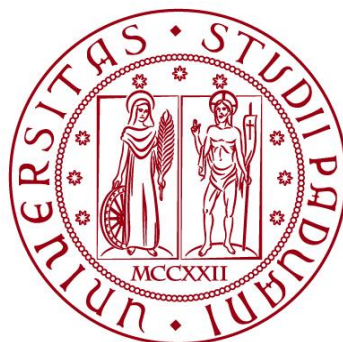


UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA

Corso di Laurea magistrale in Biologia Marina



TESI DI LAUREA

**Applicazione e confronto di indici per la valutazione
degli impatti della pesca a strascico demersale sulle
comunità epi-bentoniche dell'Adriatico**

Relatore: Prof.ssa Carlotta Mazzoldi
Dipartimento di Biologia

Correlatore: Prof. Saša Raicevich
ISPRA, Chioggia

Laureanda: Giada Riva

ANNO ACCADEMICO 2021/2022

Indice

1	INTRODUZIONE	1
1.1	Gli impatti della pesca a strascico sulle comunità bentoniche	1
1.2	Direttive europee per la protezione dell'ambiente marino	6
1.3	La pesca a strascico in Adriatico	8
1.4	Indicatori disponibili per la valutazione degli impatti della pesca a strascico sulle comunità bentoniche	11
1.5	Indicatori basati sulle caratteristiche biologiche delle specie (BTA)	12
1.6	Obbiettivi della tesi	15
2	MATERIALI E METODI	17
2.1	Area di studio: Nord-Centro Adriatico	17
2.2	Raccolta dati biologici	21
2.2.1	Dataset GAP2	21
2.2.2	Dataset SoleMON	23
2.3	Parametri ambientali	24
2.3.1	Profondità e Produzione primaria	25
2.3.2	Distribuzione spaziale habitat di fondo	25
2.4	Pressione di pesca	26
2.5	Preparazione dati biologici	28
2.5.1	Selezione delle specie/taxon	28
2.5.2	Assegnazione dei tratti biologici ed ecologici delle specie e relativa sensibilità	29
2.6	Approcci sviluppati	31
2.6.1	<i>Generic Sensitivity Indices Approach</i>	32
2.6.2	<i>Benthos Sensitivity Index To Trawling Operations (BESITO)</i>	38
2.6.3	Impatti della pesca sulle comunità bentoniche mediante RBS	41
3	RISULTATI	44
3.1	Applicazione e confronto di indici generici e di sensibilità	44
3.2	Applicazione dell'indice BESITO	50
3.3	Impatti della pesca sulle comunità bentoniche analizzati mediante RBS	61

3.3.1	Stima della sensibilità delle comunità bentoniche.....	61
3.3.2	Valutazione dell’impatto sulle comunità bentoniche	64
4	DISCUSSIONE	67
4.1	Confronto indici di diversità e di sensibilità.....	67
4.2	Indice di sensibilità (BESITO).....	69
4.3	Stato relativo della comunità bentonica (RBS).....	72
4.4	Confronto degli approcci implementati e possibili applicazioni future.....	77
5	CONCLUSIONI	83
6	BIOBLOGRAFIA	85
7	APPENDICE	98

1 INTRODUZIONE

1.1 Gli impatti della pesca a strascico sulle comunità bentoniche

La pesca a strascico demersale è considerata una delle principali fonti antropiche di disturbo e alterazione degli habitat bentonici (Jennings e Kaiser, 1998) e circa un quarto delle catture globali provengono da questa attività (Hiddink *et al.*, 2017).

Secondo un recente report della Commissione Generale della Pesca del Mediterraneo (FAO, 2018), la pesca a strascico demersale nel Mar Mediterraneo e nel Mar Nero costituisce la principale attività in termini di valore commerciale delle catture e la seconda in termini di sbarcato. Nel Mediterraneo, in particolare, la pesca a strascico genera la maggior quantità di scarto (oltre il 40%) principalmente costituito da invertebrati bentonici (gasteropodi, poriferi ed echinodermi).

Gli effetti a lungo termine dovuti al continuo sfruttamento delle risorse attraverso l'utilizzo di strumenti a strascico si sovrappongono a quelli di altre fonti disturbo come la sottrazione di habitat, l'inquinamento e, più recentemente, i cambiamenti climatici. Ciò sta portando ad una progressiva riduzione della complessità degli ecosistemi bentonici, colpendo in particolare le specie e gli habitat più sensibili (Kaiser *et al.*, 2000; UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015; Bastari *et al.*, 2017; Rijnsdorp *et al.*, 2018). Si evidenzia quindi la necessità di misure gestionali e di conservazione efficaci, che limitino le pressioni in atto rendendole sostenibili (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

A sostegno di questo percorso, negli ultimi decenni, sono stati condotti diversi studi con l'obiettivo di valutare gli effetti della pesca a strascico sugli habitat e le comunità di fondo, cercando di utilizzare un approccio ecosistemico che tenga in considerazione sia la distribuzione e l'intensità dello sforzo di pesca sia la distribuzione e le caratteristiche degli habitat e delle comunità coinvolte (Vasapollo *et al.*, 2020).

Già nel 1998, Jennings e Kaiser (1998) avevano proposto un modello concettuale relativo agli impatti complessivi del *trawling*, indicando tre componenti principali che influenzano le caratteristiche di resistenza e resilienza delle comunità

bentoniche, ovvero: l'intensità del disturbo della pesca, l'intensità del disturbo naturale e la stabilità dell'habitat (Fig.1.1).

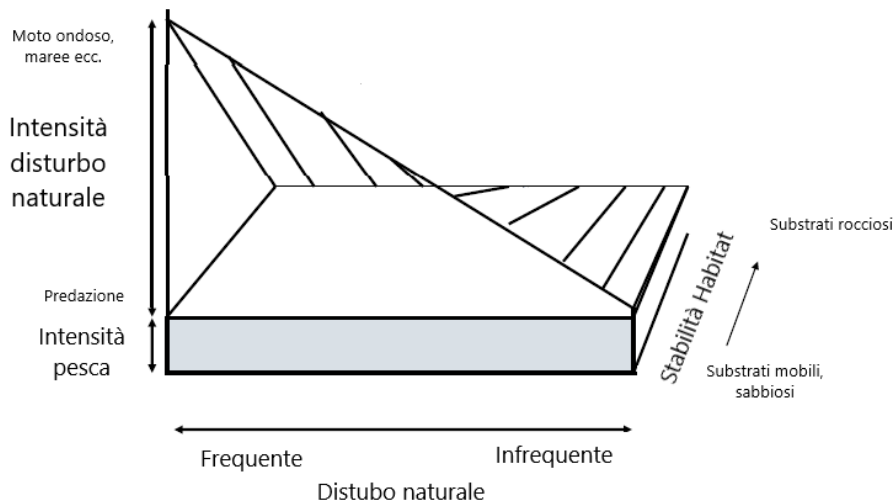


Figure 1.1: Schema degli impatti sulle comunità bentoniche in risposta al disturbo della pesca ,la stabilità degli habitat e le fonti naturali di disturbo. Adattato da Jennings e Kaiser (1998).

Tale modello concettuale, confermato da diversi studi, suggerisce come le comunità soggette ad elevate intensità di disturbo naturale (moto ondoso, variazioni di marea, di salinità), e quelle presenti in habitat meno stabili, tipicamente su fondali sabbiosi più a ridosso della costa, risentano in maniera minore degli effetti della pesca se comparate alle comunità tipiche di ambienti più stabili (solitamente su substrati rocciosi o a maggiori profondità) dove le fonti di disturbo naturali sono minori (Hiddink *et al.*, 2017). Inoltre le comunità bentoniche associate a habitat diversi possono presentare differenti tempi di recupero anche se sottoposte al medesimo disturbo, come emerge dallo studio condotto da Pranovi *et al.* (2005) nella valutazione della ricolonizzazione a seguito della pesca con il rapido in alto Adriatico.

Il disturbo fisico operato dall'attrezzo nel momento in cui entra in contatto con il fondale è specifico per ciascuna tipologia di attrezzo e per il tipo di habitat coinvolto (Kaiser *et al.*, 2002). Diversi studi, sviluppati con lo scopo di andare a definire l'entità del disturbo operato da ciascun attrezzo per le diverse tipologie di fondale, hanno visto come gli attrezzi più pesanti e con strutture rigide (quali draghe, reti a strascico a bocca fissa, rapido) esercitino un disturbo maggiore rispetto agli attrezzi

a strascico più leggeri (come le reti a strascico a divergenti; Eigaard *et al.*, 2016; Rijnsdorp *et al.*, 2020). Se invece si considerano habitat diversi, i maggiori impatti sono stati riscontrati nei fondali fangosi (più stabili) rispetto a quelli sabbiosi solitamente caratterizzati da una maggiore energia in quanto più soggetti a perturbazioni fisiche (Sciberras *et al.*, 2018).

Le più recenti analisi sui tassi di rimozione e di recupero delle comunità bentoniche in risposta al *trawling* (Sciberras *et al.*, 2018) hanno riscontrato inoltre come la riduzione dell'abbondanza e della ricchezza di specie variano sia in base al tipo di attrezzo e di sedimento, sia alle caratteristiche morfologiche ed ecologiche delle specie. Gli effetti maggiori sono stati riscontrati in luoghi indisturbati, e in particolare per quei gruppi tassonomici con limitata mobilità, che possono difficilmente sfuggire alla cattura (ascidie, bivalvi, briozoi, spugne). L'elevata variabilità nei valori riscontrati per le stesse tipologie di attrezzo e di habitat considerati è stata infatti attribuita ad una possibile variabilità che le specie presentano all'interno della stessa comunità e che è legata ai rispettivi tratti morfologici, ecologici e di *life history*, causando quindi una risposta specie-specifica rispetto al *trawling* (Bremner *et al.*, 2006; Sciberras *et al.*, 2018).

Un ulteriore aspetto da considerare è la frequenza con cui si verifica il disturbo, facendo una distinzione tra gli effetti provocati da un disturbo intenso ma di breve durata (*pulse*) da quelli causati da un disturbo continuo (*press*). Numerosi studi si sono concentrati nella valutazione sperimentale degli effetti sulla comunità in seguito ad un singolo evento di disturbo, andando a valutarne il tasso di riduzione e di recupero della comunità (Pranovi *et al.*, 2005; Hiddink *et al.*, 2017; Sciberras *et al.*, 2018), mentre gli effetti a lungo termine sono stati valutati mediante analisi delle comunità lungo un gradiente di pressione di pesca (de Juan *et al.*, 2009; Mangano *et al.*, 2014; Cyrielle *et al.*, 2020a;) o con approcci modellistici (Pitcher *et al.*, 2017; Gonzalez-Irusta *et al.*, 2018; Rijnsdorp *et al.*, 2020).

Gli impatti della pesca a strascico possono essere suddivisi in effetti diretti che provocano dei danni diretti alle specie *target* e non *target* alterando la comunità e l'habitat presente; ed effetti indiretti che coinvolgono e si ripercuotono sulla rete trofica (Jennings e Kaiser, 1998).

Tra i principali effetti diretti della pesca a strascico osserviamo la rimozione, sia degli organismi commerciali, sia di quelli appartenenti allo scarto, ovvero a tutta quella parte di organismi che viene prelevata accidentalmente e che viene in seguito selezionata (*sorting*) e rigettata in mare in quanto inferiore alla taglia minima di sbarco oppure perché appartenente a specie di basso valore commerciale. Per questi ultimi la valutazione della mortalità post-rigetto in mare appare particolarmente complessa (Bergmann *et al.*, 2001).

La riduzione e il prelievo degli organismi dell'infauna e dell'epifauna è uno dei principali impatti diretti provocati dalla pesca a strascico. Ad esempio, per la pesca con il rapido in Alto Adriatico è stata stimata una cattura del 70% degli invertebrati marini presenti nell'area strascicata appartenenti all'epifauna (Hall-Spencer *et al.*, 1999).

Alla cattura si associa un impatto fisico che è maggiore per gli organismi sprovvisti da una protezione esterna rigida e robusta o che vivono nei primi centimetri del sedimento o a diretto contatto con il substrato come per il bivalve *Atrina fragilis* e l'echinoderma *Echinus* sp., (i quali presentano dei tassi di danneggiamento fisico rispettivamente del 60% e 100% per gli organismi campionati, secondo lo studio condotto da Pranovi e colleghi nel 2001).

Gli organismi subiscono inoltre impatti come la perdita di appendici e stress fisiologico a causa dell'esposizione all'aria e alle escursioni termiche in seguito all'emersione (Raicevich *et al.*, 2011). Ad es. la specie *Liocarcinus depurator* presenta un tasso di mortalità che varia dal 2% in inverno al 96% durante l'estate a parità del periodo di esposizione all'aria (20 minuti; Giomi *et al.*, 2008).

Nell'infauna, a seguito del passaggio dell'attrezzo si può registrare una notevole riduzione dell'abbondanza, della biomassa e della ricchezza specifica degli organismi, seguita da un aumento delle abbondanze, ma con una persistente riduzione della diversità e dell'omogeneità della comunità disturbata (Hiddink *et al.*, 2017).

Anche nel caso particolare dell'Adriatico sono stati riscontrati effetti simili con un aumento di 'specie spazzine' (*scavengers*) in ambienti fortemente impattati da un disturbo continuo dalla pesca. Tali organismi sono in grado di sfruttare la nicchia

trofica formatasi in seguito alla semplificazione dell'habitat operata dallo strascico, in quanto si nutrono dei resti degli organismi morti o danneggiati. Questo fenomeno è in grado di spiegare l'elevata resistenza osservata per *L. depurator* in quale, nonostante l'elevata intensità di pesca, non presenta delle riduzioni significative in termini di abbondanza. A causa del suo comportamento di specie spazzina è infatti in grado di trarre i vantaggi energetici che derivano dalla disponibilità di cibo, costituito dallo scarto, andando a bilanciare in parte i danni fisici e lo stress fisiologico indotti dalla pesca (Giomi *et al.*, 2008)

Oltre agli impatti che coinvolgono direttamente le specie bentoniche, c'è un ulteriore impatto diretto operato dall'attrezzo nei confronti del substrato, esso porta ad un'alterazione della topografia dei fondali oceanici e alla risospensione dei sedimenti.

I cambiamenti osservati sono stati in generale associati ad una riduzione delle asperità e delle depressioni rendendo la superficie meno frastagliata e irregolare (Kaiser *et al.*, 2002). Ad esempio, dagli studi condotti in Alto Adriatico (Pranovi *et al.*, 2000, Raicevich *et al.*, 2002) è stato possibile riconoscere le tracce lasciate dall'attrezzo e osservare dei chiari cambiamenti che coinvolgevano i primi 5-7 cm del sedimento, rilevabili per almeno tre mesi per i sedimenti sabbiosi e circa un mese sul sedimento fangoso. Nonostante non fosse stato riscontrato alcun cambiamento nella composizione granulometrica, una continua sospensione dei sedimenti in seguito a un disturbo cronico operato dallo strascico potrebbe comportare a lungo termine un'alterazione nella composizione del fondale a causa della rimozione delle particelle più piccole che vengono poi trasportate a maggiore distanza dalle correnti (Pranovi *et al.*, 2004). Tale fenomeno di continua sospensione, trasporto e deposizione dei sedimenti può influenzare i processi di "colonizzazione" e di alimentazione degli organismi, portando al rilascio di nutrienti e di possibili contaminati, prima sequestrati nel sedimento, che possono contribuire ad aumentare la richiesta di ossigeno e quindi alla formazione di condizione anossiche sul fondo (Kaiser *et al.*, 2002).

Dai dati relativi all'analisi della composizione dello scarto proveniente da campioni, raccolti tra il 1982 e il 2002 nell'Adriatico settentrionale, è emerso un progressivo calo del livello trofico medio: gli organismi più fragili o di maggiori

dimensioni (come il porifero *Geodia* sp., i molluschi *Pecten jacobaeus* e *A. fragilis*) sono stati in buona parte sostituiti da specie più resistenti, dotate di strutture protettive e solitamente più piccole (come anomuri e paguri ad es. *Paguristes oculatus*, *Pisidia longimana*) (Giovanardi, 2009; Bastari *et al.*, 2017).

L'impatto esercitato dall'attrezzo sugli habitat bentonici risulta pertanto essere un importante fattore che ha portato all'alterazione delle biocenosi presenti in Adriatico (Bastari *et al.*, 2017).

In generale ne consegue dunque una semplificazione degli habitat e delle comunità bentoniche in risposta alla pressione esercitata dalla pesca strascico, con importanti ripercussioni sulla relativa produttività e funzionalità. Numerosi studi, condotti in diverse aree geografiche, hanno evidenziato come il disturbo della pesca, che agisce in maniera cronica, porti all'alterazione della comunità presente, con la progressiva rimozione delle specie di maggior dimensioni con tassi di crescita più lenti (k-strateghe), favorendo le specie più resistenti, dotate di robuste strutture protettive e rapidi tassi di crescita e riproduzione (r-strateghe). (Tillin *et al.*, 2006; Rijnsdorp *et al.*, 2018; van Denderen *et al.*, 2020).

1.2 Direttive europee per la protezione dell'ambiente marino

Nell'ambito delle politiche europee per la protezione dell'ambiente marino la principale normativa di riferimento è la Direttiva Quadro Strategia per l'Ambiente Marino (MSFD; Reg. EU 56/2008), in vigore dal 2008, con l'obiettivo del raggiungimento del buono stato ambientale (*Good Environmental Status*) per tutti gli Stati membri entro il 2020. Tale normativa prende in considerazione 11 descrittori in grado di descrivere lo stato di salute dei mari, tra i quali l'integrità del fondale marino (Descrittore 6) il cui stato ambientale viene definito come: “*Sea-floor integrity is at a level that ensures that the structure and functions of the ecosystems are safeguarded and benthic ecosystems, in particular, are not adversely affected*” (Reg. EU 56/2008). Secondo questa definizione risulta quindi importante che l'integrità del fondale marino garantisca la salvaguardia della struttura e funzionamento degli ecosistemi presenti, assicurandosi che le pressioni esercitate sui fondali marini non influiscano negativamente sulle comunità bentoniche e gli habitat ad esse associate.

Per quanto riguarda il descrittore D6, gli standard metodologici associati all'implementazione della Strategia Marina definiscono 5 criteri secondo cui valutare l'integrità dei fondali marini (GES Decision (EU) 2017/848):

- D6C1: Estensione spaziale della perdita fisica del fondale marino.
- D6C2: Estensione spaziale e distribuzione dei disturbi fisici e delle pressioni presenti sul fondale marino.
- D6C3: Superficie di habitat interessata da cambiamenti nella struttura biotica e abiotica e nelle sue funzioni in seguito a disturbo fisico.
- D6C4: Superficie di habitat danneggiata/rimossa a seguito di pressioni antropiche.
- D6C5: Estensione degli effetti negativi sulle condizioni degli habitat, in particolare l'alterazione delle relative strutture e funzioni, causati da pressioni antropiche.

Ciascun criterio deve essere valutato sulla base di indicatori in grado di definire l'integrità dei fondali marini considerando le possibili pressioni a cui essi rispondono e identificando in seguito delle soglie di riferimento da utilizzare nell'applicazione di strategie gestionali.

A tal proposito è stato creato un gruppo di lavoro di esperti (TG6) coordinati dall'*International Council for the Exploration of the Sea* (ICES) e dal *Joint Research Centre of the European Commission* (JRC) per la definizione di un piano di lavoro per la definizione dei criteri e degli standard metodologici da seguire per la valutazione del Descrittore 6 (Rice *et al.*, 2012).

Secondo quanto emerge dall'ultimo aggiornamento della MSFD l'obiettivo del GES entro il 2020 non è stato raggiunto, gli ecosistemi stanno continuando a declinare e le pressioni esercitate non sono diminuite. Nonostante ci siano stati degli avanzamenti per quanto riguarda la definizione di indicatori utili per la valutazione degli impatti e dello stato delle comunità bentoniche, risulta al momento necessario identificare quelli più adeguati e stabilire al più presto delle soglie per consentire la valutazione della qualità raggiunta per ciascun criterio (GES Decision (EU) 2017/848). È attualmente in corso un workshop europeo proprio in merito alla valutazione dei metodi per l'attribuzione di soglie quantitative e per la valutazione

degli effetti sugli habitat bentonici (WKBENTH2) che dovrebbero essere definiti entro il 2022.

La MSFD, recepita in Italia con il Decreto Legislativo 190/2010 va ad integrarsi con altre importanti normative europee per la tutela e la salvaguardia dell'ambiente implementando gli standard metodologici precedentemente sviluppati in riferimento alla *Water Framework Directive* (2000/60/EC), alla Direttiva Habitat (92/43/EEC), alla Direttiva Uccelli (2009/147/EC) e alla Politica comune della Pesca (CFP; Reg. 1380/2013), la quale costituisce un importante strumento per la gestione sostenibile delle risorse della pesca e dell'acquacoltura e la salvaguardia degli stock ittici.

1.3 La pesca a strascico in Adriatico

La parte centrale e settentrionale del Mar Adriatico (Geographical sub-area 17) è risultata essere la più sfruttata di tutti i bacini europei, essendo una delle aree più produttive del Mediterraneo (Russo *et al.*, 2020). Lo studio comparativo su ampia scala condotto da Amoroso *et al.* (2018), mette in luce come l'Adriatico risulti il bacino più impattato a livello globale con una percentuale di area non impattata (ovvero con intensità di pesca espressa in termini di *Swept Area Ratio* (SAR) < 1) inferiore al 30%.

Una lunga storia di sfruttamento delle risorse marine ha fatto sì che gli ecosistemi e gli ambienti presenti siano stati altamente alterati. La principale fonte di disturbo sui fondali marini è costituita dalla pesca a strascico demersale operata tramite reti a strascico a divergenti o a bocca fissa (rapido), la quale presenta i maggiori tassi di scarto di tutto il Mediterraneo, compresi tra il 20% e il 67% in accordo con l'intensità dello sforzo di pesca (Bastari *et al.*, 2017).

La rete a strascico a divergenti, detta anche tartana o "coccia" è l'attrezzo più utilizzato per la cattura di specie demersali (*Sepia officinalis*, *Eledone moschata*, *Squilla mantis*, *Mullus barbatus*, etc.). Esso presenta: un'apertura orizzontale di circa 15-25 m garantita dalla presenza di 2 divergenti (tavole di legno o acciaio) collegati tramite cavi alle braccia laterali e un'apertura verticale (1-1.5 m) fornita

dalla presenza delle lime di sugheri e piombi, ovvero una cima superiore munita di galleggianti e una inferiore appesantita per assicurare il contatto con il fondo. La rete può interagire in modo più o meno pronunciato con il fondale, a seconda di quanto sia appesantita la lima da piombi (Fig.1.2). La velocità di traino è inferiore di quella del rapido, solitamente compresa tra i 2 e i 3 nodi (3.5-4.5 km/h).

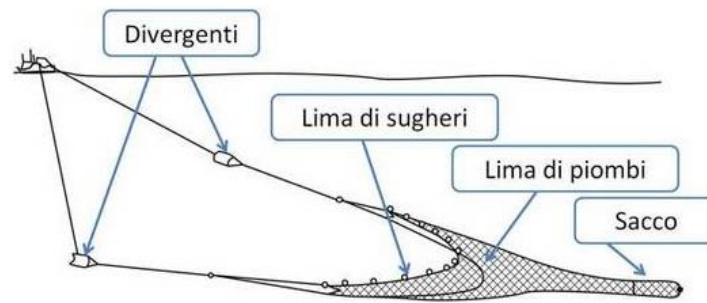


Figura 1.2: Schema rappresentativo della rete a strascico a divergenti (<https://chioggia.biologia.unipd.it/banche-dati>).

Il rapido viene classificato, secondo il Regolamento CE 1967/2006, come “rete da traino a bocca fissa” ed è costituito da una bocca rigida in metallo con la parte inferiore provvista di denti che sprofondano per pochi centimetri nel sedimento e di slitte per evitare lo sprofondamento dell’attrezzo (Hall-Spencer *et al.*, 1999). L’apertura verticale della bocca del rapido è piuttosto ridotta (circa 20 cm) mentre quella orizzontale, è generalmente compresa tra 3 e 4 m. Ogni natante traina da due a quattro rapidi (in alcuni casi anche sei rapidi) e la velocità di tiro è piuttosto alta se comparata con altri attrezzi (5-6 nodi pari a 9-11 km/h) e le cale sono piuttosto brevi (40-60 minuti) (Fig.1.3). Tale tecnica è utilizzata esclusivamente su fondi incoerenti per la cattura di pectinidi (come *P. jacobaeusi* e *Aequipecten opercularis*) e pesci di fondo come le sogliole (*Solea solea*).

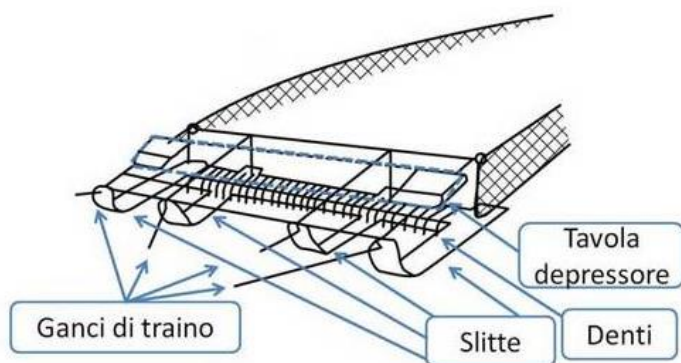


Figura 1.3: Schema rappresentativo dell' attrezzo da pesca rapido (<https://chioggia.biologia.unipd.it/banche-dati>).

Gli strumenti principali attualmente implementati in Italia con il Regolamento CE 1967/2006 per la gestione delle attività di pesca prevedono: limitazioni dello sforzo di pesca tramite licenze, numero di giorni in mare, fermi pesca temporanei e limitazioni su misure tecniche come la dimensione della maglia della rete (maglia quadrata superiore ai 40 mm di lato o 50 mm a losanga) e degli attrezzi utilizzati, insieme ai controlli dello sbarcato relativamente alle specie e alle taglie minime consentite. Dal 2010 è stata inoltre introdotta un'ulteriore misura con la quale è stata proibita l'attività di pesca a strascico entro le 3 miglia nautiche dalla costa o all'interno dell'isobata dei 50 m (Pranovi *et al.*, 2015; Russo *et al.*, 2020). Tali misure per la gestione della pesca si sono definite andando a considerare i singoli stock piuttosto che utilizzare un approccio ecosistemico che tiene in considerazione l'insieme dei fattori biotici e abiotici che agiscono sugli ecosistemi marini. Risulta quindi necessario l'adozione di nuove strategie gestionali che garantiscano uno sfruttamento sostenibile delle risorse e il funzionamento degli ecosistemi tenendo in considerazione in particolare gli ecosistemi più vulnerabili (*Vulnerable Marine Ecosystems* (VMEs)) e gli *Essential Fish Habitats* (EFH). Tali aree sono fondamentali per la produttività delle specie commerciali in quanto includono aree di riproduzione, di nursery e di alimentazione di specie con un importante ruolo ecologico, pertanto il loro riconoscimento e la loro tutela risulta importante per la definizione di nuove misure gestionali quali l'instaurazione di Aree Marine Protette o Zone di tutela biologica (Bastari *et al.*, 2017).

A seguito delle ultime raccomandazioni della *General Fisheries Commission for the Mediterranean* (GFCM/43/2019/5) sono stati previsti dei piani di gestione

pluriennali per la gestione delle risorse sfruttate dalla pesca demersale che hanno visto la recente implementazione di un'area ristretta alla pesca (*Fisheries Restricted Area*) in prossimità della fossa di Pomo (FAO, 2020).

Un importante punto di partenza per l'implementazione della nuova Strategia UE per la Biodiversità per il 2030 (COM/2020/380) che si pone l'obiettivo di stabilire delle aree protette per almeno il 30% del mare e il ripristino degli ecosistemi degradati.

1.4 Indicatori disponibili per la valutazione degli impatti della pesca a strascico sulle comunità bentoniche

In riferimento alla implementazione della MSFD per il raggiungimento del buono stato ambientale, risulta necessario riuscire a quantificare gli impatti antropici (nello specifico la pesca a strascico) al fine di valutare la sostenibilità e adottare le misure gestionali più corrette (Hiddink *et al.*, 2019). Tale processo necessita di indicatori relativi sia allo stato, come condizione dell'ecosistema, sia all'impatto che siano in grado di cogliere i cambiamenti nella struttura e nella funzione dell'ecosistema marino (Rijnsdorp *et al.*, 2016; Hiddink *et al.*, 2020).

Ad oggi è possibile individuare 2 approcci principali utilizzati per il Descrittore 6, per la definizione di indicatori relativi agli impatti della pesca a strascico sulle comunità bentoniche: il *Relative taxon and group composition approach* e il *Benthic Traits Approach (BTA)*; Bremner *et al.*, 2003).

Il primo si basa sulla analisi della composizione tassonomica della comunità che varia a seconda delle caratteristiche ecologiche degli organismi sulla base del relativo ruolo funzionale all'interno dell'ecosistema. Negli ultimi anni sono stati definiti diversi indicatori che tengono in considerazione i diversi gruppi ecologici. In particolare tra quelli citati durante il workshop di ICES e TGSeabed (WKBENTH2, 2022) ritroviamo l'*Azti Marie Biotic Index (AMBI)*, Borja *et al.*, 2000) o il *Danish Quality Index* che integra il precedente indice con gli indici di Shannon e di abbondanza (DKI, Gislason *et al.*, 2017). Allo stesso tempo diversi indici sono stata proposti anche dalla *Convention for the Protection of the Marine Environment of the Northeast Atlantic (OSPAR)* tra questi troviamo il BH1 e il BH2

basati rispettivamente sulla composizione delle specie e sull'indice di diversità tassonomica di Margalef.

Diversi studi mettono in luce come gli indici di diversità, in particolare *Shannon* e *Pielou*, spesso non rispondano in maniera specifica alla pressione di pesca mostrando delle risposte contrastanti tra i vari studi condotti (Smith *et al.*, 2000; Cyrielle *et al.*, 2020; Hiddink *et al.*, 2020).

Risulta quindi importante considerare una serie di caratteristiche biologiche ed ecologiche delle specie che gli permettono di svolgere un particolare ruolo funzionale all'interno della comunità, andando a cogliere più efficacemente la relazione tra le specie e le relative funzioni ecosistemiche e la vulnerabilità a specifiche pressioni (Bremner *et al.*, 2003, Rice *et al.*, 2012). In particolare utilizzando i tratti di *life history* (LHT) ovvero quell'insieme di caratteristiche delle specie quali l'accrescimento, la taglia e l'età di maturità sessuale, la fecondità, le modalità di riproduzione, la longevità che determinano i relativi tassi di produttività e mortalità e che definiscono il tasso di recupero delle comunità e delle specie che ne fanno parte al variare dell'intensità e del tipo di disturbo a cui sono sottoposte (deJuan *et al.*, 2009; Rice *et al.*, 2012). I diversi tratti biologici degli organismi forniscono un'importante informazione in merito al loro comportamento in risposta a diversi fattori di stress sia ambientali che antropici. Tale approccio è in grado di riflettere lo stato degli ecosistemi grazie alla presenza di una diretta relazione tra la distribuzione dei tratti biologici e la struttura della comunità, costituendo quindi un importante strumento per il raggiungimento del buono stato ambientale. Inoltre esso consente di definire la struttura dell'ecosistema indipendentemente dalla collocazione biogeografica grazie all'utilizzo di caratteristiche condivise da molti *taxa* all'interno della comunità che non si trovano in relazione con la composizione specifica (Bremner *et al.*, 2003).

1.5 Indicatori basati sulle caratteristiche biologiche delle specie (BTA)

L'approccio precedentemente proposto, basato sull'utilizzo di caratteristiche specie-specifiche, ha portato recentemente allo sviluppo di diversi indicatori in

grado di valutare gli impatti sulle comunità bentoniche, cercando in particolare di distinguere quelli provocati dalla pesca a strascico (de Juan *et al.*, 2009).

ICES (2017) indentifica 2 principali indicatori di impatto: l'indice *LI* che quantifica la proporzione di comunità bentonica che viene impattata dal *trawling* durante il periodo riproduttivo e un secondo indicatore, e il *PD* (*Population Dynamic model*), in grado di stimare la riduzione della biomassa della comunità bentonica in risposta al *trawling* e ai tempi di recupero della comunità stessa (ICES, 2017; Rijnsdorp *et al.*, 2020).

Il secondo indicatore è stato testato e supportato da numerose pubblicazioni scientifiche (Hiddink *et al.*, 2017; Pitcher *et al.*, 2017; Hiddink *et al.*, 2018; Rijnsdorp *et al.*, 2018; van Denderen *et al.*, 2020). Esso utilizza dei tassi di mortalità che sono specifici per ciascun habitat e attrezzo presenti in una particolare area e permette quindi una valutazione degli impatti tramite una procedura che può essere applicata in diverse area geografiche.

Tale approccio, sviluppato da Pitcher *et al.* (2017), si fonda sul modello teorico che sta alla base degli studi di dinamica di popolazione, descritto dall'equazione di crescita logistica (Schaefer, 1954) integrata con dei parametri che tengono in considerazione gli impatti diretti del *trawling* sul fondale marino (il tasso di rimozione specifico dell'attrezzo: *d* e l'intensità dello sforzo di pesca: *F*).

$$\frac{\delta B}{\delta t} = rB \left(1 - \frac{B}{K} \right) - dFB$$

Risolvendo tale equazione per uno stato di equilibrio dove $\delta B / \delta t = 0$ si ottiene l'equazione che definisce lo stato relativo del benthos (*RBS*) come il rapporto tra la biomassa osservata (*B*) e la capacità portante (*K*).

$$RBS = \frac{B}{K} = 1 - F \frac{d}{r}$$

L'impatto provocato dal *trawling* per la comunità bentonica dipenderà quindi sia dal tasso di rimozione/mortalità esercitato dall'attrezzo (*d*) sia dal tasso di recupero della comunità stessa (*r*) andando a definirne la relativa sensibilità.

Tale indice tiene però in considerazione il solo rapporto tra la sensibilità e la longevità delle specie senza tener conto di altri tratti biologici specie-specifici che

possono influenzare la resistenza e la resilienza della comunità bentonica, come osservato da diversi studi (Bolam *et al.*, 2018; Van Denderen *et al.*, 2020; Rijndorp *et al.*, 2020). Questo costituisce un importante limite di tale approccio, evidenziato anche dalla presenza di consistenti variazioni nei tassi di recupero all'interno della stessa classe di longevità (Hiddink *et al.*, 2019).

Ulteriori approcci e indicatori sono stati recentemente proposti. Tra questi l'utilizzo di 4 indici di sensibilità funzionale proposti da Cyrielle *et al.* (2020): il *Trawl Disturbance Indicator* (TDI, de Juan *et al.*, 2012), *modified TDI* (mTDI, Foveau *et al.*, 2017), *partial TDI* (pTDI) e *modified vulnerability index* (mT; Certain *et al.*, 2015), che si rifanno al precedente studio condotto da de Juan *et al.* (2009) per la classificazione delle specie in 5 gruppi di sensibilità sulla base di 5 importanti tratti biologici: la dimensione massima degli adulti, la mobilità, la modalità di alimentazione e la fragilità di eventuali strutture protettive esterne (conchiglia robusta, carapace). I primi 3 in particolare sono specifici per la valutazione della sensibilità delle specie rispetto alla pressione di pesca, l'mTDI e il pTDI sono indici derivanti dal TDI con una maggiore attenzione alla risposta delle specie più sensibili in relazione al *trawling*. L'mT è invece un indice più generale utilizzato per la valutazione di fonti di pressione multiple in grado di influenzare i caratteri biologici degli organismi.

Un ulteriore indice di sensibilità implementato in letteratura è il *Benthos Sensitivity Index to Trawling Operations* (BESITO) sviluppato da Gonzalez-Irusta *et al.* (2018) nel contesto del Mar Cantabrico lungo la costa settentrionale spagnola. Tale indice si basa su un maggior numero di caratteristiche biologiche ed ecologiche delle specie rispetto ai precedenti, tenendo in considerazione anche la longevità delle specie, la flessibilità della struttura corporea e l'ancoraggio o meno al substrato. Classificando i vari *taxa* sulla base della relativa sensibilità al disturbo della pesca, questo indice costituisce uno strumento per valutare gli impatti per ciascun gruppo di sensibilità evitando che la copresenza di specie opportuniste, con altre maggiormente sensibili, mascheri gli effettivi effetti del *trawling* sulla comunità.

È importante considerare come la complessità dell'ambiente e degli ecosistemi marini determini una elevata variabilità delle stime di uno stesso indicatore quando

applicato a diverse scale spaziali (Elliot *et al.*, 2018; Cyrielle *et al.*, 2020). Risulta pertanto importante l'implementazione dello stesso indice in diverse aree geografiche al fine di testarne la validità e l'efficienza e ottenere un approccio condiviso per la gestione dello sforzo di pesca e la salvaguardia dei fondali marini proposto dalla MSFD (Pitcher *et al.*, 2022).

1.6 Obbiettivi della tesi

L'obiettivo generale di questa tesi è quello di contribuire a colmare la mancanza di una valutazione quantitativa degli effetti della pesca a strascico sulle comunità epi-bentoniche dell'Adriatico attraverso l'applicazione di indici quantitativi di diversa natura. Sulla base dei risultati ottenuti da recenti studi comparativi presenti in letteratura (Hiddink *et al.*, 2020; Cyrielle *et al.*, 2020; ICES 2022), i quali hanno messo in luce i limiti e le potenzialità dei diversi approcci implementati, sono stati selezionati e applicati i seguenti indici: cinque basati sulla composizione tassonomica della comunità quali indici di biomassa e abbondanza e indici di diversità tassonomica (*Shannon, Margalef e Pielou's evenness*) e sei che tengono in considerazione le caratteristiche biologiche delle specie, quali TDI, mTDI, pTDI, mT, BESITO e RBS, andando nello specifico a:

- * Definire i tratti biologici della mega epi-fauna in grado di determinare un diverso grado di sensibilità specie-specifico in risposta alla pressione di pesca;
- * Stimare e confrontare indici di diversa natura per la valutazione degli impatti della pesca a strascico sulle comunità bentoniche;
- * Valutare il grado di risposta degli indici in funzione della pressione di pesca e di alcuni parametri ambientali;
- * Definire lo stato di salute delle comunità bentoniche dell'Adriatico centro settentrionale sulla base degli indici e dei relativi modelli implementati utilizzando quindi un approccio quantitativo;
- * Discutere le caratteristiche e qualità degli indicatori testati sulla base dell'applicazione di specifici criteri di valutazione.

Per questo ultimo obiettivo verranno applicati i criteri di classificazione degli indicatori ecosistemici proposti da Rice e Rochet (2005) e ICES (2005), ovvero:

- Concretezza: proprietà fisiche e biologiche direttamente osservabili e misurabili, non proprietà astratte;
- Comprensibilità: facilmente comprensibile al pubblico;
- Basi teoriche: basi solide e convalidate del rapporto tra la pressione e l'indicatore;
- Costo: strumenti poco costosi e facilmente reperibili;
- Misurabilità: misurabile sia a livello pratico che teorico;
- Dati storici: presenza di fonti o record storici a supporto che favoriscono l'interpretazione dei risultati;
- Sensibilità: capacità di cogliere i cambiamenti nello stato dell'ecosistema o nella pressione che vuole misurare;
- Reattività: in grado di rispondere ad eventuali misure gestionali adottate e provvedere un rapido feedback in seguito a cambiamenti gestionali;
- Specificità: capacità di rispondere ai parametri che si vogliono considerare piuttosto che ad altri possibili fattori.

2 MATERIALI E METODI

2.1 Area di studio: Nord-Centro Adriatico

Il Mar Adriatico è un bacino semichiuso con un'estensione di 132.000 km² che comunica con il Mar Mediterraneo attraverso lo stretto Canale d'Otranto. Presenta una forma allungata con l'asse maggiore orientato in direzione nordest –sudovest ed è suddiviso in 3 sub-bacini: Nord, Centro e Sud Adriatico, i quali presentano caratteristiche ambientali molto differenti.

Considerando l'intero bacino è possibile osservare una circolazione delle acque in senso antiorario con una corrente in entrata, risalente lungo il versante orientale, e una in discesa lungo il versante opposto. I due flussi differiscono notevolmente dal punto di vista chimico-fisico: le acque che si immettono dal mar Ionio presentano elevate salinità e ridotte concentrazioni di fitoplancton e nutrienti, mentre quelle presenti nel flusso discendente sono fortemente influenzate dagli ingenti apporti fluviali risultando meno salate ma più ricche di nutrienti e biomassa fitoplanctonica in sospensione (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015; Rinaldi, 2017).

Anche la batimetria è molto differente nei 3 sub-bacini: la parte settentrionale presenta scarse profondità che raggiungono non appena i 50 m nella parte più profonda. Nella parte centrale la profondità aumenta attestandosi in media attorno ai 140 m, tranne in corrispondenza della depressione chiamata “fossa di Pomo” che raggiunge i 270m di profondità; infine nella parte meridionale la batimetria continua a scendere fino a raggiungere i 1200 m (Artegiani *et al.*, 1997).

L'area oggetto del mio studio è circoscritta alla parte centro-settentrionale (nel contesto della *Geographical sub-area* 17; GSA17), in particolare la sua porzione occidentale, che si estende dalla linea di costa fino alla linea di mezzera (circa 36,700 km²) ed alla batimetria di 100 m (Fig.2.1).

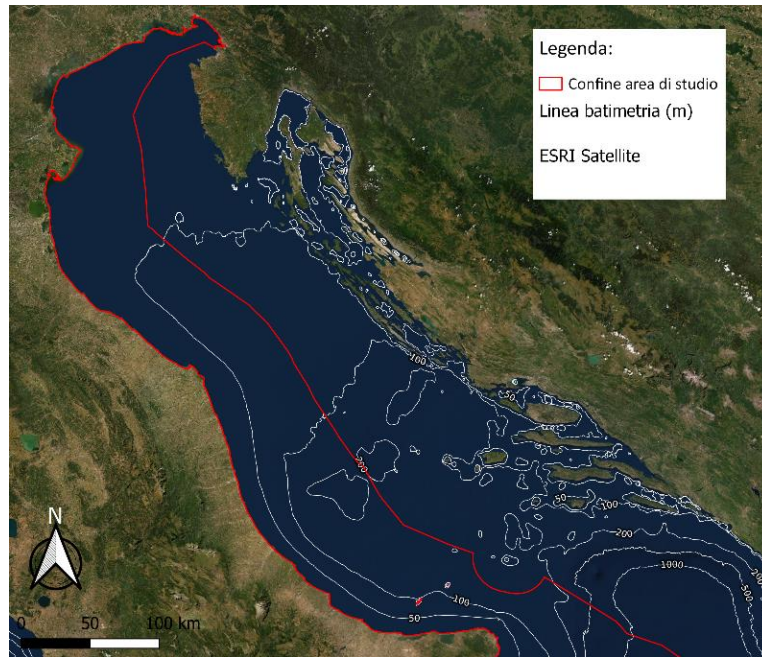


Figure 2.1: Area di studio esaminata. Perimetro di delimitazione dell'area (linea rossa) e profilo batimetrico (linee bianche).

L'area di studio presenta caratteristiche peculiari legate soprattutto alla quantità di sedimenti e apporti fluviali immessi dal Po, che ammontano a circa il 20% dell'apporto fluviale del Mediterraneo (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015; Bastardie *et al.*, 2017).

La costa orientale è piuttosto alta e rocciosa al contrario di quella occidentale che si presenta bassa e sabbiosa a causa del continuo apporto di materiale sedimentario a granulometria fine. Partendo dalla linea di costa si ritrova quindi una fascia litoranea sabbiosa che progressivamente si arricchisce di componenti pelitiche fino a 5-6 km dalla costa; più al largo la componente pelitica proveniente dagli apporti fluviali più fini prevale e va a costituire la fascia a fanghi terrigeni fino a circa 50 km oltre i quali si ritrovano nuovamente sedimenti pelitico-sabbiosi. In particolare si riconosce al largo la presenza di un'area caratterizzata da sabbie antiche, chiamate sabbie relitte, formatesi al pleistocene (6000-7000 anni fa) (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015; Fig.2.2).

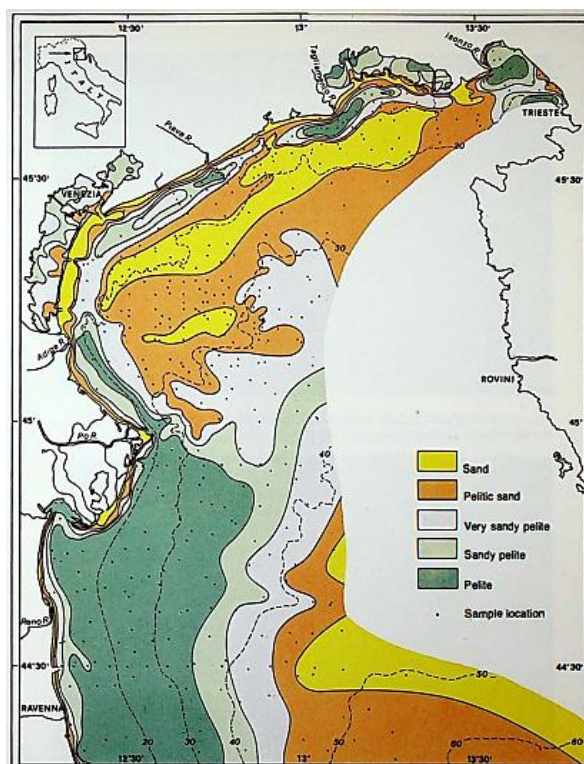


Figura 2.2: Mappa sedimentologica dell'Adriatico Settentrionale (Brambati et al., 1983)

Le caratteristiche chimico-fisiche delle acque, quali temperatura, salinità, ossigeno disciolto e clorofilla, sono fortemente variabili. La temperatura delle acque superficiali presenta un andamento stagionale con i valori più bassi in gennaio-febbraio (media) e i più alti a luglio-agosto (media). In periodo invernale la colonna d'acqua appare completamente rimescolata mentre in periodo estivo è presente una forte stratificazione, che porta alla formazione di un termoclino, ovvero uno strato solitamente intorno ai -15 m, nel quale si assiste a un brusco calo delle temperature. (Artegiani *et al.*, 1997; Russo *et al.*, 2012; UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

La presenza di un bacino padano fortemente antropizzato, con attività del settore primario che comportano un elevato utilizzo di sostanze fertilizzanti, ed il conseguente rilascio di nutrienti quali azoto e fosforo, favorisce il processo di eutrofizzazione che interessa il bacino. Questo fenomeno, associato alla stratificazione delle acque del periodo estivo ed autunnale, può avere pesanti ricadute sull'ambiente e sul biota marino in quanto può dare luogo a persistenti carenze di ossigeno che provocano diverse morie e stress nelle comunità bentoniche. (Russo *et al.*, 2012; Grati *et al.*, 2013; UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

L'insieme dei diversi fattori abiotici e biotici citati fanno dell'Adriatico il mare più produttivo del Mediterraneo, caratterizzato da una elevata biodiversità (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015). Nonostante siano presenti delle specie endemiche, la maggior parte delle specie presenti in tale bacino sono diffuse in tutto il Mediterraneo e molte di queste sono di origine Atlanto-Mediterranea (ad es. *Chlamys varia*, *Flexopecten flexuosus*, *Acanthocardia tuberculata*, *Holoturia tubulosa*).

Nel corso degli ultimi anni si sta riscontrando una sempre maggiore diffusione di specie non indigene che arrivano nei nostri mari e se trovano le condizioni favorevoli riescono ad insediarsi assumendo spesso un comportamento invasivo. Tra le più rappresentative ci sono i bivalvi *Ruditapes philippinarum*, *Anadara inaequalis*, *Anadara transversa* e il gasteropode *Rapana venosa* (Rinaldi, 2017).

Come visto precedentemente questo bacino presenta un'estrema variabilità sia nelle condizioni idrologiche sia nella conformazione geologica-sedimentaria giocando un ruolo chiave nella diversificazione specifica degli organismi che lo vivono, in particolare delle comunità bentoniche (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015; Rinaldi, 2017).

Da quanto emerge da uno dei più recenti studi condotto da Santelli *et al.* (2017) si è potuto osservare la persistenza di quattro principali biocenosi che sembrano rispecchiare la successione degli habitat bentonici. L'area compresa tra 40 km dalla costa e il limite delle acque croate presenta una biocenosi caratterizzata da oloturie, briozoi e ascidie come *Holoturia forskali*, *Amathia semiconvoluta*, *Parastichopus regalis*, *Phallusia mammillata*. Lungo la costa occidentale su fondali prevalentemente fangosi prevale la presenza di *Anadara kagoshimensis* e *A. transversa* insieme a *Astropecten irregularis*. Quest'ultima essendo una specie opportunistica beneficia dell'intensa attività di pesca in quest'area che va ad aumentare il cibo disponibile, mentre le prime due sono specie invasive che hanno velocemente colonizzato il Mar Adriatico. Più a ridosso della linea di costa, in presenza di sedimenti prevalentemente sabbiosi, predominano le specie *Carcinus aestuarii* e *Liocarcinus vernalis*. Nella parte più settentrionale, a maggiori profondità, si riconosce una biocenosi composta principalmente da *Ocnus planci*, *Suberites domuncula*, *Psammechinus microtuberculatus* e *Microcosmus* sp., le

quali lasciano posto ad altre specie, per lo più molluschi gasteropodi come *Aporrhais pespelecani*, *Goneplax rhomboides*, *Medorippe lanata* insieme a *L. depurator* e *A. irregularis*, che contraddistinguono la fascia di fango terrigeno costiero con particelle di detrito fluviale molto fini (Piras *et al.*, 2016; Santelli *et al.*, 2017).

Verso la costa orientale del bacino il fondale si presenta per la prevalenza roccioso, caratterizzato dalla da rocce calcaree biogeniche. Tale habitat è caratterizzato principalmente dalla presenza di organismi biocostruttori in particolare alghe rosse calcaree (*Lithophyllum incrustans*, *Lithothamnion* spp. e *Peyssonnelia* spp.), vermetidi e briozoi che hanno permesso la formazione di questo particolare habitat, chiamato coralligeno, il quale offre substrato a diversi organismi sessili come spugne (*Cliona* sp., *Piona vastifica*) e bivalvi, ad es. (*Rocellaria dubi* e *Lithophaga lithophaga*; UNEP/MAP-RAC/SPA, 2015).

Inoltre negli ultimi cinquanta anni al tipico habitat di fondo sabbioso-fangoso si è sovrapposto un nuovo ambiente artificiale rappresentato dalle barriere frangionda (*artificial reef*) andando ad aumentare la biodiversità floro-faunistica dell'area Rinaldi, 2017).

2.2 Raccolta dati biologici

Al fine del progetto di tesi sono stati considerati i dati biologici relativi alla epifauna provenienti da due dataset relativi a dati di natura *fishery-independent* e *fishery-dependent*, rispettivamente acquisiti nel *trawl-survey* SoleMON e nel progetto GAP2.

2.2.1 Dataset GAP2

Il progetto GAP2 (*Bridging the gap between science, stakeholders and policy makers. Phase 2: Integration of evidence-based knowledge and its application to science and management of fisheries and the marine environment*, FP7; 2011-2015) aveva l'obiettivo di acquisire dati di natura *fishery-dependent* al fine di caratterizzare le attività di pesca e gli habitat di fondo dell'Adriatico andando a

supportare un approccio gestionale di tipo *bottom-up* e quindi la partecipazione attiva dei pescatori locali nelle scelte gestionali riguardanti la pesca. Il progetto ha visto quindi la collaborazione di diversi stakeholders tra cui pescatori della flotta peschereccia di Chioggia e ricercatori dell'ISPRA e del CNR ISMAR.

Tra le varie attività sono stati condotti diversi campionamenti a bordo di motopescherecci commerciali operanti con rapido o rete a strascico a divergenti durante le abituali attività di pesca professionale. A questi sono stati associati monitoraggi di natura *fishery-independent* ed in particolare campagne scientifiche svolte in periodo estivo (agosto/settembre), a ridosso della conclusione del fermo temporaneo di pesca (cosiddetto “fermo biologico”), con l'utilizzo di motopescherecci trainanti reti a strascico a divergenti.

Durante le attività di raccolta dati, per ciascuna cala, sono state raccolte informazioni quali data, ora, longitudine e latitudine di inizio e fine cala, durata, velocità e profondità, oltre ai dati biologici relativi alle misure di biomassa e abbondanza delle diverse specie. A bordo sono state effettuate le operazioni di *sorting* per separare le specie commerciali dallo scarto, dal quale sono stati prelevati dei sub-campioni per la caratterizzazione in laboratorio. Ciò ha permesso di ottenere una classificazione tassonomica accurata delle specie presenti e la composizione specifica di ciascuna cala, espressa in termini di abbondanza e biomassa umida standardizzate per la durata della cala (rispettivamente N°/h e Kg/h).

Nel complesso, nel periodo 2012-2014, sono stati raccolti campioni di epifauna relativi a 355 stazioni (cale), campionate rispettivamente con rapido (101 stazioni) e strascico a divergenti (254) (Fig.2.3). Il Database complessivo includeva 5772 records afferenti a 196 *taxa*.

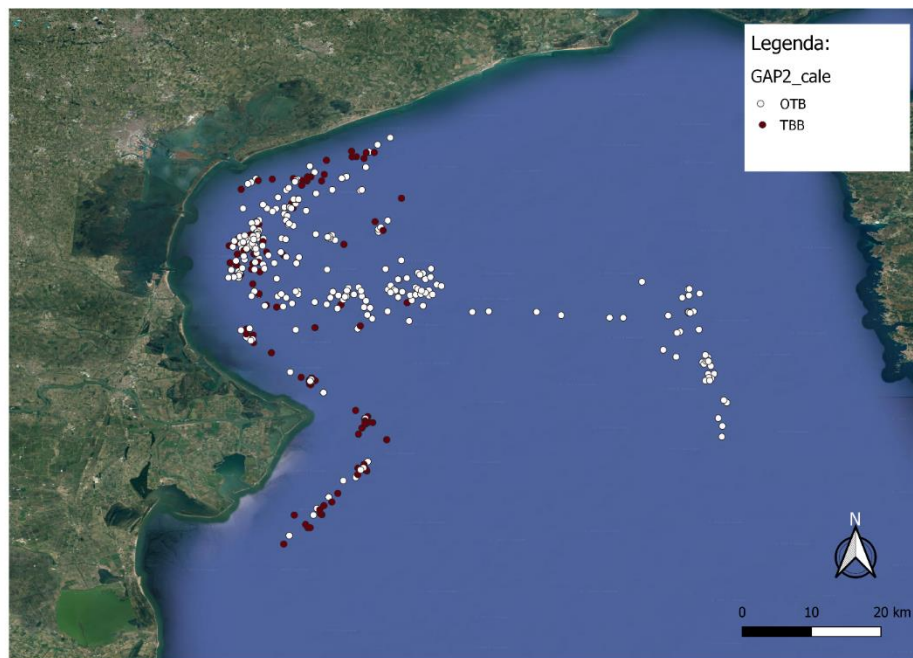


Figura 2.3: Stazioni campionate durante la campagna GAP2 dal 2012 al 2014.

2.2.2 Dataset SoleMON

SoleMON è un *trawl-survey* scientifico che si svolge nel Nord e centro Adriatico in grado di fornire dati di natura *fishery-independent*, utili per una gestione più sostenibile delle risorse marine e in particolare per lo *stock assessment* delle specie bentoniche. I campionamenti sono condotti nel periodo autunnale a partire dal 2005 con il coordinamento di CNR IRBIM (già ISMAR) e in collaborazione con ISPRA, e con istituti di ricerca sloveni e croati. I campionamenti sono svolti a bordo della nave oceanografica G. Dalla Porta utilizzando come strumento di campionamento il rapido, attrezzo particolarmente selettivo per la cattura di specie di fondo quali la sogliola, *Solea solea*. Questa rappresenta la specie bersaglio principale del monitoraggio. Il piano di campionamento è di tipo random stratificato, le cale vengono distribuite in maniera casuale all'interno di 3 livelli a profondità crescente identificati a 0-30 m; 30-50 m; 50-100 m. La durata della cala è in media di 30 minuti (ma può variare dai 4 a 46 minuti in base alle caratteristiche del fondale); la velocità dell'attrezzo è di 5.5 nodi (10.5 Km/h) (Scarcella *et al.*, 2014).

Secondo il protocollo SoleMON alla fine della cala tutto il pescato commerciale viene cernito, pesato e misurato; su una frazione della cattura totale (sub campione

di peso compreso tra 15 e 25 Kg), viene inoltre condotta la valutazione della composizione specifica (abbondanza e biomassa) su tutte le specie della megaepifauna presenti. Nell'ambito di questa tesi sono stati utilizzati i dati biologici relativi alle campagne SoleMON condotte nel 2014, 2015 e 2016 e relative alla area FAO GSA17, per un totale di 197 cale (Fig.2.4). Il Database complessivo includeva 65736 records afferenti a 491 *taxa*. Al fine delle analisi statistiche i dati di abbondanza e biomassa sono stati standardizzati per unità di superficie esplorata ed espressi rispettivamente in termini di indici di abbondanza e biomassa per Km² per singola cala (i.e., N°/km² e Kg/km²).

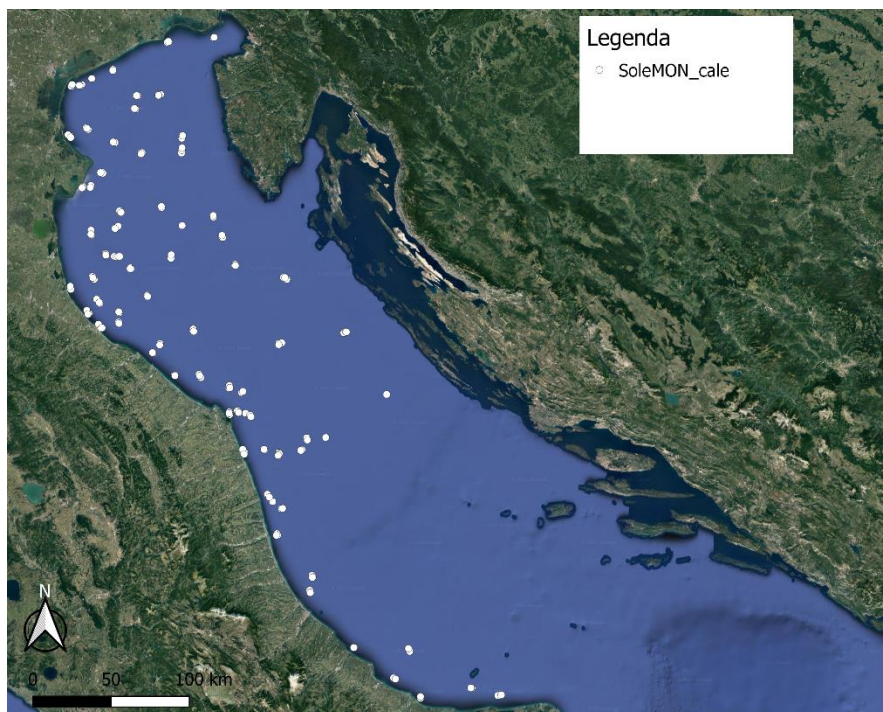


Figura 2.4: Stazioni campionate durante la campagna SoleMON svoltasi nel Nord e Centro Adriatico dal 2014 al 2016.

2.3 Parametri ambientali

Per la costruzione dei successivi modelli di stima della sensibilità delle comunità bentoniche in risposta alla pressione di pesca sono state prese in considerazione diverse variabili ambientali che possono concorrere a determinare la composizione specifica della comunità in esame e quindi la sua sensibilità al *trawling*.

2.3.1 Profondità e Produzione primaria

Per ciascuna cala campionata sono stati assegnati i dati relativi alla profondità (m) raccolta durante le operazioni di campionamenti in mare, e alla produzione primaria media mensile (PP) espressa come concentrazione di Carbonio per unità di volume ($\text{mgC}/\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$). I dati di PP sono stati acquisiti dalla piattaforma open source COPERNICUS (<https://resources.marine.copernicus.eu>) considerando l'arco di tempo dal 2012 al 2016 in prossimità della superficie (prof. = 0m).

2.3.2 Distribuzione spaziale habitat di fondo

Al fine di associare a ciascun sito di campionamento un sistema di classificazione degli habitat che fosse omogeneo e in accordo con le linee guida applicate in ambito MSFD è stato preso in considerazione il sistema di classificazione EUNIS (EEA 2004), che utilizza 6 livelli gerarchici con dettaglio biologico crescente.

In questo ambito, in accordo con le prescrizioni degli standard metodologici della MSFD (Com. 848/2017) (CEC, 2008) e le linee guida fornite da ICES (2021) è stato considerato il livello II relativo ai cosiddetti *Benthic Broad Habitat Type* (BBHT).

I dati cartografici sono stati acquisiti dalla piattaforma EMODnet (<http://www.emodnet.eu>) che fornisce le mappe su ampia scala degli habitat di fondo a livello europeo aggiornata al 2021 (EUSeaMap 2021) sotto forma di *shape file*. È stato quindi possibile associare a ciascuna stazione di campionamento il *Broad Habitat Type* corrispondente, nel complesso dell'intera area indagata sono stati identificati 3 BHT associati a un totale di 452 stazioni (Tab.2.1; Fig.2.5).

Tabella 2.1: Superficie totale (Km²) e relativa (%) occupata da ciascun BBHT presente nell'area di studio e N° di stazioni per *Benthic Broad Habitat Type* (BBHT) rispettivamente per GAP2 e SoleMON

MSFD Habitat	Area (Km ²)	N° stazioni	N° stazioni	N° stazioni
	Area%	GAP2	SoleMON	tot
Circalitorale fangoso	21044.79 (34%)	120	127	247
Circalitorale sabbioso	6771.07 (11%)	235	57	292
Infralitorale sabbioso	1724.14 (3%)	-	13	13

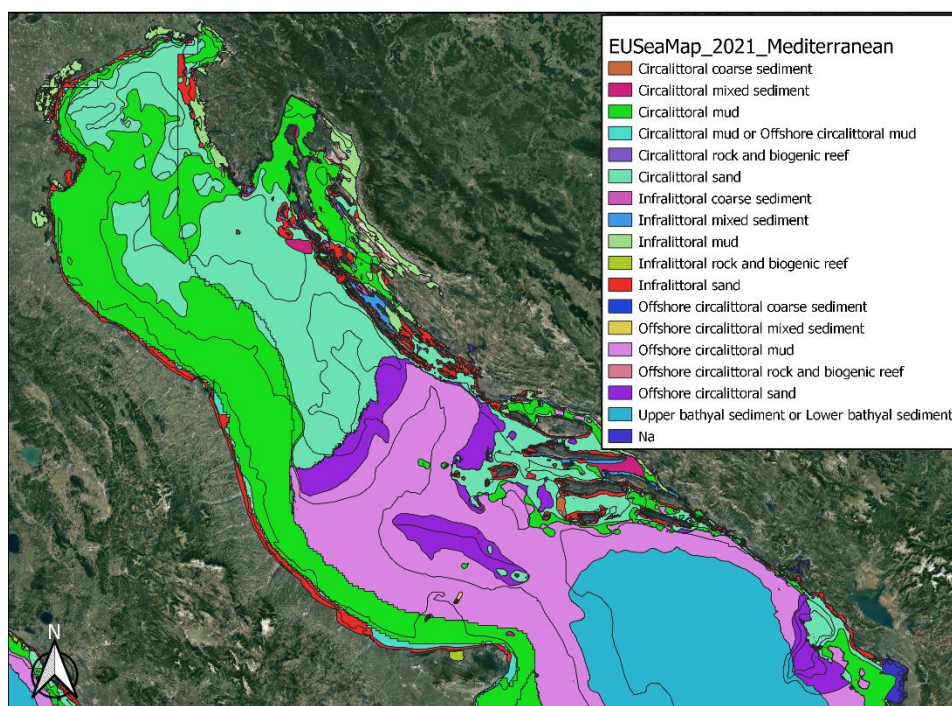


Figura 2.5: EMODnet EUSeaMap 2021 broad habitat types per l'area di studio

2.4 Pressione di pesca

Nell'ambito europeo le imbarcazioni vengono equipaggiate con particolari strumenti e tecnologie GPS quali il *Vessel Monitoring System* (VMS) e l'*Automatic Identification System* (AIS). Il Sistema satellitare VMS fornisce dati alle autorità a frequenza regolare di circa 1 segnale ogni 2 h, mentre il sistema AIS, recentemente

esteso a tutte le imbarcazioni superiori ai 15 m, presenta un'alta risoluzione temporale con una frequenza di un segnale ogni 3 minuti circa, fornendo informazioni statiche e dinamiche (E. Russo *et al.*, 2020). I due differenti sistemi di monitoraggio VMS e AIS presentano differenti problematiche (rispettivamente limitata precisione e limitata copertura spaziale) che vengono in parte ridotte utilizzando un approccio integrativo.

Al fine della caratterizzazione della pressione di pesca sono stati acquisiti i dati relativi agli anni 2009-2016 stimati nell'ambito della implementazione della Direttiva Quadro sulla Strategia Marina (Direttiva 2008/56/CE), Sottoprogramma 3.2 (Base dati *fishery-dependent*; Descrittore 3 (Specie sfruttate dalla pesca)). La stima della pressione di pesca è stata realizzata dall'Università di Tor Vergata (prof. T. Russo) integrando dati satellitari provenienti dal sistema VMS e AIS, esprimendo la pressione di pesca per anno con elaborazione di mappe mensili su cella di grigliato di 1Km x 1Km.

I dati utilizzati nel presente studio erano riferiti in maniera distinta alla pressione relativa al rapido (TBB) e allo strascico demersale a divergenti (OTB), (Russo *et al.*, 2020). Dal dataset complessivo sono stati estratti i dati relativi all'area di studio, integrati per anno per il periodo 2012-2016, espressi rispettivamente per rapido e strascico a divergenti su celle di 1km². L'indice di pressione selezionato è stato la SAR (*Swept Area Ratio*), ovvero il rapporto tra la superficie esplorata (stimata sulla base della larghezza della apertura orizzontale dell'attrezzo da pesca, e la velocità di pesca) e l'intera area della cella (in questo caso pari a 1 km²).

Attraverso l'utilizzo del software ArcGIS 10, un Sistema Informativo Geografico (GIS) è stato possibile creare le mappe di distribuzione dell'intensità di pesca per l'area e il periodo indagati (Fig.2.6).

L'intensità media dello sforzo di pesca per un arco temporale di 5 anni è stata rappresentata su mappe con celle di grigliato di 1Km², sia separatamente sia come somma dei due diversi attrezzi (OTB e TBB), grazie alle quali è stato possibile estrapolare per ciascuna cala (punto medio tra inizio e fine cala) la SAR corrispondente a quella cella.

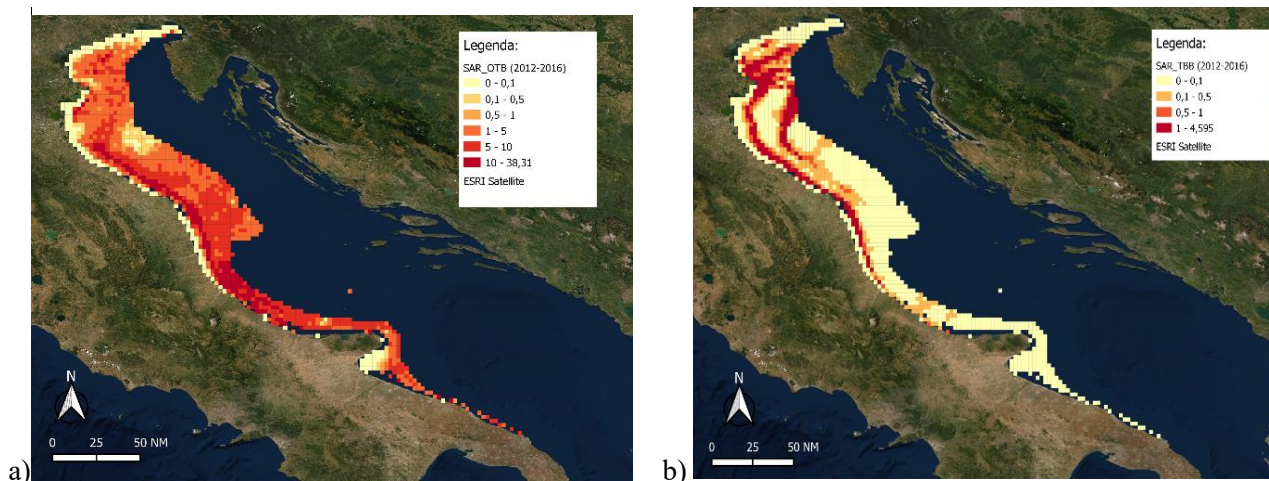


Figura 2.6: Mappa di distribuzione dello sforzo di pesca espresso SAR nell'area indagata GSA17.
a) OTB b) TBB

2.5 Preparazione dati biologici

2.5.1 Selezione delle specie/taxon

Per quanto riguarda la composizione specie-specifica delle comunità epimegabentoniche presenti sono state analizzate le specie raccolte durante i due campionamenti precedentemente descritti.

In totale i database GAP2 e SoleMON contenevano dati relativi a rispettivamente 196 e 491 *taxa* campionati. In accordo con il protocollo adottato da Gonza'lez-Irusta *et al.* (2018), al fine di massimizzare il legame presente tra la comunità biologica e il fondale, sono state escluse dalle successive analisi:

- i) le specie classificate come commerciali, in quanto essendo il principale target della pesca, la loro presenza risulta essere influenzata dalla distribuzione e intensità della pressione di pesca ma anche dalle pratiche di selezione a bordo dei pescherecci.
- ii) le specie pelagiche in grado di nuotare attivamente (tutti i pesci),
- iii) le specie epibionte.

Inoltre nel caso di specie a bassa frequenza (ricorrenti meno di 5 volte nel periodo considerato) sono state integrate al livello tassonomico superiore laddove possibile (congeneri) e rimosse nel caso in cui fossero le uniche campionate del loro genere.

Ai fini dell'analisi sono stati utilizzati i dati di abbondanza o biomassa (in base al tipo di indice calcolato) preferendo laddove possibile l'utilizzo dei secondi in modo da non escludere le specie coloniali per le quali non è possibile assegnare un numero preciso di organismi campionati. Si è proceduto quindi con l'estrapolazione delle informazioni relative alle diverse cale quali l'identificativo della cala; la data; la posizione definita in base alla latitudine e longitudine medie; la durata; la profondità media e l'attrezzo utilizzato.

La procedura ha quindi permesso di selezionare record relativi a 65 *taxa* per quanto riguarda i dati provenienti da GAP2 e 165 per quelli raccolti con SOLEMON.

2.5.2 Assegnazione dei tratti biologici ed ecologici delle specie e relativa sensibilità

Una volta completata la selezione delle specie da analizzare si è proceduto con la selezione di 8 tratti biologici specie-specifici che giocano un ruolo importante per definire la sensibilità complessiva della singola specie al disturbo della pesca demersale. I tratti sono stati selezionati sulla base della letteratura scientifica (de Juan *et al.*, 2009; Gonza'lez-Irusta *et al.*, 2018; Cyrielle *et al.*, 2020a) tenendo in considerazione anche aspetti relativi alla disponibilità di dati che, per certi aspetti, risultano ancora essere tuttora insufficienti, o talvolta, non corretti (Gonza'lez-Irusta *et al.*, 2018).

Nell'insieme sono stati quindi considerati 8 tratti, di seguito elencati, potenzialmente correlati con una maggiore vulnerabilità alla pressione di pesca (de Juan *et al.*, 2009; Gonzalez-Irusta *et al.*, 2018):

1. **DIMENSIONE**: gli organismi a maggiori dimensioni sono più facilmente catturabili rispetto a quelli più piccoli che possono sfuggire attraverso le maglie della rete e risultano quindi potenzialmente meno sensibili.
2. **MOTILITÀ**: le specie più mobili sono in grado di fuggire più facilmente dalla cattura.

3. ANCORAGGIO AL SUBSTRATO: le specie che vivono ancorate al substrato in maniera permanente risultano essere quelle maggiormente impattate non essendo in grado di vivere in forma libera.
4. POSIZIONE: la posizione degli organismi (infauna; superficiale oppure emergente rispetto al sedimento) risulta molto importante in quanto influisce sul grado di esposizione al passaggio dell'attrezzo.
5. FLESSIBILITÀ: le specie con strutture particolarmente flessibili risultano essere meno sensibili rispetto a quelle più rigide, che si danneggiano più facilmente.
6. FRAGILITÀ: caratteristica che si riferisce alle strutture protettive esterne come gusci o conchiglie, infatti se assenti o deboli comportano una maggiore sensibilità degli organismi che risentono maggiormente di danni fisici provocati dal passaggio dell'attrezzo.
7. ALIMENTAZIONE: gli organismi filtratori sono i più sensibili al *trawling* a causa della risospensione dei sedimenti in seguito al passaggio dell'attrezzo, al contrario di *scavengers* e onnivori che possono nutrirsi di eventuali organismi morti/danneggiati, traendo beneficio sotto il profilo trofico dal disturbo della pesca.
8. LONGEVITÀ: le specie con un'elevata longevità sono più vulnerabili in quanto presentano dei tassi di recupero molto più lunghi.

Per ciascun tratto biologico sono state individuate 4 modalità principali alle quali sono state attribuiti dei valori numerici interi su una scala crescente, per indicare il relativo grado di sensibilità ai fattori di stress.

Le informazioni riguardanti le caratteristiche specie specifiche sono state estrapolate da diverse fonti avvalendosi in primo luogo della letteratura e sitologia scientifiche sotto elencate:

- Barletta, 1980;
- Cottiglia, 1983;
- Falciai e Minervini, 1992;
- Marine Ecological Surveys Limited, 2008;
- Riedl, 1991;
- Rinaldi, 2017;

- Torelli, 1982;
- Tortonese, 1965;
- MarLIN (*The Marine Life Information Network*) <http://www.marlin.ac.uk>
- WoRMS (*World Register of Marine Species*) <http://www.marinespecies.org/>

Laddove la letteratura scientifica non fosse risultata sufficiente al reperimento dei dati necessari, ci si è avvalsi del parere scientifico di esperti. Si è ricorso in particolare all'aiuto di esperti della SIBM (Società Italiana di Biologia Marina) e ICES (*International Council for the Exploration of the Sea*), i quali hanno provveduto a fornire i dati biologici a disposizione per i *taxa* interessati e grazie ai quali è stato possibile effettuare un confronto e un'integrazione per i dati incerti e mancanti.

Ad indagine terminata è seguito poi un processo di validazione con esperti di ISPRA allo scopo di allineare i diversi database a disposizione e ottenere dei dati consolidati, o con maggiore consenso possibile, per ciascun *taxa*.

2.6 Approcci sviluppati

Le caratteristiche biologiche ed i dati di abbondanza (o biomassa) sono stati utilizzati per applicare una serie di indicatori che sono stati testati al fine di valutare quali potessero essere maggiormente utili nel contesto della valutazione degli impatti della pesca sulle comunità bentoniche nel contesto ecologico dell'Adriatico.

A tale scopo sono stati adottati 3 differenti approcci attualmente proposti e adottati in ambito scientifico e non ancora applicati nell'area di studio:

1. *Generic Sensitivity indices approach*
2. *Benthos Sensitivity index to Trawling Operations (BESITO)*
3. *Relative Benthic State (RBS model)*

2.6.1 *Generic Sensitivity Indices Approach*

L'approccio utilizzato fa riferimento a quanto proposto da Cyrielle et al. (2020a). Sono stati calcolati e confrontati tra loro 9 indici di natura differente al fine di indagare quale fosse il più indicato per valutare gli impatti del *trawling* sulla comunità epi-mega bentonica.

Sono stati utilizzati 5 indici di diversità classici di seguito descritti, tratti da Hiddink et al. (2020):

1. Indice di Abbondanza per l'intera comunità (Abb_x) dato dal rapporto tra il numero degli individui campionati nella singola cala (N_x) per l'area spazzata (Swept area) per ciascuna cala.

$$Abb_x = \frac{N_x}{\text{Swept Area (Km}^2\text{)}}$$

2. Indice di Biomassa per l'intera comunità (B_x) dato dal rapporto tra la somma della biomassa specifica dell'intera cala (B_{tot_x}) e l'area spazzata dalla cala (Swept Area)

$$B_x = \frac{B_{tot_x}}{\text{Swept Area (Km}^2\text{)}}$$

3. Indice di Margalef (D) (Margalef, 1958): indice della ricchezza in specie (S) ovvero del numero di specie presenti in una comunità e costituisce un importante parametro per analizzare la biodiversità.

$$D = \frac{(S - 1)}{\log(N)}$$

S=n° *taxa* presenti; N = n° individui campionati

4. Indice di Shannon (H') (Shannon and Weaver, 1963): indice di diversità che considera sia la ricchezza in specie sia la loro *evenness*, varia da 0 (assenza di diversità) a $\log(S)$ (massima diversità).

$$H' = - \sum_{n_i=n^\circ \text{ individui appartenenti alla specie } i} \left[\frac{n_i}{N} * \text{Log} \left(\frac{n_i}{N} \right) \right]$$

5. Pielou's Evenness (J) (Pielou, 1969): misura che esprime il grado di omogeneità col quale gli individui sono distribuiti nelle varie specie che compongono una comunità.

$$J = \frac{H'}{H'_{\max}}$$
$$H'_{\max} = \log(S)$$

Per il calcolo degli indici è stato utilizzato il programma Microsoft Excel 2010.

Di seguito sono stati applicati 4 *functional sensitivity indices* che, alla luce dei risultati ottenuti da Cyrielle et al. (2020a), sono risultati essere maggiormente idonei nel definire il grado di sensibilità delle comunità bentoniche alle attività di strascico.

- 6) *Trawling Disturbance Index* (TDI);
- 7) *modified TDI* (mTDI);
- 8) *partial TDI* (pTDI);
- 9) *modified vulnerability Index* (mT);

Per il loro calcolo sono stati utilizzati 5 tratti biologici, precedentemente indagati, ai quali è stato assegnato un punteggio da 0 a 3 sulla base della vulnerabilità di quel particolare tratto al *trawling* seguendo le indicazioni riportate in tabella 2.2 (Cyrielle et al., 2020a).

Tabella 2.2: tratti biologici e relative modalità con punteggi associati.

TRATTO BIOLOGICO	MODALITÀ			
	<5 cm	-	5-10 cm	>10 cm
DIMENSIONI	<5 cm	-	5-10 cm	>10 cm
MOTILITÀ	Nuotatore	Mobile	Sedentario	Sessile
POSIZIONE BENTONICA	Fossorio	Parzialmente infossato	Superficiale	Emergente
FRAGILITÀ	Robustezza elevata (Conchiglia/ carapace)	Robustezza intermedia	Nessuna protezione	Protezione fragile
ALIMENTAZIONE	Scavengers	Predatori/ detritivori	-	Filtratori
Punteggio	0	1	2	3

In seguito i punteggi assegnati a ciascun tratto sono stati sommati tra loro per ciascuna specie andando a definire un indice di sensibilità (SI) che va da un minimo di 0 (per le specie più resistenti) fino a un massimo di 15 (per quelle più sensibili).

6) Calcolo del **TDI** (de Juan & Demestre, 2012): le specie sono state raggruppate in 5 gruppi in base al valore del SI:

Gruppo 1, SI = 0-4; Gruppo 2, SI = 5-7; Gruppo 3, SI = 8 -10; Gruppo 4, SI = 11-13; Gruppo 5, SI = 14-15. La biomassa di ciascun gruppo è stata calcolata come la somma della biomassa di tutti i *taxa* presenti all'interno di quel gruppo e infine si è proceduto applicando per ciascuna stazione la seguente formula:

$$TDI_x = \frac{\text{Log}1 * \text{Log}(G1x+1) + \text{Log}(G2x+1) + \text{Log}4 * \text{Log}(G3x+1) + \text{Log}8 * \text{Log}(G4x+1) + \text{Log}16 * \text{Log}(G5x+1)}{\text{Log}(Nx+1)}$$

- G_x = Biomassa totale del gruppo x ;
- N_x = numero *taxa* presenti all'osservazione (stazione) x

7) Per il calcolo del **mTDI** (Foveau *et al.*, 2017), è stata applicata per ciascuna stazione la seguente formula:

$$mTDI_x = \sum_1^{N_x} \frac{Bi_x}{Bn_x} * SI_i$$

- Bi_x = Biomassa del *taxon* i per l'osservazione x
- Bn_x = Biomassa totale presente nell'osservazione x
- SI_i = *Sensitivity index* attribuito al *taxon* i

8) Per focalizzare l'attenzione sulle specie più sensibili ($SI > 7$) presenti nelle diverse cale è stato calcolato sempre per ciascuna stazione il **pTDI** attraverso la seguente formula:

$$pTDI_x = \sum_1^{N_x} \frac{Bij_x}{Bn_x} * SI_{ij}$$

- Bij_x = Biomassa del *taxon* i della lista j (specie con $SI > 7$) per l'osservazione x
- SI_{ij} = *Sensitivity index* attribuito al *taxon* i della lista j

9) Al fine del calcolo del **mT** (Certain *et al.*, 2015) i punteggi di sensibilità sono stati ristimati su una scala a 4 livelli compresa tra 0.25 (bassa sensibilità), 0.5 (sensibilità media), 0.75 (sensibilità medio-alta) e 1 (alta sensibilità) aggiungendo un ulteriore tratto biologico: lo stato di protezione della specie attribuendo un valore 1 alle specie presenti nella lista degli ecosistemi marini vulnerabili del mar Mediterraneo (OCEANA, 2016) e nell'allegato II del protocollo relativo alle Aree Specialmente Protette e la Biodiversità in Mediterraneo (SPA/BD Protocol, 1995) e un valore pari a 0.5 a tutte le altre (Cyrielle, *et al.*, 2020a). Successivamente i 6 tratti biologici valutati sono stati suddivisi in fattori diretti ovvero relativi a elementi in grado di modificare la probabilità della specie di essere più o meno impattata da dalla pressione dello strascico e elementi riguardanti lo stato di protezione delle specie e la modalità di alimentazione (fattori indiretti) (Tab.2.3; Cyrielle, *et al.*, 2020a).

Tabella 2.3: Tipo di fattori biologici considerati (diretti/indiretti)

	TRATTI BIOLOGICI	TIPOLOGIA
F1	Posizione bentonica	Diretta
F2	Mobilità	Diretta
F3	Dimensione	Diretta
F4	Fragilità	Diretta
F5	Alimentazione	Indiretta
F6	Stato protezione	Indiretta

In seguito per ciascun *taxon* sono state valutate le componenti dirette (t_i) così definite, tenendo conto dei punteggi assegnati a ciascun *taxa* per i tratti biologici diretti (F₁; F₂; F₃; F₄).

$$t_i = a_i^{1 - g_i / (g_i + \gamma)}$$

$$\text{dove } a_i = F_{i1} \times F_{i2} \times F_{i3}; g_i = F_{i4}; \gamma = 0.5$$

e le componenti indirette (s_i) utilizzando i valori assegnati ai tratti biologici indiretti (F₅ e F₆) e applicando la precedente formula dove $a_i = (F_{i5} + F_{i6}) / 2$ e $g_i = 0$.

L'intero indice è stato calcolato applicando per ciascuna stazione la seguente formula:

$$mT_x = - \sum_{i=1}^{N_x} \frac{Bri_x}{t_i * s_i}$$

- Bri_x = Biomassa relative della specie i per l'osservazione x ;
- N_x = numero totale di *taxa* per la stazione x

Analisi statistiche

Al fine di valutare quale tra gli indici precedentemente calcolati risulta essere il più appropriato nel monitorare l'impatto della pesca a strascico demersale sulla comunità bentonica sono stati applicati 5 differenti test statistici separatamente per ciascun database analizzato:

- Test di correlazione di *Spearman* (Hollander & Wolfe, 1973): per determinare la correlazione tra gli indici e l'intensità della pressione di pesca (espresso in termini di *Swept Area Ratio*).
- Correlazione Spaziale (Lee index; Lee *et al.*, 2010): per indagare sulla distribuzione spaziale di ciascun indice rispetto a quella della SAR. L'indicatore può variare da 0 (uguale pattern di distribuzione) a 1 (diverso pattern di distribuzione).
- *Redundancy analysis* (RDA; van den Wollenberg, 1977): analisi statistica che permette di calcolare la percentuale di varianza nella struttura della comunità spiegata da ciascun indice.
- *Skewness* e *Kurtosis* (Groeneveld & Meeden, 1984): per indagare il comportamento e la natura degli indici.

Per poter valutare quale fosse l'indice migliore è stato applicato l'approccio proposto da Cyrielle *et al.* (2020a) mediante l'assegnazione di un punteggio ad ogni indice indagato per ciascuna analisi condotta separatamente per i due database. Nello specifico si è proceduto andando a normalizzare i valori ottenuti per ciascuna analisi e per i due database dividendo il relativo valore massimo ottenuto per la rispettiva analisi nel rispettivo dataset. Ad esempio: se il massimo valore di correlazione per SoleMON è stato X raggiunto dal mTDI; per gli altri indici i relativi valori di correlazione stimati (x_i) sono stati divisi per X , (ovvero x_i/X). Per i valori di asimmetria e curtosi è stato invece attribuito un punteggio pari a 1 per i valori compresi tra -1 e 1 o pari a 0 per quelli esterni all'intervallo. Dopodiché, i punteggi ottenuti per i due database sono stati sommati e per ciascun indice è stato stabilito un punteggio finale dato dalla somma dei punti assegnati per ciascuna analisi. Il punteggio assegnato per i primi 2 test condotti (*Spearman correlation* e *Lee index*) è stato precedentemente moltiplicato per un fattore pari a 2 in modo da dare maggiore importanza a tali analisi.

Per il calcolo degli indici di abbondanza, biomassa e di diversità, così come per la definizione dell'indice di correlazione spaziale (*Lee index*) è stato utilizzato programma Microsoft Excel 2010. Per quanto riguarda le analisi statistiche è utilizzato il software Rstudio version 2022.02.1+461, in particolare i pacchetti 'Hmisc 4.7-0. R package' e 'moments 0.14 R package' rispettivamente per le analisi di correlazione di *Spearman* e di *Skewness* e *Kurtosis*. Infine l'analisi di ridondanza (RDA) è stata condotta con l'utilizzo del software Primer v7 & Permanova +, mediante il test dbRDA applicato alla matrice di similarità di Bray-Curtis calcolata sulla base dei dati di biomassa delle specie precedentemente selezionate per ciascuna stazione campionata e utilizzando ciascun indice come unico fattore di controllo.

2.6.2 *Benthos Sensitivity Index To Trawling Operations (BESITO)*

Un ulteriore approccio applicato ha considerato il metodo adottato da Gonzalez-Irusta *et al.* (2018), metodo che è stato applicato per la determinazione e la mappatura della sensibilità delle specie all'impatto della pesca a strascico nell'area litorale dell'Oceano Atlantico a nord della Spagna.

Partendo dalla matrice dei tratti biologici presi in considerazione, per ciascuna specie e per ognuna delle relative modalità previste dei valori in una scala da 1 a 4 seguendo le modalità riportate in tabella 2.4.

Tabella 2.4: tratti biologici e relative modalità con punteggi associati. Tabella tratta da Gonzalez Irusta *et al.*, (2018)

TRATTO BIOLOGICO	MODALITÀ			
DIEMENSIONI	<2 cm	2-10 cm	10-50 cm	>50cm
MOTILITÀ	Nuotatore	Mobile	Sedentario	Sessile
POSIZIONE BENTONICA	Infossato	Parzialmente infossato	Superficiale	Emergente

ANCORAGGIO AL SUBSTRATO	Non sessile	-	Temporaneamente ancorato	Permanentemente ancorato
FLESSIBILITÁ	Alta (>45°)	-	Bassa (10-45°)	Nessuna (<10°)
FRAGILITÁ	Robustezza elevata (Conchiglia/ carapace)	Robustezza intermedia	Nessuna protezione	Protezione fragile
LONGEVITÁ	<5 ys	5-10 ys	10-50 ys	>50 ys
ALIMENTAZIONE	Scavengers	Predatori	Detritivori	Filtratori
Punteggio	1	2	3	4

Ciò ha permesso il calcolo dell'indice di sensibilità per ciascuna specie applicando la seguente formula basata sui punteggi attribuiti a ciascuno degli 8 tratti biologici valutati (BT₁₋₈):

$$BESITO = round \left(\frac{2xBT_1 + 3xBT_2 + BT_3 + BT_4 + BT_5 + BT_6 + 2xBT_7 + 2xBT_8}{6.6} - 2 \right)$$

L'indice calcolato può assumere valori che vanno da 1, per le specie meno sensibili fino a 5 per quelle più sensibili, andando ad organizzare le specie presenti in 5 gruppi in base al loro livello di sensibilità (*sensitivity group*).

Analisi statistiche

Al fine di valutare la capacità di risposta alla pressione di pesca delle specie di diversa sensibilità è stata condotta in prima istanza una semplice analisi descrittiva secondo i seguenti step:

- suddivisione in intervalli della variabile continua relativa allo sforzo di pesca (espressa come SAR media dell'intero periodo considerato per entrambi gli attrezzi) in 5 classi di intensità crescente mediante *clustering* con *k-means* (Tab.2.5, MacQueen, 1967).

Tabella 2.5: Suddivisione dei valori dell'intensità dello sforzo di pesca (SAR) in 5 intervalli attribuiti mediante clustering.

SAR	Intensità sforzo di pesca
(-inf – 1.78]	Molto basso
(1.79-4.84]	Basso
(4.84-8.61]	Medio
(8.61-14.4]	Alto
(14.3-26.4]	Molto alto

- calcolo della biomassa (standardizzata per km²) relativa a ciascun gruppo definito sulla base del *Besito index*.
- rappresentazione della distribuzione della biomassa relativa di ciascun gruppo, definito sulla base del *Besito index*, in relazione allo sforzo di pesca mediante un grafico a barre multiple.

Per la costruzione delle tabelle Pivot contenenti i dati necessari e dei grafici si è ricorsi all'utilizzo del programma Microsoft Excel 2010.

I dati sono stati successivamente analizzati utilizzando il pacchetto 'mgcv 1.3' presente in Rstudio per l'implementazione del modello *General Additive Model* (GAM; Zuur *et al.*, 2009), assumendo una distribuzione binomiale dei dati in quanto la variabile di risposta (biomassa relativa di ciascun *sensitivity group*) ha valori compresi tra 0 e 1.

Il modello è stato costruito al fine di valutare gli effetti di un insieme di variabili esplicative quali: la pressione di pesca (SAR), la profondità (*depth*), la produzione primaria (PP), il tipo di habitat (BBHT), l'anno del campionamento (*year*) e la posizione media della cala (*longitude; latitude*) ed espresso secondo la seguente formula:

$$B = \beta_1 + s(\text{SAR}) + s(\text{depth}) + s(\text{PP}) + f(\text{BBHT}) + f(\text{year}) \\ + s(\text{Longitude; Latitude}) + \varepsilon_1$$

β_1 = intercetta; s= funzione isotropica; f= variabile inclusa come fattore; ε_1 = errore

Le analisi modellistiche sono state svolte utilizzando il database SOLEMON per la costruzione del modello in quanto più consistente e standardizzato rispetto a GAP2; quest'ultimo è stato invece utilizzato come dataset esterno per il calcolo dello scarto quadratico medio (RMSE) al fine di valutare l'efficacia dei modelli implementati.

Prima di procedere con la stima del modello è stata fatta un'analisi esplorativa dei dati per valutare la possibile presenza di correlazione tra le variabili esplicative. Si è quindi proceduto per step alla definizione del modello migliore sulla base dell'*Akaike's Information Criteria* (AIC). L'importanza di ciascuna variabile esplicativa all'interno del modello è stata calcolata andando a rimuovere la variabile di interesse e effettuare un'analisi ANOVA tra i 2.

2.6.3 Impatti della pesca sulle comunità bentoniche mediante RBS

L'ultimo approccio applicato consiste nella valutazione dello stato relativo del benthos (RBS: *Relative Benthic State*) e fa riferimento all'applicazione del *Population dynamic model* descritto da Pitcher *et al.* (2017). Tale modello prende in considerazione la relazione presente tra la longevità delle specie e la loro relativa sensibilità al *trawling*. Lo stato relativo della comunità bentonica (RBS) viene espresso con un valore compreso tra 0 e 1, equivalente al rapporto tra la Biomassa e la capacità portante di un habitat (B/K).

$$RBS = \frac{B}{K} = 1 - F \times \frac{d}{r}$$

dove: F = SAR; d= tasso di rimozione/mortalità esercitato dall'attrezzo; r= tasso di recupero intrinseco della comunità.

I valori di RBS ottenuti saranno quindi maggiori per gli habitat caratterizzati da comunità con un elevato tasso di recupero o soggetti a una minor intensità del disturbo della pesca.

La procedura di seguito riportata segue il protocollo proposto da Van Denderen (<https://github.com/ices-eg/FBIT>) e consiste in 4 step:

1. Assegnazione della regione di interesse: individuazione dell'area di interesse suddivisa in una griglia con celle di 1 km² o *c-square*.
2. Stima delle relazioni tra la longevità delle specie e le variabili ambientali partendo dai dati biologici a disposizione.
 - a) Preparazione di 2 database: un primo database contenente i fattori ambientali quali profondità, produzione primaria, coordinate geografiche, tipologia di habitat relative a ciascuna stazione campionata; e una seconda matrice di dati contenente tutte le specie campionate nelle diverse stazioni con relativa biomassa (standardizzata per Km²) e la rispettiva longevità espressa secondo logica *Fuzzy* in 4 classi di longevità (<1ys; 1-3ys; 4-10ys; >10ys). In particolare, ad ogni specie è stato quindi assegnato un valore, espresso in termini di probabilità (0; 0.25; 0.5; 0.75; 1), di appartenere o meno ad una delle 4 classi citate.
 - b) Per ciascuna stazione descrivere la composizione della biomassa della comunità ripartita per classi d'età.
 - c) Calibrare il modello statistico per predire la variazione della biomassa cumulata ripartita per classi di longevità in funzione di vari parametri ambientali considerati (profondità, *Broad Habitat Type* e longevità). Per il modello è stato assunto che la proporzione della biomassa in ciascuna stazione segua una curva logistica che tende a 1 quando la longevità aumenta. A tale scopo è stato utilizzato un *Generalized Linear Mixed Model* con distribuzione binomiale (Pinheiro *et al.*, 2013).
3. Definizione della distribuzione della longevità, precedentemente predetta dal modello ed estrapolata per ciascuna cella, per predire la sensibilità della comunità su ampia scala spaziale. In ciascuna cella del reticolato è stata stimata la sensibilità della comunità bentonica presente.
4. Stima dello stato relativo del benthos (RBS) per l'intera regione considerata in risposta al *trawling*. Per le analisi sono stati utilizzati i seguenti parametri presi rispettivamente da Rijnsdorp *et al.* (2020) e Hiddink *et al.* (2019):
 - *Depletion rates* ovvero i tassi di riduzione della biomassa in seguito al passaggio dell'attrezzo, che sono specifici per ciascun *metier* e definiti in

base alla relazione tra la penetrazione e la superficie dell'attrezzo proposta da Hiddink et al. (2017).

- *Recovery rates* ovvero i tassi di recupero delle specie che costituiscono le varie comunità (espressi in termini di biomassa) dipendenti dalla longevità.

Per le analisi statistiche e modellistiche si è utilizzato il software Rstudio version 2022.02.1+461, in particolare 'nlme 3.1-157. R.package' (Pinheiro *et al.*, 2013). Le rappresentazioni cartografiche relative alle mappe di sensibilità e di stato (RBS) sono state rappresentate mediante 'maptools 1.1-1. R package'.

3 RISULTATI

3.1 Applicazione e confronto di indici generici e di sensibilità

I risultati delle analisi della relazione tra il tasso di abrasione (espresso in termini di SAR) e i vari indici di diversità e sensibilità applicati, condotte separatamente per i database SoleMON e GAP2, sono stati riassunti nelle tabelle 3.1, 3.2 e 3.3. Vengono inoltre associati i punteggi totalizzati da ciascun indice per ciascuna delle analisi condotte, in modo da identificare gli indici che meglio individuano la relazione con lo sforzo di pesca (Tab.3.4).

Dai risultati del test di correlazione di *Spearman* si osserva una correlazione negativa tra tutti gli indici indagati e la SAR, per quanto riguarda il test condotto sui dati di SoleMON. Per il database GAP2 viene osservata la stessa relazione ad eccezione degli indici di abbondanza e TDI, che tendono invece ad aumentare con la crescita dello sforzo di pesca, anche se questa relazione non è risultata essere significativa (Tab.3.1).

Tabella 3.1: Risultati del test di correlazione di Spearman e dell'indice di correlazione spaziale (Lee index) ottenuti per ciascun indice per i due database (SOLEMON e GAP2), dove * indica $P < 0,05$; ** indica $P < 0,01$; *** indica $P < 0,001$. Punti: punteggio finale calcolato per ciascun indice; in rosso i punteggi più alti raggiunti.

INDICE	Correlazione di <i>Spearman</i>			Lee <i>index</i>		
	SOLEMON	GAP2	punti	SOLEMON	GAP2	punti
Indice Abbondanza	-0,19*	0,24	1,09	0,83	0,48	1,98
Indice Biomassa	- 0,24***	- 0,09	0,91	0,81	0,49	1,98
Shannon (H)	- 0,12	- 0,37***	1,18	0,50	0,21	1,03
Evenness (J)	- 0,06	- 0,38**	1,02	0,48	0,20	1,00
Margalef	- 0,11	- 0,27*	0,92	0,49	0,21	1,02
TDI	- 0,21**	0,15	0,95	0,50	0,15	0,91
mTDI	- 0,34***	- 0,45***	2,00	0,49	0,20	0,99
pTDI	- 0,15*	- 0,45***	1,44	0,65	0,33	1,45
mT	- 0,34***	- 0,42**	1,93	0,39	0,16	0,81

L'indice con il valore di correlazione maggiore è risultato essere l'mTDI per entrambi i dataset. Valori e andamenti simili sono stati ottenuti per mT (risultati significativi sia per SoleMON che per GAP2). L'indice pTDI mostra invece in termini assoluti una minore correlazione con la pressione di pesca nel database SoleMON rispetto a quello di GAP2, sebbene in entrambi i casi essa risulti significativa (rispettivamente $P < 0,05$ e $P < 0,001$). Gli altri indici presentano un andamento differenziato a seconda dei due diversi database. Infatti, si può notare come per SoleMON gli indici di abbondanza e biomassa risultano essere significativamente correlati con la SAR a differenza di quanto accade per GAP2, così come il TDI che presenta valori di correlazione opposti per i due database. Inoltre, per GAP2 sono risultati essere significativi in diversa misura anche i valori di correlazione attribuiti ai 3 indici di diversità (*Shannon*: $P < 0,001$, *Margalef*: $P < 0,05$ e *Evenness*: $P < 0,01$).

Nel complesso si evidenzia come gli indici che hanno totalizzato un punteggio maggiore per quanto riguarda la correlazione con la pressione di pesca sono i 3 indici di sensibilità: mTDI, pTDI e mT.

Per quanto riguarda l'indice di correlazione spaziale (*Lee index*, Tab.3.1) i valori ottenuti mostrano come la distribuzione degli indici di abbondanza e biomassa presentano un pattern di distribuzione molto diverso rispetto a quello della pressione di pesca all'interno dell'area indagata, a conferma della correlazione negativa identificata con l'analisi di correlazione in particolare per il database di SoleMON (*Lee index* pari a 0,8 circa, molto vicino a 1). I punteggi raggiunti dagli altri indici analizzati sono molto simili tranne per il pTDI il quale ha ottenuto dei valori più alti rispetto ai restanti indici in entrambi i database mostrando una maggiore differenza con il pattern di distribuzione dello sforzo di pesca.

Le analisi riguardanti i parametri di simmetria (*skewness*) e curtosi (*kurtosis*) di ciascun indice sono state condotte al fine di indagarne la relativa natura e distribuzione, osservando se i dati sono equamente distribuiti e se sono presenti dei valori anomali che influenzano l'altezza del picco. Un possibile andamento lineare sarebbe infatti un punto a favore dell'indice in questione in quanto faciliterebbe l'implementazione di successivi modelli di regressione.

Alla luce dei risultati riportati in tabella 3.2, i valori di asimmetria calcolati rientrano in un *range* compreso tra -1 e 1 per quasi tutti gli indici, ad esclusione di quelli di biomassa e abbondanza. La maggior parte presenta un valore assoluto maggiore di 0,5 indicando quindi la presenza di asimmetria, seppur moderata, non potendo pertanto assumere una distribuzione normale per nessuno degli indici degli indagati.

Per quanto riguarda i valori di curtosi, considerando un valore atteso pari a 0 in assenza di dati anomali, si considera la presenza di una curtosi positiva per valori maggiori di 1 e negativa per valori inferiori a -1. Dai risultati ottenuti si nota la presenza di una curtosi positiva per tutti gli indici calcolati che conferma la presenza di valori anomali osservati dalle successive analisi descrittive condotte per i 4 indici di sensibilità (Fig.3.1; 3.2). Tale condizione appare più pronunciata per gli indici generici rispetto agli indici di sensibilità.

Tabella 3.2: Risultati dei test di normalità (Skewness e Kurtosis) riportati da ciascun indice per i due database (SOLEMON e GAP2) e relativo punteggio assegnato per ciascuna analisi.

INDICE	<i>Skewness</i>			<i>Kurtosis</i>		
	SOLEMON	GAP2	punti	SOLEMON	GAP2	punti
Indice Abbondanza	11,37	2,73	0	145,33	10,14	0
Indice Biomassa	3,11	2,83	0	12,93	11,81	0
Shannon (H)	- 0,11	- 0,68	2	2,37	2,64	0
Evenness (J)	- 0,45	- 0,95	2	2,63	3,10	0
Margalef	0,59	0,56	2	2,65	3,07	0
TDI	0,74	0,33	2	2,47	2,70	0
mTDI	0,62	- 0,55	2	2,65	1,74	0
pTDI	0,46	- 0,69	2	1,77	1,82	0
mT	- 0,76	- 0,69	2	4,10	1,85	0

Le analisi di ridondanza (RDA) per valutare la percentuale di varianza della struttura della comunità catturata da ciascun indice (Tab.3.3) sono in accordo con le precedenti analisi di correlazione mostrando dei valori maggiori per i 3 indici di sensibilità (mTDI, pTDI, mT) in grado di spiegare tra il 10% e il 15% e tra il 26%

e il 30% circa rispettivamente per SoleMON e GAP2, seguiti dal TDI che ha totalizzato un punteggio inferiore ma comunque più alto rispetto agli altri indici. Gli indici di diversità hanno infatti ottenuto i punteggi minori, in particolare gli indici di *Shannon* e *Evenness* in grado di spiegare solamente il 3% circa della varianza della struttura della comunità per il database di SoleMON e il 10% circa per GAP2. Gli indici di abbondanza e biomassa sono stati in grado di spiegare una buona percentuale della varianza osservata in particolare l'indice di abbondanza che ha ottenuto il valore maggiore tra tutti gli indici calcolati utilizzando i dati di GAP2. I risultati ottenuti per i due diversi database risultano essere concordi consolidando l'analisi svolta; anche se le percentuali sono risultate essere generalmente maggiori per il database di GAP2 in accordo anche con valori più alti di correlazione (Tab.3.1).

Tabella 3.3: Risultati dell'analisi di ridondanza (RDA) ottenuti da ciascun indice per i 2 database (SOLEMON e GAP2) e relativo punteggio totalizzato; in rosso sono evidenziati i tre punteggi più alti ottenuti.

INDICE	RDA		
	SOLEMON	GAP2	punti
Indice Abbondanza	7,72	31,28	1,57
Indice Biomassa	11,49	27,13	1,72
Shannon (H)	3,91	12,46	0,69
Evenness (J)	2,16	15,07	0,64
Margalef	7,61	15,85	1,07
TDI	12,47	23,34	1,67
mTDI	13,48	27,31	1,87
pTDI	10,79	28,55	1,71
mT	13,23	26,39	1,83

I punteggi ottenuti da ciascun indice per le 4 diverse analisi condotte sono stati in seguito sommati andando ad assegnare il punteggio totale dell'indice al massimo pari a 14 (Tab.3.4). Si osserva come il punteggio maggiore è stato raggiunto dagli indici di sensibilità, in particolare mTDI, pTDI e mT. A seguire troviamo gli indici di abbondanza e di biomassa e il TDI che hanno totalizzato un punteggio simile

compreso tra 7,4 e 7,8. Gli indici che hanno totalizzato il punteggio inferiore sono stati quelli di diversità se si tiene in considerazione anche il fatto che gran parte del loro punteggio è dato dalle analisi di asimmetria e curtosi (Tab.3.2) meno importanti per lo scopo della ricerca.

Tabella 3.4: Punteggio complessivo raggiunto da ciascun indice come somma dei punteggi assegnati per ciascuna analisi. In verde sono evidenziati i punteggi migliori ottenuti.

INDICE	PUNTI TOTALI
Indice Abbondanza	7,72
Indice Biomassa	7,50
Shannon (H)	7,10
Evenness (J)	6,68
Margalef	6,96
TDI	7,40
mTDI	9,86
pTDI	9,51
mT	9,31

Per gli indici che hanno mostrato una migliore performance sulla base del punteggio raggiunto (TDI, mTDI, pTDI, mT) è stata condotta un'ulteriore analisi descrittiva al fine di evidenziare la distribuzione dell'indice all'interno di 5 classi di pressione di pesca ad intensità crescente separatamente per i due database (Fig.3.1; 3.2).

Dai diagrammi è possibile osservare l'andamento decrescente per tutti e 4 gli indici per livelli di intensità di sforzo di pesca maggiore, confermando i valori di correlazione negativa riscontrata con le precedenti analisi, ad esclusione di TDI che mostra un incremento in corrispondenza del livello di pressione più alto, che però nel complesso non risulta essere ben delineato e risulta pertanto non essere significativo (Tab.3.1). Si notano alcune differenze importanti nella risposta degli indicatori quando applicati nei due database. In particolare, i campioni raccolti durante la campagna di SoleMON presentano una ripartizione più omogenea nelle diverse classi di SAR rispetto a quelli raccolti durante GAP2 che si concentrano maggiormente nei 3 livelli centrali di pressione (basso, medio, alto). Le maggiori differenze nei valori degli indici si osservano a alti valori di pressione di pesca per

mTDI, pTDI e mTI che mostra una elevata riduzione rispetto ai valori di pressione medio bassi nel contesto del database GAP2. I *boxplot* evidenziano inoltre la presenza di *outlier* a conferma dei valori di curtosi osservati con l'analisi di normalità.

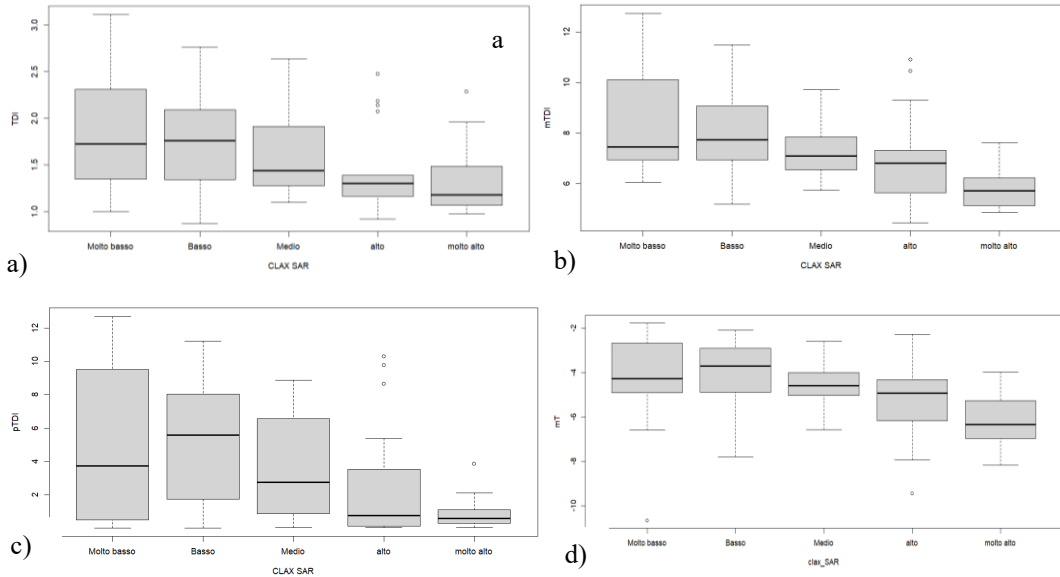


Figura 3.1: Distribuzione degli indici ripartita in 5 classi di intensità dello sforzo di pesca (SAR) per il database di SoleMON. a) TDI; b) mTDI; c) pTDI; d) mT. I *boxplot* riportano per ciascuna classe di SAR il valore massimo e minimo raggiunti da ciascun indice, la parte inferiore e superiore della scatola riportano rispettivamente il 25° e il 75° quartile e la linea centrale più spessa rappresenta la mediana, i singoli punti rappresentano gli *outlier*

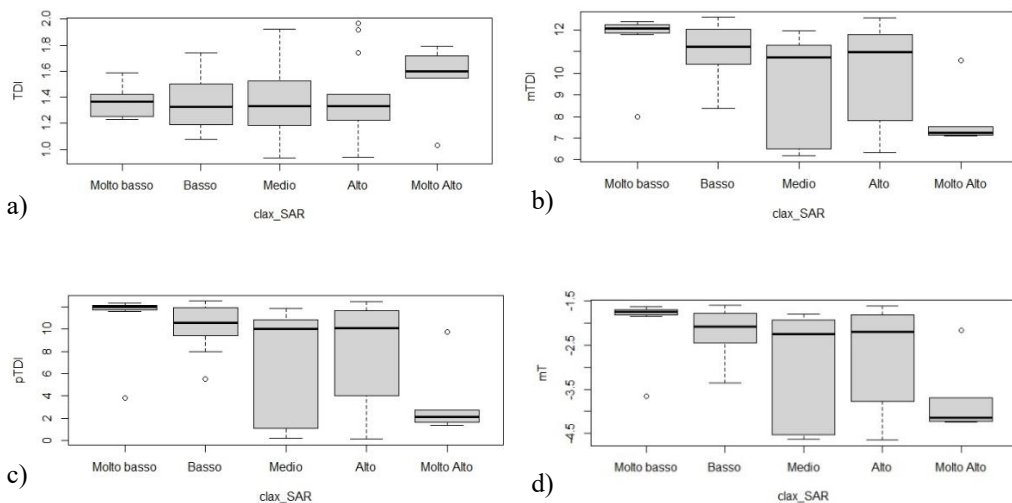


Figura 3.2: Distribuzione degli indici ripartita in 5 classi di intensità dello sforzo di pesca (SAR) per il database di GAP2. a) TDI; b) mTDI; c) pTDI; d) mT. I *boxplot* riportano per ciascuna classe di SAR il valore massimo e minimo raggiunti da ciascun indice, la parte inferiore e superiore della scatola riportano rispettivamente il 25° e il 75° quartile e la linea centrale più spessa rappresenta la mediana, i singoli punti rappresentano gli *outlier*.

3.2 Applicazione dell'indice BESITO

Dall'applicazione dell'indice di BESITO è stato possibile associare i 181 *taxa* campionati in totale per SoleMON e GAP2 a 5 diversi gruppi in base alla relativa sensibilità alla pressione della pesca a strascico, come riportato in Tabella 3.5. I dati dei tratti biologici per singola specie/*taxon* e i punteggi associati sono riportati in Appendice I.

Tabella 3.5: Suddivisione per Phylum delle specie campionate ripartita nei diversi gruppi di sensibilità definiti sulla base dell'indice di BESITO.

Phylum	Besito index					N° specie
	1	2	3	4	5	
Mollusca	7	28	12	3	-	50
Arthropoda	38	6	1	-	-	45
Echinodermata	2	17	7	1	-	27
Porifera	-	-	2	1	12	15
Chordata	-	-	13	2	-	15
Cnidaria	-	-	2	4	7	13
Anellida	1	3	2	2	-	8
Bryozoa	-	-	-	3	1	4
Spinuncula	-	2	-	-	-	2
Ctenophora	-	1	-	-	-	1
Nemertea	1	-	-	-	-	1
Totale	49	57	39	16	20	181

I gruppi più numerosi sono costituiti dalle specie con un indice di BESITO pari a 1 e 2 (rispettivamente 49 e 57 *taxa*) che presentano una bassa sensibilità allo strascico. Per la maggior parte sono artropodi, in particolare decapodi come *Inachus* sp., *Pisa* sp., *Pagurus* sp., molluschi bivalvi (*Tellina* sp., *Spisula* sp., *Anadara* sp.), gasteropodi (*Diodora* sp. e *Nassarius* sp.) ed echinodermi tra cui *Ophiura ophiura*, *Ocnus plancii*, *Brissopsis* sp.. Questi sono tutti animali di piccole dimensioni con longevità piuttosto basse e principalmente *scavengers* o predatori. Il gruppo 3 comprende per la maggior parte di ascidie e tunicati (*Ascidia* sp. e *Microcosmus*

sp.) ed alcune specie di bivalvi in particolare pectinidi di piccole dimensioni come *Chlamys* sp. Le specie maggiormente sensibili appartenenti ai gruppi 4 e 5 sono meno rappresentate, (rispettivamente 16 e 20 *taxa* in totale) e sono principalmente poriferi e cnidari tra cui ritroviamo *Clathria* sp., *Mycale* sp., *Tethya* sp., *Virgularia mirabilis*, *Adamsia* spp., *Epizoanthus* spp., e 3 specie di Bryozoa (*Cellaria* sp., *Schizobrachiella sanguinea*, *Amathia semiconvoluta*). Appartengono a questi gruppi anche 3 specie di molluschi bivalvi: *Atrina fragilis*, *Barbatia barbata* e *Neopycnodonte cochlear* che presentano dimensioni e longevità maggiori.

La ripartizione della biomassa relativa di ciascun gruppo in 5 diverse classi di intensità di sforzo di pesca (da molto basso a molto alto), sono state riportate separatamente per i due database (SoleMON e GAP2) nella Tabella 3.6 e di seguito rappresentati mediante un grafico a linee in Figura 3.3.

Per quanto riguarda il database SoleMON, è possibile notare come, nonostante la percentuale delle specie opportuniste (Gruppo 1) sia inferiore (4,6%) rispetto ai gruppi 2 e 3 (rispettivamente 34,4% e 35,4%), questa aumenta per maggiori intensità di pesca, subendo un rapido incremento in corrispondenza del livello più alto di intensità fino a costituire più del 60% dell'intera a livelli di pressione molto elevati. Tale comportamento è stato riscontrato anche dall'analisi dei dati provenienti dal database di GAP2, nella quale la percentuale delle specie del gruppo 1 aumenta da 1,5 a 19,9% in risposta ad un aumento dello sforzo di pesca. (Tab.3.6, Fig.3.3)

Il secondo gruppo, formato da specie più tolleranti (BESITO=2), presenta un andamento della biomassa relativa definito secondo una parabola negativa (“a campana”): dopo un rapido incremento iniziale, si stabilizza intorno ad un'intensità media della pressione per poi diminuire a maggiore intensità di sforzo di pesca. A differenza di quanto emerge dai dati di SoleMON, per i dati di GAP2, questo gruppo presenta un continuo incremento all'aumentare della pressione di pesca andando a costituire quasi la totalità della comunità presente (70% circa) nella classe di sforzo più alta.

Tabella 3.6: Biomassa relativa (%) delle specie raggruppate per sensibilità in funzione dell'indice di BESITO (1-5) per le diverse classi di intensità dello sforzo di pesca in relazione ai dataset SoleMON e GAP2.

Sforzo di pesca	SOLEMON						GAP2					
	Indice Besito					Totale	Indice Besito					Totale
	1	2	3	4	5		1	2	3	4	5	
Molto basso	3,1	12,8	49,9	25,6	8,6	100	1,5	10,2	26,8	3,8	57,7	100
Basso	6,7	77,0	7,1	8,8	0,4	100	4,8	11,0	26,2	2,1	55,9	100
Medio	6,4	89,1	2,3	2,1	0,1	100	11,4	71,4	6,2	1,7	9,3	100
Alto	6,6	66,6	12,4	14,3	0,1	100	12,4	55,0	8,5	1,9	22,2	100
Molto alto	61,6	32,1	0,5	4,7	1,1	100	19,9	70,7	5,9	1,7	1,8	100
Totale	4,6	34,4	35,4	19,9	5,7	100	10,2	49,9	12,5	2,2	25,3	100

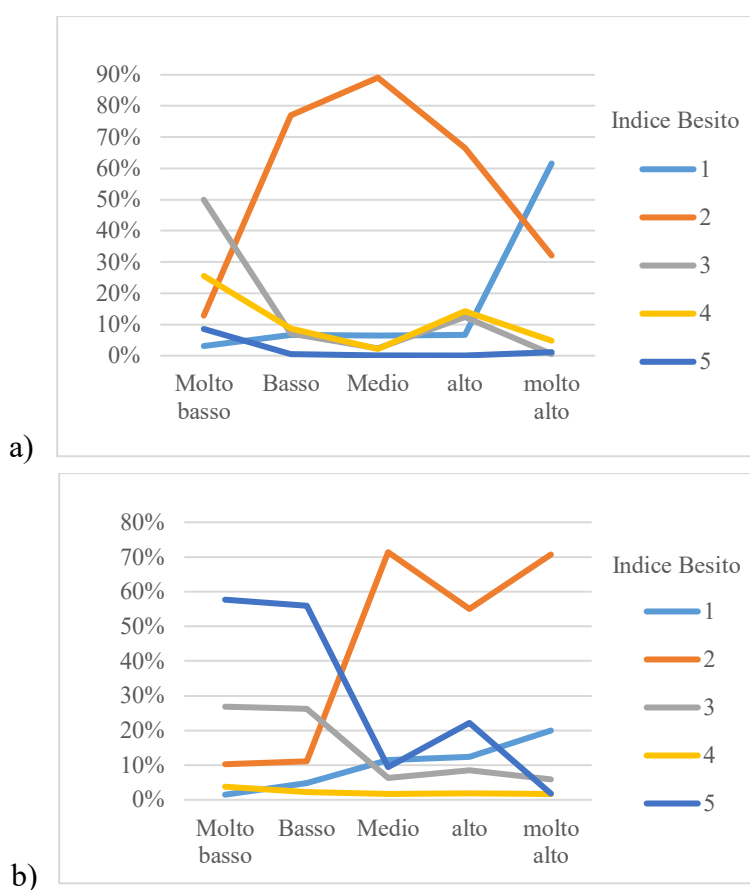


Figura 3.3. Distribuzione della biomassa relativa (%) delle specie bentoniche raggruppate per indice di BESITO all'aumentare dello sforzo di pesca ripartito in 5 intervalli di intensità crescente. a) Database SoleMON. b) Database GAP2

Le percentuali delle specie più sensibili, afferenti ai gruppi 3 e 4, presentano un comportamento simile all'aumentare dello sforzo di pesca, per il quale, pur essendo affetto da alcune fluttuazioni rispetto ai precedenti gruppi, è possibile notare un trend generale che diminuisce all'aumentare della pressione esercitata. Infatti, nonostante le biomasse relative delle specie presentino un lieve aumento iniziale, alle pressioni maggiori, la percentuale si riduce rapidamente, e in corrispondenza del livello più alto essi costituiscono rispettivamente solamente lo 0,5% e il 4,7% delle specie presenti. Tale andamento viene confermato dall'analisi del dataset GAP2, per il quale i *taxa* con indice di BESITO pari a 3 e 4 mostrano un chiaro decremento all'aumentare dell'intensità di pesca.

Infine, per quanto riguarda quella parte di comunità formata dalle specie che più risentono del disturbo operato dallo strascico (gruppo 5) si può notare che, nonostante la percentuale iniziale sia molto bassa (8,6%), all'aumentare dell'intensità di pesca queste subiscono un'ulteriore riduzione fino a rappresentare in minima parte la comunità presente (1,1%). Lo stesso trend viene osservato anche per l'altro database analizzato, a differenza del fatto che per basse intensità di pesca tale gruppo risulta essere il più rappresentativo andando a costituire circa il 60% dell'intera comunità.

Per la stima della biomassa relativa di ciascun *sensitivity group* in risposta a diverse pressioni ambientali e antropiche, sono stati testati diversi modelli GAM, valutando una serie di variabili esplicative e le loro potenziali interazioni (Tab.3.7).

Da una prima analisi esplorativa per la valutazione di possibili autocorrelazioni tra i parametri considerati (Fig.3.4) sono state rimosse, dalla formula di riferimento del modello riportata nel paragrafo 2.6.2., le variabili relative alla produzione primaria e alla Longitudine in quanto entrambe correlate tra loro e con la profondità e la Latitudine.

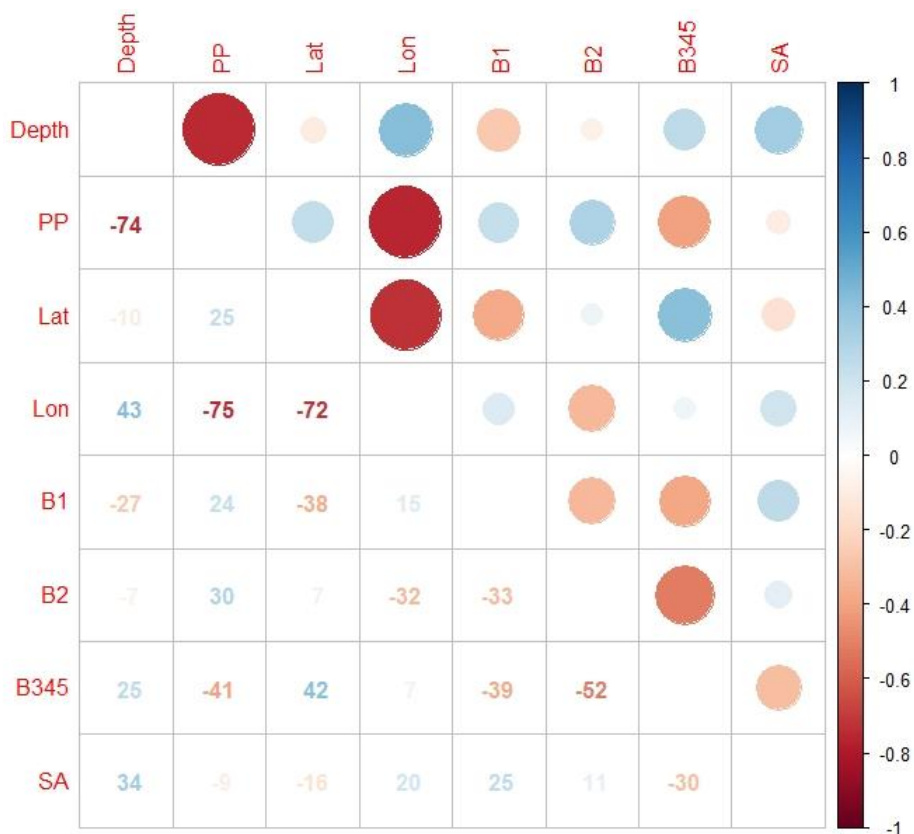


Figura 3.4: Matrice di correlazione utilizzata al fine della valutazione della collinearità tra le variabili da considerare all'interno del modello; dove Depth = Profondità; PP = Produzione Primaria; Lat e Lon = Latitudine e Longitudine; B1, B2, B345 = Biomassa rispettivamente dei gruppi con indice di Besito pari a 1,2,345; SA = pressione di pesca in termini di SAR. A sinistra della diagonale sono riportati i risultati del test di correlazione di Spearman espressi in termini numerici moltiplicati per 100, mentre a destra sono stati illustrati con delle circonferenze di diametro proporzionale al valore di correlazione. A destra della matrice è riportata la scala dei colori utilizzati da 1 (rosso) a -1 (blu).

Inoltre, come suggerito dall'analisi condotta da Gonzalez-Irusta *et al.*, 2018, le specie con indice di BESITO pari a 4 e 5 non essendo sufficientemente numerose per poter essere modellate singolarmente sono state aggregate alle specie con indice pari a 3, andando a formare un unico gruppo costituito dalle specie più sensibili. Sono stati quindi selezionati 3 diversi modelli, con il valore di AIC e gradi di libertà minori per ciascuno dei tre gruppi considerati (rispettivamente m3 per B1, m4 per B2 e m3 per B345).

A seguito di ulteriori analisi esplorative si è deciso di rimuovere le osservazioni che ricadevano all'interno delle 3 miglia di distanza dalla costa per le quali il valore di SAR associato era nullo, l'elevato numero di zeri all'interno della matrice andava a compromettere la bontà del modello che non riusciva ad interpolare correttamente i dati.

Tabella 3.7: Modelli testati per la stima della Biomassa relativa per ciascuno dei 3 gruppi considerati, dove SA = SAR; Lat = Latitudine; Prof = Profondità; habitat= habitat bentonico (BHT); Anno = anno del campionamento. Selezione del modello migliore (evidenziato in giallo) sulla base del valore di AIC e dei gradi di libertà (gdl).

Gruppi BESITO	Formula modello	AIC	gdl
B1	m1= gam(B1~s(SA)+s(Lat)+s(Prof)+habitat+Anno)	113,7	7
	m2= gam(B1~s(SA)+s(Lat)+s(Prof)+Anno)	112,1	6
	m3= gam(B1~s(SA)+s(Lat)+s(Prof))	109,5	4
B2	m1= gam(B2~s(SA)+s(Lat)+s(Prof)+habitat+Anno)	200,6	10
	m2= gam(B2~s(SA)+s(Lat)+s(Prof)+Anno)	197,1	9
	m3= gam(B2~s(SA)+s(Lat)+s(Prof))	193,1	7
	m4= gam(B2~s(SA)+s(Lat))	191,3	6
B345	m1= gam(B345~s(SA)+s(Lat)+s(Prof)+Anno+habitat)	106,4	11
	m2= gam(B345~s(SA)+s(Lat)+s(Prof)+Anno)	103,0	10
	m3= gam(B345~s(SA)+s(Lat)+s(Prof))	102,8	8

I risultati del GAM per ciascun gruppo sono stati riassunti in Tabella 3.8. Tra le variabili esplicative presenti nella formula del modello iniziale sono state considerate all'interno del modello solamente la latitudine e la profondità, mentre i parametri relativi alla tipologia del sedimento e all'anno del campionamento sono stati scartati in quanto andavano a diminuire l'efficienza del modello (Tab.3.7).

Tabella 3.8: Percentuale di Devianza spiegata per ciascun GAM (Devianza spiegata %); importanza relativa di ciascun parametro presente in ciascun modello (Δ Devianza); gradi di libertà di ciascuna variabile(gdl); significatività statistica di ciascuna variabile (Chi-square e p-value) calcolata eliminando il parametro indagato dal modello iniziale (B1, B2, B345). *** = p.value < 0,001; ** = p.value < 0,01; * = p < 0,05; . = p.value < 0,1.

	Devianza spiegata %	Δdevianza	gdl	Chi-square	p-Value
B1	52,1				
Latitudine		27,5	1	-17,69	< 0,001 ***
Profondità		15,9	1	-10,21	0,001**
SAR		4,9	1	3,16	0,075 .
B2	29,1				
SAR		27,9	5	19,31	0,002 *
Latitudine		1,2	1	0,88	0,329
B345	65,2				
Profondità		23,3	3	21,51	< 0,001 ***
Latitudine		21,3	2	19,72	< 0,001 ***
SAR		7,1	2	6,61	0,002 *

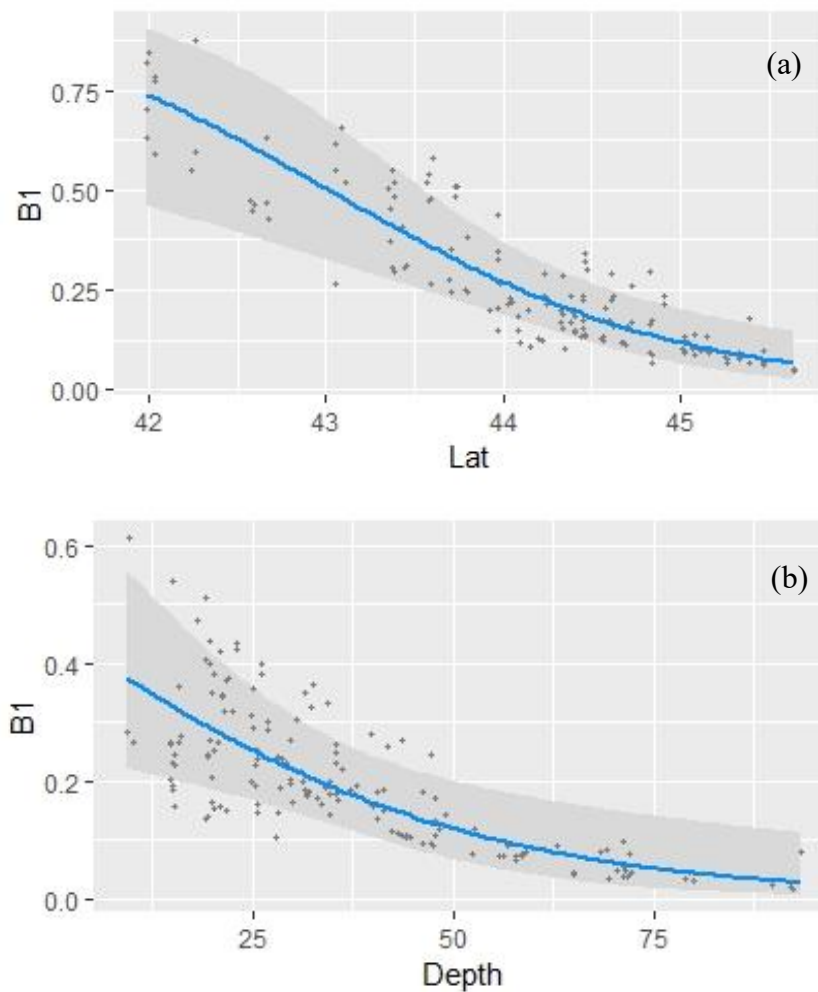
Per quanto riguarda la percentuale di devianza spiegata dal modello per ciascuno dei 3 gruppi è possibile notare come il GAM sia in grado di spiegare buona parte della devianza per le specie più sensibili (65,2%) e in parte anche per quelle opportuniste (52,1%); mentre non è in grado di spiegare sufficientemente il comportamento del secondo gruppo costituito dalle specie tolleranti, che sembrano quindi essere meno influenzate dalla pressione di pesca e dagli altri fattori valutati (29,1%), la cui biomassa potrebbe quindi essere influenzata da altre variabili non prese in considerazione nel modello implementato.

Analizzando l'importanza relativa di ciascuna variabile presente all'interno del modello è risultato come lo sforzo di pesca (SAR) sia l'unico parametro che influenza significativamente la stima della biomassa presente per tutti e 3 i gruppi. Oltre alla pressione di pesca sono risultati essere statisticamente significativi altri parametri ambientali quali la profondità e la latitudine, in particolare per il primo e il terzo gruppo. Il modello selezionato per il gruppo 2, oltre alla pressione di pesca, tiene in considerazione solo la latitudine che tuttavia non è risultata essere statisticamente significativa. La maggior parte della devianza spiegata dal modello

è quindi legata alla SAR (27,9%) mentre solo l'1,2% alla variabile spaziale (Tab.3.8).

La distribuzione della Biomassa stimata per ciascun *sensitivity group* è stata rappresentata attraverso la funzione di regressione dei valori di Biomassa fittati dal modello al variare dei parametri considerati (Fig. 3.5, 3.6, 3.7).

Per il gruppo 1 si nota come all'aumentare della latitudine e della profondità la biomassa relativa delle specie diminuisce, mentre aumenta ad intensità crescenti dello sforzo di pesca. Questo trend stimato dal modello concorda quindi con quanto si osserva dalla distribuzione della biomassa relativa osservata (Fig. 3.3a), confermando come le specie più opportuniste siano favorite in presenza di un disturbo operato dalla pesca (Fig. 3.5c)



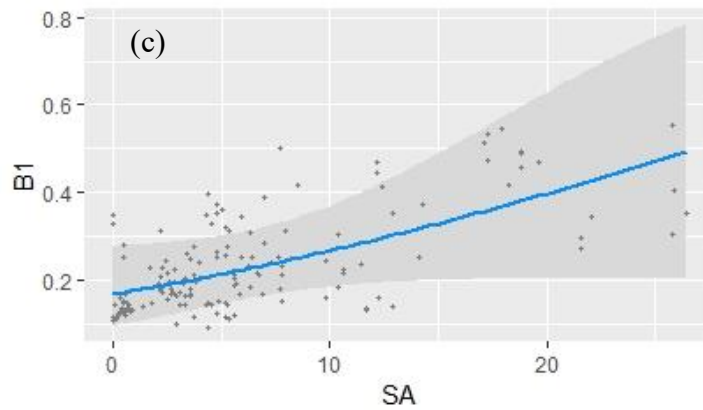
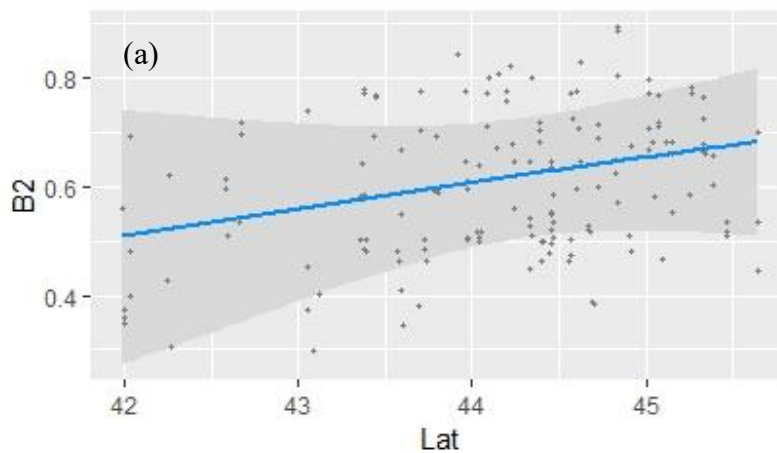


Figura 3.5: Distribuzione dei valori di biomassa relativa per il gruppo 1 stimati dal modello rispetto a ciascuna variabile di risposta considerata. (a) Latitudine. (b) Profondità (m). (c) sforzo di pesca espresso in termini di SAR. L'area più scura rappresenta gli intervalli di confidenza (95%) e i punti rappresentano i valori stimati dal modello.

L'andamento della Biomassa relativa del secondo gruppo stimata dal modello, mostra un trend che va valutato considerando che la percentuale di varianza catturata dal modello è piuttosto bassa rispetto a quella totale. Per quanto riguarda l'andamento della biomassa in funzione della latitudine, essa mostra un lieve incremento che però non risulta essere significativo ed è quindi da considerarsi trascurabile (Fig. 3.6a). Più rilevante l'andamento a parabola negativa (campana) della biomassa che subisce un rapido incremento iniziale all'aumentare dello sforzo della pesca, che tende poi a diminuire man mano che la pressione aumenta (Fig.3.6b).



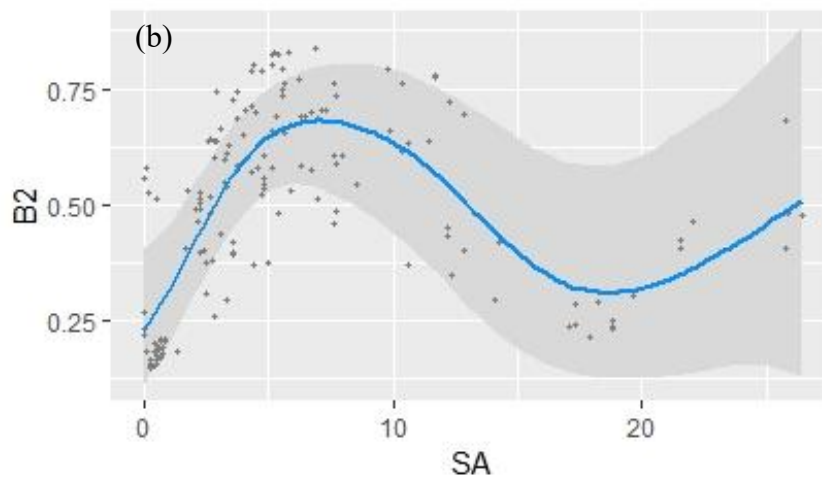


Figura 3.6: Distribuzione dei valori di biomassa relativa per il gruppo 2 stimati dal modello rispetto a ciascuna variabile di risposta considerata. (a) Latitudine. (b) sforzo di pesca espresso in termini di SAR. l'area più scura rappresenta gli intervalli di confidenza (95%) e i punti rappresentano i valori stimati dal modello.

Dal modello applicato per le specie più sensibili si può osservare come esse presentino una correlazione positiva con i parametri ambientali considerati quali latitudine (Fig. 3.7a) e profondità (Fig. 3.7b). La biomassa delle specie aumenta in modo esponenziale per latitudini maggiori di 44° N e profondità comprese tra i 30 e i 75m. Risulta invece essere negativamente influenzata dalla pressione esercitata dalla pesca, infatti all'aumentare della SAR la funzione di regressione della biomassa relativa subisce una significativa riduzione stabilizzandosi a valori molto bassi intorno allo 0,10 (Fig. 3.7c).

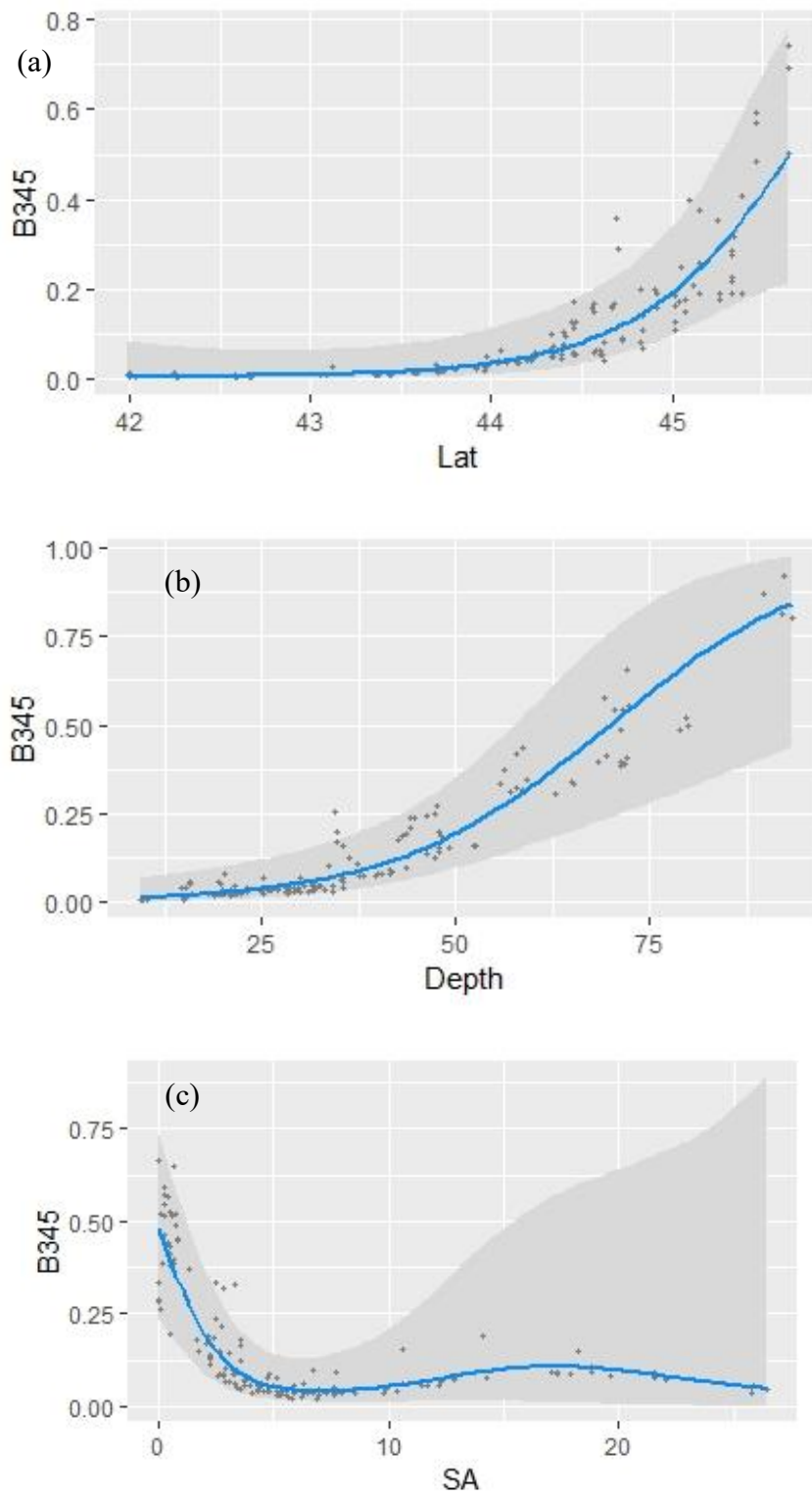


Figura 3.7: Distribuzione dei valori di biomassa relativa per i gruppi ad alta sensibilità (3, 4, 5) stimati dal modello rispetto a ciascuna variabile di risposta considerata. (a) Latitudine. (b) Profondità (m). (c) Sforzo di pesca espresso in termini di SAR. l'area più scura rappresenta gli intervalli di confidenza (95%) e i punti rappresentano i valori stimati dal modello.

3.3 Impatti della pesca sulle comunità bentoniche analizzati mediante RBS

3.3.1 Stima della sensibilità delle comunità bentoniche

La stima della biomassa cumulata per classi di longevità è stata realizzata mediante l'implementazione di un *Generalised linear mixed model (GLMM)*. In questo ambito sono stati testati diversi modelli (Tab.3.9) considerando le possibili interazioni tra le variabili esplicative. La profondità (Prof) e gli habitat (MSFD) sono stati inclusi come effetti fissi mentre le stazioni (ID) come effetto random. Non essendo stato possibile considerare solo i campioni raccolti in aree dove i valori di SAR fossero pressoché nulli ($SAR < 0,5$) in quanto poco numerosi (61 cale) è stato deciso di non considerare la pressione di pesca. In questo modo si è ottenuta una stima della longevità rappresentativa di una possibile condizione di riferimento in assenza del disturbo indagato.

Le diverse versioni del modello sono state confrontate tra loro selezionando il modello migliore in base ai valori di AIC e dei gradi di libertà (Tab.3.9).

Tabella 3.9: GLMMs testati per la stima della biomassa cumulata per classi di longevità con i relativi valori di AIC e gradi di libertà(gdl). I termini della formula sono stati così definiti: Cumb=biomassa cumulativa; ll=log +1 delle classi di longevità (1,3 o 10 anni); Prof=batimetria(m); MSFD=MSFD habitat; ID = nominativo delle singole stazioni. In giallo è stato evidenziato il modello selezionato con un valore di AIC minore.

Modello	Formula modello (famiglia=binomiale)	AIC	gdl
Mod1	glmer(Cumb ~ ll + Prof + MSFD + (1 ID))	384,7	6
Mod2	glmer(Cumb ~ ll + MSFD*ll + (1 ID))	378,5	7
Mod3	glmer(Cumb ~ ll + MSFD* Prof + (1 ID))	376,5	8
Mod4	glmer(Cumb ~ ll + MSFD + (1 ID))	384,7	5
Mod5	glmer(Cumb ~ ll + Prof + (1 ID))	382,8	4

Il modello selezionato (Mod3) tiene in considerazione l'interazione tra la tipologia di habitat e la profondità. Per quanto riguarda la significatività dei singoli parametri e della loro possibile interazione, dal modello emerge come il tipo di habitat giochi un ruolo importante nel definire la sensibilità della comunità presente, in particolare per quelli circalitorali (più profondi). La profondità da sola non risulta infatti essere significativa, ma lo diventa nel momento in cui viene considerata insieme al tipo di habitat presente (Tab.3.10).

Tabella 3.10: Formula completa del modello selezionato dove Cumb= biomassa cumulativa; ll= log+1 delle classi di longevità (1,3 o 10 anni); Prof= batimetria(m); MSFD= MSFD habitat; ID= nominativo delle singole stazioni. Sono riportati i valori attribuiti a ciascuna variabile fissata con relativi valori di significatività (p-value).

Mod3: Cumb ~ ll + MSFD*Prof + (1 ID)		
Effetti fissi	Estimate	p-value
Longevità	3,50	< 0,001***
Sabbioso circalitorale	-1,48	0,008**
Sabbioso infralitorale	-4,56	0,09
Prof	-0,01	0,4
Sabbioso circalitorale *Prof	0,05	0,003**
Sabbioso infralitorale*Prof	0,31	0,05*

Osservando il grafico riportato in figura 3.8 è possibile osservare come la distribuzione della profondità per le tre differenti tipologie di habitat considerati risulti essere molto diversa, in particolare tra l'habitat infralitorale sabbioso, compreso all'interno di un *range* ristretto (15-25m) e gli habitat circalitorali, che raggiungono maggiori profondità. Considerato quindi, che l'informazione relativa al tipo di habitat fornisce anche un'indicazione in merito alla profondità, sono stati utilizzati per la stima della longevità mediana presente all'interno di ciascuna cella per la griglia di riferimento, i soli coefficienti stimati relativi all'infralitorale e al circalitorale sabbiosi.

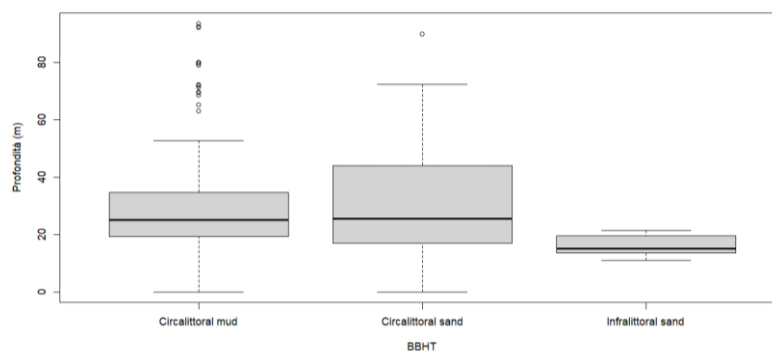


Figura 3.8: Grafico che mostra la ripartizione dei valori di profondità osservati per le tre tipologie di habitat considerate (infralitorale sabbioso, circalitorale sabbioso e circalitorale fangoso). Il limite superiore e inferiore del rettangolo grigio corrispondono rispettivamente al 75° e 25° quantile, la linea nera corrisponde alla mediana, mentre i segmenti che sporgono raggiungono il valore minimo e il valore massimo registrati. I singoli punti rappresentano invece i valori anomali registrati.

Ipotizzando uno scenario in assenza di pressione di pesca, la distribuzione della biomassa cumulativa per le classi di longevità stimata all'interno dell'area indagata (Fig.3.9) mostra come, in corrispondenza delle aree a maggiore profondità (circalitorale), i valori stimati siano maggiori rispetto a quelli attribuiti alle comunità che vivono a ridosso della costa (infralitorale). Nonostante non sia presente una grossa variabilità, si nota comunque un progressivo aumento dell'età mediana proseguendo dalla costa verso il largo, dove le profondità sono maggiori e gli habitat più stabili. Questo conferma quanto precedentemente osservato con il modello, per il quale l'interazione tra l'habitat e la profondità contribuiva in modo significativo nel determinare la sensibilità delle comunità bentoniche presenti all'interno dell'area di studio.

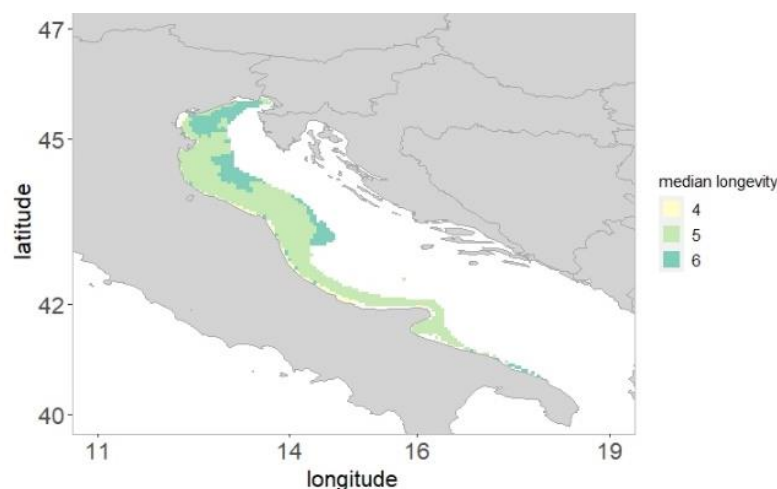


Figura 3.9: Mappa di previsione della longevità (sensibilità) mediana nell' area di studio (GSA17). I valori di longevità mediana sono stati ottenuti dall'applicazione del GLLM per ciascun habitat.

3.3.2 Valutazione dell'impatto sulle comunità bentoniche

I coefficienti angolari e l'intercetta ottenuti con il modello implementato sono stati in seguito utilizzati per stimare la capacità portante (K). In seguito, sulla base dei parametri di K e r (tasso di recupero) stimati e del tasso di rimozione totale (calcolato facendo la somma del tasso di rimozione per OTB secondo $SAR \cdot 0.06$ e per TBB secondo la stima $SAR \cdot 0.14$) si è potuto definire lo stato relativo del benthos (RBS).

I risultati dell'RBS mostrano una chiara relazione tra lo stato relativo delle comunità e la pressione esercitata dalla pesca a strascico demersale (data dal prodotto tra la SAR e il tasso di rimozione d). All'aumentare dell'intensità dello sforzo di pesca si nota un decremento esponenziale dell'RBS (Fig.3.10).

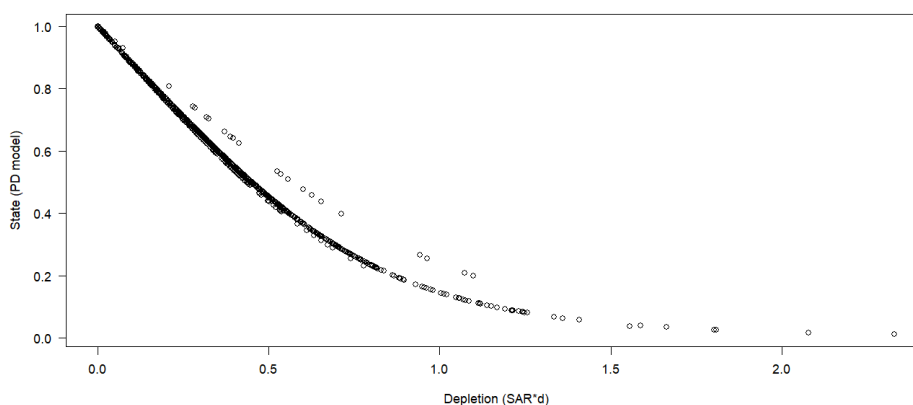


Figura 3.10: Grafico della distribuzione dello stato relativo del benthos (State (PD model)) in funzione del tasso di rimozione totale (Depletion (SAR*d)).

Sulla base di tale modello è stato attribuito lo stato delle comunità bentoniche ad ogni unità di superficie (ciascun *c-square*) e poi rappresentato nell'intera area indagata (Fig.3.11); in accordo con il protocollo applicato, i risultati dell'analisi sono stati riassunti per tipologia di habitat, con lo scopo di favorire il confronto con i riferimenti presenti in letteratura e le successive interpretazioni (Tab.3.11).

Dal confronto tra la mappa di distribuzione dello stato delle comunità bentoniche (Fig.3.11) e quelle relative alla pressione di pesca (v. Fig.2.6), si nota come in corrispondenza delle aree maggiormente sfruttate dalla pesca a strascico i valori di

RBS sono minori ($<0,5$), mentre sotto costa, entro le 3 miglia, lo stato del benthos risulta essere migliore ($>0,5$). Condizioni di maggior impatto si evidenziano lungo la fascia costiera oltre le tre miglia dalla costa, mentre alcuni siti quali l'area a Est della foce del PO e nel golfo di Manfredonia appaiono essere meno soggetti a pressione dello strascico.

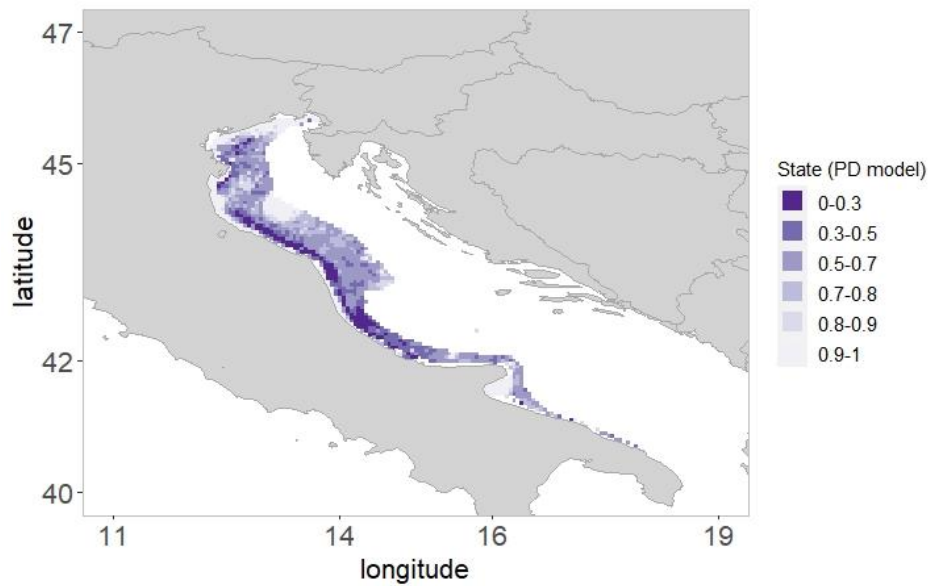


Figura 3.11: Mappa dello Stato del Benthos (RBS) basata sul PD model per l'area di studio (GSA17).

Tabella 3.11: Per ciascuna tipologia di habitat è stata riportata la superficie occupata (in termini assoluti Km^2 e relativi) e i valori medi relativi a: Longevità stimata dal GLLM; Intensità dello sforzo di pesca (SAR) per i due diversi attrezzi (TBB e OTB); Impatto ($1-\text{RBS}$).

MSFD habitat	Area (Km^2) Area%	Longevità media	SARmedia TBB (\pm St.D)	SARmedia OTB (\pm St.D)	Impatto medio (\pm St.D)
Fangoso Circalitorale	21779,09 (34%)	5,37	0,33 \pm 0,67	5,78 \pm 4,56	0,41 \pm 0,23
Sabbioso Circalitorale	6771,07 (11%)	5,54	0,34 \pm 0,56	2,63 \pm 2,8	0,24 \pm 0,20
Sabbioso Infralitorale	1724,14 (3%)	4,23	0,17 \pm 0,46	2,52 \pm 4,79	0,15 \pm 0,24

Dai risultati riportati in Tabella 3.11 si osserva come le comunità presenti su fondali fangosi, sottoposte a maggiori intensità di disturbo (in particolare ad opera dello strascico), sono risultate essere quelle maggiormente impattate (0,41). A seguire troviamo l'habitat sabbioso nella zona circalitorale (0,24) per il quale si osserva una pressione di pesca più bassa, ma un livello di sensibilità (ovvero di longevità mediana stimata) maggiore. L'habitat meno impattato (0,15) è risultato essere l'habitat sabbioso nella zona infra-litorale a ridosso della costa, esso occupa un'estensione piuttosto ridotta nell'area analizzata, ed è caratterizzato da una pressione di pesca molto bassa e da una comunità costituita da specie a ridotta sensibilità.

4 DISCUSSIONE

In questo elaborato di tesi sono stati presi in considerazione e implementati per l'area di studio tre approcci complementari per la valutazione dell'impatto della pesca. In tal modo è stato possibile applicare indici di diversa natura allo scopo di indagare quali di essi si prestino meglio alla valutazione degli effetti del *trawling* sulle comunità epi-bentoniche. Le applicazioni sono state condotte su due diversi dataset, uno maggiormente standardizzato relativo a dati provenienti da survey sperimentali (dati *fishery independent*; SoleMON) e uno invece con dati provenienti da osservazioni a bordo di pescherecci commerciali (dati *fishery dependent*; GAP2). In generale i risultati ottenuti hanno mostrato una buona risposta per la maggior parte degli indici calcolati al fine di descrivere diversi aspetti dello stato della comunità in presenza della pressione di pesca. Non sono presenti precedenti applicazioni di alcuni di questi metodi nel contesto di alto e medio Adriatico (indici di sensibilità, BESITO, RBS), e anche nell'ambito Mediterraneo queste sono limitate (Cyrielle *et al.*, 2020a; ICES 2022). Vengono di seguito riportate le osservazioni e le considerazioni emerse separatamente per i diversi metodi, cui segue un'ulteriore discussione complessiva di natura comparativa.

4.1 Confronto indici di diversità e di sensibilità

Le analisi svolte secondo l'approccio implementato da Cyrielle *et al.* (2020a) hanno permesso di effettuare un confronto tra indici di diversità e indici di sensibilità in funzione di diversi livelli di pressione di pesca. I risultati si trovano in accordo con quanto trovato dallo studio di riferimento, confermando una migliore prestazione per gli indici di sensibilità rispetto agli altri indici esaminati. Numerosi studi sugli impatti del *trawling* hanno messo in luce come le risposte degli organismi rispetto al disturbo siano determinate dai loro tratti biologici, ed in particolare quelli legati alla vulnerabilità e sensibilità al disturbo fisico (ad esempio la presenza o meno di strutture protettive più o meno robuste, le dimensioni, la mobilità e la modalità di alimentazione; Bremner *et al.*, 2006; de Juan *et al.*, 2007; 2009). Risulta quindi motivato il fatto che tali indici presentino una maggiore correlazione con la pressione esercitata dallo strascico e siano in grado di spiegare in parte la varianza della struttura delle comunità epi-bentoniche presenti.

In questo ambito è bene considerare come vi siano altre caratteristiche biologiche ed ecologiche delle specie che possono determinarne la rispettiva resilienza a fattori di stress, che non sono state considerate nell'approccio implementato. Esse riguardano principalmente aspetti quali la longevità, la modalità di riproduzione e di dispersione degli organismi, ed aspetti legati alla fisiologia delle specie; è stato visto infatti come questi parametri svolgano un ruolo fondamentale nel definire la capacità di recupero di una comunità in seguito al disturbo dell'attrezzo (Pranovi *et al.*, 2005; Bremner *et al.*, 2006; Giomi *et al.*, 2008; Raicevich *et al.*, 2011; Hiddink *et al.*, 2017). Il disturbo operato dalla pesca seleziona infatti le specie meno longeve, con tassi di crescita e di riproduzione maggiori, modificando la composizione specie-specifica della comunità sostituendo le specie definite k-strateghe con quelle r-strateghe, aumentando la resilienza complessiva della comunità (Tillin *et al.*, 2006; Bastari *et al.*, 2017; Rijnsdorp *et al.*, 2020; van Denderen *et al.*, 2020).

L'approccio quantitativo applicato ha permesso di selezionare in particolare 3 indici (mTDI, pTDI, mT) che sembrano rispondere meglio alla pressione della pesca. Nel contesto dell'applicazione in Adriatico, diversamente da quanto riportato in letteratura, il TDI ha totalizzato un punteggio inferiore agli altri indici, principalmente a causa dell'incoerenza ottenuta nei valori di correlazione calcolati per i 2 diversi database. Le maggiori differenze nella prestazione dell'indice per i due diversi database potrebbero essere legate alla differente formulazione dell'indice rispetto agli indici di sensibilità mTDI e pTDI, in quanto esso tiene in considerazione tutte le specie campionate e non solo quelle più sensibili. A causa della sua natura più generica tale indice potrebbe risentire in maniera maggiore della variabilità interna presente nei dati raccolti con GAP2 (evidenziata dai grafici riportati in Appendice II) dovuta all'utilizzo di due differenti attrezzi (rete a strascico a divergenti e rapido).

In accordo a quanto già osservato in letteratura (Hiddink *et al.*, 2020; Cyrielle *et al.*, 2020a), gli indici di diversità considerati non sono risultati essere particolarmente efficaci nella valutazione degli effetti della pesca a strascico sulle comunità bentoniche. Gli indici *Shannon* e *Pielou's evenness* hanno mostrato valori di correlazione contrastanti per i due diversi database e non sono stati in grado di spiegare buona parte della varianza della struttura della comunità bentonica. Inoltre,

contrariamente a quanto trovato nella metanalisi condotta da Hiddink *et al.* (2020), l'indice di *Margalef* non è risultato un buon indicatore a causa della scarsa correlazione mostrata per entrambi i database. Il punteggio complessivo assegnato per la valutazione della performance degli indicatori appare influenzato dall'analisi di normalità dei dati, che però appare relativamente marginale essendo legata principalmente a considerazioni relative agli strumenti modellistici più appropriati in caso di implementazione di future analisi modellistiche. Nondimeno, i risultati conseguiti mostrano come questi indici presentino una grande disparità nelle risposte relative agli effetti della pesca, confermando la presenza di risultati contrastanti (e non concordi) ottenuti in diversi studi pubblicati (Smith *et al.*, 2000; Cyrielle *et al.*, 2020a; Hiddink *et al.*, 2020).

Infine, per quanto riguarda gli indici di abbondanza e biomassa, essi hanno ottenuto un buon punteggio nella maggior parte delle analisi svolte, anche se complessivamente è risultato minore rispetto a quello ottenuto dagli indici di sensibilità, mostrando quindi di poter essere utilizzati in modo efficace per la valutazione della comunità bentonica in presenza di pressione di pesca, come riscontrato da precedenti studi condotti (Collie *et al.*, 2000; Sciberras *et al.*, 2018; Hiddink *et al.*, 2020). L'indice di biomassa presenta inoltre l'importante vantaggio di essere maggiormente correlato con il funzionamento degli ecosistemi, in quanto tiene in considerazione le dimensioni degli organismi e rappresenta un proxy più adeguato della produzione secondaria/scambi energetici della comunità presente (Hiddink *et al.*, 2006). Inoltre tale indicatore, a differenza dell'abbondanza, non risente degli effetti legati al reclutamento, fornendo quindi una risposta più specifica per la pressione di pesca (Hiddink *et al.*, 2020). Tale considerazione ha portato poi alla scelta di utilizzare la biomassa rispetto all'abbondanza delle specie campionate per la definizione degli ulteriori indici analizzati.

4.2 Indice di sensibilità (BESITO)

L'indice BESITO è stato applicato alle comunità epi-bentoniche al fine di classificare le specie secondo livelli crescenti di sensibilità, definita sulla base delle loro caratteristiche biologiche ed ecologiche (de Juan *et al.*, 2012; Gonzalez-Irusta *et al.*, 2018; Cyrielle *et al.*, 2020a).

La classificazione, associata alla analisi modellistica, ha permesso di identificare gruppi di specie che presentano risposte diverse al disturbo della pesca. Tra queste vi sono le specie che presentano il punteggio minore e sono caratterizzate da una minore sensibilità al disturbo. Questo gruppo include specie spesso di piccole dimensioni, per lo più mobili e in grado di sfuggire alla cattura o comunque molto resistenti (in termini fisici) al disturbo dell'attrezzo (es. artropodi come *Liocarnus vernalis*, gasteropodi quali *Hexaplex trunculus*). Esse sono principalmente *scavengers* e predatori che possono trarre vantaggio dalla rimozione/uccisione di altri organismi e dalla conseguente disponibilità di cibo potenziale associato all'aumento di animali morti o danneggiati in seguito al passaggio dell'attrezzo, come ad esempio *Aequipecten irregularis*. (de Juan *et al.*, 2007; Gonzalez-Irusta *et al.*, 2018). In accordo con le ridotte dimensioni di queste specie la biomassa assoluta del gruppo è risultata essere molto bassa rispetto a quella di specie più grandi e longeve appartenenti ai gruppi più sensibili.

Seppur in maniera minore anche le specie con indice di BESITO pari a 2 appaiono non essere danneggiate dall'attività di pesca anzi ne traggono un beneficio iniziale. Questo gruppo, definito da Gonzalez-Irusta *et al.* (2018) come tollerante o neutrale, è formato da taxa che presentano alcune caratteristiche proprie delle specie opportuniste (ciclo di vita breve e presenza di strutture protettive, come molluschi bivalvi quali *Anadara* sp. e echinodermi quali *Ocnus planci*, *Ophiothrix* sp.), plasticità alimentare, come possibile comportamento da *scavenger*, sia fattori che le rendono più sensibili (ad esempio maggiori dimensioni, in taluni casi fragilità). Questo potrebbe spiegare il fatto che, secondo le modellizzazioni condotte, il gruppo risponda in modo non lineare alla crescita della pressione di pesca. Infatti, un aumento della pressione può inizialmente determinare una maggiore disponibilità di cibo, associata a una mortalità non ancora eccessiva; un ulteriore aumento della pressione di pesca invece potrebbe avere effetti importanti sulla sopravvivenza, determinando una riduzione della dimensione della popolazione. Una risposta di tale genere al crescere della pressione di pesca era stata proposta in riferimento all'andamento della dimensione della popolazione dello *scavenger* *Asterias rubens* nel mare del Nord (Ramsay, 2000). Va segnalato come per l'analisi di tale gruppo nessuno degli altri fattori ambientali sia risultato essere significativo, e che comunque la varianza spiegata dal modello sia risultata molto contenuta.

Probabilmente l'elevata diversità tassonomica presente all'interno del gruppo può aver contribuito a rendere la risposta complessiva meno prevedibile e delineata.

Le specie con indice BESITO 3-4-5 hanno mostrato una forte tendenza negativa in funzione del crescere della pressione di pesca, soprattutto a intensità di pesca comprese tra 0 e 10 km²/km² (SAR). Oltre tale valore la loro presenza appare fortemente ridotta. Le specie con indice di BESITO maggiore di 3 includono organismi sessili, filtratori e con strutture protettive piuttosto fragili (poriferi, briozoi e cnidari) ed appare quindi coerente il fatto che tali gruppi siano risultati essere maggiormente impattati dalla pesca a strascico, anche a basse intensità di pressione. Infatti le specie appartenenti a questi *taxa* presentano tratti biologici che le rendono più sensibili, facendo sì che esse risentano in maniera più forte e diretta del passaggio dell'attrezzo (De Juan *et al.*, 2007; Juan & Demestre, 2012; van Denderen *et al.*, 2015). Inoltre diversi studi mostrano come questi organismi essendo caratterizzati da cicli vitali lunghi e tassi di crescita anche molto lenti (in genere superano i 10 anni di età) presentino tempi di recupero elevati, che concorrono ad una progressiva diminuzione degli habitat caratterizzati dalla presenza di queste specie, come nel caso degli habitat biogenici (De Juan *et al.*, 2007; Hiddink *et al.*, 2017).

I modelli testati hanno mostrato complessivamente una buona performance riuscendo a catturare una buona percentuale della devianza totale, con valori simili e talvolta maggiori di quelli ottenuti nello studio di Gonzalez-Irusta *et al.* (2018).

Diversi studi mostrano come non solo l'attività di strascico, ma anche una serie di variabili ambientali e altre pressioni antropiche possano giocare un ruolo importante nel definire la composizione della comunità epi-bentonica e modulare quindi la risposta della biomassa relativa di ciascuna specie al variare dei parametri esaminati (Bremner *et al.*, 2006; van Denderen *et al.*, 2015). Proprio al fine di valutare il ruolo di questi fattori sono stati considerati alcuni parametri ambientali nell'analisi modellistica degli andamenti delle biomasse. Tra questi la latitudine e la profondità influenzano in maniera significativa la biomassa relativa, soprattutto per i gruppi di specie più resistenti e per quelli più sensibili alla pressione della pesca. Nonostante le analisi esplorative iniziali non abbiano individuato la presenza di una correlazione tra tali variabili ambientali e lo sforzo di pesca, dalle mappe di

distribuzione della SAR nell'area esaminata è possibile notare come l'intensità di pesca si concentri a latitudini minori (Adriatico centrale) in particolare per quanto riguarda lo strascico a divergenti (OTB) e a profondità medio-basse a ridosso delle 3 miglia dalla costa.

A differenza di quanto riscontrato da Gonzalez-Irusta *et al.* (2018) il tipo di sedimento non gioca un ruolo chiave nel modellare la distribuzione della biomassa relativa dei vari gruppi, e ciò potrebbe essere legato al fatto che l'Adriatico, e in particolare l'area campionata, presenta una ridotta variabilità in termini di *Broad Habitat Types* e la maggior parte delle stazioni di campionamento erano concentrate su fondale fangoso.

4.3 Stato relativo della comunità bentonica (RBS)

Nell'ambito di questo tirocinio di laurea è stato applicato per la prima volta il modello RBS al contesto dell'Adriatico Centro-settentrionale. Tale modello si basa sulla ricostruzione della biomassa cumulata per classi di longevità mediante approccio modellistico. L'applicazione condotta mostra come in assenza di pressione di pesca, i valori di longevità stimati siano differenti a seconda delle tipologie di habitat considerato, sottolineando l'importanza dell'ambiente nel definire la distribuzione della longevità di una comunità (Rijnsdorp *et al.*, 2018; Hiddink *et al.*, 2019). Nel contesto dello studio si osserva infatti che la distribuzione della longevità stimata dal modello rispecchia in parte un gradiente di profondità e la successione degli habitat presenti nell'Adriatico centro-settentrionale (entrambe variabili risultate essere significative nel modello adottato). In riferimento alla descrizione delle biocenosi presenti nell'area di studio, è possibile riconoscere un progressivo aumento dei valori di longevità allontanandosi dalla costa, in particolare nell'area più al largo caratterizzata dalla presenza di sabbie relitte. Tuttavia è bene sottolineare come i parametri ambientali considerati non presentino un'ampia variabilità se comparate al complesso dell'Adriatico: all'interno dell'area di studio il *range* di profondità è piuttosto ridotto (10-100m) così come il numero di habitat rappresentati appare ristretto (circalitorale fangoso, circalitorale sabbioso e infralitorale sabbioso). Ciò confina l'applicabilità dei parametri del modello al contesto geografico di studio.

La longevità della comunità bentonica è stata quindi utilizzata come indicatore della sensibilità del benthos in risposta alla pressione di pesca, sulla base dell'osservazione che il tasso di recupero di una comunità è influenzato dalla longevità relativa delle specie presenti, a sua volta determinata dalla tipologia di habitat e che il tasso di recupero è minore in caso di maggiore incidenza della presenza di specie longeve; conseguentemente la comunità risulterà essere maggiormente impattata dalla pressione di pesca (Hiddink *et al.*, 2019; van Denderen *et al.*, 2020).

L'applicazione sviluppata presenta però alcune limitazioni legate alla scarsa disponibilità di dati relativi ad aree non disturbate dalla pressione di pesca, condizione che non è stata quindi rappresentata in modo adeguato nella costruzione del modello. L'Adriatico, infatti, risulta essere il bacino più sfruttato del Mediterraneo (e secondo diversi studi, del mondo; Amoroso *et al.*, 2018; Pitcher *et al.*, 2022), con elevatissime intensità dello sforzo di pesca e non risulta pertanto semplice identificare un adeguato numero di siti in aree indisturbate. Il pool di campioni disponibili presentava anche poche stazioni in aree dove la pressione era molto bassa, o queste erano concentrate a ridosso della zona costiera, dove le comunità presenti sono adattate a resistere ad elevati livelli di stress dovuto a fattori naturali quali moto ondoso, maree, variazioni di salinità, temperatura (*sensu* Jennings and Kaiser, 1998). Conseguentemente la stima della longevità fornita dal modello non ha potuto fondarsi su condizioni di riferimento (*pristine state*) e quindi indipendenti dalla pressione in esame ma si è basata su una situazione già alterata a causa del disturbo cronico operato dalla pesca stessa. Ciò costituisce un limite all'analisi svolta che può aver concorso a sottostimare gli effetti complessivi del disturbo. Infatti numerosi studi hanno dimostrato come il disturbo cronico operato dalla pesca generi un cambiamento nella composizione specie-specifica che favorisce le specie con cicli vitali più corti, in quanto più resilienti (Tillin *et al.*, 2006; Rijnsdorp *et al.*, 2018; Sciberras *et al.*, 2018; van Denderen *et al.*, 2020). Tale effetto è stato riscontrato anche da alcuni studi condotti in Adriatico i quali hanno evidenziato negli ultimi decenni una progressiva diminuzione della quantità di specie associate allo scarto della pesca, con una progressiva riduzione degli organismi più fragili, filtratori o di maggiori dimensioni (ad es. il porifero *Geodia* sp., i molluschi *Pecten jacobaeus* e *A. fragilis*) sostituiti in buona parte da specie

più resistenti dotate di strutture protettive e di minori dimensioni (come anomuri e paguri) (Hall-Spencer *et al.*, 1999; Bastari *et al.*, 2017) e con una relativa longevità più breve.

Quest'effetto di alterazione cronica della comunità bentonica, come riscontrato nello studio condotto da Hiddink *et al.* (2017) e confermato dalle analisi svolte, diventa rilevante in aree dove la frequenza del disturbo, espressa in termini SAR, è maggiore di 1. Pertanto in questo contesto è stato proposto di utilizzare, per la stima dei tassi di recupero mediante modello RBS, dati relativi a comunità che non fossero disturbate oppure, in loro assenza, sulla porzione di campioni (cale) con ridotta pressione di pesca (Hiddink *et al.*, 2017; Sciberras *et al.*, 2018; van Denderen *et al.*, 2020; ICES 2022).

Nonostante ciò, i risultati ottenuti con l'applicazione del modello RBS e dell'impatto medio attribuito a ciascun habitat si trovano in accordo con la letteratura, identificando gli habitat fangosi come quelli maggiormente impattati. Tale impatto è giustificato dalla maggiore pressione di pesca e dalla maggiore estensione dell'habitat, nonostante le specie presenti siano relativamente meno sensibili e con cicli vitali piuttosto brevi (Rijnsdorp *et al.*, 2018, 2020). Gli habitat meno impattati, con valori di RBS maggiori, sono quelli a ridosso della costa con fondali sabbiosi e profondità ridotta (<50m). Tale risultato appare essere in accordo con osservazioni sperimentali sulle comunità bentoniche dell'area indagata e con i tempi di ricolonizzazione riscontrati dallo studio condotto da Pranovi *et al.* (2005). Tale studio, che metteva a confronto i tassi di ricolonizzazione a seguito del disturbo della pesca con il rapido in habitat a diverse profondità, mostrava tassi di recupero inferiori nel contesto di stazioni poste alle minori batimetrie. Nel contesto dello studio, le comunità meno impattate appaiono essere quelle che ricadono all'interno delle 3 miglia dalla costa, in corrispondenza di ambienti nei quali il disturbo naturale è più frequente. Quest'ultima considerazione suggerisce un'ulteriore conferma dell'ipotesi che elevate frequenze di disturbo naturale possano promuovere la presenza di specie con una maggiore resistenza e resilienza rispetto ad habitat con scarso disturbo naturale (Jennings e Kaiser; 1998; van Denderen *et al.*, 2015).

Questo studio, a causa dell'assenza di dati di pressione di pesca, non ha considerato l'area maggiormente costiera (entro un miglio dalla costa) nella quale viene esercitata la pesca con la draga idraulica. Tale attrezzo, estremamente impattante sulle comunità bentoniche, viene utilizzato primariamente sotto costa (in una fascia compresa tra circa i 300 e gli 800 m dalla costa e ad una profondità compresa tra 3 e 12 m) per la raccolta della vongola *Chamelea gallina* e, esclusivamente in alto Adriatico, in alcune aree di alto mare per la cattura del bivalve *Callista chione* (Morello *et al.*, 2006; Vasapollo *et al.*, 2020).

Un altro aspetto messo in evidenza dai risultati è legato agli effetti del tipo di disturbo, singolo o continuo. I risultati dell'analisi confermano la correlazione negativa tra lo stato delle comunità bentoniche e l'intensità della pressione di pesca. Il fatto che si osservi un trend non lineare, ma con un maggior tasso di riduzione iniziale della biomassa che si stabilizza verso valori di SAR sempre maggiori, sottolinea come il singolo disturbo poco frequente abbia un impatto maggiore, mentre un disturbo continuo in zone precedentemente sfruttate abbia un minor effetto sulle comunità presenti che si trovano in uno stato ormai alterato (Hiddink *et al.*, 2006; Rijnsdorp *et al.*, 2020). Tali osservazioni si trovano in accordo con l'assunzione alla base dell'approccio implementato secondo la quale lo stato delle comunità bentoniche è determinato dalla loro capacità di recupero (r) e dal tasso di rimozione operato dall'attrezzo (d).

È importante considerare, però che tali parametri utilizzati, stimati da Hiddink *et al.* (2017), presentano a loro volta diverse limitazioni portate alla luce da successive applicazioni del modello e confermate anche con il presente studio. Esse fanno riferimento alla relazione tra la sensibilità e il tasso di recupero di ciascun habitat e all'incertezza nei valori stimati. Tali parametri non risultano essere influenzati solamente dal tasso di crescita e di mortalità delle specie, ma anche da una serie di caratteristiche biologiche ed ecologiche specie-specifiche, che possono determinare la sensibilità complessiva della comunità (dimensione, posizione bentonica, modalità di alimentazione, fragilità) (Sciberras *et al.*, 2018; Rijnsdorp *et al.*, 2018; 2020; van Denderen *et al.*, 2020). Un ulteriore fattore di incertezza coinvolge la stima del tasso di rimozione operato dalla pesca a strascico che, secondo quanto riportato da Rijnsdorp *et al.* (2020), è dipendente non solo dal tipo di attrezzo ma

anche dall'habitat con cui esso interagisce. Tale fattore non viene considerato nel contesto dei valori proposti da Hiddink *et al.* (2017) e dal protocollo suggerito da ICES (2022). Inoltre è possibile che i valori di sensibilità forniti dal modello siano sottostimati a causa della selezione delle specie più resistenti a scapito di quelle più vulnerabili che attualmente potrebbero essere già state in gran parte rimosse da un disturbo continuo ormai da diversi decenni (Rijnsdorp *et al.*, 2018; 2020).

I risultati dello studio condotto si trovano in accordo con quanto riscontrato da un recente studio condotto da Pitcher *et al.* (2022), con lo scopo di valutare gli impatti del *trawling* sullo stato relativo delle comunità bentoniche utilizzando il modello RBS in 24 regioni diverse, tra cui l'Adriatico. Gli autori hanno identificato tale regione quale il bacino con i valori di RBS minori pari in media 0.25 e una percentuale di area non impattata inferiore al 20%. Tale stima indica l'Adriatico come il mare con le peggiori condizioni della comunità bentonica a livello mondiale. I risultati ottenuti con la presente applicazione, pur essendo severi, appaiono essere meno drastici, e sono basati su un dataset più robusto, per quanto concerne la caratterizzazione della comunità bentonica.

Recenti applicazioni sviluppate nell'ambito del WGFBIT mediante l'utilizzo dello stesso modello nel contesto del basso Adriatico e Tirreno Meridionale/canale di Sicilia e Grecia (ICES, 2022) presentano per le stesse tipologie di habitat esaminate valori di impatto piuttosto ridotti intorno a 0.2 (per il Tirreno meridionale) e minori di 0.1 (per la Grecia). Tali valori indicano la presenza di comunità caratterizzate da rapidi tassi di recupero in quanto soggette ad elevate pressioni di pesca. Se comparati con i risultati ottenuti relativi all'Adriatico settentrionale (rispettivamente 0.41 e 0.24 per habitat fangoso e sabbioso) confermati anche dalle analisi condotte nella parte più bassa del bacino (0,44 per l'habitat circalitorale fangoso; ICES, 2022), questi sembrano quindi confermare uno stato della comunità bentonica peggiore nel contesto dell'Adriatico in accordo con una maggiore intensità della pressione di pesca.

Va infine annotato come l'applicazione dell'RBS sia stata condotta in riferimento ai *Broad Habitat Type*, che rappresentano una classificazione molto generica di habitat, non permettendo quindi di catturare possibili specificità associate a habitat particolarmente sensibili come quelli biogenici, ad es., con *Posidonia oceanica*

(comunque non presenti nell'area indagata), oppure habitat a coralligeno, per i quali è necessario disporre di mappature di dettaglio e dati sperimentali al fine della eventuale valutazione.

4.4 Confronto degli approcci implementati e possibili applicazioni future

Alla luce dell'implementazione condotta è possibile effettuare un confronto tra tutti gli indici calcolati al fine di valutare quali di questi siano più adeguati al contesto Adriatico/Mediterraneo. A tale scopo utilizziamo come approccio analitico i criteri sviluppati per la valutazione della performance degli indicatori per la gestione della pesca sviluppati da Rice e Rochet (2005) (v. Cap. 1.6).

Il primo criterio preso in considerazione riguarda la concretezza degli indicatori. Tra gli indici applicati è possibile notare come gli indici "generali" di abbondanza, di biomassa e in parte l'indice di Margalef, si basano su dati direttamente osservabili che vengono acquisiti durante il campionamento e che quindi rispettano appieno la caratteristica selezionata. Per il resto degli indicatori tale criterio risulta solo in parte soddisfatto: gli indici di diversità quali *Shannon* e *Pielou's evenness* vengono infatti stimati in maniera indiretta dall'abbondanza relativa delle specie campionate (Hiddink *et al.*, 2020); mentre gli indici di sensibilità si basano sull'integrazione di punteggi associati ai tratti biologici specie-specifici che sono solo parzialmente osservabili direttamente e provengono per la maggior parte dalla letteratura, frequentemente incompleta o poco precisa.

Relativamente ai fondamenti teorici che stanno alla base degli indici calcolati essi sembrano essere solidi sia per gli indici di abbondanza e biomassa che per quelli di *Shannon* e *Pielou's evenness*, ampiamente utilizzati negli studi di ecologia e biologia. Per quanto riguarda gli indici di sensibilità quali BESITO, TDI e indici derivati (mTDI, pTDI e mT), pur non utilizzando un preciso modello teorico, essi si basano su ipotesi solide, supportate parzialmente da studi condotti che hanno evidenziato una forte relazione tra gli impatti provocati dall'attività di strascico e determinati tratti biologici delle specie (effetti specie-specifici del *trawling* sulle comunità bentoniche). Infine per quanto riguarda l'indice RBS esso presenta dei solidi fondamenti basandosi sul modello teorico che sta alla base degli studi di

dinamica di popolazione descritto dall'equazione di crescita logistica di Schaefer (Schaefer, 1954).

Il criterio relativo alla facilità con cui l'indice può essere spiegato e compreso da parte di un pubblico il più ampio possibile risulta essere piuttosto soddisfatto per gli indici di abbondanza, di biomassa, così come per la ricchezza delle specie, in quanto concetti semplici e intuitivi. Facilmente comprensibile risulta essere il BESITO *index* in quanto si tratta di una semplice attribuzione di punteggi di sensibilità per ciascuna specie sulla base di particolari caratteristiche biologiche. L'RBS pur essendo più complesso in termini di elaborazione e struttura teorica presenta una buona comprensibilità in quanto rappresenta lo stato della comunità bentonica lungo una scala compresa tra 0 a 1, di facile comprensione e comunicazione. Gli indici di diversità (*Shannon* e *Evenness*), insieme al TDI risultano invece più astratti e difficili da spiegare ad un pubblico meno esperto.

I costi dal punto di vista economico sono simili per tutti gli indici calcolati per quanto concerne la raccolta del dato sperimentale che di base include dati di abbondanza e di biomassa raccolti durante le campagne scientifiche (certamente più costose, ma che fornisce dati più standardizzabili) e le attività di pesca commerciali (con costi più contenuti) per i quali è necessaria l'identificazione tassonomica delle specie campionate. Le procedure di stima sottendono però ulteriori costi legati alla costruzione di matrici di tratti biologici e allo sviluppo di modelli complessi (come nel caso di RBS o BESITO), per la cui analisi risulta strettamente necessaria la disponibilità di dati dell'intensità dello sforzo di pesca.

La presenza di dati e fonti storiche con le quali è possibile confrontare i risultati ottenuti è certamente una limitazione rilevante, soprattutto in riferimento alla necessità di dati confrontabili rispetto alla metodologia di raccolta. Le fonti storiche sono relativamente scarse rispetto alla scala spaziale di interesse sebbene sia possibile ipotizzare future estensioni delle analisi utilizzando il database SoleMON o altre fonti storiche (Simunovic, 1999). Va però considerato che la valutazione della pressione di pesca nel passato appare essere sempre meno accurata a causa della mancanza o incompletezza di dati VMS o AIS (Russo *et al.*, 2019).

Il criterio di misurabilità pratica e teorica relativo alle strumentazioni utilizzate e dei dati a disposizione è stato raggiunto per tutti gli indici calcolati, tuttavia gli indici elaborati sulla base di dati di sensibilità e relativi modelli appaiono presentare una misurabilità più contenuta.

Un'importante caratteristica che deve possedere un indicatore è la sensibilità, intesa come la capacità di cogliere i cambiamenti nello stato dell'ecosistema o nella pressione che si vuole misurare. Dalle analisi svolte è emerso come gli indici di abbondanza e biomassa e di sensibilità (TDI, mTDI, pTDI, mT e BESITO) rispondano molto bene alle variazioni di pressione, in particolare rispetto alla pressione di pesca, così come l'RBS. Al contrario gli indici di diversità non sono risultati essere altrettanto sensibili nel cogliere i cambiamenti della comunità bentonica come riscontrato anche dall'analisi comparativa condotta da Hiddink *et al.* (2020).

Per quanto riguarda la specificità dell'indicatore nei confronti della pressione indagata, in questo caso quella provocata dalla pesca a strascico, non è possibile fare alcuna osservazione sulla base dei risultati ottenuti con il primo approccio proposto da Cyrielle *et al.* (2020a). Una delle principali limitazioni delle analisi condotte riguarda infatti l'impossibilità di evidenziare possibili effetti dovuti a parametri ambientali, i quali possono svolgere un ruolo importante nel determinare la composizione specifica di una comunità e mediare la relativa risposta al disturbo antropico esercitato dalla pesca. Tuttavia è possibile fare alcune considerazioni basate sul fatto che gli indici di sensibilità, che considerano caratteristiche specie-specifiche che sono direttamente influenzate dalla pesca a strascico, sono risultati essere maggiormente correlati con tale pressione rispetto a indici di diversità più generali e sono quindi più specifici. Anche gli indici di abbondanza e biomassa hanno mostrato un chiaro decremento in risposta alla pressione di pesca, tale relazione è facilmente intuibile considerando come uno dei principali effetti diretti del *trawling* sulle comunità bentoniche consista proprio nella rimozione degli organismi e nella semplificazione degli habitat (Pranovi *et al.*, 2000; Rijnsdorp *et al.*, 2020). In generale la specificità risulta essere maggiore per gli indici che utilizzano i dati di biomassa, in quanto più influenzati dalla dimensione ed età degli organismi presenti all'interno della comunità, caratteri che sono correlati con il

funzionamento degli ecosistemi (Hiddink *et al.*, 2020). Tali caratteristiche risultano infatti essere impattate dall'attività di pesca che va ad alterare il funzionamento e la struttura delle comunità, rimuovendo le specie di dimensioni maggiori e impattando principalmente quelle con tassi di crescita più lenti (Rijnsdorp *et al.*, 2018; Hiddink *et al.*, 2019). Anche per quanto riguarda l'indice di BESITO è stato possibile identificare una chiara risposta della biomassa di ciascun *sensitivity group* al variare della pressione di pesca discriminandola da quella ottenuta con gli altri parametri valutati, mostrando una buona performance dell'indice per quanto riguarda la specificità al disturbo indagato. L'RBS presenta un buon grado di specificità. Inoltre come precedentemente evidenziato, la sensibilità delle comunità bentoniche viene stimata considerando anche altre variabili naturali che vanno a influire sulla longevità delle specie (Sciberras *et al.*, 2018; Rijnsdorp *et al.*, 2018; 2020).

Infine è possibile considerare la reattività dell'indice, ovvero la capacità di fornire una rapida risposta a seguito ad eventuali misure gestionali che potrebbero essere implementate. A causa della ridotta specificità gli indici di *Shannon* e *Pielou's evenness* appaiono non essere in grado di rispondere in modo chiaro e univoco al variare della pressione di pesca in quanto influenzati dai cambiamenti nelle abbondanze relative delle specie, regolati dalle interazioni di competizione e predazione all'interno della comunità (Hiddink *et al.*, 2017; 2020) e pertanto non risultano utili nel valutare l'efficacia o meno di potenziali misure gestionali. Al contrario l'indice di abbondanza appare in grado di fornire un rapido feedback, come sottolineato da Hiddink *et al.* (2020), mentre la risposta della biomassa potrebbe essere più lenta. Per quanto riguarda gli indici di sensibilità calcolati, è importante tenere in considerazione come le specie più sensibili presentino dei tempi di recupero piuttosto lunghi (Hiddink *et al.*, 2019; van Denderen *et al.*, 2020) per cui la risposta di tali specie alle possibili modifiche nella pressione di pesca potrebbe rendere l'indice meno adatto a rappresentare gli effetti della riduzione della pressione (in particolare per il mTDI e pTDI che prendono in considerazione solamente le specie più sensibili della comunità). In questo contesto l'approccio dell'indice BESITO sviluppato da Gonzalez-Irusta *et al.* (2018) potrebbe essere il più valido in quanto valuta la risposta dei singoli gruppi di specie sulla base della relativa sensibilità, discriminando i cambiamenti subiti da ciascun gruppo all'interno della comunità.

Le considerazioni precedentemente fatte sono state riassunte nella seguente tabella 4.1 in modo da ottenere un quadro complessivo e immediato dei punti di forza e dei limiti per ciascun indice considerato, tenendo presente della relativa importanza dei criteri stabiliti, in particolare della presenza di solide basi teoriche, della sensibilità e della specificità dell'indice rispetto alla pressione di pesca.

Tabella 4.1: Valutazione comparativa delle performance degli indici applicati valutati secondo i 9 criteri proposti da Rice e Rochet (2005). I colori utilizzati simboleggiano: "verde" criterio soddisfatto, "giallo" criterio parzialmente soddisfatto, "rosso" criterio non soddisfatto.

CRITERI	INDICI							
	A	B	H	J	Margalef	TDI, mTDI, pTDI, mT	BESITO index	RBS
Concretezza	Verde	Verde	Rosso	Rosso	Verde	Rosso	Rosso	Rosso
Basi teoriche	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Comprensibilità	Verde	Verde	Rosso	Rosso	Verde	Rosso	Verde	Giallo
Costo	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Giallo	Giallo
Misurabilità	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde
Dati storici	Verde	Verde	Verde	Verde	Verde	Giallo	Giallo	Giallo
Sensibilità	Giallo	Giallo	Rosso	Rosso	Rosso	Verde	Verde	Verde
Specificità	Rosso	Giallo	Rosso	Rosso	Rosso	Giallo	Verde	Verde
Reattività	Verde	Giallo	Rosso	Rosso	Rosso	Giallo	Verde	Verde

Trattandosi di una prima valutazione degli impatti della pesca a strascico sulla scala ecologica considerata, risulta opportuno estendere le analisi utilizzando un maggior numero di osservazioni, in modo da ottenere una stima migliore degli indici calcolati e consolidare maggiormente le analisi svolte, eventualmente estendendo la raccolta dati al fine di caratterizzare comunità con basso/nulla disturbo della pesca.

Future implementazioni potrebbero essere condotte al fine di indagare separatamente la risposta provocata dai due diversi attrezzi da pesca, rapido e strascico (qui considerati insieme), che tengono in considerazione la diversa selettività e quindi i diversi impatti sulla comunità bentonica. Ulteriori approfondimenti potrebbero inoltre essere condotti per stabilire soglie che permettano di discriminare il Buono Stato Ambientale, a supporto

dell'implementazione della MSFD. Potrebbe essere utile inoltre andare a definire delle mappe di distribuzione per gli indici calcolati, con lo scopo di identificare le aree più sensibili, che necessitano di maggiore tutela e favorire quindi l'adozione di strategie gestionali più precise ed efficaci.

5 CONCLUSIONI

L'utilizzo di indici quantitativi in grado di valutare lo stato delle comunità bentoniche e la relativa sensibilità al disturbo causato dall'attività di pesca risulta essere uno strumento necessario per permettere di definire azioni di protezione e misure ad hoc, per gli habitat di fondo. Un'attenta analisi ed applicazione comparativa degli indicatori ad oggi disponibili per la valutazione degli effetti della pressione di pesca sulle comunità bentoniche risulta importante per l'implementazione della MSFD ed in particolare per la definizione di soglie per la valutazione del Buono Stato Ambientale e per l'adozione di misure gestionali atte al suo raggiungimento (Pitcher *et al.*, 2022).

In questo contesto, sono state valutate l'applicabilità di diversi indici e la loro valenza nel contesto dell'Adriatico centro-settentrionale. Sulla base dei risultati ottenuti è stato possibile giungere alle seguenti conclusioni:

- * L'analisi dei tratti biologici ed ecologici delle specie campionate è risultata essere in grado di definire la sensibilità delle comunità bentoniche rispetto ad una serie di pressioni ambientali e antropiche, riuscendo a discriminare nello specifico la risposta della comunità in presenza del disturbo operato dalla pesca a strascico demersale. A conferma è stata evidenziata una risposta specie-specifica degli impatti provocati dalla pesca a strascico, che risulta quindi essere diversificata a seconda delle caratteristiche biologiche ed ecologiche delle specie (Pranovi *et al.*, 2001; Sciberras *et al.*, 2018).
- * Il calcolo degli indici proposti ha permesso di riconoscere la validità dell'approccio quantitativo per la valutazione dello stato relativo del fondale marino in accordo con gli obiettivi proposti dalla MSFD, evidenziando una migliore performance degli indici che tengono in considerazione determinate caratteristiche specie-specifiche maggiormente correlate con il disturbo causato dalla pesca a strascico, rispetto ad indici più "generali" (basati solamente sull'abbondanza, la biomassa e la diversità tassonomica della comunità).
- * I risultati ottenuti con l'implementazione degli indici di sensibilità (TDI, mTDI, pTDI, mT, BESITO) e di impatto (RBS) hanno confermato

un'alterazione della composizione specie-specifica in risposta alla pressione di pesca. (Jones, 1992; Kaiser *et al.*, 2002). Le analisi sembrano infatti confermare quanto già riscontrato in letteratura, ovvero, come uno dei maggiori effetti della pesca a strascico consista nella riduzione delle specie con tassi di crescita e tempi di recupero maggiore (k-strategie) e ad un aumento di quelli organismi più piccoli con cicli vitali brevi (r-strategie) (Jones,1992; Bastari *et al.*, 2017). Tuttavia è bene considerare come in presenza di elevate intensità di disturbo, come nel caso dell'Adriatico, la sostituzione di comunità e di habitat più complessi con specie sempre più resistenti e adattate a diversi fattori di stress comporta numerose difficoltà e limitazioni nella stima dei tempi di recupero delle comunità più sensibili, che al momento dell'analisi risultano essere già alterate (De Juan *et al.*, 2009; Kaiser *et al.*, 2002; Hiddink *et al.*, 2017; Lambert *et al.*, 2017).

- * Nello specifico le analisi condotte mediante RBS confermano il fatto che l'Adriatico centro-settentrionale rappresenti il bacino con l'impatto più elevato sebbene i parametri ottenuti siano meno negativi rispetto a quelli ottenuti in alcune applicazioni globali, che scontavano l'utilizzo di alcune semplificazioni e la mancanza di dati sperimentali relativi alla comunità bentonica;
- * Infine, sulla base dei criteri proposti per la valutazione della qualità degli indicatori, è emerso come gli indici quantitativi che hanno mostrato una buona sensibilità e specificità rispetto al disturbo della pesca possono costituire uno strumento utile al fine di definire delle soglie quantitative da utilizzare per la definizione di possibili strategie gestionali. In particolare l'applicazione del modello RBS, nonostante le limitazioni precedentemente discusse, sembra costituire un valido strumento per future decisioni gestionali su ampia scala, che possono essere estese ad un livello più ampio di quello regionale (Pitcher *et al.*, 2017). In assenza di una opportuna verifica sperimentale di alcuni dei parametri dei modelli (es. tassi di rimozione) l'utilizzo di approcci basati sulla stima della sensibilità delle specie appare essere anche promettente, ad es., sulla base dell'utilizzo dell'indice BESITO.

6 BIOBLOGRAFIA

- Amoroso, R.O., Pitcher, C.R., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Parma, A.M., Suuronen, P., Eigaard, O.R., Bastardie, F., Hintzen, N.T., Althaus, F. & Baird, S.J. 2018. Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(43): E10275-E10282. <https://doi.org/10.1073/pnas.1802379115>
- Artegiani, A., Paschini, E., Russo, A., Bregant, D., Raicich, F., & Pinardi, N. (1997). The Adriatic Sea General Circulation. Part I: Air–Sea Interactions and Water Mass Structure. *Journal of Physical Oceanography*, 27(8), 1492-1514. Retrieved Jun 21, 2022, from [https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1997\)027<1492:TASGCP>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1997)027<1492:TASGCP>2.0.CO;2)
- Barletta G., 1980. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. Volume 3: Gasteropodi nudi. Consiglio Nazionale delle Ricerche, 124 pp.
- Bastari, A., Beccacece, J., Ferretti, F., Micheli, F., and Cerrano, C. (2017). Local Ecological Knowledge Indicates Temporal Trends of Benthic Invertebrates Species of the Adriatic Sea. *Frontiers in Marine Science*, 4:157. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00157>
- Bergmann, M., Taylor, A.C. and Moore, P.G. (2001). Physiological stress in decapod crustaceans (*Munida rugosa* and *Liocarcinus depurator*) discarded in the Clyde Nephrops fishery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 259: 215-229. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(01\)00231-3](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(01)00231-3)
- Bolam, S.G., Coggan, R.C., Eggleton, J., Diesing, M., and Stephens, D. (2014) Sensitivity of macrobenthic secondary production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: A biological trait approach. *Journal of Sea Research*, 85: 162-177. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.05.003>
- Borja, A., Franco, J., & Erez, V. P. (2000). A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments, *Marine Pollution Bulletin*, 40(12), 1100–1114. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00061-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00061-8)
- Bremner, J., Rogers, S.I., and Frid, C.L.J. (2003). Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: A comparison of approaches, *Marine Ecology-progress Series*, 254: 11-25. <https://doi.org/10.3354/meps254011>
- Bremner, J., Rogers, S.I., and Frid, C.L.J. (2006). Matching biological traits to environmental conditions in marine benthic ecosystems. *Journal of*

- Campos, A., Henriques, V., Erzini, K., and Castro, M. (2021) Deep-sea trawling off the Portuguese continental coast—Spatial patterns, target species and impact of a prospective EU-level ban. *Marine Policy*, 128:10446. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104466>
- Certain, G., Jorgensen, L.L., Christel, I., Planque, B., Bretagnolle, V. (2015). Mapping the vulnerability of animal community to pressure in marine systems: disentangling pressure types and integrating their impact from the individual to the community level. *ICES Journal of Marine Science*, 72, 1470–1482. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv003>
- Coll, M., Libralato, S., Tudela, S., Palomera, I., Pranovi, F. (2008) Ecosystem Overfishing in the Ocean. *PLoS ONE* 3(12): e3881. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0003881>
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., and Poiner, I.R. (2000) A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology*, 69 (5): 785-798. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2000.00434.x>
- Colloca, F., Scarcella, G., and Liberato, S. (2017) Recent Trends and Impacts of Fisheries Exploitation on Mediterranean Stocks and Ecosystems, *Frontiers in Marine Science*, 4:244. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00244>
- COM(2020)380. Communication EU Biodiversity Strategy for 2030 Bringing nature back into our lives
- Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU
- Cottiglia M., 1983. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. Volume 10: Crostacei Decapodi lagunari. Consiglio Nazionale delle Ricerche, 148 pp.
- Cyrielle, J.A.C., Desroy, N., Certain, G., Foveau, A., Labrune, C., and Vaz, S. (2020a) Detecting adverse effect on seabed integrity. Part 1: Generic sensitivity indices to measure the effect of trawling on benthic mega-epifauna. *Ecological Indicators*, 117: 106631. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106631>
- Cyrielle, J.A.C., Desroy, N., Certain, G., Foveau, A., Labrune, C., and Vaz, S. (2020b) Detecting adverse effect on seabed integrity. Part 2: How much of seabed habitats are left in good environmental status by fisheries? *Ecological Indicators*, 117: 106617. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106617>

- de Juan, S., Thrush, S. F., & 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. <http://www.jstor.org/stable/24870922>
- de Juan, S., Demestre, M., & Thrush, S. (2009). Defining ecological indicators of trawling disturbance when everywhere that can be fished is fished: A Mediterranean case study. *Marine Policy*, 33(3), 472-478. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.11.005>
- de Juan, S., and Demestre, M. (2012). A Trawl Disturbance Indicator to quantify large scale fishing impact on benthic ecosystems. *Ecological Indicators*, 18: 183–190. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.020>
- Decreto Legislativo 190/2010 del 13 ottobre 2010. Attuazione della direttiva (CE) 56/2008 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino.
- Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council
- Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive)
- Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds OJ L 20, 26.1.2010, p. 7–25
- Direttiva 92/43/CEE del Consiglio, del 21 maggio 1992, relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche OJ L 206, 22.7.1992, p. 7–50
- Eigaard, O.R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G.E., Hintzen, N.T., Laffargue, P., Mortensen, L.O., Nielsen, J.R., Nilsson, H.C., O'Neill, F.G., Polet, H., Reid, D.G., Sala, A., Sköld, M., Smith, C., Sørensen, T.K., Tully, O., Zengin, M., and Rijnsdorp, A.D. (2016) Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science*, 73(1): 27–43. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv099>
- Eigaard, O.E., Bastardie, F., Hintzen, N.T., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Catarino, R., Dinesen, G.E., Egekvist, J., Fock, H.O., Geitner, K., Gerritsen, H.D., González, M.M., Jonsson, P., Kavadas, S., Laffargue, P., Lundy, M., Gonzalez-Mirelis, G., Nielsen, J.R., Papadopoulou, N., Posen, P.E., Pulcinella, J., Russo, T., Sala, A., Silva, C.,

- Smith, C.J., Vanelslander, B., and Rijnsdorp A.D. (2017). The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science*, 74(3): 847–865. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw194>
- Elliott, S.A.M., Guérin, L., Pesch, R., Schmitt, P., Meakins, B., Vina-Herbon, C., González-Irusta, J.M., de la Torre, A., and Serrano, A. (2018). Integrating benthic habitat indicators: Working towards an ecosystem approach. *Marine Policy*, 90: 88-94. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.01.003>.
 - European Union, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (EU Water Framework Directive). OJ L 327, 22.12.2000, p. 1–73.
 - Falciai L., Minervini R., 1992. Guida ai crostacei decapodi d'Europa. Franco Muzzio Editore, 282 pp.
 - FAO (2018). The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome. 172 pp. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
 - FAO (2020). The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2020. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb2429en>
 - Foveau, A., Vaz, S., Desroy, N., Kostylev, V.E. (2017). Process-driven and biological characterisation and mapping of seabed habitats sensitive to trawling. *PLoS ONE* 12, 1–30.
 - Giomi F., Raicevich S., Giovanardi O., Pranovi F., Di Muro P., and Beltramini M. (2008). Catch me in winter! Seasonal variation in air temperature severely enhances physiological stress and mortality of species subjected to sorting operations and discarded during annual fishing activities. *Hydrobiologia*, 606: 195-202. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9336-x>
 - Giovanardi O. (2009). Modificazioni delle comunità bentoniche marine indotte dalla pesca con il “rapido”. In: Uso sostenibile delle risorse rinnovabili ed impatto delle attività antropiche in laguna di Venezia e nell'alto Adriatico. Sintesi dei risultati delle principali ricerche condotte dal 2004 al 2008. A cura di Giovanardi O, Boscolo R.. Casa Editrice Il Leggio. pp. 15-21
 - Gislason, H., Bastardie, F., Dinesen, G. E., Egekvist, J., & Eigaard, O. R. (2017). Lost in translation? Multi-metric macrobenthos indicators and bottom trawling. *Ecological Indicators*, 82, 260-270. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.004>

- Gonzalez-Irusta, J.M., De la Torriente, A., Punzón A., Blanco, M, Serrano, A. (2018). Determining and mapping species sensitivity to trawling impacts: the Benthos Sensitivity Index to Trawling Operations (BESITO). *ICES Journal of Marine Science*, 75(5): 1710-1721, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy030>
- Grati, F., Scarcella, G., Polidori, P., Domenichetti, F., Bolognini, L., Gramolini, R., Vasapollo, C., Govanardi, Otello Raicevich, Sasa, Celić, I. and Vrgoč, N. (2013) Multi-annual investigation of the spatial distributions of juvenile and adult sole (*Solea solea*, L.) in the Adriatic Sea (Northern Mediterranean). *Journal of Sea Research*, 84, 122-132 <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.05.001>
- Groeneveld, R.A., Meeden, G., (1984). Measuring skewness and kurtosis. *Stat* 33, 391–399.
- Hall-Spencer J.M., Frogliia C., Atkinson R.J.A., and Moore P.G. (1999). The impact of Rapido trawling for scallops, *Pecten jacobaeus* (L.), on the benthos of the Gulf of Venice. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 111-124.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queirós, A.M., Duplisea, D.E., and Piet, G.J. (2006). Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 63, 721–736. <https://doi.org/10.1139/f05-266>
- Hiddink, J.G., Moranta, J., Balestrini, S., Sciberras, M., Cendrier, M., Bowyer, R., Kaiser, M.J., Sköld, M., Jonsson, P., Bastardie, F. and Hinz, H. (2016), Bottom trawling affects fish condition through changes in the ratio of prey availability to density of competitors. *Journal of Applied Ecology*, 53: 1500-1510. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12697>
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., and Kaiser, M.J. (2017) Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(31): 8301-8306. <https://doi.org/10.1073/pnas.1618858114>
- Hiddink, J. G., Jennings, S., Sciberras, M., Bolam, S.G., Cambiè, G., McConnaughey, R.A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Parma, A.M., Suuronen, P., Kaiser, M.J. and Rijnsdorp, A. D. (2019) Assessing bottom trawling impacts based on the longevity of benthic invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 56(5): 1075-1084, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13278>

- Hiddink, J.G., Kaiser, M.J., Sciberras, M., McConnaughey, R.A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Parma, A.M., Suuronen, P., Rijnsdorp, A.D. and Jennings, S. (2020) Selection of indicators for assessing and managing the impacts of bottom trawling on seabed habitats. *Journal of Applied Ecology*, 57(7): 1199-1209, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13617>
- Hollander, M., Wolfe, D.A., (1973). Kendall and Spearman Tests. Nonparametric Statistical Methods. John Wiley & Sons, New York, pp. 185–194.
- ICES (2005). Guidance on the Application of the Ecosystem Approach to Management of Human Activities in the European Marine Environment, ICES Cooperative Research Report, No. 273. 22 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5477>
- ICES (2017) EU request on indicators of the pressure and impact of bottom-contacting fishing gear on the seabed, and of trade-offs in the catch and the value of landings. ICES Special Request Advice, eu.2017.13. 27 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.5657>.
- ICES (2020). Working Group on Fisheries Benthic Impact and Trade-offs (WGFBIT; outputs from 2019 meeting). ICES Scientific Reports. 2:6. 101 pp. DOI: <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5955>
- ICES (2021). Technical Guidelines - ICES ecosystem overviews (2021). ICES Technical Guidelines. Report. DOI: <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7916>
- ICES. 2022. Technical guideline document for assessing fishing impact from mobile bottom-contacting fishing gears (version 2, 27 February 2022). within: Report from the working group on Fisheries Benthic Impact and Trade-Offs.
- ICES. 2022. Working Group on Fisheries Benthic Impact and Trade-offs (WGFBIT; outputs from 2021 meeting). ICES Scientific Reports. 4:9. 133 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.10042>
- ICRAM (2002) Classificazione e descrizione degli attrezzi da pesca in uso nelle marinerie italiane con particolare riferimento al loro impatto ambientale.
- ISPRA (2013) Proposte per la definizione del buono stato ambientale e dei traguardi ambientali.
- Jennings S., and Kaiser M.J. (1998). The effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34: 201-351. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(08\)60212-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(08)60212-6)

- Jones, J. B. (1992). Environmental impact of trawling on the seabed: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 26: 59–67. DOI: 10.1080/00288330.1992.9516500
- Kaiser, M.J., Collie, J.S., Hall, S.J., Jennings, S. and Poiner, I.R. (2002), Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3: 114-136. <https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2002.00079.x>
- Kollmann, H., & Stachowitsch, M. (2001). Long-term changes in the benthos of the northern adriatic sea: A phototranssect approach. *Marine Ecology*, 22(1-2), 135-154. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0485.2001.01761.x>
- Lambert, G. I., Murray, L. G., Hiddink, J. G., Hinz, H., Lincoln, H., Hold, N., Cambie, G., et al. (2017). Defining thresholds of sustainable impact on benthic communities in relation to fishing disturbance. *Scientific Reports*, 7: 5440. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04715-4>
- Lee, J., South, A.B., Jennings, S., (2010). Developing reliable, repeatable, and accessible methods to provide high-resolution estimates of fishing-effort distributions from vessel monitoring system (VMS) data. *ICES Journal of Marine Science*. 67, 1260–1271.
- MacQueen, J. B. (1967). Some methods for classification and analysis of multivariate observations. In L. M. Le Cam & J. Neyman (Eds.), *Proceedings of the fifth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability*, Vol. 1, pp. 281–297. California: University of California Press.
- Mangano, M. C., Kaiser, M. J., Porporato, E. M. D., Lambert, G. I., Rinelli, P., & Spanò, N. (2014). Infaunal community responses to a gradient of trawling disturbance and a long-term fishery exclusion zone in the southern tyrrhenian sea. *Continental Shelf Research*, 76: 25-35. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.12.014>
- Margalef, R., (1958). Information theory in ecology. *Int. J. Gen Syst* 3, 36–71.
- Marine Ecological Surveys Limited. 2008. *Marine Macrofauna Genus Trait Handbook*. Marine Ecological Surveys Limited, 24a Monmouth Place, BATH, BA1 2AY. 184pp.
- Morello, E. B., Frogli, C., Atkinson, R. J. A., and Moore, P. G. (2006). Medium-term impacts of hydraulic clam dredgers on a macrobenthic community of the Adriatic Sea (Italy). *Marine Biology*. 149, 401–413. <https://doi.org/10.1007/s00227-005-0195-y>
- National Institute of Oceanography and Experimental Geophysics (OGS), Italian National Institute for Environmental Protection and Research (ISPRA), Italy; (2017): Trawl-survey data from the Pipeta Expedition in the

Adriatic Sea (Mediterranean) collected in 1982.
<https://doi.org/10.14284/282>

- OCEANA, 2016. Developing a list of Vulnerable Marine Ecosystems.
- Pielou, E., (1969). An introduction to mathematical ecology by EC Pielou.
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D (2013) nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. (R Package), Version 3.1-113.
- Piras, C., Mion, M., Fortibuoni, T., Franceschini, G., Punzo, E., Strafella, P., Despalatovic M., Cvitkovic, I., and Raicevich, S. (2016) A photographic method to identify benthic assemblages based on demersal trawler discards. *Fisheries Research*, 178: 142-151, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.08.019>.
- Pitcher, C.R., Ellis, N., Jennings, S., Hiddink, J.G., Mazor, T., Kaiser, M.J., Kangas, M.I., McConnaughey, R.A., Parma, A.M., Rijnsdorp, A.D., Suuronen, P., Collie, J.S., Amoroso, R., Hughes, K.M. and Hilborn, R. (2017), Estimating the sustainability of towed fishing-gear impacts on seabed habitats: a simple quantitative risk assessment method applicable to data-limited fisheries. *Methods in Ecology and Evolution*, 8: 472-480. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12705>
- Pitcher, R., Hiddink, J.G., Jennings, S., Collie, J., Parma, A.M., Amoroso, R., Mazor, T., Sciberras, M., McConnaughey, R.A., Rijnsdorp, A.D., Kaiser, M.J., Suuronen, P., and Hilborn, R. (2022). Trawl impacts on the relative status of biotic communities of seabed sedimentary habitats in 24 regions worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119: e2109449119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2109449119>
- Pranovi, F., Raicevich, S., Franceschini, G., Farrace, M. G., and Giovanardi, O. (2000). Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 517-524. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0708>
- Pranovi, F., Raicevich, S., Franceschini, G., Torricelli, P., and Giovanardi, O. (2001). Discards analysis and damage to non-target species in the “rapido” trawl fishery. *Marine Biology*, 139: 863-875. <https://doi.org/10.1007/s002270100646>
- Pranovi, F., Da Ponte, F., Raicevich, S., Giovanardi, O. (2004) A multidisciplinary study of the immediate effects of mechanical clam harvesting in the Venice Lagoon. *ICES Journal of Marine Science*, 61(1): 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2003.10.003>
- Pranovi F., Raicevich S., Libralato S., Da Ponte F., and Giovanardi O. (2005). Trawl fishing disturbance and medium-term macroinfaunal recolonization dynamics: a functional approach to the comparison between sand and mud habitats in the Adriatic Sea (Northern Mediterranean Sea). *American Fisheries society*, 41: 545-569.

- Pranovi, F., Monti, M.A., Caccin, A., Brigolin, D. and Zucchetta, M. (2015). Permanent trawl fishery closures in the Mediterranean Sea: An effective management strategy? *Marine Policy*, 60: 272-279. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.07.003>.
- Protocol Concerning Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean. Adopted on 10 June 1995, in Barcelona, Spain
- Raicevich S., Da Ponte F., Pranovi F., Giovanardi O., 2002. La pesca a strascico in alto Adriatico e l'utilizzo del Side Scan Sonar quale possibile strumento per la valutazione dello sforzo. *Biologia Marina Mediterranea*, 9 (1): 217-219.
- Raicevich S., Giomi F., Pranovi F., Giovanardi O., Di Muro P., and Beltramini M. (2011). Onset and recovery of physiological stress in *Liocarcinus depurator* trawled and subjected to air emersion under different seasonal temperature regimes. *Hydrobiologia*, 664: 107-118. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0590-3>
- Ramsay, K., Kaiser, M. J., Rijnsdorp, A. D., Craeymeersch, J. A., and Ellis, J. (2000). Impact of trawling on populations of the invertebrate scavenger *Asterias rubens*. In Kaiser, M. J. & S. J. de Groot (eds), *The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socioeconomic issues*. Fishing News Books: 151–162.
- Recommendation GFCM/43/2019/5 on a multiannual management plan for sustainable demersal fisheries in the Adriatic Sea (geographical subareas 17 and 18).
- Regolamento (CE) N. 1967/2006 del consiglio del 21 dicembre 2006 relativo alle misure di gestione per lo sfruttamento sostenibile delle risorse della pesca nel Mar Mediterraneo e recante modifica del regolamento (CEE) n. 2847/93 e che abroga il regolamento (CE) n. 1626/94
- Regolamento (UE) n. 1380/2013 del Parlamento europeo e del Consiglio, dell'11 dicembre 2013 relativo alla politica comune della pesca, che modifica i regolamenti (CE) n. 1954/2003 e (CE) n. 1224/2009 del Consiglio e che abroga i regolamenti (CE) n. 2371/2002 e (CE) n. 639/2004 del Consiglio, nonché la decisione 2004/585/CE del Consiglio
- Rice, J. C., & Rochet, M. J. (2005). A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 516–527. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.003>
- Rice, J., Arvanitidis, C., Borja A., Frid, C., Hiddink, J.G., Krause, J., Lorange, P., Ragnarsson, S.A., Sköld, M., Trabucco, B., Enserink, L., and Norkko A. (2012). Indicators for Sea-floor Integrity under the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators*, 12(1): 174-184, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.021>

- Riedl R., 1991. Fauna e flora del Mediterraneo. Franco Muzzio Editore, 778 pp.
- Rijnsdorp, A. D., Bastardie, F., Bolam, S. G., Buhl-Mortensen, L., Eigaard, O. R., Hamon, K. G., Hiddink, J. G., Hintzen, N. T., Ivanović, A., Kenny, A., Laffargue, P., Nielsen, J. R., O'Neill, F. G., Piet, G. J., Polet, H., Sala, A., Smith, C., van Denderen, P. D., van Kooten, T., Zengin, M. (2016). Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 73(S1), i127–i138. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv207>
- Rijnsdorp, A. D., Bolam, S. G., Garcia, C., Hiddink, J. G., Hintzen, N. T., van Denderen, P. D., & van Kooten, T. (2018). Estimating sensitivity of seabed habitats to disturbance by bottom trawling based on the longevity of benthic fauna. *Ecological applications*, 28(5), 1302–1312. <https://doi.org/10.1002/eap.1731>
- Rijnsdorp, A. D., Hiddink, J. G., van Denderen, P. D., Hintzen, N. T., Eigaard, O. R., Valanko, S., Bastardie, F., Bolam, S. G., Boulcott, P., Egekvist, J., Garcia, C., van Hoey, G., Jonsson, P., Laffargue, P., Nielsen, J. R., Piet, G. J., Sköld, M., and van Kooten, T. (2020) Different bottom trawl fisheries have a differential impact on the status of the North Sea seafloor habitats. *ICES Journal of Marine Science*, 77(5): 1772–1786, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa050>
- Rinaldi A., 2017. Atlante della fauna e flora marina dell'Adriatico nord-occidentale. La Mandragora Editrice, 720 pp.
- Russo E., Monti M. A., Mangano M. C., Raffaetà A., Sarà G., Silvestri C., Pranovi F. (2020) Temporal and spatial patterns of trawl fishing activities in the Adriatic Sea (Central Mediterranean Sea, GSA17). *Ocean and Coastal Management* 192, 105231. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105231>
- Russo, Aniello; Carniel, Sandro; Sclavo, Mauro; and Krzelj, Maja, "07 Climatology of the Northern-Central Adriatic Sea" (2012). *Modern Climatology*. 8. https://digitalcommons.usu.edu/modern_climatology/8
- Russo, T., Morello, E.B., Parisi, A., Scarcella, G., Angelini, S., Labanchi, L., Martinelli, M., D'Andrea, L., Santojanni, A., Arneri, E., and Cataudella, S. (2018) A model combining landings and VMS data to estimate landings by fishing ground and harbor. *Fisheries Research*, 199: 218-230. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.11.002>
- Russo, T., Carpentieri, P., D'Andrea, L., De Angelis, P., Fiorentino, F., Franceschini, S., Garofalo, G., Labanchi, L., Parisi, A., Scardi, M., Cataudella, S. (2019). Trends in effort and yield of trawl fisheries: a case study from the Mediterranean Sea. *Frontiers in Marine Science*, 6, 153. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00153>

- Santelli A., Cvitkovic, I., Despalatović, M., Fabi, G., Grati, F., Marčeta, B., Punzo, E., Raicevich, S., Strafella, P., Spagnolo, A., Tasseti, A., and Scarcella, G. (2017). Spatial persistence of megazoo benthic assemblages in the Adriatic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 566: 31-48, <https://doi.org/10.3354/meps12002>
- Scarcella, G., Grati F., Raicevich, S., Russo, T., Gramolini, R., Scott, R.D., Polidori, P., Domenichetti, F., Bolognini, L., Giovanardi, O., Celić, I., Sabatini, L., Vrgoč, N., Isajlović, I., Marčeta, B., and Fabi, G. (2014) Common sole in the northern and central Adriatic Sea: Spatial management scenarios to rebuild the stock, *Journal of Sea Research*, 89: 12-22, <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.02.002>
- Sciberras, M., Hiddink, J. G., Jennings, S., Szostek, C. L., Hughes, K. M., Kneafsey, B., Clarke, L. J., Ellis, N., Rijnsdorp, A. D., McConnaughey, R. A., Hilborn, R., Collie, J. S., Pitcher, C. R., Amoroso, R. O., Parma, A. M., Suuronen, P., and Kaiser, M. J. (2018) Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries*, 19: 698–715. <https://doi.org/10.1111/faf.12283>
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1963. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press 1–131.
- Simunovic, A. (1999). Quantitative and qualitative investigations of benthic communities in the areas of mobile bottoms of the Adriatic Sea. *Acta Adriatica*, 38(1): 77-194
- Smith, C., Papadopoulou, K.N., and Diliberto, S. (2000). Impact of otter trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing ground. *ICES Journal of Marine Science*. 57, 1340–1351. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0927>
- Tillin, H.M., Hiddink, J.G., Jennings, S., and Kaiser, M.J. (2006) Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea basin scale. *Marine Ecology Progress Series*, 318: 31-45. <https://doi.org/10.3354/meps318031>
- Torelli A., 1982. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. Volume 8: Gasteropodi conchigliati. Consiglio Nazionale delle Ricerche, 232 pp.
- Tortonese E., 1965. Fauna d'Italia vol. VI – Echinodermata. Calderini Bologna Editore, 422 pp.
- UNEP/MAP-RAC/SPA. (2015). Adriatic Sea: Description of the ecology and identification of the areas that may deserve to be protected. By Cerrano, C. Edited by Cebrian, D. and Requena, S., RAC/SPA, Tunis; 92 pp.
- van den Wollenberg, A., (1977). Redundancy analysis. An alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika* 42, 207–219.

- van Denderen, P.D., Bolam, S.G., Hiddink, J.G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A.D., and van Kooten, T. (2015) Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 541:31-43. <https://doi.org/10.3354/meps11550>
- van Denderen, P.D., Bolam, S.G., Friedland, R., Hiddink, J.G., Noren, K., Rijnsdorp, A.D., Sköld, M., Törn-roos, A., Virtanen, E.A. and Valanko, S., (2020) Evaluating impacts of bottom trawling and hypoxia on benthic communities at the local, habitat, and regional scale using a modelling approach. *ICES Journal of Marine Science*, 77, 278–289. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz219>
- Vasapollo, C., Virgili, M., Bargione, G., Petetta, A., De Marco, R., Punzo, E., and Lucchetti, A. (2020). Impact on Macro-Benthic Communities of Hydraulic Dredging for Razor Clam *Ensis minor* in the Tyrrhenian Sea. *Frontiers in Marine Science*, 7:14. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00014>
- Wood, S. (2006). mgcv 1.3. R package cran.r-project.org.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., and Smith, G.M. (2009). Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, New York

SITOLOGIA

- COPERNICUS (<https://resources.marine.copernicus.eu>)
- Clodia database, 2020. Banca dati della pesca a Chioggia, Adriatico settentrionale. <http://chioggia.biologia.unipd.it/banche-dati/>
- EEA (2004) EUNIS web application. <https://eunis.eea.europa.eu/index.jsp>
- European Marine Observation and Data Network (EMODnet) (<http://www.emodnet.eu>)
- MarLIN, 2006. BIOTIC - Biological Traits Information Catalogue. Marine Life Information Network. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. www.marlin.ac.uk/biotic
- WoRMS (World Register of Marine Species) <http://www.marinespecies.org/>

7 APPENDICE

Appendice I: Lista in ordine alfabetico e classificazione tassonomica (Phylum) delle specie provenienti dai campioni di scarto del database SoleMON e GAP2 utilizzate per il calcolo degli indici. Punteggio da 1 a 4 assegnato per ciascun tratto biologico (dimensione, mobilità, ancoraggio, posizione bentonica, flessibilità, fragilità alimentazione e longevità) secondo lo schema utilizzato da Gonzalez-Irusta et al. (2018).

SPECIE DEF	SPECIE COMPLETO	PHYLUM	DIMENSIONI	MOBILITÀ	ANCORAGGIO	POSIZIONE BENTONICA	FLESSIBILITÀ	FRAGILITÀ	ALIMENTAZIONE	LONGEVITÀ
ACANACU	<i>Acanthocardia aculeata</i>	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	3
ACANECH	<i>Acanthocardia echinata</i>	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	3
ACANPAU	<i>Acanthocardia paucicostata</i>	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	3
ACANTSP	<i>Acanthocardia</i> sp.	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	3
ACANTUB	<i>Acanthocardia tuberculata</i>	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	3
ACTINND	<i>Actiniaria</i> nd	Cnidaria	2	4	4	3	1	3	4	3
ADAMSP	<i>Adamsia</i> sp..	Cnidaria	2	4	4	3	1	3	4	3
ALCYOND	<i>Alcyoniidae</i> nd	Cnidaria	3	4	4	3	3	4	4	3
ALPHGLA	<i>Alpheus glaber</i>	Arthropoda	2	1	1	2	1	3	1	2
AMATHSE	<i>Amathia semiconvoluta</i>	Bryozoa	3	4	4	3	3	4	4	2
ANADDEM	<i>Anadara demiri</i>	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	2
ANADINA	<i>Anadara inaequivalvis</i>	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	2
ANADKAG	<i>Anadara kagoshimensis</i>	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	2
ANAPASP	<i>Anapagurus</i> sp.	Arthropoda	1	2	1	3	1	1	1	2
ANGLALB	<i>Peronaea planata</i>	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	2
ANOMEPH	<i>Anomia ephippium</i>	Mollusca	2	4	4	3	4	1	4	1
ANSEPLA	<i>Anseropoda placenta</i>	Echinodermata	2	2	1	3	3	3	1	1
ANTEMED	<i>Antedon mediterranea</i>	Echinodermata	3	3	3	3	1	4	4	2
ANTHOND	<i>Anthozoa</i> nd	Cnidaria	2	4	4	3	1	4	4	3
APHRACU	<i>Aphrodita aculeata</i>	Anellida	3	2	1	2	1	3	2	2
APLICON	<i>Aplidium conicum</i>	Chordata	3	4	4	3	1	3	4	1
APORPES	<i>Aporrhais pespelecani</i>	Mollusca	2	2	1	3	1	1	3	2
ASCIDND	<i>Ascidacea</i> nd	Chordata	2	4	4	3	3	3	4	1
ASCIDSP	<i>Ascidia</i> sp.	Chordata	2	4	4	3	1	4	4	1
ASCIMEN	<i>Ascidia mentula</i>	Chordata	3	4	4	3	1	4	4	1
ASCIVIR	<i>Ascidia virginea</i>	Chordata	2	4	4	3	1	4	4	1
ASPIMUE	<i>Aspidosiphon muelleri muelleri</i>	Spinuncula	2	3	1	1	1	3	3	1
ASTRIRR	<i>Astropecten irregularis</i>	Echinodermata	3	2	1	3	1	2	1	1
ATRIPEC	<i>Atrina pectinata</i>	Mollusca	3	3	3	1	4	2	4	3
AXINSP	<i>Axinella</i> sp.	Porifera	3	4	4	3	3	4	4	3
BARBBAR	<i>Barbatia barbata</i>	Mollusca	2	4	4	3	4	1	4	3
BATHYSP	<i>Bathynectes</i> sp.	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	1	2
BOTRYSP	<i>Botryllus</i> sp.	Chordata	3	4	4	3	1	3	4	1
BRACGEM	<i>Brachynotus gemmellari</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	1	2
BRISATL	<i>Brissopsis atlantica mediterranea</i>	Echinodermata	2	3	1	1	1	4	3	1
BRISLYR	<i>Brissopsis lyrifera</i>	Echinodermata	2	3	1	1	1	4	3	1
BRISSPP	<i>Brissopsis</i> sp.	Echinodermata	2	3	1	1	1	4	3	1
BRYOZND	<i>Bryozoa</i> nd	Bryozoa	3	4	4	3	3	4	4	2
CALICHI	<i>Calyptrea chinensis</i>	Mollusca	2	2	1	3	1	1	3	1

CALLPAR	<i>Calliactis parasitica</i>	Cnidaria	2	4	4	3	1	3	4	2
CARCAES	<i>Carcinus aestuarii</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	2	2
CELLASP	<i>Cellaria</i> sp.	Bryozoa	2	4	4	3	3	4	4	3
CEREPED	<i>Cereus pedunculatus</i>	Cnidaria	2	3	4	3	1	3	4	2
CHLAGLA	<i>Chlamys glabra</i>	Mollusca	2	4	4	3	4	1	4	1
CHLAMSP	<i>Chlamys</i> sp.	Mollusca	2	4	4	3	4	1	4	1
CHLAPRO	<i>Flexopecten glaber proteus</i>	Mollusca	2	4	4	3	4	1	4	1
CHLAVAR	<i>Chlamys varia</i>	Mollusca	2	4	4	3	4	1	4	1
CLADCAE	<i>Cladocora caespitosa</i>	Cnidaria	3	4	4	3	1	4	4	3
CLATHSP	<i>Clathria</i> sp.	Porifera	3	4	4	3	3	4	4	3
CLIOCEL	<i>Cliona celata</i>	Porifera	2	4	4	3	3	4	4	3
CORBGIB	<i>Corbula gibba</i>	Mollusca	2	3	1	2	1	1	4	1
CORYCAS	<i>Corystes cassivelaunus</i>	Arthropoda	2	3	1	1	1	1	3	1
DARDSP	<i>Dardanus</i> sp.	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	1	2
DENTSPP	<i>Dentaliidae</i> nd	Mollusca	2	3	1	1	1	1	3	1
DIDEMSP	<i>Didemnum</i> sp.	Chordata	2	4	4	3	1	3	4	1
DIODITA	<i>Diodora italica</i>	Mollusca	2	3	1	3	1	2	3	3
DIODOSP	<i>Diodora</i> sp.	Mollusca	2	3	1	3	1	1	3	3
DISTSPP	<i>Distomus</i> sp.	Chordata	1	4	4	3	1	3	4	1
DROMPER	<i>Dromia personata</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	2	2
ECHIACU	<i>Echinus acutus</i>	Echinodermata	3	2	1	3	3	2	1	2
ECHICOR	<i>Echinocardium cordatum</i>	Echinodermata	2	3	1	1	1	4	3	2
ECHINND	<i>Echinoclathria</i> nd	Porifera	2	4	4	3	3	4	4	3
ECHISEP	<i>Echinaster sepositus</i>	Echinodermata	3	2	1	3	1	4	1	2
ECHISPP	<i>Echinus</i> spp.	Echinodermata	3	2	1	3	1	2	1	2
ECHITRA	<i>Echinoclathria translata</i>	Porifera	2	4	4	3	3	4	4	3
EPITSPP	<i>Epitonium</i> sp.	Mollusca	2	2	1	3	1	1	2	1
EPIZSPP	<i>Epizoanthus</i> spp.	Cnidaria	2	4	4	3	3	4	4	3
ETHUMAS	<i>Ethusa mascarone</i>	Arthropoda	1	2	1	2	1	3	1	2
EURYASP	<i>Eurynome aspera</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	1	2
FUNIQUA	<i>Funiculina quadrangularis</i>	Cnidaria	4	3	3	3	3	4	4	3
FUSIROS	<i>Fusinus rostratus</i>	Mollusca	2	2	1	2	1	2	4	2
GALADIS	<i>Galathea dispersa</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	3	1	1
GALAINT	<i>Galathea intermedia</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	3	1	1
GALATSP	<i>Galathea</i> sp.	Arthropoda	2	2	1	3	1	3	1	1
GLOUHUM	<i>Glossus humanus</i>	Mollusca	3	3	1	1	1	1	4	4
GONERHO	<i>Goneplax rhomboides</i>	Arthropoda	2	2	1	2	1	1	1	1
HALIHSP	<i>Haliclona</i> sp.	Porifera	2	4	4	3	3	4	4	3
HERMHIS	<i>Laetmonice histrix</i>	Anellida	2	2	1	2	1	3	2	1
HIATARC	<i>Hiatella arctica</i>	Mollusca	1	4	4	3	4	1	4	1
HOLOFOR	<i>Holothuria forskali</i>	Echinodermata	3	3	1	3	1	2	3	2
HOLOTUB	<i>Holothuria tubulosa</i>	Echinodermata	3	3	1	3	1	2	3	2
ILIANUC	<i>Ilia nucleus</i>	Arthropoda	2	2	1	2	1	1	1	2
INACCOM	<i>Inachus comunissimus</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	4	1	1
INACDOR	<i>Inachus dorsettensis</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	4	1	1
INACHSP	<i>Inachus</i> sp.	Arthropoda	1	2	1	3	1	4	1	2
ISOPODA	<i>Isopoda</i> nd	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	3	1
LABIPLA	<i>Oestergrenia digitata</i>	Echinodermata	3	3	1	1	1	3	3	2
LIMASP	<i>Limaria</i> sp.	Mollusca	1	3	3	3	4	1	4	2
LIOCSP	<i>Liocarcinus</i> sp.	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	2	2
LIOCVER	<i>Liocarcinus vernalis</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	2	2
LISSOSP	<i>Lissodendoryx</i> sp.	Porifera	2	4	4	3	3	4	4	3
LYTOCSP	<i>Lytocarpia</i> sp.	Cnidaria	3	4	4	3	3	3	4	3
MACROSP	<i>Macropodia</i> sp.	Arthropoda	1	2	1	3	1	4	1	1
MADREND	<i>Madrepora</i> nd	Cnidaria	3	4	4	3	1	4	4	3
MAJACRI	<i>Maja crispata</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	2	2

MAJASQU	<i>Maja squinado</i>	Arthropoda	3	2	1	3	2	1	2	2
MARTGLA	<i>Marthasterias glacialis</i>	Echinodermata	4	2	1	3	1	3	1	2
MCPIMAC	<i>Liocarcinus maculatus</i>	Arthropoda	1	2	1	3	1	1	1	2
MEDOLAN	<i>Medorippe lanata</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	1	2
MELIKER	<i>Penaeus kerathurus</i>	Arthropoda	3	1	1	2	1	1	1	2
MICRSPP	<i>Microcosmus</i> spp.	Chordata	2	4	4	3	3	3	4	1
MICRSUL	<i>Microcosmus vulgaris</i>	Chordata	2	4	4	3	3	3	4	1
MODIBAR	<i>Modiolus barbatus</i>	Mollusca	2	4	4	3	4	1	4	2
MODISUB	<i>Musculus subpictus</i>	Mollusca	1	4	4	3	4	1	4	2
MUSCSEN	<i>Arcuatula senhousia</i>	Mollusca	2	4	4	3	2	1	4	2
MYCASP	<i>Mycale</i> sp.	Porifera	2	4	4	3	3	4	4	3
NASSAND	<i>Nassarius</i> sp.	Mollusca	2	2	1	3	1	1	1	3
NASSLIM	<i>Nassarius lima</i>	Mollusca	2	2	1	3	1	1	1	3
NASSNIT	<i>Nassarius nitidus</i>	Mollusca	2	2	1	3	1	1	1	3
NASSRET	<i>Tritia reticulata</i>	Mollusca	2	2	1	3	1	1	1	3
NATISTE	<i>Naticarius stercusmuscarum</i>	Mollusca	2	2	1	3	1	1	2	2
NEMESPP	<i>Nemertea</i> sp.	Nemertea	2	2	1	3	1	3	1	1
NEOPCOC	<i>Neopycnodonte cochlear</i>	Mollusca	2	4	4	3	4	1	4	3
NEVEJOS	<i>Neverita josephinia</i>	Mollusca	2	2	1	3	1	1	2	1
NUCUNIT	<i>Nucula nitidosa</i>	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	2
NUCUSPP	<i>Nucula</i> sp.	Mollusca	1	3	1	1	1	1	4	2
NUCUSUL	<i>Nucula sulcata</i>	Mollusca	1	3	1	1	1	1	4	2
NUDIBRA	<i>Nudibranchia</i> nd	Mollusca	2	2	1	3	1	3	2	1
OCNUPLA	<i>Ocnus planci</i>	Echinodermata	3	3	1	3	1	2	3	1
OPHIALB	<i>Ophiura albida</i>	Echinodermata	1	2	1	3	1	3	1	2
OPHIFRA	<i>Ophiothrix fragilis</i>	Echinodermata	3	2	1	3	3	4	1	2
OPHIOPH	<i>Ophiura ophiura</i>	Echinodermata	2	2	1	3	1	3	1	2
OPHIOSP	<i>Ophiothrix</i> sp.	Echinodermata	2	2	1	3	1	3	1	2
OPHIQUI	<i>Ophiothrix quinquemaculata</i>	Echinodermata	2	2	1	3	1	3	1	2
OPHISET	<i>Ophiacantha setosa</i>	Echinodermata	2	2	1	3	3	2	1	2
PAGUCUA	<i>Pagurus cuanensis</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	2	1	1
PAGUERE	<i>Paguristes eremita</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	2	1	2
PAGUEXC	<i>Pagurus excavatus</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	2	1	1
PAGUPRI	<i>Pagurus prideauxi</i>	Arthropoda	1	2	1	3	1	2	1	1
PAGURSP	<i>Pagurus</i> sp.	Arthropoda	2	2	1	3	1	2	1	1
PAPELON	<i>Parapenaeus longirostris</i>	Arthropoda	2	1	1	2	1	1	1	2
PARTANG	<i>Parthenope angulifrons</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	2	2
PARTMAS	<i>Parthenope massena</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	2	2
PENNPHO	<i>Pennatula phosphorea</i>	Cnidaria	3	3	3	3	1	4	4	3
PHALMAM	<i>Phallusia mammillata</i>	Chordata	3	4	4	3	3	3	4	1
PHILAPE	<i>Philine aperta</i>	Mollusca	2	3	1	2	1	4	2	1
PILUMSP	<i>Pilumnus</i> sp.	Arthropoda	2	2	1	3	1	2	2	1
PILUSPI	<i>Pilumnus spinifer</i>	Arthropoda	2	2	1	3	1	2	2	1
PISASP	<i>Pisa</i> sp..	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	1	2
PISIDSP	<i>Pisidia</i> sp.	Arthropoda	1	2	1	3	1	4	3	1
PISILMN	<i>Pisidia longimana</i>	Arthropoda	1	2	1	3	1	4	3	1
PLEUSP	<i>Pleurobranchia</i> sp.	Ctenophora	1	1	1	4	3	2	4	1
POLINIT	<i>Euspira</i> sp.	Mollusca	1	2	1	3	1	1	2	1
POLYADR	<i>Polycitor adriaticus</i>	Chordata	2	4	4	3	1	3	4	1
POLYCND	<i>Polychaeta</i> nd	Anellida	2	3	1	3	1	2	3	2
PORIFND	<i>Porifera</i> nd	Porifera	2	4	4	3	3	3	4	3
PSAMMIC	<i>Psammechinus microtuberculatus</i>	Echinodermata	2	2	1	3	1	4	3	1
PYURADU	<i>Pyura dura</i>	Chordata	2	4	4	3	3	3	4	1
PYURSP	<i>Pyura</i> sp.	Chordata	2	4	4	3	3	3	4	1
RASPVIM	<i>Raspailia viminalis</i>	Porifera	3	4	4	3	3	4	4	3
SABESP	<i>Sabella</i> sp.	Anellida	3	4	4	3	1	4	4	2
SABESPP	<i>Sabellidae</i> sp.	Anellida	2	4	4	3	1	4	4	2

SCALPND	<i>Scalpellidae</i> nd	Arthropoda	2	4	4	3	3	2	1	2
SCHICAN	<i>Schizaster canaliferus</i>	Echinodermata	2	3	1	1	1	4	3	1
SCHISAN	<i>Schizobranchella sanguinea</i>	Bryozoa	2	4	4	3	3	4	4	2
SERPVER	<i>Serpula vermicularis</i>	Anellida	2	4	4	3	1	2	4	1
SIPUNND	<i>Sipunculidae</i> nd	Spinuncula	3	3	1	1	2	3	3	1
SOLESP	<i>Solecurtus</i> sp.	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	2
SOLOMEM	<i>Solenocera membranacea</i>	Arthropoda	2	1	1	2	1	1	1	2
SPISSPP	<i>Spisula</i> spp.	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	1
SPONGND	<i>Spongia</i> spp.	Porifera	3	4	4	3	3	3	4	3
STERSCU	<i>Sternaspis scutata</i>	Anellida	2	3	1	2	1	3	3	1
STICREG	<i>Parastichopus regalis</i>	Echinodermata	3	3	1	1	1	3	3	2
SUBECAR	<i>Suberites carnosus</i>	Porifera	2	4	4	3	3	3	4	1
SUBEDOM	<i>Suberites domuncula</i>	Porifera	2	4	1	3	3	2	4	1
TEDAANH	<i>Tedania anhelans</i>	Porifera	3	4	4	3	3	3	4	3
TELLNIT	<i>Tellina nitida</i>	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	2
TELLSPP	<i>Tellina</i> spp.	Mollusca	2	3	1	1	1	1	4	2
TETHFIM	<i>Tethys fimbria</i>	Mollusca	3	2	1	3	1	3	2	2
TETHYSP	<i>Tethya</i> spp.	Porifera	2	4	4	3	3	4	4	3
THYOFUS	<i>Thyone fusus</i>	Echinodermata	3	3	1	1	1	3	3	2
TONNGAL	<i>Tonna galea</i>	Mollusca	3	2	1	3	1	1	2	3
TRACELO	<i>Trachythyone elongata</i>	Echinodermata	3	3	1	2	1	2	3	2
TRACTER	<i>Trachythyone tergestina</i>	Echinodermata	2	3	1	1	1	2	3	2
TUNICND	<i>Tunicata</i> nd	Chordata	2	4	4	3	3	3	4	1
TURRCOM	<i>Turritella communis</i>	Mollusca	2	3	1	3	1	1	3	2
TYPTSPO	<i>Typton spongicola</i>	Arthropoda	2	1	1	3	1	1	1	2
UPOGESP	<i>Upogebia</i> nd	Arthropoda	2	2	1	1	1	1	1	2
VIRGMIR	<i>Virgularia mirabilis</i>	Cnidaria	4	3	3	3	3	4	4	3
XANTSPP	<i>Xantho</i> sp.	Arthropoda	2	2	1	3	1	1	1	2

Appendice II: Grafici rappresentativi della composizione dello scarto raccolto con die attrezzi diversi: strascico (OTB) e rapido (TBB) durante il campionamento GAP2, espressa in termini di biomassa relativa di ciascun phylum.

