

CARLO PIPITONE, GIOVANNI D'ANNA, FABIO BADALAMENTI,
FRANCO ANDALORO, MANUELA FALAUTANO, FABIO FIORENTINO,
PAOLA GIANGUZZA, PAOLA RINELLI & NUNZIACARLA SPANÒ

IL DIVIETO DI STRASCICO NEL GOLFO DI CASTELLAMMARE
(SICILIA N-O): UNO STRUMENTO DI SUCCESSO
PER LA GESTIONE SOSTENIBILE DELLA PESCA DEMERSALE

RIASSUNTO

Il Golfo di Castellammare (Mar Tirreno, Sicilia nord-occidentale) è sottoposto dal 1990 a un divieto di pesca a strascico che copre gran parte della piattaforma continentale per circa 200 km². L'efficacia del divieto come misura di gestione della pesca finalizzata al recupero degli stock ittici è stata valutata attraverso numerose campagne di ricerca effettuate fra il 1985 e il 2005, prima e dopo l'applicazione del divieto. I dati raccolti dopo il divieto sono stati confrontati con dati provenienti da due aree di controllo sulla costa settentrionale della Sicilia soggette a pesca a strascico e con dati raccolti prima del divieto. I risultati ottenuti mostrano un chiaro aumento della biomassa ittica nel Golfo di Castellammare come conseguenza della protezione. Una specie a breve ciclo vitale e a distribuzione profonda come il gambero rosa *Parapenaeus longirostris* non sembra essere influenzata dal divieto. Le altre, in particolare la triglia di fango *Mullus barbatus* hanno mostrato un forte aumento di densità. Il divieto di strascico si conferma una misura efficace di gestione sostenibile delle risorse ittiche demersali. Vengono inoltre evidenziati i problemi legati al ridotto controllo sull'applicazione del divieto e la necessità di un monitoraggio scientifico per verificare l'efficacia della misura di gestione.

Parole chiave: Mediterraneo, riserve di pesca, gestione spaziale, approccio ecosistemico

SUMMARY

The trawl ban in the Gulf of Castellammare (NW Sicily): a successful tool for the sustainable management of demersal fisheries. The Gulf of Castellammare (Tyrrhenian Sea, NW Sicily) has been subject since 1990 to a trawl ban that covers 200 km², most of which on the continental shelf. The trawl ban was thought as a fisheries management measure to recover the depleted fish stocks in the area. The effectiveness of the ban was assessed through several research surveys carried out between 1985 and 2005, before and after the application of the trawl ban. The data collected after the ban were

compared with (a) data from two control areas subject to trawling, and (b) data from the Gulf of Castellammare before the ban. The results showed a clear increase of fish biomass in the Gulf of Castellammare as a direct effect of protection. Only one species with a short life cycle and deep distribution like the pink shrimp *Parapenaeus longirostris* does not seem to be influenced by the limitation of the fishing effort. The other species, in particular the red mullet *Mullus barbatus*, showed a strong increase in density. The trawl ban confirms an effective measure of fish resource management. However, there is a need to keep a high level of control and enforcement of the ban and to ensure scientific monitoring to verify the effectiveness of this management tool.

Key words: Mediterranean, fishery reserves, spatial management, ecosystem approach

INTRODUZIONE

Il Mediterraneo è un bacino sottoposto a pressioni antropiche che includono fra l'altro navigazione, turismo, attività estrattive e pesca, le cui interazioni sono particolarmente complesse visto anche il quadro geopolitico a contorno (RÖCKMANN *et al.*, 2018). La Direttiva 89/269 sulla Pianificazione dello Spazio Marittimo richiede di regolare le attività umane in mare riducendo i conflitti tra i portatori di interesse e di gestire le risorse utilizzando l'approccio ecosistemico, in accordo con la Direttiva 1255/2011 sulla Politica Marittima Integrata e la Direttiva Quadro 56/2008 sulla Strategia per l'Ambiente Marino. Inoltre sia la Politica Comune della Pesca dell'Unione Europea (Reg. EU 1380/2013) che la Risoluzione GFCM/40/2016/2 per una strategia di medio termine (2017-2020) verso la sostenibilità della pesca in Mediterraneo e in Mar Nero individuano nella protezione degli *essential fish habitat* e delle aree sensibili uno strumento gestionale fondamentale per l'applicazione del già menzionato approccio ecosistemico. In questa cornice uno dei capisaldi della gestione spaziale delle risorse ittiche è costituito dalla istituzione delle aree marine protette e, più in generale, dalle aree marine gestite nel rispetto dei criteri di sostenibilità ambientale (DE JUAN *et al.*, 2012; PEREZ-RUZAFÀ *et al.*, 2017). All'interno di tali aree le attività umane sono regolate in modo da assicurare un uso sostenibile delle risorse basato su diversi livelli di protezione. Gli effetti attesi sulle popolazioni ittiche prevedono un aumento della loro biomassa e della densità e una distribuzione delle frequenze di taglia più completa e strutturata con un aumento degli individui di grande taglia (BASKETT & BARNETT, 2015; SCIBERRAS *et al.*, 2015). Risultati di questo tipo da latitudini temperate e tropicali sono ampiamente documentati in letteratura (GONI *et al.*, 2011; PIPITONE *et al.*, 2000, 2014; SHERWOOD & GRABOWSKI, 2016).

Considerato che la pesca a strascico nel Mediterraneo è caratterizzata da un eccessivo sforzo di pesca unito ad una ridotta età/taglia di prima cattura, una delle misure gestionali rivela più efficaci per la ricostituzione delle

risorse di pesca demersali è rappresentata dal divieto di pesca a strascico. Tale misura si è rivelata adatta a ottenere un aumento della biomassa ittica e un miglioramento delle strutture di taglia all'interno delle aree interessate dal divieto (FIORENTINO *et al.*, 2008; PIPITONE *et al.*, 2000; MURAWSKI *et al.*, 2005; BADALAMENTI *et al.*, 2012; DIMARCHOPOULOU *et al.*, 2018).

Nel Mediterraneo esistono numerosi casi di aree marine protette il cui obiettivo prioritario è quello di giungere al prelievo sostenibile delle risorse ittiche attraverso svariate tipologie di protezione. Nella loro diversa denominazione (riserve, santuari, aree chiuse alla pesca, aree marine protette e zone di restrizione della pesca), stanno diventando uno strumento elettivo per coniugare gli obiettivi generali della conservazione della biodiversità marina e quelli specifici della sostenibilità della pesca (PIPITONE *et al.*, 2014). In Sicilia il divieto di pesca a strascico è stato introdotto nel 1990 (L.R. 25/1990) nei golfi di Castellammare, Patti e Catania con l'obiettivo di ricostituire le risorse ittiche sovrasfruttate e di ridurre i ben noti conflitti tra la pesca artigianale e quella a strascico. In particolare il Golfo di Castellammare è stato oggetto di diversi progetti di ricerca regionali, nazionali ed europei che hanno avuto l'obiettivo di valutare gli effetti del divieto di strascico sia sulle risorse ittiche che sull'economia della pesca artigianale (Tab. I).

Questo articolo ha l'obiettivo di presentare i principali risultati ottenuti dagli studi svolti nel Golfo di Castellammare allo scopo di offrire una visione integrata degli effetti del divieto di strascico sulle risorse demersali. L'effetto del divieto di strascico è stato valutato confrontando i dati raccolti nel Golfo prima e dopo il divieto con quelli raccolti dopo il divieto in due aree lungo la costa della Sicilia settentrionale in cui la pesca a strascico è consentita.

MATERIALI E METODI

Raccolta dei dati

Per valutare l'effetto del divieto di strascico sulla biomassa ittica demersale sono stati utilizzati i dati raccolti nell'ambito di campagne sperimentali di pesca a strascico effettuate nel Golfo di Castellammare (GCAST) e in due aree non soggette a divieto (Golfi di Termini Imerese, GTERM e di Sant'Agata, GSANT) (Fig. 1). I tre golfi si trovano lungo la costa settentrionale della Sicilia e presentano condizioni idrologiche e oceanografiche simili fra loro, pur essendo diversi dal punto di vista geo-morfologico (FANELLI *et al.*, 2011). Il divieto di strascico in GCAST riguarda una superficie di circa 200 km² compresa fra la linea di costa e la congiungente Torre Uzzo - Capo Rama e include la platea continentale e parte della scarpata (Fig. 2).

Tabella I.
Elenco dei progetti di ricerca sulla valutazione degli effetti del divieto di strascico nel Golfo di Castellammare

Periodo	Progetto	Ente finanziatore
1985-1989	Valutazione delle risorse demersali nell'area compresa fra Capo Gallo e Capo San Vito (Sicilia nord occidentale)	Ministero della Marina Mercantile
1993-1995	Structure of the populations and assessment of the biomass of the coastal demersal resources in the Gulf of Castellammare	Commissione Europea DG XIV
1998-2000	Trawling ban in the Gulf of Castellammare: effects on the small-scale fishery economics and on the abundance of fish	Commissione Europea DG XIV
2000-2002	Value of exclusion zones as a fisheries management tool in Europe (VALFEZ)	Commissione Europea V P.Q.
2004-2007	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	Ministero dell'Istruzione, Università e Ricerca
2005-2007	Valutazione dell'efficacia di aree interdette alla pesca a strascico attraverso lo studio di prede e predatori della triglia di fango, <i>Mullus barbatus</i>	Ministero per le Politiche Agricole, Alimentari e Forestali
2006-2007	Valutazione contingente ed economica delle risorse ittiche del Golfo di Castellammare	POR Sicilia 2000-2006
2007-2008	Gestione integrata e sostenibile del Golfo di Castellammare	POR Sicilia 2000-2006
2012-2016	Studio della rete trofica della comunità ittica in aree soggette a diverso livello di sfruttamento della pesca	Consiglio Nazionale delle Ricerche, Progetto Bandiera RITMARE
2012-2016	Ecologia e studio delle dinamiche spazio-temporali di organismi marini in fase post-larvale di interesse per la pesca	Consiglio Nazionale delle Ricerche, Progetto Bandiera RITMARE

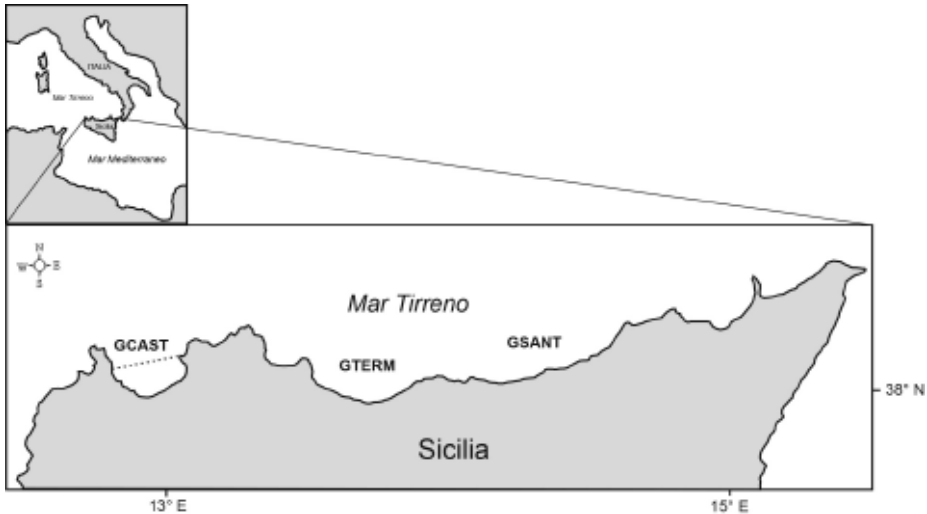


Fig. 1 — Le tre aree di studio: Golfo di Castellammare (GCAST), Golfo di Termini Imerese (GTERM) e Golfo di Sant'Agata (GSANT). La linea punteggiata in GCAST indica il limite esterno dell'area vietata allo strascico.

In ognuna delle campagne di studio è stato utilizzato un disegno di campionamento casuale stratificato basato sulla suddivisione delle aree di studio in tre strati batimetrici: strato A (10-50 m), strato B (51-100 m) e strato C (101-200 m), ognuno dei quali è stato suddiviso in unità di campionamento elementari (ESU: *elementary sampling units*) (Fig. 2). Il numero di stazioni allocate (cale) è stato proporzionale alla superficie di ogni strato, tenuto conto delle aree non strascicabili a causa della natura del fondale. L'area di studio di GCAST è stata suddivisa in due zone: GCAST-IN (ESU comprese totalmente dentro la zona vietata allo strascico) e GCAST-OUT (ESU situate all'esterno o al di sopra del limite orientale del divieto) (Fig. 2).

Per la raccolta dei campioni di fauna ittica demersale è stato utilizzato un peschereccio commerciale dotato di rete a strascico da fondo a divergenti con maglia stirata al sacco da 36 mm.

Le campagne si sono svolte sui fondi mobili della piattaforma continentale prima (GCAST) e dopo (GCAST, GTERM e GSANT) l'inizio del divieto. I dati cumulati raccolti dal 1985 al 1989 sono stati considerati pre-divieto, quelli cumulati dal 1994 al 2005 post-divieto. Il numero di cale valide effettuate per golfo e per campagna di pesca è riportato in Tab. II.

Le cale pre-divieto effettuate in GCAST hanno avuto una durata di 60 minuti, mentre quelle post-divieto hanno avuto una durata di 30 minuti in

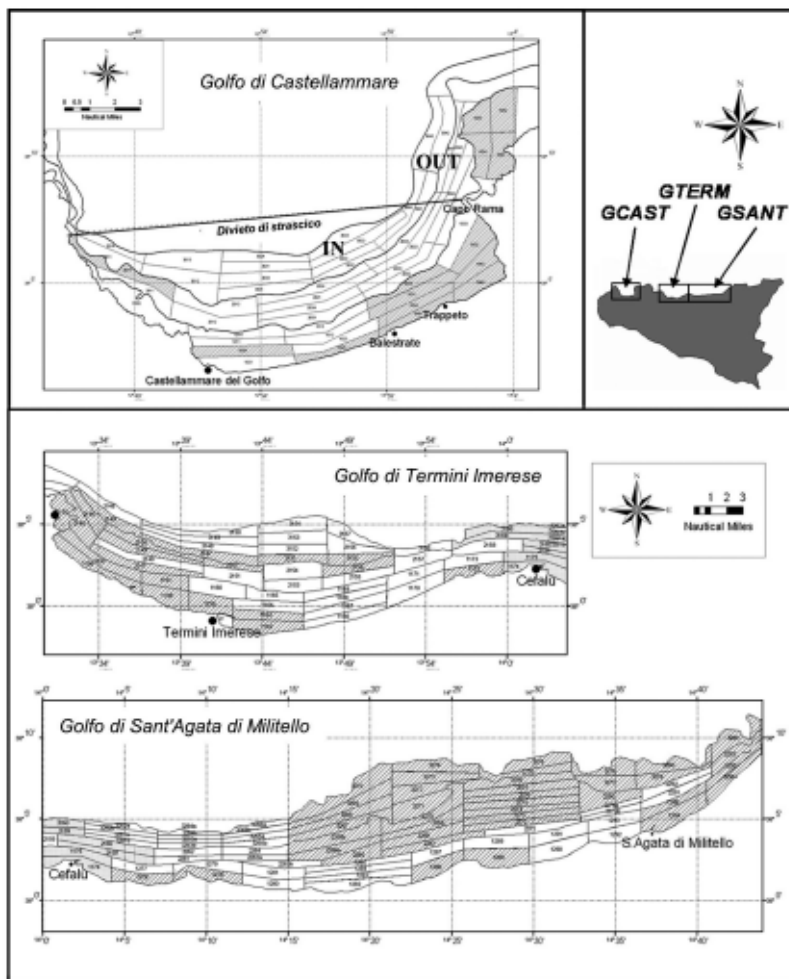


Fig. 2 — Le tre aree di studio. I poligoni in cui sono suddivise rappresentano le unità di campionamento elementari (ESU) durante le campagne di pesca effettuate dopo l'inizio del divieto di strascico. Le ESU grigie rappresentano zone non strascicabili. IN: dentro l'area vietata in GCAST; OUT: fuori dall'area vietata in GCAST.

GCAST e di 60 minuti in GTERM e GSANT. La durata inferiore in GCAST è stata giustificata dalla elevata biomassa ittica attesa nel golfo in seguito al divieto di strascico.

I dati di cattura sono stati espressi come densità media in peso (kg/km^2) del popolamento ittico e di alcune specie di interesse commerciale, calcolati come valore medio sull'insieme dei tre strati batimetrici e su tutte le campagne di pesca per i singoli golfi nei due periodi pre- e post-divieto.

Tabella II

Numero di cale utilizzate per periodo e per golfo effettuate prima (1985-1989) e dopo (1994-2005) l'inizio del divieto di strascico. GCAST: Golfo di Castellammare; GCAST-IN: cale dentro l'area vietata; GCAST-OUT: cale fuori dall'area vietata; GTERM: Golfo di Termini Imerese; GSANT: Golfo di Sant'Agata

Periodo	Golfo	N. cale
Primavera 1985	GCAST	10
Estate 1985	GCAST	11
Primavera 1986	GCAST	11
Primavera 1987	GCAST	11
Estate 1987	GCAST	11
Primavera 1989	GCAST	11
Autunno 1993	GCAST	33
Inverno 1993/94	GCAST	31
Primavera 1994	GCAST	29
Estate 1994	GCAST	30
Primavera 1998	GCAST	25
Estate 1998	GCAST	26
Autunno 1998	GCAST	26
Inverno 1998/99	GCAST	25
Estate 2000	GCAST	25
Autunno 2000	GCAST	27
Inverno 2000/01	GCAST	30
Primavera 2001	GCAST	29
Estate 2004	GCAST-IN	24
Estate 2004	GCAST-OUT	7
Autunno 2004	GCAST-IN	23
Autunno 2004	GCAST-OUT	7
Inverno 2004/05	GCAST-IN	22
Inverno 2004/05	GCAST-OUT	8
Primavera 2005	GCAST-IN	24
Primavera 2005	GCAST-OUT	6
Autunno 2004	GTERM	30
Primavera 2005	GTERM	30
Autunno 2004	GSANT	30
Primavera 2005	GSANT	30

Analisi dei dati

Le analisi statistiche per verificare l'effetto del divieto di strascico sono state basate su due disegni sperimentali.

Il primo disegno è servito a confrontare i dati raccolti nel Golfo di Castellammare prima e dopo l'inizio del divieto e ha tenuto conto dei seguenti 3 fattori: Periodo (fisso con due livelli Pre- e Post- divieto); Località (fisso con due livelli IN e OUT (ovvero dentro e fuori l'area vietata)); Anno (random con otto livelli). La variabile di risposta utilizzata è stata la densità media in peso dell'intero popolamento ittico.

Il secondo disegno è servito a confrontare tra loro i dati di GCAST prima e dopo il divieto, e quelli di GCAST dopo il divieto con quelli di GTERM e GSANT. Sono stati presi in considerazione due fattori fissi: Periodo (fisso con due livelli, Pre- e Post- divieto); Località (fisso con quattro livelli GCAST-IN, GCAST-OUT, GTERM e GSANT). La variabile di risposta utilizzata è stata la densità media in peso dell'intero popolamento ittico e delle seguenti specie di interesse commerciale: nasello (*Merluccius merluccius*), triglia di fango (*Mullus barbatus*), pagello fragolino (*Pagellus erythrinus*), pesce San Pietro (*Zeus faber*) e gambero rosa (*Parapenaeus longirostris*).

Per entrambi i disegni e su tutte le variabili è stata eseguita una PERANOVA (Permutational Analysis of Variance) basata sulla distanza euclidea in una matrice di dissimilarità (ANDERSON *et al.*, 2008). Al fine di omogeneizzare la varianza, le trasformazioni $\text{Log}(x+1)$ e radice quadrata sono state applicate alle variabili considerate. I valori di P sono stati ottenuti utilizzando 9999 permutazioni dei residui sotto un modello di varianza ridotto (ANDERSON, 2001). La significatività è stata fissata a $P = 0.05$.

RISULTATI

I valori di densità del popolamento ittico complessivo sia in GCAST-IN che in GCAST-OUT sono risultati maggiori dopo il divieto di strascico (Fig. 3, Tab. III), con un incremento da 223 a 1490 kg/km² in GCAST-IN, e da 193 a 456 kg/km² in GCAST-OUT. Nel periodo pre-divieto le due aree avevano valori di densità simili, mentre dopo il divieto le densità erano più elevate in GCAST-IN. I dati delle campagne 2000/01 e 2004/05 mostrano densità leggermente inferiori in entrambe le aree rispetto alle due campagne precedenti. Il confronto esteso alle due aree non soggette a divieto di strascico mostra che i valori di densità media del popolamento ittico post-divieto in GCAST-IN e in GCAST-OUT è superiore a quella dei due golfi non protetti nello stes-

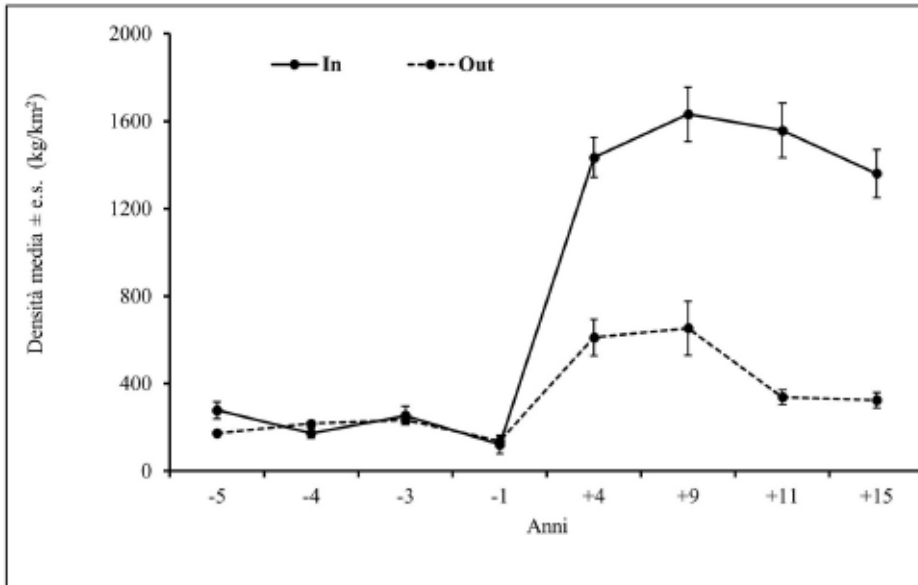


Fig. 3 — Andamento della densità media in peso del popolamento ittico totale negli anni prima (-) e dopo (+) il divieto di strascico nel Golfo di Castellammare. IN: dentro l'area vietata; OUT: fuori dall'area vietata (mod. da PIPITONE *et al.*, 2014).

Tabella III

PERMANOVA sui dati di densità del popolamento ittico totale in GCAST-IN e GCAST-OUT nei 4 anni pre-divieto e nei 4 anni post-divieto. *= $p < 0,05$; **= $p < 0,01$

Tutte le specie

Source of variation	df	MS	Pseudo-F
Periodo	1	10436	64,94*
Località	1	3183,5	28,11**
Anno(Periodo)	6	201,75	1,70
Periodo × Località	1	2758	24,36**
Anno(Periodo) × Località	6	107,53	0,90
Residuals	506	119,02	
Total	521		
Pairwise tests			
<i>Periodo × Località</i>			
Periodo			
GCAST-IN		Pre < Post	
GCAST-OUT		Pre < Post	
Località			
Pre		GCAST-IN = GCAST-OUT	
Post		GCAST-IN > GCAST-OUT	

so periodo, che questi ultimi hanno fra loro valori di densità fra loro analoghi e che le densità pre-divieto in GCAST-IN e -OUT sono simili a quelle di GTERM e GSANT (Fig. 4, Tab. IV).

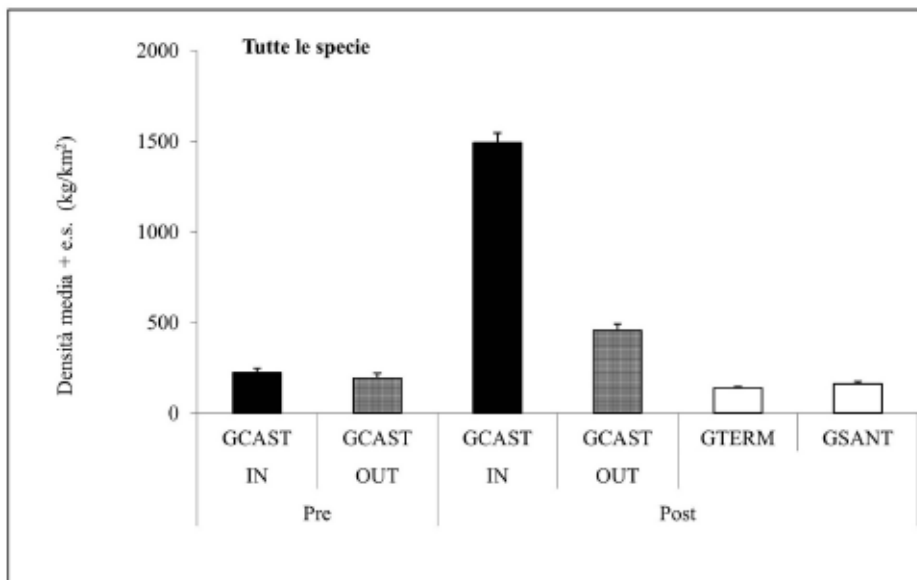


Fig. 4 — Densità media del popolamento ittico totale nel Golfo di Castellammare (GCAST-IN, GCAST-OUT) prima e dopo il divieto, e nei golfi di Termini Imerese (GTERM) e di Sant'Agata (GSANT) dopo il divieto.

Tabella IV

PERMANOVA sui dati di densità del popolamento ittico totale in GCAST-IN, GCAST-OUT, GTERM e GSANT nei periodi pre-divieto e post-divieto. ***= $p < 0,001$

Tutte le specie

Source of variation	df	MS	Pseudo-F
Periodo	1	10879	109,74***
Località	3	10060	101,49***
Periodo × Località	1	3105,6	31,33***
Residuals	636	99,13	
Total	641		

Pairwise tests	
<i>Periodo × Località</i>	
Periodo	
GCAST-IN	Pre < Post
GCAST-OUT	Pre < Post
Località	
Pre	GCAST-IN = GCAST-OUT
Post	GCAST-IN > GCAST-OUT > GTERM = GSANT

L'andamento rilevato per il popolamento ittico complessivo si ripete in modo simile per le principali specie di interesse commerciale (Fig. 5, Tab. V). Mentre la densità media di ciascuna specie era simile tra GCAST-IN e OUT prima del divieto, i valori di nasello, triglia di fango, pagello fragolino e pesce San Pietro in GCAST-IN sono risultati sempre superiori dopo il divieto rispetto al periodo precedente. Questo andamento è vero anche in GCAST-OUT per le prime due specie, mentre in quest'area la densità delle ultime due è risultata statisticamente simile prima e dopo il divieto (anche se la Fig. 5 suggerirebbe una densità maggiore nel periodo *post* per il pesce San Pietro). Confrontando la densità post-divieto delle quattro specie in GCAST e nei due golfi non protetti, i valori delle loro densità sono sempre più elevati in GCAST-IN rispetto a GCAST-OUT, e nelle due aree GCAST rispetto a GTERM e GSANT. L'unica parziale eccezione è costituita dal pagello fragolino, le cui densità risultano simili in GCAST-OUT, GTERM e GSANT, tutte più basse rispetto a GCAST-IN (Tab. V).

Un andamento diverso è stato registrato per il gambero rosa, la cui densità in GCAST-IN è aumentata

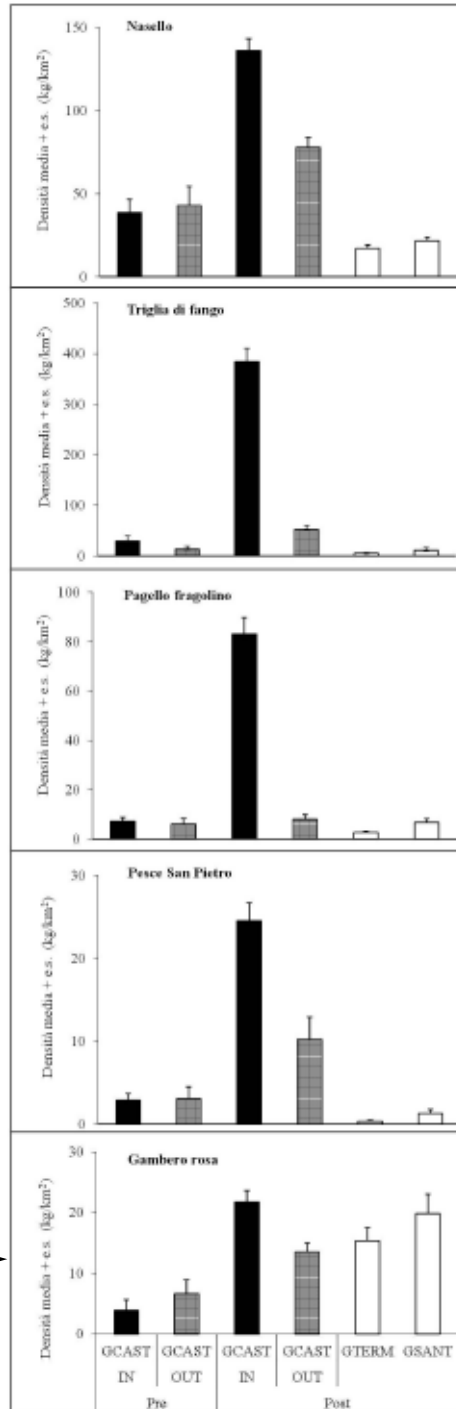


Fig. 5 — Densità media di cinque specie commerciali nel Golfo di Castellammare (GCAST-IN, GCAST-OUT) prima e dopo il divieto, e nei golfi di Termini Imerese (GTERM) e di Sant'Agata (GSANT) dopo il divieto.

dopo il divieto di strascico più che in GCAST-OUT, ma raggiungendo valori analoghi a quelli registrati nelle tre aree non protette (Fig. 5, Tab. V).

DISCUSSIONE

I risultati ottenuti dagli studi effettuati lungo la costa settentrionale della Sicilia hanno confermato la validità del divieto di strascico come strumento di gestione della pesca demersale, finalizzato al recupero delle risorse ittiche

Tabella V

*PERMANOVA sui dati di densità di cinque specie commerciali in GCAST-IN, GCAST-OUT, GTERM e GSANT nei periodi pre-divieto e post-divieto. *= $p < 0,05$; **= $p < 0,01$; ***= $p < 0,001$*

Nasello			
Source of variation	df	MS	Pseudo-F
Periodo	1	833,63	38,75***
Località	3	882,54	41,02***
Periodo × Località	1	68,887	3,20*
Residuals	636	21,513	
Total	641		
Pairwise tests			
<i>Periodo × Località</i>			
Periodo			
GCAST-IN		Pre < Post	
GCAST-OUT		Pre < Post	
Località			
Pre		GCAST-IN = GCAST-OUT	
Post		GCAST-IN > GCAST-OUT > GTERM = GSANT	
Triglia di fango			
Source of variation	df	MS	Pseudo-F
Periodo	1	3214,3	47,44***
Località	3	3507,9	51,77***
Periodo × Località	1	1276,1	18,83*
Residuals	636	67,754	
Total	641		
Pairwise tests			
<i>Periodo × Località</i>			
Periodo			
GCAST-IN		Pre < Post	
GCAST-OUT		Pre < Post	
Località			
Pre		GCAST-IN = GCAST-OUT	
Post		GCAST-IN > GCAST-OUT > GTERM = GSANT	

Pagello fragolino

Source of variation	df	MS	Pseudo-F
Periodo	1	258,77	10,23**
Località	3	372,79	14,74***
Periodo × Località	1	290,43	11,48***
Residuals	636	25,30	
Total	641		
Pairwise tests			
<i>Periodo × Località</i>			
Periodo			
GCAST-IN		Pre < Post	
GCAST-OUT		Pre < Post	
Località			
Pre		GCAST-IN = GCAST-OUT	
Post		GCAST-IN > GCAST-OUT = GTERM = GSANT	

Pesce San Pietro

Source of variation	df	MS	Pseudo-F
Periodo	1	26,59	12,27**
Località	3	51,70	23,86***
Periodo × Località	1	9,56	4,41*
Residuals	636	2,17	
Total	641		
Pairwise tests			
<i>Periodo × Località</i>			
Periodo			
GCAST-IN		Pre < Post	
GCAST-OUT		Pre = Post	
Località			
Pre		GCAST-IN = GCAST-OUT	
Post		GCAST-IN > GCAST-OUT > GSANT > TERM	

Gambero rosa

Source of variation	df	MS	Pseudo-F
Periodo	1	109,11	15,04***
Località	3	2,22	0,31
Periodo × Località	1	16,40	2,26
Residuals	636	7,25	
Total	641		

intensamente sfruttate e all'aumento della loro disponibilità per la pesca artigianale (D'ANNA *et al.*, 2001; WHITMARSH *et al.*, 2003). Nel Mediterraneo questa forma di gestione è stata utilizzata in diverse aree sui fondi mobili della piattaforma continentale (PIPITONE *et al.*, 2014) ed è imposta dalla legislazione europea su habitat sensibili quali le praterie di *Posidonia oceanica* e il coral-

ligeno, sulle zone a meno di 1.5 miglia dalla costa e a profondità superiori a 1000 m (Regolamento CE 1967/2006).

Nel Mar Egeo gli effetti del divieto di strascico sono stati registrati sia sulla densità di alcune specie di interesse commerciale (TSIKLIRAS & STERGIOU, 2007) che sulla loro struttura di taglia (DIMARCHOPOULOU *et al.*, 2018). Nel Golfo di Castellammare le prime indagini effettuate nel periodo post-divieto hanno mostrato un aumento notevole dei rendimenti di pesca totali e delle singole specie già quattro anni dopo l'inizio del divieto (PIPITONE *et al.*, 2000), confermati dalle successive campagne di pesca (D'ANNA *et al.*, 2001; PIPITONE *et al.*, 2001). I dati raccolti nel 2004-05 nel Golfo di Castellammare e in due golfi non soggetti al divieto (BADALAMENTI *et al.*, 2007) hanno consentito di rafforzare e confermare i risultati precedenti.

La densità media del popolamento ittico complessivo nel Golfo di Castellammare è aumentata di circa 8 volte già quattro anni dopo l'inizio del divieto, mostrando una capacità di recupero molto elevata del popolamento demersale soggetto a protezione (PIPITONE *et al.*, 2000). Un tasso di incremento così elevato a seguito del divieto non è stato osservato in altre aree gestite in maniera analoga sia in Mediterraneo (TSIKLIRAS & STERGIOU, 2007) che in Atlantico occidentale (MURAWSKI *et al.*, 2005). Il motivo può essere legato alla totale cessazione del prelievo operato dai pescherecci a strascico all'interno di un'area complessivamente abbastanza ristretta quale quella del Golfo di Castellammare, soggetta per anni a sfruttamento intenso e caratterizzata in passato da bassi rendimenti di pesca (ARCULEO *et al.*, 1988). Risultati meno evidenti e parzialmente contrastanti rispetto a quelli citati per il Golfo di Castellammare sono stati ottenuti nel Golfo di Patti, soggetto dal 1990 allo stesso tipo di divieto (RINELLI *et al.*, 2004; POTOSCHI *et al.*, 2006). Mentre complessivamente in quest'area si è avuto un aumento medio di circa 4 volte della frazione commerciale campionata durante le campagne di ricerca, l'aumento di biomassa di alcune delle specie commerciali a Patti è stato meno netto e soprattutto caratterizzato da ampie oscillazioni rispetto al Golfo di Castellammare. Se da un lato le differenze oceanografiche e sedimentologiche tra i due golfi possono spiegare almeno in parte le differenze osservate (RINELLI *et al.*, 2004), dall'altro lato lo sforzo di campionamento assai diverso impiegato nelle due aree (con una maggiore frequenza temporale nel Golfo di Patti ma con una quantità di campioni di gran lunga maggiore nel Golfo di Castellammare) può essere alla base dei diversi risultati ottenuti.

I dati raccolti dal 2000 al 2005 hanno mostrato una leggera flessione della densità del popolamento ittico totale in GCAST-IN, presumibilmente dovuta a un aumento delle attività di strascico illegale condotte all'interno della zona protetta e verosimilmente legate a una riduzione dei controlli sull'applicazione del divieto e alla cessazione del contributo inizialmente con-

cesso al settore della pesca a strascico locale per un fermo di pesca di 6 mesi all'anno, che ha costituito dal 1990 al 1999 un forte deterrente contro la pesca illegale nel Golfo (STEFANONI *et al.*, 2008).

L'aumento di biomassa delle specie ittiche è un effetto riserva ben noto a livello globale all'interno delle aree marine protette, incluse quelle con protezione parziale (ROBERTS, 2012; SCIBERRAS *et al.*, 2015). Si ritiene che tale aumento sia legato ad una serie di effetti diretti e indiretti della protezione che riguardano sia l'ecosistema (integrità dei fondali e delle comunità bentoniche, ricostituzione della rete trofica) che le singole specie (riduzione della mortalità, ricostituzione della struttura demografica) (COSTELLO, 2014). Considerando le singole specie di interesse commerciale nel caso del Golfo di Castellammare la triglia di fango è risultata in assoluto una fra le specie con il più elevato tasso di recupero. Già quattro anni dopo l'inizio del divieto questa specie tipica dei fanghi terrigeni costieri mostrava un incremento medio di 33 volte su tutta l'area del Golfo di Castellammare (PIPITONE *et al.*, 2000). I picchi di recupero sono stati osservati fra 50 e 200 m di profondità, laddove più intensa era l'attività di strascico, considerato che questo mestiere di pesca era comunque vietato anche prima del 1990 dalla legislazione nazionale fino alla profondità di 50 m. Inoltre come conseguenza del divieto di strascico questa specie è andata incontro ad un aumento della biomassa dello stock riproduttore, della taglia media e massima e a modifiche nel pattern di riproduzione e reclutamento, che hanno contribuito a produrre l'incremento di biomassa osservato (FIORENTINO *et al.*, 2008). Risultati analoghi li abbiamo osservati per il nasello. Le altre due specie analizzate (pagello fragolino e pesce San Pietro), pur essendo fortemente aumentate in GCAST-IN dopo il divieto, mostrano un recupero meno netto in GCAST-OUT. Tale risultato può essere stato influenzato dalla carenza di substrati adatti a queste due specie in GCAST-OUT e dalla notevole variabilità dei dati.

Complessivamente dopo il divieto è stato rilevato un aumento della densità in GCAST-OUT, ovvero la parte orientale del Golfo di Castellammare immediatamente al di fuori, o al di sopra, del limite dell'area vietata allo strascico. Questo dato può essere interpretato come un indicatore di un effetto *spillover*, ovvero di una fuoriuscita di pesci dall'area protetta verso aree adiacenti non protette. Questo effetto, osservato in altre aree protette dalla pesca (ad es. RUSS, 2002; DI LORENZO *et al.*, 2016), è una conseguenza attesa delle misure di protezione (BASKETT & BARNETT, 2015) che alla lunga comporta un aumento delle catture commerciali anche all'esterno delle aree protette.

Il gambero rosa non ha mostrato livelli di incremento analoghi a quelli delle altre specie analizzate, e la densità è simile nelle aree studiate a prescindere dalla presenza del divieto. Una possibile spiegazione di questo risultato è che questa specie tipicamente epibatiale, più abbondante allo stadio adulto

tra i 100 e i 500 m e in particolare al di sotto dei 200 m di profondità (DEVAL *et al.*, 2017; SARTOR *et al.*, 2017), è distribuita principalmente in aree profonde che sono al di fuori dell'area vietata nel Golfo di Castellammare. Inoltre l'area di studio nei tre golfi indagati giunge al massimo fino a 200 m di profondità, di conseguenza è stato possibile campionare solo una piccola parte dello stock - quella meno profonda e meno abbondante - e il dato quantitativo raccolto risulta quindi scarsamente indicativo del reale stato della risorsa. Un altro aspetto da considerare è infine il fatto che tale specie costituisce preda del nasello (CARROZZI *et al.*, 2019) e i modelli di dinamica di popolazione, che tengono conto delle relazioni trofiche tra le specie hanno evidenziato che la riduzione della mortalità da pesca sul nasello possa provocare un aumento della predazione sul gambero rosa e una conseguente diminuzione della sua abbondanza (VITALE *et al.*, 2018).

CONCLUSIONI

I dati raccolti nel corso di numerose campagne di ricerca nel Golfo di Castellammare e in altre aree lungo la costa settentrionale della Sicilia mostrano l'effetto estremamente positivo del divieto di strascico sulla biomassa delle risorse ittiche demersali. I risultati ottenuti suggeriscono che un divieto di pesca a strascico permanente rappresenta una forma efficace di gestione che, essendo basata su un approccio ecosistemico, rientra perfettamente anche nel quadro dei regolamenti e delle direttive europee riguardanti la gestione della pesca e la conservazione degli ecosistemi marini. Inoltre le aree con divieto di pesca possono contribuire significativamente al raggiungimento dell'Obiettivo 11 di Aichi (Piano Strategico 2011-2020 della Convenzione sulla Diversità Biologica¹) (PETZA *et al.*, 2019), consentendo una convergenza degli obiettivi di pesca sostenibile e di conservazione della biodiversità. Tuttavia sarebbe opportuno adottare un processo decisionale che coinvolga dal basso i portatori di interesse per ridurre il rischio di conflitti e la mancata osservanza delle norme (MASCIA, 2004; BUSTAMANTE *et al.*, 2014; BERGSETH *et al.*, 2015).

Una criticità riscontrata riguarda l'applicazione della norma e l'efficacia delle misure di controllo. Indagini recenti hanno mostrato come all'interno del Golfo di Castellammare esista una diffusa attività di strascico illegale, evidenziata dalle tracce del passaggio dei divergenti delle reti a strascico sul fondale (dati personali non pubblicati). C'è una probabilità elevata che i pescatori, visto

¹ <https://www.minambiente.it/pagina/cbd-convenzione-di-rio-de-janeiro>;
<https://www.cbd.int/sp/targets/>

il basso livello di controllo, preferiscano rischiare una sanzione piuttosto che perdere il guadagno elevato assicurato dalla pesca di frodo dentro l'area soggetta a divieto di pesca (STEFANONI *et al.*, 2008). Analogamente, anche in altre aree geografiche la mancanza di controllo e la tendenza a infrangere le norme imposte dalla gestione di aree marine protette ha portato alla riduzione dei benefici rispetto a quelli attesi (ad es. Caraibi: SCHÄRER-UMPIERRE *et al.*, 2014).

È auspicabile il proseguimento degli studi biologici e socio-economici sul Golfo di Castellammare. Una misura di elevato impatto sia ecologico che socio-economico come un divieto di strascico necessita di una costante verifica scientifica per valutarne gli effetti e giustificarne il mantenimento nei confronti delle categorie interessate.

Ringraziamenti — Gli Autori ringraziano Marilena Coppola e Giuseppe Di Stefano per avere partecipato attivamente al lavoro di campo e di laboratorio e per avere archiviato i dati raccolti durante le varie campagne di ricerca. Si ringraziano inoltre Alessandro Agugliaro, Angela Cuttitta, Emanuela Fanelli, Roberta Lipari, Mauro Sinopoli e Tomás Vega Fernández per avere contribuito a diverse fasi della ricerca, e l'equipaggio del M/P "Giaguaro" per la professionalità e la disponibilità dimostrate durante le campagne in mare.

BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral. Ecol.*, 26: 32-46.
- ANDERSON M.J., GORLEY R.N. & CLARKE K.R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- ARCULEO M., D'ANNA G. & RIGGIO S., 1988. Valutazione delle risorse demersali nell' area compresa fra Capo Gallo e Capo San Vito (Sicilia nord-occidentale): risultati delle campagne condotte nel 1985. *Atti Semin. Pesca Acquac., Roma, C.N.R. e Min. Mar. Merc.*, III: 1413-1451.
- BADALAMENTI F., D'ANNA G. & PIPITONE C., 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. *C.N.R.-I.A.M.C., M.I.U.R.*, Castellammare del Golfo, 246 pp.
- BADALAMENTI F., PIPITONE C., FIORENTINO F. & D'ANNA G., 2012. The trawling ban in Hong Kong's inshore waters – A round of applause and a plea to learn from others' mistakes. *Mar. Poll. Bull.*, 64: 1513-1514.
- BASKETT M.L. & BARNETT L.A.K., 2015. The Ecological and Evolutionary Consequences of Marine Reserves. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 46: 49-73.
- BERGSETH B.J., RUSS G.R. & CINNER J.E., 2015. Measuring and monitoring compliance in no-take marine reserves. *Fish and Fisheries*, 16: 240-258.
- BUSTAMANTE G., CANALS P., DI CARLO G., GOMEI M., ROMANI M., SOUAN H. & VANZELLA KHOURI A., 2014. Marine protected areas management in the Caribbean and Mediterranean seas: making them more than paper parks. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 24: 153-165.
- CARROZZI V., DI LORENZO M., MASSI D., TITONE A., ARDIZZONE G. & COLLOCA F., 2019. Prey preferences and ontogenetic diet shift of European hake *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) in the central Mediterranean Sea. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 25, 100440. DOI:10.1016/j.rsma.2018.100440.

- COSTELLO M.J., 2014. Long live marine reserves: a review of experiences and benefits. *Biol. Cons.*, 176: 289-296.
- D'ANNA G., BADALAMENTI F. & PIPITONE C., 2001. Rendimenti di pesca sperimentale con tramaglio nel Golfo di Castellammare dopo otto anni di divieto della pesca a strascico. *Biol. Mar. Medit.*, 8: 704-707.
- DE JUAN S., MORANTA J., HINZ H., BARBERA C., OJEDA-MARTINEZ C., ORO D., ORDINES F., OLAFSSON E., DEMESTRE M., MASSUTI E. & LLEONART J., 2012. A regional network of sustainable managed areas as the way forward for the implementation of an Ecosystem-Based Fisheries Management in the Mediterranean. *Ocean Coast. Manag.*, 65: 51-58.
- DEVAL M.C., YILMAZ S. & KAPIRIS K., 2017. Spatio Temporal Variations in Decapod Crustacean Assemblages of Bathyal Ground in the Antalya Bay (Eastern Mediterranean). *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.*, 17: 967-979.
- DI LORENZO M., CLAUDET J. & GUIDETTI P., 2016. Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. *J. Nat. Conserv.*, 32: 62-66.
- DIMARCHOPOULOU D., DOGRAMMATZI A., KARACHLE P.K. & TSIKLIRAS A.C., 2018. Spatial fishing restrictions benefit demersal stocks in the northeastern Mediterranean Sea. *Sci. Rep.*, 8: 5967.
- FANELLI E., CARTES J.E., BADALAMENTI F., D'ANNA G., PIPITONE C., AZZURRO E., RUMOLO P. & SPROVIERI M., 2011. Meso-scale variability of coastal suprabenthic communities in the southern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean). *Est. Coast. Mar. Sci.*, 91: 351-360.
- FIORENTINO F., BADALAMENTI F., D'ANNA G., GAROFALO G., GIANGUZZA P., CRISTINA M., PIPITONE C., RIZZO P. & FORTIBUONI T., 2008. Changes in spawning-stock structure and recruitment pattern of red mullet, *Mullus barbatus*, after a trawl ban in the Gulf of Castellammare (central Mediterranean Sea). *ICES J. mar. Sci.*, 65: 1175-1183.
- GOÑI R., BADALAMENTI F. & TUPPER M., 2011. Effects of marine protected areas on local fisheries: evidence from empirical studies. Pp. 72-98 in: Claudet J. (Ed.), Marine protected areas - a multidisciplinary approach. *Cambridge University Press*, Cambridge.
- MASCIA M.B., 2004. Social dimensions of marine reserves. Pp. 164-186 in: Sobel J. & Dahlgren C. (Eds.), Marine reserves: a guide to science, design, and use. *Island Press*, Washington, D.C.
- MURAWSKI S.A., WIGLEY S.E., FOGARTY M.J., RAGO P.J. & MOUNTAIN D.G., 2005. Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES J. mar. Sci.*, 62: 1150-1167.
- PEREZ-RUZAF A., GARCIA CHARTON J. & MARCOS C., 2017. North east Atlantic vs. Mediterranean marine protected areas as fisheries management tool. *Front. Mar. Sci.*, 4:245: 13 pp.
- PETZA D., CHALKIAS C., KOUKOUROUVLI N., COLL M., VASSILOPOULOU V., KARACHLE P.K., MARKANTONATOU V., TSIKLIRAS A.C. & KATSANEVAKIS S., 2019. An operational framework to assess the value of fisheries restricted areas for marine conservation. *Mar. Policy*, 102: 28-39.
- PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G., JAMES C., PICKERING H. & WHITMARSH D., 2001. Le risorse ittiche demersali nel Golfo di Castellammare (Sicilia N-O) dopo otto anni di divieto di strascico. *Biol. Mar. Medit.*, 8: 757-760.
- PIPITONE C., BADALAMENTI F., D'ANNA G. & PATTI B., 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., BADALAMENTI F., VEGA FERNANDEZ T. & D'ANNA G., 2014. Spatial Management of Fisheries in the Mediterranean Sea: Problematic Issues and a Few Success Stories. Pp. 371-402 in: Johnson M.L. & Sandell J. (Eds.), Marine managed areas and fisheries. *Academic Press*, Oxford.
- POTOSCHI A., BATTAGLIA P., RINELLI P., PERDICHIZZI F., MANGANARO A. & GRECO S., 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.

- RINELLI P., RAGONESE S., CONSOLI P., FLORIO G., ROMEO T., PERDICHIZZI F. & GRECO S., 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., 2012. Marine Ecology: Reserves Do Have a Key Role in Fisheries. *Curr. Biol.*, 22: R444-R445.
- ROCKMANN C., VEGA FERNANDEZ T. & PIPITONE C., 2018. Regulation and Planning in the Mediterranean Sea. Pp. 365-401 in: Johnson K., Dalton G. & Masters I. (Eds.), Building Industries at Sea: 'Blue Growth' and the New Maritime Economy. *River Publishers*, Gistrup, Denmark.
- RUSS G.R., 2002. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. Pp. 421-443 in: Sale P.F. (Ed.) Coral reef fishes. *Academic Press*, Boston.
- SARTOR P., MANNINI A., CARLUCCI R., MASSARO E., QUEIROLO S., SABATINI A., SCARCELLA G. & SIMONI R. (Eds.), 2017. Sintesi delle conoscenze di biologia, ecologia e pesca delle specie ittiche dei mari italiani. Synthesis of the knowledge on biology, ecology and fishery of the halieutic resources of the Italian seas. 608 pp.
- SCHÄRER-UMPIERRE M.T., MATEOS-MOLINA D., APPELDOORN R., BEJARANO I., HERNANDEZ-DELGADO E.A., NEMETH R.S., NEMETH M.I., VALDES-PIZZINI M. & SMITH T.B., 2014. Marine managed areas and associated fisheries in the US Caribbean. Pp. 129-152 in: Johnson M.L. & Sandell J. (Eds.), Marine Managed Areas and Fisheries. *Academic Press*, Boston.
- SCIBERRAS M., JENKINS S.R., MANT R., KAISER M.J., HAWKINS S.J. & PULLIN A.S., 2015. Evaluating the relative conservation value of fully and partially protected marine areas. *Fish Fish-er.*, 16: 58-77.
- SHERWOOD G.D. & GRABOWSKI J.H., 2016. A comparison of cod life-history parameters inside and outside of four year-round groundfish closed areas in New England, USA. *ICES J. mar. Sci.*, 73: 316-328.
- STEFANONI S., D'ANNA G., PIPITONE C. & BADALAMENTI F., 2008. Analisi economica delle politiche di gestione della pesca nel Golfo di Castellammare. Pp. 178-201 in: Pipitone V. & Cognata A. (Eds.), La valutazione delle risorse ambientali. Approcci multidisciplinari al Golfo di Castellammare. *Franco Angeli*, Milano.
- TSIKLIRAS A.C. & STERGIU K.I., 2007. Fisheries management and Marine Protected Areas. Pp. 306-314 in: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V. & Tserpes G. (Eds.), State of Hellenic fisheries. *HCMR*.
- VITALE S., ENEA M., MILISENDA G., GANCITANO V., GERACI M.L., FALSONE F., BONO G., FIORENTINO F. & COLLOCA F., 2018. Modelling the effects of more selective trawl nets on the productivity of European hake (*Merluccius merluccius*) and deep-water rose shrimp (*Parapenaeus longirostris*) stocks in the Strait of Sicily. *Sci. Mar.*, 82S1: 199-208.
- WHITMARSH D., PIPITONE C., BADALAMENTI F. & D'ANNA G., 2003. The economic sustainability of artisanal fisheries: the case of the trawl ban in the Gulf of Castellammare, NW Sicily. *Mar. Policy*, 27: 489-497.

Indirizzi degli autori - C. PIPITONE, G. D'ANNA, F. BADALAMENTI, CNR-IAS, via Giovanni da Verrazzano, 17 - 91014 Castellammare del Golfo (I); F. ANDALORO, Stazione Zoologica di Napoli "Anton Dohrn", Centro interdipartimentale siciliano, via dei Mille, 46 - 98057 Milazzo (I); M. FALAUTANO, ISPRA, c/o Complesso Roosevelt, Lungomare C. Colombo, 4521 - 90149 Palermo (I); F. FIORENTINO, CNR-IRBIM, via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (I); P. GIANGUZZA, DiSTeM, Università degli Studi di Palermo, via Archirafi, 22 - 90123 Palermo (I); P. RINELLI, CNR-IRBIM, via Spianata San Raineri, 86 - 98122 Messina (I); N. SPANÒ, BioMorf, Università degli Studi di Messina, via Consolare Valeria - 98125 Messina (I).

Corresponding author: C. PIPITONE, e-mail: carlo.pipitone@cnr.it