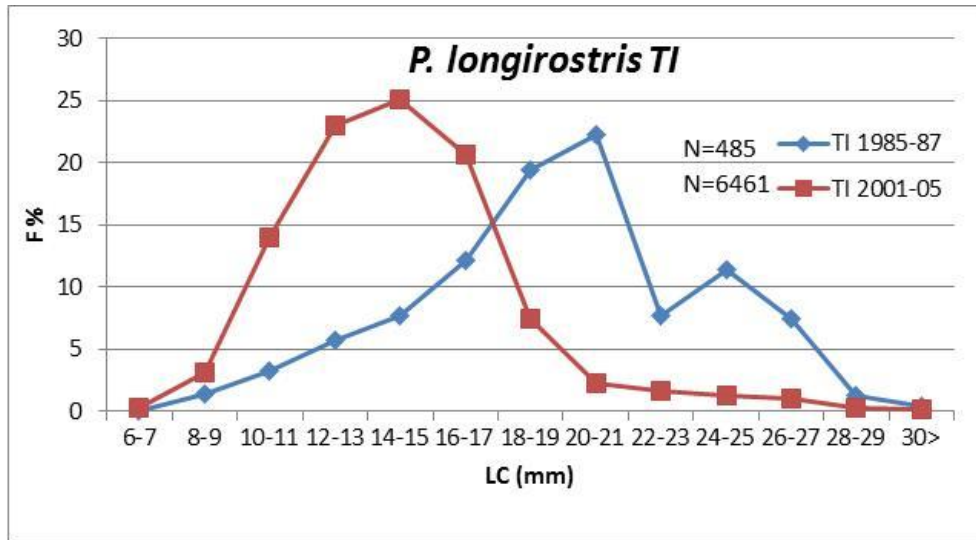


Fig. III.6 - Distribuzione delle frequenze di taglia di *P. longirostris* nei tre golfi prima e dopo il divieto di strascico. TI = Golfo di Termini Imerese, SA = Golfo di Sant'Agata, CM = Golfo di Castellammare. LC = lunghezza del carapace.

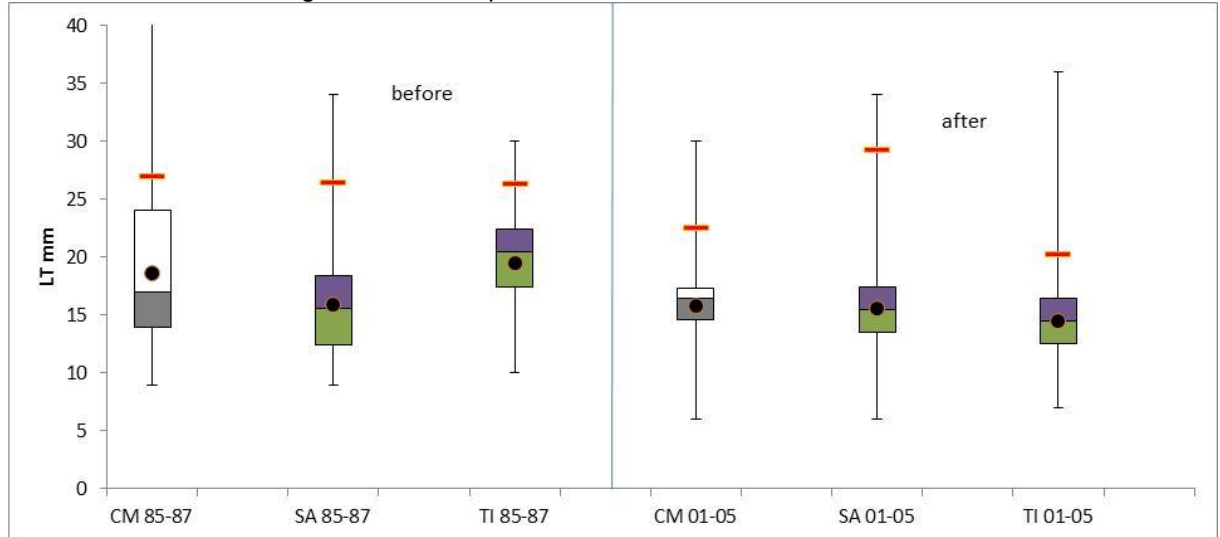


Fig. III.7 - Indici di posizione della struttura demografica di *P. longirostris* nei tre golfi prima e dopo il divieto di strascico. Le barre verticali indicano gli estremi del range di taglia (minimo e massimo), il pallino nero indica la taglia media, il trattino arancione indica il 95° percentile, il rettangolo grigio indica il II quartile, il rettangolo bianco indica il III quartile. CM = Golfo di Castellammare, SA = Golfo di Sant'Agata, TI = Golfo di Termini Imerese. LC = lunghezza del carapace.

4.3.2 Obiettivo 2

Le figure da III.8 a III.25 mostrano le strutture demografiche (distribuzione delle frequenze di taglia e box plot con gli indici di posizione) delle diciotto specie selezionate. Le specie ittiche demersali nel Golfo di Castellammare presentano quasi tutte una struttura caratterizzata da maggiore abbondanza delle classi di taglia superiori e maggiore valore del 95° percentile rispetto ai due golfi di controllo. Le uniche eccezioni sono costituite da *M. barbatus*, che ha strutture demografiche molto simili nei tre golfi, e *C. maculatus* che presenta il 95° percentile più alto nel Golfo di Termini Imerese.

La specie semi-pelagica *T. trachurus* e il gambero *P. longirostris* presentano strutture di taglia molto simili fra i tre golfi.

Riguardo ai cefalopodi, le quattro specie analizzate presentano strutture più ricche dei gruppi di taglia superiori nel Golfo di Castellammare, sebbene solo *I. coindetii* abbia il valore del 95° percentile più elevato in questo golfo.

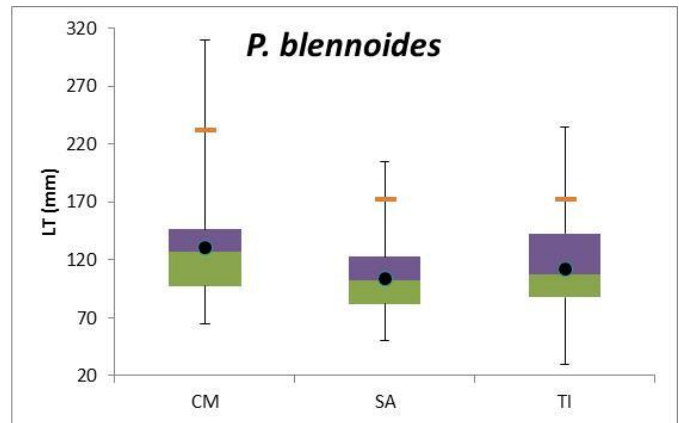
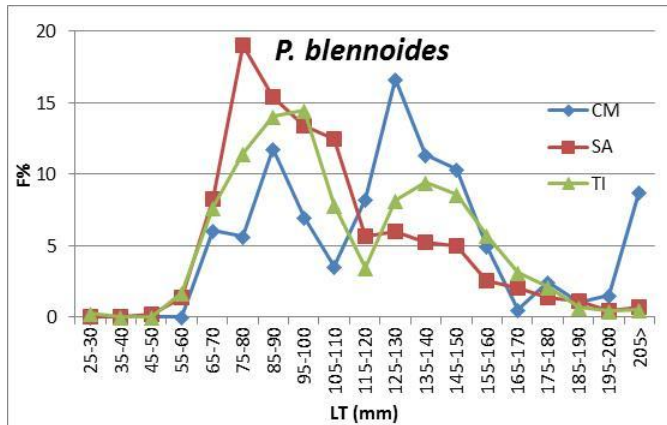


Fig. III.8 - Struttura demografica di *P. blennoides* nei tre golfi.

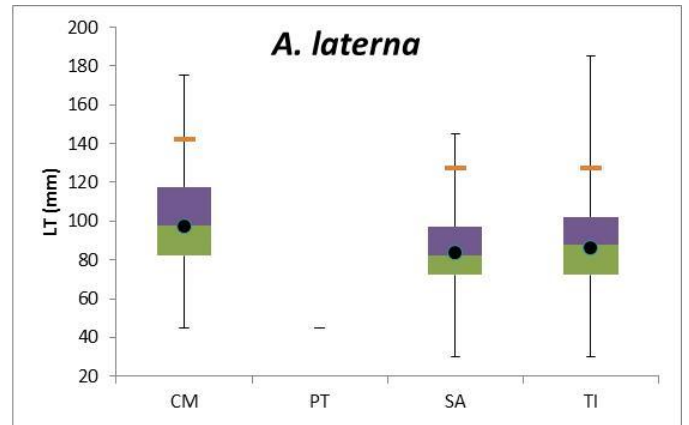
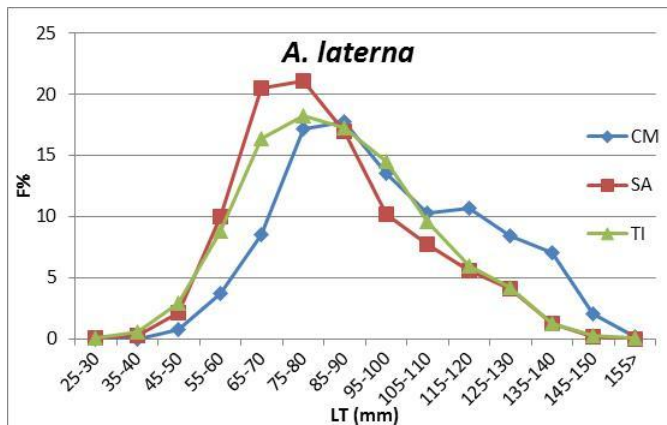


Fig. III.9 - Struttura demografica di *A. laterna* nei tre golfi.

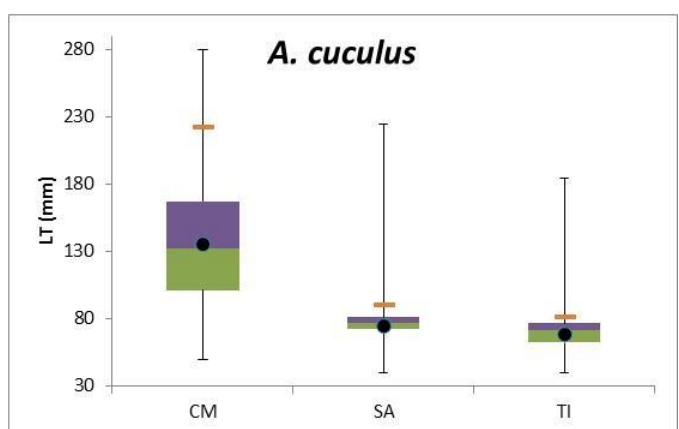
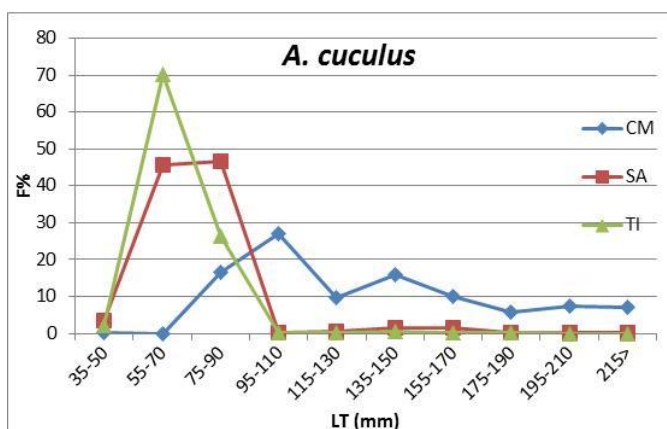


Fig. III.10 - Struttura demografica di *A. cuculus* nei tre golfi.

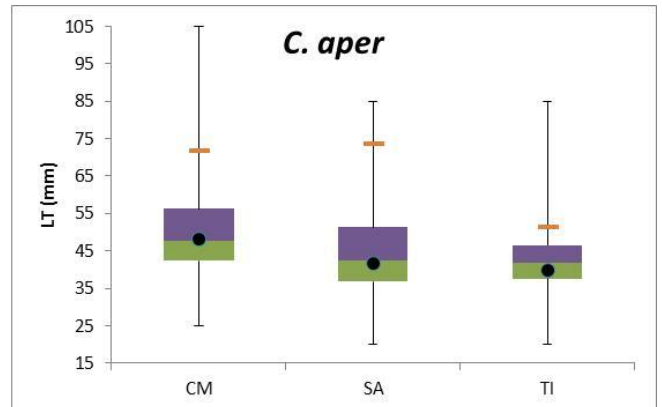
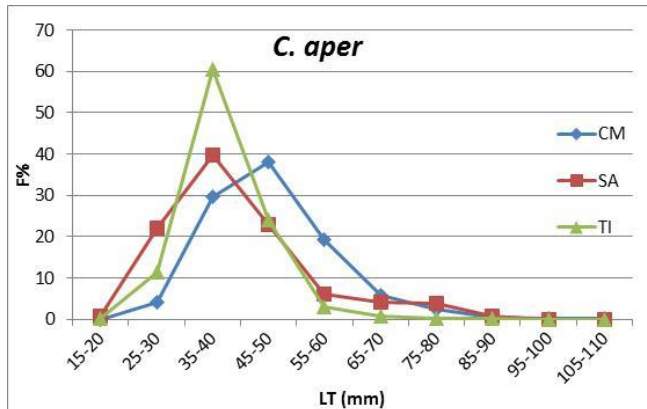


Fig. III.11 - Struttura demografica di *C. aper* nei tre golfi.

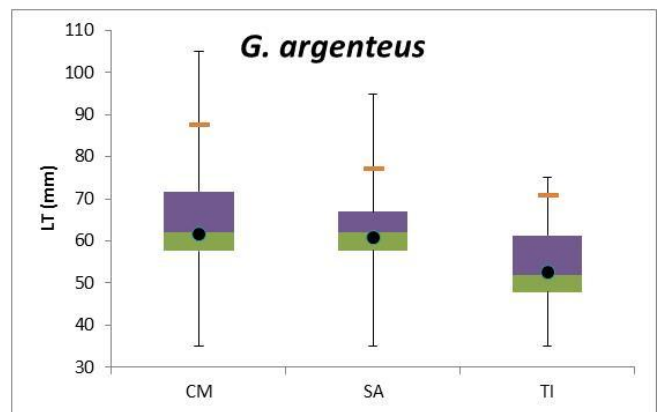
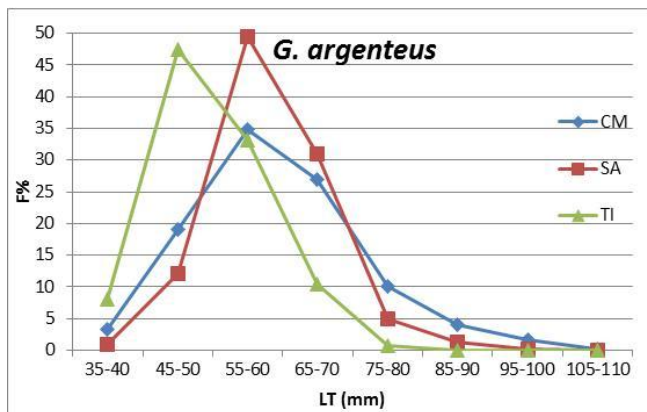


Fig. III.12 - Struttura demografica di *G. argenteus* nei tre golfi.

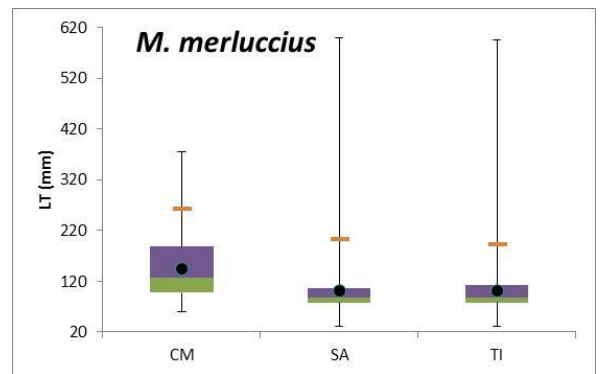
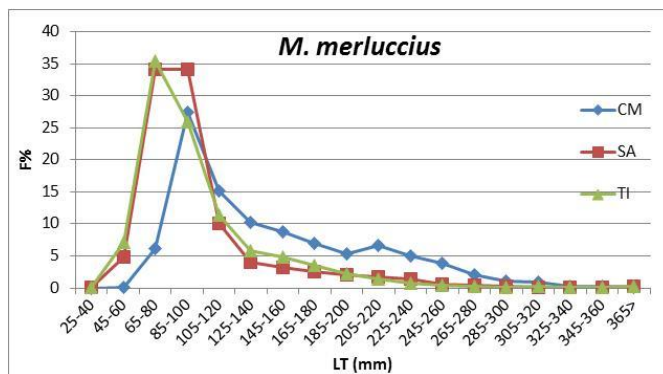


Fig. III.13 - Struttura demografica di *M. merluccius* nei tre golfi.

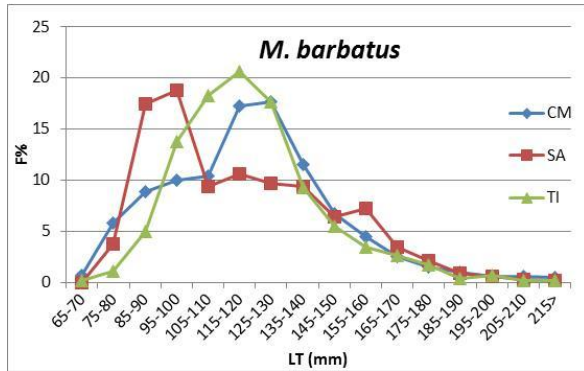


Fig. III.14 - Struttura demografica di *M. barbatus* nei tre golfi.

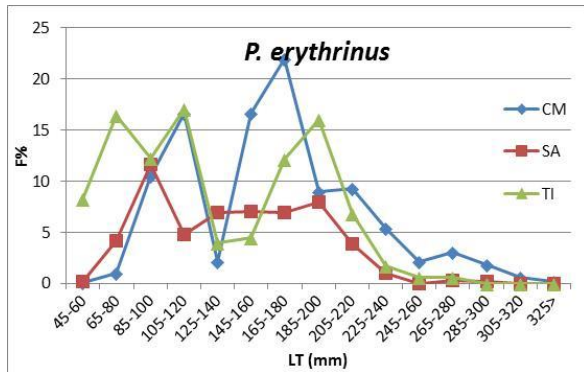
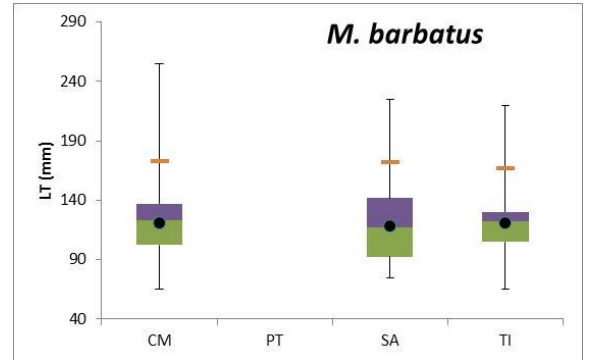


Fig. III.15 - Struttura demografica di *P. erythrinus* nei tre golfi.

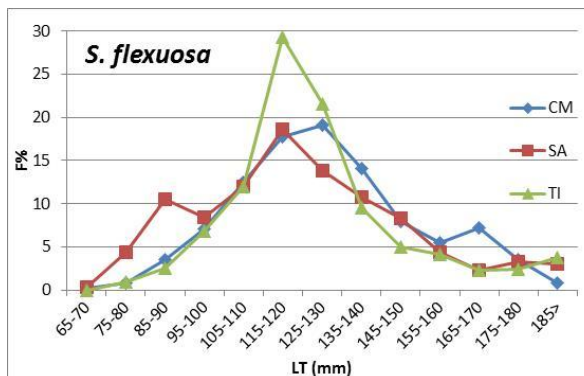
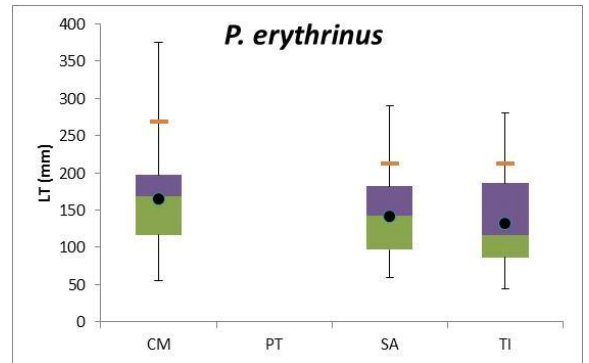
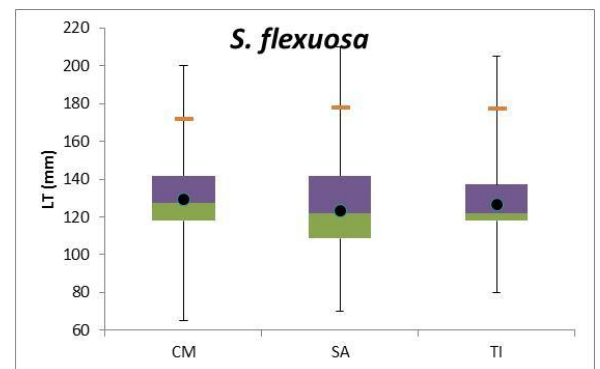


Fig. III.16 - Struttura demografica di *S. flexuosa* nei tre golfi.



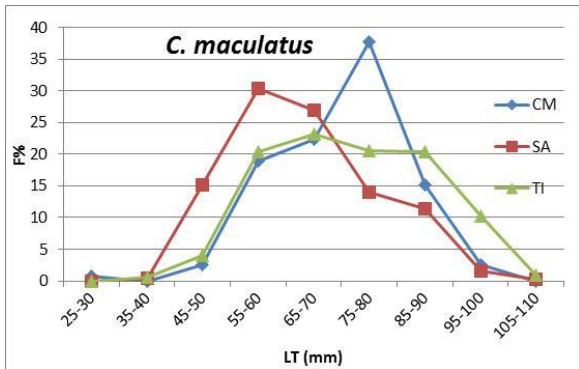


Fig. III.17 - Struttura demografica di *C. maculatus* nei tre golfi.

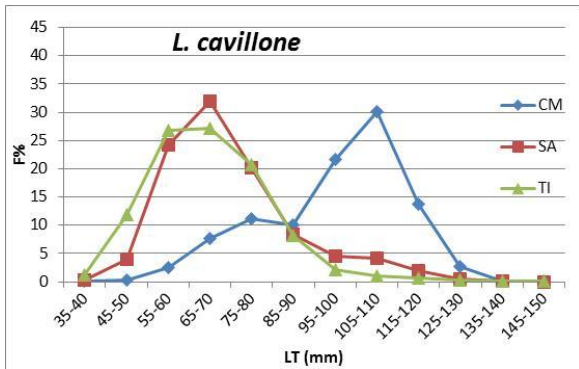
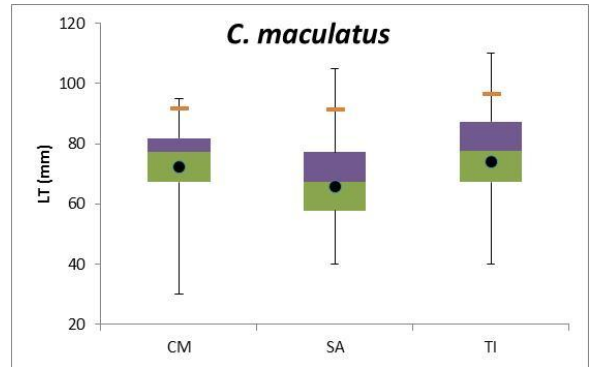


Fig. III.18 - Struttura demografica di *L. cavillone* nei tre golfi.

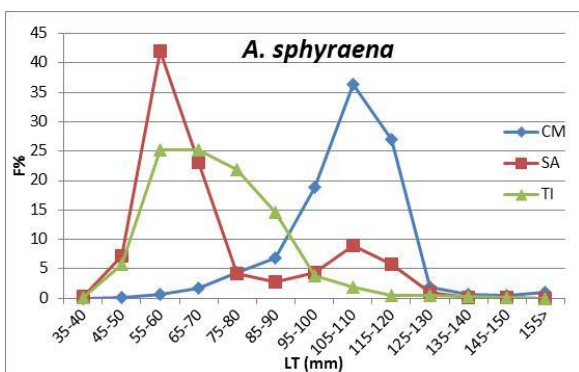
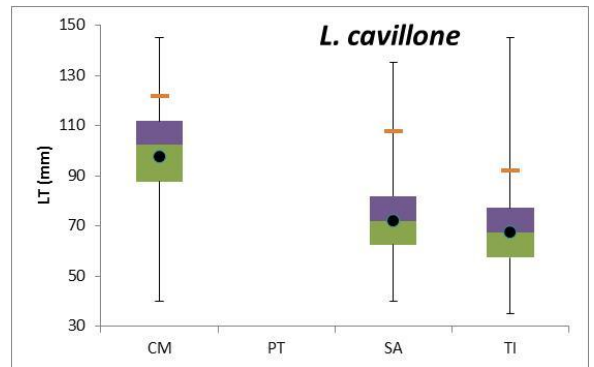
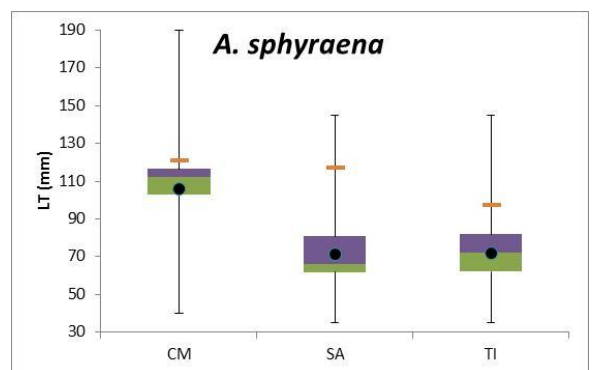


Fig. III.19 - Struttura demografica di *A. sphyraena* nei tre golfi.



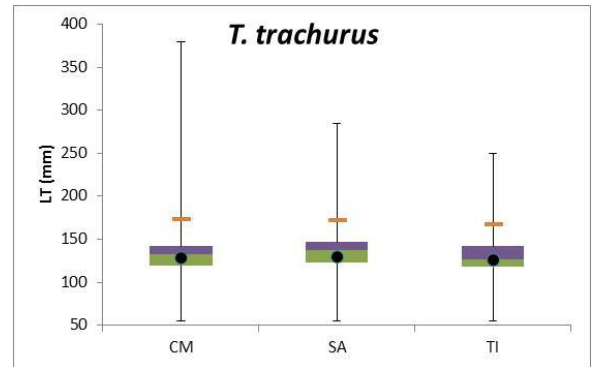
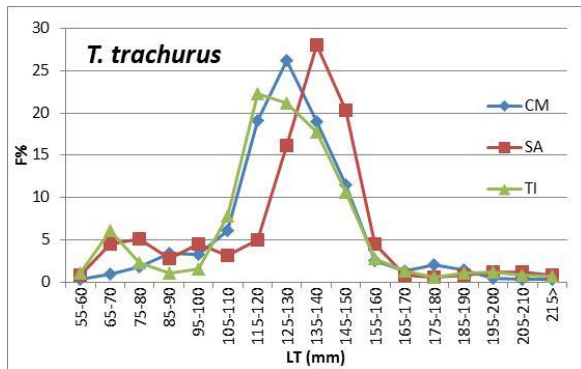


Fig. III.20 - Struttura demografica di *T. trachurus* nei tre golfi.

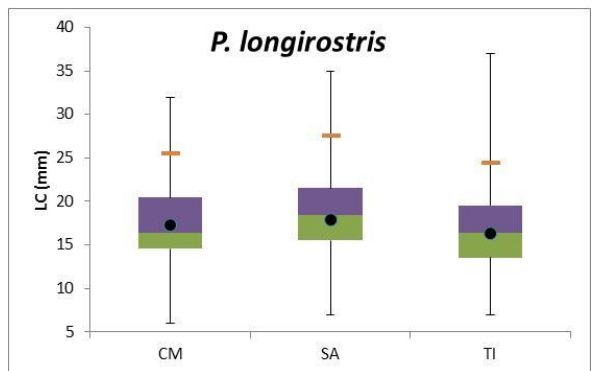
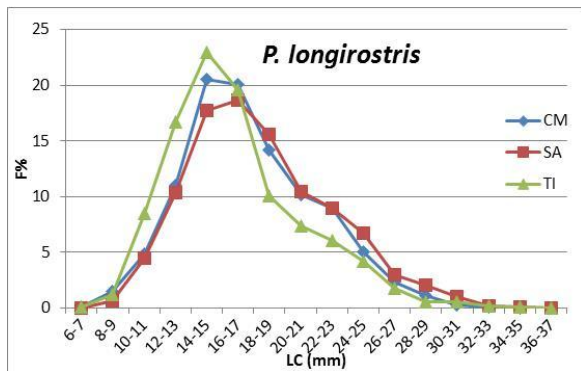


Fig. III.21 - Struttura demografica di *P. longirostris* nei tre golfi.

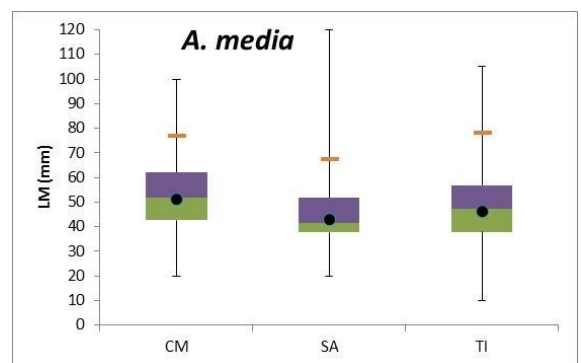
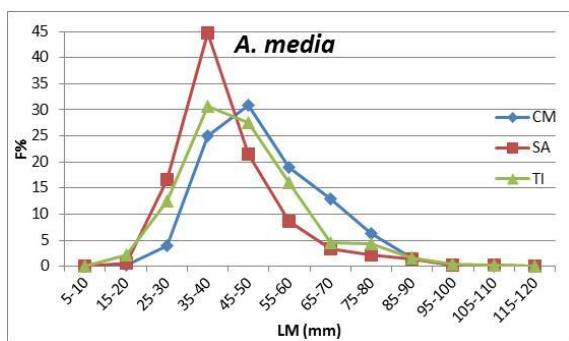


Fig. III.22 - Struttura demografica di *A. media* nei tre golfi.

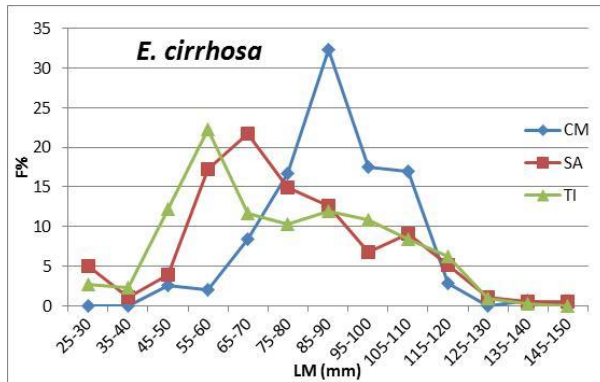


Fig. III.23 - Struttura demografica di *E. cirrhosa* nei tre golfi.

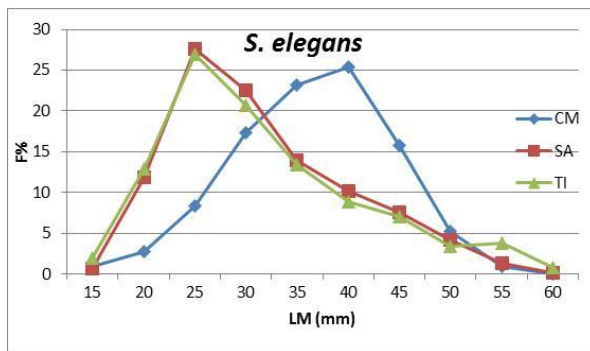
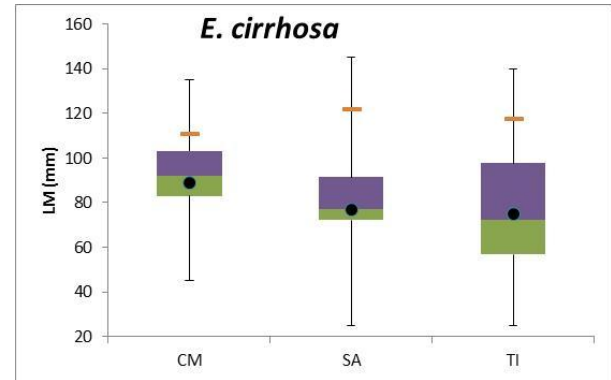


Fig. III.24 - Struttura demografica di *S. elegans* nei tre golfi.

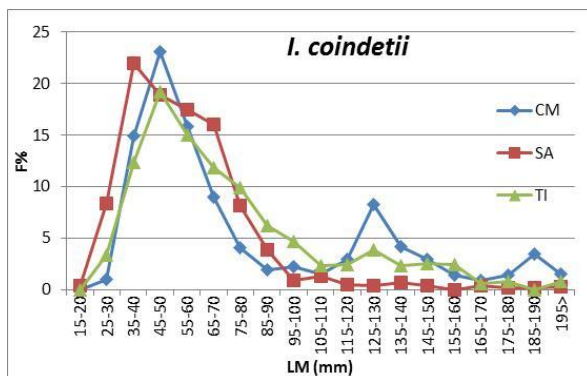
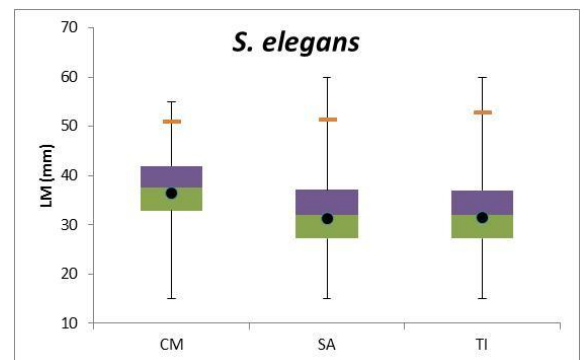
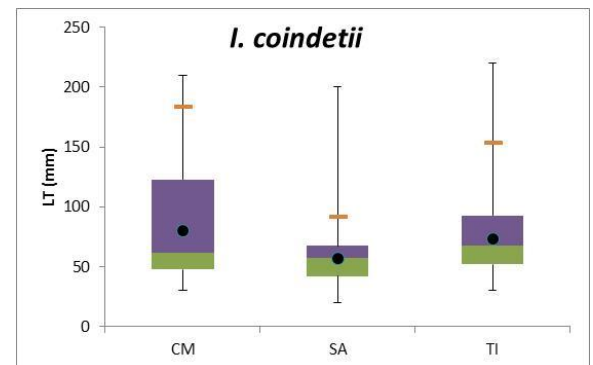


Fig. III.25 - Struttura demografica di *I. coindetii* nei tre golfi.



4.4 DISCUSSIONE

L'analisi delle strutture demografiche delle specie ittiche presenti sui fondali della piattaforma continentale di tre golfi situati lungo la costa settentrionale della Sicilia ha dato risultati non omogenei in base agli obiettivi della ricerca e al set di dati utilizzato.



L'obiettivo 1 ha mostrato che nel Golfo di Castellammare le tre specie studiate sulla base dei dati raccolti in primavera hanno una struttura demografica simile prima e dopo l'inizio del divieto di strascico. Il gambero *P. longirostris* presenta addirittura una struttura più matura, con maggiore quantità relativa di taglie medie e grandi, nel periodo pre-divieto. Il nasello *M. merluccius* nei due golfi controllo mostra una struttura impoverita nel 2001-05 rispetto al 1985-87, indice di uno sfruttamento eccessivo della risorsa. Al contrario la triglia di fango *M. barbatus* mostra un leggero miglioramento nei due golfi controllo nel 2001-05 rispetto al periodo precedente. *P. longirostris* mostra uno stato di sovrapesca in tutti e tre i golfi, soprattutto in quelli di Castellammare e di Termini Imerese. Questi risultati non sono di facile interpretazione. L'effetto atteso del divieto di strascico nel Golfo di Castellammare, ovvero una maggiore proporzione delle classi di taglia medie e grandi e della taglia media, non sembra essersi verificato. Per *M. merluccius* e *P. longirostris* ciò potrebbe essere dovuto al fatto che entrambe le specie non sono limitate alla profondità massima di 200 m che ha rappresentato il limite inferiore della nostra area di studio: la prima è una specie mobile che frequenta anche fondali non strascicabili e profondità maggiori a quelle studiate, la seconda è una specie tipica dell'epibatiale e che quindi rientra solo parzialmente nell'area studiata. E' probabile che lo sforzo di pesca nel Golfo di Castellammare sia aumentato nel corso degli anni, sia nella zona aperta allo strascico che in quella vietata (pesca illegale), e ciò spiegherebbe il risultato osservato. Il risultato di *M. barbatus*, specie tipicamente di piattaforma, potrebbe spiegarsi invece con l'intenso reclutamento a cui va incontro regolarmente all'interno della zona vietata, che sposterebbe la taglia media e la distribuzione complessiva delle frequenze verso sinistra, non potendo inoltre escludere fenomeni densità-dipendenti di limitazione della crescita a causa del forte incremento di biomassa di questa specie registrato dopo l'inizio del divieto di strascico.

L'obiettivo 2 mostra invece risultati coerenti con le ipotesi di partenza. I dati raccolti nel 2001-05 hanno evidenziato il buono stato delle popolazioni ittiche all'interno del Golfo di Castellammare, in cui la pesca a strascico è vietata dal 1990, rispetto ai due golfi di controllo in cui lo strascico è permesso. Ciò è evidente in particolare per i pesci demersali, che rappresentano la cattura tipica della pesca a strascico e che quindi beneficiano in maniera diretta del divieto dentro il golfo. Solo *M. barbatus* presenta strutture demografiche simili fra i tre golfi, forse per i fattori già citati a proposito dell'obiettivo 1, ovvero intenso reclutamento e possibili limitazioni densità-



dipendenti nel Golfo di Castellammare. I cefalopodi mostrano l'effetto di protezione in maniera più moderata dal momento che si tratta di specie a ciclo vitale breve e rapido turnover, e quindi meno inclini a soffrire per la pesca intensa. Ciò nonostante *I. coindetii* presenta comunque una proporzione di taglie grandi più elevata nel golfo protetto. *P. longirostris*

ha strutture demografiche molto simili nei tre golfi, e ciò si può spiegare con il fatto che il suo areale di distribuzione è principalmente epibatiale, e quindi mal rappresentato nei nostri campioni ed è inoltre esposto a prelievo nella parte del Golfo di Castellammare non soggetta a divieto.



5 BIBLIOGRAFIA

- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral. J. Ecol.* 26:32-46.
- Arceo, H.O., B. Cazalet, P. M. Alino, L. Mangialajo, and P. Francour, P. 2013. Moving beyond a top-down fisheries management approach in the northwestern Mediterranean: some lessons from the Philippines. *Mar. Pol.* 39:29-42.
- Arculeo, M., C. Pipitone, and S. Riggio. 1989. Aspetti del regime alimentare di *Mullus surmuletus* L. (Pisces, Mullidae) nel Golfo di Palermo. *Oebalia* XV:67-77.
- Auster, P. J. and N. L. Shackell. 1997. Fishery reserves. Pages 159-166 in J. G. Boreman, B. S. Nakashima, J. A. Wilson, and R. L. Kendall, editors. Northwest Atlantic groundfish: perspectives on a fishery collapse. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Badalamenti, F. 2007. Valutazione dell'efficacia di aree interdette alla pesca a strascico attarverso lo studio di prede e predatori della triglia di fango, *Mullus barbatus* L. Rapporto finale del Progetto MIPAF n. 6A82/83/84: 48 pp.
- Badalamenti, F., G. D'Anna, G. Fazio, M. Gristina, and R. Lipari. 1992. Relazioni trofiche tra quattro specie ittiche catturate su differenti substrati nel Golfo di Castellammare (Sicilia N/O). *Biologia Marina Mediterranea (Suppl. al Notiziario S.I.B.M.)* 1:145-150.
- Badalamenti, F., G. D'Anna and C. Pipitone. 2007. Ricostituzione delle risorse di pesca in un'area precedentemente soggetta ad intenso sfruttamento: dinamiche a larga scala del popolamento ittico e della struttura trofica della comunità marina. Rapporto finale del Progetto MIUR n. 63/2004: 246 pp.
- Badalamenti, F., C. J. Sweeting, N. V. C. Polunin, J. Pinnegar, G. D'Anna, and C. Pipitone. 2008. Limited trophodynamics effects of trawling on three Mediterranean fishes. *Mar. Biol.* 154:765-773.
- Bann, C., Basak, E., 2011. Economic analysis of Gökova Bay Special Environmental Protection Area. Ministry of Environment and Urbanization, General Directorate of Natural Assets Protection, Ankara, 60 pp.
- Bautista-Vega, A. A., Y. Letourneur, M. Harmelin-Vivien, and C. Salen-Picard. 2008. Difference in diet and size-related trophic level in two sympatric fish species, the red mullets *Mullus barbatus* and *Mullus surmuletus*, in the Gulf of Lions (north-west Mediterranean Sea). *Journal of Fish Biology* 73:2402-2420.
- Bianchi, G., H. Gislason, K. Graham, L. Hill, X. Jin, K. Koranteng, S. Manickchand-Heileman, I. Paya', K. Sainsbury, F. Sanchez, and K. Zwanenburg. 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES J. mar. Sci.* 57:558-571.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral. J. Ecol.* 18:117-143.
- Cohen, J. E., S. L. Pimm, P. Yodzis, and J. Saldaña. 1993. Body sizes of animal predators and animal prey in food webs. *Journal of Animal Ecology* 62:67-78.
- Coll, M., I. Palomera, S. Tudela, and F. Sarda. 2006. Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the South Catalan Sea, Northwestern Mediterranean. *J. Mar. Sys.* 59:63-96.



- Cudney-Bueno, R., M. F. Lavin, S. G. Marinone, P. T. Raimondi, and W. W. Shaw. 2009. Rapid effects of marine reserves via larval dispersal. *PLoS One* **4**:e4140.
- Cullis-Suzuki, S. and D. Pauly. 2010. Marine protected area costs as "beneficial" fishery subsidies: a global evaluation. *Coast. Manag.* **38**:113-121.
- D'Anna, G. and C. Pipitone. 2007. Prede e predatori della triglia di fango *Mullus barbatus* L.: un approccio con gli isotopi stabili di carbonio e azoto. Rapporto finale del Progetto MIPAF n. 6A82/83/84 (sottoprogetto): xxix+58 pp.
- De Juan Mohan, S. 2007. Effects of commercial trawling activities on benthic communities in a fishing ground from the NW Mediterranean Sea. PhD Thesis. Universidad de Barcelona, Barcelona.
- de Juan, S., S., F., Thrush, Demestre, M. 2007. Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series* **334**:117-129.
- de Juan, S., M., Demestre, P., Sanchez. 2011. Exploring the degree of trawling disturbance by the analysis of benthic communities ranging from a heavily exploited fishing ground to an undisturbed area in the NW Mediterranean. *Scientia Marina* **75**:507-513.
- DeNiro, M. J. and S. Epstein. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **42**:495-506.
- Ehler, C. and F. Douvère. 2009. Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystem-based management. UNESCO, Paris.
- Essington, T. E., A. H. Beaudreau, and J. Wiedenmann. 2006. Fishing through marine food webs. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **103**:3171-3175.
- Fanelli, E., F. Badalamenti, G. D'Anna, and C. Pipitone. 2009. Diet and trophic level of scadfish *Arnoglossus laterna* in the southern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean): contrasting trawled versus untrawled areas. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* **89**:817-828.
- Fanelli, E., F. Badalamenti, G. D'Anna, C. Pipitone, E. Riginella, and E. Azzurro. 2011. Food partitioning and diet temporal variation in two coexisting sparids, *Pagellus erythrinus* and *Pagellus acarne*. *Journal of Fish Biology* **78**:869-900.
- Fanelli, E., F. Badalamenti, G. D'Anna, C. Pipitone, and C. Romano. 2010. Trophodynamic effects of trawling on the feeding ecology of pandora, *Pagellus erythrinus*, off the northern Sicily coast (Mediterranean Sea). *Mar. Freshwater Res.* **61**:408-417.
- FAO. 2011. Fisheries management. 4. Marine protected areas and fisheries. FAO, Rome.
- Jennings, S. 2009. The role of marine protected areas in environmental management. *ICES J. mar. Sci.* **66**:16-21.
- Fischer, W., M. Schneider, and M. L. Bauchot. 1987. Fiches FAO d'identification des especes pour les besoins de la peche (Revision 1). Méditerranée et Mer Noire, zone de peche 37. Vol. I: vegetaux et invertébrés. FAO, Roma.
- Fischer, W., M. Schneider, and M. L. Bauchot. 1987. Fiches FAO d'identification des especes pour les besoins de la peche (Revision 1). Méditerranée et Mer Noire, zone de peche 37. Vol. II: vertébrés. FAO, Roma.
- Follesa, M.C., 2010. La duplice valenza delle aree di ripopolamento attivo di *Palinurus elephas*: utili siti di sperimentazione e potenti strumenti gestionali. PhD thesis, Università degli Studi di Cagliari, Cagliari.
- Follesa, C., D. Cuccu, R. Cannas, A. Sabatini, and A. Cau. 2007. Emigration and retention of *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) in a central western Mediterranean marine protected area. *Sci. Mar.* **71**:279-285.



- Garcia Charton, J. A., A. Perez-Ruzafa, C. Marcos, J. Claudet, F. Badalamenti, L. Benedetti Cecchi, J. M. Falcon, M. Milazzo, P. J. Schembri, B. Stobart, F. Vandeperre, A. Brito, R. Chemello, M. Dimech, P. Domenici, I. Guala, L. Le Direach, E. Maggi, and S. Planes. 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *Jour. Nat. Conserv.* **16**:193-221.
- Gaylord, B., S. D. Gaines, D. A. Siegel, and M. H. Carr. 2005. Marine reserves exploit population structure and life history in potentially improving fisheries yields. *Ecol. Appl.* **15**:2180-2191.
- GFCM, 2014. GFCM SAC, Subcommittee on Marine Environment and Ecosystems (SCMEE): Final report of working group on marine protected areas, Bar, Montenegro, 3 February 2014. FAO, Rome.
- Gibson, R. N. and I. A. Ezzi. 1987. Feeding relationships of a demersal fish assemblage on the west coast of Scotland. *J. Fish Biol.* **31**:55-69.
- Gislason, H. 1994. Ecosystem effects of fishing activities in the North Sea. *Mar. Poll. Bull.* **29**:520-527.
- Gislason, H., Rice, J.C. . 1998. Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. *ICES J. mar. Sci.* **55**:362-370.
- Gislason, H., Sinclair, M. 2000. Ecosystem effects of fishing. *ICES J. mar. Sci.* **57**:465-791.
- Goñi, R., F. Badalamenti, and M. Tupper. 2011. Effects of marine protected areas on local fisheries: evidence from empirical studies. Pages 72-98 in J. Claudet, editor. *Marine protected areas - a multidisciplinary approach*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Graham, M. H. 2004. Effects of local deforestation on the diversity and structure of southern California giant Kelp forest food webs. *Ecosystems* **7**:341-357.
- Greco, S. 1994. Considerazioni sullo stato di sfruttamento delle risorse demersali (Capo Suvero-S.Vito lo Capo). *Biol. Mar. Medit.* **1**:61-66.
- Greco, S., P. Rinelli, D. Giordano, and F. Perdichizzi. 1998. Valutazione delle risorse demersali da Capo Suvero a San Vito lo Capo (Tirreno Meridionale). *Biol. Mar. Medit.* **5**:74-84.
- Greenstreet, S. P. R., Hall, S.J. . 1996. Fishing and ground-fish assemblage structure in the north-western North Sea: an analysis of long-term and spatial trends. *Journal Animal Ecology* **65**:577-598.
- Guidetti, P. and A. Sala. 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **335**:43-56.
- Hairston NG, S. F., Slobodkin LB. 1960. Community structure, population control, and competition. *American Naturalist* **94**:421-425.
- Hall, S. J. 1999. *The effects of fishing on marine ecosystems and communities*. Blackwell Science, Oxford.
- Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *J. Fish Biol.* **17**:411-429.
- Ismen, A., M. Arslan, C. C. Yigin, and N. A. Bozbay. 2013. Age, growth, reproduction and feeding of John Dory, *Zeus faber* (Pisces: Zeidae), in the Saros Bay (North Aegean Sea). *Journal of Applied Ichthyology* **29**:125-131.
- Jackson, A. L., R. Inger, A. C. Parnell, and S. Bearhop. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology* **80**:595-602.
- Jennings, S., S. P. R. Greenstreet, L. Hill, G. J. Piet, J. K. Pinnegar, and K. J. Warr. 2002a. Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish



- community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. *Marine Biology* **141**:1085-1097.
- Jennings, S. and M. J. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems *Advances in Marine Biology*. Academic Press Ltd, London:201-352.
- Jennings, S., K. J. Warr, and S. Mackinson. 2002b. Use of size-based production and stable isotope analyses to predict trophic transfer efficiencies and predator-prey body mass ratios in food webs. *Marine Ecology Progress Series* **240**:11-20.
- Kaiser, M. J. and B. E. Spencer. 1994. Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. *Marine Ecology Progress Series* **112**:41-49.
- Kaiser, M. J., K. R. Clarke, H. Hinz, M. C. V. Austen, P. J. Somerfield, and I. Karakassis. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series* **311**:1-14.
- Kaiser, M. J., J. S. Collie, S. J. Hall, S. Jennings, and I. R. Poiner. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish Fisher.* **3**:114-136.
- Katsanevakis, S., V. Stelzenmuller, A. South, T. Kirk Sorensen, P. J. S. Jones, S. Kerr, F. Badalamenti, C. Anagnostou, P. Breen, G. Chust, G. D'Anna, M. Duijn, T. Filatova, F. Fiorentino, H. Hulsman, K. Johnson, A. P. Karageorgis, I. Kroncke, S. Mirto, C. Pipitone, S. Portelli, W. Qiu, H. Reiss, D. Sakellariou, M. Salomidi, L. van Hoof, V. Vassilopoulou, T. Vega Fernandez, S. Voge, A. Weber, A. Zenetos, and R. ter Hofstede. 2011. Ecosystem-based marine spatial management: Review of concepts, policies, tools, and critical issues. *Ocean Coast. Manag.* **54**:807-820.
- Lamb, R. W. and D. W. Johnson. 2010. Trophic restructuring of coral reef fish communities in a large marine reserve. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **408**:169-180.
- Layman, C. A., D. A. Arrington, C. G. Montana, and D. M. Post. 2007a. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology* **88**:42-48.
- Layman, C. A., J. P. Quattrocchi, C. M. Peyer, J. E. Allgeier, and K. Suding. 2007b. Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation. *Ecology Letter* **10**:937-944.
- Levins, R. 1968. *Evolution in Changing Environments*. New Jersey: Princeton University Press.
- Lubchenco, J., S. Gaines, K. Grorud-Colvert, S. Airame, S. Palumbi, R. Warner, and B. Simler Smith. 2011. *The science of marine reserves*. 2nd Edition: Europe. PISCO.
- McCutchan, J. H., W. M. Lewis, C. Kendall, and C. C. McGrath. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* **102**:378-390.
- Meinesz, A., J. R. Lefevre, J. P. Beurier, C. F. Boudouresque, R. Miniconi, and J. O'Neill. 1983. Les zones marines protegees des cotes francaises de Méditerranée. *Bull. Ecol.* **14**:35-50.
- Morato, T., R. Watson, T. J. Pitcher, and D. Pauly. 2006. Fishing down the deep. *Fish Fish* **7**:24-34.
- MRAG Ltd., 2013. *Costs and Benefits Arising from the Establishment of Maritime Zones in the Mediterranean Sea*. Final Report. European Commission, DG MARE, Brussels.
- Murawski, S. A., R. Brown, H. L. Lai, P. J. Rago, and L. Hendrickson. 2000. Large scale closed areas as a fishery-management tool in temperate marine systems: the Georges Bank experience. *Bull. Mar. Sci.* **66**:775-798.



- Norse, E. A. 2010. Ecosystem-based spatial planning and management of marine fisheries: why and how? *Bull. Mar. Sci.* **86**:179-195.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* **164**:262-270.
- Odum, W. E. and E. J. Heald. 1975. The detritus-based food web for an estuarine mangrove community. Cronin LE (ed) *Estuarine research*, Academic Press, New York, NY **1**:265-286.
- Odum, E. P., H. T. Odum, and J. Andrews. 1971. *Fundamentals of ecology*. Saunders, Philadelphia, PA.
- Paine, R. T. 1988. Food webs: road maps of interactions or grist for theoretical development? *Ecology* **69** 1648-1654.
- Parnell, A. C., R. Inger, S. Bearhop, and A. L. Jackson. 2010. Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation. *PLoS One* **5(3)**:e9672.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese, and F. Torres, jr. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* **279**:860-863.
- Pauly, D., V. Christensen, and C. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J. mar. Sci.* **57**:697-706.
- Perez-Ruzafa, A., C. Marcos, J. A. Garcia Charton, and F. Salas. 2008a. European marine protected areas (MPAs) as tools for fisheries management and conservation. *Jour. Nat. Conserv.* **16**:187-192.
- Perez-Ruzafa, A., E. Martin, C. Marcos, J. M. Zamarro, B. Stobart, M. Harmelin Vivien, S. Polti, S. Planes, J. A. Garcia Charton, and M. Gonzalez-Wanguemert. 2008b. Modelling spatial and temporal scales for spill-over and biomass exportation from MPAs and their potential for fisheries enhancement. *Jour. Nat. Conserv.* **16**:234-255.
- Pinnegar, J. K., N. V. C. Polunin, P. Francour, F. Badalamenti, R. Chemello, M. L. Harmelin Vivien, B. Hereu, M. Milazzo, M. Zabala, G. D'Anna, and C. Pipitone. 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environ. Conserv.* **27**:179-200.
- Pipitone, C., F. Badalamenti, G. D'Anna, and B. Patti. 2000. Fish biomass increase after a four-year trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily, Mediterranean Sea). *Fish. Res.* **48**:23-30.
- Pipitone, C., F. Badalamenti, T. Vega Fernández, and G. D'Anna. 2014. Spatial Management of Fisheries in the Mediterranean Sea: Problematic Issues and a Few Success Stories. Pages 371-402 in M. L. Johnson and J. Sandell, editors. *Marine Managed Areas and Fisheries*. *Adv. Mar. Biol.* **69**. Academic Press.
- Polovina, J. J. and M. D. Ow. 1983. *ECOPATH: a user's manual and program listing*. National Marine Fisheries Service, NOAA, Honolulu, Hawaii, Administrative Report. H-83-23. 46 pp.
- Post, D. M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology* **83**:703-718.
- Potoschi, A., P. Battaglia, P. Rinelli, F. Perdichizzi, A. Manganaro, and S. Greco. 2006. Variazione dei rendimenti con rete a strascico in un'area a parziale protezione nel golfo di Patti (Sicilia settentrionale) in 20 anni di monitoraggio. *Biol. Mar. Medit.* **13**:149-157.
- Potoschi, A., G. Cavallaro, P. Sturiale, and G. Lo Duca. 1995. Effetti del decreto regionale del 31/5/90 sui rendimenti di pesca di *Mullus barbatus* (L., 1758) catturato con rete a strascico nel Golfo di Patti (ME). *Biol. Mar. Medit.* **2**:505-507.



- Preciado, I., F. Velasco, and I. Olaso. 2008. The role of pelagic fish as forage for the demersal fish community in the southern Bay of Biscay. *Journal of Marine Systems* **72**:407–417.
- Rinelli, P., S. Ragonese, P. Consoli, G. Florio, T. Romeo, F. Perdichizzi, and S. Greco. 2004. Monitoring no-take areas: the cases of the gulfs of Castellammare and Patti (northern coasts of Sicily). *Biol. Mar. Medit.* **11**:82–87.
- Roberts, C. M. 1997. Ecological advice for the global fisheries crisis. *Trends Ecol. Evol.* **12**:35–38.
- Russ, G. R. 2002. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. Pages 421–443 in P. F. Sale, editor. *Coral reef fishes*. Academic Press, Boston.
- Shannon, L., M. Coll, A. Bundy, D. Gascuel, J. J. Heymans, K. Kleisner, C. P. Lynam, C. Piroddi, J. Tam, M. Travers-Trolet, and Y. Shin. 2014. Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **512**:115–140.
- Silva, A. 1999. Feeding habits of John Dory, *Zeus faber*, off the Portuguese continental coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **79**:333–340.
- Sinopoli, M., Fanelli, E., D'Anna, G., Badalamenti, F., Pipitone, C., 2012. Assessing the effects of a trawling ban on diet and trophic level of hake, *Merluccius merluccius*, in the southern Tyrrhenian Sea. *Sci. Mar.* **76**:677–690.
- Stergiou, K. I. and H. Fourtouni. 1991. Food-habits, ontogenic diet shift and selectivity in *Zeus faber* Linnaeus, 1758. *Journal of Fish Biology* **39**:589–603.
- Stergiou, K. I. and A. C. Tsikliras. 2011. Fishing down, fishing through and fishing up: fundamental process versus technical details. *Marine Ecology Progress Series* **441**:295–301.
- Swartz, W., E. Sala, S. Tracey, R. Watson, and D. Pauly. 2010. The spatial expansion and ecological footprint of fisheries (1950 to present). *PLoS ONE* **5**:e15143.
- Sweeting, C. J., F. Badalamenti, G. D'Anna, C. Pipitone, and N. V. C. Polunin. 2009. Steeper biomass spectra of demersal fish communities after trawler exclusion in Sicily. *ICES J. mar. Sci.* **66**:195–202.
- Thrush, S. F., J. S. Gray, J. E. Hewitt, and K. I. Ugland. 2006. Predicting the effects of habitat homogenization on marine biodiversity. *Ecol. Appl.* **16**:1636–1642.
- Tsikliras, A. C. and K. I. Stergiou. 2007. Fisheries management and marine protected areas. Pages 306–314 in Papaconstantinou C., Zenetos, A. Vassilopoulou, V. and Tserpes, G. editors. *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens.
- Ulanowicz, R. E. 1995. Ecosystem trophic foundations: *Lyndeman exonerata*. In: Patten, B.C., Jorgensen, S.E. (Eds.), *Complex Ecology: The Part-Whole Relation in Ecosystems*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, pp. 549–550.
- Únal, V., 2010. Fishery management in Gokova Special Environment Protection Area. Pages 1–92 in C. O. Kırac and N. O. Veryeri, editors. *Putting pen to practice in marine and coastal areas; Gokova integrated coastal and marine management planning project*. Final report. BBI Matra, Netherlands.
- Vandeperre, F., R. Higgins, J. Sanchez Meca, F. Maynou, R. Goñi, P. Martin-Sosa, A. Perez Ruzafa, P. Afonso, I. Bertocci, R. Crech'riou, G. D'Anna, M. Dimech, C. Dorta, O. Esparza, J. M. Falcon, A. Forcada, I. Guala, L. Le Direach, C. Marcos, C. Ojeda-Martinez, C. Pipitone, P. J. Schembri, V. Stelzenmuller, B. Stobart, and R. Serrao Santos. 2011. Effects of no-take



- area size and age of marine protected areas on fisheries yields: a meta-analytical approach. *Fish Fisher.* **12**:412-426.
- Walters, C., D. Pauly, and V. Christensen. 2000. Ecospace: prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems* **2**:539–554.

