



UNIVERSITÀ POLITECNICA DELLE MARCHE
DIPARTIMENTO SCIENZE DELLA VITA E DELL'AMBIENTE

**Corso di Laurea Magistrale
Biologia Marina**

**Effetto del restauro di *Cymodocea nodosa* sulla biodiversità della
meiofauna (Gabicce Mare, Nord Adriatico)
Effect of the *Cymodocea nodosa* restoration on meiofaunal
diversity (Gabicce Mare, North Adriatic)**

Tesi di Laurea Magistrale di:
Enrico Manfredini

Relatore:
Prof. Cristina Gambi

Anno accademico 2019/2020

INDICE

1.1.	<i>Stato ecologico degli ecosistemi marini lungo i mari europei</i>	4
1.2.	<i>Il restauro ecologico: HABITAT RESTORATION</i>	6
1.3.	<i>Identificazione di specie chiave ed ecosystem engineers</i>	7
1.3.1.	<i>Fanerogame marine</i>	11
1.3.1.1.	<i>Biogeografia</i>	13
1.3.1.2.	<i>Morfologia e adattamenti</i>	13
1.3.1.3.	<i>Riproduzione</i>	15
1.3.1.4.	<i>Ruolo ecologico delle fanerogame marine</i>	16
1.3.1.5.	<i>Specie del Mediterraneo</i>	17
1.3.2.	<i>Bivalvi</i>	19
1.3.2.1.	<i>Mitili & Pinna nobilis</i>	21
1.4.	<i>MEIOFAUNA</i>	24
1.4.1.	<i>Biodiversità e ruolo ecologico della meiofauna</i>	25
1.4.1.1.	<i>Abbondanza e biodiversità</i>	25
1.4.1.2.	<i>Ruolo ecologico della meiofauna</i>	26
1.4.2.	<i>Meiofauna come bioindicatore</i>	27
1.4.3.	<i>Principali taxa meiobentonici del Mare Adriatico</i>	29
1.4.3.1.	<i>Nematoda</i>	30
1.4.3.2.	<i>Copepoda harpacticoida</i>	31
2.	OBIETTIVO DELLA TESI	33
3.	MATERIALI & METODI	34
3.1.	<i>Area di studio</i>	34
3.2.	<i>Strategia di campionamento</i>	39
3.3.	<i>Analisi di laboratorio</i>	41
3.3.1.	<i>Estrazione della meiofauna</i>	41
3.3.2.	<i>Sorting della meiofauna</i>	42
3.3.3.	<i>Determinazione della biomassa</i>	43
4.	RISULTATI	46

<i>4.1. Abbondanza della meiofauna</i>	46
<i>4.2. Biomassa della meiofauna</i>	49
<i>4.3. Biodiversità della meiofauna</i>	51
<i>4.3.1. Numero dei taxa</i>	51
<i>4.3.2. Struttura di comunità</i>	55
<i>4.4. Variazione temporale della meiofauna</i>	59
<i>4.4.1. Confronto tra fanerogame e fanerogame trapiantate</i>	59
<i>4.4.2. Confronto tra fanerogame & fanerogame trapiantate in presenza di P.nobilis</i>	61
5. DISCUSSIONE	64
<i>5.1. Confronto tra fanerogame e fanerogame trapiantate</i>	66
<i>5.2. Confronto tra fanerogame e fanerogame trapiantate in presenza di bivalvi</i>	70
<i>5.3. Valutazione degli effetti dei trapianti sulla meiofauna</i>	74
6. CONCLUSIONE	75
7. BIBLIOGRAFIA	77

1. INTRODUZIONE

1.1. Stato ecologico degli ecosistemi marini lungo i mari europei

Su scala globale, stiamo osservando una diffusa perdita e degrado degli habitat estuarini, costieri e marini a causa di molteplici attività e pressioni antropiche (Claudet, e Fraschetti 2010). Attività come pesca, agricoltura, trasporti, turismo, l'estrazione e la generazione di energia esercitano pressioni multiple sull'ambiente marino che contribuiscono al degrado e alla perdita di habitat (Korpinen et al. 2013). Tutto ciò ha un impatto significativo sulla salute degli ecosistemi, con cambiamenti imprevedibili nell'approvvigionamento di beni e servizi ecosistemici, e con una riduzione della resilienza degli ecosistemi a pressioni naturali come i cambiamenti climatici (Worm et al. 2006). Recentemente, vi è una maggiore consapevolezza politica e sociale dello status dell'ambiente marino, e il riconoscimento della sua importanza per la società ha stimolato maggiori sforzi per un futuro più sostenibile e ecologicamente consapevole (Boyes et al. 2016). Ciò ha comportato sostanziali supporti economici e tempo spesi per classificare, documentare e mappare le attività umane e le pressioni nelle acque marine europee, ad es. attraverso sia la "Water Framework Directive", sia la "Marine Strategy Framework Directive", entrambe con il comune obiettivo di imporre dei criteri per raggiungere il

“Good Environmental Status”, ovvero il Buono Stato Ecologico che implica un corretto funzionamento ed equilibrio degli ecosistemi marini.

Sono stati infatti stabiliti numerosi obiettivi globali e regionali per catalizzare gli sforzi di conservazione nel tentativo di prevenire e mitigare la perdita degli habitat e il ripristino degli habitat degradati. Ad esempio, la Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD 2014) ha identificato il restauro come un'azione chiave per fornire i servizi ecosistemici essenziali, attraverso l'obiettivo globale di ripristinare almeno il 15% degli ecosistemi degradati entro il 2020 (Aichi Target 15; CBD 2014). In Europa, il degrado degli ecosistemi marini e terrestri mina il benessere di 3,2 miliardi di persone, per questo sono stati stipulati numerosi atti legislativi a livello continentale e nazionale (ad esempio la Direttiva Habitat dell'UE) con la finalità di sostenere in modo massiccio il ripristino di ecosistemi degradati e distrutti come misura per combattere i cambiamenti climatici, la perdita di biodiversità e migliorare la sicurezza alimentare. Nell'ambito del progetto UE H2020 MERCES “Marine Ecosystem Restoration in Changing European Seas”, questo studio cerca di approfondire l'impatto e l'esito del restauro ecologico delle praterie di fanerogame.

1.2. Il restauro ecologico: HABITAT RESTORATION

“Habitat restoration” è un termine frequentemente usato per indicare il ripristino degli ecosistemi con lo scopo specifico di recuperare un habitat, sia per le singole specie che per l'intera comunità che potrebbero essere presenti in un'area. Aumentare il benessere degli habitat presenti in una determinata area è spesso una motivazione primaria per intraprendere il restauro, particolarmente dove una estesa frammentazione e modificazione dell'ecosistema hanno avuto luogo (Hobbs e Lambeck 2002). Tuttavia, in molti casi, poca attenzione viene data per decidere cosa “ripristino di un habitat” in realtà significa: cosa costituisce l'habitat e cosa sono i suoi componenti essenziali? In primo luogo, l'habitat è in genere definito come un'area contenente la particolare combinazione di risorse e condizioni ambientali richieste dagli individui di una determinata specie o gruppo di specie per realizzare i processi di vita (Morrison et al. 1998). Le risorse abiotiche così come altri fattori biotici, come competitori e predatori, è probabile che svolgano ruoli importanti nel determinare condizioni adeguate per una determinata specie, sebbene questi fattori siano forse più difficile da quantificare. Le nozioni chiave che devono essere prese in considerazione quando si intraprende un progetto di restauro ecologico sono molteplici: l'identificazione di una specie focale o bersaglio, o di un gruppo di specie deve

essere necessariamente il primo passo per il ripristino dell'habitat; i loro requisiti serviranno in seguito a guidare il processo. Successivamente è importante che ci sia una identificazione dei fattori ecologici che stanno ritardando il recupero, e la manipolazione di questi stessi fattori (nel giusto ordine) per promuovere il recupero. Un ultimo aspetto sta nella garanzia che gli obiettivi che vengono posti con una “restoration” siano realistici dati i vincoli entro i quali il restauro deve avvenire. Qui, consideriamo questi vincoli in tre categorie: ecologica, economica e sociale. I vincoli ecologici pongono limiti a ciò che è possibile sulla base delle realtà biofisiche del sito e i suoi dintorni. Nel più ampio contesto di ciò che è fisicamente possibile, sono i vincoli finanziari e sociali a fissare limiti alla portata del lavoro che può essere svolto (Miller & Hobbs 2007).

1.3. Identificazione di specie chiave ed ecosystem engineers

Le specie chiave sono definite così in quanto l'impatto sulla propria comunità o sull'ecosistema è notevolmente grande rispetto alla sua abbondanza (Danovaro, 2013). Sono specie la cui abbondanza può essere limitata ma il cui ruolo ecologico è fondamentale perché l'ecosistema mantenga le sue funzionalità: se la loro abbondanza varia in termini significativi, può avvenire un “ecosystem shift”, ovvero uno spostamento dell'equilibrio dell'ecosistema.

Se per esempio si considera un ipotetico predatore, che si ciba di una determinata specie (che chiameremo specie 1), e una specie di cui la specie uno si ciba (specie 2), andando ad aumentare la pressione sul predatore, aumenterà di conseguenza l'abbondanza della specie 1, e ciò si rifletterà su quella della specie 2, che diminuirà. Questo processo viene definito "ecosystem shift" o cascata trofica, cioè un effetto che altera l'abbondanza, la biomassa e la produttività di un ecosistema attraverso la modificazione di più di un anello della rete trofica. Gli ecologi hanno dedicato molta attenzione all'identificazione delle specie chiave perché il futuro della gestione della conservazione potrebbe essere nel mantenimento delle specie chiave anziché nel tentativo di proteggere e gestire tutte le specie considerate importanti o vulnerabili da un punto di vista soggettivo.

Un discorso un po' diverso si deve fare invece per quelle specie chiave che vengono definite "ecosystem engineers" e sono quelle specie che modulano, direttamente o indirettamente, la disponibilità di risorse causando cambiamenti di stato fisico nei comparti biotici o abiotici (Jones et al. 1994). Queste specie particolari creano, modificano e mantengono interi habitat. Jones et al. nel loro articolo illustrano l'importanza evolutiva ed ecologica degli organismi che strutturano le componenti fisiche e biologiche del loro ambiente per creare un habitat. La maggior parte degli operati di queste specie, secondo gli autori, si

separano lungo due linee: quelle prodotte da ingegneri autogeni di cui solo le caratteristiche morfologiche partecipano a livello locale al cambiamento ambientale (barriere coralline, praterie di fanerogame) e quelli prodotti da ingegneri alloigenici, i cui comportamenti trasformano materiali biotici o abiotici da uno stato fisico ad un altro. Molti sono gli esempi che si possono fare, ma i più importanti e diffusi “ecosystem engineers” che incrementano la complessità strutturale dell’habitat, la sua biomassa e biodiversità sono:

- Coralli, ostriche, gasteropodi vermetidi, vermi sabellidi ed alghe coralline incrostanti costruiscono grandi scogliere mineralizzate. Questi forniscono il substrato di insediamento per altri organismi e forniscono rifugio dalla predazione (Coen et al. 1998).
- Piante marine (ad es. fanerogame e kelp) formano baldacchini di vegetazione nelle acque costiere. Modificano il flusso d'acqua, trascinano le larve e forniscono rifugio dalla predazione.
- I molluschi bivalvi (ad es. Cozze e vongole) sviluppano spesso letti e “mats” su coste rocciose e in sedimenti soffici. La struttura fornita da conchiglie e dai filamenti di bisso dei molluschi servono a migliorare gli estremi ambientali, depositare la materia organica, fertilizzare i sedimenti e favorire la crescita di piante marine (Crooks et al. 1998).

- Malacantidi, cernie, vongole, anfipodi, tipi specifici di gamberi (callianassidi, alpheididi), cetrioli di mare, granchi e vermi formando scavi e tane, talvolta profondi metri (Levinton et al. 1995).

È molto importante sottolineare che queste specie sono molto suscettibili all'attività di origine antropica. La rimozione di massa di specie che ristrutturano l'habitat e quindi ne aumentano la complessità, e ne influenzano la biogeochimica dei sedimenti, può avere degli effetti devastanti sulla biodiversità locale e sugli importanti processi di sedimentazione delle acque. Il possibile sfruttamento eccessivo delle specie ingegneristiche richiede maggiore attenzione perché le conseguenze si estendono oltre il declino della singola specie, ma si riflettono anche sull'intero sistema (Coleman & Williams 2002). I servizi ecosistemici che derivano dal funzionamento degli ecosistemi marini sono rappresentati da tutti quei benefici forniti da questi ecosistemi al genere umano e che contribuiscono al nostro benessere. Dato che i servizi ecosistemici e il capitale naturale degli ecosistemi marini dipendono dalla loro biodiversità, i cambiamenti nella biodiversità possono avere effetti potenzialmente negativi sul funzionamento degli ecosistemi e quindi alterare i beni e i servizi che offrono.

Gli "ecosystem engineers", non importa in quale reame oceanico vivano, meritano una maggiore attenzione sulla conservazione, a causa del

fondamentale ruolo che svolgono nel modellare l'habitat e le comunità ad esso dipendenti, dai batteri ai predatori. In questa mia tesi mi soffermerò ad illustrare due principali famiglie importanti per il normale funzionamento degli ecosistemi costieri di tutto il mondo. Le fanerogame marine ed i bivalvi.

1.3.1. Fanerogame marine

Le fanerogame sono delle angiosperme monocotiledoni che vivono in ambiente marino completamente sommerse. La loro esistenza è permessa grazie a numerose caratteristiche adattative anatomiche, fisiologiche e riproduttive (Danovaro, 2013). Vivono per la maggior parte in habitat a substrato soffice, anche se alcune specie (*Phyllospadix*, *Thalassodendrum*) hanno sviluppato radici resistenti che le permettono di aggrapparsi a cavità rocciose. Sono diffuse in tutte le aree costiere del mondo, ad eccezione delle coste antartiche. Il loro legame con l'habitat marino è tale da non poter sopravvivere in ambienti diversi perché prive di qualunque sistema atto ad accumulare o prevenire la perdita dell'acqua stessa.



Figura 1.1 Prateria di Posidonia oceanica nel Mar Tirreno



Figura 1.2 Prateria di Cymodocea nodosa nel Mar Adriatico

1.3.1.1. Biogeografia

Le fanerogame marine hanno avuto origine e si sono evolute dal tardo Cretaceo da vegetali terrestri xerofitici alotolleranti (tolleranti alla salinità) che si sarebbero adattate all' ambiente marino. La loro origine è polifiletica, il che significa che la loro colonizzazione dell'ambiente marino è avvenuta indipendentemente nelle diverse linee evolutive. Sono inoltre tra le poche piante che avrebbero compiuto una migrazione inversa dalla terra verso il mare. Sono ampiamente distribuite in tutti i mari del mondo con una maggiore biodiversità a livello dei tropici (Short et al 2007).

1.3.1.2. Morfologia e adattamenti

Le fanerogame marine hanno sviluppato diversi adattamenti morfologici nel corso della loro evoluzione per poter sopravvivere e prosperare nell'ambiente marino.

Questi adattamenti sono:

- Tolleranza alla salinità
- Capacità di crescere completamente sommerse
- Capacità di crescita su substrati anossici
- Tolleranza ad onde e correnti

- Impollinazione per dispersione dei semi in acqua

Dal punto di vista morfologico possiamo suddividere queste piante in 3 parti: rizomi, radici e foglie (Karleskint et al 2013). I rizomi sono i fusti orizzontali che decorrono sotto la superficie del substrato colonizzato, ancorano la pianta e formano intense reti (60-80% della biomassa totale). Nella maggior parte delle specie sono erbacei, ma in alcune come *Thalassodendron* e *Amphibolis* sono lignificati. Il tessuto meristemato porta all'allungamento del rizoma e alla produzione di nuovi ciuffi. La crescita può avvenire in due modi differenti:

- Plagiotropa (orizzontale) allungamento del rizoma
- Ortotropa (verticale) mantenimento di foglie e fiori al di sopra del sedimento

Le radici, che hanno la funzione di ancorare le piante al substrato e trarre nutrimento dal suolo, sono avventizie e si sviluppano dalla superficie inferiore dei rizomi alla base di ciascun germoglio. Le foglie invece si sviluppano in verticale dal meristema basale che si trova all'apice dei rizomi. Si dividono in giovani, intermedie ed adulte e possiedono tutte delle guaine fogliari alla base che hanno la funzione di proteggere le giovani foglie ed il tessuto meristemato. Queste diverse parti della pianta sono tutte collegate da un tessuto spugnoso chiamato "aerenchima" che forma canali d'aria e consente scambi gassosi tra tutte le parti della pianta.

1.3.1.3. Riproduzione

La riproduzione di questi organismi marini avviene in due modi:

- Vegetativa
- Sessuata

RIPRODUZIONE VEGETATIVA: consiste nella dispersione dei frammenti di rizoma e nell'estensione di quest'ultimo mediante produzione di ramificazioni laterali. Questo è il mezzo principale per il mantenimento e l'espansione delle praterie. Questa tipologia di crescita è una delle caratteristiche su cui vengono spesso scelte le fanerogame per il ripopolamento di aree disturbate (Virnstein et al. 1982). Le fanerogame marine sono piante caratterizzate da modularità: sono composte da unità chiamate "ramet", ognuna delle quali è formata da rizoma, radici ed un gruppo fogliare, che si ripetono andando a comporre vere e proprie praterie sottomarine. Ogni ramet è congiunto con quello adiacente con cui può scambiare sostanze, ormoni e gas, formando al contempo un unico clone chiamato genet.

RIPRODUZIONE SESSUATA: la maggior parte delle *seagrass* sono dioiche, alcune con fiori ermafroditi come *Posidonia oceanica*, altre con distinzione tra fiori maschili e femminili su differenti germogli come

Heterozostera tasmanica. La fioritura dipende sia da fattori ambientali come temperatura e irradianza, sia da fattori endogeni quali età, dimensione e densità dei germogli. Anche l'impollinazione può avvenire in modi diversi:

- **Idrofila**, in cui il polline viene rilasciato direttamente in acqua sotto forma di filamenti gelatinosi, dispersi dalla corrente
- **Efidrofila**, il polline con assetto positivo viene rilasciato sulla superficie
- **Subaerea**, tipica della sola specie *Enhalus acoroides*, in cui l'impollinazione viene regolata dai cicli di marea e avviene in aria (a secco).

I frutti possono avere forme e dimensioni diverse e variano da acheni a capsule a drupe.

1.3.1.4. Ruolo ecologico delle fanerogame marine

Oltre ad avere un importante ruolo ecologico come *ecosystem engineer*, per la loro capacità di creare ecosistemi marini tridimensionali, le fanerogame marine sono definite delle *key species*. Le praterie di fanerogame mostrano un'elevata produzione primaria. Si tratta di *hotspot* di produzione primaria che raggiunge valori 10 volte più elevati rispetto alle aree circostanti prive di praterie. I valori di produzione primaria in praterie con densità media di 200 ciuffi per m² in

Mediterraneo sono circa 400gCm^2 anno. Oltre ad un'elevata produttività primaria, le praterie di fanerogame svolgono altre funzioni ecologiche importanti: procurano cibo e habitat per molte specie, dovuto al fatto che forniscono un'importante area di *nursery* per i giovanili di tantissime specie di pesci, esportano carbonio, azoto e fosforo e stabilizzano il sedimento sul fondale. Spesso in associazione alle praterie si formano degli epifiti composti da micro e macroalghe che contribuiscono ad una produzione primaria a volte maggiore di quella della *Posidonia* stessa; in condizioni di acque calme e stabilità di condizioni chimico-fisiche sfiorando la superficie fogliare vengono liberate bollicine d'aria che vengono incorporate dai filamenti fogliari. (Danovaro, 2013).

1.3.1.5. Specie del Mediterraneo

- ***Posidonia oceanica***: specie endemica presente in tutto il Mediterraneo, è comune su fondali sabbiosi, ma si rinviene spesso su roccia e coralligeno; costituisce la specie più importante per complessità, persistenza ed estensione delle sue praterie, essendo l'unica specie in grado di colonizzare in maniera continua la fascia costiera compresa tra la superficie e la batimetrica dei 50 m. I prati sono molto densi con oltre 1000 ciuffi m^2 , anche se con elevata variabilità interannuale. Una delle

caratteristiche del rizoma di *Posidonia oceanica* è una grande attitudine alla crescita ortotropa. Ciò va a contrastare il progressivo insabbiamento in condizioni di elevata sedimentazione, e permette un massimo sfruttamento della luce. Questa caratteristica permette alla pianta di espandersi e determina un innalzamento del fondo marino originando una tipica formazione a terrazzo denominata “matte”. La “matte” è composta da un complicato intreccio formato da più strati di vecchi rizomi e radici fra i quali è presente del sedimento compattato. È caratterizzata inoltre da un processo di crescita molto lento (1 m/secolo) che dipende dal tasso di accrescimento della pianta e dall’idrodinamismo.

- ***Cymodocea nodosa***: la specie con maggiore diffusione dopo *Posidonia* spp cresce su substrati sabbiosi e fangosi di siti più riparati o con scarso idrodinamismo. Forma densi prati in genere in acque poco profonde (massimo 20m) dove tra le sue foglie è capace di ospitare una ricca comunità epifitica al pari di quella riscontrata su *P. oceanica*.
- ***Zostera marina***: ha una distribuzione più puntiforme nel Mediterraneo e limitata a zone costiere con afflussi di acqua dolce con sedimento fine e poco ossidato. È stata segnalata in Italia lungo le coste veneto-friulane e marchigiane.

- ***Nanozostera noltii***: come *Z. marina* predilige acque salmastre, fondali poco profondi (6 m) e sedimento fine. Spesso forma dei prati misti a *C. nodosa*. È una specie monoica con fiori maschili e femminili nello stesso individuo; il rizoma cresce molto velocemente (68 cm/ anno).
- ***Halostera stipulacea***: è una specie di origine lessepsiana presente soprattutto nel Mediterraneo orientale. Cresce prevalentemente su sedimento fangoso e sabbioso ed è presente in aree chiuse. Ha una densità di ciuffi molto elevata (19000 ciuffi /m²). È una specie dioica con fiori maschili molto più comuni di quelli femminili.

1.3.2. Bivalvi

Bivalvi sono gli unici molluschi muniti di una conchiglia formata da due valve legate dorsalmente e libere ventralmente. Nella maggior parte dei casi le valve possono essere serrate per proteggere il corpo dell'animale o gran parte di esso. Sono divisi in Protobranchia e Lamellibranchia, quest'ultimo è il gruppo più rappresentativo e diversificato. Possiedono valva destra e valva sinistra (nei brachiopodi sono presenti una valva ventrale e valva dorsale). La conchiglia presenta delle estroflessioni (struttura che prende il nome di cerniera) nella zona dorsale che permettono alle due valve di restare unite. La porzione più

apicale dorsale si chiama Umbo (o Umbone) e rappresenta la conchiglia originaria da cui poi l'organismo è cresciuto. L'umbone a volte è centrale e non ci dà informazioni sull'orientamento dell'animale, ma quando è orientato in una direzione esso è nella parte posteriore e guarda anteriormente. Al di sotto di esso sono presenti denti che evitano lo slittamento laterale tra le valve. Un altro organo molto importante è la lunula: non è sempre presente, è una zona a forma di cuore, spesso di colore scuro, in cui la struttura è diversa dal resto della conchiglia. La conchiglia si chiude grazie ai muscoli adduttori (anteriore e posteriore) e si apre quando il muscolo si rilassa grazie ai due legamenti interno ed esterno. Per infossarsi, il mollusco fa rigonfiare il piede mediante immissione di emocele (sangue) al suo interno. Sono quasi tutti filtratori e utilizzano branchie modificate per drenare il cibo dalla corrente. L'acqua viene di solito immessa ed espulsa dal corpo attraverso tubi o sifoni, organi particolarmente importanti per le specie che vivono sotto il fango o la sabbia. I sifoni possono essere tanto grandi da restare sempre fuori dalla conchiglia. I bivalvi hanno teste piccole e sono privi di radula, la parte della bocca che altri molluschi usano per raschiare il cibo. I sessi sono separati, anche se alcuni possono essere ermafroditi.

1.3.2.1. Mitili & Pinna nobilis

In sistemi marini costieri, i bivalvi sospensivori mostrano forti interazioni con la colonna d'acqua sovrastante grazie alla filtrazione del particolato e all'escrezione dei nutrienti in forma di ammonio e fosforo (Wright et al 1982, Kautsky e Evans 1987). Molti studi al riguardo si sono concentrati sulle interazioni tra mitili e fanerogame analizzando le possibili relazioni di mutualismo tra questi organismi. Bertness (1984) ha studiato l'interazione della pianta *Spartina alterniflora* e del mitile semi-infaunale *Geukensia demissa*, e ha dimostrato che la presenza di questo mitilo a densità fino a 900 ind./m² ha aumentato la produzione netta di *S. alterniflora*. Di recente, Reusch et al. (1994), lavorando con il mitilo blu *Mytilus edulis* e *Zostera marina* hanno scoperto che concentrazioni di ammonio e fosfato nei sedimenti raddoppiano in presenza di cozze suggerendo che quest'ultime fertilizzino la crescita delle praterie attraverso la deposizione di feci e pseudofeci.

Oltre al possibile effetto diretto che l'arricchimento dei nutrienti può avere sulla crescita della vegetazione acquatica, sono diversi i possibili effetti indiretti dei bivalvi sulle piante marine. La presenza di questi mitili può anche aumentare la complessità strutturale del habitat: gli spazi tra i gusci di cozze adiacenti possono fornire un rifugio dalla predazione, riducendo la pressione su piccole specie di erbivori epifitici come gasteropodi e anfipodi (Peterson et al. 2001).

Le praterie di fanerogame sono inoltre l'habitat preferito del mitilo *Pinna nobilis*; l'associazione tra questa specie e *P. oceanica* è più forte nei siti esposti poco profondi in cui le foglie svolgono un ruolo chiave nell'attenuazione idrodinamica dello stress, e nella protezione dei giovanili dai predatori (Butler et al. 1993). *Pinna nobilis*, con una lunghezza massima di 120 cm e una durata fino a 50 anni, è il più grande e longevo bivalve nel Mar Mediterraneo e una delle conchiglie più grandi del mondo. Come sospensivoro semi infaunale, *P. nobilis* vive parzialmente sepolto nel sedimento e la sua stabilità del guscio è assicurata dai filamenti di bisso ancorati a rizomi o altre strutture solide presenti nel substrato. Coppa et al. (2013) hanno dimostrato che la distribuzione di *P. nobilis* e l'orientamento dei campioni all'interno di una prateria era correlato alla direzione e velocità delle correnti del fondale. Le popolazioni che sono state studiate nel Mar Mediterraneo mostrano densità altamente variabili e differenze significative tra habitat, intervalli di profondità ed ecoregioni. La distribuzione aggregata di individui è comune e questo è attribuito alla presenza di nutrienti e alla sostenibilità dell'habitat (Coppa et al. 2019).



Figura 1.3 Esempio di Pinna nobilis in una prateria di Posidonia oceanica nel Mar Tirreno

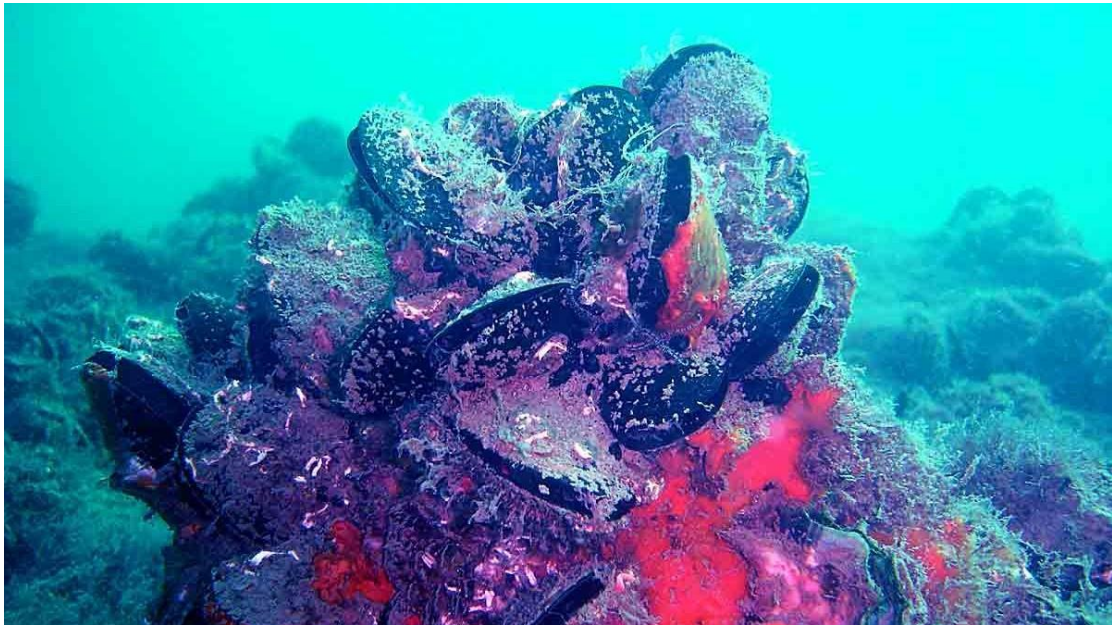


Figura 1.4 Mytilus galloprovincialis nel Mare Adriatico

1.4. MEIOFAUNA

Il ruolo della meiofauna sul funzionamento degli ecosistemi marini viene sempre più studiato dalla ricerca scientifica per le caratteristiche che possiede, come la risposta rapida ed efficace ai cambiamenti climatici e ai disturbi di origine antropogenica sull'ambiente. Il termine meiobenthos originariamente venne utilizzato per indicare tutti quegli organismi con dimensione compresa tra microbenthos (batteri, diatomee, protozoi) e macrobenthos. La misura standardizzata a cui ci si riferisce parlando di meiofauna è quella degli animali compresi tra i 20-30 μm e i 0.5-1 mm.

Possiamo distinguere due diversi raggruppamenti:

- Una **meiofauna permanente** costituita da individui pluricellulari che rimangono all'interno del range di dimensioni per tutta la vita, come nematodi, copepodi arpacticoidi, policheti, oligocheti, cumacei, tanaidacei, gastrotrichi, chinorinchi e
- Una **meiofauna temporanea** costituita da organismi che passano solo una parte del loro ciclo vitale in questa categoria dimensionale e poi, una volta adulta può arrivare fino alle taglie della macrofauna o della

megafauna. Sono quindi i giovanili di organismi di categorie dimensionali maggiori (Danovaro, 2013).

1.4.1. Biodiversità e ruolo ecologico della meiofauna

1.4.1.1. Abbondanza e biodiversità

La meiofauna rappresenta il gruppo più abbondante di metazoi del benthos marino, con una densità mediamente compresa tra i 10^5 e 10^6 individui per m^2 ed una biomassa di 1-2 gr di peso secco ogni m^2 in acque costiere. Tali valori variano in funzione a stagione, latitudine, profondità, maree e granulometria del sedimento. Questo gruppo bentonico è inoltre il più diverso di qualsiasi altro facente parte del biota marino: ci sono ben 24 rappresentanti dei 35 totali phyla di animali marini che vivono nella meiofauna per una parte o per la totalità del loro ciclo vitale.

I Nematodi sono generalmente il taxon più abbondante (spesso > 50% dell'abbondanza totale, fino al 90-95 % in ecosistemi marini profondi) seguiti dai copepodi arpacticoidi, i primi preponderanti fondali sabbiosi, i secondi in quelli rocciosi (Balsamo et al. 2010).

1.4.1.2. Ruolo ecologico della meiofauna

Il ciclo riproduttivo ricorrente nei popolamenti della meiofauna è quello annuale, anche se molte specie sono caratterizzate da periodi di reclutamento sfasati rispetto ad altre, per risentire meno della competizione. Gli organismi meiobentonici sono principalmente depositivori, ma sono importanti anche i pascolatori (grazers) di diatomee e, specialmente negli ambienti profondi, le forme batterivore. La meiofauna può aumentare la biomassa procariotica attraverso diversi procedimenti: può stimolarne la crescita tramite l'escrezione di metaboliti contenenti azoto e fosforo, oppure alcune specie di nematodi possono secernere quantità di muco che depositato sul sedimento attira popolazioni batteriche che lo utilizzano come fonte di nutrimento, per poi essere essi stessi ingeriti dai nematodi ("bacterial gardening"), o ancora può avere un'attività di bioturbazione nel sedimento che stimola la diffusione dell'ossigeno fondamentale per i procarioti aerobici e infine può rompere meccanicamente le particelle di detrito favorendo la composizione di colture batteriche. L'attività di pascolo del meiobenthos ha un forte impatto su batteri e diatomee bentoniche : è stato stimato (Montagna et al. 1984) che il 3% della biomassa dei batteri e l'1% della biomassa delle diatomee sono ingerite ogni ora dalla meiofauna che consuma ogni giorno l'equivalente del proprio peso in biomassa microbica. Nonostante la ridotta taglia, la produzione secondaria

della meiofauna riveste un ruolo di primaria importanza nel dominio bentonico in quanto rappresenta un importante anello di trasferimento di materia ed energia ai livelli trofici superiori. I copepodi arpacticoidi, sembrano avere una dieta esclusivamente basata sul microfitobenthos (principalmente diatomee) e sono parte integrante della dieta degli organismi del macrobenthos e dei pesci demersali. Inoltre i predatori meiobentonici, nutrendosi di forme larvali e giovanili di organismi macrobentonici (meiofauna temporanea) possono controllare la composizione e la struttura della comunità macrobentonica adulta (Watzin et al. 1983).

1.4.2. Meiofauna come bioindicatore

La meiofauna negli ultimi anni ha acquisito un ruolo importante come indicatore di alterazione del funzionamento del sistema marino. Per indicatore biologico si intende la misura di una variabile o un parametro biologico correlato ad individui, popolazioni, specie e comunità, le cui alterazioni, oltre certi livelli soglia sono indicative di modificazioni della struttura e del funzionamento delle componenti biotiche di un sistema che risponde a fenomeni naturali o antropogenici. Ward e Jacoby (1992) hanno proposto i seguenti criteri affinché un indicatore venga considerato tale:

- Essere facilmente e velocemente misurabile;
- Rispondere velocemente e inequivocabilmente ai fenomeni di disturbo;
- Riflettere la qualità di altri componenti del sistema;
- Integrare gli effetti di variabili multiple;
- Essere presente anche in aree non affette dal disturbo ecologico

Molti organismi del benthos possiedono queste caratteristiche e portano vantaggi alla ricerca permettendo rapide integrazioni delle risposte avvenute dopo fenomeni di disturbo. Grazie alla presenza ubiquitaria, alla forte sensibilità alle perturbazioni ambientali, all'elevato numero di individui, alla mancanza di forme larvali planctoniche ed al breve ciclo vitale, la meiofauna è divenuta un comune oggetto di studio per valutare i processi di disturbo e di ricolonizzazione dell'ambiente marino. In particolare, la meiofauna può rappresentare un valido strumento per valutare l'impatto sul dominio bentonico di molteplici forme di disturbo, come l'inquinamento, la presenza di barriere artificiali, gli impianti di miticoltura e piscicoltura (Danovaro et al. 2002, Danovaro et al. 2004). La mancanza di dispersione pelagica dei taxa della meiofauna permanente ritarda il processo di colonizzazione del substrato in aree lontane dal sito di origine, ma questo può rappresentare un vantaggio negli studi volti ad identificare gli effetti dell'inquinamento, poiché questi non sono distorti da possibili immigrazioni di larve da altre aree. La meiofauna è stata

tuttavia criticata a causa delle numerose complicazioni che possono esserci nella sua identificazione: spesso la frequenza dei campioni necessaria ad avere una stima verosimile della comunità deve essere alta, è necessaria un utilizzo di esperti specializzati e un notevole sforzo di identificazione a causa della piccola taglia di questi organismi. Solo gli organismi che presentano un rivestimento cuticolare o un involucro chitinoso (hard body meiofauna) permettono una facile identificazione anche dopo il trattamento con gli agenti fissativi. Comunque, nuove tecnologie, protocolli standardizzati e chiavi di identificazione elettroniche, permettono e promuovono l'utilizzo della meiofauna come indicatore di aree impattate (Balsamo et al. 2010)

1.4.3. Principali taxa meiobentonici del Mare Adriatico

Le informazioni disponibili sulla meiofauna del Mare Adriatico sono estremamente eterogenee e la maggior parte dei dati si riferisce ad un numero limitato di taxa, principalmente di comunità di fondali sabbiosi. Policheti, gastrotrichi, nematodi, tanaidacei, copepodi arpacticoidi, isopodi, anfipodi e chinorinchi sono i gruppi meiobentonici che sono stati studiati lungo le coste adriatiche, sia nell'ambito di progetti di ricerca nazionali o internazionali. I nematodi ed i copepodi arpacticoidi sono i taxa che vengono generalmente considerati i più adatti per lo studio dello stato ecologico per la loro abbondanza

e ubiquitarietà (Moore e Bett, 1989). In generale, sono stati riportati studi precedenti sulla ridotta abbondanza e ricchezza di taxa negli ambienti fortemente arricchiti di carichi organici, focalizzandosi appunto su nematodi, copepodi e policheti, grazie al fatto che tali taxa, sono considerati i più resistente ai diversi disturbi quali ipossia o anossia (Gambi et al. 2009). Gli altri taxa che sono presenti in minore quantità e con pochi esemplari per taxon, sono quindi definiti rari, ma acquistano spesso una notevole importanza statistica se affiancati ai valori dei taxa dominanti (Gambi et al. 2010).

1.4.3.1. Nematoda

Le stime della diversità globale delle specie di nematodi sono variate notevolmente negli ultimi 15 anni, ma è stato ipotizzato che questo phylum sia iperdiversificato (vale a dire include più di un milione di specie). I nematodi marini noti fino ad oggi nei mari italiani contano 443 specie, 262 generi e 46 famiglie (Balsamo et al. 2010). Sono caratterizzati da un corpo non segmentato, tondo in sezione trasversale e affusolato alle due estremità. Il valore ecologico dei nematodi non solo è correlato alla loro notevole importanza quantitativa nel dominio bentonico, ma anche al loro ruolo centrale all' interno della rete trofica degli ecosistemi acquatici e agli effetti stabilizzanti delle coste (Platt e Warwick 1980). L'assemblaggio dei nematodi è generalmente studiato in termini di

densità, diversità, comunità trofiche, strategie dei cicli vitali, dimensioni del corpo e analisi dei tratti biologici. Ciò ha permesso lo sviluppo sia dell'indice di maturità (MI), che si basa sulle caratteristiche ecologiche e riproduttive le strategie dei nematodi (Bongers et al. 1991), sia dell'indice di diversità trofica, utilizzato per studiare la biodiversità trofica e funzionale. In quest'ultimo, i nematodi sono divisi in 4 diversi gruppi trofici selezionati in base all'apparato buccale: 1A depositivori selettivi, 1B depositivori non selettivi, 2A "epistrate feeders" (che si cibano di diatomee) e 2B predatori- onnivori (ITD; Wieser et al, 1953).

1.4.3.2. Copepoda harpacticoida

Indagini tassonomiche, faunistiche ed ecologiche condotte dall'inizio del XX secolo hanno registrato un totale di 221 specie di copepodi arpacticoidi provenienti dai mari italiani. Poco più di metà di essi (53,4%), ovvero 118 specie sono state segnalate in mar Adriatico, distribuite come segue: 114 specie nel bacino settentrionale, 23 nel centro e 8 nel sud. Inoltre, quasi 40 specie sembrano essere esclusive del Mare Adriatico: 31 di questi sono stati trovati nel bacino settentrionale e solo 3 e 1 nel centro e nel sud bacini, rispettivamente. Ovviamente, questa distribuzione irregolare dei registri non riflette un vero quadro della distribuzione delle specie arpacticoidi, ma è dovuto al maggior numero di studi sulla meiofauna effettuata nel bacino settentrionale che negli

altri. Solo cinque specie di arpacticoidi sono endemiche del mare Adriatico: *Psyllocamptus eridani*, *Harpacticus flexulosus*, *Pseudonychocamptus colomboi*, *Tisbe reluctantans* e *T. inflatiseta*, tutte trovate nelle lagune salmastre della costa adriatica settentrionale. In generale, gli arpacticoidi non mostrano un modello distributivo cosmopolita, perché molte specie sembrano essere limitate all'interno di confini zoogeografici ben definiti (Balsamo et al. 2010).

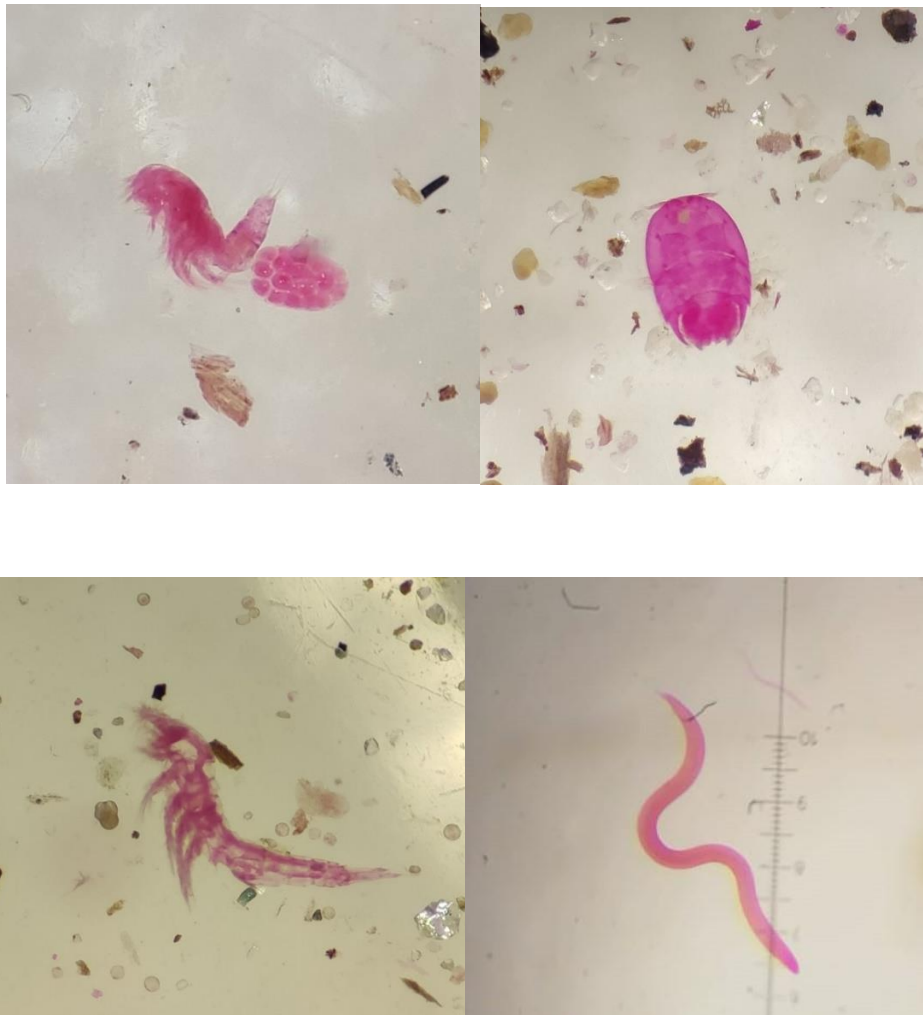


Figura 1.5 Gli organismi della meiofauna più comuni: tre diverse tipologie di copepodi arpacticoidi e un nematode.

2. OBIETTIVO DELLA TESI

L'obiettivo principale di questa tesi consiste nel valutare l'effetto del restauro delle praterie di fanerogame di *Cymodocea nodosa* sulle comunità meiobentoniche. In particolare questo studio verterà all'analisi dell'effetto del restauro delle fanerogame marine in combinazione con la presenza di due specie di bivalvi (*P. nobilis* & *M. galloprovincialis*) sull'abbondanza, diversità (come numero dei taxa) e composizione delle comunità della meiofauna rispetto a quelle presenti nelle aree adiacenti vegetate e non vegetate. Lo studio prenderà in considerazione anche la variabilità temporale in quanto i campioni sono stati raccolti nei mesi di Luglio, Settembre e Novembre 2018.

3. MATERIALI & METODI

3.1. Area di studio

L'area di studio scelta per il progetto MERCES (Marine Ecosystem Restoration in Changing European Seas) è la località di Gabicce Mare (Mare Adriatico), già oggetto di studio negli anni passati a causa della sua elevata importanza ambientale e economica.



Figura 3.1 L'area di studio di Gabicce Mare nel Mare Adriatico

L'area in esame si trova nel Nord Adriatico, nella provincia di Pesaro e Urbino ed è posizionata al confine del Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo. Questo sito nel corso degli anni è stato soggetto a forti pressioni antropiche, dovute all'elevata pressione turistica nei mesi estivi e la presenza di barriere frangiflutti artificiali recentemente riposizionate (2017). L'Università Politecnica delle Marche ha condotto uno studio per valutare l'effetto del riallineamento delle barriere sulle praterie di fanerogame, lo stato trofico dei sedimenti e le comunità meiobentoniche, a distanza di 6 anni dal riallineamento. La stessa area è stata poi utilizzata per il progetto MERCES, che ha come obiettivo il restauro di ambienti marini danneggiati, sia costieri che profondi, per cui l'area di Gabicce Mare è risultata essere la candidata ideale per lo svolgimento del progetto.

In prima analisi dunque si è proseguito con il lavoro iniziato anni prima, andando ad effettuare tutta una serie di analisi, quali materia organica, granulometria e biomassa fogliare, negli stessi punti di cui si avevano già dati pregressi, per andare a valutare l'impatto che lo spostamento delle barriere ha avuto nel corso degli anni. Inoltre è stata fatta un'analisi di mappatura per determinare lo stato attuale della prateria a fanerogame e poter, nel futuro, valutare l'efficacia del restauro.

Su queste basi il progetto MERCES è stato avviato con lo scopo di raggiungere i seguenti obiettivi:

- valutare il potenziale di differenti approcci e tecnologie;
- quantificare il ritorno in termini di servizi ecosistemici e il loro impatto socioeconomico;
- definire delle politiche e dei quadri governativi necessari per ottimizzare l'efficacia dei diversi approcci di restauro.

L'area di Gabicce Mare è stata inoltre utilizzata per fare esperimenti che fornissero dati utili all'identificazione delle interazioni che regolano la convivenza tra *Pinna nobilis*, *Mytilus galloprovincialis* e le fanerogame.



Figura 3.2 Mappatura dell'estensione occupata della prateria a fanerogame all'interno delle barriere frangiflutti eseguita a Gabicce Mare nel maggio 2017

Come detto l'esperimento è iniziato nel maggio 2017 con un *survey* preliminare che ha portato alla caratterizzazione generale dell'area, alla mappatura dell'estensione della prateria e alla raccolta dei dati utili al confronto con il 2011.

Il disegno sperimentale ha previsto un primo set di 9 plot sperimentali, quadrati di 1 m x 1 m, in cui sono stati preparati 3 differenti trattamenti:

- sedimento → plot 1,2,3
- fanerogame originarie → plot 13,14,15
- fanerogame originarie con trapianto di *Pinna nobilis* → plot 16,17,18

ciascun plot è stato realizzato con dei paletti e delle funi, ed è stato segnalato con delle boe. Il punto esatto della realizzazione del plot è stato preso tramite GPS così da rendere più facile il ritrovamento in sede di campionamento.

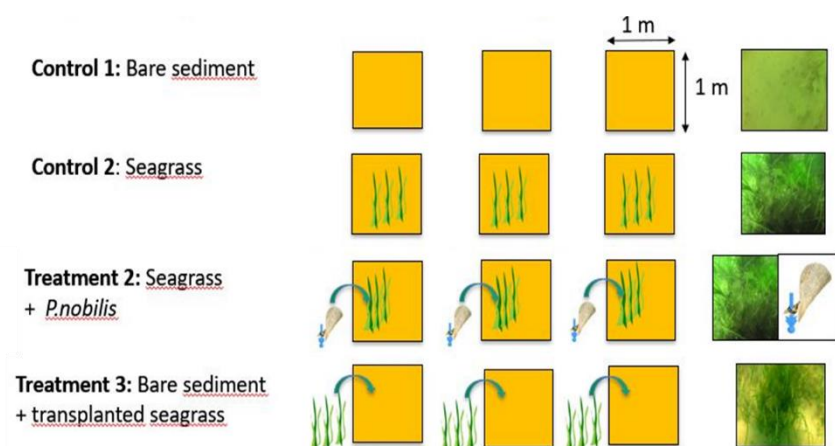


Figura 3.3 Disegno sperimentale che mostra i vari trattamenti

Il trapianto di *Pinna nobilis* è stato effettuato tramite l'utilizzo di esemplari prelevati dall'area protetta di Miramare (TS). Una volta arrivati nella zona del trapianto gli esemplari sono stati posizionati nei rispettivi plot tramite fissaggio al suolo con graffette e pietre, inseriti per circa un terzo della loro lunghezza complessiva.

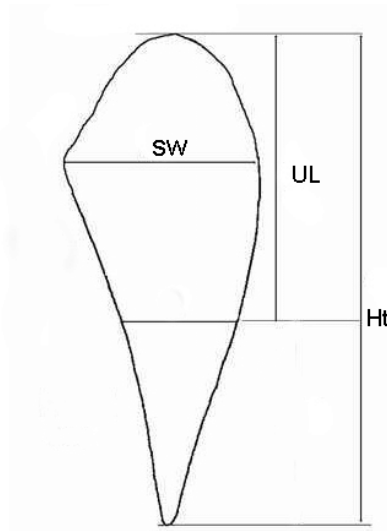


Figura.3.4 Schema del calcolo delle dimensioni di un esemplare di *P. nobilis*

Nell'aprile 2018, con l'avvento della stagione primaverile, si è aggiunto un secondo disegno sperimentale al primo, che ha visto la creazione di sei nuovi plot sperimentali (dal 6 al 12) nei quali sono avvenuti i trapianti di fanerogame per il restauro. Nel mese di Novembre 2018 inoltre sono stati aggiunti sei plot di *Mytilus galloprovincialis*, tre distribuiti nella prateria di fanerogame originaria, e altri tre nei trapianti di *C. nodosa*.

Le procedure di campionamento sono avvenute allo stesso modo per tutti i plot come descritto qui di seguito.

3.2. Strategia di campionamento

I campionamenti sono stati effettuati a Gabicce Mare nel mese di Luglio 2018, per rappresentare la stagione estiva, nel mese di Settembre 2018 per la stagione tardo estivo-autunnale e nel mese di Novembre 2018 per la stagione pre-invernale.

In entrambi i mesi si è proceduto alla raccolta dei campioni all'interno di ogni singolo plot e, dove presenti *P. nobilis* o *M. galloprovincialis*, si è campionato il più vicino possibile ad essi.

In ogni quadrato sono state prese:

- una carota del diametro di 3,6 cm per la meiofauna;
- una carota del diametro di 5,2 cm per la materia organica (Figura 3a).

I campioni sono stati presi manualmente da un operatore in immersione al quale veniva fornito supporto esterno per il recupero dei campioni e il passaggio degli strumenti necessari.

Una volta terminato il campionamento in laboratorio il sedimento veniva estratto dalle carote nei seguenti strati: 0-1 cm; 1-3 cm; 3-5 cm; 5-10 cm; 10-15 cm, per essere riposto in contenitori di plastica. Per la meiofauna i diversi strati venivano posti in barattoli di plastica da 150 ml; per la materia organica e abbondanza procariotica in piastre Petri sterili. Tutti i campioni venivano poi posti in scatole conservate a -27°C in attesa delle successive analisi.



Figura 3.5 Esempio di carota di sedimento utilizzata nei campionamenti

3.3. Analisi di laboratorio

3.3.1. Estrazione della meiofauna

L'estrazione degli organismi della meiofauna dal sedimento viene effettuata mediante l'uso di setacci. Per rendere più efficiente il metodo di estrazione, prima di essere passato al setaccio, il campione è stato sottoposto a sonicazione (1 minuto per 3 volte, con intervallo di 30 secondi) in modo da staccare le particelle di sedimento aderenti alla superficie degli organismi. A questo punto, il sedimento di ciascun campione è stato prima filtrato con un setaccio di maglia 500 µm, quindi raccolto in un becher e filtrato ulteriormente con un retino di maglia 30 µm per trattenere gli organismi meiobentonici. Il materiale grossolano trattenuto dopo il primo passaggio a 500 µm è stato controllato allo stereomicroscopio per verificare la presenza di eventuali organismi di maggiori dimensioni.

Il sedimento dal filtro a 30 µm è stato trasferito in provette Falcon da 50ml e risospeso con l'aggiunta di Ludox HS40 (densità 1.31 g cm⁻³), in accordo con Heip et al. (1985). La provetta viene poi posta in centrifuga per 10 minuti a 3000 rpm (800 x g).

Il sovrnatante è stato versato sul retino di maglia 30 µm quindi sciacquato con acqua. Il sedimento rimasto sul fondo della provetta è stato successivamente

risospeso con l'aggiunta di ulteriore Ludox e sottoposto un'altra volta a centrifuga. Questa operazione (centrifuga e filtraggio) è stata ripetuta 3 volte per ogni campione in modo da ottenere un'efficienza di estrazione pari al 98%.

Dopo ogni centrifugazione il sovrinatante è stato raccolto su filtro da 30 µm, trasferito in una provetta Falcon e fissato con una soluzione di etanolo al 70%. Per la colorazione sono state aggiunte alcune gocce di Rosa Bengala (0.5 g/l), un colorante che lega le proteine di membrana, per rendere gli organismi più facilmente identificabili.

3.3.2. Sorting della meiofauna

Una volta terminata l'estrazione degli organismi dal sedimento il campione viene osservato mediante un microscopio stereoscopico a 40x di ingrandimento per identificare tutti i taxa della meiofauna presenti e calcolarne le abbondanze. Per effettuare il conteggio il campione è stato posizionato in una cuvette di Delfuss suddivisa internamente in 200 celle (5x5 mm) in modo da facilitare il conteggio. L'abbondanza della meiofauna è stata ricavata rapportando il numero di individui a una superficie nota di sedimento (10 cm²). Utilizzando il contributo percentuale di ciascun taxon all'abbondanza totale degli organismi

della meiofauna è possibile ricavare la composizione tassonomica della comunità.

3.3.3. Determinazione della biomassa

Per determinare la biomassa degli organismi meiobentonici è stato utilizzato un metodo indiretto, definito volumetrico, estrapolando il peso secco da misure di volume. Questo metodo consiste nell'associare la forma di un animale a una figura geometrica basandosi sul fatto che la maggior parte dei taxa meiobentonici ha una forma regolare.

Per poter effettuare le misure necessarie a stimare il biovolume dei nematodi è stato necessario allestire dei vetrini permanenti mediante la tecnica della formalina-etanolo-glicerolo (Seinhorst, 1959; De Grisse, 1969). Tale tecnica prevede che i nematodi vengano trasferiti, mediante l'uso di un ago, dalla cuvette a una lentina di vetro contenente alcune gocce di una soluzione di formalina tamponata al 4%, glicerina 1% e alcune gocce di Rosa Bengala. Il giorno seguente bisogna aggiungere, ogni 2 ore, alcune gocce di etanolo 95% e glicerina 5%, infine attendere il giorno successivo prima di procedere all'allestimento dei vetrini in modo che l'etanolo evapori durante la notte,

lasciando i nematodi nella glicerina pura (Vincx, 1996). A questo punto i nematodi sono pronti per essere trasferiti permanentemente sui vetrini.

Per tutti gli organismi della meiofauna la stima del volume (V) è stata effettuata misurando la lunghezza del corpo (L) e la larghezza massima (W) al binoculare o al microscopio (per i nematodi).

Una volta ottenute le misure di lunghezza e larghezza di ogni singolo individuo sono state applicate delle formule matematiche per calcolare il biovolume di ciascuno. Per il gruppo dei nematodi (la cui forma può essere associata a un cilindro), è stata applicata la seguente formula proposta da Andrassy (1956):

$$V = L \times W^2 \times 0.063 \times 10^{-5}$$

Dove V è espresso in nl (10^{-9} litri), mentre W e L in μm .

Per tutti gli altri taxa è stata applicata la formula proposta da Warwick e Price (1979):

$$V = C \times L \times W^2$$

Dove V è espresso in nl, L e W in mm, mentre C è il fattore di conversione specifico per ciascun taxon.

Una volta ottenuto, il biovolume è stato convertito in peso umido assumendo una gravità specifica di 1.13 (Wieser, 1960). Da quest'ultimo si è passati al

peso secco considerandolo il 25% del peso umido (Myers, 1967; Wieser, 1960).

Infine, il peso secco è stato convertito in contenuto di carbonio assumendo che questo sia il 40% del peso secco (Feller e Warwick, 1988).

4. RISULTATI

4.1. *Abbondanza della meiofauna*

Nel campionamento di luglio si può notare come il plot con maggiore abbondanza della meiofauna sia il sedimento rispetto a tutti gli altri vegetati indipendentemente dalla presenza di *P. nobilis* (Figura 4.1). I valori di abbondanza della meiofauna non cambiano confrontando i plot a fanerogame originali rispetto a quelli trapiantati.

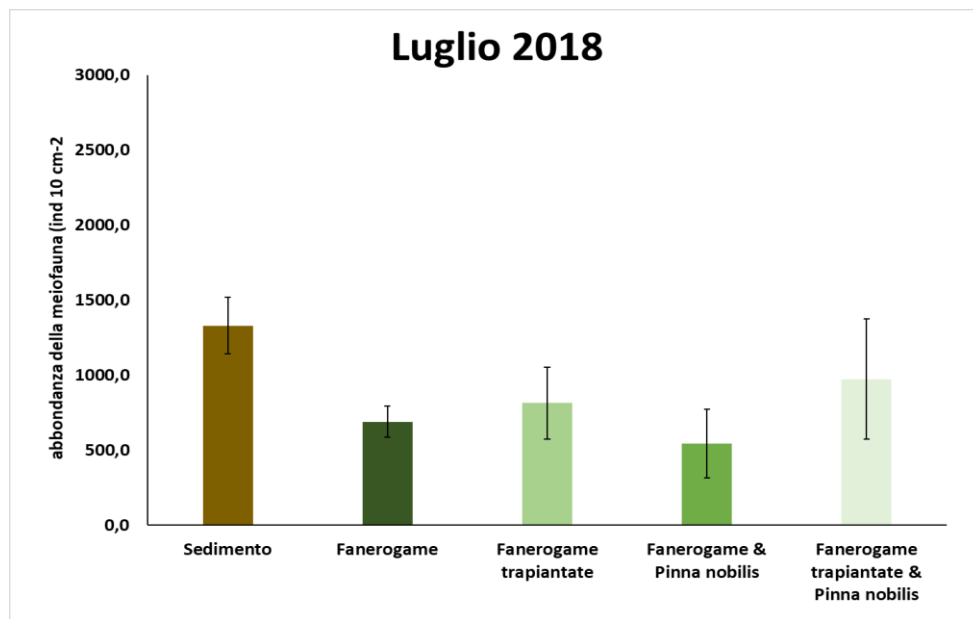


Figura 4.1 *Abbondanza della meiofauna nei plot sperimentali del mese di Luglio 2018*

Diversamente da Luglio, Settembre invece presenta una maggiore abbondanza di organismi su tutti i plot vegetati ad eccezione di quello con le fanerogame trapiantate rispetto ai plot del sedimento (Figura 4.2). Tra questi, spiccano le abbondanze delle praterie di fanerogame con la presenza di *P. nobilis*.

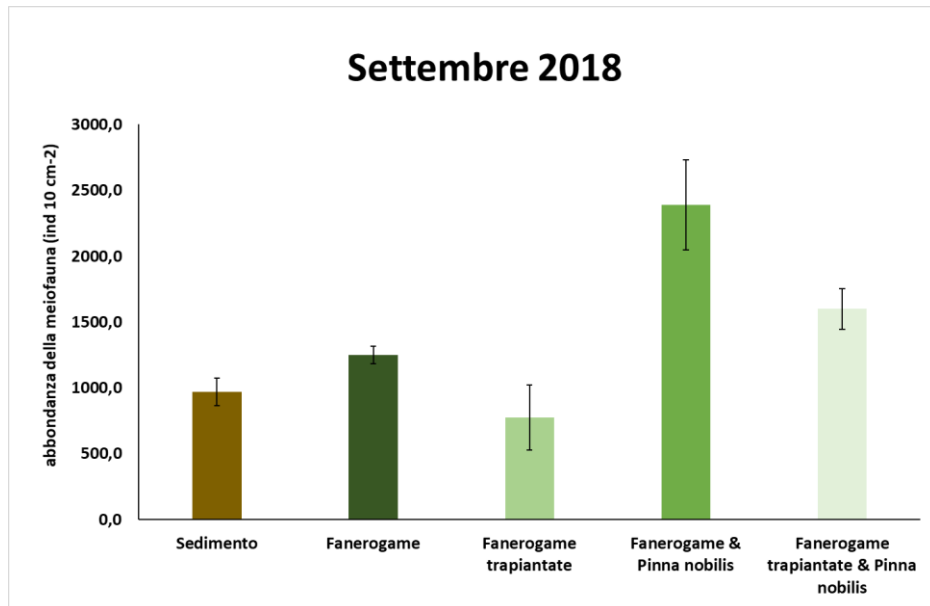


Figura 4.2 Abbondanza della meiofauna nei plot sperimentali del mese di Settembre 2018

I risultati di Novembre sono stati divisi in due grafici (Figure 4.3 & 4.4): il primo mostra i campioni senza la presenza di *P. nobilis* nei plot con trapianti di fanerogame, mentre il secondo include l'aggiunta di *Mytilus galloprovincialis*, sia nella prateria originaria, che nei plot con i trapianti di *Cymodocea nodosa*. In entrambi i grafici di Novembre si può osservare che i valori più bassi della

meiofauna sono stati misurati nei plot con fanerogame trapiantate anche con la presenza di *M. galloprovincialis*.

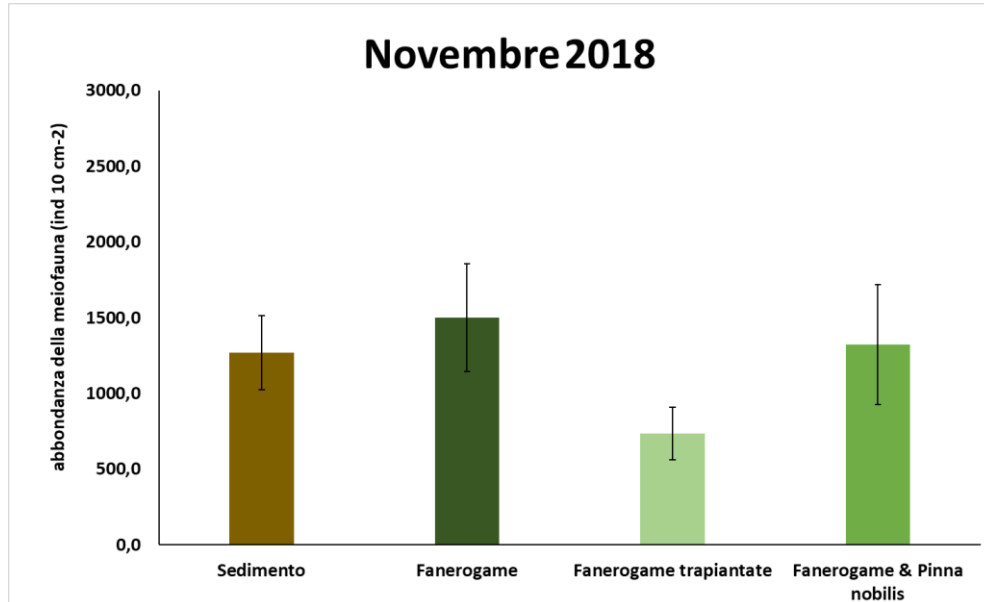


Figura 4.3 Abbondanza della meiofauna nei plot sperimentali del mese di Novembre 2018

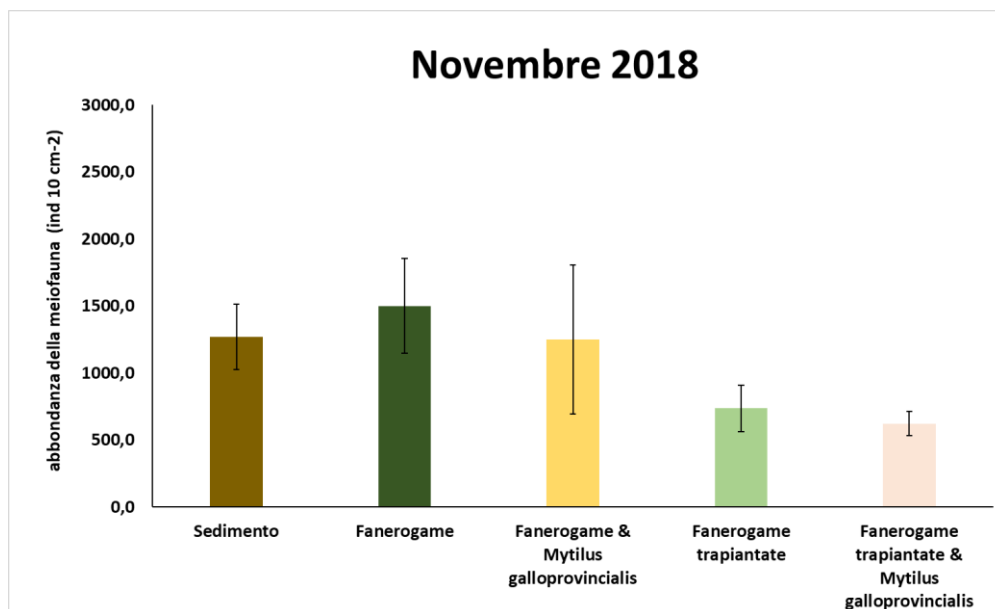


Figura 4.4 Abbondanza della meiofauna nei plot sperimentali del mese di Novembre 2018

4.2. Biomassa della meiofauna

I valori della biomassa del mese di Luglio mostrano valori generalmente più bassi nel plot con fanerogame naturali e *Pinna nobilis* (Figura 4.5)

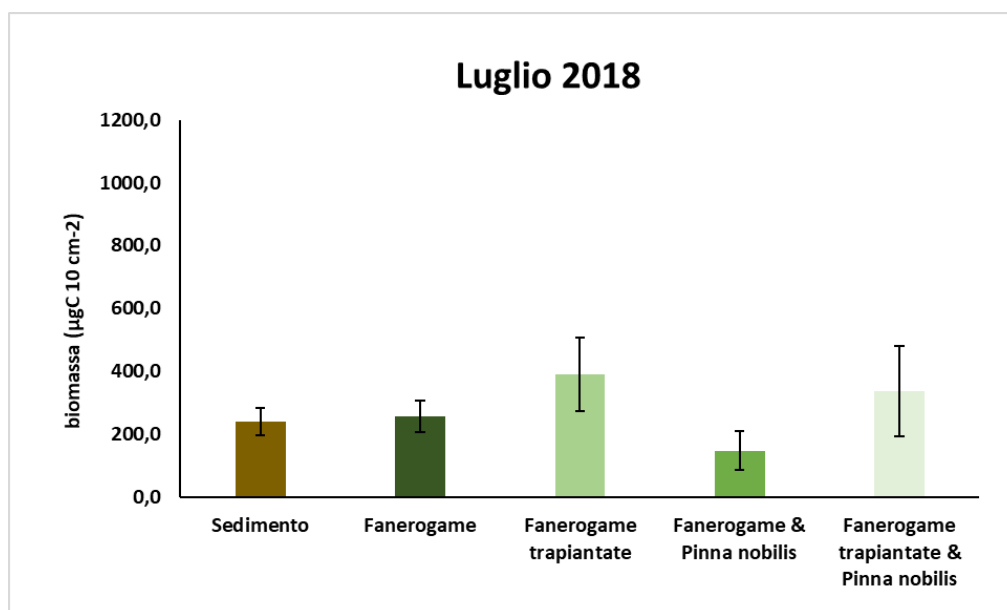


Figura 4.5 Biomassa della meiofauna di Luglio 2018

Nel mese di Settembre invece la biomassa della meiofauna mostra valori molto simile tra il sedimento e la prateria originarie e trapiantate mentre i valori più alti sono riscontrati nei plot in cui è presente *Pinna nobilis* (Figura 4.6).

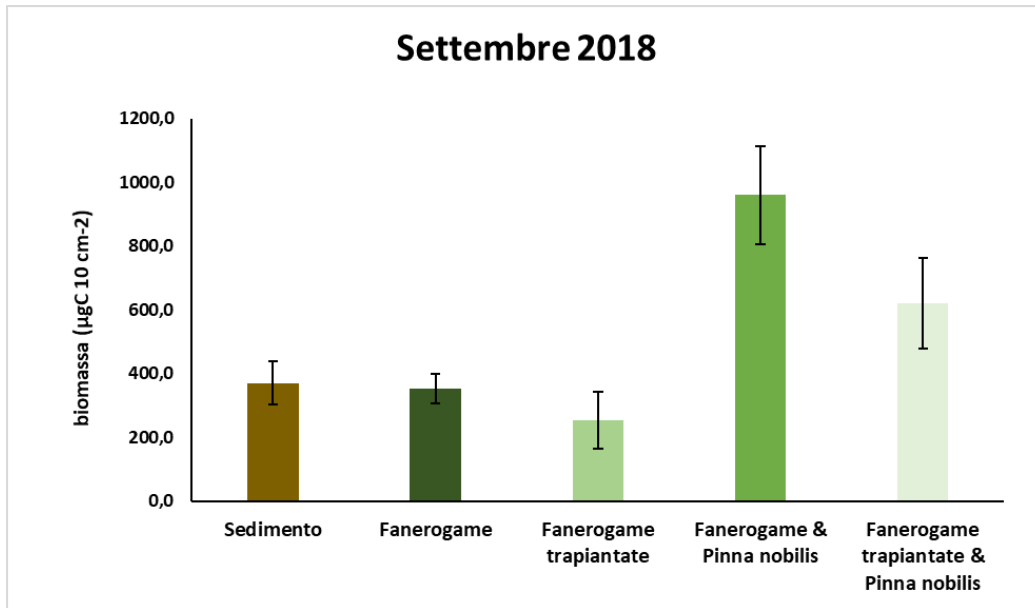


Figura 4.6 Biomassa della meiofauna di Settembre 2018

A Novembre la biomassa della meiofauna risulta essere più bassa nei plot con fanerogame trapiantate rispetto a tutti gli altri plot sperimentali (Figura 4.7)

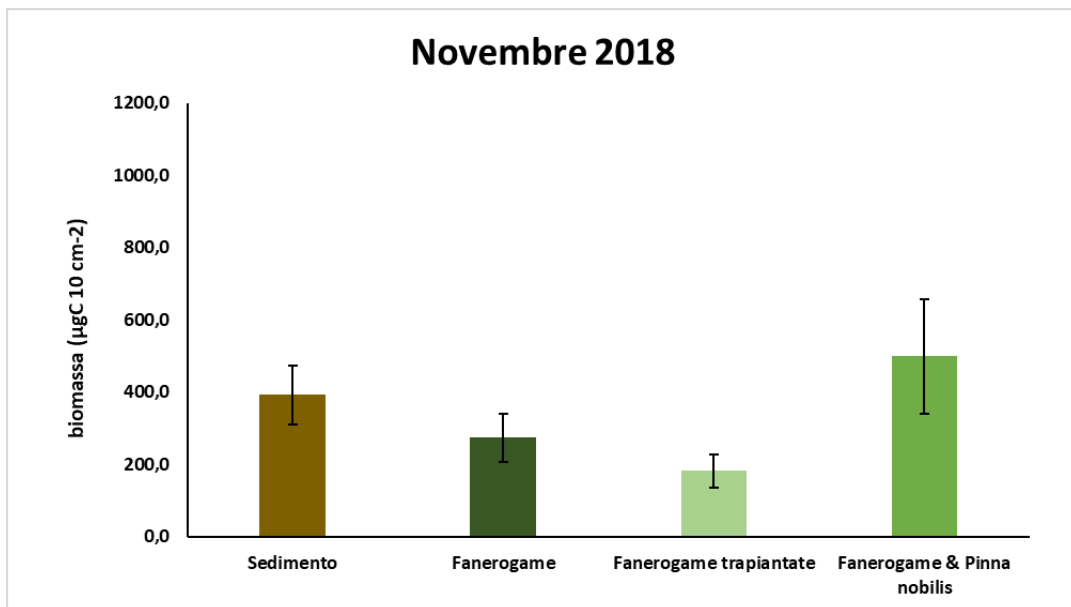


Figura 4.7 Biomassa della meiofauna di Novembre 2018

Inoltre, la biomassa della meiofauna mostra valori più bassi nelle fanerogame trapiantate indipendentemente dalla presenza/assenza di *M. galloprovincialis* (Figura 4.8).

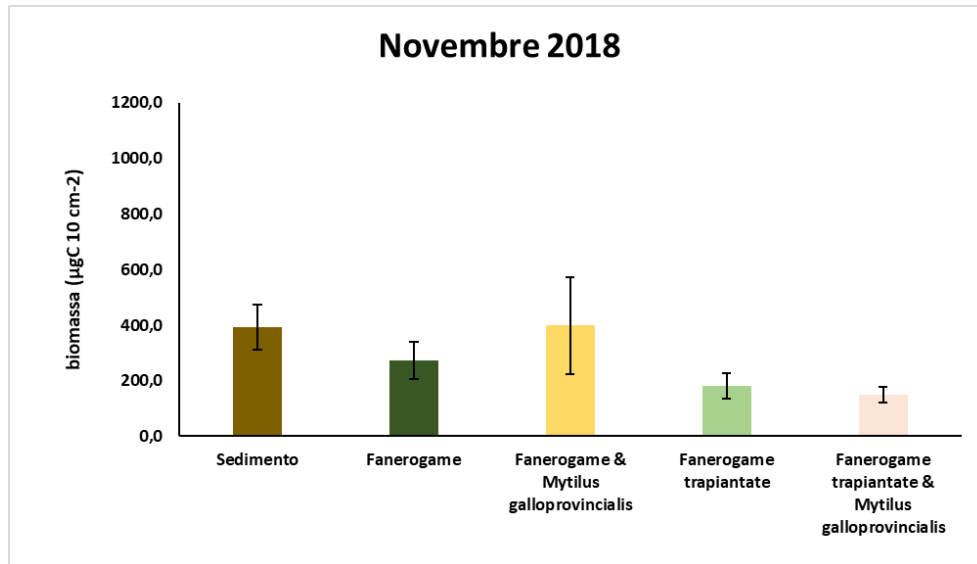


Figura 4.8 Biomassa della meiofauna di Novembre 2018

4.3. Biodiversità della meiofauna

4.3.1. Numero dei taxa

Nel mese di Luglio si può notare come la biodiversità sia compresa tra un minimo di 9 (nel plot di fanerogame e *P. nobilis*) ad un massimo di 12 (nei plot controllo di fanerogame e nei trapianti di *C. nodosa* e *P. nobilis*) (Figura 4.9).

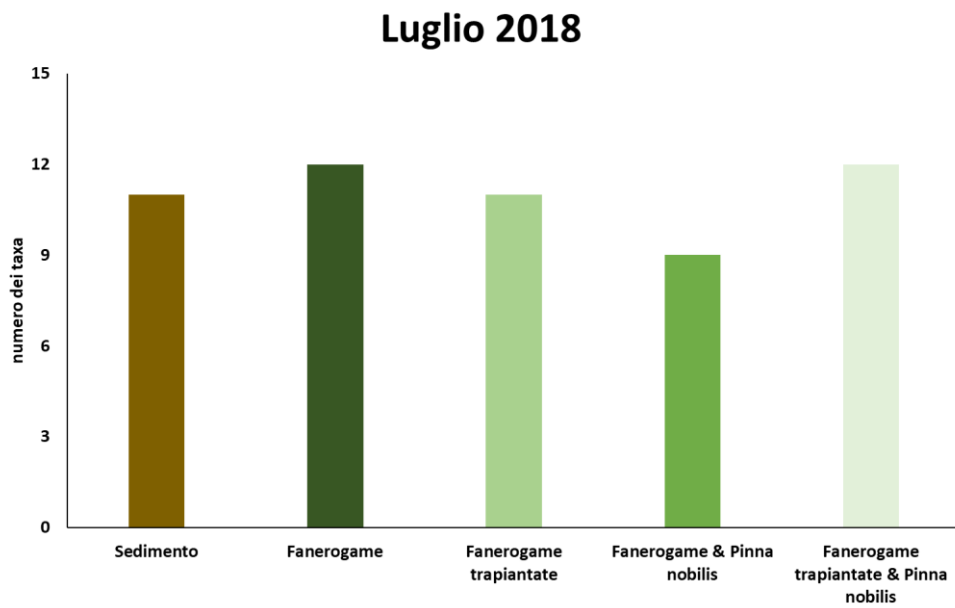


Figura 4.9 Numero dei taxa dei campioni di Luglio 2018

Nei campioni di Settembre si nota subito come il numero maggiore di specie si trovi nel sedimento (12 taxa), seguito dai plot in cui è stata posizionata *P. nobilis* (10 taxa sia nella prateria originaria sia nei trapianti) e un minimo di 9 taxa nei plot in cui è assente *P. nobilis* (Figura 4.10).

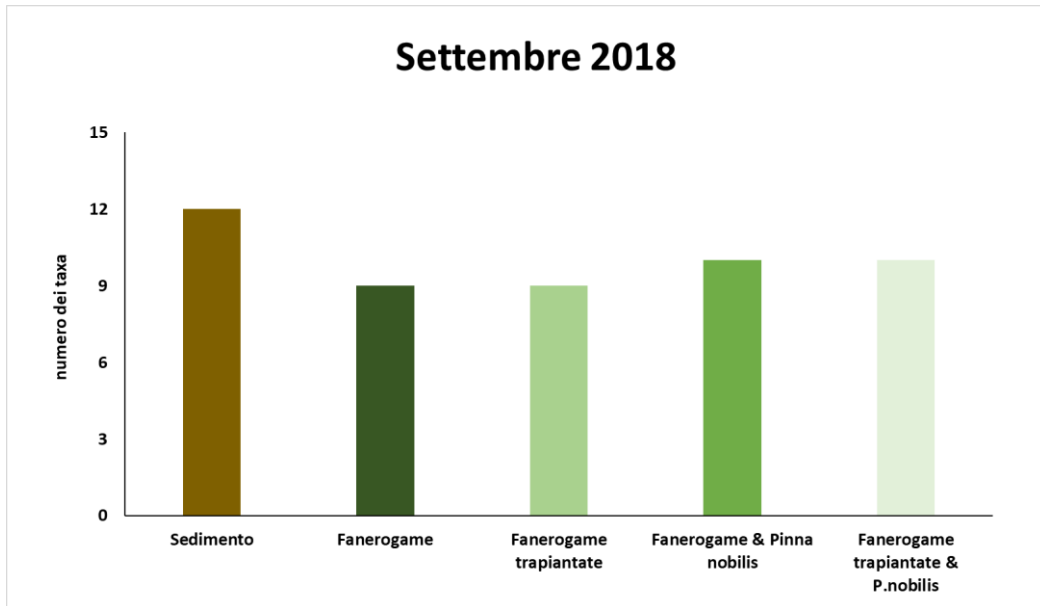


Figura 4.10 Numero dei taxa dei campioni di Settembre 2018

A Novembre, con l'avvicinarsi della stagione invernale il numero generale dei taxa è diminuito in ogni plot; si osserva però come il numero di taxa sia nettamente più elevato nei campioni presi immediatamente nelle vicinanze dei molluschi bivalvi: nel primo grafico il plot con fanerogame e *P. nobilis* sono presenti 8 taxa (rispetto ai 4-5 degli altri plot; Figura 4.11), mentre avviene lo stesso in presenza dei trapianti di *M. galloprovincialis*, con 8 taxa nella stazione della prateria originaria e *M. galloprovincialis* e 9 nei trapianti di *Cymodocea* con *M. galloprovincialis* (Figura 4.12).

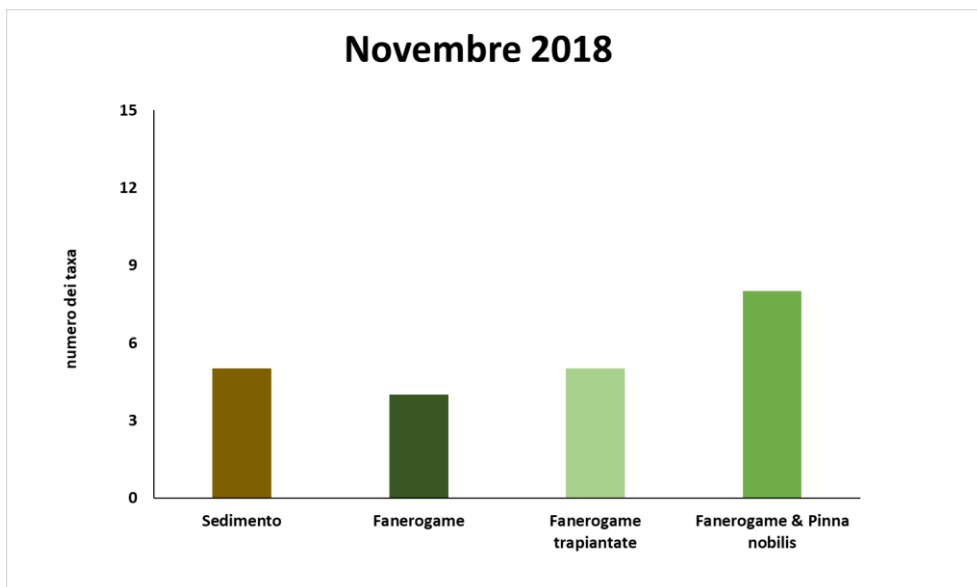


Figura 4.11 Numero dei taxa dei campioni di Novembre 2018

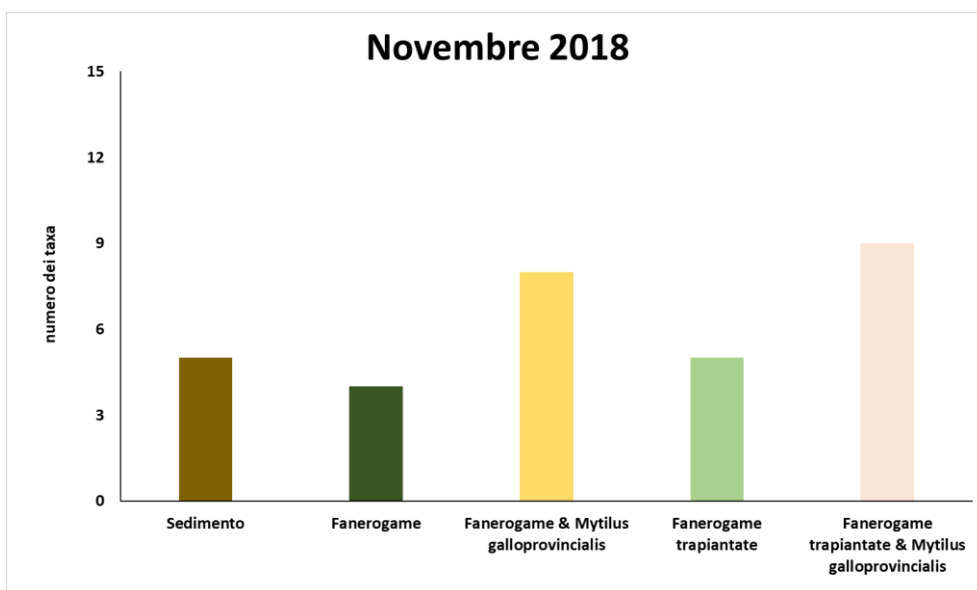


Figura 4.12 Numero dei taxa dei campioni di Novembre 2018

4.3.2. Struttura di comunità

Nei grafici sulla struttura di comunità possiamo subito notare che i nematodi sono il gruppo di specie più presente (sempre maggiori del 70%) e che aumentano la loro percentuale con l'andare dalla stagione estiva a quella invernale. Nel mese di Luglio superano sempre l'80% della composizione totale mentre i copepodi variano da un 5% nel plot del sedimento ad un 15% circa nei plot vegetati (Figura 4.12).

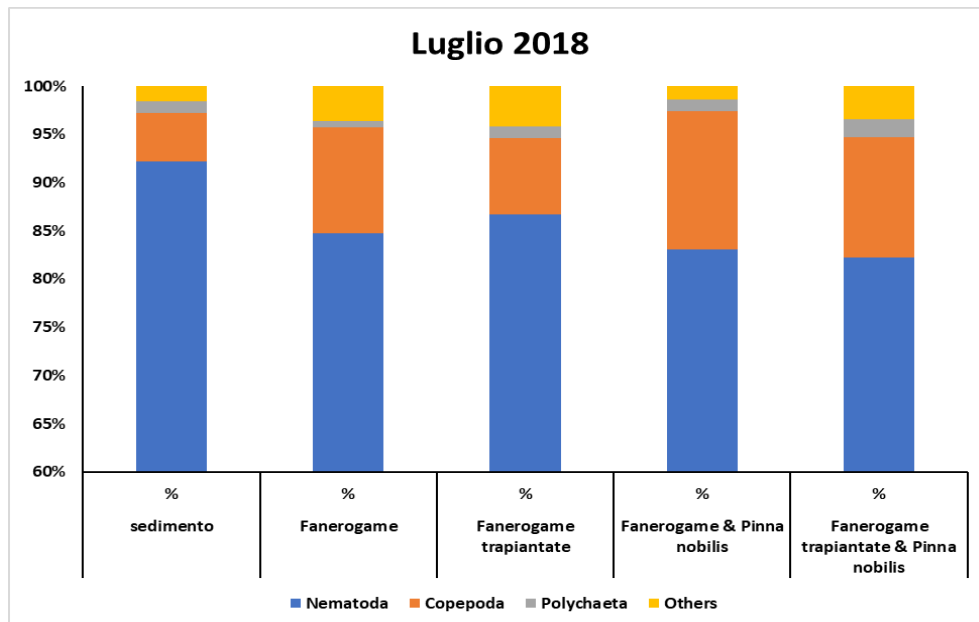


Figura 4.12 Percentuali dei taxa maggiori di Luglio 2018

Per quanto riguarda i taxa minori, nel mese di Luglio abbiamo una principale suddivisione tra ostracodi e turbellari, in tutti i plot, ma si può anche notare la

presenza di anfipodi, tanaidacei e, in particolare nel plot di fanerogame trapiantate, una significativa percentuale (15%) di isopodi (Figura 4.13)

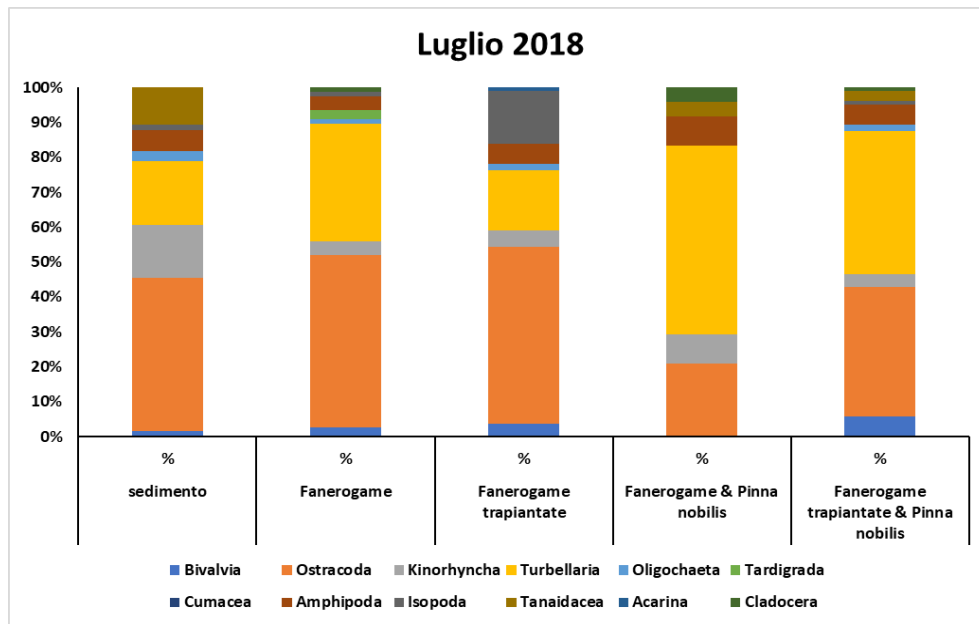


Figura 4.13 Percentuali dei taxa minori di Luglio 2018

A Settembre la percentuale dei copepodi arpacticoidi aumenta sia nel plot del sedimento (raggiunge il 10 %) sia nel trapianto di fanerogame associate a P.nobilis (più del 20%) (Figura 4.13).

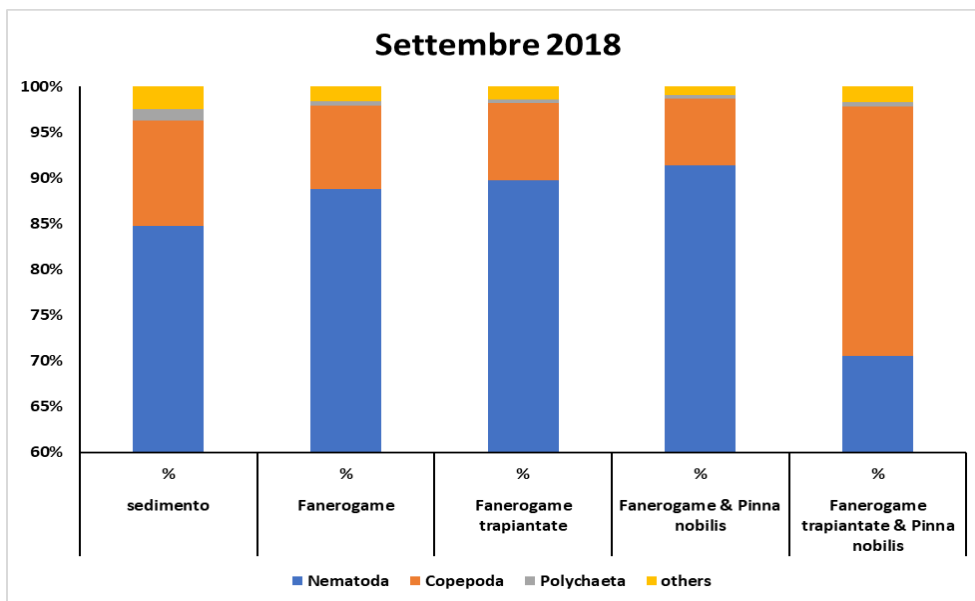


Figura 4.14 Percentuali dei taxa maggiori di Settembre 2018

I taxa rari invece sono caratterizzati da una forte presenza di turbellari, oligocheti e chinorinchi, e di tanaidacei nel plot di sedimento, dove superano il 50% (Figura 4.15)

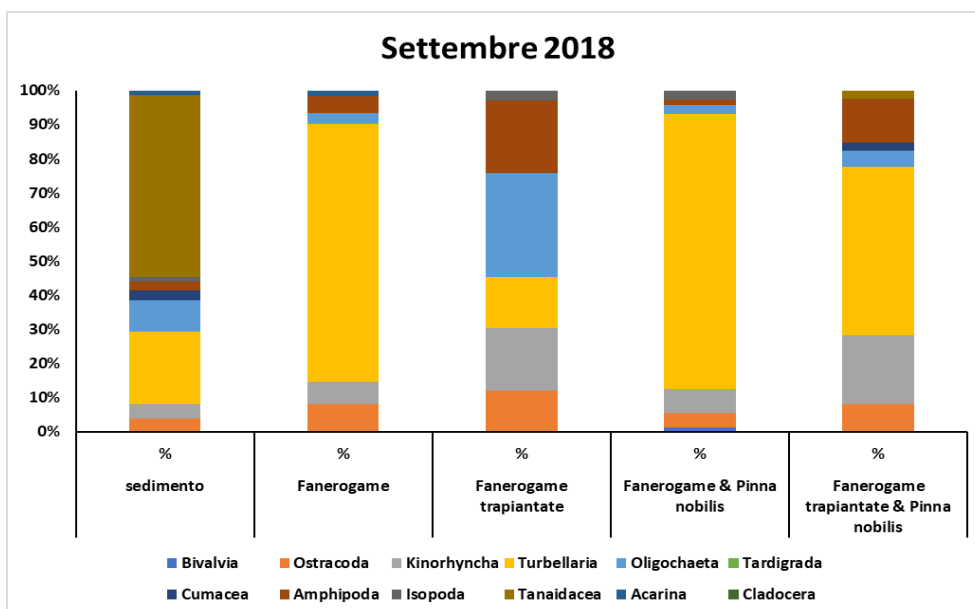


Figura 4.15 Percentuali dei taxa minori di Settembre 2018

A Novembre infine si osserva una notevole preponderanza dei nematodi che superano sempre il 95% della composizione totale, seguiti da copepodi e in misura minore dai policheti (Figura 4.16).

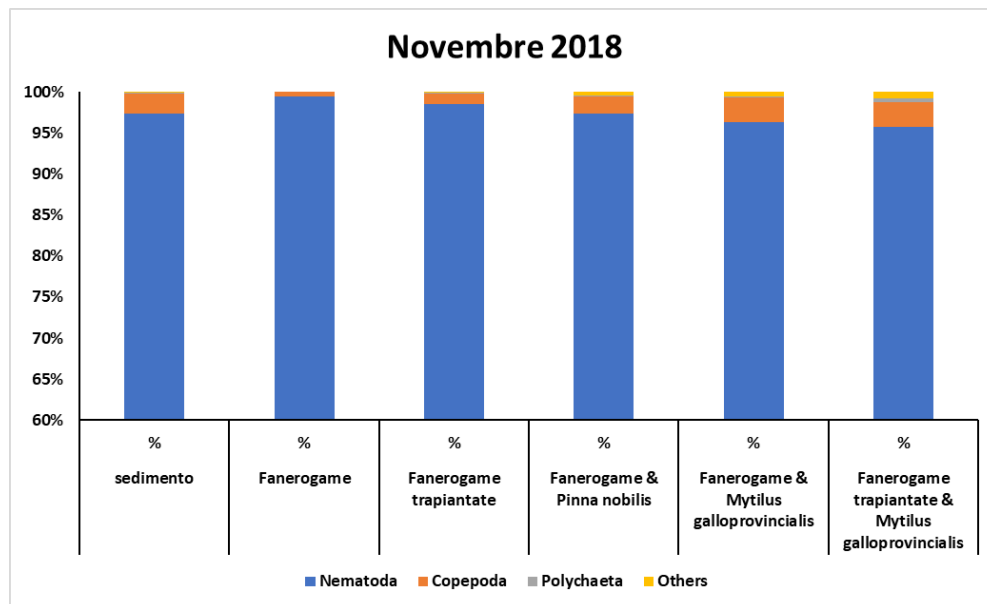


Figura 4.16 Percentuali dei taxa maggiori di Novembre 2018

Per quanto riguarda gli altri taxa minori, si ha generalmente una prevalenza di ostracodi e turbellari, seguiti da chinorinchi e tanaidacei (Figura 4.17).

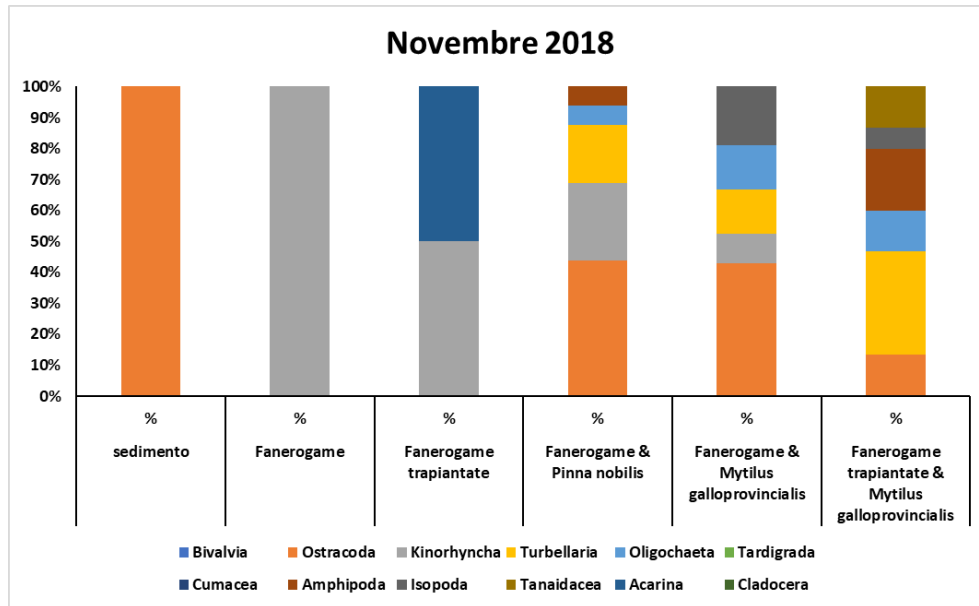


Figura 4.17 Percentuali dei taxa minori di Novembre 2018

4.4. Variazione temporale della meiofauna

Oltre allo studio di abbondanza, biomassa e biodiversità per ogni periodo di campionamento nei differenti plot sperimentali, è stato possibile confrontare l'effetto del trapianto delle fanerogame sulle comunità meiobentoniche rispetto a quelle con fanerogame originali e dell'effetto della presenza di *P. nobilis*.

4.4.1. Confronto tra fanerogame e fanerogame trapiantate

I dati che riguardano l'abbondanza della meiofauna mostrano come dal passare della stagione estiva a quella pre-invernale l'abbondanza della meiofauna nella prateria originaria di fanerogame aumenta, mentre quella del trapianto rimane praticamente invariata (Figura 4.18)

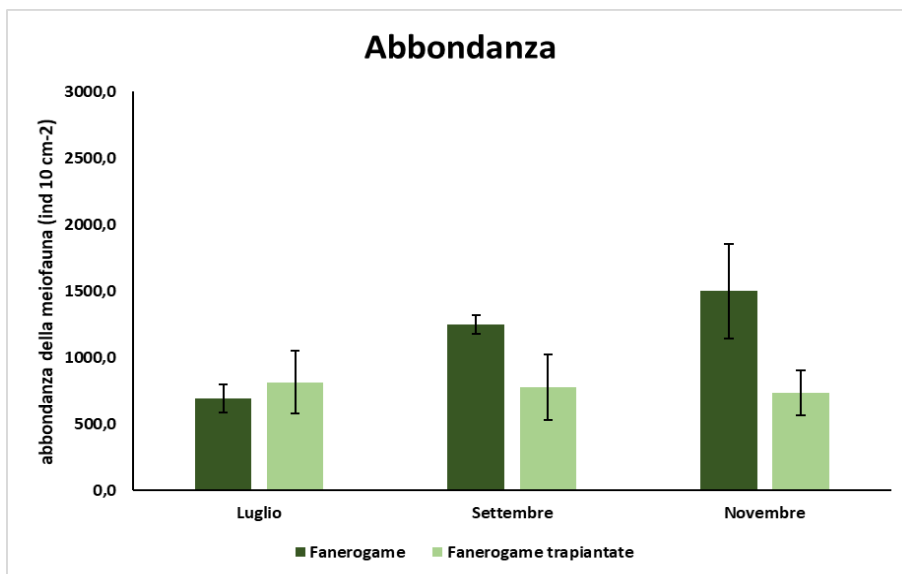


Figura 4.18 Variazione temporale dell'abbondanza della meiofauna

La biomassa della meiofauna invece non presenta differenze temporali sia nei plot con fanerogame originali sia in quelli con trapianto, anche se si può notare come nei plot di fanerogame trapiantate essa tenda a diminuire con l'andare verso la stagione più fredda (Figura 4.19)

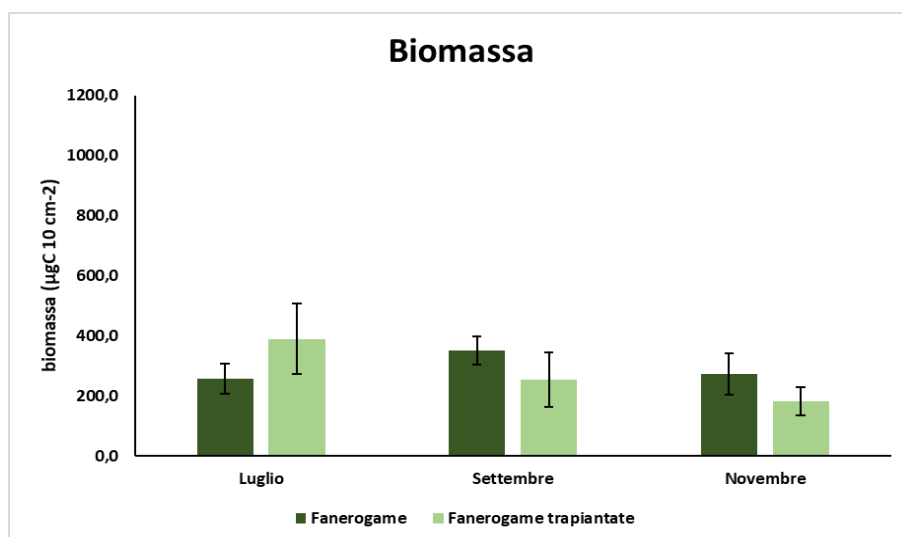


Figura 4.19 Variazione temporale della biomassa della meiofauna

Infine è possibile notare che la biodiversità come il numero dei taxa diminuisce progressivamente in entrambi i sistemi confrontati passando da un massimo di 12 nel mese di Luglio ad un minimo di 4 nel mese di Novembre (Figura 4.20).

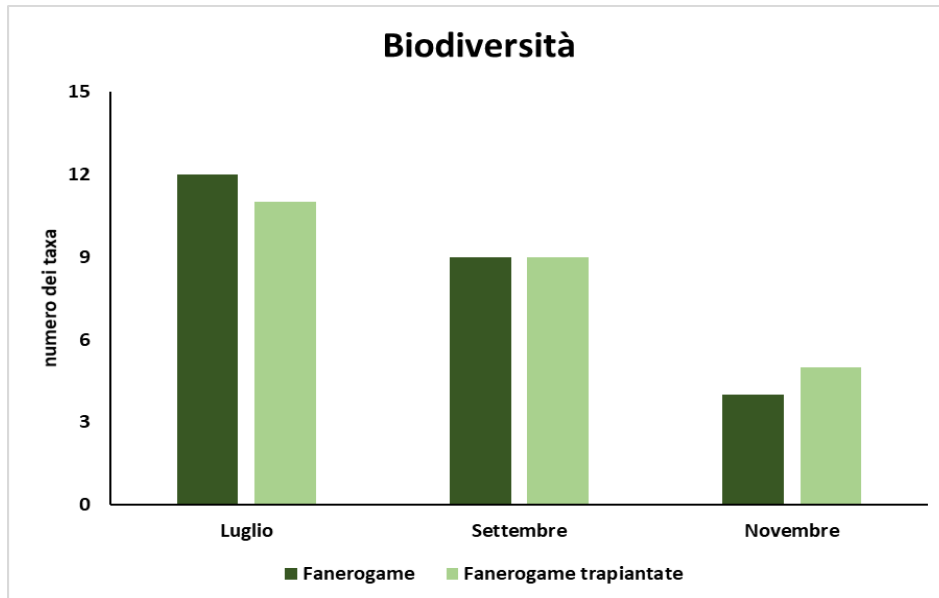


Figura 4.20 Variazione temporale della biodiversità della meiofauna

4.4.2. Confronto tra fanerogame & fanerogame trapiantate in presenza di *P.nobilis*

I dati relativi ad abbondanza, biomassa e biodiversità mancano dei campioni di Novembre di fanerogame trapiantate e *P. nobilis*, perché tutti gli individui della specie sono morti. L'abbondanza e biomassa della meiofauna mostrano andamenti molto simili presentando un picco di valori nel plot di fanerogame e *P. nobilis* nel mese di Settembre (Figura 4.21 e 4.22)

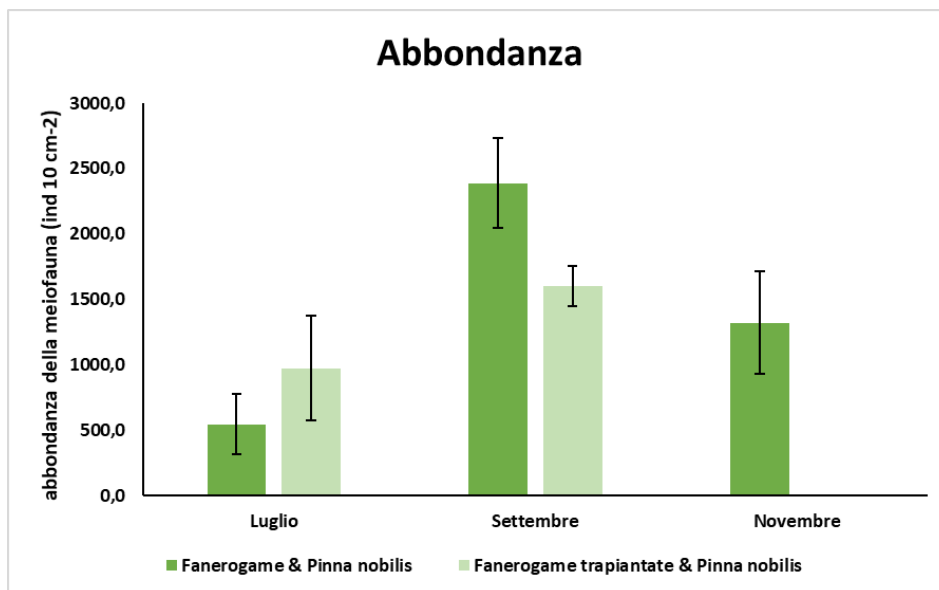


Figura 4.21 Variazione temporale dell'abbondanza della meiofauna in presenza di *P. nobilis*

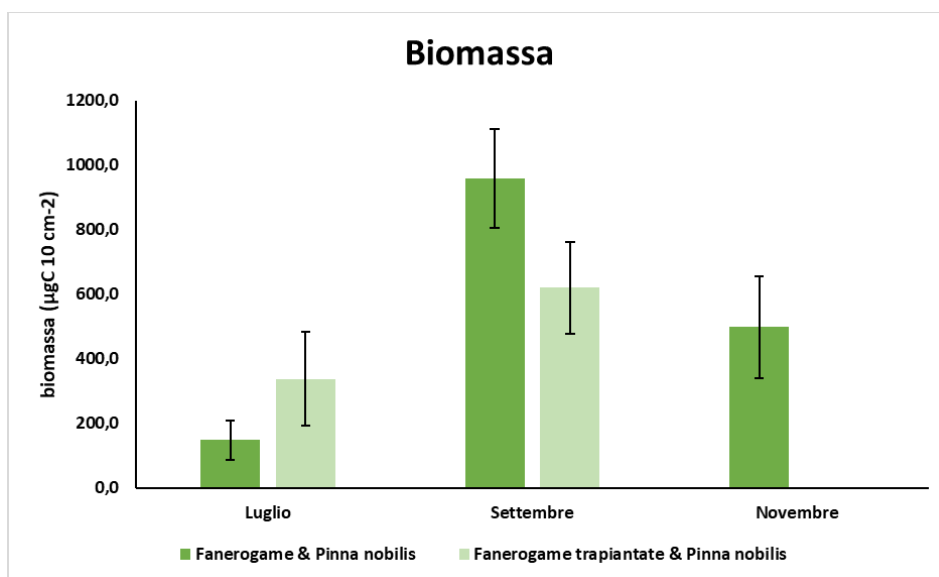


Figura 4.22 Variazione temporale della biomassa della meiofauna in presenza di *P. nobilis*

Il numero dei taxa della meiofauna invece si mantiene abbastanza costante nel tempo nei plot di fanerogame e *P. nobilis*, ma diminuisce il numero di taxa da Luglio a Settembre nel plot di fanerogame trapiantate e *P. nobilis* (Figura 4.23)

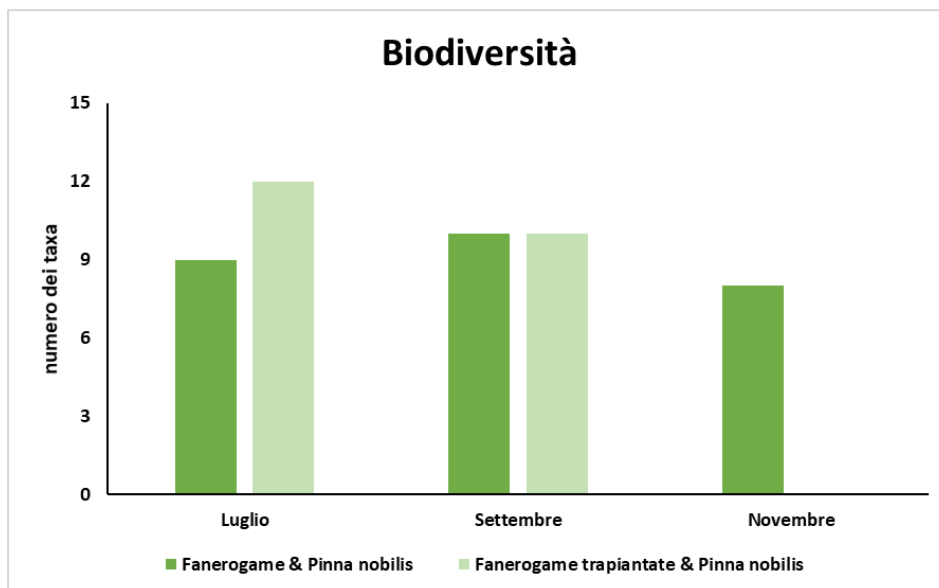


Figura 4.23 Variazione temporale della biodiversità in presenza di *P. nobilis*

5. DISCUSSIONE

Precedenti studi hanno rivelato che il successo del restauro delle fanerogame marine può variare in modo significativo da caso a caso, a seconda delle caratteristiche ecologiche e dell'idoneità dei siti di trapianto, della stagione in cui sono iniziate le attività di restauro, della metodologia utilizzata e della presenza/assenza degli impatti antropici (Calumpong & Fonseca, 2001; Short et al., 2002; Campbell & Paling, 2003; Bastyan & Cambridge, 2008; Suykerbuyk et al., 2012). Inoltre, il successo del restauro delle fanerogame è strettamente correlato al ciclo biologico delle specie selezionate per le azioni di trapianto (Calumpong & Fonseca, 2001). Nel presente studio, *Cymodocea nodosa* è stata trapiantata dal sito del donatore in un'area adiacente senza vegetazione. L'esperimento è stato condotto in primavera perché questa stagione è stata segnalata come il periodo più adatto negli ecosistemi temperati per condurre con successo il trapianto di fanerogame marine (Paling et al., 2009). In questo periodo, infatti, aumentano le probabilità dell'insediamento e la crescita vegetativa del rizoma sotterraneo delle fanerogame trapiantate. Al contrario, lo stress fisico che si verifica generalmente in inverno può compromettere l'insediamento delle fanerogame trapiantate e rallentarne la crescita e il recupero (van Katwijk & Hermus, 2000; Bos & van Katwijk, 2007; Park & Lee, 2007). Il nostro esperimento rivela che l'uso di sacchi e contenitori

di mais biodegradabili mantiene e stabilizza la consistenza della zolla con rizomi e foglie. Questo materiale ha una persistenza limitata nei sedimenti e il suo degrado non produce composti dannosi (Emadian et al., 2017). La mancanza di eventi ad alta energia (ad es. tempeste) immediatamente dopo il periodo del trapianto ha probabilmente favorito l'espansione delle radici e l'insediamento delle fanerogame trapiantate nei sedimenti riceventi. Cinque mesi dopo l'inizio dell'esperimento (Settembre 2018), il *C. nodosa* trapiantato ha raggiunto il 70% della densità e il 35% della biomassa del fanerogame del sito donatore.

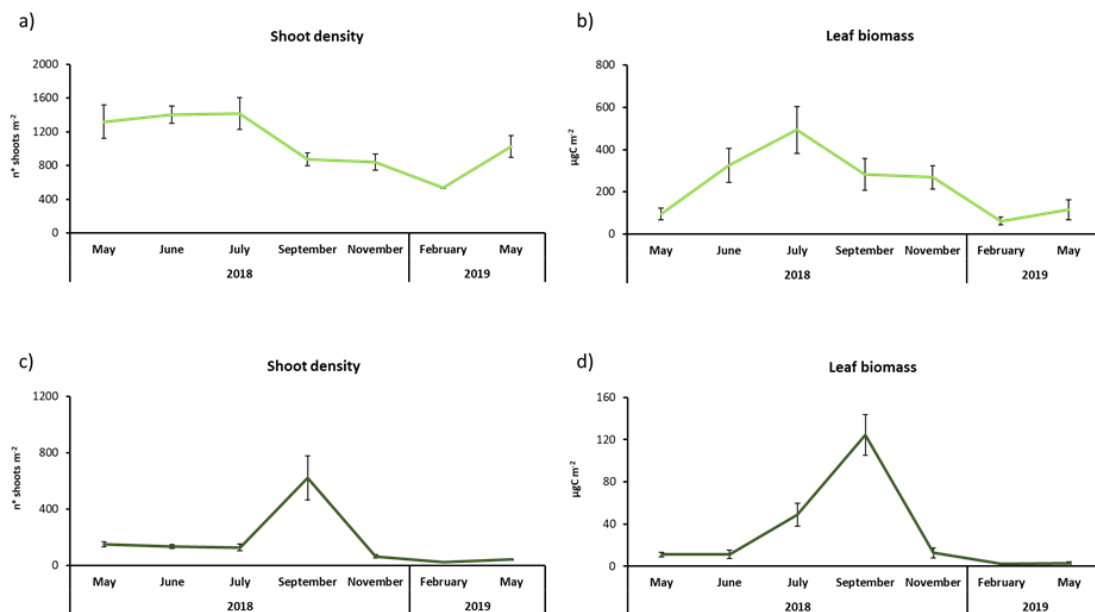


Figura 5.1 Densità dei fasci e biomassa fogliare nei plot sperimentali. Sono riportati a) densità dei fasci e b) biomassa fogliare delle fanerogame donatrici e c) densità dei fasci e d) biomassa fogliare delle fanerogame trapiantate (Da Ros et al. submitted).

5.1. Confronto tra fanerogame e fanerogame trapiantate

La "Società per il Restauro Ecologico" ha dichiarato che le azioni di ripristino di ecosistemi degradati dovrebbero consentire anche il recupero delle funzioni e dei servizi dell'ecosistema (SER, 2004; Gann et al., 2019). Tuttavia, la maggior parte degli studi condotti finora ha valutato il successo del restauro considerando solo la sopravvivenza delle piante trapiantate, la loro copertura o l'espansione dei propaguli (Bayraktarov et al., 2016), mentre le funzioni degli ecosistemi non sono generalmente studiate (Dailianis et al., 2018). In questo studio, abbiamo esaminato l'effetto del trapianto di fanerogame marine sulle comunità della meiofauna in termini di abbondanza, biomassa e diversità. Il nostro esperimento è stato condotto in un'area vicino a un parco naturale terrestre (Monte San Bartolo), ma in una località turistica caratterizzata da spiagge affollate in estate. Pertanto, l'area non può essere considerata priva di impatti antropici.

La meiofauna è altamente sensibile sia ai cambiamenti delle condizioni ambientali che degli impatti antropici, tale da garantire che questa componente del benthos possa fornire informazioni utili anche sui cambiamenti nella qualità degli ecosistemi (Mirto et al., 2010). Nel nostro studio l'abbondanza e la biomassa della meiofauna in questi due plot hanno delle corrispondenze, principalmente nei campioni di Settembre e Novembre. Le differenze tra la

prateria originaria e i plot del trapianto sembrano quindi essere relativamente poche: l'abbondanza e la biomassa della meiofauna risulta essere maggiore nel plot con i trapianti di *C. nodosa* solamente nel pieno della stagione estiva, dopo 3 mesi dai trapianti effettuati. Ciò può essere spiegato dalla minore densità di germogli (in media solo il 10% della densità dei germogli rispetto ai prati donatori). È però possibile notare che le deviazioni standard (e quindi la variabilità dei dati) nei grafici di abbondanza e biomassa sono più ampie nei campioni delle fanerogame trapiantate rispetto a quelle delle fanerogame, suggerendo una maggiore eterogeneità spaziale rispetto ai sistemi naturali più consolidati e stabili.

Precedenti studi condotti su scala globale riportano che le praterie di fanerogame possono sostenere un'alta diversità della fauna bentonica rispetto ai sedimenti non vegetati adiacenti o ad altri habitat (Fonseca et al., 2011; Lefcheck et al., 2017), grazie alla loro capacità di aumentare le fonti alimentari (ad es. foglie di alghe, detriti organici, biomassa epifita, microfitobenthos, microbi bentonici e riduzione dell'idrodinamismo, e quindi l'accumulo di particolato organico; Fonseca et al., 2011; Pusceddu et al., 2014).

Come per l'abbondanza, anche per quanto riguarda la biodiversità le similitudini sono molte: si può notare come in tutti i tre periodi di studio il numero di taxa differisca di poco (1 o addirittura nessun numero di differenza

tra il plot di fanerogame originarie e quelle delle praterie di trapianti di *Cymodocea nodosa*) suggerendo che i trapianti non hanno effetto sulla diversità complessiva della meiofauna. Maggiori differenze si notano a livello di composizione della comunità della meiofauna in particolare quando si considerano i taxa rari. La composizione ci dice che tra i taxa più comuni abbiamo percentuali molto simili, tuttavia, il predominio generale di nematodi e copepodi nelle comunità meiobentoniche può mascherare l'importanza relativa ai cambiamenti degli altri taxa (Bianchelli et al., 2010). Allo stesso tempo, il nostro studio ha mostrato differenze significative in termini di composizione della meiofauna quando confrontiamo comunità dei plot vegetati con quelli non vegetati. I copepodi sono più abbondanti nei plot con le praterie donatrici e trapiantate rispetto ai sedimenti adiacenti senza vegetazione, mentre i nematodi sono il taxon dominante in tutti i plot sperimentali. Queste caratteristiche erano attese a causa della selezione preferenziale di taxa di crostacei di habitat vegetali (De Troch et al., 2001; Semprucci et al., 2010). Nei taxa rari infatti si può notare come nel plot con le fanerogame originali ci siano alcuni gruppi che sono preponderanti sugli altri, per esempio ostracodi e turbellari a Luglio, turbellari a Settembre e chinorinchi a Novembre, mentre nel plot di fanerogame trapiantate non c'è una vera e propria dominanza di un singolo gruppo sugli altri, ma la composizione è piuttosto simile.

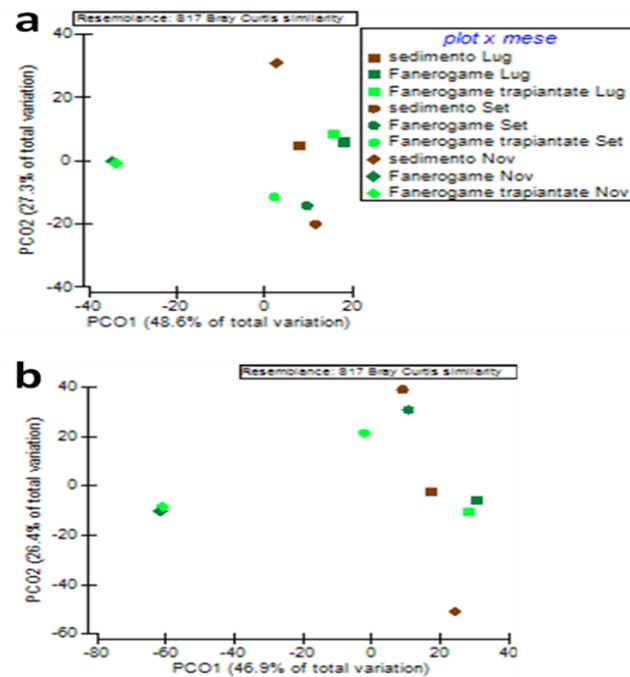


Figura 5.2 Risultati dell'analisi PCO effettuata su a) tutti i gruppi della meiofauna e b) gruppi rari nei differenti plot sperimentali

Inoltre, la composizione dei taxa risulta essere molto simile tra Luglio e Settembre quando si analizzano le percentuali di taxa comuni e rari (Figura 5.2), mentre a Novembre si nota una disuguaglianza nella composizione della meiofauna, essendo presenti in percentuale maggiore i nematodi tra i gruppi principali, e chinorinchi e acari tra i gruppi rari.

Nel grafico di variazione temporale dell'abbondanza (Figura 4.18) infine possiamo notare come mentre il plot di fanerogame trapiantate rimane stabile nel tempo quello della prateria originaria tende ad aumentare, anche se tutte le

variabili esaminate mostrano generalmente differenze più ampie tra le stagioni all'interno dello stesso plot rispetto a quelle tra i plot durante gli stessi periodi di campionamento.

5.2. Confronto tra fanerogame e fanerogame trapiantate in presenza di bivalvi

Di maggiore interesse si dimostrano i risultati ottenuti analizzando la meiofauna in corrispondenza delle due specie di bivalvi. Nella letteratura, le interazioni tra le fanerogame e i bivalvi dell'epifauna sono spesso state studiate, osservando come individui come *P. nobilis* e molte specie del genere *Mytilus* vadano ad interagire con l'ecologia delle fanerogame modificando e rendendo più complesso l'ecosistema (Bertness et al. 1984, Reusch et al. 1994). Le interazioni tra fanerogame e bivalvi epifaunali sono per lo più positive, ma anche dipendenti dal contesto. La fanerogama *Z. marina* facilita la sopravvivenza e l'abbondanza di *M. edulis* e di molte specie di *Pinnidae* riducendo i disturbi idrodinamici così come i germogli possono anche migliorare l'approvvigionamento alimentare e facilitare l'insediamento delle larve dei bivalvi (Aucoin & Himmelman, 2011). Tuttavia, dense praterie di fanerogame possono limitare la crescita dei bivalvi riducendo l'offerta di cibo (Reusch et al. 1998), suggerendo che le interazioni fanerogame – mitili possono

dipendere dalle condizioni locali del sistema, variando a seconda della densità dei germogli, idrodinamismo e disponibilità di cibo. Confrontando i plot di fanerogame e *P. nobilis* con i plot di fanerogame trapiantate e *P. nobilis*, e infine con i campioni di Novembre in cui viene trapiantato anche *M. galloprovincialis* si può notare che l'abbondanza e la biomassa delle due stazioni varia caso per caso: nel mese di Luglio non ci sono differenze tra i plot, mentre nel mese di Settembre l'abbondanza e la biomassa sono più alte nel plot di fanerogame e *P. nobilis* rispetto ai plot di trapianto suggerendo una maggiore stabilità dei plot originali rispetto a quelli trapiantati. A Novembre infine, la presenza di *Mytilus galloprovincialis* non sembra avere effetto sull'abbondanza e biomassa delle comunità della meiofauna indipendentemente dalla presenza di fanerogame originali o trapiantate. È interessante notare infine come la maggior parte dei plot di fanerogame originarie in associazione con *P. nobilis* o *M. galloprovincialis*, abbia una maggiore abbondanza e biomassa rispetto ai plot con sole fanerogame originarie e/o trapiantate. Questo può suggerire che il mutualismo fanerogame-bivalvi abbia un effetto positivo sull'abbondanza e sulla biomassa della meiofauna in particolare nei sistemi con fanerogame originali che risultano essere più stabili nel tempo rispetto ai sistemi trapiantati da pochi mesi.

Per quanto riguarda il numero di taxa e la percentuale di composizione invece abbiamo un andamento simile dei i due plot di fanerogame associate a *P.nobilis*.

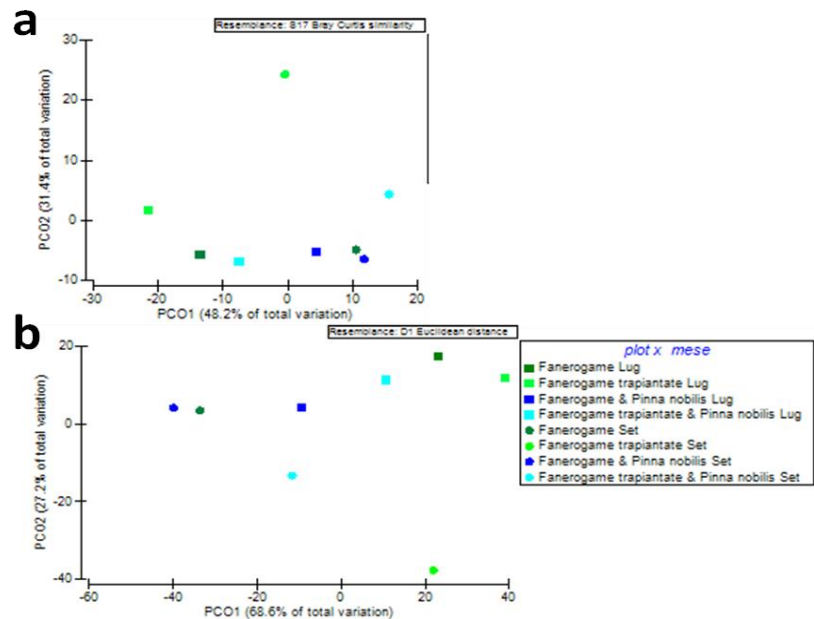


Figura 5.3 Risultati dell'analisi PCO effettuata su a) tutti i gruppi della meiofauna e b) gruppi rari nei differenti plot sperimentali

Dalle analisi della composizione strutturale dei taxa comuni e rari della meiofauna è evidente che in presenza dei bivalvi vi sia una maggiore variazione della composizione rispetto ai plot senza *P. nobilis* o *M. galloprovincialis*. I gruppi condivisi sono minori e questo può significare una più ampia sostituzione dei taxa durante tutto l'anno.

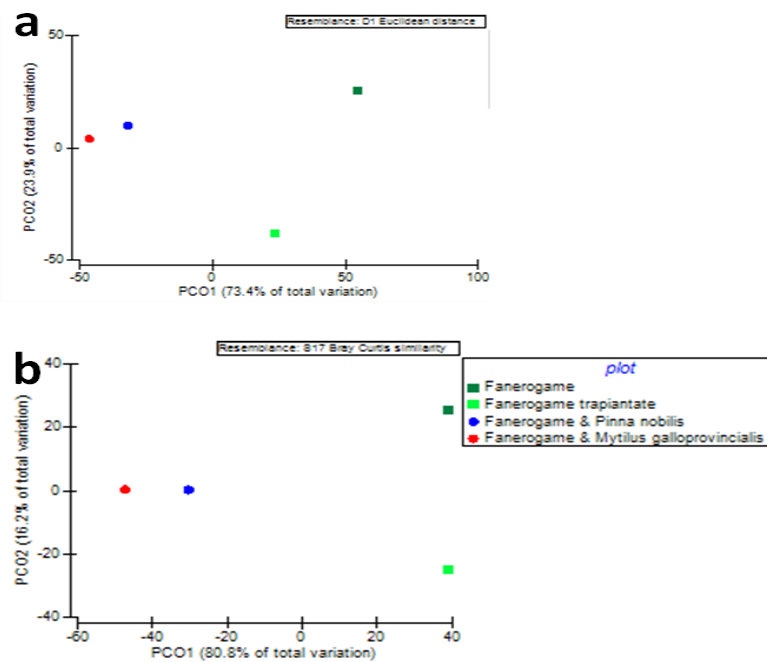


Figura 5.4 Risultati dell'analisi PCO effettuata su a) tutti i gruppi della meiofauna e b) gruppi rari nei differenti plot sperimentali

Nella composizione si nota una maggior percentuale di copepodi arpacticoidi rispetto ai campioni senza bivalvi durante ogni periodo e una maggiore diversificazione nella composizione dei taxa minori anche verso la fine dell'anno (Figura 4.17). Se si confrontano ancora questi due plot con il resto dei campioni di sedimento e di fanerogame non associate a *P. nobilis* o *M. galloprovincialis*, è chiaro che la biodiversità sembra aumentare nei campioni dove sono presenti i bivalvi. Il numero di taxa infatti non scende mai sotto 8 anche durante la fase finale della stagione autunnale, al contrario degli altri plot che a fine anno misurano un massimo di 4-5 taxa.

5.3. Valutazione degli effetti dei trapianti sulla meiofauna

I nostri risultati suggeriscono che l'uso della meiofauna ci ha permesso di valutare l'effetto dei trapianti sulla fauna associata alle coperture vegetali originali e trapiantate nell'anno 2017. La meiofauna, ritenuta un buon indicatore della qualità degli ecosistemi ha dimostrato che l'assenza di una marcata differenza tra la prateria originaria e i trapianti di *Cymodocea nodosa* garantiscono a quest'ultima una qualità ed efficacia nel fornire un habitat alla fauna associata non inferiore alle fanerogame originarie nel sito. Inoltre, studiando gli effetti dei trapianti di *P. nobilis* e *M. galloprovincialis* si osserva una maggiore abbondanza, biomassa e biodiversità nella stagione estiva-autunnale rispetto ai campioni vegetati ma senza la presenza dei bivalvi. Vi sono prove che il restauro di specie associate può semplificare il recupero delle comunità e supportare una maggiore biodiversità, aumentando la disponibilità di habitat e di substrati di diversa complessità (Borst et al., 2018). Si può quindi affermare che i bivalvi epifaunali possono facilitare lo sviluppo della comunità associata alle fanerogame marine rendendone il restauro più efficace.

6. CONCLUSIONE

Il completo ripristino di un ecosistema dovrebbe includere il recupero non solo delle specie presenti, ma anche della struttura e del funzionamento dell'intera comunità (Shackelford et al., 2013) e quindi dei servizi ecosistemici associati (Reynolds, Waycott, McGlathery e Orth, 2016). L'esperimento condotto in questa tesi dimostra come la meiofauna, considerata adatta a rappresentare la qualità e la funzionalità degli ecosistemi, abbia messo in evidenza che i trapianti di fanerogame alla fine dell'anno 2018 abbiano sviluppato una certa solidità e somiglianza strutturali e funzionali con la prateria originaria. Ciò mette in evidenza come il semplice trapianto di fanerogame marine possa contribuire ad ampliare l'ecosistema molto rapidamente con effetti positivi sulle comunità bentoniche associate, aumentando le risorse potenziali per altri livelli trofici e quindi i servizi ecosistemici. In particolare l'approccio utilizzato in questo studio per effettuare il trapianto di fanerogame non sembra modificare l'abbondanza, biomassa e diversità come numero di individui rispetto ai sistemi originali. Maggiori differenze rimangono a livello di composizione delle comunità della meiofauna che possono essere anche esacerbati dalla variabilità temporale che caratterizza gli ecosistemi costieri. Inoltre, analizzando la risposta della meiofauna alla presenza di bivalvi (*P. nobilis* e *M.*

galloprovincialis) associati sia alle fanerogame originali che a quelle trapiantate, si può in questo caso affermare quanto sia importante la loro presenza per mantenere alta la diversità della fauna associata e quindi contribuire ad aumentare l'efficacia del restauro ecologico nei sistemi costieri.

7. BIBLIOGRAFIA

- Andrassy, I. 1956. Die Rauminhalts- und Gewichtsbestimmung der Fadenwürmer (Nematoden). *Acta zool. hung.* 11, 1-5.
- Aucoin, S., & Himmelman, J. H. 2011. Factors determining the abundance, distribution and population size-structure of the penshell *Pinna carnea*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91, 593-606.
- Balsamo, M., Albertelli, G., Ceccherelli, V. U., Coccioni, R., Colangelo, M. A., Curini-Galletti, M., Danovaro, R., D'Addabbo, R., De Leonardis, C., Fabiano, M., Frontalini, F., Gallo, M., Gambi, C., Guidi, L., Moreno, M., Pusceddu, A., Sandulli, R., Semprucci, F., Todaro, M. A. and Tongiorgi, P. 2010. 'Meiofauna of the Adriatic Sea: present knowledge and future perspectives', *Chemistry and Ecology*, 26: 1, 45 — 63.
- Bastyan, G. R., and M. L. Cambridge. 2008. Transplantation as a method for restoring the seagrass *Posidonia australis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79:289–299.
- Bertness, M. D. 1984. Ribbed mussels and *Spartina alterniflora* production in a New England salt marsh. *Ecology* 65: 1794-1807.
- Bianchelli, S., Gambi, C., Zeppilli, D., Danovaro, R., 2010. Metazoan meiofauna in deep-sea canyons and adjacent open slopes: a large-scale comparison with focus on the rare taxa. *Deep Sea Research I* 57, 420e433.
- Bongers T., Alkemade R. 1991. Yeates, Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 76 , pp. 135–142.
- Borst, A. C. W., Verberk, W. C. E. P., Angelini, C., Schotanus, J., Wolters, J.-W., Christianen, M. J. A., ... Van Der Heide, T. 2018. Foundation species enhance food web complexity through non-trophic facilitation. *PLoS ONE*, 13, e0199152.
- Boyes S.J., Elliott M., Murillas-Maza A., N. Papadopoulou, Uyarra M.C., 2016. Is existing legislation fit-for-purpose to achieve Good Environmental Status in European seas? *Mar. Pollut. Bull.* 111 18–32.
- Bruno, J.F. and Bertness, M.D. .2001. Habitat modification and facilitation in benthic marine communities. In *Marine Community Ecology*; Bertness, M.D. *et al.*, eds), pp. 201–218, Sinauer.
- Butler, J.A., Vicente, N., De Gaulejac, B., 1993. Ecology of the Pterid bivalves *Pinna bicolor* Gmelin and *Pinna nobilis* L. *Life* 3, 37 – 45.
- Calumpong, H, Fonseca, M. 2001. Seagrass transplanting and other seagrass restoration methods. In: Short FT, Coles EG, editors. *Global seagrass research methods*. Amsterdam: Elsevier; pp. 425–443.
- Campbell, M.L., Paling, E.I., 2003. Evaluating vegetative transplant success in *Posidonia australis*: a field trial with habitat enhancement. *Marine Pollution Bulletin* 46, 828–834.
- Coen, L.D. et al. .1998. The role of oyster reefs as essential fish habitat: a review of current knowledge and some new perspectives. *Am. Fish. Soc.Symp.* 22, 438–454.
- Coleman, F.C. and Williams S.L. .2002. Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution.* 17, 40-44.
- Coppa, S. et al. 2013. The effect of hydrodynamics on shell orientation and population density of *Pinna nobilis* in the Gulf of Oristano (Sardinia, Italy). *J Sea Res.* 76, 201–210.

- Coppa, S., Quattrocchi, G., Cucco, A., de Lucia, G. A., Vencato, S., Camedda, A., Falco, G. D. 2019. Self-organisation in striped seagrass meadows affects the distributional pattern of the sessile bivalve *Pinna nobilis*. *Scientific Reports*, 9(1), 7220.
- Crooks, J.A. 1998. Habitat alteration and community-level effects of an exotic mussel, *Musculista senhousia*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 162, 137–152
- Dalianis, H. 2018. *Clinical Text Mining*. Springer International Publishing, Cham.
- Danovaro, R., 2013. *Biologia Marina Biodiversità e Funzionamento degli Ecosistemi Marini*. Ed. Cittàstudi.
- Danovaro, R., Gambi, C., Luna, G.M., Mirto, S., 2004. Sustainable impact of mussel farming in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea): evidence from biochemical, microbial and meiofaunal indicators. *Marine Pollution Bulletin* 49, 325–333
- Danovaro, R., Gambi, C., Mazzola, A., and Mirto, S. 2002. Influence of artificial reefs on the surrounding infauna: analysis of meiofauna. – *ICES Journal of Marine Science*, 59: S356–S362.
- De Grisse AT . 1969. Redescription ou modifications de quelques techniques utilisées dans l'étude des nematodes phytoparasitaires. *Mededelingen Rijksfakulteit Landbouwwetenschappen, Gent*, 34, 351–369.
- De Troch M., Gurdbeke S., Friers F., Vincx M. 2001. Zonation and structuring factors of meiofauna communities in a tropical seagrass bed (Gazi Bay, Kenya). *J Sea Res* 45:45–61.
- Emadian, S.M. et al. 2017. Biodegradation of bioplastics in natural environments. *Waste Manag.* 59, 526–536.
- Feller, R. J., and R. M. Warwick. 1988. Energetics, p.181-196. In R. P. Higgins and H. Thiel [eds.], *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian.
- Fonseca, V.F., França, S., Vasconcelos, R.P., Serafim, A., Company, R., Lopes, B., Bebianno, M.J., Cabral, H.N., 2011. Short-term variability of multiple biomarker response in fish from estuaries: Influence of environmental dynamics. *Mar. Environ. Res.* 72, 172–178.
- Gambi, C., Bianchelli, S., Pérez, M., Invers, O., Ruiz, J.M., Danovaro, R., 2009. Biodiversity response to experimental induced hypoxic–anoxic conditions in seagrass sediments. *Biodivers. Conserv.* 18, 33–54
- Gambi, C., Lampadariou, N. & Danovaro, R. 2010. Latitudinal, longitudinal and bathymetric patterns of abundance, biomass of metazoan meiofauna: importance of the rare taxa and anomalies in the deep Mediterranean Sea, *Advances in Oceanography and Limnology*, 1:1, 167-197
- Heip, C., Vincx, M., & Vranken, G. 1985. The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 23, 399–489.
- Hobbs, R. J., and R. J. Lambeck. 2002. Landscape management and restoration: new models for integrating science and action. Pages 412–430 in J. Liu and W. W. Taylor, editors. *Integrating landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- J. Claudet, S. Fraschetti. 2010. Human-driven impacts on marine habitats: a regional meta-analysis in the Mediterranean Sea, *Biol. Conserv.* 143 (9).
- Jones, C.G. et al. 1994 Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373–386.
- Jones, C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M.1994. Organism as ecosystem engineers. – *Oikos* 69: 373-386.
- Karleskint, G., Jr. 1998. *Introduction to marine biology*. Academic Press, London.
- Kautsky, N., Evans, S., 1987. Role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 38, 201–212.
- Korpinen S., Meidinger M., Laamanen M., . 2013. Cumulative impacts on seabed habitats: an indicator for assessments of good environmental status, *Mar. Pollut. Bull.* 74 311–319.

- Lefcheck JS, Wilcox DJ, Murphy RR, Marion SR, Orth RJ . 2017. Multiple stressors threaten the imperiled coastal foundation species eelgrass (*Zostera marina*) in Chesapeake Bay, USA. *Glob Change Biol* 23:3474–3483.
- Levinton, J. 1995. Bioturbators as ecosystem engineers: control of the sedimentary fabric, inter-individual interactions, and material fluxes. In *Linking Species and Ecosystems* (Jones, C.G. and Lawton, J.H., eds), pp. 29–36, Kluwer Academic Publishers.
- Miller, J. R., and R. J. Hobbs. 2007. Habitat restoration—Do we know what we’re doing? *Restoration Ecology* 15:382–390.
- Mirto, S., Bianchelli, S., Gambi, C., Krzelj, M., Pusceddu, A., Scopa, M., Holmer, M., Danovaro, R., 2010. Fish-farm impact on metazoan meiofauna in the Mediterranean Sea: analysis of regional vs. habitat effects. *Marine Environmental Research* 69, 38e47.
- Montagna, P. A. 1984. In situ measurement of meiobenthic grazing rates on sediment bacteria and edaphic diatoms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 18: 119–130.
- Moore, C. G., & Bett, B. J. 1989. The use of meiofauna in marine pollution impact assessment. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 96: 263–280.
- Morrison, M. L., B. G. Marcot, and R. W. Mannan. 1998. *Wildlife-habitat relationships*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Paling EI, Fonseca M, van Katwijk MM, van Keulen M. 2009. Seagrass restoration. *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystems Approach*, eds Perillo GME, Wolanski E, Cahoon DR, Brinson M (Elsevier, Amsterdam), pp 687–713.
- Peterson, B. J., Heck KL Jr. 2001. Positive interactions between suspension-feeding bivalves and seagrass facultative mutualism. *Mar Ecol Prog Ser* 213:143–155.
- Platt, H. M., Warwick, R. M. 1980. The significance of freeliving nematodes to the littoral ecosystem. In: Price, J. H, Irvine, D. E. G., Farnham, W. F. (eds.) *The shore environment, 2. Ecosystems*. Academic Press, London, p. 729-75.
- Pusceddu, A. et al. 2014. Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*
- Reusch, T. B. H. 1998. Differing effects of eelgrass *Zostera marina* on recruitment and growth of associated blue mussels *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series*, 167, 149-153.
- Reusch, T.B.H., Chapman, A.R.O. & GroËger, J.P. 1994. Blue mussels *Mytilus edulis* do not interfere with eelgrass *Zostera marina* but fertilize shoot growth through biodeposition. *Marine Ecology Progress Series*, 108, 265±282.
- Reynolds, L. K., Waycott, M., McGlathery, K. J., & Orth, R. J. 2016. Ecosystem services returned through seagrass restoration. *Restoration Ecology*, 24, 583-588.
- Seinhorst, J.W., 1959. A rapid method for the transfer of nematodes from Wxative to anhydrous glycerin. *Nematologica* 4, 67–69.
- Semprucci, F., Boi, P., Manti, A., Covazzi-Harriague, A., Rocchi, M., Colantoni, P., Papa, S. & Balsamo, M. 2010. Benthic communities along a littoral of the Central Adriatic Sea (Italy). *Helgoland Marine Research*, Vol. 64, pp. 101–115.
- Shackelford, N., Hobbs, R. J., Burgar, J. M., Erickson, T. E., Fontaine, J. B., Lalibert e, E., ... Standish, R. J. 2013. Primed for change: Developing ecological restoration for the 21st century. *Restoration Ecology*, 21, 297-304.
- Short F.T, Carruthers T.J.B., Dennison W.C., Waycott M. 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *J Exp Mar Biol Ecol* 350:3–20.

- Suykerbuyk, W., Bouma, T.J., van der Heide, T., Faust, C., Govers, L.L., Giesen, W.B.J.T., de Jong, D.J., van Katwijk, M.M., 2012. Suppressing antagonistic bioengineering feedbacks doubles restoration success. *Ecol. Appl.* 22, 1224–1231.
- Van Katwijk, M. M., and D. C. R. Hermus. 2000. Effects of water dynamics on *Zostera marina*: transplantation experiments in the intertidal Dutch Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 208:107–118.
- Vincx, M., 1996. Meiofauna in marine and freshwater sediments. In: Haii, G.S. (Ed.), *Methods for the Examination of Organismal Diversity in Soils and Sediments*. IUBS Series of Methodology Handbooks. CAB International, University Press, Cambridge, pp. 214-248.
- Virnstain, R. W. 1982. Leaf growth of the seagrass *Halodule wrightii* photographically measured *In situ*. *Aquat. Bot.* 12. 209-218.
- Ward, T. J., and C. A. Jacoby. 1992. A strategy for assessment and management of marine ecosystems: baseline and monitoring studies in Jervis Bay, a temperate Australian embayment. *Marine Pollution Bulletin* 25:163–171.
- Warwick, R. M., and R. Price. 1979. Ecological and metabolic studies on free-living nematodes from an estuarine mud-flat. *Estuarine Coastal and Marine Science* 9:251-272.
- Watzin, M. C. 1983. The effects of meiofauna on settling macrofauna: meiofauna may structure macrofaunal communities, *Oecologia* 59: 163-66.
- Weiser, J., 1953. Schizogregarinen aus Mehlschadlingen. *Acta Societatis Zoologica Bohemoslovenicae* 17, 199–2110.
- Wieser, W. and J. Kanwisher, 1960. : Growth and metabolism in a marine nematode, *Enoplus communis* Bastian. *Z. Vergl. Physiol.*, 43, 29-36.
- Worm, B. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services, *Science* 314 (5800) 787–790.
- Wright, R. T., Coffin, R. B., Ersing, C. P., Pearson, D. 1982. Field and laboratory measurements of bivalve filtration of natural marine bacterioplankton. *Limnol. Oceanogr.* 27: 91-98.