



UNIVERSITÀ POLITECNICA DELLE MARCHE

DIPARTIMENTO SCIENZE DELLA VITA E DELL'AMBIENTE

Corso di Laurea Magistrale

Biologia marina

Struttura di comunità e trofica del megazoobenthos di fondo molle nel

bacino Adriatico centro settentrionale

Community and trophic structure of marine megazoobenthic assemblage in

the Northern and Central Adriatic

Tesi di Laurea Magistrale di

Consuelo Vicariotto

Relatore

Chiar.ma Prof.ssa Emanuela Fanelli

Correlatori:

Dott. Pierluigi Strafelli

Dott.ssa Laura Sabatini

Sessione Estiva

Anno Accademico 2020/2021

INDICE

INTRODUZIONE.....	1
1.1. Organismi bentonici come indicatori di qualità ambientale	1
1.1.1 Comunità megazoobentoniche dei fondi mobili del Mediterraneo.....	6
1.1.2 Comunità megazoobentoniche del Mar Adriatico centro-settentrionale	8
1.2. La pesca con il rapido in Adriatico	12
1.3. Uso degli isotopi stabili di azoto e carbonio per lo studio delle reti trofiche marine	15
1.4 Scopo della tesi	18
MATERIALI E METODI.....	20
2.1. Area di studio: GSA17.....	20
2.2. Strategia di campionamento: il progetto SOLEMON.....	28
2.2.1. Caratteristiche dell'imbarcazione.....	30
2.2.2. Attrezzo di campionamento: il rapido	31
2.3. Campionamento della megafauna bentonica	33

2.3.1. Selezione dei campioni ed estrazione del tessuto per l'analisi degli isotopi.....	34
2.3.2. Preparazione dei campioni per l'analisi degli isotopi stabili di azoto e carbonio.....	36
2.4 Trattamento statistico dei dati	43
2.4.1 Analisi dei dati di comunità.....	43
2.4.2 Analisi dei dati isotopici.....	49
RISULTATI.....	51
3.1. Analisi dell'abbondanza e della biomassa delle comunità megazoobentoniche.....	51
3.2. Correlazione tra i dati biologici e le variabili ambientali nell'area di studio	69
3.3 Struttura trofica delle comunità megazoobentoniche dell'Adriatico centro-settentrionale	71
DISCUSSIONE.....	79
4.1. Variazioni a mesoscala dei popolamenti megazoobentonici dell'Adriatico centro-settentrionale.....	79

4.2. Forzanti ambientali delle comunità megazoobentoniche dell'Adriatico centro-settentrionale.....	83
4.3 Struttura trofica delle comunità megazoobentoniche dell'Adriatico centro-settentrionale e cambiamenti a mesoscala.	85
CONCLUSIONI.....	93
RINGRAZIAMENTI.....	97
BIBLIOGRAFIA	98

Capitolo primo

INTRODUZIONE

1.1. Organismi bentonici come indicatori di qualità ambientale

Il *benthos* è la categoria ecologica che comprende gli organismi acquatici, sia d'acqua dolce sia marini, che vivono in stretto contatto con il fondo o fissati ad un substrato solido (Pérès, 1985). Gli organismi animali bentonici possono essere classificati in base alle dimensioni in:

- *Megazoobenthos*, dimensioni >1 cm
- *macrozoobenthos*, dimensioni >0,5mm e <1 cm
- *meiobenthos*, dimensioni > 0,063 mm e <0,5 mm
- *microbenthos*, dimensioni < 0,063 mm

In base alla tipologia di ambiente in cui vivono, questi organismi possono essere distinti in: infauna ed epifauna. I primi vivono all'interno del substrato (es. anellidi, molluschi bivalvi, crostacei anfipodi ed antozoi) e molte specie appartenenti a questo gruppo sono relativamente sedentarie mentre altre sono in grado di muoversi, creando gallerie nei sedimenti mobili. Gli organismi appartenenti all'epifauna (es. cirripedi, ostriche, spugne, tunicati e gasteropodi), invece, vivono sopra o appena al di sopra della superficie del fondo. Le specie caratterizzanti l'epifauna possono essere sessili oppure altamente mobili ed inoltre, essendo vulnerabili ai predatori,

possono essere dotati di gusci duri, come ostriche e balani, possono concentrare sostanze che li rendono poco appetibili, come i tunicati, oppure possono possedere cellule urticanti, come gli antozoi (Danovaro, 2013).

Inoltre, gli organismi bentonici possono essere distinti, in base alla natura del substrato su cui vivono, in organismi bentonici di fondi duri e quelli di fondi mobili.

I fondi duri sono rappresentati dalle rocce *in situ* o dai blocchi che si sono staccati dalle scogliere litorali, ma comprendono anche blocchi artificiali come dighe, moli e barriere artificiali di varia tipologia. I fondi mobili, invece, sono costituiti da sedimenti non consolidati o incoerenti, le dimensioni delle particelle di sedimento, ovvero la loro granulometria, sono molto influenzate dall'idrodinamismo. I sedimenti più fini vengono trasportati dalle correnti forti o dal moto ondoso per poi essere depositati sul fondale quando si riduce il moto ondoso. Le dimensioni delle particelle del sedimento influenzano enormemente lo stile di vita degli organismi, comprese le loro abitudini alimentari. Il megazoobenthos comprende organismi bentonici di maggiori dimensioni, vivono in tutti gli ambienti marini dai substrati mobili a quelli rocciosi, a tutte le latitudini, longitudini e profondità. Questi organismi hanno un'elevata importanza ecologica in quanto possono costituire a loro volta rifugio a numerosi epi-endobionti. Ne sono un esempio le spugne o altri organismi gregari che possono ospitare nelle loro cavità piccoli crostacei, larve oppure alghe. Grazie alla stretta associazione con il fondale e la scarsa vagilità di cui

sono dotati, gli organismi bentonici, rappresentano un indicatore ottimale dello stato dell'ecosistema (Pearson & Rosenberg, 1977). L'analisi delle modificazioni nella struttura quali-quantitativa della comunità bentonica, infatti fornisce informazioni sufficientemente complete circa la qualità dell'ambiente e le sue variazioni spazio-temporali. Pur essendo caratterizzata da un'abbondanza relativamente bassa, la megafauna gioca un ruolo importante nella comunità bentonica, contribuendo ai processi di bioturbazione (fig. 1) (Wheatcroft, et al., 1989), al bilancio del carbonio (Piepenburg, 2005), al consumo di ossigeno (Piepenburg, et al., 1995) e influenzando la composizione del sedimento (Gallucci, et al., 2008).



Figura 1. Bioturbazione provocata dai movimenti di diversi organismi dell'infauna, da sinistra a destra: *Arenicola marina*, *Cerianthus* sp., *Callianassa* sp., Bivalve, *Echinocardium cordatum*, *Dentalium* sp., Bivalvi, *Virgularia mirabilis*, Ofiura

Inoltre, questi organismi svolgono un ruolo fondamentale nell'accumulo di gran parte della biomassa all'interfaccia sedimento-acqua (Piepenburg, et al., 1995),

migliorando la complessità dell'habitat, sia in virtù della loro struttura fisica (Beaulieu, 2001), sia modificando la consistenza del sedimento (Kaufmann & Smith, 1997). Infine, attraverso la predazione di specie di taglia più piccola, il megazoobenthos controlla le dinamiche delle popolazioni costituenti la comunità macrozoobentonica (Gallucci, et al., 2008). Dal punto di vista tassonomico, le popolazioni del megazoobenthos dei fondi mobili sono formate principalmente da artropodi, cnidari (gruppo estremamente diversificato), molluschi (bivalvi e gasteropodi) ed echinodermi (fig. 2-3) (Snelgrove, 1997).

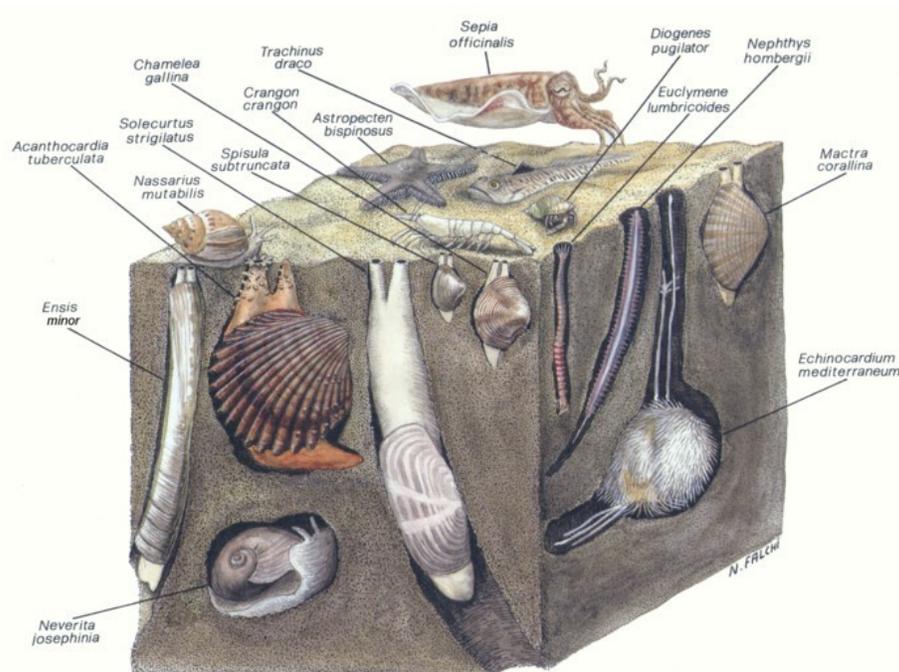


Figura 2. Esempi di popolamenti di organismi appartenenti all'infrafauna e all'epifauna su fondo mobile. Zonazione del piano infralitorale, biocenosi delle sabbie fini ben calibrate: *Neverita josephinia*, un gasteropode; *Ensis minor* o cannollicchio; *Acanthocardia tuberculata*, dalla conchiglia grande e con rand eumbone; *Nassarius mutabilis*, come indica il suo nome, presenta

una conchiglia dalla colorazione molto variabile; *Solecurtus strigilatus*, dalle solcature oblique caratteristiche; *Spisulasub truncata*; *Chameleagalina*, la comunissima vongola; *Crangon crangon*, noto come schila; *Astropecten bispinosus*, grande, sino a 20 cm., con aculei ; *Trachinus draco* o tracina; *Sepia officinalis*, la comune seppia; *Diogenes pugilator* o paguro; *Euclymene lumbricoides*, un polichete dell'ordine Sedentaria; *Nephtys hombergii*, un altro polichete; *Maetra* corallina; *Echinocardiummediterraneum*, un riccio marino di profondità.

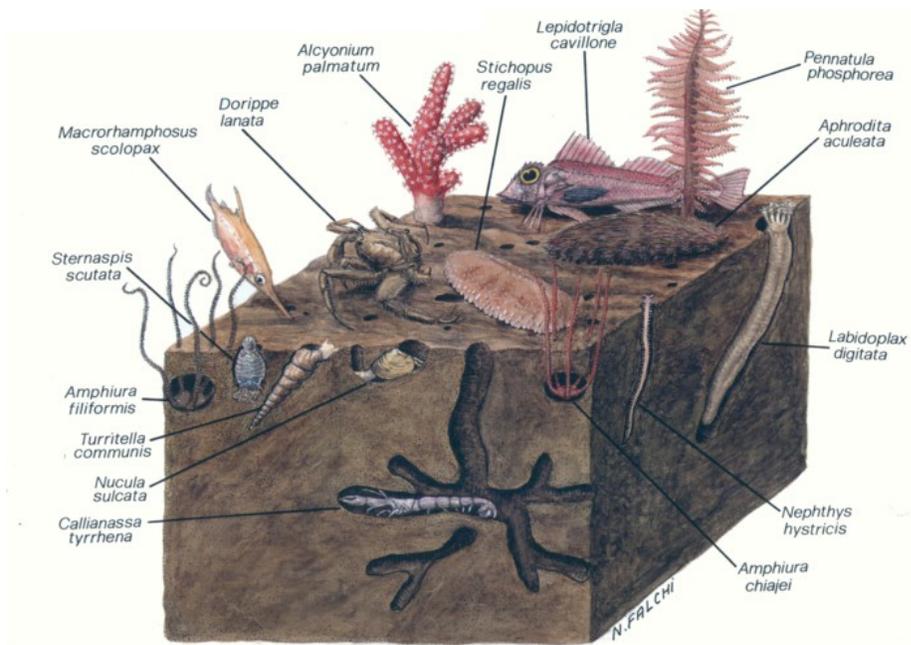


Figura 3. Esempi di popolamenti di organismi appartenenti all’infrafauna e all’epifauna. Zonazione del piano circalitorale, biocenosi dei fanghi terrigeni costieri: *Callianassa tyrrhena*, un’aragosta che vive in gallerie che scava nel sedimento; *Nucula sulcata*; *Amphiura filiformis* un piccolo ofiuride; *Sternaspis scutata* un verme polichete inconfondibile; *Macrorhamphosus scolopax* o pesce trombetta; *Dorippe lanata* un decapode; *Alcyonium palmatum* un alcionario carnoso privo di scheletro; *Parastichopus regalis*, un’oloturia; *Lepidotrigla cavillone* o caviglione; *Pennatula phosphorea* la famosa pennatula fosforescente; *Aphrodita aculeata*, polichete grande e “peloso”, sino a 20 cm.; *Lepidoplax digitata*; *Nephthys hystricis* un polichete con parapodi bifidi; *Amphiura chiajei*, un ofiuride di medie dimensioni.

1.1.1 Comunità megazoobentoniche dei fondi mobili del Mediterraneo

Il Mar Mediterraneo presenta caratteristiche ambientali che lo rendono di particolare interesse per lo studio delle sue comunità bentoniche (Bethoux, et al., 1999; Sardà, et al., 2004). È caratterizzato da una temperatura elevata quasi costante al di sotto dei 200 m di profondità (da 13 a 14°C) e da una forte zonazione della megafauna, con una costante riduzione in abbondanza, biomassa e diversità man mano che aumenta la profondità, accentuata sotto i 1500 m (Pérès, 1985; Company, et al., 2008). Al di sotto dei 2600 e 2700 m, le biomasse sono estremamente basse e le densità di popolazione sono ridotte a livelli minimi (Tecchio, et al., 2011a). I fondi mobili (sabbio-fangosi) risultano particolarmente importanti per la notevole varietà di comunità bentoniche che ospitano (Snelgrove, 1997). Il Mediterraneo presenta una comunità bentonica simile a quella Nord-Atlantica, e si possono distinguere 4 aree differenti dal punto di vista bio-geografico (Ghirardelli, 1981):

1. Mare di Alboran, tra Africa e Spagna, con presenza prevalente di specie di origine Atlantica;
2. Mediterraneo occidentale, che comprende le coste Italiane a sud di Piombino, Sicilia e Sardegna, presenta la maggior parte degli endemismi e degli elementi atlantico-mediterranei ed un'elevata percentuale di specie con elevata affinità sub-tropicale;
3. Adriatico, presenta numerosi endemismi;

4. Mediterraneo orientale, da Capo Bon in Tunisia a tutto l'Egeo.

Queste variazioni nella distribuzione di classi di grandi dimensioni di benthos come macro e megafauna sono probabilmente associate alle condizioni fisiche, quali il tipo di sedimento, la presenza di materia organica particellata o POM, che variano lungo l'asse ovest-est nel Mediterraneo, formando un gradiente decrescente di disponibilità di materia organica al fondo del mare.

Per poter comprendere quali fossero le forzanti della distribuzione della megafauna degli strati profondi lungo l'intero asse longitudinale del Mediterraneo, sono stati analizzati contemporaneamente tre possibili fattori ambientali: la percentuale di POM, la fluorescenza e la granulometria del sedimento (Tecchio, et al., 2011b). Ne è emerso che la biomassa della megafauna risultava essere più alta nel Mar Catalano, diminuendo verso est e con la profondità. La diversità e l'uniformità delle specie erano relativamente costanti nel Mediterraneo occidentale e centrale a tutte le profondità, mentre diminuivano con la profondità nel Mediterraneo orientale. Considerando separatamente i fattori ambientali la variabile esplicativa migliore è stata la percentuale di POM, seguita dalla fluorescenza, e dalla granulometria del sedimento. I dati sulla diversità della megafauna degli ecosistemi profondi del Mediterraneo sono ancora limitati, ma i risultati ottenuti in questo studio presentano un quadro iniziale, fornendo una base di partenza su cui costruire una comprensione della biodiversità e del funzionamento degli ecosistemi. Tale conoscenza è

essenziale anche per prevedere i cambiamenti nelle comunità degli strati profondi di fronte al potenziale impatto antropico e, soprattutto, ai cambiamenti climatici (Fanelli, et al., 2013; 2016), in modo tale da poter sviluppare opzioni di gestione e conservazione sostenibili.

1.1.2 *Comunità megazoobentoniche del Mar Adriatico centro-settentrionale*

Le comunità di invertebrati bentonici svolgono un ruolo importante nella distribuzione spaziale di diverse specie di pesci e, pertanto, una conoscenza dettagliata della struttura delle popolazioni bentoniche e dei loro cambiamenti nello spazio e nel tempo risulta fondamentale per ottenere una comprensione approfondita della rete trofica e delle dinamiche della popolazione, al fine di poter elaborare strategie per la gestione ittica che salvaguardino l'ecosistema (Bussotti, et al., 2006; Pubill, et al; 2011).

La varietà di specie bentoniche presente nel Mar Adriatico dipende dalle differenze geomorfologiche ed oceanografiche tra la costa est ed ovest, e tra i bacini settentrionale, centrale e meridionale. Difatti, la distribuzione delle biocenosi di fondo mobile è in gran parte dipendente dalle proprietà dei sedimenti, sia per quanto riguarda la granulometria (Gray, 1974), sia per quanto riguarda le caratteristiche mineralogiche (Cerrano, et al., 1999). A loro volta, i popolamenti megabentonici variano a seconda dei regimi di sedimentazione presenti e passati. Le biocenosi

occidentali tendono ad essere disposte in zone parallele alla costa, dalle spiagge sabbiose alle sabbie fini subtidali fino ai fondali fangosi più a largo (Lipizer, et al., 2013).

I fondali fangosi costieri, specialmente in prossimità della foce dei fiumi, offrono un habitat ideale per alcuni organismi come, ad esempio, policheti e bivalvi con diversità di specie relativamente bassa (Ambrogi, et al., 1990).

Tra le specie che dominano questi ambienti, ad una profondità di circa 20-21 m si trova *Corbula gibba*, un bivalve tipico di fondali ad alto tasso di sedimentazione e considerata una specie opportunistica e pioniera delle successioni ecologiche dopo un evento di disturbo (Simonini, et al., 2004). Lontano dalle foci dei fiumi invece, al centro dell'Adriatico settentrionale, il comparto bentonico è costituito da sabbie relitte (Simonini, et al., 2007), che ospitano principalmente bivalvi, policheti deposivori, gasteropodi, echinodermi ed oloturie. Diversi chilometri a sud del Golfo di Trieste, la costa è dominata da organismi sospensivori quali ofiure, spugne e ascidie. La zona a nord dell'Istria è caratterizzata dalla cosiddetta *facies ad Ophiotrix-Reniera-Microcosmus* (ORM), caratterizzata da una dominanza di ofiure del genere *Ophiotrix*, la demospugna *Reniera* sp. e l'ascidia *Microcosmus* sp. Inoltre, in quest'area sono abbondanti i gusci di gasteropodi, che inseguito alla loro morte possono venire epifitati o abitati da paguri (tab. 1; Santelli, et al 2017; UNEP, 2015).

Tabella 1. Specie maggiormente rappresentative delle comunità bentoniche adriatiche (Santelli, et al., 2017).

ANELLIDI	Policheti	<i>Aphrodita aculeata</i>
BRIOZOI		<i>Amathia semiconvoluta</i> Bryozoa nd <i>Cellaria salicornoides</i> <i>Schizobrachiellasanguinea</i>
CNIDARI	Antozoi	<i>Alcyonium palmatum</i> <i>Calliactis parasitica</i> <i>Cereus pedunculatus</i> <i>Funiculina quadrangularis</i> <i>Pennatula rubra</i> <i>Pteroides spinosum</i> <i>Virgularia mirabilis</i>
	Idrozoi	<i>Nemertesia</i> sp
CROSTACEI	Decapodi	<i>Carcinus aestuarii</i> <i>Dromia personata</i> <i>Eriphia verrucosa</i> <i>Ethusa mascarone</i> <i>Galathea dispersa</i> <i>Goneplax rhomboides</i> <i>Ilia nucleus</i> <i>Jaxea nocturna</i> <i>Liocarcinus vernalis</i> <i>Macropodia</i> sp <i>Medorippe lanata</i> <i>Munida</i> sp <i>Palemon serratus</i> <i>Parthenope</i> sp <i>Pilumnus hirtellus</i> <i>Pilumnus spinifer</i> <i>Pisa</i> sp <i>Pisidia</i> sp <i>Processa</i> sp <i>Scyllarus arctus</i>

		<i>Xantho</i> sp
ECHINODERMI	Asteroidei	<i>Anseropoda placenta</i> <i>Astropecten irregularis</i> <i>Chaetaster longipes</i> <i>Echinaster sepositus</i> <i>Marthasterias glacialis</i> <i>Peltaster placenta</i>
	Crinoidei	<i>Antedon mediterranea</i>
	Echinoidei	<i>Brissopsis lyrifera</i> <i>Cidaris cidaris</i> <i>Echinocardium cordatum</i> <i>Echinus acutus</i> <i>Paracentrotus lividus</i> <i>Psammechinus microtuberculatus</i> <i>Schizaster canaliferus</i> <i>Sphaerechinus granularis</i>
	Ofiuroidei	<i>Amphiura chiajei</i> <i>Ophiura albida</i> <i>Ophiothrix fragilis</i> <i>Ophiura ophiura</i>
	Oloturoidei	<i>Holothuria forskali</i> <i>Holothuria tubulosa</i> <i>Labidoplax digitata</i> <i>Ocnus planci</i> <i>Stichopus regalis</i> <i>Thyone fusus</i> <i>Trachythyone elongata</i> <i>Trachythyone tergestina</i>
MOLLUSCHI	Bivalvi	<i>Acanthocardia aculeata</i> <i>Acanthocardia paucicostata</i> <i>Acanthocardia tuberculata</i> <i>Anadara transversa</i> <i>Anadara inaequalvis</i> <i>Atrina pectinata</i> <i>Flexopecten flexuosus</i> <i>Flexopecten glaberproteus</i> <i>Callista chione</i> <i>Glycymeris pilosa</i>

		<i>Glossus humanus</i>
	Bivalvi	<i>Laevicardium oblongum</i> <i>Lutraria sp</i> <i>Mactra stultorum</i> <i>Mimachlamys varia</i> <i>Neopycnodontecochlear</i> <i>Paphia sp</i> <i>Pharus legumen</i> <i>Pteria hirundo</i> <i>Thracia pubescens</i>
	Gasteropodi	<i>Diodora italica</i> <i>Nassarius nitidus</i> <i>Turritella communis</i>
PORIFERI		<i>Aaptos aaptos</i> <i>Acanthella sp</i> <i>Aplysina sp</i> <i>Cliona celata</i> <i>Polymastia mamillaris</i> <i>Suberites carnosus</i> <i>Suberites domuncula</i> <i>Tethya aurantium</i>
TUNICATI	Ascidiacei	<i>Aplidium conicum</i> <i>Ascidia mentula</i> <i>Ascidia virginea</i> <i>Halocynthia papillosa</i> <i>Microcosmus sp</i> <i>Microcosmus vulgaris</i> <i>Phallusia mammillata</i>

1.2. La pesca con il rapido in Adriatico

Il Mar Adriatico è una delle aree maggiormente produttive del Mar Mediterraneo e, per questo, soggetto ad un elevato impatto derivante dalla pesca, il quale altera la struttura e il funzionamento degli ecosistemi (Jennings & Kaiser, 1998). La pesca

con attrezzi che entrano in contatto con il fondale, può avere effetti diretti ed indiretti sia sulle specie bersaglio che sulle specie non-bersaglio (by-catch), e quindi sull'intera comunità marina (Rice & Gislason, 1996). Le reti a traino e le draghe raschiano o arano il fondo marino, risospendono i sedimenti, modificano la granulometria e la struttura dei sedimenti ed alterano enormemente la biodiversità bentonica. (Collie, et al., 1997; Gilkinson, et al., 1998).

Tra gli attrezzi da pesca con contatto con il fondo che operano in Adriatico, molto diffuso, sul versante italiano, è il cosiddetto “rapido” simile al “beam trawl” utilizzato nel Mare del Nord per la pesca di molluschi bivalvi e pesci piatti (Grati, et al., 2013).

Il *rapido* consiste in una rete a strascico con una bocca fissa. Il telaio rigido in ferro è provvisto nella parte inferiore di denti arcuati e di slitte montate ad intervalli regolari. Sulla parte superiore è fissata una tavola di legno inclinata che funge da depressore. La rete, cucita direttamente sulla bocca, è costituita da pezze di diversa dimensione ed è solitamente protetta, nella parte a contatto con il fondale, da un foderone, generalmente in gomma o altro materiale in funzione anche del tipo fondale (fangoso o sabbioso) su cui opera la rete (ICRAM, 2002; Scarcella, et al., 2007). La larghezza della bocca varia in base alla potenza dell'imbarcazione (generalmente non supera i 4 metri) e il numero di attrezzi utilizzati solitamente varia da due a quattro (fig. 4) (Giovanardi, et al., 1998).

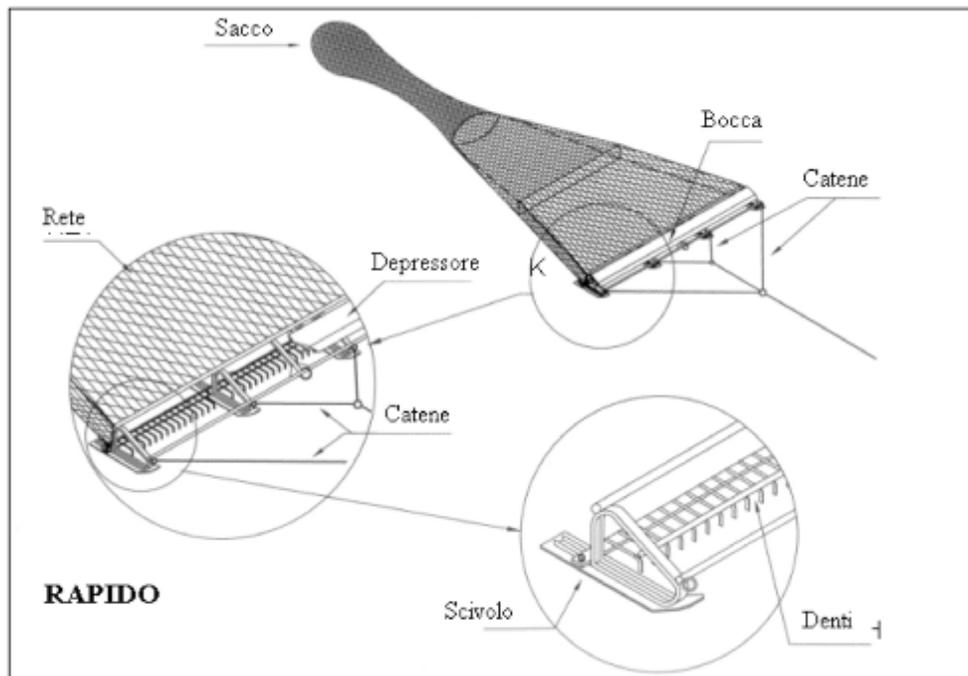


Figura 4. Componenti strutturali del *rapido* (<http://www.marepesca.it/attrezzature-pesca/rete-strascico-rapido>)

Durante la navigazione, il *rapido* viene trainato a circa 7 nodi di velocità (da cui il nome) rimanendo costantemente a contatto con il fondale grazie al depressore (vedi fig. 4). I denti ricurvi penetrano nel fondale stimolando meccanicamente gli organismi bentonici infossati e costringendoli a sollevarsi. Questo attrezzo risulta particolarmente adatto alla pesca di capesante e canestrelli (*Pecten jacobaeus* e *Aequipecten opercularis*) nelle zone sabbiose al largo, e dei pesci piatti (es. *Solea solea*) nelle zone fangose costiere (Pranovi, et al., 2001). Tuttavia, proprio per la sua capacità di raschiare il fondo marino, risospendendo i sedimenti e modificando la dimensione dei grani e la consistenza dei sedimenti, il *rapido* ha un forte impatto

sull'intera comunità bentonica, principalmente sull'epifauna e sugli organismi che vivono negli strati sedimentari superiori (Collie, et al., 1997; Pranovi, et al., 2001).

1.3. Uso degli isotopi stabili di azoto e carbonio per lo studio delle reti trofiche marine

Con il termine isotopi (dal greco iso-topos, eguale posto), si intendono forme dello stesso elemento chimico che differiscono per il numero di neutroni e quindi di massa atomica (fig. 5).

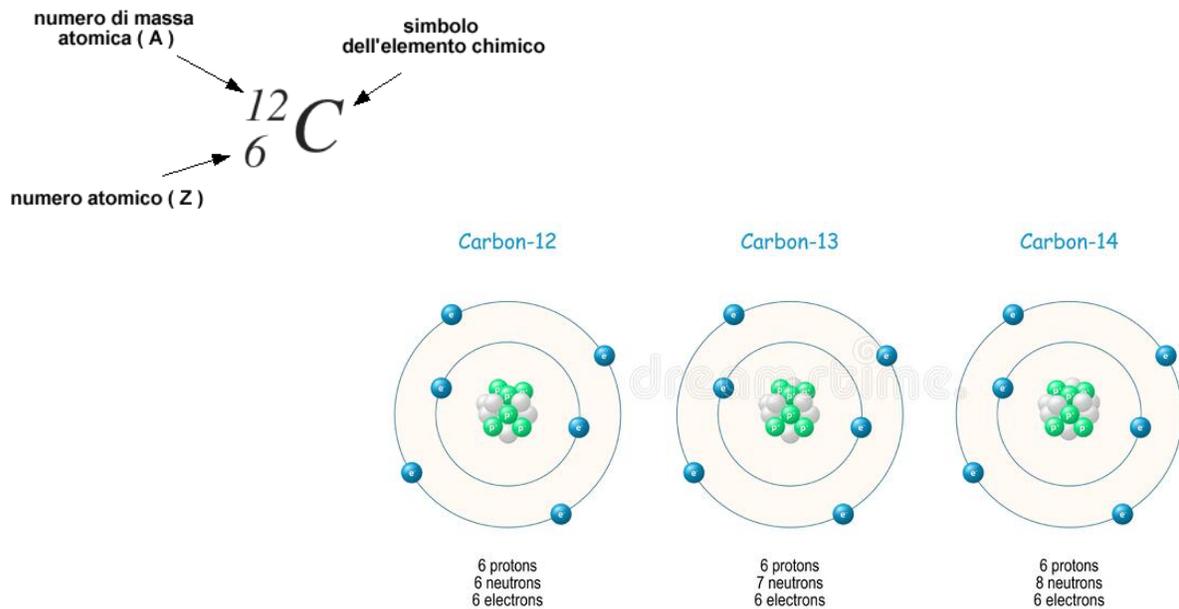


Figura 5. Isotopi del Carbonio.

Essi possono essere naturali o artificiali, instabili (decadono radioattivamente) o stabili (non decadono). Questi ultimi, in particolar modo, gli isotopi di azoto e

carbonio, vengono utilizzati in diversi ambiti come, ad esempio, lo studio delle migrazioni e dei movimenti animali, dei processi simbiotici tra ospite e parassita, dello stato di salute o stress di piante e animali, e dell'ecologia trofica di specie animali.

È in quest'ambito che, negli ultimi decenni, gli isotopi vengono utilizzati come approccio alternativo o integrativo negli studi delle reti trofiche marine (Pinnegar & Polunin, 2000). Gli isotopi stabili scelti per rappresentare la struttura e la dinamica delle comunità ecologiche sono il carbonio $\delta^{13}\text{C}$ ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e l'azoto $\delta^{15}\text{N}$ ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) (Kling, et al., 1992; France, 1995).

- $\delta^{13}\text{C}$ viene utilizzato per determinare l'origine della materia organica assimilata, se si origina pelagica o bentonica (France, 1995), o da fonti terrestri o marine (Hobson, 1987).
- $\delta^{15}\text{N}$ viene utilizzato per determinare la posizione trofica di una specie all'interno della rete trofica, mostrando un arricchimento graduale di circa 3-4 ‰ ad ogni livello trofico (Vander Zanden, et al., 1999). In questo modo, i gruppi carnivori mostreranno i valori più alti di $\delta^{15}\text{N}$ e gli erbivori i più bassi (fig.6).

Mediante l'analisi con spettrometro di massa per isotopi stabili di diversi tessuti della pianta o animale oggetto di studio, è possibile ricavare il contenuto degli isotopi stabili di azoto $\delta^{15}\text{N}$ e carbonio $\delta^{13}\text{C}$ permettendo così di ottenere dati relativi alla

posizione dell'organismo nella rete trofica, alla dieta e al cibo assimilato, se trattasi di consumatore, ottenendo inoltre una misura integrata in un tempo più o meno lungo, a seconda del tipo di tessuto utilizzato, (es. muscolo turn-over maggiore rispetto a gonadi e sangue). Questa tipologia di analisi permette quindi di ricostruire la rete trofica (Kling, et al., 1992; France, 1995).

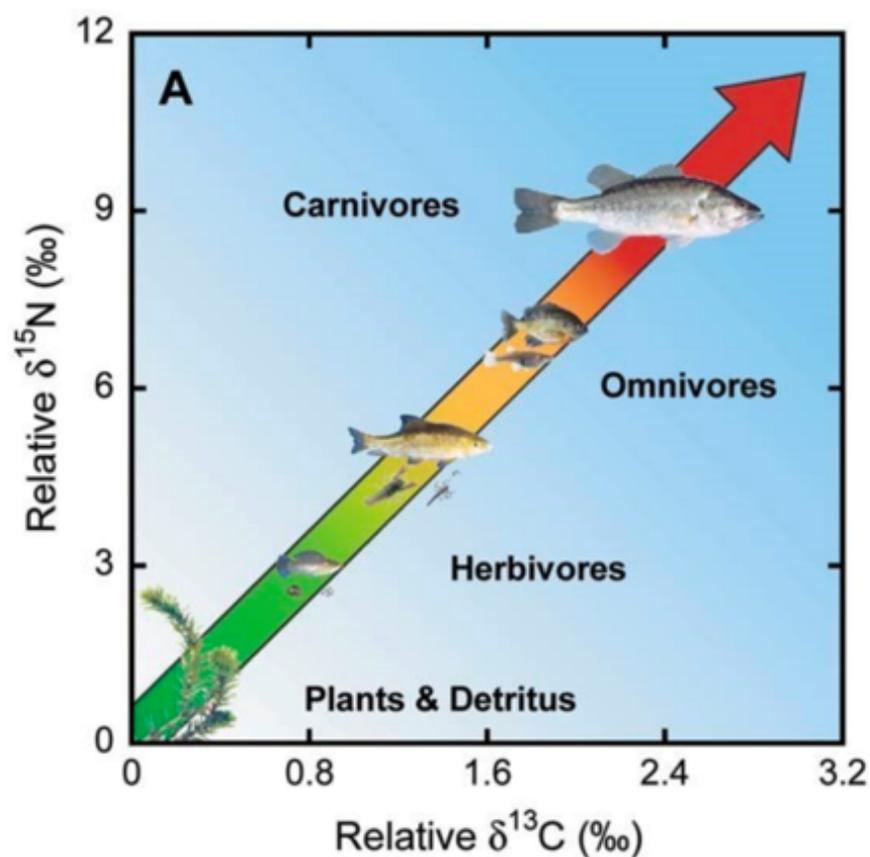


Figura 6. Utilizzo dei rapporti degli isotopi stabili di carbonio $\delta^{13}\text{C}$ e azoto $\delta^{15}\text{N}$ per capire quale posizione trofica occupa un organismo marino.

1.4 Scopo della tesi

Il bacino Adriatico è una delle aree del Mar Mediterraneo maggiormente soggetta all'impatto antropico (Micheli, et al., 2013); in primo luogo, quest'area è interessata da un'attività intensa di pesca con il rapido (Scarcella, et al., 2007), grazie alla presenza di numerose specie ittiche di importanza commerciale, target di questo tipo di pesca (es. pesci piatti).

Una pesca eccessiva può avere un forte impatto sull'ecosistema marino, pertanto, risulta necessario avere un quadro esaustivo e dettagliato possibile dello stato di sfruttamento dell'area interessata, al fine di poter avere maggiori informazioni per una corretta gestione delle risorse dell'Adriatico centro-settentrionale.

Alla luce di quanto detto, la presente tesi, svolta nell'ambito della campagna SoleMon 2020, volta alla valutazione dello stock di sogliola comune (*Solea solea*), mediante l'analisi della distribuzione spaziale e persistenza delle comunità megazoobentoniche, un utile indicatore ecologico di impatto, ha come scopo quello di:

- identificare la struttura di comunità e definire gli *assemblage* megazoobentonici;
- definire i drivers ambientali di tale strutturazione;
- identificarne la struttura trofica, mediante l'analisi degli isotopi stabili di azoto e carbonio, effettuata sugli organismi dominanti del megazoobenthos, prelevati durante la campagna oceanografica SoleMon 2020.

Per raggiungere tali obiettivi, sono state selezionate delle macroaree all'interno dell'area GSA17 (*Geographical Sub-Area*; vedi paragrafo 2.1), che si estende per 92.660 km² e comprende l'Alto e Medio Adriatico, dal Golfo di Trieste fino al Gargano.

L'analisi degli isotopi stabili del carbonio e dell'azoto, parallelamente allo studio di comunità e dei cambiamenti in termini di abbondanza e diversità delle specie, potrebbero far emergere differenze in termini di impatto ambientale derivante dall'alterazione del comparto bentonico, dovuto dalla pesca eccessiva.

Capitolo secondo

MATERIALI E METODI

2.1. Area di studio: GSA17

Il Mar Adriatico svolge un ruolo centrale nell'economia delle regioni europee ed extra-europee, in quanto fornisce servizi essenziali per la vita e il benessere dell'uomo, fornendo ad esempio i principali prodotti ittici in commercio.

Il Mar Adriatico è un bacino semichiuso e caratterizzato da una profondità crescente da nord a sud con una media nella zona settentrionale di 35 m circa e 130-150 m nella zona centrale. Le aree della piattaforma continentale sono fortemente minacciate dai cambiamenti climatici e dalla loro interazione con una grande varietà di disturbi di origine antropica (Jennings & Kaiser, 1998; Micheli, et al., 2013). I cambiamenti nelle portate fluviali, le modificazioni delle caratteristiche oceanografiche e dei modelli di circolazione, l'innalzamento del livello del mare e l'erosione costiera interagiscono con l'eccesso di nutrienti e della materia organica riversato in mare determinato dalle attività antropiche (es. uso di fertilizzanti in agricoltura), portando spesso a problemi di eutrofizzazione e a cambiamenti nella struttura degli ecosistemi marini, inclusa la diffusione di specie aliene (Harley, et al., 2006, Marini, et al., 2008, Ramírez, et al., 2018). La zona

Settentrionale del bacino è, per convenzione, delimitata circa a 45°N. Nell'Adriatico Centrale è presente la fossa Meso-Adriatica o di Pomo-Jabuka che arriva ad una profondità di 240-270 m (van Straaten, 1970; Trincardi, et al., 1996), area di notevole importanza in quanto, grazie alla sua produttività, è sito di riproduzione di pesci e rifugio per avannotti. Inoltre, ospita anche cetacei e tartarughe (Silva, et al., 2014).

Longitudinalmente invece la costa occidentale è poco profonda e prevalentemente sabbiosa, mentre la costa orientale in gran parte profonda e rocciosa (fig. 7).

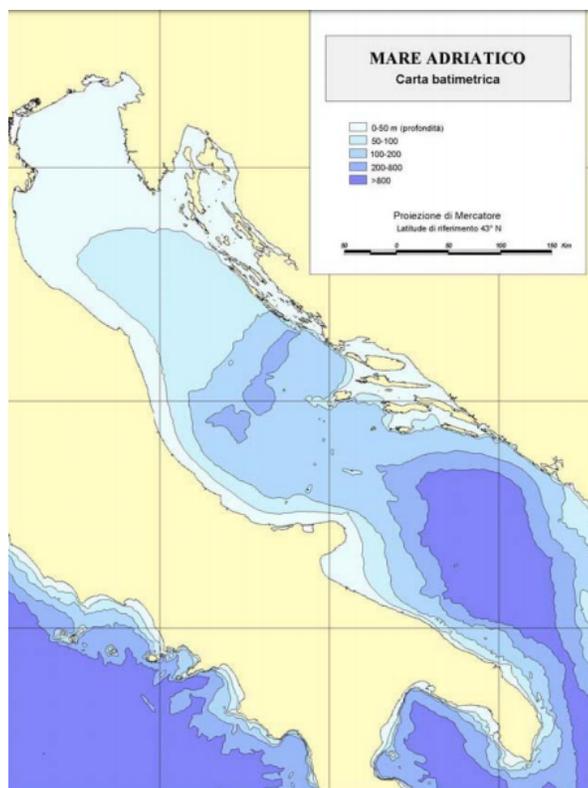


Figura 7. Carta batimetrica del mar Adriatico (Santelli, et al., 2017).

Il Mar Adriatico è caratterizzato da un notevole apporto d'acqua dolce proveniente dai numerosi fiumi che sfociano al suo interno e dalle acque dolci sotterranee presenti lungo la costa, questo influisce notevolmente sia sulle correnti che sul profilo sedimentologico del bacino (Cozzi & Giani, 2011). L'idrodinamismo dell'Adriatico centro-settentrionale è piuttosto complesso e dà luogo ad importanti processi fisici e biogeochimici. Gli scarichi fluviali, in particolare del fiume Po (portata media giornaliera $1500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; Cozzi & Giani, 2011) guidano la stratificazione della colonna d'acqua e la circolazione termoalina, provocano il deflusso di acque più dolci lungo la costa occidentale e un flusso di ritorno di acque salate lungo la costa orientale, che porta l'acqua intermedia levantina modificata (MLIW) sulla piattaforma dell'Adriatico settentrionale principalmente tra la primavera e l'autunno (Poulain & Cushman-Roisin, 2001). Un importante fenomeno che vede protagonista la piattaforma adriatica è lo sprofondamento della massa d'acqua più densa, North Adriatic Deep Water provocando un completo rimescolamento della colonna d'acqua (Artegiani, et al., 1997)

Le correnti principali che caratterizzano il bacino hanno una circolazione ciclonica, si distinguono in: corrente orientale adriatica, o EAC, e corrente occidentale adriatica, o WAC (fig 8 ; Lipizer, et al., 2013). La distribuzione spaziale della temperatura superficiale influisce sulla circolazione ciclonica

(Grilli, et al., 2020), inoltre, le correnti, insieme alle perturbazioni meteorologiche ed ai venti influiscono sulla granulometria del sedimento.

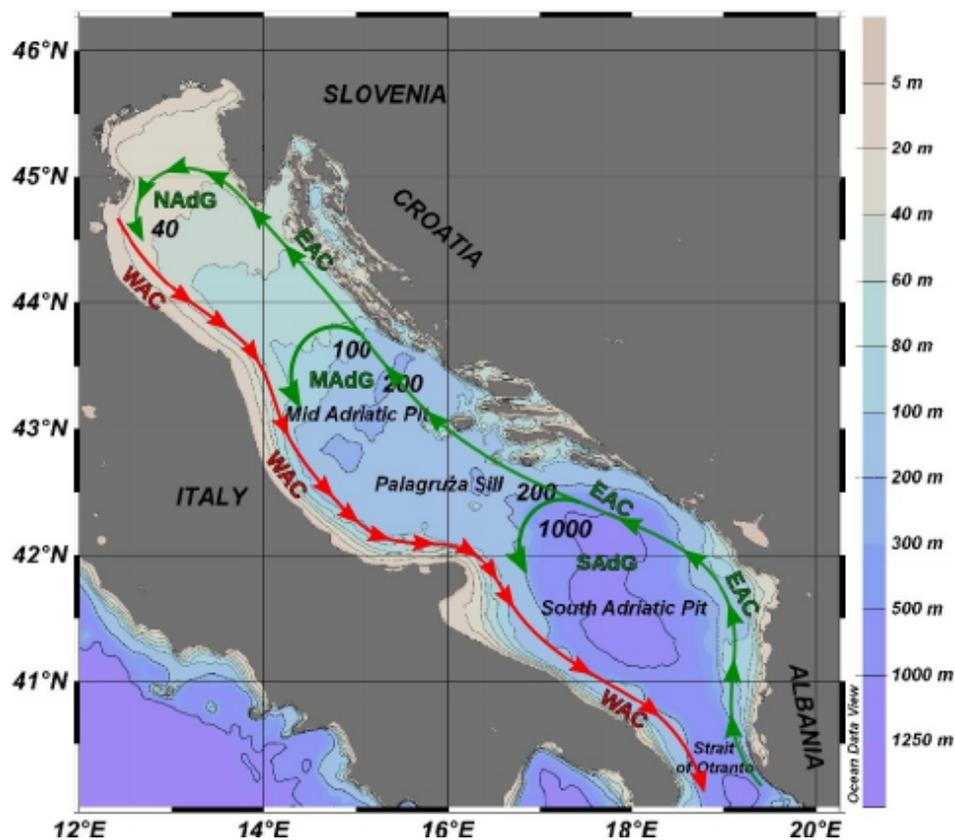


Figura 8. Mar Adriatico: batimetria, morfologia e principali correnti. EAC: Eastern Adriatic Current; WAC: Western Adriatic Current; NAdG: North Adriatic Gyre; MAdG: Middle Adriatic Gyre; SAdG: South Adriatic Gyre (Lipizer, et al., 2013).

La distribuzione della salinità condivide alcune caratteristiche comuni con la temperatura superficiale, avendo come segnale dominante la presenza della West

Adriatic Current, o WAC. La temperatura superficiale, in inverno (gennaio-marzo), è caratterizzata da un pronunciato gradiente latitudinale e da un meno pronunciato, ma comunque ben riconoscibile, gradiente longitudinale, con valori più bassi (< 9 °C) nella parte più settentrionale del bacino e vicino alla costa italiana nord-occidentale (fig. 9).

In primavera (aprile-giugno) l'Est Adriatic Current, o EAC, più calda ($T > 18\text{ }^{\circ}\text{C}$), scorre lungo la costa orientale e si diffonde verso ovest come è facilmente osservabile dai dati satellitari della temperatura superficiale del mare (SST).

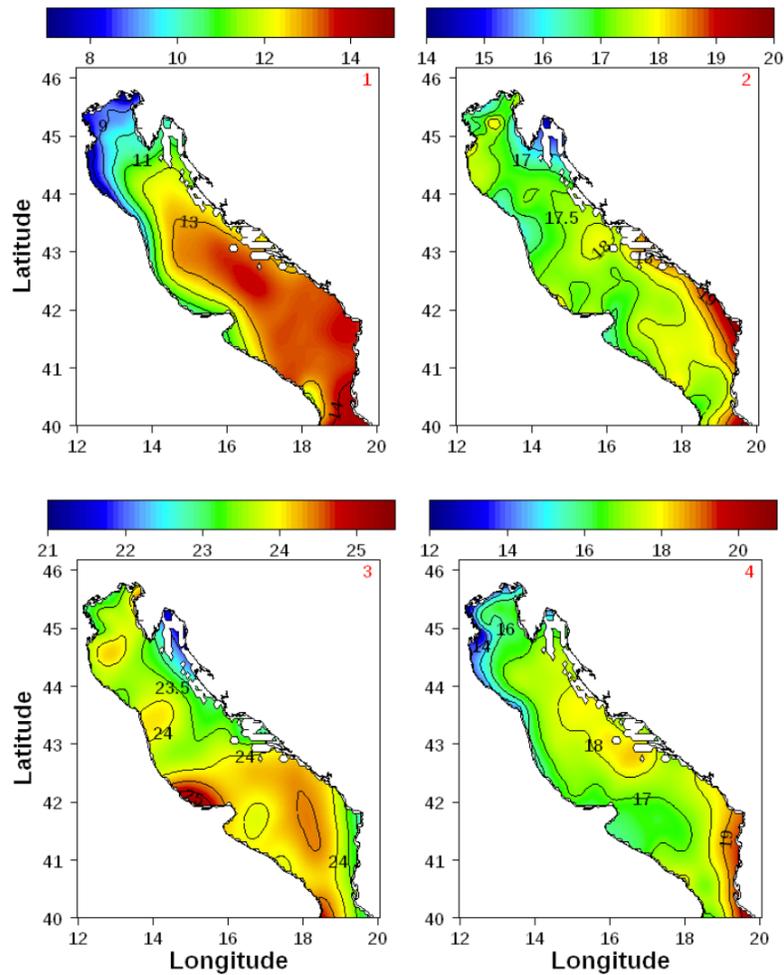


Figura 9. Mappa climatologica della temperatura superficiale, i numeri indicano le stagioni come segue: 1) inverno, 2) primavera, 3) estate, 4) Autunno (*Lipizer, et al., 2013*).

Contrariamente all'inverno, in primavera ed in estate le acque a bassa salinità ($S < 37$ psu) sono distribuite su un'area più ampia e tendono ad occupare gran parte dell'Adriatico settentrionale, inoltre, l'input di acqua dolce del fiume Po mostra una propagazione verso nord-est fino alla costa orientale della Croazia (fig. 10). Questa distribuzione è probabilmente provocata dal vento superficiale, che, insieme alle correnti e alla forte stratificazione facilitano il trascinamento delle acque del fiume Po nella parte più settentrionale del sottobacino (Poulain & Cushman-Roisin, 2001). Le acque superficiali durante la stagione estiva possono raggiungere anche i $28\text{ }^{\circ}\text{C}$ per scendere a valori di $5 - 8\text{ }^{\circ}\text{C}$ in quella invernale, determinando quindi uno scarto termico di oltre $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ (fig. 10).

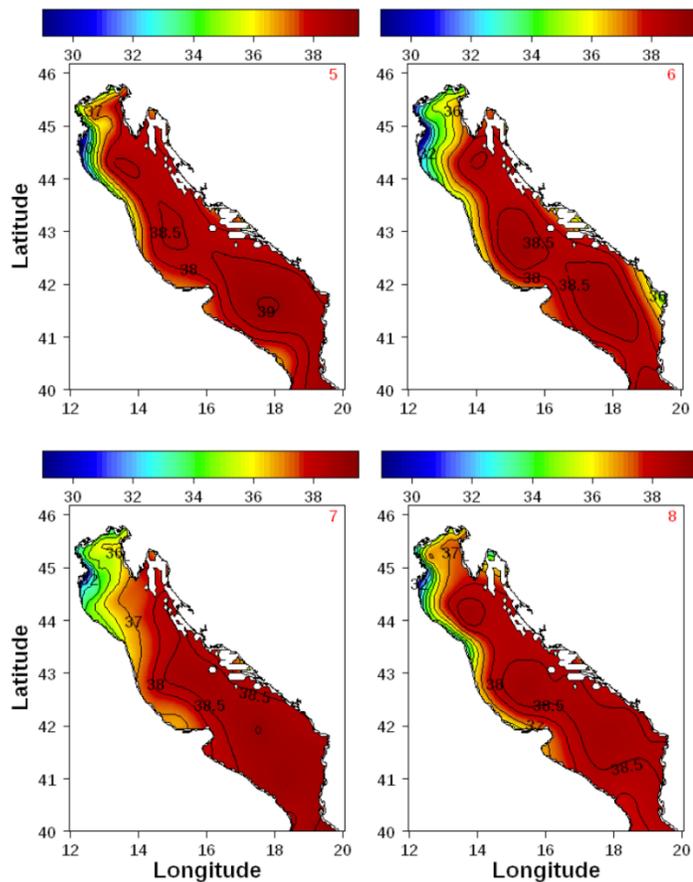


Figura 10. Mappa climatologica della salinità superficiale, i numeri indicano le stagioni come segue: 5) inverno, 6) primavera, 7) estate, 8) Autunno (*Lipizer, et al., 2013*).

Le variazioni termiche estive del bacino Adriatico centro-settentrionale provocano una riduzione di ossigeno sul fondo ed una conseguente alterazione dei processi di mineralizzazione della sostanza organica (Relini, et al., 1999). Durante i mesi invernali, invece, la temperatura è uniforme in tutta la colonna d'acqua. Le coste centro settentrionali risultano dominate prevalentemente da oloturoidi, briozoi e

ascidie (Santelli, et al., 2017). Tuttavia, l'azione antropica e gli eventi naturali, come le forti mareggiate e la mucillagine, e le conseguenti condizioni anossiche che si instaurano, possono causare la morte di gran parte della massa bentonica e la modificazione degli *assemblage* (Boero, 2011).

2.2. Strategia di campionamento: il progetto SOLEMON

Il progetto “SoleMon” (*Solea Monitoring*) nasce nel 2005-2006, grazie al Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali (MIPAAF), e vede coinvolti diversi istituti di ricerca: CNR-ISMAR della sede di Ancona (ora IRBIM, Istituto per le Risorse Biologiche e Biotecnologiche Marine), ICRAM (ora ISPRA, Istituto Superiore Protezione e Ricerca Ambientale) sede di Chioggia, Institute of Oceanography and Fishery di Spalato (IOF, Croazia) e Fishery Research Institute of Slovenia (FRIS) a Ljubljana.

Lo scopo è quello di ottenere dati robusti e aggiornati sulle principali risorse demersali presenti nella GSA17 (fig. 11) da utilizzare per la valutazione dello stato degli stock e, di conseguenza, come supporto scientifico all'attuazione di misure gestionali nell'ambito della pesca professionale. Il progetto include attività di pesca sperimentale con *rapido* e l'utilizzo di dati provenienti da attività di campionamento *fishery-dependent* (dati di sbarcato, catture e sforzo di pesca). Il

survey scientifico è svolto annualmente tra novembre e dicembre, in corrispondenza di 67 stazioni posizionate secondo uno schema di campionamento random stratificato in base alla profondità, allo scopo di raccogliere dati su distribuzione, abbondanza relativa e caratteristiche biologiche di differenti risorse alieutiche nella GSA17. La specie target primaria è la sogliola comune, (*Solea solea*, Linnaeus, 1758), una delle specie di maggior interesse commerciale per la pesca professionale in Adriatico. Inoltre, vengono monitorate altre specie come, ad esempio, la canocchia (*Squilla mantis*, Linnaeus, 1758), la seppia (*Sepia officinalis*, Linnaeus, 1758), il rombo chiodato (*Scophthalmus maximus*, Linnaeus, 1758), il rombo liscio (*Scophthalmus rhombus*, Linnaeus, 1758) e la cappasanta (*Pecten jacobaeus*, Linnaeus, 1758). Nel tempo, le attività di campionamento sono state incrementate secondo un approccio ecosistemico integrato, con l'obiettivo di indagare l'ecologia delle specie, le comunità bentoniche e la presenza di rifiuti antropici sul fondale (SoleMon survey group, 2019).

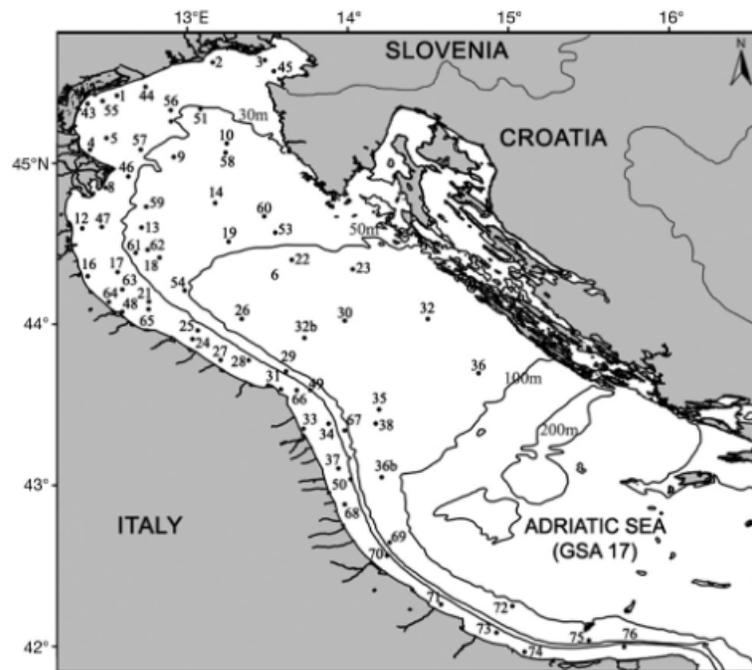


Figura 11. Area di studio GSA 17 (da Santelli, et al., 2017).

2.2.1. Caratteristiche dell'imbarcazione

L'imbarcazione utilizzata dal 2007 in poi, per la campagna SoleMon, è la nave oceanografica "G. Dallaporta" (fig. 12), le cui caratteristiche sono riportate in tabella 2. Nel corso degli anni si è cercato di utilizzare la stessa nave e lo stesso l'equipaggio durante il survey, al fine di standardizzare il più possibile le operazioni di raccolta dati in mare.



Figura 12. Nave oceanografica G. Dallaporta utilizzata nel progetto SoleMon.

Tabella 2. Caratteristiche tecniche N/O G. Dallaporta.

Lunghezza	35.3
Stazza (TJB)	285
Anno di costruzione	2000
Materiale	Steel
Potenza	809

2.2.2. Attrezzo di campionamento: il rapido

L'equipaggiamento della nave oceanografica G. Dallaporta, durante il periodo del survey SoleMon, è costituito da due *rapidi*, utilizzati contemporaneamente, denominati "RAPIDO A" sul lato destro e "RAPIDO D" sul lato sinistro (fig. 13).

Ciascun *rapido* è armato con 46 denti di ferro lungo il bordo inferiore, ha una larghezza di 3,59 m e un'altezza di 0,25 e peso totale di 225 kg.

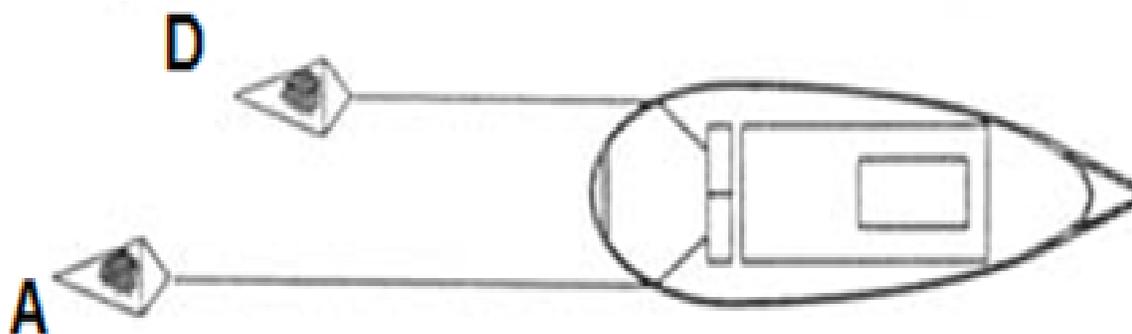


Figura 13. Posizione dei due *rapidi* sulla nave G. Dallaporta.

Le cale vengono svolte durante le ore di luce, quindi da 30 minuti dopo l'alba a 30 minuti prima del tramonto. Ogni cala consiste nel traino dei due *rapidi* contemporaneamente ad una velocità di circa 5,5 nodi per la durata di 30 minuti, che hanno inizio nel momento in cui l'attrezzo tocca il fondale e terminano quando lo strumento inizia la risalita. In alcune circostanze sono ammesse cale con durata inferiore, ma mai sotto i 10 minuti; in tal caso la cala viene replicata e le catture vengono raggruppate. Una volta che i rapidi vengono salpati, il contenuto della rete viene pesato, smistato ed analizzato separatamente per "RAPIDO D" e "RAPIDO A".

2.3. Campionamento della megafauna bentonica

Durante la campagna SoleMon 2020, a causa di condizioni meteo marine avverse e della riduzione dell'equipaggio per le costrizioni imposte dalla pandemia da COVID-19, sono state monitorate 57 stazioni, su fondali caratterizzati da diversa granulometria (fig. 14). In corrispondenza di ogni stazione, dopo lo smistamento di tutte le specie di interesse commerciale, è stato prelevato da uno dei due rapidi, e pesato un sub-campione rappresentativo di megafauna bentonica. Ciascun sub-campione è stato smistato e le specie presenti sono state identificate al livello tassonomico più basso possibile con l'ausilio di chiavi di riconoscimento per i diversi taxa, contate e pesate. Tutte le informazioni sono state registrate in logbook cartacei.

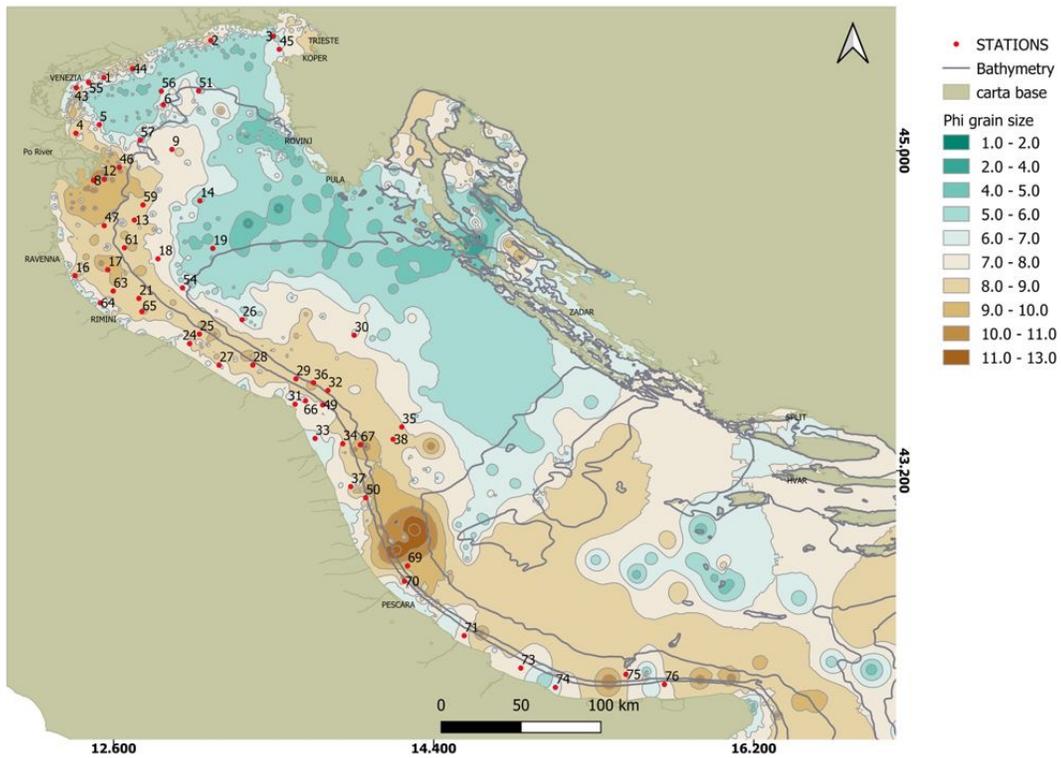


Figura 14. Carta sedimentologica delle stazioni di campionamento di SoleMon 2020 all'interno dell'area GSA17.

2.3.1. Selezione dei campioni ed estrazione del tessuto per l'analisi degli isotopi

Le stazioni campionate sono state raggruppate in macroaree (vedi paragrafo 3.1), all'interno delle quali sono state prelevate tre repliche random di alcuni organismi rappresentativi per ciascuna area, risultati dominanti ad una prima ispezione durante la fase di *sorting*. Gli organismi prelevati sono stati pesati e misurati singolarmente mediante l'utilizzo del calibro.

La misurazione è stata svolta in maniera differente a seconda dell'organismo in questione:

Crustacea:

- WW → peso umido in grammi
- CW → larghezza del carapace in millimetri
- CL → lunghezza del carapace, distanza tra centro dell'occhio e porzione centrale posteriore, in mm

Mollusca (Bivalvia e Gasteropoda):

- WW → peso umido in grammi
- TL → lunghezza totale in millimetri

Echinodermata (Asteroidea, Ophiuroidea, Holothuroidea, Echinoidea):

- WW → peso umido in grammi
- TL → lunghezza totale in millimetri, da braccio a braccio
- DL → diametro del disco centrale, in millimetri

Una volta preso nota dei parametri, è stato prelevato il tessuto muscolare e posto in provette coniche da centrifuga, queste sono state poi posizionate in una rastrelliera numerata. I campioni sono poi stati posti in stufa a 60 °C per almeno 24 ore.

2.3.2. Preparazione dei campioni per l'analisi degli isotopi stabili di azoto e carbonio

I campioni precedentemente disidratati in stufa sono stati ridotti in polvere mediante l'uso di un pestello e un mortaio di agata. Circa 1 μg (da 0,70 μg a 1,2 μg) di muscolo secco è stato poi pesato mediante l'utilizzo di una bilancia analitica a cinque decimali e inserito all'interno di una capsula in stagno (fig. 15).

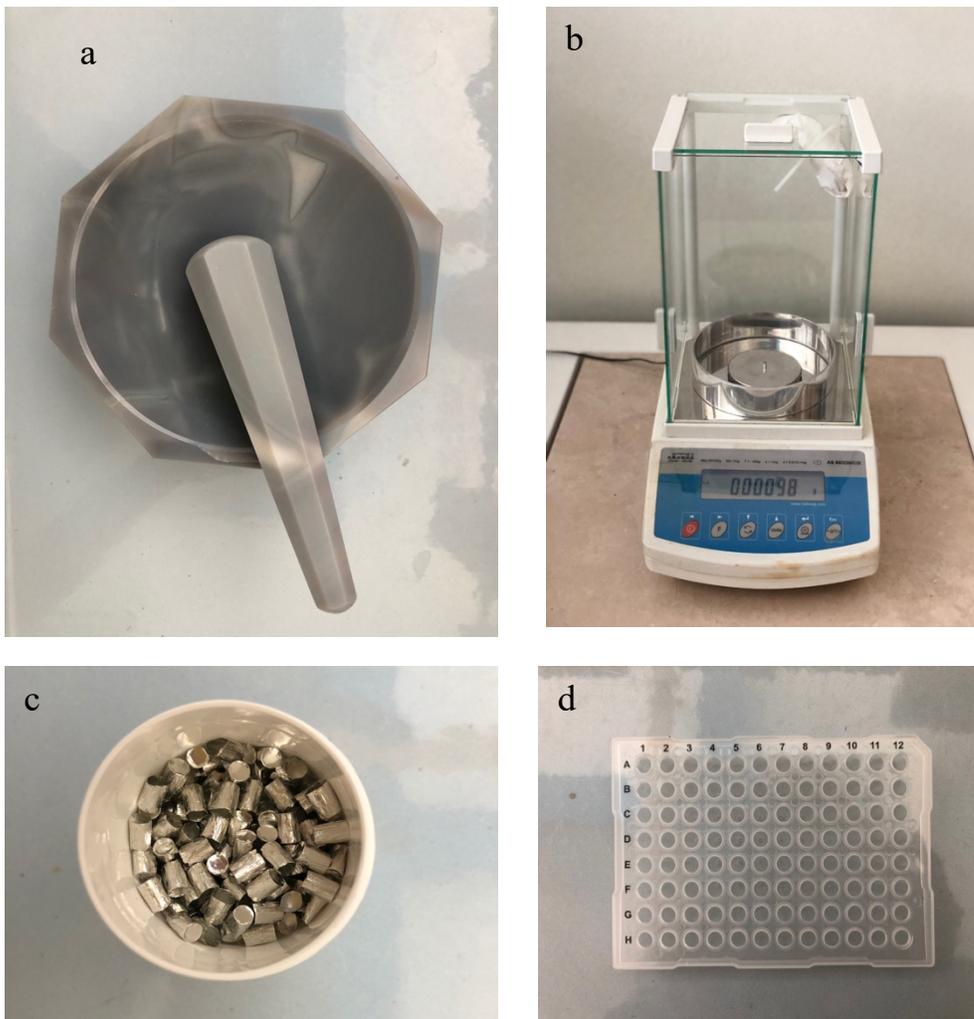


Figura 15. Fase di preparazione per le analisi isotopiche: a) mortaio e pestello in agata; b) bilancia analitica a cinque decimali in fase di pesatura; c) capsule in stagno; d) rastrelliera numerata contenente le capsule in stagno.

Le capsule in stagno contenenti il campione sono state inserite all'interno di una rastrelliera numerata e conservate in congelatore a -27°C in attesa delle analisi

successive. Per procedere al campione successivo è stato necessario lavare gli strumenti (pestello, mortaio e pinzette) con acqua deionizzata per evitare la contaminazione dei campioni. L'analisi degli isotopi stabili è stata effettuata presso il laboratorio dell'Università degli Studi di Palermo. Lo strumento utilizzato è uno spettrometro di massa (IRMS Thermo Delta Plus XP & Delta V Advantage), interfacciato a flusso continuo con un analizzatore elementare (fig.16) (ThermoFlash EA 1112).



Figura 16. Spettrometro di massa IRMS Thermo Delta Plus XP & Delta V Advantage utilizzato dall'Università di Palermo.

Lo strumento analizza i gas che provengono dalla combustione del campione e che sono successivamente separati da un gascromatografo. La sigla completa di uno strumento di questo tipo è: EA/CF/IRMS (ElementalAnalyser-Conflow-Isotope Ratio Mass Spectrometer). Il campione nella capsula di stagno viene introdotto, tramite un autocampionatore (fig. 17), nella colonna di ossidazione dove viene bruciato in eccesso di ossigeno ad una temperatura di circa 850 °C (“flash combustion”); i gas prodotti sono trasportati, per mezzo di un flusso di elio, che funge da *carrier*, attraverso una colonna di riduzione con una temperatura di circa 550°C, dove gli ossidi di azoto sono ridotti quantitativamente (cioè totalmente), ad azoto elementare. I principali gas prodotti, CO₂ e N₂, H₂O passano attraverso una colonnina di vetro dove l’acqua è trattenuta da una sostanza igroscopica e infine in una colonna gascromatografica. In questo modo i due gas vengono separati prima dell’immissione nello strumento di misura, dove avviene la ionizzazione delle molecole che sono poi accelerate in modo da formare dei fasci di ioni che, attraversando un campo magnetico, vengono deviati fino a raggiungere i tre rivelatori finali. Il rapporto isotopico (ovvero il rapporto tra l’isotopo più pesante e quello più leggero) viene determinato in base alla diversa curvatura che gli ioni subiscono dal campo magnetico. Questo effetto è funzione della carica della particella e alla sua massa, per distinguere le masse è necessario

che queste abbiamo lo stesso numero di ionizzazione. Per ionizzazione si intende la sottrazione di elettroni dalla molecola che avrà quindi carica positiva. La durata complessiva della misura è di circa 8 minuti.

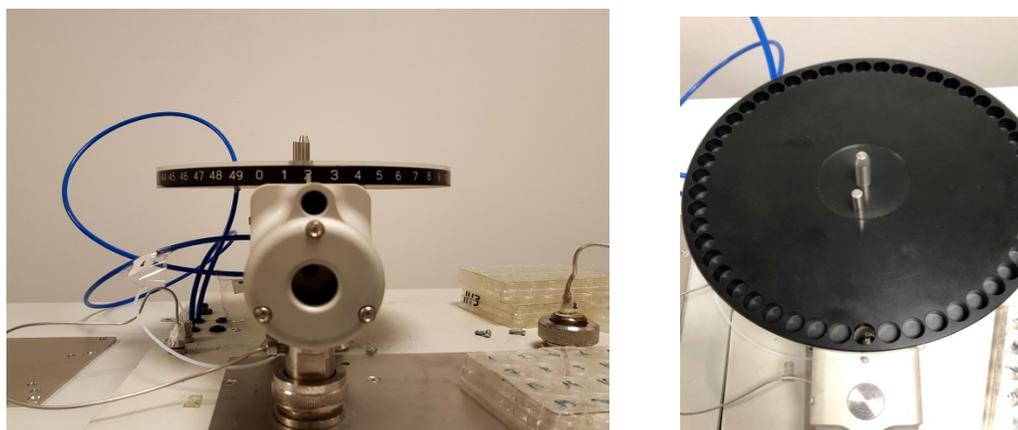


Figura 17. Autocampionatore in cui vengono inserite le capsule in stagno.

Prima di avviare l'analisi è sempre necessario tarare lo strumento determinando, tramite una specifica procedura, detta "tuning" (cioè "regolazione"), il valore migliore a cui posizionare l'intensità della corrente dell'elettromagnete, in modo da ottenere la migliore risposta dei segnali dei rivelatori. Considerato che questo valore è molto sensibile alle situazioni ambientali, si cerca di impostarlo in modo che piccole variazioni, durante il

processo di analisi, possano essere sopportare senza modificare eccessivamente i risultati.

Generalmente vengono utilizzate sia delle capsule vuote (dummy), dei campioni vuoti (bianco) e vengono poi utilizzati degli standard di riferimento.

I campioni da analizzare vengono generalmente intervallati dopo una prima sequenza come descritta sopra, a degli standard interni. Gli standard internazionali IAEA (International Atomic Energy Agency) utilizzati presso il laboratorio di Palermo sono IAEA-CH-6; IAEA-NO-3 e IAEA-N-2; la precisione, basata sulla deviazione standard degli standard interni, variava tra 0,10 e 0,19 ‰ per l'isotopo $\delta^{13}\text{C}$ e tra 0,02 e 0,08 ‰ per l'isotopo $\delta^{15}\text{N}$.

Un software specifico collegato allo strumento fornisce un grafico, le cui curve consentono all'operatore di capire se ci sono problemi nello strumento. Infine, fornisce i valori correlati di $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, % TOC, % TN.

I valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ sono stati ottenuti in parti per mille (‰) rispetto agli standard Vienna Pee Dee Belemnite (vPDB) e N_2 atmosferico, rispettivamente, secondo la seguente formula:

$$\delta^{13}\text{C} \text{ o } \delta^{15}\text{N}: [(R_{\text{campione}}/R_{\text{standard}}) - 1]10^3,$$

dove $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ o ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$

Prima di procedere con l'analisi degli isotopi stabili, generalmente viene rimosso, ove presente (es. esoscheletro dei crostacei), il carbonio inorganico dai campioni in quanto, essendo isotopicamente più pesante della maggior parte del carbonio di origine organica, potrebbe erroneamente evidenziare un aumento di $\delta^{13}\text{C}$ anche se di derivazione ambientale (Schlacher & Connolly, 2014). Il metodo più frequentemente utilizzato per la rimozione del carbonio inorganico prevede l'acidificazione mediante l'utilizzo di acido cloridrico (HCl) 1M (Komada, et al., 2008), (Versteegh, et al., 2011). Tuttavia, poiché questa procedura generalmente riduce la biomassa del campione, portando a una quantità insufficiente di materia disponibile per le analisi degli isotopi, e dal momento che alcuni autori hanno rilevato differenze trascurabili tra campioni acidificati e non acidificati (Rumolo, et al., 2018), in questo studio l'acidificazione è stata effettuata solo su campioni in cui la rimozione meccanica del tessuto risultava difficoltosa o non efficiente. La procedura consiste nell'aggiunta di acido cloridrico HCl 1M (83 ml di HCl puro - 37%- in 1L di acqua distillata) al campione di muscolo secco posto nelle provette Falcon. Questo procedimento, in presenza di carbonio, porterà alla formazione di bolle, l'assenza di bolle indica la rimozione completa di carbonio inorganico. Una volta terminata l'acidificazione i campioni sono stati nuovamente posti in stufa a

60 °C per 24 ore. Per ciascun campione posto in acido sono state preparate tre repliche per le successive analisi isotopiche.

È noto che i lipidi presenti nel campione possono alterare i valori di $\delta^{13}\text{C}$ (Post, et al., 2007), per questo motivo si può scegliere di effettuare l'estrazione dei lipidi per i campioni con un'alta concentrazione lipidica. Questo passaggio può però alterare i valori di $\delta^{15}\text{N}$ e diminuire la biomassa disponibile per l'analisi isotopica, per questo motivo i valori di $\delta^{13}\text{C}$ nei campioni con un rapporto carbonio/azoto superiore a 3, in accordo con Post et al. (2007), sono stati corretti secondo la seguente equazione:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{corretto}} = \delta^{13}\text{C}_{\text{noncorretto}} - 3.32 + 0.99 \text{ C/N}_{\text{campione}}$$

2.4 Trattamento statistico dei dati

2.4.1 Analisi dei dati di comunità

I dati delle specie bentoniche acquisiti a seguito della catalogazione dei campioni sono stati inseriti in TruSt, programma dedicato all'inserimento ed elaborazione di dati di *trawl survey* (<http://www.kosmosambiente.it/>). Tramite il medesimo programma sono stati calcolati gli indici di abbondanza e biomassa (N/km^2 e kg/km^2) standardizzati all'intera area campionata. Mediante l'utilizzo dei dati relativi ai campioni raccolti sono state costruite matrici di abbondanza e di

biomassa delle specie per ciascuna stazione, utilizzate per effettuare analisi multivariate ed univariate.

Entrambe le matrici utilizzate sono state trasformate logaritmicamente attraverso la formula $\log(X+1)$, per ridurre i contributi delle specie dominanti rispetto alle specie rare.

Una volta eseguito il pretrattamento dei dati, è stata realizzata una matrice triangolare di *resemblance*, basata sugli indici di abbondanza, con la distanza di Bray-Curtis, ed eseguite le analisi multivariate.

Inizialmente, è stata condotta una nMDS (non metric Multidimensional Scaling), che rappresenta i campioni come punti nello spazio: più vicini sono i punti, maggiore sarà la loro similarità, mentre punti distanti indicano che i campioni sono diversi. Dalle matrici di origine sono state quindi calcolate le somme di tutte le specie per ciascuna stazione e ad ogni stazione è stato associato il proprio *assemblage*, ovvero dei raggruppamenti all'interno dei quali sono presenti le stazioni che risultano essere più simili tra loro.

Partendo dall'analisi nMDS ed ottenuti i diversi *assemblage*, sono state eseguite le analisi di CLUSTER e il test SIMPROF o *Similarity Profile* (Clark, et al., 2008), che hanno permesso il raggruppamento delle stazioni simili tra loro, utilizzando il

metodo *group average*. Per definire i gruppi o *assemblage*, è stata considerata una similarità superiore al 40%, con la distanza di Bray-Curtis.

Il test PERMANOVA è stato realizzato creando un disegno di campionamento ad un fattore: “*assemblage*”, fisso con 12 livelli (le 12 sub-aree in cui è stato suddiviso il sub-bacino Adriatico centro-settentrionale).

Le differenze sono state valutate come significative per valori di $p < 0,05$; i valori sono stati ottenuti utilizzando un numero di permutazione pari a 9999, con un modello di permutazione detto “Unrestricted permutation of raw data”, usato quando viene preso in considerazione un solo fattore (Anderson et al.; 2008).

Per determinare, invece, quali fossero le specie che più rappresentavano ciascun *assemblage* e quali invece contribuissero alla dissimilarità tra i raggruppamenti, è stata effettuata l’analisi SIMPER (Clarke, 1993). Ancora una volta è stato utilizzato l’indice di similarità di Bray-Curtis che racchiude tutta l’informazione sulla struttura multivariata della matrice di abbondanza.

Sono state effettuate le analisi della varianza ANOVA (*several sample test*) sulla matrice di abbondanza trasformata, indicando come fattore gli *assemblage*. In primo luogo, è stato applicato il test di Levene per valutare l’omogeneità (omoschedasticità) delle varianze. Successivamente sono stati effettuati i confronti a coppie (*pairwise*) utilizzando il post-hoc test di Mann-Whitney.

Analogamente all'analisi di abbondanza delle specie, è stata condotta quella sulla matrice di biomassa trasformata, calcolando la somma totale delle biomasse di tutte le specie per ciascuna stazione, associate a ciascun *assemblage*. È stata eseguita un'analisi della varianza ANOVA (*several sample test*) indicando come fattore gli *assemblage*. Poiché nel caso della biomassa, i dati violavano le assunzioni dell'ANOVA, è stato utilizzato il test non parametrico di Kruskal-Wallis (K-W), il quale se significativo ($p < 0,05$) indica che almeno un campione domina stocasticamente un altro campione. Qualora il test K-W fosse risultato significativo, si procedeva con i confronti a coppie attraverso il *pairwise* test di Mann-Whitney e Dunn's post hoc. Sono stati poi calcolati gli indici di diversità e per ciascuno di essi è stata calcolata la media e la deviazione standard. Gli indici calcolati sono i seguenti:

- **d**: indice di Margalef calcolato utilizzando la formula:

$$\mathbf{d} = (\mathbf{S} - \mathbf{1})/\mathbf{log}(\mathbf{N})$$

In cui N è il numero totale di individui nel campione ed S è il numero totale di specie. Assume che gli individui siano omogeneamente distribuiti nell'area.

- **1-λ**: indice di Simpson o indice di dominanza; varia da 0 (tutti i *taxa* sono ugualmente presenti) a 1 (un *taxon* domina completamente la comunità).

La formula è:

$$D = \sum_i \left(\frac{n_i}{n}\right)^2$$

Dove n è il numero di campioni del *taxon* i.

Esprime la probabilità che due individui, presi in maniera casuale, appartengano alla stessa specie.

- **H'**: indice di Shannon; tiene conto del numero di campioni e del numero di *taxa*. Varia da 0 per comunità con un solo *taxon* a valori elevati per le comunità con molti *taxa*, ciascuna con pochi individui. La formula utilizzata è:

$$H' = - \sum_{j=1}^s p_j \log_e p_j$$

Assume che gli individui siano campionati in maniera casuale da una popolazione “indefinitamente ampia”, e che tutte le specie della comunità abbiano la stessa probabilità di essere rappresentate nel campione.

- **J'**: indice di Pielou o di *evenness* (equitabilità), si calcola dividendo l'indice di Shannon per il logaritmo del numero di *taxa*, secondo la formula:

$$J' = H' / H_{\max} = H' / \ln S$$

Dove H_{\max} corrisponde alla stessa abbondanza per tutte le specie.

Esso esprime quanto in una comunità gli individui sono equamente distribuiti (o meno) tra le diverse specie che la compongono.

Le specie che sono risultate contribuire maggiormente alla costituzione degli *assemblage* sono state successivamente selezionate per il prelievo dei campioni di tessuto muscolare per le analisi isotopiche al fine di ricostruire la rete trofica.

Per chiarire le relazioni tra la componente biotica e le variabili ambientali è stata eseguita la *Canonical Correspondence Analysis* o CCA, in cui sono stati messi in relazione con la matrice di abbondanza, trasformata con distanza di Bray-Curtis, quattro parametri ambientali quali: profondità, granulometria, latitudine e longitudine. La CCA è un esempio di analisi diretta del gradiente, in cui le variabili sono conosciute *a priori* e l'abbondanza delle specie è considerata in risposta a questo gradiente (Legendre & Legendre, 1998). Per trovare le relazioni fondamentali tra i fattori ambientali considerati e l'abbondanza, è stato utilizzato il *Partial Least Squares* o PLS su matrice triangolare trasformata secondo la distanza euclidea.

2.4.2 *Analisi dei dati isotopici*

Per identificare la struttura trofica delle specie dominanti le comunità megazoobentoniche di fondo mobile del bacino Adriatico centro-settentrionale, è stata effettuata l'analisi CLUSTER sui valori isotopici medi delle specie, al fine di determinarne il gruppo trofico, o TF, di appartenenza, assegnato anche tenendo conto della letteratura (Mancinelli, et al., 1998).

Successivamente è stato quindi eseguito il test PERMANOVA (*main test e pairwise comparisons*) ad un fattore fisso “gruppo trofico-TG”, con 5 livelli, corrispondenti ai cinque gruppi trofici in cui sono risultati essere suddivisi le specie presenti.

Di seguito, al fine di determinare se vi fossero differenze significative nella struttura trofica delle comunità tra i diversi assemblage identificati dall'analisi previa condotta sulle comunità, è stato effettuato un test PERMANOVA, considerando un disegno a due fattori: TG, fisso con due livelli, ottenuti semplificando la struttura trofica e considerando solo due gruppi trofici ovvero CP, consumatori primari (inclusivo di depositivori e sospensivori), e CS, consumatori secondari (comprensivo di onnivori, carnivori e *scavenger*), e *assemblage*, fisso con 8 livelli, corrispondente agli assemblage identificati in precedenza ma da cui sono stati eliminati i raggruppamenti in cui non venivano

rappresentati entrambi i gruppi trofici considerati. La semplificazione della struttura trofica delle comunità è stata resa possibile poiché il test PERMANOVA, effettuato sul disegno precedente ad un fattore (TG), non ha mostrato differenze significative (si veda paragrafo 3.) tra sospensivori e detritivori, e tra carnivori, onnivori e *scavenger*.

In questo caso, il metodo di permutazione utilizzato è stato “Permutation of residuals under a reduced model”, usato quando viene preso in considerazione più di un fattore (Anderson, et al.; 2008).

Sul fattore risultato significativo in base alla PERMANOVA, è stata eseguita la CAP (Canonical Analysis of Principal coordinates) (Anderson, et al., 2008) al fine di visualizzare la separazione tra i campioni sulla base di fattori putativi lungo i due assi.

Tutte le analisi sono state condotte utilizzando i software PRIMER6 & PERMANOVA+ (Clarke & Gorley, 2008; Anderson, et al., 2008) e PAST (PAleontological STatistics v4.06).

Capitolo terzo

RISULTATI

3.1. *Analisi dell'abbondanza e della biomassa delle comunità megazoobentoniche*

Dall'analisi nMDS condotta sulla matrice di abbondanza trasformata sono emersi 12 *assemblage* totali, associati con una similarità del 40% (fig. 18). L'*assemblage* “j” comprende un alto numero di stazioni, così come anche “h”, “d” e “c”; mentre le stazioni 71 e 45 si separano chiaramente dalle altre.

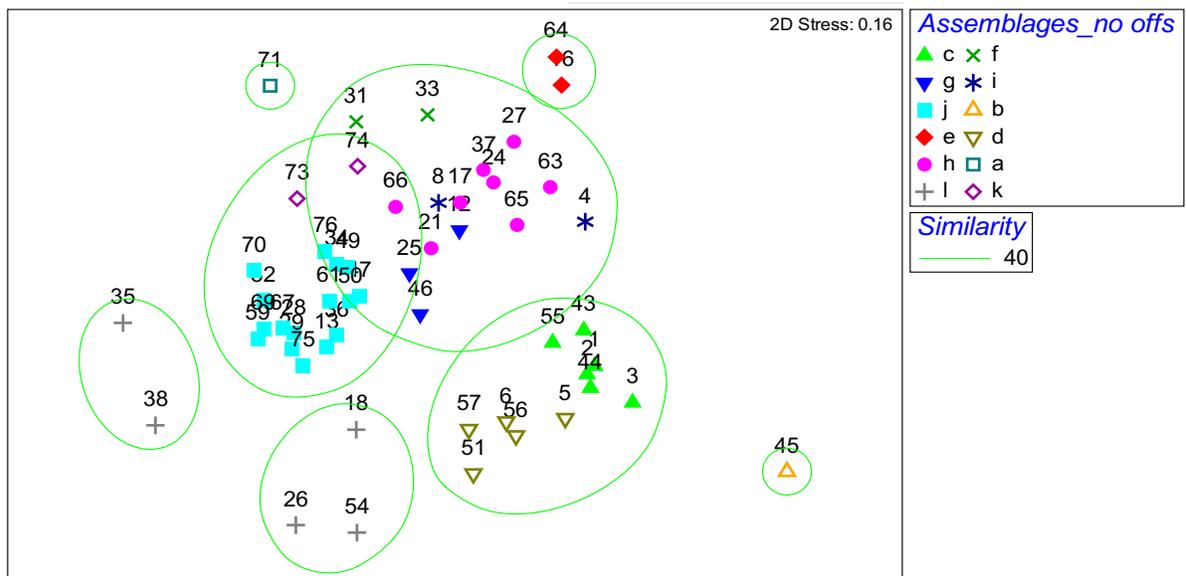


Figura 18. Output grafico dell'analisi nMDS su dati di abbondanza di 57 stazioni all'interno della GSA17.

L'analisi Cluster ha evidenziato come le stazioni 71 e 45 risultano distaccarsi enormemente dalle altre, con una similarità molto inferiore al 40% (fig. 19). Il SIMPROF test mostra, come alcuni *assemblage* risultano essere più simili tra loro rispetto ad altri. L'*assemblage* "c" risulta essere molto simile all'*assemblage* "d" mentre, gli *assemblage* "f", "g", "h", "i", e "j" si associano con una similarità superiore al 40%. In particolar modo, si nota come gli *assemblage* "g" e "h" mostrino una similarità maggiore, a seguire gli *assemblage* "i" ed "f" ed infine, le stazioni appartenenti agli *assemblage* "j" e "k" che risultano essere simili tra loro, ma maggiormente distaccati rispetto al resto del gruppo. L'*assemblage* "l" si discosta di molto dagli altri. Si notano quindi separazioni significative, in accordo ai risultati del SIMPROF test, degli *assemblage* "a" e "b" indicate graficamente con linea nera, mentre le linee rosse indicano separazioni non significative.

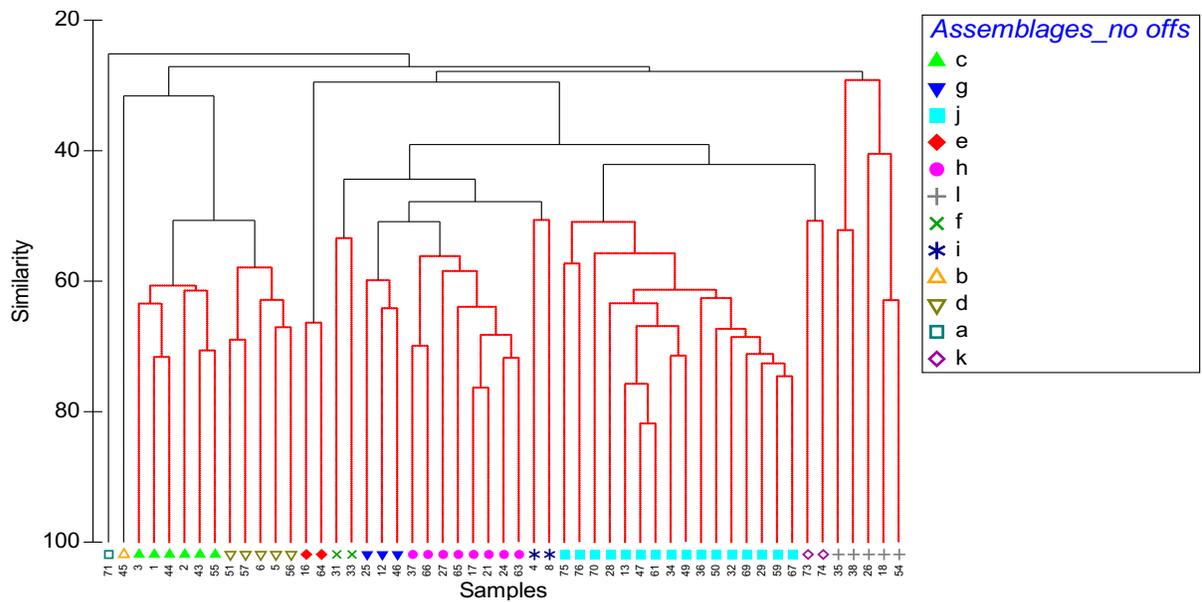


Figura 19. Output grafico dell’analisi di Cluster e SIMPROF test condotta su matrice di abbondanza trasformata. Le linee nere indicano le stazioni che si discostano dalle altre con una similarità inferiore al 40%.

L’analisi PERMANOVA mostra come il fattore “*assemblage*” sia altamente significativo (tab. 3a). Dal pairwise comparison test emerge come la quasi totalità degli *assemblage* siano significativamente differenti, ad esclusione degli *assemblage* c-i; d-i; e-f; e-g; e-i; e-k; f-g; f-k; g-i; g-k; h-i; i-k che invece non mostrano una differenza significativa (tab, 3-b).

Tabella 3. PERMANOVA main test (a) e pairwise (b) condotto sul fattore “assemblage”. Ns= non significativo

a)			
	Total sum of squares:		21,02
	Within-group sum of squares:		11,71
	F:		3,50
	p (same):		0,0001

b)			
Groups	P value	Groups	P value
c-d	0,001	e-k	Ns
c-e	0,03	e-l	0,04
c-f	0,03	f-g	Ns
c-g	0,01	f-h	0,02
c-h	0,0009	f-i	Ns
c-i	Ns	f-j	0,01
c-j	0,0001	f-k	Ns
c-k	0,03	f-l	0,04
c-l	0,002	g-h	0,02
d-e	0,04	g-i	Ns
d-f	0,04	g-j	0,004
d-g	0,03	g-k	Ns
d-h	0,001	g-l	0,01
d-i	Ns	h-i	Ns
d-j	0,0001	h-j	0,0001
d-k	0,04	h-k	0,02
d-l	0,02	h-l	0,0007
e-f	Ns	i-j	0,006
e-g	Ns	i-k	Ns
e-h	0,02	i-l	0,04
e-i	Ns	j-k	0,02
e-j	0,007	j-l	0,0001
		k-l	0,04

I risultati dell’analisi dell’abbondanza totale nelle macroaree della GSA17 sono riportati come media delle somme delle abbondanze per ciascun *assemblage* e

relativa deviazione standard (fig. 20).

Il valore medio dell'indice di abbondanza ha mostrato valori maggiori in corrispondenza degli *assemblage* "d" ed "h", seguiti da "c" ed "i", sebbene con una deviazione standard molto alta.

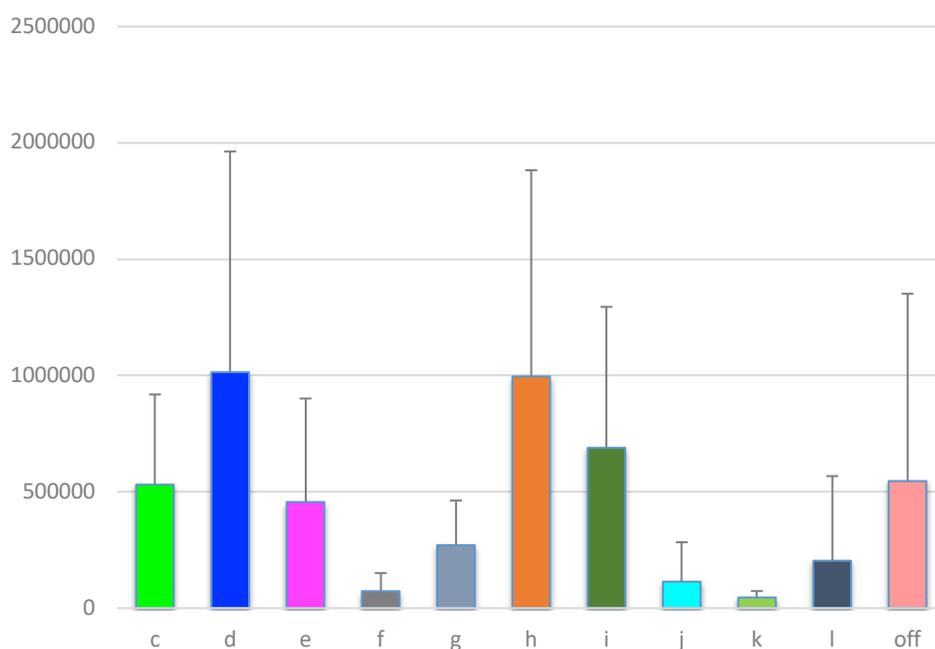


Figura 20. Distribuzione dell'abbondanza media (e DS) nei diversi *assemblage* all'interno dell'area GSA17.

La localizzazione di ciascun *assemblage* all'interno dell'area GSA17 è mostrata nella mappa in figura 21.

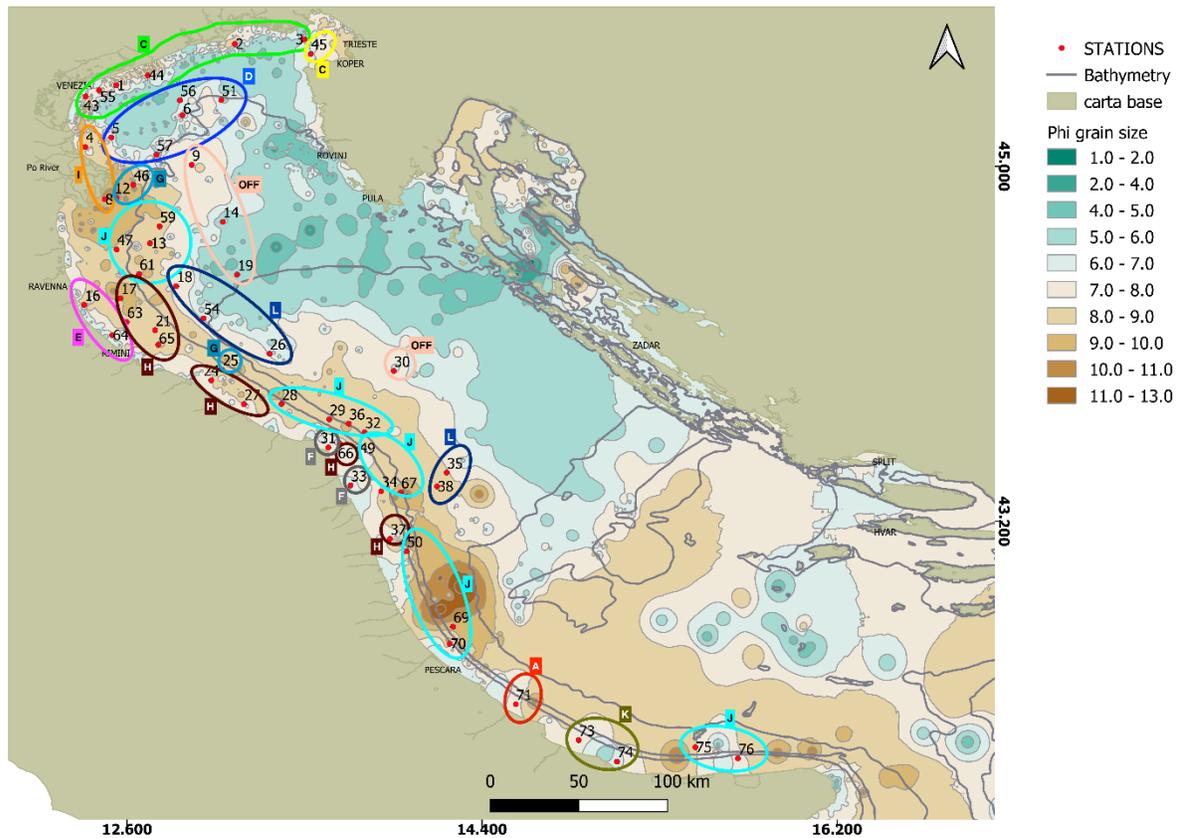


Figura 21. Distribuzione geografica dei 12 *assemblage* identificati con l'analisi di ridimensionamento multidimensionale non metrico o nMDS, effettuata su matrice trasformata di abbondanza.

Dall'analisi SIMPER è stata valutata la media di similarità per ogni stazione e la media di dissimilarità tra stazioni diverse. L'*assemblage* con una media di similarità maggiore è risultato il "e" con un valore pari al 66,3%, in cui le specie più rappresentative sono state *Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906), *Bolinus brandaris* (Linnaeus, 1758), *Liocarcinus vernalis* (Risso, 1827), *Anadara*

transversa (Say, 1822), *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) ed *Hexaplex trunculus* (Linnaeus, 1758) (tab. 4).

Tabella 4. Percentuale media di similarità e specie maggiormente rappresentative nell'*assemblage* c secondo l'analisi SIMPER.

Group e		Average similarity: 66.33		
Species	Av. Abund	Av. Sim	Contrib %	Cum. %
<i>Anadara kagoshimensis</i>	12,33	14,86	22,4	22,4
<i>Bolinus brandaris</i>	10,2	12,31	18,56	40,97
<i>Liocarcinus vernalis</i>	8,75	11,06	16,67	57,64
<i>Anadara transversa</i>	9,9	10,15	15,3	72,94
<i>Rapana venosa</i>	7,66	9,23	13,92	86,86
<i>Hexaplex trunculus</i>	8,35	8,72	13,14	100

Group c		Average similarity: 62.51		
Species	Av. Abund	Av.Sim	Contrib %	Cum.%
<i>Bolinus brandaris</i>	11,44	5,86	9,37	9,37
<i>Astropecten irregularis</i>	11,21	5,38	9,33	18,7
<i>Ocnus planci</i>	9,87	5,03	8,04	26,74
<i>Psammechinus microtuberculatus</i>	10,47	4,85	7,76	34,5

Group g	Average similarity:			
	61.25			
Species	Av. Abund	Av. Sim	Contrib %	Cum. %
<i>Bolinus brandaris</i>	10,73	6,87	11,22	11,22
<i>Aporrhais pespelecani</i>	10,87	6,47	10,56	21,78
<i>Astropecten irregularis</i>	8,51	4,97	8,11	29,89
<i>Hexaplex trunculus</i>	7,32	4,74	7,74	37,63
<i>Medorippe lanata</i>	6,93	4,35	7,1	44,73
<i>Anadara kagoshimensis</i>	6,74	4,22	6,89	51,61
<i>Ova canalifera</i>	7,32	4,22	6,89	58,5
<i>Goneplax rhomboides</i>	7,17	4,2	6,85	65,35
<i>Ophiura ophiura</i>	7,5	4,08	6,67	72,02
<i>Virgularia mirabilis</i>	7,27	3,73	6,08	78,11
<i>Naticarius stercusmuscarum</i>	6,07	2,96	4,84	82,95
<i>Anadara transversa</i>	5,36	2,01	3,28	86,22
<i>Tritia nitida</i>	4,79	1,38	2,25	88,47
<i>Paraleptopentacta elongata</i>	5,09	1,36	2,23	90,7

Group j	Average similarity:			
	60.18			
Species	Av. Abund	Av. Sim	Contrib %	Cum. %
<i>Aporrhais pespelecani</i>	8,36	7,56	12,56	12,56
<i>Turritellinella tricarinata</i>	9,16	7,37	12,25	24,81
<i>Goneplax rhomboides</i>	8,05	7,34	12,2	37,02
<i>Liocarcinus depurator</i>	8,22	7,2	11,96	48,97
<i>Astropecten irregularis</i>	7,31	5,83	9,68	58,65
<i>Bolinus brandaris</i>	6,52	5,41	8,99	67,64
<i>Medorippe lanata</i>	6,36	5,06	8,4	76,05
<i>Paraleptopentacta elongata</i>	5,31	3,18	5,28	81,33
<i>Brissopsis atlantica mediterranea</i>	5,29	2,93	4,87	86,19
<i>Paraleptopentacta tergestina</i>	3,75	1,61	2,67	88,86
<i>Ostrea edulis</i>	2,82	1,36	2,26	91,13

Group h		Average similarity:		
		61.14		
Species	Av. Abund	Av. Sim	Contrib %	Cum. %
<i>Anadara transversa</i>	12,48	7,82	12,79	12,79
<i>Bolinus brandaris</i>	10,54	6,8	11,12	23,91
<i>Astropecten irregularis</i>	9,91	6,09	9,97	33,88
<i>Anadara kagoshimensis</i>	9,06	5,51	9,02	42,9
<i>Ostrea edulis</i>	8,34	5,44	8,89	51,79
<i>Aporrhais pespelecani</i>	8,57	4,97	8,13	59,92
<i>Hexaplex trunculus</i>	8,34	4,94	8,07	67,99
<i>Goneplax rhomboides</i>	7,83	4,32	7,06	75,05
<i>Ophiura ophiura</i>	7,3	3,17	5,19	80,24
<i>Varicorbula gibba</i>	6,42	2,29	3,74	83,98
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	5,05	1,86	3,04	87,02
<i>Naticarius stercusmuscarum</i>	4,56	1,56	2,56	89,57
<i>Tethys fimbria</i>	4,01	1,12	1,83	91,41

Group l		Average similarity:		
		37.09		
Species	Av. Abund	Av. Sim	Contrib %	Cum. %
<i>Liocarcinus depurator</i>	9,92	11,2	30,2	30,2
<i>Turritellinella tricarinata</i>	6,73	4,39	11,83	42,03
<i>Bolinus brandaris</i>	4,38	3,29	8,87	50,9
<i>Galeodea echinophora</i>	3,06	2,47	6,65	57,55
<i>Ocnus planci</i>	4,41	1,97	5,32	62,88
<i>Aspidosiphon (Aspidosiphon) muelleri muelleri</i>	5,46	1,94	5,23	68,11
<i>Astropecten irregularis</i>	4,01	1,82	4,9	73
<i>Solenocera membranacea</i>	3,41	1,69	4,55	77,55
<i>Brissopsis atlantica mediterranea</i>	3,83	1,43	3,87	81,42
<i>Ostrea edulis</i>	2	1,11	3	84,42
<i>Acanthocardia paucicostata</i>	2,74	1,08	2,9	87,32
<i>Aporrhais pespelecani</i>	2,71	0,79	2,12	89,45
<i>Goneplax rhomboides</i>	2,57	0,79	2,12	91,57

Group f **Average similarity:**
53.37

Species	Av. Abund	Av. Sim	Contrib %	Cum. %
<i>Astropecten irregularis</i>	9,74	10,08	18,89	18,89
<i>Liocarcinus vernalis</i>	7,37	7,86	14,73	33,62
<i>Ophiura ophiura</i>	8,13	6,85	12,84	46,45
<i>Anadara transversa</i>	6,86	6,5	12,18	58,63
<i>Anadara kagoshimensis</i>	5,27	5,35	10,03	68,66
<i>Aporrhais pespelecani</i>	4,82	4,37	8,19	76,86
<i>Goneplax rhomboides</i>	5,57	4,37	8,19	85,05
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	7,63	4,37	8,19	93,25

Group i **Average similarity:**
50.59

Species	Av. Abund	Av. Sim	Contrib %	Cum. %
<i>Bolinus brandaris</i>	11,63	7,61	15,04	15,04
<i>Hexaplex trunculus</i>	9,94	6,41	12,66	27,7
<i>Tritia nitida</i>	9,41	6,09	12,05	39,75
<i>Carcinus aestuarii</i>	8,51	5,52	10,91	50,65
<i>Tritia mutabilis</i>	8,86	5,37	10,62	61,28
<i>Anadara kagoshimensis</i>	8,63	5,22	10,32	71,6
<i>Astropecten irregularis</i>	9,58	5,18	10,24	81,84
<i>Aporrhais pespelecani</i>	9,63	4,73	9,36	91,2

Group d	Average similarity: 60.89				
	Species	Av. Abund	Av. Sim	Contrib %	Cum. %
	<i>Ocnus planci</i>	10,35	4,84	7,94	7,94
	<i>Bolinus brandaris</i>	9,9	4,83	7,94	15,88
	<i>Astropecten irregularis</i>	9,79	4,6	7,55	23,43
	<i>Liocarcinus depurator</i>	9,74	4,48	7,35	30,78
	<i>Paguristes eremita</i>	9,38	4,28	7,03	37,81
	<i>Medorippe lanata</i>	8,57	4,07	6,68	44,5
	<i>Suberites domuncula</i>	7,89	3,85	6,32	50,81
	<i>Turritellinella tricarinata</i>	10,27	3,65	5,99	56,81
	<i>Gracilipurpura rostrata</i>	7,93	2,96	4,86	61,66
	<i>Pecten jacobaeus</i>	5,84	2,75	4,51	66,17
	<i>Aphrodita aculeata</i>	7,15	2,61	4,29	70,46
	<i>Calliactis parasitica</i>	7,66	2,58	4,24	74,7
	<i>Ostrea edulis</i>	5,4	2,49	4,08	78,78
	<i>Hexaplex trunculus</i>	5,01	1,57	2,58	81,36
	<i>Psammechinus microtuberculatus</i>	6,14	1,36	2,23	83,59
	<i>Aporrhais pespelecani</i>	5,68	1,3	2,13	85,73
	<i>Ophiothrix fragilis</i>	5,9	1,22	2	87,73
	<i>Mimachlamys varia</i>	5,46	1,13	1,86	89,58
	<i>Pagurus excavatus</i>	4,67	1,12	1,83	91,42

Group k	Average similarity: 50.72				
	Species	Av. Abund	Av. Sim	Contrib %	Cum. %
	<i>Astropecten irregularis</i>	9,85	8,42	16,59	16,59
	<i>Bolinus brandaris</i>	7,76	6,26	12,34	28,93
	<i>Ostrea edulis</i>	7,52	5,96	11,74	40,68
	<i>Ostrea stentina</i>	7,56	5,41	10,66	51,33
	<i>Pagurus anachoretus</i>	6,17	5,26	10,36	61,7
	<i>Aporrhais pespelecani</i>	7,27	5,14	10,14	71,84
	<i>Anadara transversa</i>	6,16	4,76	9,39	81,22
	<i>Goneplax rhomboides</i>	7,09	4,76	9,39	90,61

L'indice di Shannon o indice di ricchezza in specie (H') aumenta negli *assemblage* “c”, “d”, “g”, ed “i” e “k” (fig. 22), in cui è stato visto un aumento della ricchezza in specie ed un'equipartizione di comunità, ovvero il grado di omogeneità con cui gli individui sono distribuiti nelle varie specie che compongono una comunità.

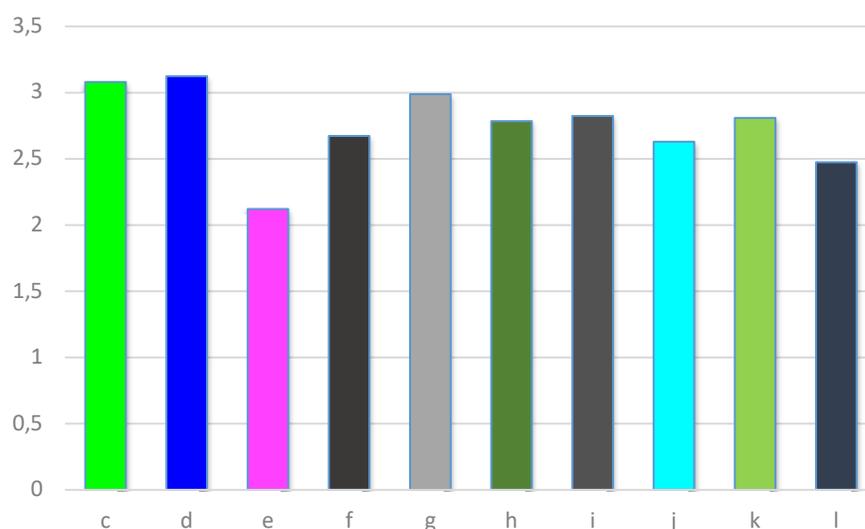


Figura 22. Rappresentazione grafica dell'indice di Shannon (H') nei diversi assemblage.

Il test di Levene ha restituito un $p > 0.05$, pertanto le varianze risultano omogenee (tab. 5).

Tabella 5. Test di Levene per medie e mediane applicato alla matrice di abbondanza trasformata.

	p (same):
Levene's test for homogeneity of variance, from means	0,39
Levene's test, from medians	0,64

È stata quindi effettuata un'analisi non parametrica della varianza mediante il test di Kruskal-Wallis per le mediane, che ha restituito un valore di p altamente significativo ($p=0,001$) (tab. 6).

Tabella 6. Test Kruskal-Wallis non parametrico per le mediane

Kruskal-Wallis test for equal medians	
H (chi2):	28,24
Hc (tie corrected):	28,24
p (same):	0,001

Per valutare quali gruppi differissero tra loro è stato effettuato un confronto a coppie (*pairwise*) utilizzando il post-hoc test Mann-Whitney, il quale ha mostrato una significativa differenza tra gli *assemblage* c-j ($p=0,001$), d-g ($p=0,036$); d-J ($p=0,003$), h-j ($p=0,0004$); h-l ($p=0,023$), i-j ($p=0,04$) (tab. 7).

Tabella 7. Confronto pairwise mediante il test post-hoc Mann-Whitney. Ns=non significativo.

Groups	p value	Groups	p value
c-d	Ns	e-k	Ns
c-e	Ns	e-l	Ns
c-f	Ns	f-g	Ns
c-g	Ns	f-h	Ns
c-h	Ns	f-i	Ns
c-i	Ns	f-j	Ns
c-j	0,001	f-k	Ns
c-k	Ns	f-l	Ns
c-l	Ns	g-h	Ns
d-e	Ns	g-i	Ns
d-f	Ns	g-j	Ns
d-g	0,03	g-k	Ns
d-h	Ns	g-l	Ns
d-i	Ns	h-i	Ns
d-j	0,002	h-j	0,0004
d-k	Ns	h-k	Ns
d-l	Ns	h-l	0,02
e-f	Ns	i-j	0,04
e-g	Ns	i-k	Ns
e-h	Ns	i-l	Ns
e-i	Ns	j-k	Ns
e-j	Ns	j-l	Ns
		k-l	Ns

L'analisi nMDS effettuata sulla matrice trasformata di biomassa ha identificato un numero maggiore di *assemblage* (15 *assemblage*). Anche la loro localizzazione geografica è risultata essere leggermente differente da quella risultata dai dati di abbondanza (fig. 23).

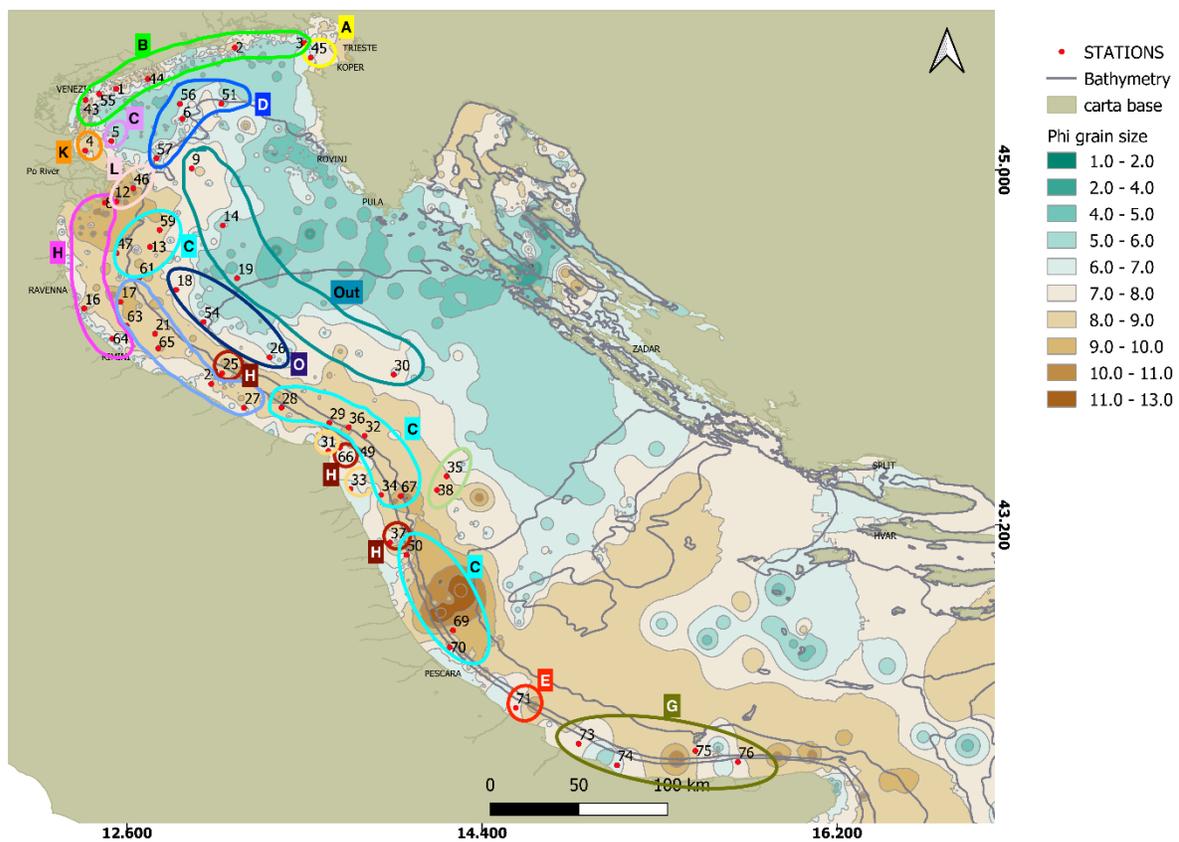


Figura 23. Distribuzione geografica dei 15 assemblage identificati mediante l'analisi di ridimensionamento multidimensionale non metrico o nMDS, effettuata su matrice trasformata di biomassa.

I dati di biomassa hanno mostrato valori medi più elevati in corrispondenza dell'assemblage “j”, sebbene con una deviazione standard molto alta, e valori minimi per i gruppi “g” ed “m” (fig. 24).

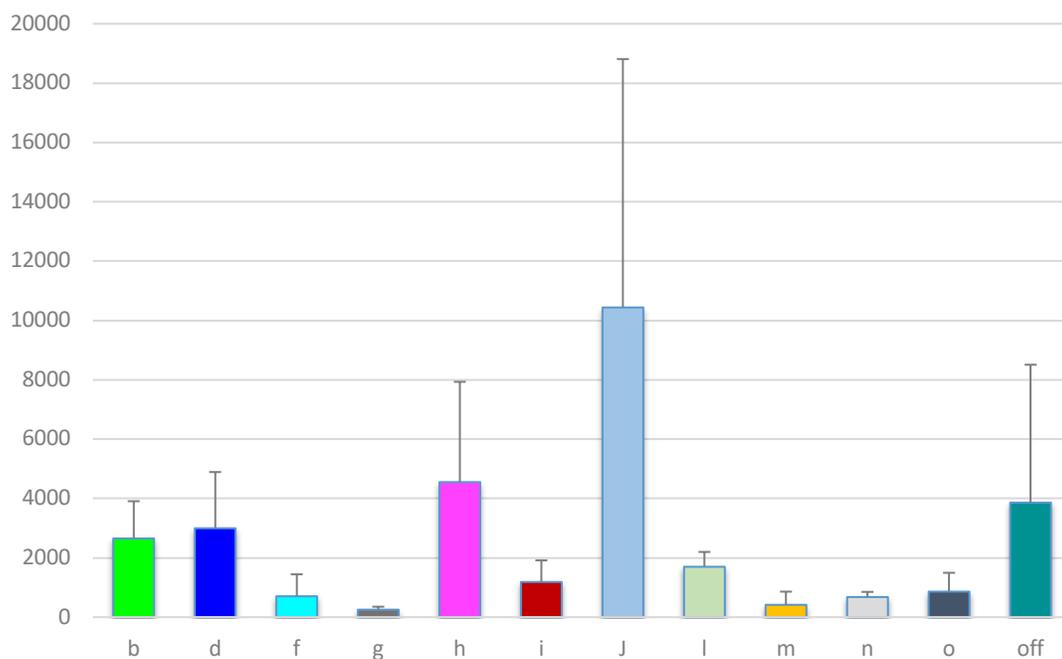


Figura 24. Distribuzione della biomassa media nei diversi *assemblage* all'interno dell'area GSA17.

Il test di Levene ha riportato un risultato altamente significativo, sia per le medie ($p=0,0001$), sia per le mediane ($p=0,002$), pertanto le varianze non sono omogenee (tab. 8).

Tabella 8. Risultati test ANOVA (a) e Levene (b) effettuati su matrice di biomassa trasformata.

a)	Source	SQRS	MS	F	p (same)
	Between groups:	11,0762	1,00692	7,089	1,46E-06
	Within groups:	5,82383	0,142045		
	Total:	16,9	1,00E-05		

b)	Source	p(same)
	means	0,0001398
	medians	0,002341

Sono stati effettuati i confronti a coppie (*pairwise*) mediante il test di Tukey, da cui è emerso una significatività tra gli assemblage b-f ($p=0,021$); b-g ($p=0,008$); d-g ($p=0,01$); f-h ($0,02634$); f-j ($p=3,87E-06$); g-h ($p=0,008$); g-j ($p= 1,19E-05$); j-m ($p=0,001$); j-n ($p=0,046$); j-o ($p= 0,01507$) (tab. 9).

Tabella 9. Test pairwise di Turkey. Ns= non significativo.

Groups	p value	Groups	p value
b-d	Ns	f-o	Ns
b-f	0,02	g-h	0,007
b-g	0,008	g-i	Ns
b-h	Ns	g-j	1,19E-05
b-i	Ns	g-l	Ns
b-j	Ns	g-m	Ns
b-l	Ns	g-n	Ns
b-m	Ns	g-o	Ns
b-n	Ns	h-i	Ns
b-o	Ns	h-j	Ns
d-f	Ns	h-l	Ns
d-g	0,01	h-m	Ns
d-h	Ns	h-n	Ns
d-i	Ns	h-o	Ns
d-j	Ns	i-j	Ns
d-l	Ns	i-l	Ns
d-m	Ns	i-m	Ns
d-n	Ns	i-n	Ns
d-o	Ns	i-o	Ns
f-g	Ns	j-l	Ns
f-h	0,02	j-m	0,001
f-i	Ns	j-n	0,04
f-j	3,87E-06	j-o	0,01

f-l	Ns	l-m	Ns
f-m	Ns	l-n	Ns
f-n	Ns	l-o	Ns
m-o	Ns	m-n	Ns
n-o	Ns		

3.2. Correlazione tra i dati biologici e le variabili ambientali nell'area di studio

L'analisi della correlazione canonica o CCA (fig. 25) ha mostrato come alcuni *assemblage* siano correlati ad un parametro ambientale piuttosto che ad un altro. Dalla distanza dall'origine delle frecce verdi si nota, infatti, che la variabile profondità è quella che maggiormente caratterizza la distribuzione delle stazioni. Gli *assemblage* che vengono influenzati maggiormente da questa variabile sono j (punti in azzurro) ed l (barre blu).

Il secondo parametro è la granulometria (Phi class), e gli *assemblage* che sono maggiormente influenzati da questa variabile sono h (ovali marroni) e g (croce celeste). La longitudine e la latitudine infine sembrano influire in misura minore sulla distribuzione dei raggruppamenti.

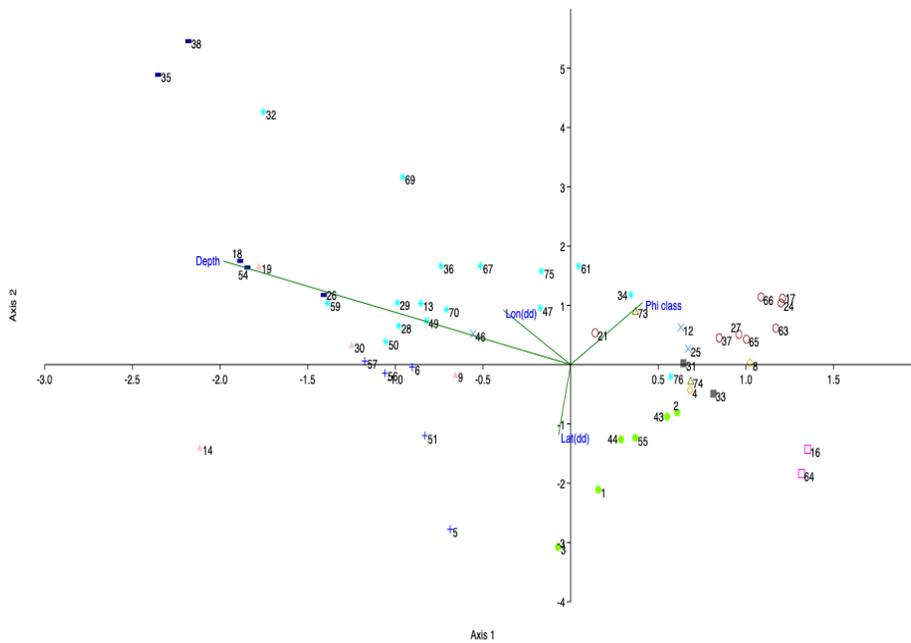


Figura 25. Output grafico dell'analisi di correlazione canonica o CCA. I colori rappresentano i diversi assemblage; le linee rappresentano le quattro variabili considerate: profondità, phi class (granulometria), latitudine e longitudine; il verso della freccia indica la direzione della relazione tra le variabili e l'analisi multivariata

Dall'analisi delle componenti principali o PLS è emerso che non c'è una correlazione significativa tra le 4 variabili e la matrice trasformata di abbondanza (tab. 10).

Tabella 10. Analisi di correlazione PLS tra le 4 variabili ambientali e la matrice trasformata di abbondanza

Variable	Sing.val.	% covar	Perm.p
Depth	29.45	61.13	0.12
Phi class	19.41	26.55	0.52
Lon	12.18	10.46	0.98
Lat	0.51	1.85	0.80

3.3 Struttura trofica delle comunità megazoobentoniche dell'Adriatico centro-settentrionale

Per lo studio dell'ecologia trofica sono state selezionate le specie più rappresentative di ogni stazione, identificate precedentemente mediante analisi SIMPER. In accordo con Mancinelli, et al. (1998), ogni specie è stata assegnata ad gruppo trofico. Sono stati quindi considerati i valori isotopici medi delle specie presenti negli *assemblage*. In generale i valori di $\delta^{15}\text{N}$ variavano tra 4.2‰ in *Trachythione elongata* e 12.7‰ in *Carcinus estuarii*, mentre quelli di $\delta^{13}\text{C}$ da -22.2‰ in *Ocnus planci* a -15.2‰ in *Liocarcinus vernalis* (tab. 11).

Tabella 11. Valori isotopici medi (e deviazione standard) e rapporto C/N, delle specie del megazoobenthos di fondo mobile dominanti nel bacino Adriatico centro-settentrionale. N= numero di individui analizzati; TG=gruppo trofico di appartenenza in accordo a Mancinelli et al. (2008).

Specie	$\delta^{15}\text{N}$	DS	$\delta^{13}\text{C}$	DS	N	TG
<i>Aphrodite aculeata</i>	10,77	0,70	-20,60	0,70	3	CS
<i>Anadara demiri</i>	8,11	0,75	-19,26	0,75	18	CP
<i>Anadara kagoshimensis</i>	8,53	0,48	-18,79	0,483	21	CP
<i>Astropecten irregularis</i>	8,79	0,93	-18,53	0,93	17	CS
<i>Carcinus aestuarii</i>	12,05	1,03	-15,97	1,03	3	CS
<i>Medorippe lanata</i>	10,59	0,86	-17,41	0,86	15	CS
<i>Goneplax rhomboides</i>	10,15	0,74	-17,98	0,74	17	CS
<i>Liocarcinus depurator</i>	11,05	0,62	-18,26	0,62	26	CS
<i>Liocarcinus vernalis</i>	10,87	1,08	-17,38	1,08	6	CS
<i>Mimachlamys varia</i>	7,27	0,03	-19,77	0,03	3	CP
<i>Nassarius mutabilis</i>	11,37	0,84	-18,43	0,87	6	CS
<i>Ocnus plancii</i>	6,40	1,37	-21,67	1,37	3	CP
<i>Paguristes eremita</i>	11,45	0,46	-18,18	0,46	6	CS
<i>Pilumnus hirtellus</i>	10,40	0,83	-18,70	0,80	3	CS
<i>Trachythyone elongata</i>	4,97	0,35	-19,20	0,35	3	CP

L'analisi cluster ha permesso di identificare tre principali gruppi trofici (fig. 26), un primo gruppo rappresentato dai depositori (DF): *Ocnus planci* (OPLA) e *Trachythyone elongata* (TELO), un secondo gruppo caratterizzato dai sospensivori (SF): *Anadara demiri* (ADEM), *Mimachlamys varia* (MVAR) e *Anadara kagoshimensis* (AKAG) e un terzo gruppo comprensivo di carnivori (C), onnivori (O) e scavenger (S): *Astropecten irregularis* (AIRR), *Carcinus aestuarii* (CAES), *Pilumnus hirtellus* (PHIR), *Goneplax rhomboides* (GHRO), *Medorippe Lanata* (DLAN), *Liocarcinus vernalis* (LVER), *Liocarcinus depurator* (LDEP),

Nassarius mutabilis (NMUT), *Paguristes eremita* (PERE) e *Aphrodite aculeata* (AACU). A questa struttura trofica ben organizzata e consistente con l'assegnazione fatta *a priori*, sulla base dei dati di letteratura, fa eccezione *Astropecten irregularis* (AIRR), che pur essendo una specie carnivora, clusterizza con i sospensivori.

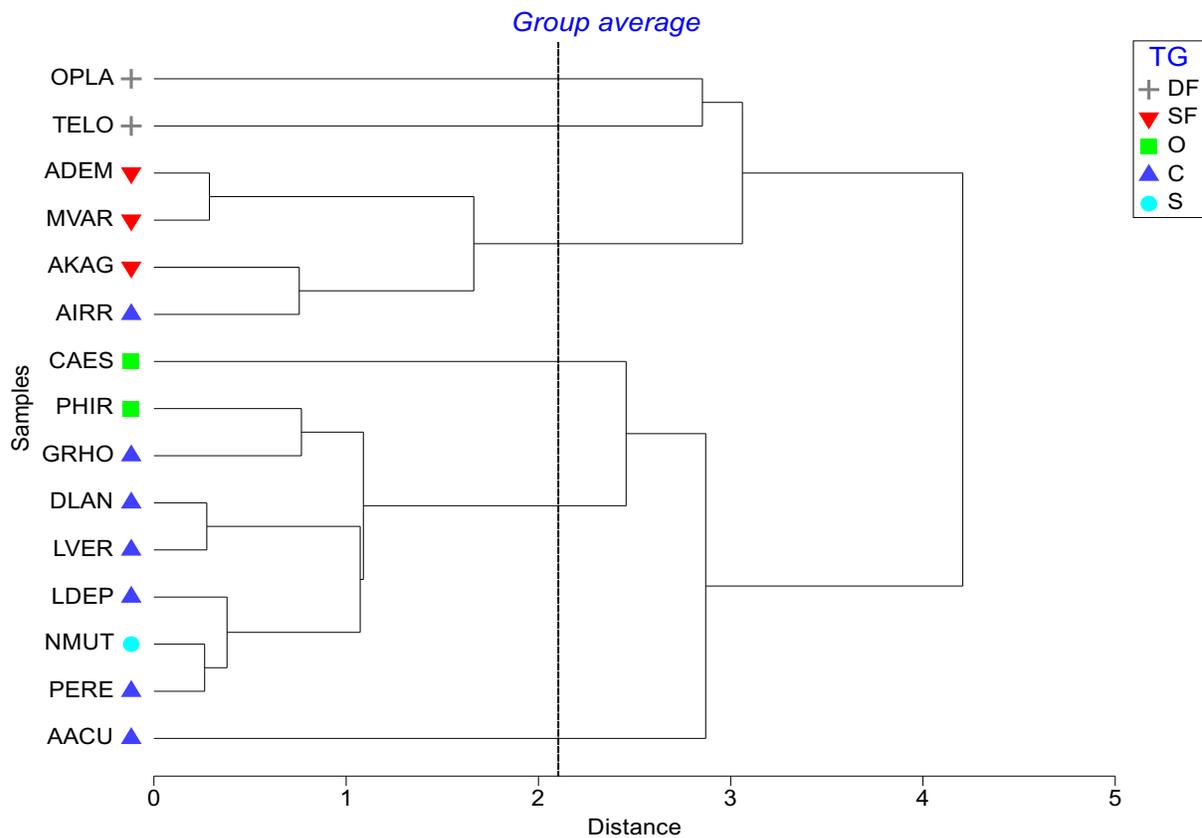


Figura 26. Rappresentazione grafica della struttura trofica delle specie dominanti le comunità megabentoniche di fondo mobile della GSA17, definita in base alla composizione isotopica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$). DF deposivori, SF sospensivori, O onnivori, C carnivori ed S scavenger. Le specie riportate sono: *Ocnus planci* (OPLA), *Trachythyone elongata* (TELO), *Anadara demiri* (ADEM); *Mimachlamys varia* (MVAR); *Anadara kagoshimensis* (AKAG); *Astropecten irregularis* (AIRR); *Carcinus aestuari* (CAES); *Pilumnus shirellus* (PHIR); *Goneplax rhomboides* (GRHO); *Medorippe Lanata* (DLAN); *Liocarcinus vernalis* (LVER); *Liocarcinus depurator* (LDEP); *Nassarius mutabilis* (NMUT); *Paguristes eremita* (PERE); *Aphrodite aculeata* (AACU). La distanza riportata è di 2.1

L'analisi PERMANOVA ad una via, mostra che il fattore gruppo trofico o TG è altamente significativo ($p < 0,001$) (tab. 12a).

Il confronto a coppie (*pairwise*) evidenzia quali gruppi differiscono significativamente fra di loro: i carnivori dai sospensivori ($p=0,008$) e dai detritivori ($p=0,026$) (tab. 12b).

Tabella 12. Risultati dell'analisi PERMANOVA per il fattore trophic group (a) main test, (b) pairwise test. TG: Gruppo trofico; C: Carnivori; SF: Sospensivori; O: Onnivori ; S: Scavenger; DF: Deposivori

a)	Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
	TG	4	17,08	8,1737	0,0009
	Residuals	10	2,09		
	Total	14			

b)	Groups	t	P(perm)
	C, SF	3,64	0,008
	C, O	1,006	0,36
	C, S	0,56	0,79
	C, DF	4,58	0,03
	SF, O	3,09	0,10
	SF, S	4,29	0,25
	SF, DF	1,89	0,10
	O, S	0,4	1
	O, DF	2,97	0,33
	S, DF	2,44	0,33

Pertanto, sono stati successivamente identificati due grandi gruppi trofici:

- 1) i consumatori primari (CP) in cui sono stati inseriti SF e DF;
- 2) i consumatori secondari (CS) in cui sono stati inseriti C, S e O.

La seconda analisi PERMANOVA, a due fattori, mostra differenze significative per tutti i fattori testati e per la loro interazione (tab. 13).

Tabella 13. Risultati PERMANOVA a due fattori: gruppo trofico o TG e *assemblage*.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
assemblage	7	9,44	4,42	0,0001
TG1	1	205,21	96,02	0,0001
assemblage x TG1	6	8,24	3,85	0,0005
Residuals	125	2,14		
Total	139			

Dal confronto a coppie tra gli *assemblage* emerge una significativa differenza trofica tra alcuni *assemblage*, come riportato in tabella 14.

Tabella 14. Risultati PERMANOVA pairwise per il fattore *assemblage*.

Groups	t	P(perm)	Groups	t	P(perm)
E, I	0,48	0,7794	F, H	0,77	0,4849
E, F	2,19	0,0371	F, G	0,6	0,6679
E, C	1,97	0,0261	F, J	1,87	0,0573
E, H	1,81	0,0863	F, D	2,11	0,0295
E, G	1,19	0,2413	C, H	3,1	0,0003
E, J	1,05	0,3079	C, G	3,37	0,0005
E, D	0,67	0,5497	C, J	3,09	0,0003
I, F	0,24	0,9337	C, D	1,52	0,1052
I, C	3,27	0,0005	H, G	1,49	0,1107
I, H	1,07	0,3068	H, J	1,57	0,1069
I, G	0,59	0,7251	H, D	2,64	0,0085
I, J	1,96	0,035	G, J	2,55	0,0059
I, D	2,31	0,0173	G, D	2,41	0,0091
F, C	3,09	0,001	J, D	1,96	0,0369

Il pairwise test effettuato sul fattore di interazione tra gruppo trofico e *assemblage*, per coppie di livelli del fattore “TG”, mostra gli *assemblage* che hanno una

composizione isotopica differente relativamente ai consumatori primari (tab 15-a) e secondari (tab 14-b), che mostrano segnali isotopici significativamente differenti.

Tabella 15. Risultati dei pairwise del test PERMANOVA per il fattore di interazione TG*assemblage per coppie di livelli del fattore “TG” (a) Consumatori primari; (b) Consumatori secondari.

a)	Groups	t	P(perm)	b)	Groups	t	P(perm)
	E, I	0,60108	0,5553		I, F	2,4634	0,008
	E, F	1,9795	0,0731		I, C	2,0196	0,0219
	E, C	2,8338	0,0257		I, H	1,9128	0,0416
	E, H	1,9606	0,0717		I, G	0,53926	0,7869
	E, G	1,2758	0,216		I, J	1,4754	0,1265
	E, J	0,9586	0,3639		I, D	2,5767	0,0066
	E, D	0,76338	0,4917		F, C	0,91767	0,429
	I, F	1,8794	0,0697		F, H	1,1657	0,262
	I, C	3,8719	0,0076		F, G	2,2359	0,0189
	I, H	1,8355	0,0748		F, J	1,7282	0,0734
	I, G	0,93258	0,3833		F, D	2,0971	0,0278
	I, J	1,328	0,2061		C, H	1,5015	0,1151
	I, D	1,6917	0,1276		C, G	1,6534	0,0698
	F, C	3,07	0,013		C, J	2,0269	0,0211
	F, H	0,35553	0,8872		C, D	0,77633	0,5478
	F, G	1,4049	0,1702		H, G	2,0263	0,0187
	F, J	2,4936	0,0241		H, J	1,278	0,1881
	F, D	1,9263	0,0955		H, D	2,7712	0,0025
	C, H	3,5011	0,0196		G, J	1,4587	0,1195
	C, G	3,7964	0,0059		G, D	2,0069	0,0221
	C, J	2,3408	0,0149		J, D	2,8267	0,0013
	C, D	2,2338	0,1002				
	H, G	1,2085	0,2545				
	H, J	2,2293	0,0392				
	H, D	2,2426	0,0574				
	G, J	2,0548	0,0447				
	G, D	1,8217	0,0694				
	J, D	0,76167	0,5788				

Infine, l'ordinamento CAP (fig. 27) mostra sull'asse delle ascisse (CAP1) una chiara separazione tra consumatori primari (CP) e secondari (CS) per tutti gli *assemblage*. Sull'asse delle ordinate (CAP2) si osserva una separazione degli *assemblage* e-i-c-d (blu-viola) di entrambi i gruppi trofici, visibili nella parte superiore del grafico, dagli *assemblage* f-h-g-j (grigio-verde) di entrambi i gruppi, nella parte inferiore del grafico.

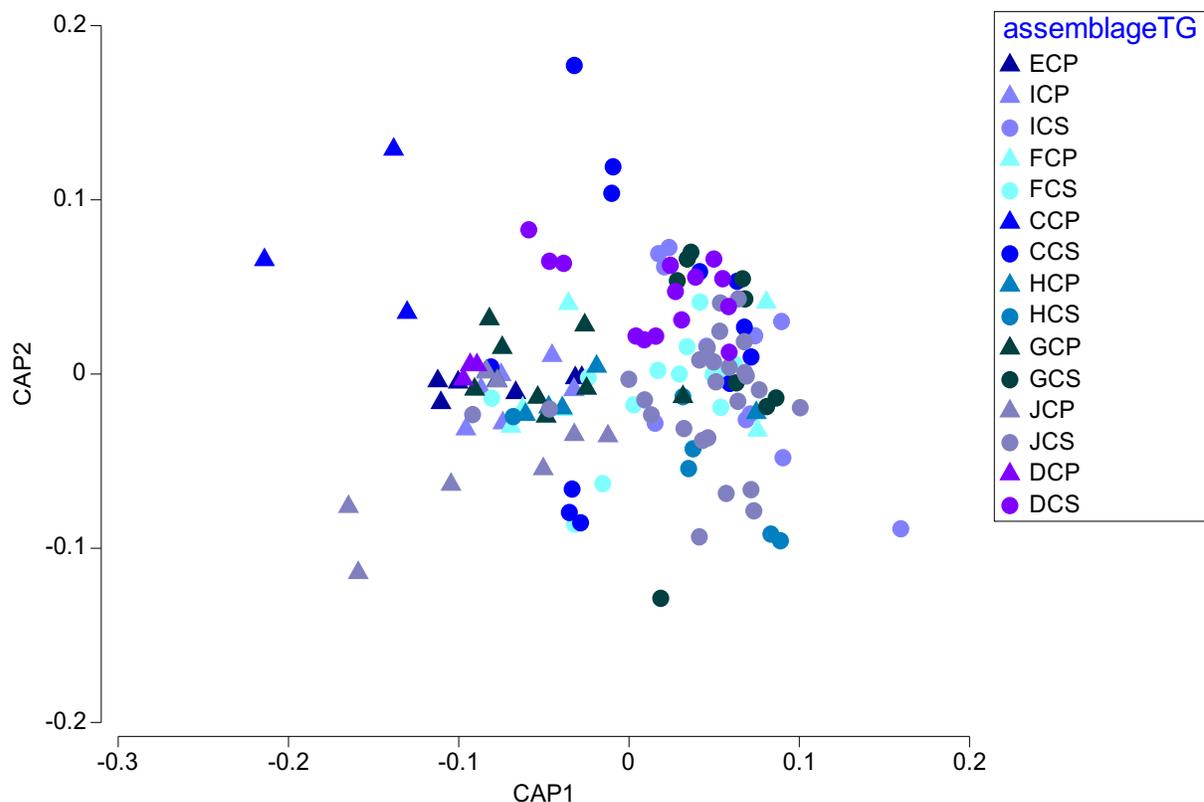


Figura 27. Rappresentazione grafica dell'analisi CAP condotta sul fattore di interazione "assemblage" * "gruppo trofico". Gli assemblage utilizzati sono quelli evidenziati dall'analisi multivariata dell'abbondanza.

Capitolo Quarto

DISCUSSIONE

4.1. Variazioni a mesoscala dei popolamenti megazoobentonici dell'Adriatico centro-settentrionale

Le specie del megazoobenthos identificate nell'area di studio (GSA17) sono state suddivise in *assemblage* di similarità del 40%, sulla base dei dati di abbondanza e biomassa raccolti durante la campagna SoleMon nel 2020.

L'analisi della distribuzione delle comunità megazoobentoniche ha evidenziato differenze tra i diversi *assemblage* all'interno dell'area di studio. In particolare si nota una maggiore ricchezza specifica nelle stazioni campionate nelle aree del Nord-Adriatico nei pressi del Golfo di Venezia e lungo la costa romagnola, nelle aree antistanti Pesaro, Ancona e Porto Recanati, ed infine in quelle dell'area immediatamente adiacente al Delta del Po. Una ricchezza notevolmente più bassa si è riscontrata negli *assemblage* "f", "j" e "k", ovvero lungo la costa centro-adriatica tra Porto Recanati e Termoli.

Tali differenze potrebbero essere spiegate da una diversa composizione chimico-fisica dei sedimenti legata a sua volta alla diversa granulometria osservata

I sedimenti delle aree più a Nord sono prevalentemente sabbioso-argillosi, mentre quelli presenti nella costa romagnola, proseguendo verso sud sono prettamente limosi, e terrigeni, in particolare nell'area antistante il Po. La maggior parte del sedimento fine, come limo e argilla, deriva dal deflusso del fiume (Wang & Pinardi, 2002) che li trasportata in sospensione e insieme ad altri fattori, quali i venti di Bora e Scirocco contribuisce alla loro diffusione in mare. Difatti, nei bassi fondali fango-sabbiosi entro pochi chilometri dal Delta del Po, la fauna bentonica è dominata da policheti e bivalvi con diversità di specie relativamente bassa (Ambrogi, et al., 1990), diversamente dal Golfo di Venezia che invece presenta un'elevata ricchezza di specie. D'altra parte, l'input fluviale determina una diminuzione della salinità e un aumento di nutrienti, principalmente in prossimità del Delta del Po (Lipizer, et al., 2013), determinando elevate produzioni primarie, cruciali per il sostentamento di molte specie ittiche (Fortibuoni, et al., 2010; Fouzai, et al., 2012), favorendo le attività di pesca (Nixon & Buckley, 2002).

Un simile pattern di distribuzione delle abbondanze del magazoobenthos si è osservato nello studio di Santelli et al. (2017), ove si sono attribuite le differenze riscontrate alla granulometria dei sedimenti presenti nelle sub-aree della GSA17 (Santelli, et al., 2017). La granulometria dei sedimenti risulta quindi essere un fattore determinante per la distribuzione degli assemblaggi (Santelli et al., 2017).

Le aree caratterizzate da maggiore abbondanza e biomassa sono anche le aree maggiormente soggette a pesca a strascico (fig. 28). Questo risultato inaspettato potrebbe essere dovuto alla risospensione del sedimento e ad un apporto organico addizionale, derivante dagli scarti della pesca che vengono ributtati in mare durante le operazioni di pesca (Santelli, et al; 2017). Un esempio può essere rappresentato da *Astropecten irregularis*, specie opportunistica che sembra infatti, trarre beneficio dalla pesca a strascico. Inoltre, la sua forte capacità di rigenerazione, i meccanismi di risposta allo stress (es. nascondersi sotto il sedimento) e la rapida crescita della popolazione la rendono altamente resistente alla pesca a strascico (de Juan, et al., 2007).

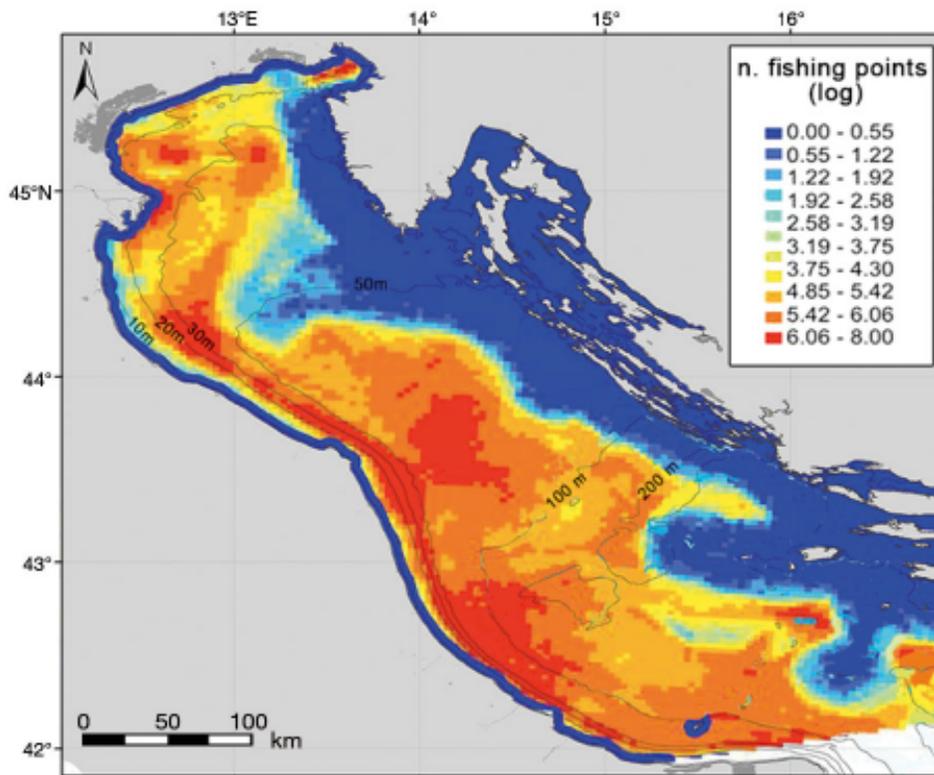


Figura 28. Sforzo di pesca dello strascico nell' Adriatico centro-settentrionale (Santelli et al.,2017)

In accordo con Santelli et al. (2017), anche la distribuzione spaziale delle specie maggiormente rappresentative degli assemblage di questo studio risulta essere paragonabile, ad esempio: *Astropecten irregularis* (assemblage a, g, j, h, f, k) e *Anadara kagoshimensis* (assemblage g, e, h) sono predominanti lungo quasi tutta la costa occidentale. La distribuzione delle due specie di portunidi molto abbondanti nell'area, *Liocarcinus depurator* (assemblage j, l, d) e *L. vernalis* (assemblage e, f), segue il gradiente sia batimetrico e granulometrico, infatti,

mentre il primo vive su fondali profondi fangosi e sabbiosi (Falciai & Minervini, 1992), il secondo abita fondali sabbiosi poco profondi (Minervini, et al., 1982; Falciai & Minervini 1992). Infine, l'oloturia *Ocnus planci* (*assemblage d*) è dominante nella parte centrale dell'Adriatico settentrionale, sebbene sia presente anche negli altri assemblage, come precedentemente riportato da Šimunović (1997).

4.2. Forzanti ambientali delle comunità megazoobentoniche dell'Adriatico centro-settentrionale

Le comunità megazoobentoniche del bacino adriatico sono soggette a numerose forzanti ambientali, dalla mappa in figura 14 è possibile vedere la distribuzione sedimentologica che risulta essere più fine (con valori di Phi alti) dalla foce del fiume Po e lungo quasi tutta la costa occidentale, mentre sabbie più grossolane (valori di Phi bassi) si riscontrano tra il Golfo di Venezia e il Golfo di Trieste.

In questo studio è stata condotta l'analisi di correlazione canonica o CCA (vedi fig 22) e proprio la granulometria insieme con la profondità (le due variabili sono spesso correlate, (Lipizer, et al., 2013) “guidano” la strutturazione dei popolamenti osservati. Gli *assemblage* che risultano essere maggiormente influenzati dalla granulometria del sedimento sono “h” e “g”, osservando la mappa granulometrica,

è facilmente ipotizzabile come entrambi possano essere maggiormente influenzati dall'input fluviale con conseguente rimescolamento del sedimento. Gli organismi che maggiormente caratterizzano questi assemblage sono infatti appartenenti al genere *Anadara*, organismi sospensivori che necessitano di tassi di risospensione elevati, caratterizzanti per l'appunto ambienti aventi sedimenti limoso-sabbiosi (Froglia, et al., 1998).

Gli assemblage “j” ed “l” risultano essere invece quelli maggiormente influenzati dalla variabile profondità. In particolare, nell'assemblage “j” le specie maggiormente rappresentative sono *Goneplax rhomboides*, specie rappresentativa dei fondi terrigeni costieri (Romano, et al., 2016) e *Liocarcinus depurator* il quale è una specie euriterma con un'ampia distribuzione batimetrica e ambientale (Abelló & Valladares, 1988).

L'assemblage “l” è anch'esso dominato dalla presenza di *L. depurator*, insieme ad *Ocnus planci*, specie tipica del bacino Adriatico e tendenzialmente più abbondante a largo del Golfo di Venezia ed il Golfo di Trieste (Despalatović, et al., 2007).

Le variabili latitudine e longitudine non sembra abbiano influenzato la distribuzione spaziale degli assemblage. Da queste prime analisi si può presumere che le variabili che hanno un maggiore impatto sulla distribuzione delle comunità

megazoobentoniche siano la profondità e la granulometria, sebbene l'integrazione con altri dati, come altri fattori ambientali (salinità, temperatura, pH ecc..) o con dati isotopici come è stato fatto in questo studio, sia essenziale per comprendere al meglio il motivo della distribuzione delle specie.

4.3 Struttura trofica delle comunità megazoobentoniche dell'Adriatico centro-settentrionale e cambiamenti a mesoscala.

Le comunità bentoniche svolgono un ruolo importante nella distribuzione spaziale di diverse specie di pesci nelle loro diverse fasi di vita. Una conoscenza dettagliata sulla struttura e sulla dinamica delle popolazioni bentoniche nel corso del tempo è quindi fondamentale per elaborare strategie di gestione della pesca in modo tale da preservare gli ecosistemi marini (Bussotti, et al., 2006).

Il presente studio è il primo effettuato sulla struttura trofica delle comunità megazoobentoniche di fondo mobile del bacino Adriatico centro settentrionale e i dati qui riportati potranno offrire una baseline importante per valutare futuri cambiamenti nelle reti trofiche dovuti a perturbazioni naturali e/o dovute ad impatto antropico, quale cambiamento climatico (Fanelli, et al., 2016) ed overfishing (Jennings, et al., 1998). È ben noto che la pesca determina importanti cambiamenti nella produzione, composizione e abbondanza degli organismi

bentonici (Hall, 1999; Kaiser & de Groot, 2000), con implicazioni negative anche per le specie che se ne nutrono (Fanelli, et al., 2009b, 2010; Sinopoli, et al., 2012). I risultati dell'analisi isotopica hanno permesso di identificare i seguenti gruppi trofici nelle comunità del megazoobenthos di fondo mobile dell'Adriatico centro-settentrionale, consistenti con quanto riportato in letteratura (Mancinelli, et al., 1998): sospensivori, depositivori, carnivori, onnivori, *scavenger*.

Le specie con valori $\delta^{15}\text{N}$ più alti appartengono al gruppo trofico dei carnivori, mentre le specie appartenenti al gruppo trofico dei depositivori e dei sospensivori presentano i valori più bassi, consistentemente a quanto riportato in altri studi sulle comunità bentoniche (Romano, et al., 2016). Valori impoveriti di $\delta^{13}\text{C}$ sono stati trovati nelle specie onnivore che consumano prede a diversi livelli trofici, e probabilmente anche detrito. Un valore più arricchito di $\delta^{13}\text{C}$, invece, corrisponde alle specie esclusivamente carnivore (Fanelli, et al., 2009b).

Da notare è la posizione anomala dell'*Astropecten irregularis*, il quale pur essendo un carnivoro, per la quale cui ci si aspetterebbe un segnale isotopico simile a quello degli altri carnivori, si posiziona vicino ai sospensivori, avendo un valore medio di $\delta^{15}\text{N}$ di 8.8‰. Questo potrebbe essere dovuto alle esigue dimensioni degli esemplari prelevati, che hanno reso l'estrazione del tessuto difficile, ottenendo un volume troppo piccolo di tessuto muscolare o al prelievo accidentale di contenuto

stomacale, andando ad alterare il segnale isotopico che, in questo caso, non sarà relativo solo al predatore, ma anche alla preda.

La struttura trofica dei diversi assemblage identificati differisce significativamente ed è consistente con le differenze osservate per la struttura di comunità e in accordo con Santelli *et al.* (2017).

I segnali isotopici ottenuti infatti, mostrano valori differenti in $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ a seconda degli *assemblage*. Valori di $\delta^{13}\text{C}$ più alti sono stati riscontrati negli *assemblage* c-d, nei quali dominano i consumatori secondari, in accordo con Fanelli, et al. (2009b). Questi *assemblage* sono localizzati tra il Golfo di Venezia, il Golfo di Trieste e l'area antistante a caratterizzata da maggiori profondità, aree sottoposte ad un'intensa pesca a strascico, in particolar modo l'area di Venezia (fig. 29; Russo, et al. 2020).

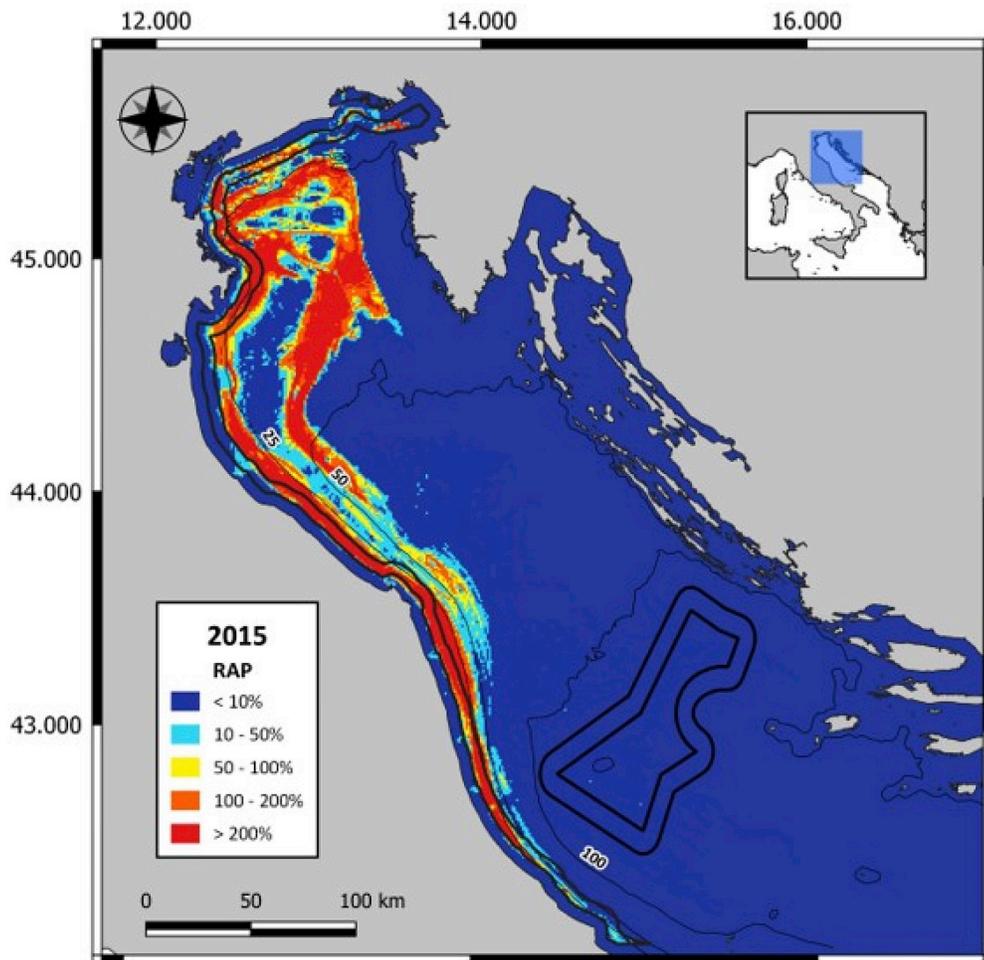


Figura 29. Distribuzione dello sforzo di pesca per il la pesca con il Rapido all'interno della GSA17 (Russo, et al., 2020).

Il risultato è in accordo con quanto osservato da diversi autori (Fanelli, et al., 2011; Pusceddu, et al., 2014) che hanno osservato un aumento di risospensione dei sedimenti dovuto all'intensa attività di strascico ed una conseguente maggior rimineralizzazione della sostanza organica (Pusceddu, et al., 2014; Thrush & Dayton, 2002). con conseguente arricchimento dei valori di ^{13}C (Fanelli, et al.,

2011). Una risospensione più elevata infatti aumenta la mineralizzazione microbica della materia organica (Thornton & McManus, 1994; Wu, et al., 2003). Il destino del carbonio influenza la distribuzione delle specie e la conseguente caratterizzazione isotopica. Ad esempio, gli *scavenger*, dominanti in aree sottoposte a disturbo cronico dalla pesca a strascico, sono in grado di rielaborare il sedimento (Hollertz & Duchene, 2001) ed insieme a processi di biodeposizione, determinati dalla grande quantità di scarti della pesca che finiscono in colonna d'acqua e successivamente sui fondali, possono arricchire la materia organica che viene ingerita dai depositori (Thornton & McManus, 1994). Sebbene entrambi gli *assemblage* mostrino valori di $\delta^{13}\text{C}$ arricchiti, *l'assemblage "d"* mostra valori di $\delta^{15}\text{N}$ più alti rispetto *l'assemblage "c"*, questo può essere dovuto alla semplificazione della rete trofica a causa della pesca eccessiva che porta i carnivori a comportarsi da *scavenger*, nutrendosi ad esempio di prede di taglia maggiore derivanti magari dagli scarti della pesca (Romano, et al., 2016).

L' *assemblage d*, inoltre, è localizzato nei pressi del North Adriatic Gyre o NAdG (Lipizer, et al., 2013), il quale insieme alla circolazione ciclonica adriatica sembra contribuire alla risospensione del sedimento.

Valori impoveriti di $\delta^{13}\text{C}$ sono stati invece trovati negli *assemblage h-k* anch'essi costituiti per la maggior parte da consumatori secondari, ma probabilmente con

una prevalenza di specie onnivore. Le stazioni appartenenti agli *assemblage h-k* si distribuiscono lungo la costa occidentale da Ravenna fino a Ortona, aree in cui vi è un'intensa attività di pesca (Santelli, et al., 2017) ed in cui si ha presumibilmente un'influenza da parte del fiume Po determinata dal trasporto di sedimenti, ad opera della corrente Western Adriatic Current o WAC (Lipizer, et al., 2013). Tale risultato è consistente con il maggior apporto di carbonio di origine terrestre, attraverso l'input fluviale, alle comunità marine nell'area (Fanelli, et al., 2011a). La complessità dei sedimenti marini che influenza direttamente le biocenosi in essi presenti, non è solo frutto di fattori edafici (es. granulometria), ma anche di altre forzanti che agiscono contemporaneamente e sinergicamente, come la circolazione superficiale e profonda, fattori mineralogici e geochimici e, infine, l'inquinamento da attività antropiche sotto forma di composti inorganici e organici (De Lazzari, et al., 2004). È interessante notare come nell'*assemblage* "h", sono stati riscontrati valori superiori di $\delta^{15}\text{N}$ per alcune specie rispetto alle stesse specie in altri *assemblage*. Ad esempio, il bivalve *Anadara demiri* ha mostrato valori isotopici di $\delta^{15}\text{N}$ compresi tra a 6.8 e 9.7‰ in tutti gli *assemblage*, mentre nell'*assemblage* h , ha un valore di 11.3‰. *Goneplax rhomboides* al contrario ha mostrato valori isotopici leggermente più bassi di $\delta^{15}\text{N}$ (intorno a 9‰) in questa area, rispetto alle altre aree ove aveva un segnale isotopico variabile tra

10 e 11‰. Questi valori potrebbero essere dovuti all'elevato sforzo di pesca presente nell'area che determina uno shift nelle comunità macrobentoniche (Romano, et al., 2016) e di conseguenza un cambiamento anche nella dieta dei carnivori megazoobentonici che di esse si nutrono. Nel caso di *Goneplax rhomboides* ad esempio, sebbene sia un carnivoro, potrebbe aver assunto un comportamento più onnivoro e opportunista, nutrendosi anche di detrito. L'elevato valore invece osservato in *Anadara demiri* potrebbe essere spiegato con la presenza di materia organica in sospensione non fresca e quindi da una baseline (il POM per l'appunto) con un segnale isotopico più elevato (Fanelli, et al., 2013). L'*assemblage* "e" presenta un valore di $\delta^{13}\text{C}$ simile agli *assemblage* c-d ma con il più basso valore di $\delta^{15}\text{N}$, caratteristica coerente con i risultati ottenuti da Romano et al. (2016), in quanto in quest'area sono presenti principalmente consumatori primari, sospensivori e detritivori. Tale area inoltre è localizzata appena al di sotto della foce del fiume Po ed è soggetta quindi ad un forte rimescolamento del sedimento con sospensione elevata dovuta ad un forte input fluviale di materia organica; le variazioni nei flussi fluviali, infatti, cambiano la biogeochimica del bacino in maniera costante e continua (Cozzi & Giani, 2011) ed alterano il segnale isotopico marino, rendendolo più simile ad un segnale terrestre e quindi più impoverito (Berto, et al., 2013).

Gli *assemblage* f-g-i-j hanno mostrato valori nella media sia di $\delta^{13}\text{C}$ che di $\delta^{15}\text{N}$; questi valori potrebbero essere giustificati dall' omogeneità ambientale ovvero, i campioni derivano da un ambiente uniforme, omogeneo per struttura e composizione (Poore, 1995; Romano, et al.; 2016). Essendo aree altamente influenzate dalla pesca, questi ambienti sono permanentemente alterati e la fauna presente risulta essere resiliente, di conseguenza omogenea, e adattata ai frequenti disturbi della pesca a strascico (Kaiser, et al., 2000; Thrush & Dayton, 2002). Ne risulta quindi che un impatto cronico e forte della pesca a strascico sulle comunità bentoniche di fondo molle può determinare una drastica riduzione della biomassa macro e megabentonica, ma non necessariamente un cambiamento nella sua struttura trofica (Kaiser, et al., 2002).

Capitolo Quinto

CONCLUSIONI

I survey condotti con attrezzi di pesca forniscono un campionamento efficiente e una descrizione quali-quantitativa accurata delle comunità bentoniche, in particolar modo della frazione megazoobentonica. D'altra parte, però risultano essere anche un sistema di campionamento fortemente invasivo e distruttivo ed è auspicabile che si investa nel miglioramento di altre metodiche (es. ROV, habitat mapping ad alta risoluzione) in futuro.

Il Mare Adriatico ricopre l'area continentale più vasta del Mediterraneo, vantando una ricchezza di specie bentoniche che differiscono seguendo il gradiente delle caratteristiche chimico-geo-fisiche e granulometriche, tra la costa est ed ovest, e tra il bacino centrale, settentrionale e meridionale. Questo effetto è particolarmente evidente nel bacino settentrionale, caratterizzato da forti apporti terrigeni da parte del fiume Po. In questo contesto, le comunità bentoniche giocano un ruolo fondamentale nel funzionamento di complessi processi. I risultati ottenuti da questo studio hanno evidenziato un'elevata variabilità di distribuzione di specie megazoobentoniche, in termini sia di abbondanza che di biomassa, con valori più elevati di entrambe nel Nord-Adriatico rispetto al centro, determinata dalla

maggior produzione primaria e quindi disponibilità di materia organica, da parte del fiume Po.

Le analisi effettuate con i dati sedimentologici, di profondità, latitudine e longitudine hanno permesso di ipotizzare quali siano le variabili ambientali che forzano maggiormente la struttura degli assemblage osservati. La batimetria riveste un ruolo importante nei raggruppamenti, ancora più della granulometria del sedimento. Tuttavia, sembra che non ci sia una correlazione significativa tra le variabili analizzate e la distribuzione di abbondanza dell'area considerata. È probabile, quindi, che intervengano altri fattori, non considerati in questo studio, come ad esempio la salinità, la temperatura, pH ed input di materia organica.

L'analisi degli isotopi stabili di C e N ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) ha permesso di determinare la struttura trofica generale della comunità megazoobentonica di fondo mobile del bacino Adriatico centro-settentrionale e di identificare le differenze nella struttura trofica dei diversi *assemblage* a livello di mesoscala. Una netta distinzione si osserva tra il gruppo dei depositivori-sospensivori, e quindi consumatori primari di materia organica (i primi sospesa, i secondi presente nel sedimento), e il gruppo onnivori-*scavenger*-carnivori, ovvero i consumatori secondari. Considerando quindi i due macro gruppi trofici dei consumatori primari e secondari, si è osservata una netta separazione in termini di struttura trofica tra gli *assemblage*

del Nord-Adriatico, e quelli delle coste romagnole, già influenzati dall'apporto terrigeno, e quindi da un contributo di carbonio continentale, del fiume Po. Tale suddivisione potrebbe esser dovuta da una parte alla presenza di input terrigeni, come sottolineati sopra, ma anche ad un effetto dell'intensa attività di pesca. Il destino del carbonio nei sedimenti, infatti, è fortemente influenzato dalla pesca a strascico, la quale provoca una continua risospensione e una diminuzione dei tassi di turnover del carbonio organico. Segnali isotopici alti di $\delta^{13}\text{C}$ sono stati trovati in aree in cui la pesca a strascico e la risospensione è piuttosto elevata ed in cui predominano specie carnivore. Impoverimento in $\delta^{15}\text{N}$ è stato invece trovato in aree in cui predominano consumatori primari, i quali, essendo rappresentati da sospensivori, che si nutrono di POM e detritivori, che invece si nutrono di detrito, colonizzano aree in cui l'input organico è elevato, come perlappunto le aree limitrofe alla foce del fiume Po.

Le informazioni raccolte, sebbene necessitino di ulteriori approfondimenti, rappresentano una risorsa utile dal punto di vista gestionale, verso un adeguato approccio ecosistemico alla pesca (Ecosystem Approach to Fisheries, secondo la FAO). Una conoscenza più approfondita delle aree maggiormente sfruttate dalla pesca e delle popolazioni megazoobentoniche che le popolano, consente una corretta gestione spaziale di determinate attività di pesca, quali quella con il rapido

e con lo strascico, onde cercare di ridurre il più possibile il forte impatto che queste attività producono sull'equilibrio dell'ecosistema.

RINGRAZIAMENTI

Ai miei genitori, la mia più grande forza, la mia Luce, il mio Tutto,

A mio fratello, ai nostri timidi e velati “ti voglio bene” e al nostro legame invisibile ma indistruttibile, so che ci sei e questo conta più di ogni altra cosa al mondo,

Ai miei nipoti, il mio sorriso quotidiano,

Alle mie zie, per aver sempre creduto in me,

A Da e Fe, sorelle acquisite e compagne di avventura, alle risate, ai sorrisi, ai pianti, alle incazzature, ai momenti magici ed indimenticabili di tutti questi anni, siete tatuate indelebilmente nel mio cuore,

A Pierluigi e al tuo profumo di libertà, uno dei regali più belli che la vita mi potesse fare, io Ti Vedo,

Ai miei Amici, cugini e a tutte le persone che in questo percorso mi hanno fatto risplendere,

Ai miei Professori e relatori ed infine,

A me, che non ho mollato,

GRAZIE

BIBLIOGRAFIA

Abelló, P. & Valladares, J., 1988. Bathyal decapod crustaceans of the Catalan Sea (northwestern Mediterranean). *Mesogee Bull Mus. His. Nat. Marseille*, Volume 48, pp. 97-102.

Ambrogi, R., Bedulli, D. & Zurijni, G., 1990. Modelli spaziali e temporali nella struttura degli assemblaggi macrobentonici. Uno studio triennale nell'Adriatico settentrionale di fronte al Delta del Po. *Mar Eco*, 11(1), pp. 25-41.

Anderson, M., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, Volume 26, pp. 32-46.

Arifin, J., 2005. Study of condition and potential of the seagrass ecosystem as a marine Biota Care Area. *Indonesian Journal of Aquatic Sciences and Fisheries*, 12(2), pp. 73-79.

Artegiani, A. et al., 1997. The Adriatic Sea general circulation PartI: Air-sea interactions and water mass structure. *J PhysOceanogr*, Volume 27, pp. 1492-1514.

Bastardie, F. et al., 2017. Spatial planning for fisheries in the Northern Adriatic: working toward viable and sustainable fishing. *Ecosphere*, 8(2), p. e01696.

Beaulieu, S., 2001. Colonization of habitat islands in the deep sea: re-cruitment to glass sponge stalks. *Deep-Sea Res*, 48(Pt1), pp. 1121-1137.

Berto, D. et al., 2013. Stable carbon and nitrogen isotope ratios as tools to evaluate the nature of particulate organic matter in th Venice lagon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Volume 135, pp. 66-76.

Bethoux, J. et al., 1999. The Mediterranean Sea: a miniature oceanfor climatic and environmental studies and a key forthe climatic functioning of the North Atlantic. *Prog Oceanogr*, Volume 44, pp. 131-146.

Boero, F., 2011. Adriatic ecological history: a link betweenjellyfish outbreaks, red tides, mass mortalities, overfish-ing, mucilages, and thaliacean plankton. *CIESM Workshop Ser*, Volume 14, pp. 55-57.

Bussotti, S. et al., 2006. Spatial and temporal variability of sessile benthosin shallow Mediterranean marine caves.. *Mar Ecol Prog Ser*, Volume 325, pp. 109-119.

Cerrano, C., Arillo, A., Bavestrello, G. & Benatti, U. C. B. C.-V. R. C. L. G. L., 1999. Interazioni organismo-quarzo nella strutturazione di comunità bentoniche: verso una biomineralogia marina?. *Eco Lett*, 2(1), pp. 1-3.

Clarke, K., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, Volume 18, pp. 117-143.

Clark, K., Somerfield, P. & Gorley, R., 2008. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journ Exp Mar Biol Ecol*, Volume 366, pp. 56-69.

Colantoni, P., Gallignani, P. & Lenaz, R., 1979. Evoluzione del tardo Pleistocene e dell'Olocene della piattaforma continentale nord-adriatica. *Mar Geol*, 33(1), pp. M41-M50.

Collie, J., Escanero, G. & Valentine, P., 1997. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Mar Ecol Prog Ser*, Volume 155, pp. 159-172.

Company, J. et al., 2008. Climate influence on deep sea populations. *PLoS ONE*, Volume 3, p. e1431.

Cozzi, S. & Giani, M., 2011. River water and nutrient discharges in the Northern Adriatic Sea: Current importance and long term changes. *Continental Shelf Research*, 31(18), pp. 1881-1893.

Danovaro, R., 2013. In: *Biologia Marina. Biodiversità e funzionamento degli ecosistemi marini*. s.l.:DeAgostini , pp. 112-113.

de Juan, S., Cartes, J. & Demestre, M., 2007. Effects of commercial trawling activities in the diet of the flat fish *Citharus linguatula* (Osteichthyes: Pleuronectiformes) and the starfish *Astropecten irregularis* (Echinodermata: Asteroidea). *J Exp Mar Biol ecol* , Volume 349, pp. 152-169.

De Lazzari, A., Rampazzo, G. & Pavoni, B., 2004. Geochemistry of sediments in the Northern and Central Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59(3), pp. 429-440.

Despalatovi, C., Cvitković, I., Scarcella, G. & Isajlović, I., 2013. Despalatović M, Cvitković I, Scarcella G, Isajlović I (2013) Spreading of invasive bivalves *Anadara kagoshimensis* and *Anadara transversa* in the northern and central Adriatic Sea. *Acta Adriat*, Issue 54, p. 221–228.

Despalatović, M. et al., 2007. Distribution and abundance of the holothurian *Ocnus planci* (Brandt, 1835) in the northern and central Adriatic Sea. *CIESM* .

Despalatović, M. et al., 2010. Distribution and abundance of the sand star *Astropecten irregularis* (Pennant, 1777) (Echinodermata, Asteroidea) on the

continental shelf in the northern and middle Adriatic Sea. *Acta Adriat*, Volume 51, pp. 35-44.

El Lakhrech, K. et al., 2012. Spatial distribution and abundance of the megabenthic fauna community in Gabes gulf (Tunisia, eastern Mediterranean Sea). *Mediterranean Marine Science*, 13(1), pp. 12-29.

Falciai, L. & Minervini, R., 1992. *Guida dei crostacei decapodi d'Europa*. Padov. Padova: Franco Muzzio.

Fanelli, E., Badalamenti, F., D'Anna, G. & Pipitone, P., 2009. Diet and trophic level of the scaldfish *Arnoglossus laterna* in southern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean): contrasting trawled vs. untrawled areas. *J. Mar. Biol. Ass. U. K*, 89(4), pp. 817-828.

Fanelli, E. et al., 2010. Trophodynamic effects of trawling on the feeding ecology of pandora, *Pagellus erythrinus* off the northern Sicily coast (Mediterranean Sea). *Mar. Freshw. Res*, Volume 61, pp. 408-417..

Fanelli, E. et al., 2011. Meso-scale spatial variations of coastal suprabenthic communities off Northern Sicily (Central Mediterranean). *Est. Coast. Shelf Sci*, Volume 91, pp. 351-360.

Fanelli, E. et al., 2016. Long-term decline in the trophic level of megafauna in the deep Mediterranean Sea: a stable isotopes approach. *Climate Research*, 67(3), pp. 191-207.

Fanelli, E., Cartes, J., Papiol, V. & Lòpez-Pèrez, C., 2013. Environmental drivers of megafaunal assemblage composition and biomass distribution over mainland and insular slopes of the Balearic Basin (Western Mediterranean). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, Volume 78, pp. 79-94.

Fanelli, E., Cartes, J., Rumolo, P. & Sprovieri, M., 2009b. Food-web structure and trophodynamics of mesopelagic–suprabenthic bathyal macrofauna of the Algerian Basin based on stable isotopes of carbon and nitrogen. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 56(9), pp. 1504-1520.

Fanelli, E. et al., 2011a. Food web structure of the epibenthic and infaunal invertebrates on the Catalan slope (NW Mediterranean): evidence from $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. *DeepSea Res I*, Volume 98-109, p. 58.

Fanelli, E. et al., 2013. Trophic webs of deep-sea megafauna on mainland and insular slopes of the NW Mediterranean: a comparison by stable isotope analysis. *Mar Ecol Prog Ser*, Volume 490, pp. 199-221.

Fortibuoni, T. et al., 2010. Codificare i resoconti dei primi naturalisti nei cambiamenti a lungo termine della comunità nel mare Adriatico (1800-2000). *PLoS ONE*, 11(5), p. e15502.

Fouzai, N. et al., 2012. Scenari di gestione della pesca per ricostruire le risorse sfruttate e gli ecosistemi dell'Adriatico centro-settentrionale (Mar Mediterraneo). *J Mar Syst*, Volume 102-104, pp. 39-51.

France, R., 1995. Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: food web implications. *Marine Ecology Progress Series*, Volume 124, pp. 307-312.

Frogia, C., Polenta, R., Arneri, E. & Antolini, B., 1998. Osservazioni sulle fluttuazioni del reclutamento di *Anadara inaequalis* (Bruguière, 1789) e *Chamelea gallina*. The benthic fauna of the Adriatic. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev*, Volume 5, pp. 535-568.

Gallucci, F., Fonseca, G. & Soltwedel, T., 2008. Effects of megafauna exclusion on nematode assemblages at a deep-sea site. *Deep-Sea Res*, 55(Pt1), pp. 332-349.

Gallucci, F. et al., 2008. Caging experiment in the deep sea: Efficiency and artefacts from a case study at the Arctic long-term observatory HAUSGARTEN. *J Exp Mar Biol Ecol*, Volume 354, pp. 39-55.

- Ghirardelli, E., 1981. *Il nostro universo. La vita nelle acque*. s.l.:UTET.
- Giovanardi, O., Pranovi, F. & Franceschini, G., 1998. 'Rapido' trawl-fishing in the northern Adriatic: preliminary observations on effects on macrobenthic communities. *Acta Adriat*, Volume 39, pp. 37-52.
- Grati, F. et al., 2013. Multi-annual investigation of the spatial distributions of juvenile and adult sole (*Solea solea* L.) in the Adriatic Sea (northern Mediterranean). *Journal Sea Research*, Volume 84, pp. 122-132.
- Gray, J., 1974. Relazioni animale-sedimento. *Oceanogr. Mar. Biol., Annu. Apocalisse*, Volume 12, pp. 223-261.
- Grilli, F., Accoroni, S., Acri, F. & al, e., 2020. Seasonal and Interannual Trends of Oceanographic Parameters over 40 Years in the Northern Adriatic Sea in Relation to Nutrient Loadings Using the EMODnet Chemistry Data Portal. *Water*, 12(8), p. 2280.
- Hall, S., 1999. *The Effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities*. Oxford, UK.: Blackwell Science.
- Harley, C. et al., 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecol. Lett*, Volume 9, pp. 228-241.

Hobson, K., 1987. Use of stable-carbon isotope analysis to estimate marine and terrestrial protein content in gull diets.. *Canadian Journal of Zoology*, Volume 65, pp. 1210-1213.

Hollertz, K. & Duchene, J., 2001. Burrowing 500 behaviour and sediment reworking in the heart urchin *Brissopsis lyrifera* Forbes (Spatangoida). *Mar. Biol.*, Volume 139, pp. 951-957.

ICRAM, 2002. *Classificazione e descrizione degli attrezzi da pesca in uso nelle marinerie italiane con particolare riferimento al loro impatto ambientale*, s.l.: ISPRA ambiente.

Jennings, S. & Kaiser, M., 1998. The effects off fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, Volume 34, p. 351.

Kaiser, M. et al., 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, Volume 3, pp. 114-136.

Kaiser, M. & de Groot, S., 2000. *Effects of Fishing on Non- Target Species and Habitats: Biological, Conservation and Socio-Economic Issues*. Oxford: Blackwell Science.

Kaiser, M. et al., 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal Animal Ecology*, Volume 69, pp. 494-503.

Kaufmann, R. & Smith, K., 1997. Activity patterns of mobile epibenthic megafauna at an abyssal site in the eastern North Pacific: results from a 17-month time-lapse photographic study. *Deep-Sea Res.*, 44(Pt1), pp. 559-579.

Kling, J., Fry, B. & O'Brien, W., 1992. Stable isotopes and planktonic trophic structure in Arctic Lakes. *Ecology*, 73(2), pp. 561-566.

Komada, T., Anderson, M. & Dorfmeier, C., 2008. Carbonate removal from coastal sediments for the determination of organic carbon and its isotopic signatures, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{14}\text{C}$: comparison of fumigation and direct acidification by hydrochloric acid. *Limnology and Oceanography, Methods*, Volume 6, pp. 254-262.

Legendre, P. & Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*. 2nd English edition. Paris: Elsevier.

Lipizer, M. et al., 2013. Qualified temperature, salinity and dissolved oxygen climatologies in a changing Adriatic Sea. *Geology Ocean Science*, 10(5), pp. 771-797.

Lucchetti, A. & Virgili, M., 2011. Presupposti bio-ecologici e tecnici per una razionale gestione della pesca nella marineria di Ancona.

Mancinelli, G., Fazi, S. & Rossi, L., 1998. Sediment structural properties mediating dominant feeding types patterns in soft-bottom macrobenthos of the Northern Adriatic Sea. *Hydrobiologia*, Volume 367, pp. 211-222.

Marini, M. et al., 2008. Seasonal variability and Po River plume influence on biochemical properties along western Adriatic coast. *J. Geophys. Res.*, Volume 13, pp. 1-18.

Meyer, K., Bergmann, M. & Soltwede, T., 2013. *Interannual variation in the epibenthic megafauna at the shallowest station of the HAUSGARTEN observatory*, Germany: 790N,60E.

Micheli, F. et al., 2013. Cumulative Human Impacts on Mediterranean and Black Sea Marine Ecosystems: Assessing Current Pressures and Opportunities. *PLoS ONE*, 8(12), p. e79889.

Minervini, R., Giannotta, M. & Falciai, L., 1982. A preliminary report on the decapod crustaceans in the estuarine area of the Tiber. *Quad Lab Tecnol Pesca*, Volume 3, pp. 305-318.

Morello, E., Solustri, C., Antolini, B. & Froggia, C., 2004. On the distribution of the allochthonous bivalves *Anadara inaequivalvis* (Bruguière, 1789), *Anadara demiri* (Piani, 1981) and *Musculista senhousia* (Benson in Cantor, 1842) in the Adriatic Sea, Italy. *Biogeographia*, Volume 25, pp. 65-72.

Neumann, H., de Boois, I., Kröncke, I. & Reiss, H., 2013. Climate change facilitated range expansion of the non-native Angular crab *Goneplax rhomboides* into the North Sea. *MEPS*, Volume 484, pp. 143-145.

Nixon, S. & Buckley, B., 2002. 'A strikingly rich zone' nutrient enrichment and secondary production in coastal marine ecosystems. *Estuaries*, Volume 25, pp. 782-796.

Pearson, T. & Rosenberg, R., 1977. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev*, Volume 16, pp. 229-311.

Pérès, J., 1985. History of the mediterranean biota and colonization of the depth. In: P. Press, a cura di *Western Mediterranean*. Oxford: Margalef R, editor., p. 198–232.

Piepenburg, D., 2005. Recent research on Arctic benthos: common notions need to be revised. *Polar Biol*, Volume 28, pp. 733-755.

Piepenburg, D. et al., 1995. Partitioning of Benthic Community Respiration in the Arctic (Northwestern Barents Sea). *Mar. Ecol. Prog Ser*, Volume 118, pp. 199-213.

Pinnegar, J. & Polunin, N., 2000. Contributions of stable-isotope data to elucidating food webs of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia*, 122(3), pp. 399-409.

Poore, M., 1995. The use of phytosociological methods in ecological investigations.. *The Braun-Blanquet system. J. Ecol.*, Volume 43, pp. 226-244.

Post, D. et al., 2007. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia*, 152(1), pp. 179-189.

Poulain, P. & Cushman-Roisin, B., 2001. *Circulation. In Physical Oceanography of the Adriatic Sea*. Netherland: Kluwer Academic: Dordrech.

Pranovi, F. et al., 2001. Discard analysis and damage to non-target species in the "rapido" trawl fishery. *Marine Biology*, Volume 139, pp. 863-875.

Pubill E, A. P. R. M. B. M. (. 7. 1., 2011. Faunistic assemblages of a sublittoral coarse sand habitat of the northwestern Mediterranean. *Sci Mar*, Volume 75, pp. 189-196.

Pusceddu, A. et al., 2014. Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proc. Nat. Ac. Sci.* , 111(24), pp. 8861-8866.

Rachman, G., Riyantini, I., Hasan, Z. & Hamdani, H., 2020. The relationship of Megazoobenthos association with seagrass ecosystem conditions in Ujung Genteng Waters, Sukabumi. *Asian Journal of Fisheries and Aquatic Research*, 5(4), pp. 1-10.

Ramírez, F. et al., 2018. Spatial congruence between multiple stressors in the Mediterranean Sea may reduce its resilience to climate impacts. *Sci. Rep*, Volume 8, p. 14878.

Relini, G., Bertrand, J. & Zamboni, A., 1999. *Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in Central Mediterranean (Italy and Corsica)*. 6 (suppl1). 4(suppl. 2) a cura di Roma: Responsible Fisheries.

Rice, J. & Gislason, H., 1996. Patterns of change in the sizespectra of numbers and diversity of the North Seafishassemblage, as reflected in surveys and models. *ICES Journalof Marine Science*, Volume 53, pp. 1214-1225.

Riniatsih, I. & Munasik, 2017. The Diversity of Megabentos Associating in the Padang Seagrass Ecosystem Wailiti Waters, Maumere Sikka District, East Nusa Tenggara.. *Tropical Marine Journal*, 20(2), pp. 55-59.

Riniatsih, I. & Munasik, 2017. The Diversity of Megabentos Associating in the Padang Seagrass Ecosystem Wailiti Waters, Maumere Sikka District, East Nusa Tenggara.. *Tropical Marine Journal*, 20(2), pp. 55-59.

Romano, C. et al., 2016. Spatial variability of soft-bottom macrobenthic communities in Northern Sicily (Western Mediterranean): contrasting trawled vs. untrawled areas. *MARINE ENVIRONMENTAL RESEARCH*, Volume 122, pp. 113-125.

Rufino, F. et al., 2004. Small-scale non-linear geostatistical analysis of *Liocarcinus depurator* (Crustacea : Brachyura) abundance and size structure in a western Mediterranean population. *Marine Ecology Progress Series*, 276(1), pp. 223-235.

Rumolo, P. et al., 2018. Trophic relationships between anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and zooplankton in the Strait of Sicily (Central Mediterranean sea): a stable isotope approach. *Hydrobiologia*, Volume 821, pp. 41-56.

Russo, E. et al., 2020. Temporal and spatial patterns of trawl fishing activities in the Adriatic Sea (Central Mediterranean Sea, GSA17). *Ocean and Coastal Management*, Volume 192, p. 105231.

Santelli, A. et al., 2017. Spatial persistence of megazoobenthic assemblages in the Adriatic Sea. *Mar Ecol Prog Ser*, Volume 566, pp. 31-48.

Sardà, F. et al., 2004. An introduction to Mediterranean deep-sea biology. *Sci Mar*, 68(Suppl 3), pp. 7-38.

Scarcella, G., Fabi, G. & Grati, F., 2007. Rapido trawl fishery in the North-Central Adriatic Sea. *Rapp Comm int Mer Medit*, Volume 38, p. 591.

Schlacher, T. & Connolly, R., 2014. Effects of acid treatment on carbon and nitrogen stableisotope ratios in ecological samples: a review andsynthesis. *Methods in Ecology and Evolution*, Volume 5, pp. 541-550.

Silva, J., Hamza, C. & Martinos, H., 2014. Programma operativo strategico Adriatico-Ionico 2104-2020. *Metis GmbH, Vienna*, p. 90.

Simonini, R. et al., 2007. Ricolonizzazione e dinamiche di recupero del macrozoobenthos dopo estrazione di sabbia nei fondali sabbiosi relitti dell'Adriatico settentrionale.. *Mar Ambiente Ris*, 64(5), pp. 574-589.

Simonini, R., Ansaloni, I., Bonvicini Pagliai, A. & Prevedelli, D., 2004. Arricchimento organico e struttura della comunità macrozoobentonica dell'Adriatico settentrionale in un'area prospiciente le foci dell'Adige e del Po. *CIEM J Mar Sci*, 61(6), pp. 871-881.

Šimunović, A., 1997. *Acta Adriat*, Volume 38, pp. 77-194.

Šimunović, A., 1997. Quantitative and qualitative investigations of benthic communities in the areas of mobile bot-. *Acta Adriat*, Volume 38, pp. 77-194.

Sinopoli, M., Fanelli, E., D'Anna, G. & Badalamenti, F., 2012. Assessing the effects of a trawling ban on diet and trophic level of hake. *Merluccius merluccius*, South. *Tyrrhenian Sea. Sci. Mar*, 76(4), pp. 677-690.

Snelgrove, P., 1997. The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes. *Ambio*, Volume 26, pp. 578-583.

SoleMon survey group, 2019. SoleMon - Rapido trawl surveys in the Northern Adriatic Sea. In: *SoleMon Handbook*. s.l.:s.n., p. Versione 4.

Tecchio, S., Ramírez-Llodra, E. & Sardà, F. C. J., 2011a. Biodiversity of deep-sea demersal megafauna on west-ern and central Mediterranean basins. *Sci Mar*, Volume 75, pp. 341-350.

Tecchio, S. et al., 2011b. Drivers of deep Mediterranean megabenthos communities along longitudinal and bathymetric gradients. *Marine Ecology Progress Series*, Volume 439, pp. 181-192.

Thornton, S. & McManus, J., 1994. Application of organic carbon and nitrogen stable isotope and C/N ratios as source indicators of organic matter provenance in estuarine systems: evidence from the Tay Estuary. *Scotl. Est. Coast. Shelf Sci*, Volume 38, pp. 219-233.

Thrush, S. & Dayton, P., 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, Volume 33, pp. 449-473.

Trincardi, F. et al., 1996. Stratigrafia dei depositi tardoquaternari nel bacino dell'Adriatico centrale e registrazione degli eventi climatici di breve durata. *Mem. Ist. Ital. Idrobiolo.*, Volume 55, pp. 39-70.

UNEP & Mediterraneo), (U. P. A. P. d., 2015. *Punto 10 dell'ordine del giorno: Aree protette marine e costiere, anche in mare aperto e in acque profonde*, Tunisi: UNEP/MAPPA.

van Straaten, L., 1970. Sedimentazione olocenica e tardo-pleistocenica nel mare Adriatico. *Geol Runds*, 60(1), pp. 106-131.

Vander Zanden, M., Shuter, B., Lester, N. & Rasmussen, J., 1999. Patterns of Food Chain Length in Lakes: A Stable Isotope Study. *The American Naturalist*, Volume 4, pp. 406-416..

Versteegh, E., Gillikin, D. & Dehairs, F., 2011. Analysis of $\delta^{15}\text{N}$ values in mollusk shell organic matrix by elemental analysis/isotope ratio mass spectrometry without acidification: an evaluation and effects of long-term preservation. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, Volume 25, pp. 675-680.

Wang, X. & Pinardi, N., 2002. *J Geophys Res*, Volume 107, pp. 1-23.

Wheatcroft, R., Smith, C. & Jumars, P., 1989. Dynamics of Surficial Trace Assemblages in the Deep-Sea. *Deep-Sea Res*, 36(Pt 1), pp. 71-91.

Wu, Y. et al., 2003. Isotope variability of particulate organic matter at the PN section in the East China Sea. *Biogeochemistry*, 65(1), pp. 31-49.