



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

Corso di Laurea Magistrale in
BIOLOGIA MARINA

*Individuazione del sito più adatto per il restauro di *Gongolaria barbata* lungo le coste della Riviera del Conero (Mar Adriatico centrale) tramite trapianti localizzati e analisi della risposta delle comunità associate*

*Identification of the most suitable site for the restoration of *Gongolaria barbata* along the Conero Riviera coast (central Adriatic Sea) through localized transplants and analysis of associated communities response*

Candidato
Marika Concetta D'Apolito

Relatore
Dott.ssa **Silvia Bianchelli**

Correlatore
Dott. **Francesco Martini**

Sessione Straordinaria
Anno Accademico 2020/2021

Sommario

1. INTRODUZIONE	4
1.1 L'importanza di Cystoseira s.l. come ecosystem engineer	4
1.2 Le Macrofite come bioindicatori del disturbo antropico	6
1.3 Stato di conservazione delle foreste di Cystoseira sl nell'infralitorale roccioso del Mar Mediterraneo.....	9
1.4 Il restauro ecologico	11
1.5 Metodologie di restauro	12
1.6 Meiofauna come strumento nel monitoraggio ambientale.....	15
2. OBIETTIVI DELLA TESI.....	19
3 MATERIALI E METODI.....	20
3.1 Inquadramento geografico e area di studio	20
3.2 Descrizione dell'esperimento.....	24
3.3 Tecniche di campionamento e trattamento dei campioni	27
3.4 Estrazione, sorting e conteggio della meiofauna	29
3.5 Analisi Statistiche	31
4 RISULTATI.....	33

4.1 Crescita di individui adulti di <i>G. barbata</i> nei siti donatori.....	33
4.2 Crescita di individui giovanili di <i>G. barbata</i> nei siti di restauro	35
4.3 Abbondanza totale della meiofauna	37
4.4 Ricchezza di taxa	40
4.5 Struttura di comunità della meiofauna	42
4.6 Composizione tassonomica delle comunità della meiofauna	49
5 DISCUSSIONE.....	59
5.1 L'effetto del restauro sull'aumento della biodiversità	59
5.2 La risposta delle comunità della meiofauna al restauro.....	61
5.3 Conclusioni.....	67
6 BIBLIOGRAFIA.....	70
7 ALLEGATI.....	80

1. INTRODUZIONE

1.1 L'importanza di *Cystoseira s.l.* come *ecosystem engineer*

Negli ecosistemi temperati, kelps (Laminariales) e fucoidi (Fucales) sono le grandi macroalghe *canopy-forming* delle zone intertidali e subtidali. (Dayton P. , 1985); (Steneck, et al., 2002); (Schiel & Foster, 2006); (Medrano, et al., 2020). Le alghe del genere *Cystoseira* sono tra le più importanti specie formatrici di habitat nelle acque costiere mediterranee (Feldmann, 1937); (Giaccone, 1973) (Sales, Cebrian, Tomas, & Ballesteros, 2011). Attualmente, si fa riferimento al genere *Cystoseira sensu lato* (*Cystoseira sl*), dal momento che è stato revisionato da un punto di vista tassonomico e le specie che vi appartenevano sono state divise in tre generi diversi: *Cystoseira*, *Ericaria* e *Gongolaria* (Molinari Novoa & Guiry, 2020). Nonostante non raggiunga le dimensioni del kelp o di alcuni altri fucoidi, le specie di *Cystoseira* producono dense *canopy* (raramente > 1 m di altezza) creando foreste, con numerose specie associate che non ci sarebbero senza la loro presenza (Verdura, et al., 2018).

Cystoseira s.l. mostra una struttura complessa con un tallo arborescente: dove ben sviluppate, queste specie possono formare vere e proprie foreste, che giocano un ruolo importante come *ecosystem engineer*, sostenendo un

assemblaggio di macroalghe e di fauna associata altamente strutturato (Bulleri, et al., 2002); (Cheminée, et al., 2013); (Fuente, et al., 2019). Gli *ecosystem engineers* modificano l'ambiente, fornendo substrati secondari che supportano la coesistenza di una grande biodiversità e biomassa, e sostengono alti livelli di produttività e altre funzioni ecosistemiche (Bianchelli & Danovaro, 2020). Circa il 35% delle specie di alghe brune (Laminariales e Fucales); (Guiry & Guiry, 2019) svolgono un ruolo chiave come *ecosystem engineers* (Fuente, et al., 2019). Il genere *Cystoseira s.l.* è ecologicamente rilevante come *ecosystem engineer*, infatti oltre a svolgere un ruolo cruciale nella produzione primaria costiera e nel riciclaggio dei nutrienti, le foreste sottomarine aumentano la complessità tridimensionale e l'eterogeneità spaziale dei fondali rocciosi, fornendo cibo, riparo, vivai e habitat per molte altre specie (ad esempio, pesci, invertebrati e altre alghe); quindi, ospitano una elevata biodiversità (Mann, 1973); (O'Connor, 1981); (Dayton, 1985); (Graham, 2004); (Foster, 2006); (Falace, et al., 2018) (Verdura, et al., 2018). In termini di contributo alle funzioni dell'ecosistema, gli habitat costieri dominati dalle alghe sono stati classificati tra i più importanti serbatoi di carbonio (circa 173 TgC anno⁻¹ di sequestro), portando alle cosiddette "strategie del carbonio blu", che mirano ad esplorare il potenziale degli habitat marini vegetati per mitigare il cambiamento climatico (Bianchelli & Danovaro, 2020). Secondo la Direttiva Habitat, tutte le

specie di *Cystoseira*, tranne la *C. compressa*, sono considerate "Habitat di Interesse Comunitario est dall'UE (Habitat Reef-codice 1170 allegato I)". Queste specie sono anche sotto sorveglianza da parte dell'IUCN (Unione Internazionale per la Conservazione della Natura), del RAC/SPA (Centro di Attività Regionale per le Aree Specialmente Protette stabilito dalla Convenzione di Barcellona), e del MedPAN (Rete Mediterranea di Aree Marine Protette) (Orlando-Bonaca, et al., 2021).

1.2 Le Macrofite come bioindicatori del disturbo antropico

Le specie di *Cystoseira s.l.* e il loro biota associato sono sensibili agli impatti indotti dall'uomo e sono stati quindi identificati come indicatori ecologici affidabili (Ballesteros, 2007); (Mangialajo, 2007). La qualità ecologica degli assemblaggi di *Cystoseira* dovrebbe essere valutata ai sensi della direttiva quadro europea sulle acque e della direttiva europea sulla strategia marina (CE, 2000, 2008); pertanto, la conoscenza dei modelli naturali di variabilità della *Cystoseira* è necessaria per rilevare i cambiamenti indotti dalle attività antropiche (Chapman, Underwood, & Skilleter, 1995); (Hewitt, 2001); (Fraschetti S. T.-C., 2005) e per ottimizzare il campionamento e i disegni sperimentali (Underwood, 1993); (Benedetti-Cecchi L. , 2001) sia nei

programmi di monitoraggio che negli studi di valutazione dell'impatto (Ballesteros E. , 1988); (Pardi, Piazzì, & Cinelli, 2000); (Ballesteros, et al., 2009); (Sales, M., & Ballesteros, 2012); (Piazzì, et al., 2018). Gli studi condotti finora sugli ecosistemi bentonici hanno mostrato che molteplici fattori di stress possono guidare e/o interagire con i cambiamenti di regime (“*regime shift*”), portando alla formazione di stadi alternativi dell’ecosistema, come i barren o i turf (Cebrian, et al., 2021). L'inquinamento costiero, la pesca eccessiva, il riscaldamento degli oceani e altre perturbazioni stanno causando il declino diffuso delle specie macroalgali (Steneck, et al., 2002); (Wernberg, et al., 2011); (Campbell, et al., 2014), influenzando la flora e la fauna associate, e la conseguente perdita di funzionamento dell'ecosistema e dei servizi ecosistemici associati (Lorentsen, Sjøtun, & Gre'millet, 2010); (Cheminée, et al., 2013); (Mineur, et al., 2015). Anche l'aumento del sovrapascolo dei ricci di mare che risulta dalla riduzione delle popolazioni di predatori è una delle cause principali per la perdita globale delle foreste marine macroalgali (Medrano, et al., 2020). Inoltre, l'aumento della concentrazione di nutrienti nell'acqua marina favorisce le specie opportunistiche, mentre le specie a vita lunga come le alghe e le macroalghe perenni diminuiscono gradualmente (Munda, 1982); (Schramm, 1999); (Sales, Cebrian, Tomas, & Ballesteros, 2011). Il cambiamento climatico antropogenico sta causando alterazioni senza precedenti negli ecosistemi

marini (Orlando-Bonaca, et al., 2021). Durante gli ultimi decenni le popolazioni di *Cystoseira* hanno ridotto considerevolmente i loro areali soprattutto in prossimità delle aree urbane (Benedetti-Cecchi, et al., 2001); (Thibaut, Pinedo, Torras, & Ballesteros, 2005); (Ballesteros, et al., 2007); (Mangialajo, et al., 2007,2008); (Perkol-Finkel & Airoidi, 2010) venendo sostituite da comunità strutturalmente meno complesse, dominate da alghe erbacee, o altre alghe effimere, cozze (Benedetti-Cecchi et al., 2001); (Connell, 2014) (Strain, et al., 2014) o barrens di ricci di mare (Agnetta, et al., 2015); (Mancuso, et al., 2018). La perdita di specie *Cystoseira*, e più in generale di specie *canopy-forming* (Dayton P. , 1975,1985); (Chapman A. , 1990); (Benedetti-Cecchi, et al., 2001); (Smale & Weinberg, 2013), riduce la tridimensionalità degli habitat, influenzando la biodiversità e il funzionamento dell'ecosistema (Bulleri, et al., 2002) (Fuente, et al., 2019) (Bianchelli & Danovaro, 2019). Pertanto, il mantenimento di specie *canopy-forming* è tra le principali priorità nella gestione degli ecosistemi costieri, poiché la perdita di queste specie può portare a un effetto a cascata con una conseguente perdita di biodiversità e di servizi ecosistemici (Wilson, et al., 2008); (Schiel & Lilley, 2011) (Piazzi, et al., 2018).

1.3 Stato di conservazione delle foreste di *Cystoseira* sl nell'infralitorale roccioso del Mar Mediterraneo

Diverse specie di *Cystoseira* contribuiscono tipicamente a formare dense e strette (circa 20-30 cm di altezza) fasce di frangia lungo la costa rocciosa microtidale mediterranea. Situata tra la zona litorale e quella sublitorale, questa frangia infralitorale è un'area particolarmente vulnerabile, essendo soggetta a una serie di perturbazioni naturali e antropiche provenienti sia da terra che da mare (Thompson, 2002); (Mancuso, et al., 2018).

Tra le macroalghe mediterranee perenni *canopy-forming*, le specie brune erette di *Cystoseira*, formano le cosiddette foreste di alghe brune che per decenni sono state considerate uno degli assemblaggi più produttivi del Mar Mediterraneo (Orlando-Bonaca, et al., 2021). Le aree costiere poco profonde comprendono alcuni degli ecosistemi marini più produttivi, diversi e allo stesso tempo minacciati (Harley, et al., 2006); (Airoldi & Beck, 2007) . L'inquinamento, la pesca eccessiva, la distruzione dell'habitat, lo sviluppo costiero e l'introduzione di specie aliene hanno tutti gravemente colpito gli ecosistemi marini poco profondi (Airoldi & Beck, 2007); (Crain, 2009); (Claudet & Fraschetti, 2010); (Coll, et al., 2010). La frammentazione e la perdita sono ulteriormente aggravate dai cambiamenti climatici globali, come l'acidificazione, l'aumento

della temperatura della superficie del mare e la maggiore frequenza di eventi estremi (Micheli, et al., 2013) (Mancuso, et al., 2018).

Diversi studi condotti nel Mediterraneo hanno riportato la distribuzione e l'abbondanza passata e presente delle foreste di *Cystoseria* (Thibaut, et al., 2014); (Mancuso, et al., 2018), rilevando regressioni o perdite causate dai fattori sopra citati (Fuente, et al., 2019) (Tamburello, et al., 2021). Le strategie per proteggere e recuperare i suoi ecosistemi devono essere una priorità nelle politiche ambientali. Sono quindi necessari sistemi univoci di classificazione degli habitat per mappare, monitorare e inventariare gli habitat marini e per garantire cornici comuni e condivise per un'interpretazione armonizzata dei tipi di habitat mediterranei (Montefalcone, 2021).

Il Mar Mediterraneo è noto come una delle regioni marine più alterate. Nonostante gli sforzi di conservazione, diverse tecniche sono state sviluppate per strategie di restauro su larga scala nel Mar Mediterraneo. Inoltre, (Savonitto, et al., 2021) hanno riportato che la distribuzione di *G. barbata* nella parte italiana del Golfo di Trieste è già diminuita al punto che ora è presente solo nelle acque costiere slovene. I risultati per quest'area geografica confermano la regressione globale di alcuni taxa in molti siti del Mediterraneo (Orlando-Bonaca, et al., 2021).

1.4 Il restauro ecologico

A causa della loro importanza nella fornitura di servizi ecosistemici, l'entità del declino delle foreste di macroalghe sta portando la comunità scientifica a studiare le migliori strategie per la loro protezione, così come ad esplorare gli strumenti più efficienti per il loro ripristino (Bianchelli & Danovaro, 2020). Le interazioni tra le specie che formano l'habitat e il loro biota associato e il ruolo di queste specie nel determinare i modelli di variabilità spaziale e temporale dei sistemi costieri hanno una rilevanza ecologica cruciale (Lilley & Schiel, 2006); (Thomsen, et al., 2011) che dovrebbe essere considerata per pianificare programmi di conservazione negli habitat costieri (Benedetti-Cecchi & Cinelli, Canopy removal experiments in *Cystoseira*-dominated rockpools from the western coast of the Mediterranean (Ligurian Sea)., 1992); (Benedetti-Cecchi, et al., 2001) (Piazzi, et al., 2018).

Nonostante l'attuazione di significativi sforzi di conservazione, la maggior parte dei sistemi degradati non hanno recuperato, sottolineando l'urgenza di sviluppare un intervento attivo per ripristinare gli habitat in pericolo (Falace, et al., 2018). Sono state riportate pochissime prove di recupero naturale nelle foreste di macroalghe (Scheffer, 2001); (Perkol-Finkel & Airoidi, 2010); (Iveša, 2016), anche quando l'area torna alle condizioni precedenti al declino della foresta di *Cystoseira* (Pinedo, 2013); (Cebrian, et al., 2021). Il loro

recupero naturale, in assenza di adulti, è ostacolato dalla dispersione molto limitata delle specie *Cystoseira* a causa della rapida fecondazione delle loro grandi uova e all'affondamento degli zigoti (Fuente, et al., 2019). Le popolazioni relitte finiranno per scomparire se non si tentano strategie di restauro efficaci insieme all'identificazione, mitigazione o eliminazione dei fattori di stress, che dovrebbero essere parte integrante di qualsiasi piano di restauro (Cebrian, et al., 2021). Di conseguenza, l'interesse per il restauro degli ecosistemi sta aumentando secondo la Strategia per la biodiversità fino al 2030 (Target 2; Commissione Europea, 2011) e nella strategia Europea Green Deal (2019) che raccomanda la reintroduzione di specie rilevanti in aree dove erano presenti storicamente e dove i fattori che hanno portato alla loro perdita sono stati rimossi (Falace, et al., 2018).

1.5 Metodologie di restauro

Uno strumento adatto per il recupero a breve termine è il restauro dell'ecosistema, che comporta l'assistenza attiva nel recupero di un habitat degradato, danneggiato o distrutto (SER2004). Il ripristino attivo accelera il recupero dell'ecosistema attuando tecniche validate scientificamente (ad esempio il trapianto) (Perrow & Davy, 2002); (Holl & Aide, 2011);

(Bayraktarov, et al., 2016); (Medrano, et al., 2020). In questo contesto, consideriamo il termine "restauro" come "il processo di assistenza al recupero di ecosistemi danneggiati, degradati o distrutti", che include la gestione preventiva volta a ridurre le pressioni e la ricostruzione dell'habitat (Orlando-Bonaca, et al., 2021). A questo proposito, sforzi significativi sono stati fatti da diverse istituzioni dell'UE per la ricerca di nuovi strumenti di restauro per habitat di barriera poco profondi e mesofotici (ad esempio, finanziando progetti come MERCES, AFRIMED, e ROCPOP-life) e successivamente sono state proposte tecniche efficaci per promuovere popolazioni autosufficienti (Cebrian, et al., 2021). Tre diverse tecniche di ripristino sono state implementate nel Mar Mediterraneo per le specie *Cystoseira*: (i) trapianto di giovani o adulti (Falace, Zanelli, & Bressan, 2006); (Susini, 2007), (ii) posizionamento di ricettacoli fertili nell'area target, o (iii) impianto di giovani coltivati in laboratorio lungo la costa (Sales, Cebrian, Tomas, & Ballesteros, 2011); (Verdura, et al., 2018). Tuttavia, poiché la maggior parte delle specie di *Cystoseira s.l.* sono considerate minacciate o in pericolo di estinzione dalla Convenzione di Barcellona (Appendice II; UNEP/MAP, 2013), qualsiasi tecnica che richiede la raccolta di individui dalle popolazioni rimanenti è indesiderabile, portando all'esplorazione di azioni di ripristino meno invasive (Cebrian, et al., 2021). Le ultime due tecniche sopraelencate sono fortemente

raccomandate per il restauro di specie minacciate per evitare l'esaurimento delle popolazioni donatrici naturali (Fuente, et al., 2019). Secondo la Strategia per la biodiversità al 2020 le azioni di restauro attivo devono essere implementate a seconda dei tratti biologici della specie bersaglio (cioè, strategia riproduttiva) e delle caratteristiche ambientali (cioè, profondità e idrodinamica). La tecnica *in situ* sembra essere particolarmente adatta per le specie con alta capacità di dispersione (ad esempio, kelps; (Reed, Laur, & Ebeling, 1988); (Gaylord, et al., 2002), mentre la tecnica *ex situ* è più appropriata per le specie con una bassa capacità di dispersione (Fuente, et al., 2019). Considerando l'alto potenziale di *Cystoseira* di generare gameti e zigoti in condizioni ottimali, la coltivazione di germogli a partire da ricettacoli fertili rappresenta un'opzione sostenibile per ripristinare specie in pericolo senza intaccare le popolazioni naturali (Falace, et al., 2018).

La combinazione di pratiche di restauro attivo e passivo ben progettate è diventata una strategia indispensabile per invertire il degrado diffuso dell'ecosistema (Lotze, et al., 2006); (Mitsch, 2014); (Possingham, 2015); (Medrano, et al., 2020).

1.6 Meiofauna come strumento nel monitoraggio ambientale

La scomparsa di popolazioni è di particolare preoccupazione quando le specie coinvolte sono longeve e/o in grado di modificare l'habitat. Questo è il caso delle alghe degli ordini Fucales le cui perdite causano forti spostamenti nell'abbondanza e diversità della flora e della fauna associate (Graham M. , 2004) (Sales, Cebrian, Tomas, & Ballesteros, 2011). I piccoli animali appartenenti alla meiofauna (qui definiti come organismi di dimensioni comprese tra 20 μ e 0,5 mm) (Giere, 2009) sono al limite della risoluzione ottica per l'identificazione di routine, e la nostra conoscenza sulla loro biodiversità è purtroppo ancora scarsa rispetto ad altri gruppi di animali a causa delle difficoltà intrinseche del lavoro con organismi microscopici (Appeltans, 2012); (Fonseca, Fontaneto, & Di Domenico, 2018).

La meiofauna comprende 20 dei 34 phyla animali, dei quali 5 sono esclusivi: gastrotrichi, gnatostomulidi, chinorinchi, tardigradi e loriciferi. Altri taxa rappresentativi sono: anellidi (policheti ed oligocheti), chetognati (acari; picnogonidi), chelicerati, cnidari, crostacei (cefalocardia, brachiopodi, cladoceri, ostracodi, copepodi, mystacocaridi, cumacei, syncaridi, termosbenacei, tanaidacei, isopodi, anfipodi), echinodermi (oloturie), gnatiferi (rotiferi; gnatostomulidi), molluschi (bivalvi; gasteropodi), nematodi, nemertini, platelminti, priapulidi, sipunculidi, tunicati o cordati (ascidie),

tentacolata (briozoi) (Giere, 2009). I nematodi sono tipicamente il taxon numericamente dominante nella maggior parte dei popolamenti meiobentonici in ogni ambiente marino, rappresentando fino ad oltre il 90% del totale. I copepodi arpacticoidi sono generalmente il secondo gruppo per abbondanza, seguiti da policheti, turbellari e gastrotrichi (Danovaro, et al., 2003).

Talvolta, la loro dominanza può mascherare i cambiamenti nell'importanza relativa degli altri taxa (Bianchelli, Gambi, Zeppilli, & Danovaro, 2010), definiti “taxa rari”, che sono definiti come taxa presenti in una percentuale inferiore all'1% ciascuno, rispetto all'abbondanza totale (di solito ne fanno parte ostracodi, chinorinchi, cumacei, anfipodi, gastrotrichi, oligocheti). Le comunità meiobentoniche forniscono informazioni di grande interesse non solo per il loro importante ruolo nelle catene alimentari bentoniche marine (Heip, Vincx, & Vranken, 1985) (Moens, Bouillon, & Gallucci, 2005); ma anche per le loro caratteristiche ecologiche (ubiquitarietà, piccole dimensioni, alta abbondanza, tempi di generazione rapidi e assenza di una fase larvale a dispersione pelagica, ruolo ecologico), dando alla meiofauna diversi vantaggi rispetto alle comunità di macrofauna comunemente usate come organismi di monitoraggio (Kennedy & Jacoby, 1999); (Schratzberger, et al., 2000); (Austen & Widdicombe, 2006); (Alves, et al., 2013). La meiofauna è una componente

onnipresente degli assemblaggi bentonici dal sopralitorale ai fondi più profondi dell'oceano (Giere, 2009).

La meiofauna è sempre più abbondante della macrofauna, mentre la macrofauna generalmente supera la meiofauna in termini di biomassa (Gibbons & Griffiths, 1986). Tuttavia, i tassi di ricambio più veloci della meiofauna suggeriscono che può essere importante quanto la macrofauna in termini di produzione secondaria (Koop & Griffiths, 1982). Inoltre, la meiofauna è essenziale per mantenere la componente microbica in un continuo stato di crescita attraverso la sua attività di pascolo e il ciclo dei nutrienti (Gibbons & Griffiths, 1986), rendendo il detrito disponibile ai macro-consumatori sia attraverso il suo miglioramento dell'attività microbica o attraverso l'ingestione della meiofauna stessa (Coull, 1988); (Huff & Jarett, 2007).

Nelle coste rocciose, la abbondanza della meiofauna supera quella della macrofauna e rappresenta fino al 25% della produzione secondaria totale (Gibbons & Griffiths, 1986). Nonostante la sua rilevanza ecologica, la meiofauna è stata poco studiata, in particolare sulle coste rocciose intertidali (Frame, Hunt, & Roy, 2007). Le macroalghe con una morfologia più complessa offrono solitamente un gran numero di habitat per la colonizzazione della meiofauna (Gibbons, 1991). Pertanto, la meiofauna associata con macroalghe complesse di solito mostra più abbondanza e diversità che quando associata con

quelle meno complesse (ad esempio (Hicks, 1980); (Gee & Warwick, 1994a,1994b); (Hooper & Davenport, 2006); (Frame, Hunt, & Roy, 2007); (Veiga, Sousa-Pinto, & Rubal, 2016). Per queste ragioni, la meiofauna e, in particolare, i nematodi può essere colpita dalla perdita di habitat o dalla frammentazione dovuta alla sostituzione delle praterie di *Cystoseira spp.* con barren (Bianchelli & et al., 2016). Sebbene non sia inclusa nel compartimento biologico che deve essere monitorato nell'ambito della direttiva quadro sulle acque (WFD, direttiva 2000/60/CE), la meiofauna fornisce preziose informazioni sulla salute degli ecosistemi. Secondo (Sheppard, 2006), gli scienziati marini devono aumentare la consapevolezza ed enfatizzare l'importanza delle molte specie che non hanno fascino, che non sono attraenti e, per la maggior parte, non si vedono, come la meiofauna (Alves, et al., 2013).

2. OBIETTIVI DELLA TESI

L'obiettivo di questa tesi è stata l'individuazione del sito più adatto per il restauro di *Gongolaria barbata* (Figura 2.1.) confrontando il successo di reclutamento tra siti diversi della Riviera del Conero. A seguito di trapianti localizzati si è analizzata la risposta delle comunità della meiofauna (come proxy di biodiversità), in termini di abbondanza, ricchezza di taxa e composizione tassonomica.

L'esperimento fa parte del Progetto europeo AFRIMED che si occupa del restauro di *Gongolaria barbata* in diversi punti del Mar Mediterraneo.



Figura 2.1. *Gongolaria barbata*: l'alga oggetto di studio.

3 MATERIALI E METODI

3.1 Iquadramento geografico e area di studio

Gli studi condotti in questa tesi sono stati effettuati nella Riviera del Conero, situata nelle Marche, Mar Adriatico centro occidentale. La riviera è caratterizzata da costa alta, frastagliata e rocciosa, che interrompe la lunga fascia di coste basse e rettilinee del litorale adriatico che da Trieste arriva sino al Gargano. I campionamenti sono stati effettuati dal 12 giugno al 14 ottobre 2020 in cinque siti (Figura 3.1.) lungo la Riviera del Conero, nella parte di costa caratterizzata da fondale roccioso.

A seguito di un'intensa attività di mappatura della costa, da Ancona a Portonovo, effettuata nell'estate del 2019, lungo la costa sono stati individuati diversi siti, caratterizzati dalla presenza o meno di 2 specie di *Cystoseira s.l.*: *Cystoseira compressa* e *Gongolaria barbata*, con differente distribuzione lungo la costa.

Per quanto riguarda *G. barbata*, oggetto di questo studio, sono state individuate due popolazioni in buono stato di salute e considerate **popolazioni donatrici** per un intervento di restauro, che vivono in 2 *rock pool*, presso la **Piscinetta-Passetto** e la **Scalaccia Nord**. Inoltre, sono stati individuati diversi **siti per il possibile restauro: Grotta Azzurra, Scalaccia Sud e La Vela**, selezionati in

base alla differente tipologia di stress ambientale ed antropico: urbanizzazione, turismo e idrodinamismo.

Popolazioni donatrici: tra i criteri generali per l'idoneità delle potenziali popolazioni donatrici è di fondamentale importanza essere il più vicino possibile all'area in cui si trovano gli esemplari, per ridurre al minimo la manipolazione degli stessi, ottimizzare il costo dell'azione e l'efficacia (Piazzi, Balata, & Ceccherelli, 2017), (Rindi, DalBello, & Benedetti-Cecchi, 2018), (Cebrian, et al., 2021). I due siti usati come donatori (Piscinetta e Scalaccia Nord) presentano condizioni molto simili, sono entrambi bacini semichiusi caratterizzati da un regime idrico poco turbolento grazie a scogliere che ostacolano il moto ondoso causato dai venti provenienti da Nord Est.

Piscinetta-Passetto (Sito 1): questo sito è considerato peculiare poiché risulta maggiormente riparato grazie alla presenza di alcune barriere rocciose che quasi delimitano il tratto di mare al di sotto del masso roccioso della “Seggiola del Papa”. Questo sito si trova in un litorale moderatamente colpito dall'impatto umano, soprattutto durante il periodo estivo, a causa della presenza umana e di alcune piccole grotte nelle scogliere naturali che spesso scaricano le acque reflue direttamente nelle acque del mare. La profondità non risulta particolarmente elevata (fino a max 2-3 m). Ospita una comunità macroalgale in cui sono presenti ampie chiazze di *Gongolaria barbata* e in misura minore

di *Cystoseira compressa*. Per la combinazione di caratteristiche geomorfologiche, la Piscinetta presenta condizioni ambientali adatte per l'accrescimento di *G. barbata*, infatti qui è in ottimo stato di salute.

Scalaccia Nord (Sito 2): è il sito che meglio rappresenta le condizioni della Riviera del Monte Conero. Il fondale pende leggermente fino alla profondità di 4-5 m. Alcune parti della zona superficiale infralitorale sono coperte da larghi massi, di 1-1.5 m di diametro (sui quali spesso crescono piante di *Cystoseira s.l.*). *G. barbata* è abbondante ma con una distribuzione fortemente a macchie e irregolare. Stesso andamento ha la specie *C. compressa*, che risulta più abbondante nella parte più esterna della foresta (da 1 a 1.4 m di profondità), mentre *G. barbata* nella parte più superficiale (0.5 a 1.5 m di profondità), vicino alla costa (Orfanidis, 2019).

Siti per il restauro: i tre siti usati per il restauro (Grotta Azzurra, Scalaccia Sud e Vela) sono stati selezionati perché ritenuti soggetti a diverse tipologie ed entità di impatto antropico.

Grotta Azzurra (Sito 3): definito il sito maggiormente soggetto all'impatto antropico dato dalla presenza nelle vicinanze del centro della città, del porto e da attività di calpestio e balneazione nei mesi estivi. È costituito da una spiaggia

rocciosa rivolta a nord, con la zona infralitorale mesolitorale e poco profonda quasi completamente coperta di cemento. Ha fondo dolcemente pendente fino ad una profondità di 3-4 m. La parte esterna ospita una grande e densa popolazione di *C. compressa*, che forma una cintura parallela alla riva ad una profondità tra 1 e 3 m. (Orfanidis, 2019).

Scalaccia Sud (Sito 4): costituisce il sito meno impattato, essendo un tratto di costa poco frequentato a causa della difficoltà di accesso alla spiaggia. Risulta un sito riparato all'interno di un corridoio roccioso. Questo sito è caratterizzato da grandi massi che emergono dall'acqua e creano un ambiente dal fondale frastagliato, la cui profondità si riduce progressivamente fino a raggiungere un'insenatura con una profondità di circa 0.5 m.

La Vela (Sito 5): è il sito più a Sud e di conseguenza il più lontano dal centro urbano della città e dal porto. Tuttavia, nei mesi estivi, diventa uno dei principali siti turistici ed è soggetto a un grande afflusso di persone e di natanti. È il sito più esposto. Il tratto di costa è lungo circa 1 km, totalmente esposta ai venti di N e NE. La costa è leggermente pendente sino a una profondità di 5-6 m. La zona superficiale infralitorale è coperta da ciottoli (10-20 cm di diametro) e ampie macrofite vivono su alcuni ampi massi. Nell'area rocciosa de La Vela è presente un substrato roccioso stabile nella parte più ad est. *C. compressa* è

presente nella cima dei massi. *G. barbata* è rara, sono presenti solo poche piante sparse (Orfanidis, 2019).

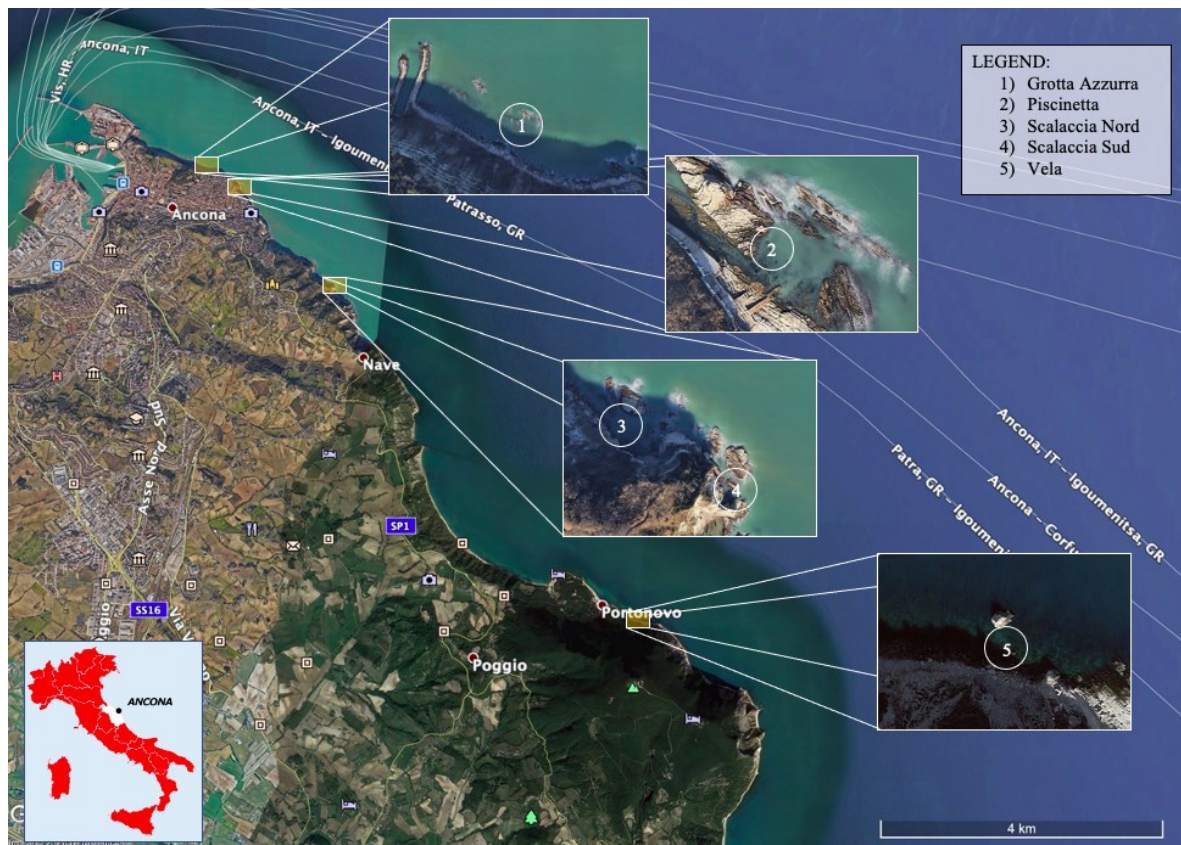


Figura 3.1. Area di studio con i siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) e i siti oggetto di restauro (Grotta Azzurra, Scalaccia S, Vela).

3.2 Descrizione dell'esperimento

Per verificare la fattibilità di un intervento di restauro e per selezionare il sito più idoneo, sono stati effettuati dei trapianti per simulare un intervento di restauro e per verificare la sopravvivenza degli individui di *G. barbata* nei siti

riceventi. Inoltre, il trapianto è stato effettuato anche nei 2 siti donatori, come approccio di restauro basato sul “rinforzo” di una popolazione donatrice o in stato di regressione.

La tecnica di restauro utilizzata si è basata sul reclutamento *in situ*, che consiste nell'ottenere nuove reclute da individui fertili delle popolazioni donatrici, collocate direttamente nell'area da ripristinare (Cebrian, et al., 2021). In questo caso sono stati raccolti dei ciottoli naturali di dimensioni variabili (da 10 a 30 cm circa di diametro) presenti naturalmente nei 2 siti donatori su cui i giovanili di *G. barbata* avevano già attecchito ed erano di altezza variabile da 1-4 cm.



Figura 3.2. Ciottoli naturali con le nuove reclute di *G. barbata*, trovati nei siti donatori.

I ciottoli (Figura 3.2.) sono stati raccolti nei due siti tramite snorkeling a profondità tra 0.5 e 1.5 m tipicamente, le nuove reclute attecchite su sassi incoerenti, vanno incontro alla morte a causa delle mareggiate locali che fanno rotolare o portano via i sassi incoerenti, anche nelle zone più riparate. Per questi

motivi, questi sassi possono essere utilizzati per interventi di restauro, dopo essere fissati su un substrato roccioso, tramite stucco marino bicomponente (non tossico). In ognuno dei siti è stato inserito un termometro HOBO che consentiva il monitoraggio di temperatura e intensità luminosa ad intervalli regolari di un'ora. Circa 4-5 ciottoli (in base alle dimensioni degli stessi) sono stati trapiantati nei tre siti del restauro, ossia Grotta Azzurra, Scalaccia Sud e Vela, e all'interno dei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia Nord).

Monitoraggio: dopo l'intervento di restauro sono stati compiuti dei monitoraggi per verificare: 1. crescita delle reclute; 2. parametri ambientali (temperatura, salinità, ossigenazione dell'acqua); 3. Variazione della biodiversità associata, usando la meiofauna come *proxy* di diversità bentonica. Durante i monitoraggi sono state scattate foto dei ciottoli trapiantati (utilizzando una fotocamera SONY DSC-RX100M6 racchiusa in uno scafandro) e misurata l'altezza delle alghe in modo random (in media cinque talli per sito) usando un righello.

Il primo campionamento (T0) è avvenuto al momento stesso del restauro. Il campionamento T1 dopo tre settimane per la Piscinetta, dopo due settimane per la Grotta Azzurra e dopo una per la Scalaccia Sud. Il campionamento T2 dopo sei settimane per la Piscinetta e Scalaccia Sud, dopo 1 mese per la Grotta Azzurra. Il campionamento T3 dopo tre mesi per tutti e tre i siti. Il

campionamento T4 dopo quattro mesi per tutti e tre i siti. Il campionamento T5 è avvenuto dopo un anno dal restauro per il sito Scalaccia Sud.

Nel caso del Sito 2 (Scalaccia Nord) i monitoraggi sono stati sospesi non appena ci si è resi conto che l'alga era morta poco dopo il restauro (circa 1 mese dopo). Nel caso del Sito 5 (La Vela) i monitoraggi sono stati sospesi il 10 ottobre '20. Nel primo caso perché il trapianto è stato erroneamente effettuato in un punto caratterizzato da un'ampia escursione di marea e nel secondo caso a causa di una forte mareggiata avvenuta durante l'inverno che ha strappato via i ciottoli che erano stati fissati.

3.3 Tecniche di campionamento e trattamento dei campioni

Le attività di campionamento e monitoraggio sono state effettuate tramite attività in snorkeling dalla barca Actea del DiSVA. La tecnica di campionamento utilizzata consiste nel grattaggio del materiale presente sulle superfici rocciose (Danovaro, et al., 2003).

Lo strumento utilizzato è un carotatore manuale modificato per fondi rocciosi (Danovaro e Fraschetti 2002), da usare in immersione.

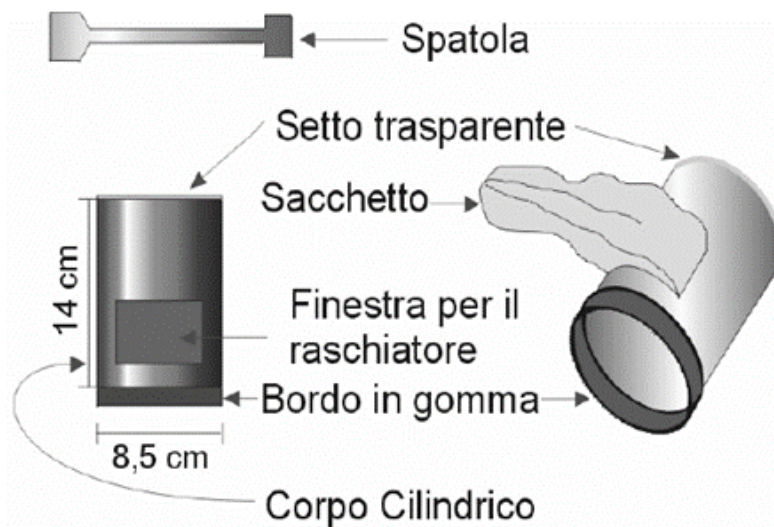


Figura 3.3. Carotatore modificato per il campionamento della meiofauna di fondi duri.

Il carotatore (Figura 3.3.) è composto da una carota cilindrica (diametro interno 8.8 cm; lunghezza 14 cm), in plexiglas trasparente, chiuso sulla faccia superiore tramite un tappo e completamente aperto su quella inferiore. La circonferenza della base è rivestita di un anello di gomma morbida di 1 cm di spessore per meglio adattare lo strumento alla superficie irregolare da campionare. Il carotatore presenta una finestra laterale di 2 cm di apertura, che consente all'operatore di inserire una spatola per raschiare la superficie rocciosa. Durante il campionamento il tappo presente all'estremità superiore viene rimosso e viene fissato un sacchetto di plastica trasparente alla carota con degli elastici. Il materiale raschiato dal substrato duro viene raccolto nel sacchetto di plastica, che viene chiuso alla fine del grattaggio. Una volta terminati tutti i grattaggi, i sacchetti sono stati collocati in dei barattoli e trasportati in

laboratorio. Per ciascun sito e tempo di monitoraggio, sono state raccolte 3 repliche. Nella presente tesi sono stati analizzati i campioni provenienti dal sito donatore Piscinetta e siti di restauro Grotta Azzurra e Scalaccia Sud. I dati ottenuti sono stati confrontati con quelli ottenuti in un lavoro di tesi precedente, relativi al sito donatore Scalaccia Nord e al sito di restauro de La Vela.

3.4 Estrazione, sorting e conteggio della meiofauna

L'estrazione degli organismi della meiofauna dal sedimento è stata effettuata mediante l'uso di setacci (Danovaro R. , 2010). Le maglie dei setacci impiegate nell'estrazione della meiofauna sono state 500 μm e 20 μm . Il primo è stato utilizzato per escludere gli organismi della macrofauna, mentre il secondo a trattenere il meiobenthos.

Il metodo di estrazione utilizzato è stato quello di **estrazione per decantazione**: tutto il campione è stato filtrato su filtro di maglia 500 μm e raccolto in un becker. Il campione è stato rimescolato per alcuni secondi e dopo aver atteso alcuni secondi per lasciare sedimentare il materiale più grossolano, è stato fatto passare attraverso il filtro di maglia 20 μm . Tale operazione è stata ripetuta 10 volte per avere la certezza di estrarre più del 98% degli organismi meiobentonici. Tutto il materiale raccolto sul filtro è stato fissato mediante

etanolo al 70% in acqua di mare all'interno di Falcon e colorato con alcune gocce di rosa bengala.

In taluni casi è stato necessario un successivo utilizzo del **metodo di estrazione tramite gradiente di densità**: poiché i campioni raccolti negli ultimi due tempi di monitoraggio (T3 e T4, settembre e ottobre 20') sono stati caratterizzati dalla presenza di un sedimento più fine. La meiofauna è stata quindi estratta successivamente mediante centrifugazione in gradiente di densità, in una soluzione di ludox (Heip, 1985). Il campione è stato raccolto su un filtro di maglia 20 µm e trasferito in una provetta da 50 mL. Il materiale così raccolto è stato risospeso con il ludox (rapporto sedimento: ludox = 1:3; densità del ludox=1.31 g cm⁻³) e sottoposto a centrifugazione per 10 minuti a 3000 rpm. Questo procedimento è stato ripetuto tre volte per ciascun campione per ottenere un'efficienza di estrazione superiore al 90%. Al termine di ogni centrifugazione il sovrantante è stato raccolto su un filtro da 20 µm e, dopo essere stato sciacquato con acqua per eliminare i residui di ludox, è stato posto in una provetta con etanolo al 70% e alcune gocce di Rosa Bengala. Al termine delle fasi di estrazione, il sedimento residuo è stato controllato per verificare l'assenza di organismi della meiofauna.

Il **sorting** e il **conteggio** degli organismi sono stati effettuati tramite l'uso di microscopio stereoscopico. Ciascun campione è stato posto in acqua all'interno

di una cuvetta di Delfuss. Questo tipo di cuvetta è suddivisa internamente in 200 “cellette” (5 x 5 mm) in modo da facilitare il conteggio. Sono stati utilizzati ingrandimenti 25-32X ed organismi non facilmente identificabili a basso ingrandimento, sono stati montati su vetrino tramite l’uso di un ago per poterli osservare al microscopio ottico ad ingrandimento fino a 400X. Tutti gli organismi osservati sono stati contati ed identificati a livello tassonomico elevato (grandi gruppi tassonomici). I valori di abbondanza sono stati riportati all’unità di misura n° ind 10cm⁻².

3.5 Analisi Statistiche

Per valutare le differenze in tutte le variabili considerate per le analisi della crescita di *G. barbata* e relative alle comunità della meiofauna fra i siti donatori e i siti di restauro, sono state applicate analisi permutazionali uni- e multivariate della varianza (PERMANOVA), basate su distanza Euclidea o di Bray Curtis, a seconda della variabile. I test PERMANOVA sono stati basati su matrici di distanza euclidea per la crescita delle alghe e l’abbondanza totale della meiofauna e la similarità di Bray Curtis per la composizione tassonomica, sia considerando la comunità intera, sia esclusivamente i taxa rari. Per i test

statistici sulla presenza di taxa rari è stata preventivamente applicata una trasformazione dei dati in presenza/assenza.

Tutte le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando lo stesso disegno sperimentale, considerando 2 fattori fissi come principali fonti di varianza: Tempo (da 4 a 6 livelli: T0, T1, T2, T3, T4 e T5, a seconda del sito) e Sito (5 livelli: donatore Piscinetta, donatore Scalaccia N, restauri Grotta Azzurra, Scalaccia S e La Vela). Quando sono state osservate differenze significative tra tempi o siti, sono state applicate anche test pair wise per determinare tra quali tempi o siti venivano riportate tali differenze.

Per visualizzare le differenze tra tempi e i siti nella composizione tassonomica, sia considerando l'intera comunità sia esclusivamente i taxa rari, sono stati preparati plot Multi Dimensional Scaling (MDS).

Al fine di quantificare la dissimilarità percentuale (turnover) nella composizione di taxa e nella presenza di taxa rari tra tempi e siti, sono stati effettuati anche test SIMPER.

Le analisi PERMANOVA, i test pair wise, le analisi MDS e SIMPER sono state effettuate mediante le omonime routine incluse nel software PRIMER 7.

4 RISULTATI

4.1 Crescita di individui adulti di *G. barbata* nei siti donatori

La variazione dell'altezza media dei talli campionati nei siti della Piscinetta e della Scalaccia Nord è riportata nel grafico in Figura 4.1.

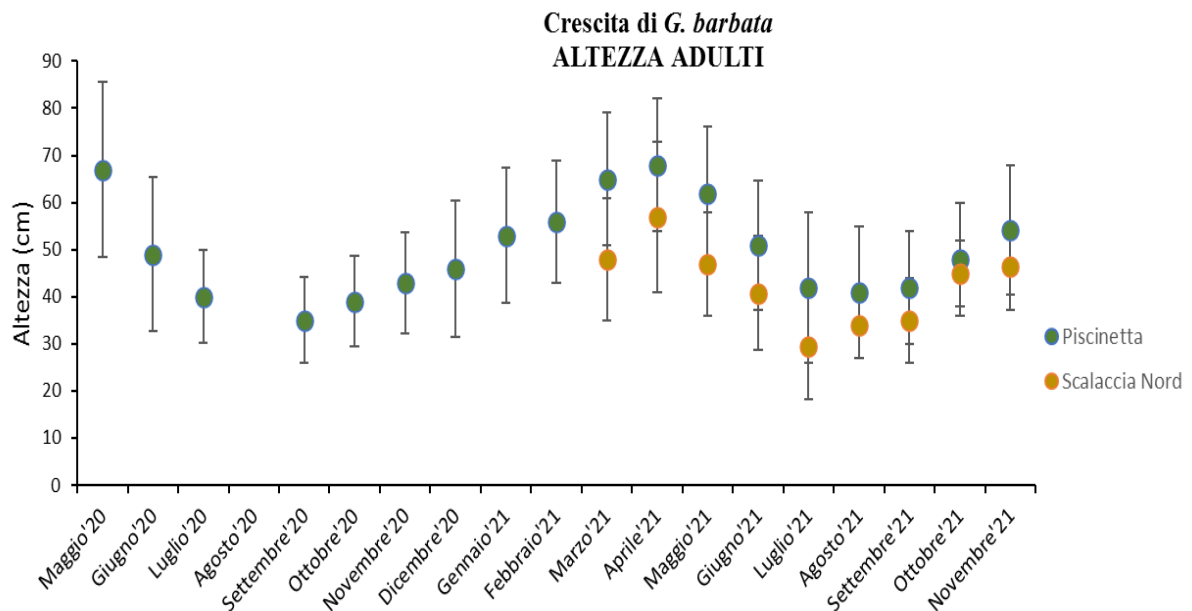


Figura 4.1. Variazione temporale dell'altezza di *Gongolaria barbata* nei siti della Piscinetta e della Scalaccia Nord. La barra indica la deviazione standard (n=20).

I valori massimi di altezza sono stati raggiunti nella Piscinetta (Figura 4.1.) a maggio 2020 e aprile 2021. Ad entrambi i picchi fa seguito una diminuzione dell'altezza fino al raggiungimento di valori minimi in estate avanzata, per poi aumentare nuovamente in autunno. L'altezza media massima raggiunta dalle

alghe della Piscinetta è di 68 cm ed è stata riscontrata al T 11 (aprile 2021), mentre quella minima è di 35 cm, rilevata al T4 (settembre 2020).

Analogamente a quanto osservato nella popolazione della Piscinetta, possiamo osservare una variazione temporale anche nella popolazione della Scalaccia Nord (Figura 4.1.). In questo caso, l'altezza media massima risulta essere 57 cm misurata al T2 (aprile 21'), mentre quella minima è di 29 cm, rilevata al T5 (luglio 21'). Come mostrato nel grafico (Figura 4.1.), il periodo massimo di crescita anche per la popolazione della Scalaccia Nord è concentrato nei mesi di marzo, aprile e maggio. A questo picco segue una fase di diminuzione dell'altezza che tende poi ad aumentare in autunno.

L'analisi della variazione dell'altezza degli individui adulti in funzione del tempo e dello spazio condotta tramite PERMANOVA (Tabella 4.1) ha mostrato che l'altezza è variata in modo significativo nel tempo ($p < 0.05$) ed è stata rilevata una differenza significativa anche tra i siti. Mentre l'interazione tra tempo di campionamento e sito non è risultata significativa.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Sito	1	1569,3	9,8664	0,005
Tempo	9	393,59	2,4745	0,031
Sito x Tempo	7	121,46	0,7636	0,652
Residui	36	159,06		

Tabella 4.1 Risultati della PERMANOVA svolta sui dati di altezza degli individui adulti in relazione ai fattori sito e tempo di campionamento. Source = sorgente di variabilità, df = degree of freedom, MS = means of squares, F = F statistico, P = P level (anche per tutte le tabelle a seguire).

4.2 Crescita di individui giovanili di *G. barbata* nei siti di restauro

Il grafico in Figura 4.2. mostra le altezze medie delle nuove reclute attecchite sui sassi naturali, trapiantati nei vari siti selezionati per testare la fattibilità del restauro.

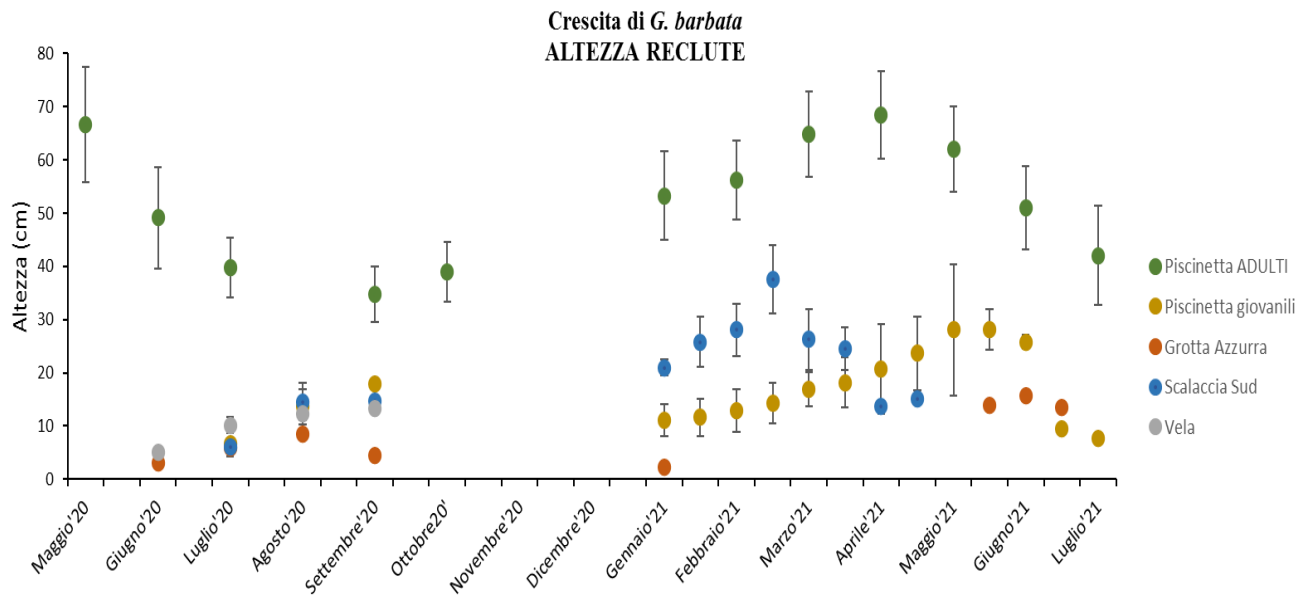


Figura 4.2. Altezza media delle alghe cresciute sui ciottoli trapiantati nei siti di restauro. Viene mostrato anche l'altezza degli adulti del sito donatore della Piscinetta, per confronto. I valori sono riportati come media e deviazione standard (n~5).

Per i siti della Scalaccia Sud e della Piscinetta le misurazioni hanno coperto la maggior parte di un ciclo annuale e mostrano un graduale aumento in altezza.

Le reclute del sito della Vela hanno mostrato una crescita nei primi cinque mesi dopo il restauro, tuttavia, con l'arrivo dell'inverno e le forti mareggiate (che, data la natura molto esposta del sito, hanno un impatto maggiore che sugli altri

siti) i ciottoli sono stati rimossi nel dicembre 2020. Per le reclute del sito della Grotta Azzurra, l'accrescimento è stato osservato nei primi tre mesi. Successivamente, le forti mareggiate invernali hanno provocato il distacco di alcune fronde, che è risultato in una decrescita dell'alga. A gennaio le alghe sui ciottoli trapiantati misuravano solo 2-3cm. Con la primavera l'unica alga rimasta ha ripreso la crescita e in pochi mesi ha raggiunto i 14 cm.

L'analisi della variazione dell'altezza degli individui giovanili in funzione del tempo e dello spazio condotta tramite PERMANOVA (Tabella 4.2) ha mostrato che l'altezza è variata in modo significativo nel tempo ($p < 0.05$) ed è stata rilevata una differenza significativa anche tra i siti. Anche l'interazione tra tempo di campionamento e sito è risultata significativa.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Sito	3	449,69	21,486	0,001
Tempo	15	216,9	10,363	0,001
Sito x Tempo	20	93,059	4,4463	0,001
Residui	78	20,93		
Totale	116			

Tabella 4.2. Risultati della PERMANOVA svolta sui dati di altezza degli individui giovanili in relazione ai fattori sito e tempo di campionamento.

4.3 Abbondanza totale della meiofauna

L'abbondanza totale della meiofauna osservata sotto la popolazione donatrice del sito **Piscinetta** (Figura 4.3.) al tempo T0 è stata di 38 ± 5 ind 10 cm^{-2} . Al di sotto delle reclute della popolazione donatrice ha mostrato il valore più alto al tempo T1, tre settimane dopo il restauro (150 ± 20 ind 10 cm^{-2}), ed il valore più basso al tempo T2, sei settimane dopo (60 ± 34 ind 10 cm^{-2}). Nei restanti tempi T3 (tre mesi dopo) e T4 (quattro mesi dopo) sono stati riscontrati valori rispettivamente di 78 ± 14 ind 10 cm^{-2} e 138 ± 16 ind 10 cm^{-2} .

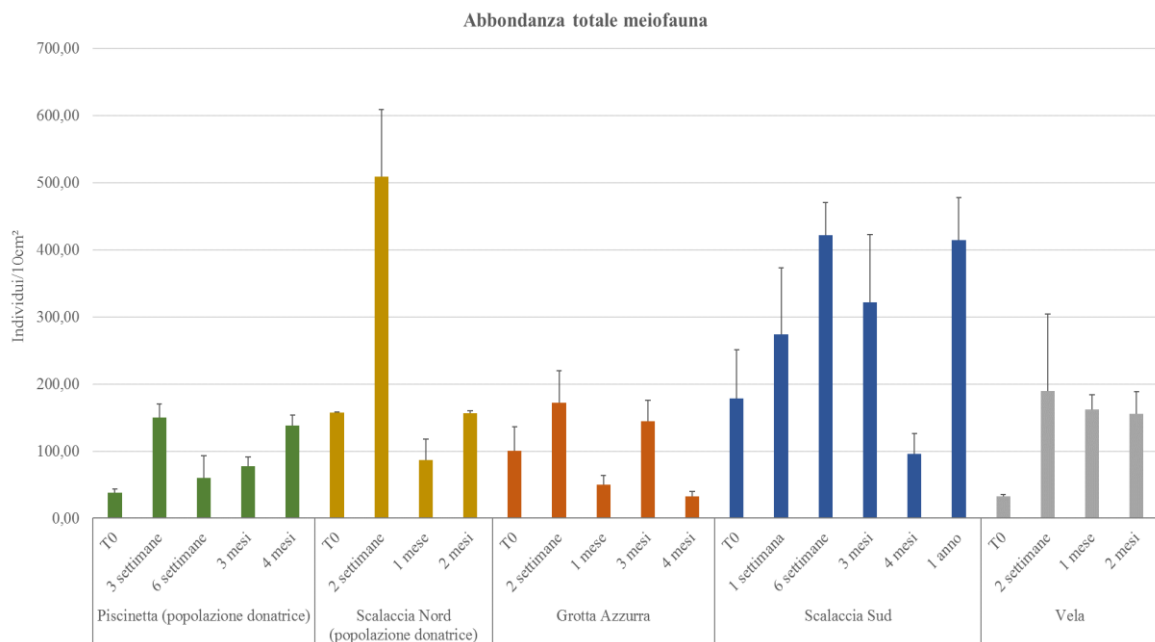


Figura 4.3. Abbondanza totale della meiofauna nei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) e nei tre siti restaurati (Grotta Azzurra, Scalaccia S, Vela), in tutti i tempi di campionamento.

L'abbondanza totale della meiofauna osservata sotto la popolazione donatrice del sito **Scalaccia Nord** (Figura 4.3.) al tempo T0 è stata di 157 ± 1 ind/10 cm². Al di sotto delle reclute della popolazione donatrice ha mostrato il valore più alto al tempo T1, due settimane dopo il restauro (509 ± 99 ind 10 cm⁻²), ed il valore più basso al tempo T2, un mese dopo (87 ± 31 ind 10 cm⁻²). Al tempo T3 (due mesi dopo) è stato riscontrato un valore di 156 ± 4 ind 10 cm⁻².

Sotto le reclute restaurate della **Grotta Azzurra** (Figura 4.3.), la comunità della meiofauna ha presentato il valore di abbondanza più basso al tempo T4 (33 ± 7 ind 10 cm⁻²) ed il più alto al tempo T1 (172 ± 48 ind 10 cm⁻²). I valori riscontrati negli altri tempi sono stati 101 ± 35 ind 10cm⁻² al T0, 50 ± 14 ind 10 cm⁻² al T2 e 145 ± 31 ind 10 cm⁻² al T3.

Sotto le reclute restaurate della **Scalaccia Sud** (Figura 4.3.), la comunità della meiofauna ha presentato il valore di abbondanza più basso al tempo T4 (95 ± 31 ind 10 cm⁻²) ed il più alto al tempo T2 (422 ± 48 ind 10 cm⁻²). I valori riscontrati negli altri tempi sono stati 178 ± 72 ind 10 cm⁻² al T0, 274 ± 100 ind 10 cm⁻² al T1, 322 ± 101 ind 10 cm⁻² al T3 e 415 ± 63 ind 10 cm⁻² al T5.

Sotto le reclute restaurate de **La Vela** (Figura 4.3.), la comunità della meiofauna ha presentato il valore di abbondanza più basso al tempo T0 (33 ± 3 ind/10 cm²)

ed il più alto al tempo T1 (189 ± 115 ind 10 cm^{-2}). I valori riscontrati negli altri tempi sono stati 162 ± 23 ind 10 cm^{-2} al T2 e 155 ± 33 ind 10 cm^{-2} al T3.

Le analisi PERMANOVA hanno mostrato un effetto significativo sull'abbondanza totale della meiofauna del fattore Tempo e Sito x Tempo (Tabella 4.3.).

Source	df	MS	F	P
Sito	4	101,93	10,507	0,001
Tempo	5	69,665	7,1808	0,001
Sito x Tempo	14	31,371	3,2336	0,004
Residui	40	9,7016		

Tabella 4.3. Analisi PERMANOVA condotta sull'abbondanza totale della meiofauna.

La PERMANOVA ha evidenziato un incremento statisticamente significativo dell'abbondanza della meiofauna nei siti della **Piscinetta** e de **La Vela** ($p < 0.05$). Nei siti della **Scalaccia N** e **Grotta Azzurra** si è osservato un incremento significativo tra il T0 e il T1, dopodiché sono stati osservati valori di abbondanza che hanno oscillato nel tempo in modo significativo ($p < 0.05$). Nel sito della **Scalaccia Sud**, l'abbondanza della meiofauna ha mostrato valori superiori rispetto a tutti gli altri siti. Inoltre, l'abbondanza ha mostrato un incremento, se pur non significativo, nel tempo, eccetto per il minimo osservato al T4 (dopo 4 mesi dal trapianto, $p < 0.05$).

4.4 Ricchezza di taxa

Il numero di taxa delle comunità di meiofauna presenti al di sotto delle popolazioni donatrici **Piscinetta** e **Scalaccia Nord** (Figura 4.4.) al momento del restauro era rispettivamente di 7 taxa e 14 taxa. Al di sotto- delle reclute trapiantate nel sito Piscinetta ha presentato il valore massimo al tempo T2, 6 settimane dopo il restauro (11 taxa) mentre il valore massimo per il sito Scalaccia N è stato al tempo T1, 2 settimane dopo il restauro (15 taxa). Il valore minimo per il sito Piscinetta corrisponde al tempo T0 (7 taxa), mentre per la Scalaccia N al tempo T3 (10 taxa).

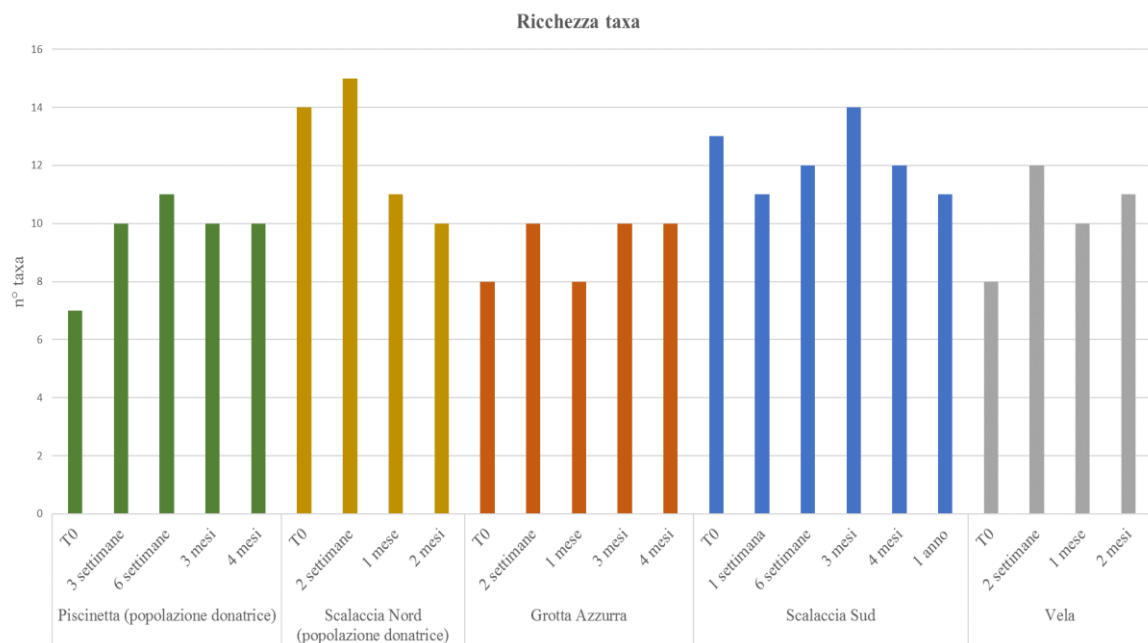


Figura 4.4. Ricchezza di taxa nei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) e nei tre siti restaurati (Grotta Azzurra, Scalaccia S, Vela), in tutti i tempi di campionamento.

Tra i siti restaurati **Grotta Azzurra** (Figura 4.4.), ha mostrato i valori più alti della ricchezza di taxa ai tempi T1, T3, T4 (dopo 2 settimane, 3 e 4 mesi) pari a 10 taxa, mentre i valori più bassi al momento del restauro, tempo T0 (8 taxa) e al tempo T2 (8 taxa).

Nel sito restaurato **Scalaccia Sud** (Figura 4.4), il valore più alto della ricchezza di taxa è stato osservato al tempo T3 (3 mesi dopo il restauro) con 14 taxa. Al momento del restauro quindi al tempo T0 i taxa erano 13. I valori più bassi sono stati riscontrati al tempo T1 e T5 (rispettivamente dopo 1 settimana e 1 anno) con 11 taxa.

Nel sito de **La Vela** (Figura 4.4.) il massimo valore raggiunto è stato di 12 taxa, corrispondente a 2 settimane dopo il restauro (tempo T1). Il valore minimo di 8 taxa, si è registrato al momento del restauro (tempo T0). Al tempo T2 e T3 (rispettivamente 1 mese e 2 mesi) invece 10 e 11 taxa registrati.

Considerando i range di variazione, il sito con la ricchezza di taxa più elevata è risultato quello della Scalaccia Sud.

4.5 Struttura di comunità della meiofauna

La struttura di comunità della meiofauna nei siti e nei tempi analizzati è riportata in Figura 4.5.

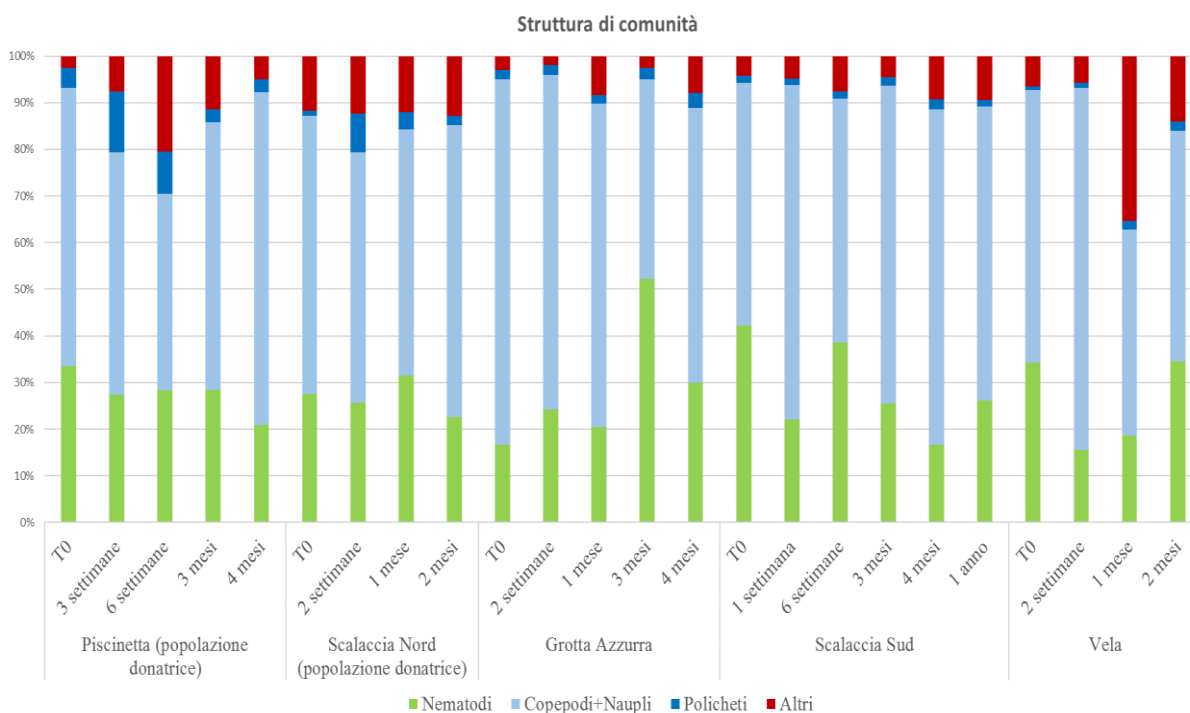


Figura 4.5. Composizione dei taxa principali nei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) e nei 3 siti restaurati (Grotta Azzurra, Scalaccia S, Vela), in tutti i tempi di campionamento.

Le analisi sulla struttura di comunità hanno rivelato che, fra i taxa della meiofauna presenti nei siti donatori al tempo T0 (al momento del restauro), quello più abbondante era rappresentato dai copepodi con un valore percentuale del 60,0% per la **Piscinetta** (Figura 4.5.) e del 59,6% per la **Scalaccia Nord** (Figura 4.5.), seguita dai nematodi (33,6% e 27,5%, per la Piscinetta e Scalaccia

N, rispettivamente), e dai policheti (4% e 1,1%, per la Piscinetta e Scalaccia N, rispettivamente). I gruppi meiobentonici che sono stati trovati in densità più basse sono stati raggruppati in un unico gruppo e indicati nella legenda come “Altri”. Al tempo T0 della Piscinetta gli ‘altri’ hanno mostrato il 2%, mentre per la Scalaccia N l’11,8%.

Al di sotto delle reclute della popolazione donatrice del sito **Piscinetta** (Figura 4.5.), in tutti i tempi di campionamento il taxon dominante era quello dei copepodi, con valori di 52% dopo 3 settimane dal restauro, 42% a sei settimane dal restauro, 58 % a tre mesi e 71% a quattro mesi. Il secondo più presente è stato quello dei nematodi, con valori di 33,6% al T0, 27% a tre settimane dal restauro, 28% a sei settimane, 28% a tre mesi e 21% a quattro mesi. Il terzo più presente era quello dei policheti nei tempi (T0=4%; T1=13%) e quello degli ‘altri’ nei tempi (T2=21%; T3=11%; T4=5%). Il gruppo meno abbondante era quello degli ‘altri nei tempi (T0=2%; T1=8%;) e il taxon dei policheti nei tempi (T2=9%; T3=3%; T4=3%).

Al di sotto delle reclute della popolazione donatrice del sito **Scalaccia N** (Figura 4.5), in tutti i tempi di campionamento il taxon dominante era quello dei copepodi, con valori di 53.7% dopo 2 settimane dal restauro, 52.7% a un mese dal restauro, 62.7 % a due mesi. Il secondo più presente è stato quello dei nematodi, con valori di 27.5% al T0, 25.7% a due settimane dal restauro, 31.5%

a un mese, 22.6% a due mesi. Il terzo più presente era quello degli ‘altri’ in tutti i tempi (T0=11.8%; T1=12.3%, T2=12.1%; T3=12.8%). Il taxon meno abbondante era quello dei policheti in tutti i tempi (T0=1.1%; T1=8.4%, T2=3.7%; T3=2%).

Al di sotto delle reclute restaurate della **Grotta Azzurra** (Figura 4.5.), in tutti i tempi di campionamento il taxon maggiormente presente era quello dei copepodi (T0=78.4%; T1=71.6%; T2=69.4%; T3=42.9%; T4=58.9%), seguito dai nematodi in tutti i tempi (T0=16.6%; T1=24.3%; T2=20.4%; T3=52.2%; T4=30%). Il terzo taxon più abbondante è stato quello dei policheti nel tempo T1, dopo due settimane dal restauro con 2.2%. Negli altri tempi (T0=2.9%; T2=8.3%; T4=7.9%) il terzo gruppo più abbondante è stato quello degli ‘altri’. Nel tempo T3 dopo tre mesi dal restauro, il taxon dei policheti e il gruppo ‘altri’ hanno mostrato la stessa percentuale (T3=2.5%). Il taxon meno abbondante era quello dei policheti nei tempi (T0=2.1%; T2=1.9%; T4=3.2%) e degli ‘altri’ nel tempo (T1=1.9%;).

Al di sotto delle reclute restaurate della **Scalaccia Sud** (Figura 4.5.), in tutti i tempi di campionamento il taxon maggiormente presente era quello dei copepodi (T0=52%; T1=71.6%; T2=52.4%; T3=68.2%; T4=72.1%; T5=63.1%), seguito dal gruppo dei nematodi in tutti i tempi (T0=42.2%; T1=22.2%; T2=38.6%; T3=25.5%; T4=16.6%; T5=26.1%). Il terzo taxon più

abbondante è stato quello degli 'altri' in tutti i tempi (T0=4.1%; T1=4.8%; T2=7.6%; T3=4.5%; T4=9.3%; T5=9.4%). Il taxon meno abbondante era quello dei policheti in tutti i tempi (T0=1.6%; T1=1.4%; T2=1.5%; T3=1.9%; T4=2%; T5=1.3%).

Al di sotto delle reclute restaurate de **La Vela** (Figura 4.5.), in tutti i tempi di campionamento il taxon maggiormente presente era quello dei copepodi (T0=58.4%; T1=77.6%; T2=44.3%; T3=49.5%), seguito dai nematodi in tutti i tempi (T0=34.3%; T1=15.6%; T3=34.5%), eccetto nel T2, un mese dopo il restauro, dove era maggiormente presente il gruppo degli 'altri' con una percentuale di 35.3%. Il terzo gruppo più abbondante è stato quello degli 'altri' nei tempi (T0=6.5%; T1=5.8%; T3=14.1%), invece nel tempo T2 il terzo taxon più abbondante è stato quello dei nematodi con il 18.6%. Il taxon meno abbondante è stato quello dei policheti in tutti i tempi (T0=0.8%; T1=1%; T2=1.8%; T3=1.9%).

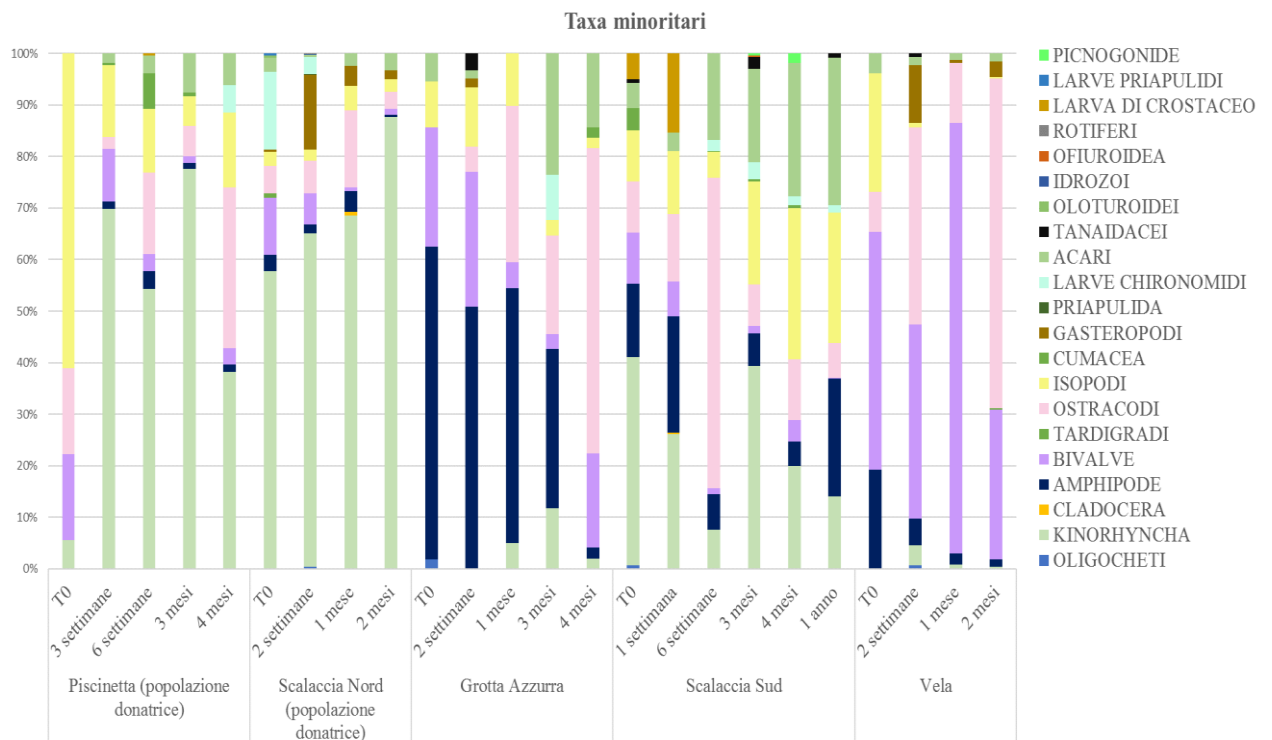


Figura 4.6. Composizione dei taxa minoritari nei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) e nei tre siti restaurati (Grotta Azzurra, Scalaccia S, Vela), in tutti i tempi di campionamento.

Al di sotto della popolazione donatrice della **Piscinetta** (Figura 4.6.) i taxa rari erano i cumacei presenti al T1 (0.5%) e al T3 (0.6%), larve di crostacei presente al T2 (0.4%). Gli altri gruppi presenti erano chinorinchi (% max al tempo T3 con 77,6%; % min al tempo T0 con 5.6%), anfipodi (% max al tempo T2 con 3.4 %; % min al tempo T3 con 1.2 %), bivalvi (% max al tempo T0 con 16,7%; % min al tempo T3 con 1.2%), ostracodi (% max al tempo T0 con 16.7%; % min al tempo T1 con 2.3%), isopodi (% max al tempo T0 con 61.1%; % min al tempo T3 con 5.9%), cumacei (% max al tempo T2 con 6.8%; % min al tempo

T1 con 0.5%), acari (% max al tempo T3 con 7,6%; % min al tempo T1 con 1.9 %).

Al di sotto della popolazione donatrice della **Scalaccia N** (Figura 4.6.) i taxa rari erano gli oligocheti presenti al tempo T2 (0.4%), cladoceri presenti al T3 (0.8%), anfipodi presenti al T4 (0.4%), bivalvi presenti al T3 (0.8%), tardigradi presenti al T1 (0.9%), gasteropodi presenti al T1 (0.4%), priapulidi presenti al T2 (0.3%), acari presenti al T1 (0.4%), oloturoidei presenti al T1(0.4%), idrozoi presenti al T2 (0.1%), rotiferi presenti al T2 (0.1%), loriciferi presenti al T1 (0.4%). Gli altri gruppi presenti chinorinchi (% max al tempo T4 con 87.7%; % min al tempo T0 con 38.2%), anfipodi (% max al tempo T3 con 3.9 %; % min al tempo T0 con 1.5 %), bivalvi (% max al tempo T1 con 11.1%; % min al tempo T3 con 0.8 %), ostracodi (% max al tempo T0 con 31.3%; % min al tempo T4 con 3.3%), isopodi (% max al tempo T0 con 14.5%; % min al tempo T2 con 2.1%), gasteropodi (% max al tempo T2 con 14.5%; % min al tempo T1 con 0.4%), larve di chironomidi (% max al tempo T1 con 15.1%; % min al tempo T2 con 3.3%), e acari (% max al tempo T0 con 6.1%; % min al tempo T2 con 0.4 %).

Al di sotto delle reclute restaurate della **Grotta Azzurra** (Figura 4.6.) , i taxa presenti sono stati oligocheti (al tempo T0 1.8 %), chinorinchi (% max al tempo T3 con 11.8 %; % min al tempo T4 con 2 %), anfipodi (% max al tempo T0

con 60.7 %; % min al tempo T4 con 2 %), bivalvi (% max al tempo T1 con 26.2%; % min al tempo T3 con 2.9 %), ostracodi (% max al tempo T4 con 59.2%; % min al tempo T1 con 4.9%), isopodi (% max al tempo T1 con 11.5%; % min al tempo T4 con 2 %), gasteropodi (al tempo T2 1.6 %), larve di chironomidi (al tempo T3 8.8 %), acari (% max al tempo T3 con 23.5 %; % min al tempo T1 con 1.6 %) e tanaidacei (al tempo T1 3.3%).

Al di sotto delle reclute restaurate della **Scalaccia Sud** (Figura 4.6.), i taxa rari erano gli oligocheti presenti al T0 (0.7%) e al T2 (0.2%), i cladoceri presenti al T1 (0.4%), i bivalvi presenti al T5 (0,1%), i cumacei presenti al T2 (0.2%) T3 (0.4%) T4 (0.6%), i tanaidacei presenti al T0 (0.7%) e al T5 (0.8%), gli ofiuroidei presenti al T3 (0.4%), i picnogonidi presenti al T3 (0.4%). Gli altri gruppi presenti erano chinorinchi (% max al tempo T0 con 40.4%; % min al tempo T2 con 7.4%), anfipodi (% max al tempo T5 con 22.8%; % min al tempo T4 con 4.7%), bivalvi (% max al tempo T0 con 9.9%; % min al tempo T5 con 0.1%), ostracodi (% max al tempo T2 con 60.3%; % min al tempo T5 con 6.8%), isopodi (% max al tempo T4 con 29.4%; % min al tempo T2 con 5.1%), cumacei (% max al tempo T0 con 4.3%; % min al tempo T2 con 0.2%), larve di chironomidi (% max al tempo T3 con 3.3%; % min al tempo T5 con 1.3%), acari (% max al tempo T5 con 28.7%; % min al tempo T1 con 3.6%), tanaidacei (% max al tempo T3 con 2.2%; % min al tempo T0 con 0.7%), larve di crostacei

(% max al tempo T1 con 15.4%; % min al tempo T0 con 5%), e picnogonidi (% max al tempo T4 con 1.8%; % min al tempo T3 con 0.4%).

Al di sotto delle reclute restaurate della **Vela** (Figura 4.6.), i taxa rari erano gli oligocheti presenti al T1 (0.8%) T2 (0.1%), i kinorhyncha presenti al T2 (0.7%) e T3 (0.4%), i tardigradi presenti al T3 (0.4%), gli isopodi presenti al T1 (0.8%) e al T3 (0.4%), i gasteropodi presenti al T2 (0.6%), i tanaidacei presenti al T1 (0.8%). Gli altri gruppi presenti amphipode (% max al tempo T0 con 19.2%; % min al tempo T3 con 1.5%), bivalve (% max al tempo T2 con 83.4%; % min al tempo T3 con 28.9%), ostracode (% max al tempo T3 con 63.9%; % min al tempo T0 con 7.7%), isopode (% max al tempo T0 con 23.1%; % min al tempo T3 con 0.4%), gasteropodi (% max al tempo T1 con 11.3%; % min al tempo T2 con 0.6%), acari (% max al tempo T0 con 3.8%; % min al tempo T2 con 1.3%).

4.6 Composizione tassonomica delle comunità della meiofauna

La variazione della composizione tassonomica della meiofauna nei siti e nei tempi analizzati è riportata in Figura 4.9.

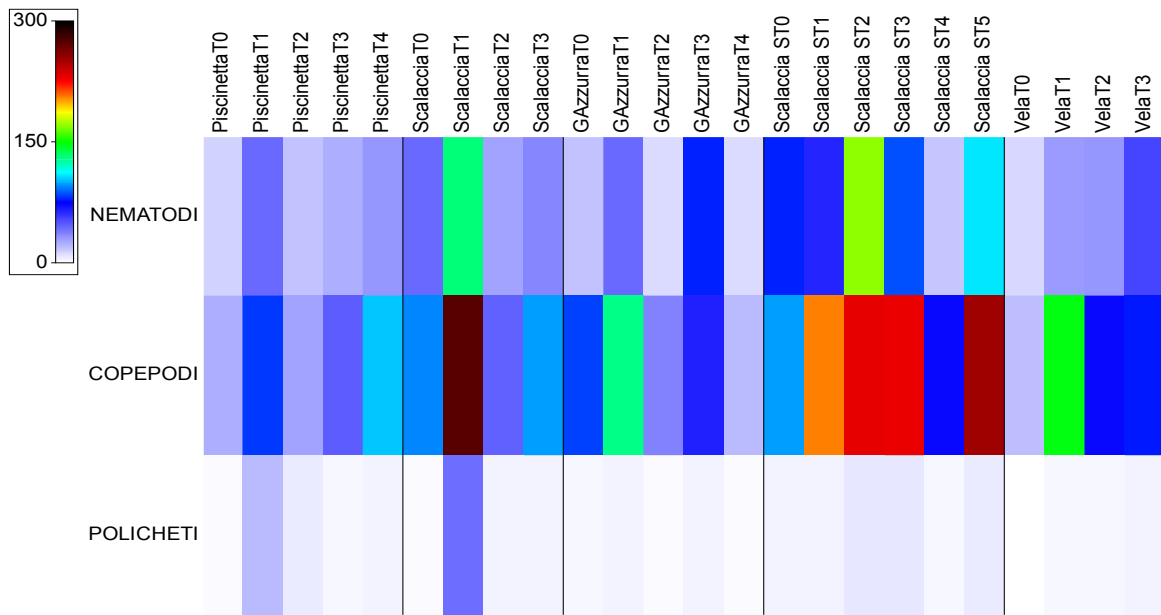


Figura 4.9a. Composizione dei taxa principali nei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) e nei 3 siti restaurati (Grotta Azzurra, Scalaccia S, Vela), in tutti i tempi di campionamento.

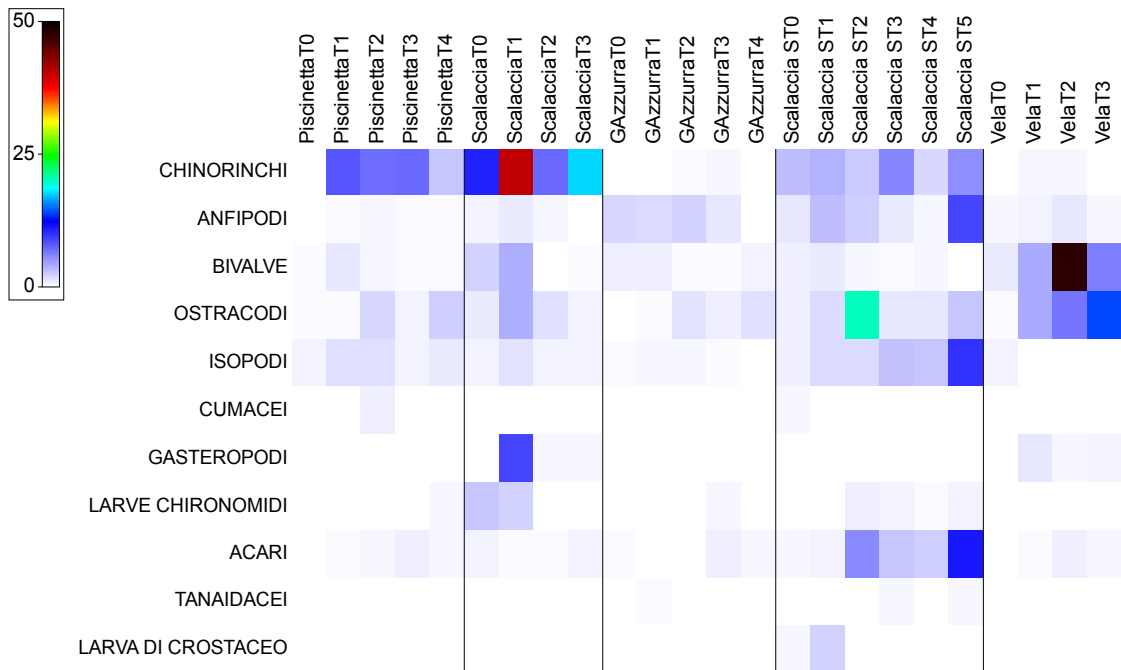


Figura 4.9b. Composizione dei taxa minoritari nei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) e nei tre siti restaurati (Grotta Azzurra, Scalaccia S, Vela), in tutti i tempi di campionamento.

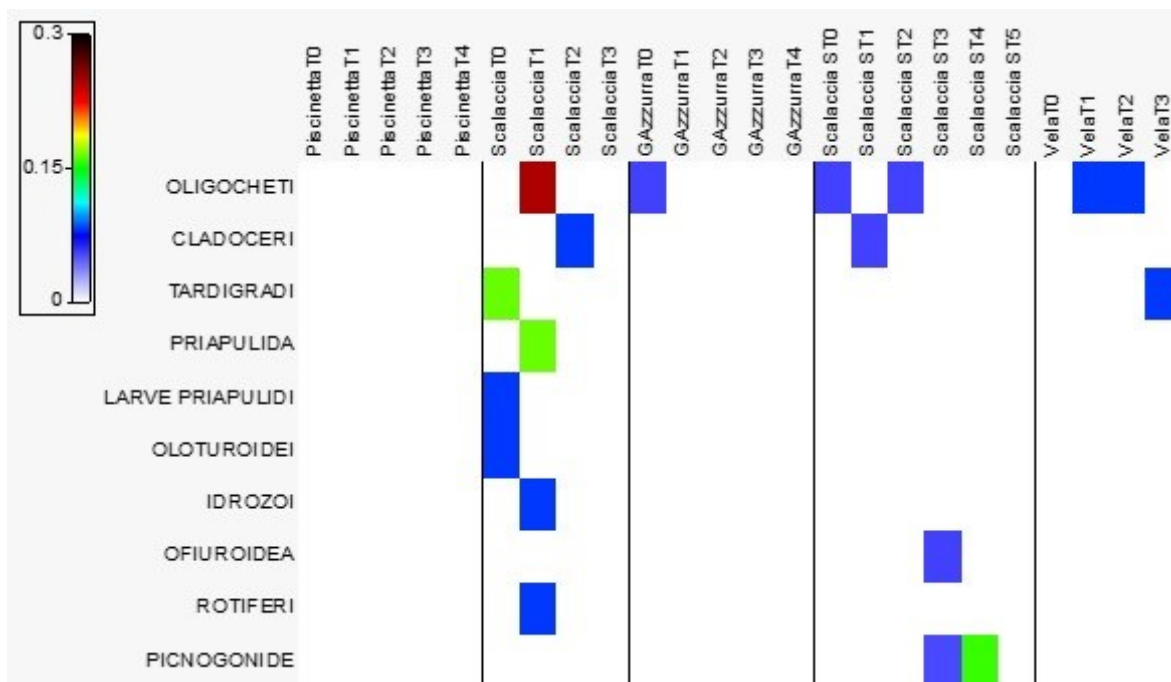


Figura 4.9c. Composizione dei taxa rari (< 1%) nei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) e nei tre siti restaurati (Grotta Azzurra, Scalaccia S, Vela), in tutti i tempi di campionamento.

Le analisi multivariate (PERMANOVA) hanno mostrato un effetto significativo del fattore Tempo e Sito x Tempo sulla composizione tassonomica della meiofauna (Tabella 4.10).

Source	df	MS	F	P
Sito	4	2636,6	9,766	0,001
Tempo	5	1574,5	5,832	0,001
Sito x Tempo	14	803,26	2,9753	0,001
Residui	40	269,98		

Tabella 4.10. Analisi PERMANOVA condotta sulla composizione di taxa della meiofauna.

Le analisi PERMANOVA hanno mostrato un effetto significativo del fattore Tempo e Sito x Tempo anche sulla composizione della meiofauna, considerando esclusivamente i taxa rari della meiofauna (Tabella 4.11).

Source	df	MS	F	P
Sito	4	8988,7	14,539	0,001
Tempo	5	3630,5	5,8721	0,001
Sito x Terr	14	1736,6	2,8089	0,001
Residui	40	618,26		

Tabella 4.11. Analisi PERMANOVA condotta sulla composizione dei taxa rari della meiofauna.

Le analisi *pair wise* hanno mostrato differenze in ciascun sito nei diversi tempi di campionamento: nella popolazione donatrice **Piscinetta** sono state osservate differenze significative negli stessi tempi sia nella composizione (Tabella 4.12a) tassonomica sia in quella considerando solo i taxa rari T0 e T1 , T0 e T3, T0 e T4, T1 e T4, T3 e T4 (Tabella 4.12b).

Groups	t	P(MC)
T0, T1	4,4298	0,004
T0, T3	2,3335	0,023
T0, T4	4,1914	0,003
T1, T4	2,2601	0,028
T3, T4	2,009	0,047

Tabella 4.12a. Analisi *pair wise* condotta sulla composizione di taxa della meiofauna per testare il fattore Tempo nel sito donatore **Piscinetta**.

Groups	t	P(MC)
T0, T1	2,5251	0,022
T0, T3	2,2757	0,035
T0, T4	2,4971	0,015
T1, T4	2,7035	0,024
T3, T4	1,9486	0,059

Tabella 4.12b. Analisi *pair wise* condotta sulla composizione dei taxa rari della meiofauna per testare il fattore Tempo nel sito donatore **Piscinetta**.

Nella popolazione donatrice **Scalaccia Nord** sono state osservate differenze significative tra T1 e T2 e T1 e T3 (Tabella 4.13a). Mentre considerando solo i taxa rari, solo tra T1 e T3 (Tabella 4.13b).

Groups	t	P(MC)
T1, T2	3,3831	0,034
T1, T3	3,8613	0,027

Tabella 4.13a. Analisi *pair wise* condotta sulla composizione di taxa della meiofauna per testare il fattore Tempo nel sito donatore **Scalaccia N**.

Groups	t	P(MC)
T1, T3	2,8793	0,047

Tabella 4.13b. Analisi *pair wise* condotta sulla composizione dei taxa rari della meiofauna per testare il fattore Tempo nel sito donatore **Scalaccia N**.

Nella popolazione restaurata **Grotta Azzurra** sono state osservate differenze significative tra T0 e T4, T1 e T2, T1 e T4, T2 e T3, T3 e T4 (Tabella 4.14a). Invece considerando solo i taxa rari, tra T0 e T3, T0 e T4, T1 e T4, T2 e T4, T3 e T4 (Tabella 4.14b).

Groups	t	P(MC)
T0, T4	2,3771	0,022
T1, T2	2,2895	0,036
T1, T4	3,0964	0,016
T2, T3	2,4871	0,039
T3, T4	3,1673	0,018

Tabella 4.14a. Analisi *pair wise* condotta sulla composizione di taxa della meiofauna per testare il fattore Tempo nel sito restaurato **Grotta Azzurra**.

Groups	t	P(MC)
T0, T3	2,0317	0,048
T0, T4	2,5186	0,02
T1, T4	2,7049	0,018
T2, T4	2,965	0,015
T3, T4	2,4083	0,037

Tabella 4.14b. Analisi *pair wise* condotta sulla composizione dei taxa rari della meiofauna per testare il fattore Tempo nel sito restaurato **Grotta Azzurra**.

Nella popolazione restaurata **Scalaccia Sud** sono state osservate differenze significative tra T2 e T4, T3 e T4, T4 e T5 (Tabella 4.15a). Invece considerando solo i taxa rari, tra T0 e T5, T1 e T2, T1 e T3, T1 e T4, T1 e T5, T2 e T3, T2 e T4, T2 e T5, T3 e T5, T4 e T5 (Tabella 4.15b).

Groups	t	P(MC)
T2, T4	3,9606	0,007
T3, T4	2,4634	0,024
T4, T5	3,9889	0,008

Tabella 4.15a. Analisi *pair wise* condotta sulla composizione di taxa della meiofauna per testare il fattore Tempo nel sito restaurato **Scalaccia Sud**.

Groups	t	P(MC)
T0, T5	2,3177	0,035
T1, T2	2,4536	0,028
T1, T3	1,9577	0,049
T1, T4	2,0821	0,026
T1, T5	2,7528	0,028
T2, T3	1,9692	0,042
T2, T4	2,5156	0,021
T2, T5	2,8956	0,014
T3, T5	2,0369	0,05
T4, T5	3,358	0,009

Tabella 4.15b. Analisi *pair wise* condotta sulla composizione dei taxa rari della meiofauna per testare il fattore Tempo nel sito restaurato **Scalaccia Sud**.

Nella popolazione restaurata de **La Vela** sono state osservate differenze significative negli stessi tempi tra la composizione della comunità complessiva (Tabella 4.16a) dei taxa e considerando solo i taxa rari ai tempi T0 e T2 e T0 e T3 (Tabella 4.16b).

Groups	t	P(MC)
T0, T2	7,848	0,011
T0, T3	4,6042	0,022

Tabella 4.16a. Analisi *pair wise* condotta sulla composizione di taxa della meiofauna per testare il fattore Tempo nel sito restaurato de **La Vela**.

Groups	t	P(MC)
T0, T2	7,7188	0,009
T0, T3	3,3153	0,044

Tabella 4.16b. Analisi *pair wise* condotta sulla composizione dei taxa rari della meiofauna per testare il fattore Tempo nel sito restaurato de **La Vela**.

Le analisi MDS (Figura 4.7.) mostrano che le comunità dei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) sono molto simili tra loro rispetto ai tre siti trapiantati e che hanno un andamento temporale altrettanto simile. Inoltre questo grafico ci mostra che la **Scalaccia Sud** è il sito trapiantato che si comporta più similmente ai due siti donatori. Proprio per questo motivo è stato scelto come sito per il restauro. Invece per gli altri due siti (Scalaccia S e Vela) la variazione delle comunità ha un andamento diverso.

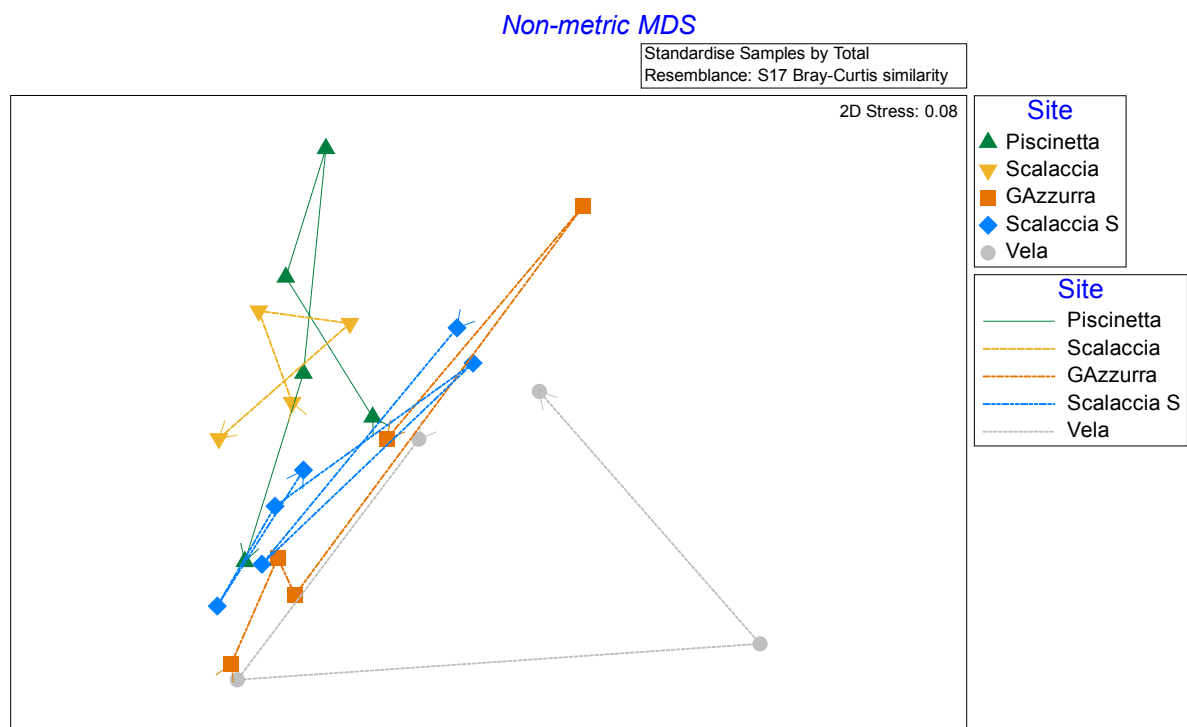


Figura 4.7. Il grafico mostra l'andamento temporale dal tempo T0 (punto da cui parte la freccia) al T5 (a seconda del sito) dei taxa principali nei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) e nei 3 siti restaurati (Grotta Azzurra, Scalaccia S, Vela).

Considerando solo i taxa rari (Figura 4.8.) vediamo ancora più chiaramente che la **Scalaccia Sud** è il sito trapiantato che si comporta più similmente ai due siti donatori. Ancora una volta le comunità dei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) sono molto simili tra loro rispetto ai tre siti trapiantati. I due siti restaurati (Scalaccia S e Vela) hanno un andamento diverso.

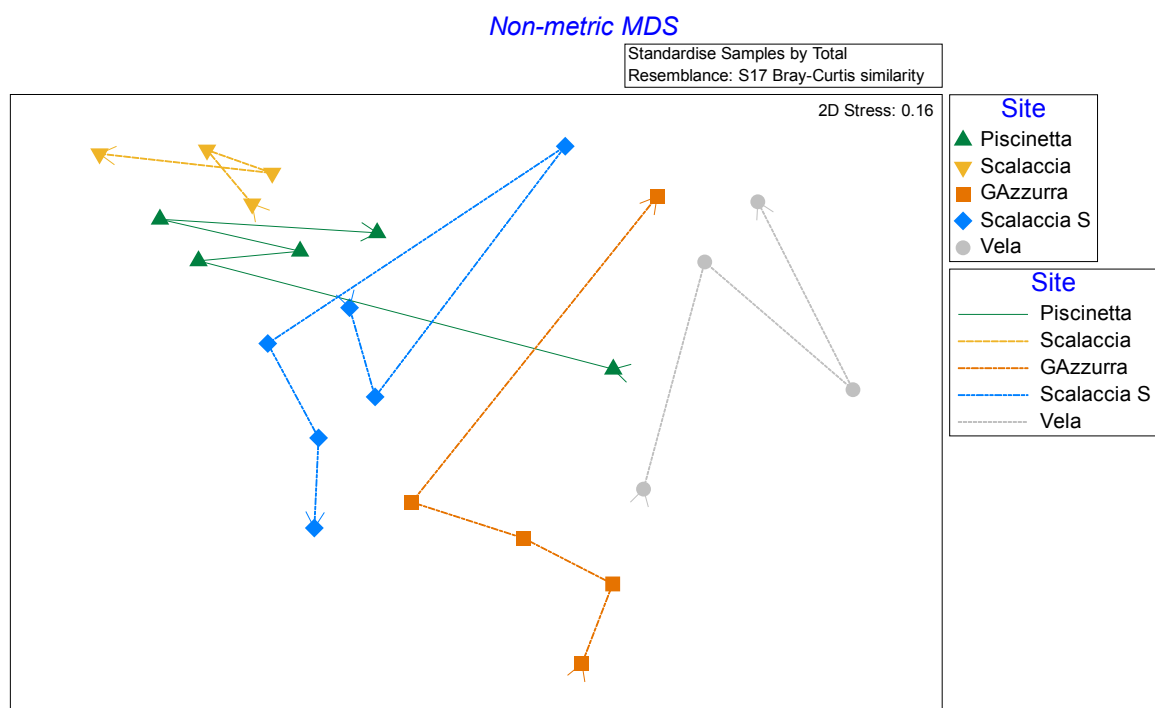


Figura 4.8. Il grafico mostra l'andamento temporale dal tempo T0 (punto da cui parte la freccia) al T5 (a seconda del sito) dei taxa minoritari nei due siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N) e nei 3 siti restaurati (Grotta Azzurra, Scalaccia S, Vela).

I test SIMPER indica che la dissimilarità % media tra i siti è del 35.5%. Lo stesso test indica che la dissimilarità % media tra i siti donatori e quelli

restaurati è pari a 35%, 34% e 36% per la Grotta Azzurra, Scalaccia S e Vela, rispettivamente, a fronte di una dissimilarità tra i due siti donatori del 33%.

Le analisi SIMPER hanno mostrato inoltre che la maggiore dissimilarità nella composizione tassonomica fra T0 e del T1 (41 %), la minore fra T1 e T4 (21 %) nel sito donatore **Piscinetta**. Nel sito donatore **Scalaccia Nord** hanno mostrato la maggiore dissimilarità nella composizione tassonomica fra T1 e del T2 (45 %), la minore fra T0 e T3 (15 %).

Nel sito di restauro **Grotta Azzurra**, la dissimilarità maggiore e la minore sono state osservate rispettivamente fra il T1 e il T4 (42%) e tra il T0 e il T1 (22%).

Nel sito di restauro **Scalaccia Sud**, la maggiore e la minore rispettivamente fra il T2 e il T4 (38 %) e tra il T2 e il T5 (17%). Nel sito di restauro **La Vela**, la maggiore e la minore rispettivamente fra il T0 e il T2 (47%) e tra il T2 e il T3 (20%).

5 DISCUSSIONE

5.1 L'effetto del restauro sull'aumento della biodiversità

Quando ha successo, il restauro dei sistemi marino-costieri può fornire una miriade di benefici, relativi al ripristino dei servizi ecosistemici, come clima, biodiversità, crescita economica e benessere fisico e mentale (Aronson & Alexander, 2013); (Fraschetti, et al., 2021). Gli studi sugli ecosistemi terrestri e marini hanno dimostrato che gli *ecosystem engineers*, cioè gli organismi che modificano profondamente il loro ambiente (Jones, Lawton, & Shachak, 1997), determinano l'eterogeneità spaziale degli habitat (Hastings, et al., 2007); (Van der Heide, et al., 2012). Tra questi, le alghe supportano valori elevati di biomassa bentonica, macro, megafauna e meiobenthos associato perché forniscono micro-habitat unici che aumentano la complessità dell'habitat e quindi la biodiversità associata (Ndaro & Ólafsson, 1999); (Fisher & Sheaves, 2003); (Jankowska, 2015); (Losi, 2018) (Bianchelli & et al., 2016). Tra le componenti bentoniche associate, la meiofauna gioca un ruolo ecologico chiave nel collegare le componenti detritiche e procariotiche con i livelli trofici superiori: infatti la maggior parte dei taxa si nutrono di microalghe, procarioti, detrito o sono predatori di altra meiofauna e, allo stesso tempo, sono una fonte di cibo per macro, megafauna e pesci, rappresentando così una risorsa trofica chiave nelle reti alimentari marine (Bianchelli & et al., 2016).

L'aumento di tridimensionalità dell'habitat, inoltre, non è l'unico beneficio che le foreste a macroalghe forniscono all'ecosistema: riduzione dell'impatto del moto ondoso, trattenimento dei sedimenti risospesi e quindi influenza su processi di erosione e sedimentazione sarebbero i nuovi servizi ecosistemici ripristinati (Danovaro R. , 2013).

Il restauro è considerato una strategia efficace per accelerare il recupero delle comunità biologiche su scala locale. Tuttavia, gli effetti delle azioni di restauro negli ecosistemi marini sono ancora imprevedibili. Secondo una recente analisi globale della letteratura pubblicata per identificare i fattori che aumentano la probabilità di successo del restauro nei sistemi costieri e marini, il contesto (grado di impatto antropico, tipo di ecosistema, habitat) in cui viene svolta l'attività di ripristino ha maggiore rilevanza per un esito positivo rispetto a come (metodo) viene effettuato il restauro (Fraschetti, et al., 2021).

Il nostro studio rafforza l'idea che la conservazione degli habitat dominati da *ecosystem engineer* porta a mantenere alti livelli di diversità del benthos strettamente associato ed è fondamentale per mantenere la biodiversità costiera e il funzionamento dell'ecosistema e che il restauro di questi ecosistemi deve avvenire secondo la scelta oculata del sito più idoneo, per ottenere il massimo dei benefici (Fraschetti, et al., 2021).

5.2 La risposta delle comunità della meiofauna al restauro

In questo lavoro si è analizzata la crescita degli individui adulti di *Gongolaria barbata* presenti nei siti donatori della Piscinetta e della Scalaccia Nord nel periodo da maggio 2020 a novembre 2021. Le due popolazioni hanno presentato entrambe una significativa variazione temporale dell'altezza media dei talli, che è conseguenza delle differenze nella crescita determinate dalle condizioni ambientali e dal ciclo annuale tipico di *G. barbata*. Il tallo si modifica nella taglia e nell'aspetto in relazione ai principali parametri ambientali e, in particolare, in rapporto all'idrodinamismo, alla luce e alla temperatura (Falace, Zanelli, & Bressan, 2006).

In entrambe le popolazioni, l'alga raggiunge il suo massimo sviluppo vegetativo all'inizio della primavera. Successivamente, con l'arrivo dell'estate e la soglia dei 15°C l'alga subisce un cambiamento nella morfologia raggiungendo i valori minimi di altezza che persistono durante tutta l'estate e da ottobre, quando la temperatura comincia ad abbassarsi, l'alga inizia a crescere nuovamente. Poiché la temperatura è una delle principali variabili che regolano la fenologia vegetativa nelle alghe, potrebbe svolgere un ruolo decisivo nell'influenzare la crescita dell'alga. I parametri ottimali per la crescita di *G. barbata* riportati anche da (Ercegovic, 1952), che definisce *G. barbata* un'alga euriterma, sarebbero temperature che variano da 8 °C a 17 °C. Dati che

sono in sostanziale accordo con quanto osservato in questo lavoro per le popolazioni della Piscinetta e della Scalaccia Nord, in cui la fase di accrescimento si osserva proprio nel range delle suddette temperature.

Allo stesso modo si è analizzata la crescita degli individui giovanili di *G. barbata* presenti nei siti di rinforzo delle popolazioni naturali e in quelli di restauro nel periodo da maggio 2020 a luglio 2021. I siti Scalaccia Sud e Piscinetta hanno mostrato una significativa crescita graduale, molto simile a quella registrata negli adulti. Il sito de La Vela inizialmente seguiva l'andamento degli altri siti ma in questo sito potrebbe essere subentrata insieme alla temperatura, un'altra delle variabili ambientali che influenzerebbe la crescita: l'idrodinamismo. L'arrivo dell'inverno e le forti mareggiate avrebbero avuto un impatto maggiore in questo sito, complice la sua natura molto esposta. Probabilmente le mareggiate hanno influenzato negativamente anche la crescita delle alghe nel sito Grotta Azzurra, dove però non hanno provocato il distacco di tutte le fronde, quindi l'accrescimento è stato osservato solo per alcuni individui.

I risultati di questa tesi mostrano come l'abbondanza totale della meiofauna in tutti i siti oggetto di rinforzo/restauro ha rivelato una tendenza in aumento nel tempo. In particolare, i siti Scalaccia Sud e La Vela hanno avuto un incremento costante nel tempo, con valori paragonabili o addirittura più elevati dei siti in

cui è stato effettuato il rinforzo nel sito donatore. Nel sito Grotta Azzurra i valori di abbondanza hanno mostrato oscillazioni nei vari tempi e valori inferiori agli altri siti in ciascun tempo di campionamento (tranne nel tempo T0). Tra tutti i siti la Scalaccia Sud è quello che ha presentato i valori di abbondanza più elevati. A questo proposito, studi precedenti hanno evidenziato che la densità e la distribuzione della meiofauna nei fondali rocciosi sembrano essere influenzate sia da quantità e qualità delle risorse trofiche (Bianchelli et al., 2016), sia dalle caratteristiche delle comunità macrobentoniche, sia dalla struttura dei popolamenti algali (Gibbons, 1991); (Danovaro & Fraschetti, 2002). Infatti, alghe più complesse o con una superficie più ampia ospitano maggiori densità di meiofauna rispetto a strutture algali più semplici (Taylor & Cole, 1994); (Christie, 2009). Questo ci fa presupporre che la Scalaccia Sud potrebbe essere il sito con una maggiore complessità spaziale e quindi un maggior numero di habitat e nicchie ecologiche.

La ricchezza di taxa (α -diversità) ha mostrato variazioni tra i tempi di campionamento dei due siti donatori in cui è stato effettuato il rinforzo. Nei siti in cui è stato effettuato il restauro, la Scalaccia Sud è il sito che ha raggiunto i valori più simili se non addirittura superiori rispetto a quelli osservati nei rinforzi effettuati nelle popolazioni donatrici. Dopo 3 mesi dal restauro la Scalaccia Sud aveva un numero di taxa molto alto (14). Anche gli altri due siti

hanno mostrato un aumento della ricchezza dei taxa. Questo aumento della α -diversità è coerente con l'aumento della qualità dell'habitat dovuta al restauro. L'eterogeneità dell'habitat e il plausibile aumento di risorse dovuto alla presenza di *G. barbata*, infatti, potrebbe consentire la coesistenza di un numero maggiore di individui. L'alto numero di taxa per sito conferma il ruolo delle foreste a *Cystoseira s.l.* come habitat chiave nelle scogliere rocciose temperate (Boudouresque, 1972); (Ballesteros E. , 1988); (Pizzuto, 1999); (Ballesteros, et al., 2009); (Sales, M., & Ballesteros, 2012); (Piazzi, et al., 2018).

La struttura della comunità è risultata piuttosto stabile nelle sue componenti e nelle proporzioni di ciascun taxon con il passare del tempo nei siti donatori. Nella comunità presente sotto le reclute di *G. barbata* dei siti restaurati si è osservato una maggiore variazione sia nelle percentuali di ciascun taxon sia nelle componenti al variare del tempo. A questo proposito, le analisi statistiche hanno evidenziato un cambiamento significativo nella composizione tassonomica della meiofauna già a partire dal momento del restauro.

Osservando la percentuale di dissimilarità, o β diversità, fra le comunità, questa risulta inizialmente essere elevata per poi diminuire i mesi dopo il restauro, raggiungendo un valore di β diversità inferiore a quello esistente all'interno dei diversi tempi per lo stesso sito. Inoltre, dai grafici MDS (figure 4.7 e 4.8) che mostrano l'andamento temporale della composizione tassonomica della

meiofauna dei vari siti, si vede chiaramente come la Scalaccia Sud è il sito che si comporta più similmente ai siti donatori.

Nel sito Scalaccia Sud è stato osservato come gradualmente il numero dei copepodi aumenti dal momento del restauro fino all'ultimo tempo. Così come gli isopodi tra i taxa minoritari. Anche i nematodi aumentano gradualmente fino al tempo T2 (a giugno) per poi diminuire a settembre e aumentare nuovamente nei mesi successivi.

Nel sito Scalaccia Sud, inoltre, compaiono taxa rari: cladoceri (presenti solo nel sito donatore Scalaccia N), ofiuroidei e picnogonidi (presenti in nessun altro sito). I dati finora raccolti negli studi precedenti sembrano supportare l'idea che i taxa meiobentonici rari (cioè i taxa numericamente meno rappresentati) siano più sensibili alle diverse condizioni ecologiche rispetto all'intero assemblaggio meiobentonico. Il fatto che siano rari può indicare la loro preferenza per condizioni ambientali specifiche che li rendono più adatti come sentinelle della variabilità spaziale generata da specie ingegnere e proxy dei cambiamenti delle condizioni ambientali (Baldrighi, et al., 2021). Infatti, generalmente i taxa rari come Priapulida, Gnathostomulida, Gastrotricha, Holothuroidea sono assenti nei sistemi degradati (Bianchelli & et al., 2016). D'altra parte, Copepoda, Gastropoda, Halacaroidea e Cnidaria, essendo taxa epibentonici e sfruttando la disponibilità di substrati duri in modo più efficiente rispetto ai taxa scavatori,

mostrano percentuali più elevate (Bianchelli & et al., 2016). Nel sito de La Vela sono i nematodi ad aumentare gradualmente col passare del tempo. Mentre gli ostracodi sono tra i taxa minoritari. Nel sito Grotta Azzurra invece, nessun taxon ha mostrato una così evidente crescita. I taxa più rappresentati nei siti e in tutti i tempi sono stati copepodi e nematodi, i due taxa comunemente noti per essere i più abbondanti nella meiofauna.

Nel caso del sito La Vela, ricordiamo che i monitoraggi sono stati sospesi il 10 ottobre 2020 in quanto una forte mareggiata avvenuta durante l'inverno ha strappato via i ciottoli che erano stati fissati. Studi precedenti condotti nel sito della Vela da (Strain, et al., 2015) si sono concentrati su due fattori di stress locali di particolare interesse: la sedimentazione da erosione delle spiagge e l'arricchimento di nutrienti da parte di acque reflue e dilavamento agricolo. Di conseguenza, la riduzione dei fattori di stress antropogenici locali potrebbe senz'altro contribuire a migliorare la resilienza delle popolazioni di queste alghe. Tuttavia, i risultati di questo studio indicano che, anche nel caso di riduzione o eliminazione dell'impatto antropico (La Vela si trova all'interno di un SIC), le forzanti ambientali (come le mareggiate) potrebbero rappresentare un fattore di insuccesso per eventuali interventi di restauro. A questo proposito, le forzanti ambientali, come le mareggiate o le *heat waves*, devono essere necessariamente considerate nella pianificazione di interventi di restauro,

soprattutto nell'ambito dei cambiamenti climatici in atto, che prevedono un aumento in frequenza di questi eventi episodici (Verdura, et al., 2021).

I dati del presente studio suggeriscono quindi che nei siti dove è stata trapiantata la nuova popolazione di *G. barbata* ci sia stato un aumento dell'abbondanza e della biodiversità della meiofauna. Soprattutto per il sito **Scalaccia Sud**, quello risultato più adatto.

Complessivamente questi risultati suggeriscono un potenziale effetto positivo dell'intervento sulla biodiversità bentonica associata alle popolazioni di *G. barbata*. Inoltre, questo studio conferma l'utilità della meiofauna come indicatore di successo di interventi di restauro o come indicatore di qualità ecologica nel monitoraggio a breve e a lungo termine, come potrebbe essere necessario a seguito di interventi di restauro ecologico.

5.3 Conclusioni

In conclusione, il reclutamento *in situ* si è rivelato un metodo promettente con un basso rapporto costi/benefici che può essere utilizzato per affrontare la crescente necessità di ripristinare le aree degradate.

L'obiettivo di questa tesi, cioè l'individuazione del sito più adatto per il restauro di *Gongolaria barbata*, ci ricorda, inoltre, l'importanza dei fattori ambientali,

come il tipo di ecosistema e la posizione geografica, nel determinare il successo del restauro. I risultati di questo studio sottolineano l'enorme importanza che ha la selezione del sito, per esempio, in termini di conoscenza delle pressioni presenti nella regione, il suo contesto storico e il più ampio paesaggio marino (Fraschetti, et al., 2021). Tuttavia, il sito che si è rivelato essere il più adatto è stato quello della **Scalaccia Sud** (Sito 4). Un sito poco impattato, essendo un tratto di costa poco frequentato a causa della difficoltà di accesso alla spiaggia. Infatti, è stato valutato come il sito meno stressato da un punto di vista antropico. Il restauro in questo sito ha mostrato un grande successo, dimostrando che gli impatti possono determinare il successo o l'insuccesso dei trapianti su microscala. Forzanti ambientali (per il sito de La Vela) e livello di antropizzazione (per il sito Grotta Azzurra) hanno contribuito alla scarsa riuscita dell'esperimento negli altri due siti scelti per il restauro.

Considerato questo, risulta estremamente utile fare un esperimento pilota per la selezione del sito più adatto prima di intervenire con un esperimento di restauro e sarebbe più auspicabile investire su un restauro "da zero" per quei siti nei quali *G. barbata* è completamente assente mentre procedere con un rinforzo per quei siti in cui l'alga è già diffusa.

Inoltre, va ricordato che l'inquinamento è attualmente una delle principali minacce alla biodiversità marina in tutto il mondo (Lotze, et al., 2006). Il

numero e la varietà di inquinanti presenti nel mare è elevato e un eccesso di nutrienti inorganici, metalli pesanti, detersivi, erbicidi e pesticidi sono comuni nelle acque costiere (Osterberg & Keckes, 1977); (Köck, 2010). L'aumento della concentrazione di nutrienti nell'acqua marina favorisce le specie opportunistiche, mentre le specie a vita lunga come le alghe e le macroalghe perenni diminuiscono gradualmente (Munda, 1982); (Schramm, 1999); (Sales, Cebrian, Tomas, & Ballesteros, 2011).

In conclusione, lo stato delle popolazioni infralitorali di *Cystoseira s.l.* sembra essere minacciato da fattori di stress concomitanti. C'è bisogno di un ampio monitoraggio per descrivere come queste popolazioni stanno cambiando nel tempo, e attuare un quadro di gestione per la conservazione e il restauro di questi habitat preziosi ma vulnerabili (Mancuso, et al., 2018).

6 BIBLIOGRAFIA

- Agnetta, D., Badalamenti, F., Ceccherelli, G., Di Trapani, F., Bonaviri, C., & Gianguzza, P. (2015). Role of two co-occurring Mediterranean sea urchins in the formation of barren from *Cystoseira* canopy. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 152, 73–77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2014.11.023>.
- Airoldi, L., & Beck, M. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, pp. 345–405. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420050943>.
- Alves, A.S., Adao, H., Ferrero, T., Marques, J., & Costa, M. P. (2013). Benthic meiofauna as indicator of ecological changes in estuarine ecosystems: The use of nematodes in ecological quality assessment. *Ecological Indicators* 24, 462–475.
- Appeltans, W. A.-P.-Y. (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Curr. Biol.* 22, 2189–2202. [http:// dx.doi.org/10.1016/j.cub.2012.09.036](http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2012.09.036).
- Aronson, J., & Alexander, S. (2013). Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restor. Ecol.* 21, 293–296. doi: 10.1111/rec.12011.
- Austen, M., & Widdicombe, S. (2006). Comparison of the response of meio- and mac-robenthos to disturbance and organic enrichment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 330, 96-104.
- Baldrighi, E., Vasapollo, C., Grassi, E., Alvisi, F., Cesaroni, L., Balsamo, M., & Semprucci, F. (2021). Meiobenthic assemblages as ecological indicator of natural variability induced by ecosystem engineers. *Regional Studies in Marine Science* 45, 101824.
- Ballesteros. (2007). A new methodology based on littoral community cartography for the implementation of the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, 55, 172–180.
- Ballesteros, E. (1988). Estructura y dinámica de la comunidad de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau en el Mediterráneo Noroccidental. *Invest. Pesq.*, 52, 313–334.
- Ballesteros, E., Garrabou, J., Hereu, B., Zabala, M., Cebrian, E., & Sala, E. (2009). Deep water stands of *Cystoseira zosteroides* C. Agardh (Fucales, Ochrophyta) in the Northwestern Mediterranean: insights into assemblage structure and population dynamics. *Estuar. Coast Shelf Sci.*, 82, 477–484.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L., & de Torres, M. (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, 55, 172–180. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.038>.

- Bayraktarov, E., Saunders, M., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H., . . . Lovelock, C. (2016). The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, 26:1055–1074.
- Benedetti-Cecchi, L., Pannacciulli, F., Bulleri, F., Moschella, P., Airoidi, I., . . . Cinelli, F. (2001). Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 214, 137–150. <http://dx.doi.org/10.3354/meps214137>.
- Benedetti-Cecchi, L. (2001). Beyond BACI: optimization of environmental sampling designs through monitoring and simulation. *Ecol. Appl.*, 11, 783–799.
- Benedetti-Cecchi, L., & Cinelli, F. (1992). Canopy removal experiments in *Cystoseira*-dominated rockpools from the western coast of the Mediterranean (Ligurian Sea). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 155, 69–83.
- Benedetti-Cecchi, L., Pannacciulli, F., Bulleri, F., Moschella, P., Airoidi, L., . . . Cinelli, F. (2001). Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 214,137-150 .
- Bianchelli, S., & Danovaro, R. (2019). Meiofaunal biodiversity in submarine canyons of the Mediterranean Sea: A meta-analysis. *Progress in Oceanography* 170, 69-80.
- Bianchelli, S., & Danovaro, R. (2020). Impairment of microbial and meiofaunal ecosystem functions linked to algal forest loss. *Nature*, 1-9.
- Bianchelli, S., & et al. (2016). Biodiversity loss and turnover in alternative states in the Mediterranean Sea: a case study on meiofauna. *Nature*, Sci. Rep. 6, 34544.
- 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, 420-433.
- Boudouresque, C. (1972). Recherches de bionomie analytique structurale et expérimentalesur les peuplements benthiques sciaphiles de Méditerranée occidentale (fraction algale): la sous-strate sciaphile d'un peuplement photophile de mode calme, le peuplement à *Cystoseira crinita*. *le peuplement à Cystoseira crinita*. *Bull. Mus. Hist. nat* 32, 253–263 Marseille.
- Bulleri, F., Benedetti-Cecchi, L., Acunto, S., Cinelli, F., & Hawkins, S. (2002). The influence of canopy algae on vertical patterns of distribution of low-shore assemblages on rocky coasts in the northwest Mediterranean. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 267 (1), 89-106.
- Buller et al., 2., & Chimney et al., 2. (2019). Mediterranean an energy assessment .
- Campbell, A.H., Marzinelli, E., Vergès, A., Coleman, M., & Steinberg, P. (2014). Towards restoration of missing underwater forests. *Plos one*, 9:e84106.

- Cebrian, E., Tamburello, L., Verdura, J., Guarnieri, G., Medrano, A., . . . Simonetta, F. (2021). A Roadmap for the Restoration of Mediterranean Macroalgal Forests. *frontiers in Marine Science*, Volume 8, 1-11.
- Chapman, A. (1990). Effects of grazing, canopy cover and substratum type on the abundances of common species of seaweeds inhabiting littoral fringe tide pools. *Marine Botany*, 33 (4), 319–326.
- Chapman, M., Underwood, A., & Skilleter, G. (1995). Variability at different spatial scales between a subtidal assemblage exposed to the discharge of sewage and two control assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 189, 103–122.
- Cheminée, A., Sala, E., Pastor, J., Bodilis, P., Thiriet, P., . . . Francour, P. (2013). Nursery value of *Cystoseira* forests for Mediterranean rocky reef fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 442:70–79.
- Christie, H. N. (2009). Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 396:, 221-233.
- Claudet, J., & Fraschetti, S. (2010). Human-driven impacts on marine habitats: a regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biol. Conserv.*, 143, 2195–2206. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.004>.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F., . . . Kesner-Reyes. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS One* 5, e11842. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>.
- Connell, S. F. (2014). What are algal turfs? Towards a better description of turfs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 495, 299–307. <http://dx.doi.org/10.3354/meps10513>.
- Coull, B. (1988). Ecology of the marine meiofauna. In: *Higgins, R.P., Thiel, H. (Eds.), Introduction to the Study of Meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, DC*, pp. 18–38.
- Crain, C. H. (2009). Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. *Ann. N. Y. Acad. Sci.*, 1162, 39–62. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04496.x>.
- Danovaro, B. & (2020). Impairment of microbial and meiofaunal ecosystem functions linked to algal forest loss. *Nature*, 1-9.
- Danovaro, R. (2010). *Methods for the Study of Deep-Sea Sediments, Their Functioning and Biodiversity. CRC Press.*
- Danovaro, R. (2013). *Biologia Marina. Biodiversità e funzionamento degli ecosistemi marini. Città Studi Edizioni.*
- Danovaro, R., & Fraschetti, S. (2002). Meiofaunal vertical zonation on hardbottoms: comparison with soft-bottom meiofauna. *Marine Ecology Progress Series*, 230:, 159-169.

- Danovaro, R., Gambi, C., Mirto, S., Sandulli, R., & Ceccherelli, V. (2003). Meiofauna. *In Biol. Mar. Medit.*, 10 (Suppl.) (p. 61-108).
- Danovaro, S. B. (2020). Impairment of microbial and meiofaunal ecosystem functions linked to algal forest loss. *nature*, 1-9.
- Dayton, P. (1975,1985). Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. *Ecol. Monogr.*, 45 (2), 137–159.
- Dayton, P. (1985). Ecology of kelp communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16:215–245.
- Ercegovic. (1952). *Cystoseira adriatica*. 107.
- Falace, A., Kaleb, S., De La Fuente, G., Asnaghi, V., & Chiantore, M. (2018). Ex situ cultivation protocol for *Cystoseira amentacea* var. *stricta* (Fucales, Phaeophyceae) from a restoration perspective. *PLoS one*, 1-11.
- Falace, A., Kaleb, S., De La Fuente, G., Asnaghi, V., & Chiantore, M. (2018). Ex situ cultivation protocol for *Cystoseira amentacea* var. *stricta* (Fucales, Phaeophyceae) from a restoration perspective. *PLoS one*, 1-12.
- Falace, A., Zanelli, E., & Bressan, G. (2006). Algal transplantation as a potential tool for artificial reef management and environmental mitigation. *Bulletin of Marine Science* 78, 161-166.
- Feldmann, J. (1937). Recherches sur la végétation marine de la Méditerranée: la côte des Albères. 10, 73-254.
- Fisher, R., & Sheaves, M. (2003). Community structure and spatial variability of marine nematodes in tropical Australian pioneer seagrass meadows. *Hydrobiologia* 495, 143–158.
- Fonseca, G., Fontaneto, D., & Di Domenico, M. (2018). Addressing biodiversity shortfalls in meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 502, 26-38.
- Foster, S. a. (2006). The population biology of large brown seaweeds: ecological consequences life histories of multiphase in dynamic coastal environments. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37, 343–372. doi: 10.2307/annurev.ecolsys.37.0913.
- Frame, K., Hunt, G., & Roy, K. (2007). Intertidal meiofaunal biodiversity with respect to different algal habitats: a test using phytal ostracodes from Southern California. *Hydro Biology* 586, 331- 342.
- Fraschetti, S. T.-C. (2005). Patterns of distribution of marine assemblages from rocky shore: evidence of relevant scales of variation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 296, 13–29.
- Fraschetti, S., McOwen, C., Papa, L., Papadopoulou, N., Bilan, M., Bostrom, C., . . . Garrabou, J. (2021). Where is more important than how in coastal and marine ecosystems restoration. *frontiers in marine science*.

- Fuente, D. L., G., Asnaghi, V., Chiantore, M., Povero, P., Vassallo, P., . . . Paoli, C. (2019). The effect of *Cystoseira* canopy on the value of midlittoral habitats in NW Mediterranean, an emergy assessment. *Ecological Modelling*, 1-11.
- Fuente, D. L., G., Chiantore, M., Asnaghi, V., Kaleb, S., & Falace, A. (2019). First ex situ outplanting of the habitat forming seaweed *Cystoseira amentacea* var. *stricta* from a restoration perspective. *PeerJ*, DOI 10.7717/peerj.7290.
- Gaylord, B., Reed, D., Raimondi, P., Washburn, L., & McLean, S. (2002). A physically based model of macroalgal spore dispersal in the wave and current-dominated nearshore. *Ecology*, 1239–1251 DOI 10.1890/0012-9658(2002)083[1239:APBMOM]2.0.CO;2.
- Gee, J., & Warwick, R. (1994a, 1994b). Body-size distribution in a marine metazoan community and the fractal dimensions of macroalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 178,, 247– 259.
- Giaccone, G. (1973). Ecologie et chrologie des *Cystoseira* de Méditerranée. *Rapports de la Commission Internationale de la Mer Méditerranée*, 22,49-50.
- Gibbons, M. (1991). Rocky shore meiofauna: a brief overview. *Trans. R. Soc. South Afr.* 47,, 595–603.
- Gibbons, M., & Griffiths, C. (1986). A comparison of macrofaunal and meiofaunal distribution and standing stock across a rocky shore, with an estimate of their productivities. *Mar. Biol.* 93,, 181–18.
- Giere, O. (2009). *Meiobenthology: The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sedi-ments*, second edition. *Springer-Verlag,, Berlin Heidelberg*.
- Graham, M. (2004). Effects of local deforestation on the diversity and structure of southern California giant kelp forest food webs. *Ecosystems* 7, 341e35.
- Guiry & Guiry. (2019). *Algae Base. Galway: National University of Ireland, World-wide electronic publication.*, Available at <http://www.algaebase.org> (accessed 4 February 2019).
- Harley, C.D.G., Randall Hughes, A., Hultgren, K., Miner, B., Sorte, C., . . . Williams, S. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecol. Lett.*, . 9, 228–241. <http://dx.doi.org/10.1111/>.
- Hastings, A., Byers, J., Crooks, J., Cuddington, K., Jones, C., Lambrinos, J., . . . Wilson, W. (2007). Ecosystem engineering in space and time. *Ecol. Lett.* 10 (2), 153-164.
- Heip, C., Vincx, M., & Vranken, G. (1985). The ecology of marine Nematoda. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 23, 399–489.
- Hewitt, J. T. (2001). Assessing environmental impacts: effects of spatial and temporal variability at likely impact scales. *Ecol. Appl.*, 11, 1502–1516.
- Hicks, G. (1980). Structure of phytal harpacticoid copepod assemblages and the influence of habitat complexity and turbidity. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 44,, 157- 192.

- Holl, K., & Aide, T. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261:1558–1563.
- Hooper, G., & Davenport, J. (2006). Epifaunal composition and fractal dimensions of intertidal marine macroalgae in relation to emersion. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 86, 1297- 1304.
- Huff, T., & Jarett, J. (2007). Sand addition alters the invertebrate community of intertidal coral turf. *Mar. Ecol. Progress Ser.* 345,, 75 –82.
- Iveša, L. D. (2016). Long-term fluctuations in *Cystoseira* populations along the west Istrian Coast (Croatia) related to eutrophication patterns in the northern Adriatic Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 106,162–173. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.03.010.
- Jankowska, E. J.-K. (2015). Seagrass vegetation and meiofauna enhance the bacterial abundance in the baltic sea sediments (puck bay). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22,, 14372–14378.
- Jones, C., Lawton, J., & Shachak, M. (1997). Positive and negative effects of organisms as ecosystem engineers. *Ecol* 78, 1946-1957.
- Kennedy, A., & Jacoby, C. (1999). Biological indicators of marine environmental health: meiofauna – a neglected benthic component? *Environ. Monit. Assess.* 54,, 47–68.
- Köck, M. F.-S. (2010). Integrated ecotoxicological and chemical approach for the assessment of pesticide pollution in the Ebro river delta (Spain). *Journal of Hydrology* 383,, 73-82.
- Koop, K., & Griffiths, C. (1982). The relative significance of bacteria, meio- and macrofauna on an exposed sandy beach. *Mar. Biol.* 66,, 295–300.
- Lilley, S., & Schiel, D. (2006). Community effects following the deletion of a habitat forming alga from rocky marine shores. *Oecologia*, 148, 672–681.
- Lorentsen, S., Sjøtun, K., & Grømmelt, D. (2010). Multi-trophic consequences of kelp harvest. *Biological Conservation*, 143:2054–2062.
- Losi, V. S. (2018). Sessile macrobenthos (ochrophyta) drives seasonal change of meiofaunal community structure on temperate rocky reefs., *Mar. Environ. Res.* 142, 295–305.
- Lotze, H.K., Lenihan, H., Bourque, B., Bradbury, R., Cooke, R., . . . Jackson, J. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312, 1806–1809.
- Mancuso, F.P., Strain, E., Piccioni, E., De clerck, O., Sarà, G., & Airolidi, I. (2018). Status of vulnerable *Cystoseira* populations along the Italian infralittoral fringe, and relationships with environmental and anthropogenic variables. *Marine Pollution Bulletin*, 762–771.
- Mangialajo, L., Ruggieri, N., Asnaghi, V., Chiantore, M., Povero, P., & Cattaneo-Vietti, R. (2007,2008). Ecological status in the Ligurian Sea: the effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. *Mar. Pollut. Bull.*, 55, 30–41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.022>.

- Mann. (1973). Sea weeds :their productivity and strategy for growth. *Science* , 224, 347–353.doi:10.1126/science.177.4047.410.
- Medrano, A., Hereu, B., Cleminson, M., Pagès-Escolà, M., Rovira, G., . . . Linares, C. (2020). From marine deserts to algal beds: *Treptacantha elegans* revegetation to reverse stable degraded ecosystems inside and outside a No-Take marine reserve. *Restoration ecology*, Vol. 28, No. 3, pp 632-644.
- Micheli, F., Halpern, B., Walbridge, S., Ciriaco, S., Ferretti, F., . . . Rosenberg, A. (2013). Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems:assessing current pressure sand opportunities. *Plos One*, e79889. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0079889>.
- Mineur, F., Arenas, F., Assis, J., Davies, A., Engelen, A., . . . al., e. (2015). European seaweeds under pressure: consequences for communities and ecosystem functioning. *Journal of Sea Research*, 98:91–108.
- Mitsch, W. (2014). When will ecologists learn engineering and engineers learn ecology. *Ecological Engineering* 65, 9-14.
- Moens, T., Bouillon, S., & Gallucci, F. (2005). Dual stable isotope abundances unraveltrophic position of estuarine nematodes. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 85,, 1401–1407.
- Molinari Novoa, E., & Guiry, M. (2020). Reinstatement of the genera *Gongolaria* Boehmer and *Ericaria* Stackhouse (Sargassaceae, Phaeophyceae). *Notulae Algarum* 171, 1-10.
- Montefalcone, M. T. (2021). A review of the classification systems for marine benthic habitats and the new updated Barcelona Convention classification for the Mediterranean. *Marine Environmental Research*, 169, 105387.
- Munda, I. (1982). The effects of organic pollution on the distribution of furoid algae from the Istrian coast (vicinity of Rovinj). *Acta Adriatica*, 23, 329e337.
- Ndaro, S., & Ólafsson, E. (1999). Soft-bottom fauna with emphasis on nematode assemblage structure in a tropical intertidal lagoon in zanzibar, eastern africa: I. spatial variability. *Hydrobiologia* 405, 133–148.
- O'Connor, S. a. (1981). Community organization in marine algal epifaunas. *Annu.Rev.Ecol.Syst*, 12,49–74.doi:10.1146/annurev.es.12.110181.000405 .
- Orfanidis, S. F. (2019). *Algal Forest Restoration In MEDiterranean Sea.* , 1-39.
- Orlando-Bonaca, M., Pitacco, V., Slavinec, P., Sisko, M., Makovec, T., & and Falace, A. (2021). First Restoration Experiment for *Gongolaria Barbata* in Slovenian Coastal Waters. What Can Go Wrong? *Plants*, 1-13.
- Osterberg, C., & Keckes, S. (1977). The state of pollution of the Mediterranean Sea.

- Pardi, G., Piazzzi, L., & Cinelli, F. (2000). Demographic study of a *Cystoseira humilis* Kutzing (Fucales: Cystoseiraceae) population in the western Mediterranean. *Bot. Mar.*, 43, 81–86.
- Perkol-Finkel, S., & Airoidi, L. (2010). Loss and recovery potential of marine habitats: an experimental study of factors maintaining resilience in subtidal algal forests at the Adriatic Sea. *PLoS One* 5, e10791. doi: 10.1371/journal.pone0010791.
- Perrow, M., & Davy, A. (2002). Handbook of ecological restoration. *Cambridge University Press, Cambridge, UK*, Vol. 2.
- Piazzzi, I., Bonaviri, C., Castelli, A., Ceccherelli, G., Costa, G., . . . Pinna, S. (2018). Biodiversity in canopy-forming algae: Structure and spatial variability of the Mediterranean *Cystoseira* assemblages. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132–141.
- Piazzzi, L., Balata, D., & Ceccherelli, G. (2017). Resilience of *Cystoseira* beds: lack of canopy effects on recruitment. *Bot. Mar.*, 60, 49–53. doi: 10.1515/bot-20160088.
- Pinedo, S. (2013). Long-term changes in sublittoral macroalgal assemblages related to water quality improvement. *Bot. Mar.*, 56, 461–469. doi: 10.1515/bot-2013-0018.
- Pizzuto, F. (1999). On the structure, typology and periodism of a *Cystoseira brachycarpa* J. Agardh emend. Giaccone community and of a *Cystoseira crinita* Duby community from the eastern coast of Sicily (Mediterranean Sea). *Plant Biosyst.* 133, 15–35.
- Possingham, H. M. (2015). Optimal conservation outcomes require both restoration and protection. *PLoS Biology* 13, e1002052. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002052>.
- Reed, D., Laur, D., & Ebeling, A. (1988). Variation in algal dispersal and recruitment: the importance of episodic events. *Ecological Monographs*, 58(4):321–335 DOI 10.2307/1942543.
- Rindi, L., DalBello, M., & Benedetti-Cecchi, L. (2018). Experimental evidence of spatial signatures of approaching regime shifts in macroalgal canopies. *Ecology*, 99, 1709–1715. doi: 10.1002/ecy.2391 .
- Sales, M., & Ballesteros, E. (2012). Seasonal dynamics and annual production of *Cystoseira crinita* (Fucales: Ochrophyta)-dominated assemblages from the northwestern Mediterranean. *Sci Mar*, 76, 391–401.
- Sales, M., Cebrian, E., Tomas, F., & Ballesteros, E. (2011). Pollution impacts and recovery potential in three species of the genus *Cystoseira* (Fucales, Heterokontophyta). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 347-357.
- Savonitto, G., De La Fuente, G., Tordoni, E., Ciriaco, S., Srijemsi, M., . . . Falace, A. (2021). Addressing reproductive stochasticity and grazing impacts in the restoration of a canopy-forming brown alga by implementing mitigation solution. *Aquat. Conserv.*
- Scheffer, M. C. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413, 591–596. doi: 10.1038/350980000.

- Schiel, D., & Foster, M. (2006). The population biology of large brown seaweeds: ecological consequences of multiphase life histories in dynamic coastal environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37:343–372.
- Schiel, D., & Lilley, S. (2011). Impacts and negative feedbacks in community recovery over eight years following removal of habitat-forming macroalgal. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 407, 108–115.
- Schramm, W. (1999). Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology*, 11, 69e78.
- Schratzberger, M., Gee, J., Rees, H., Boyd, S., & Wall, C. (2000). The structure and taxonomic composition of sublittoral meiofauna assemblages as an indicator of the status of the marine environment. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 80,, 969–980.
- Sheppard, C. (2006). The muddle of “Biodiversity”. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 123–124.
- Smale, D., & Weinberg, T. (2013). Extreme climatic event drives range contraction of a habitat-forming species. *The Royal Society, Proc. R. Soc. B* 280 (1754) p. 20122829.
- Soltan et al. (2001). Changes in macroalgal communities in the vicinity of a Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant. *Mar. Pollut. Bull.*, 42, 59–70. [http://dx.doi.org/10.1016/S0967-6369\(01\)00101-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0967-6369(01)00101-1).
- Stefano Accoroni a, b. *, S., Romagnoli, T., Marini, M., & Totti, C. (s.d.). A conceptual model of annual *Ostreopsis cf. ovata* blooms in the northern Adriatic Sea based on the synergic effects of hydrodynamics, temperature, and the N:P ratio of water column nutrients.
- Steneck, R.S., Graham, M., Bourque, B., Corbett, D., Erlandson, J., . . . Tegner, M. (2002). Kelp forest ecosystems : biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*, 29:436–459.
- Strain, E.M.A., Thomson, R., Micheli, F., Mancuso, F., & Airoldi, L. (2014). Identifying the interacting roles of stressors in driving the global loss of canopy-forming to mat-forming algae in marine ecosystems. *Glob. Chang. Biol.*, 20, 3300–3312. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12619>.
- Strain, M., E., Belzen, J. v., Dalen, J. v., Bouma, T. J., & Airoldi, L. (2015). Management of Local Stressors Can Improve the Resilience of Marine Canopy Algae to Global stressors.
- Susini, M. L. (2007). Development of a trans-plantation technique of *Cystoseira amentacea* var. *stricta* and *Cystoseira compressa*. *Hydrobiologia*, 580, 241e244.
- Tamburello, L., Chiarore, A., Fabbri, E., Colletti, A., Franzitta, G., Grech, D., . . . Fraschetti, S. (2021). Can we preserve and restore overlooked macroalgal forests? *Science of the Total Environment* 806, 150855.
- Taylor, R., & Cole, R. (1994). Mobile epifauna on subtidal brown seaweeds in Northeastern New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*, 115:, 271-282.

- Thibaut, T., Blanfuné, A., Markovic, L., Verlaque, M., Boudouresque, C., . . . Bottin, L. (2014). Unexpected abundance and long-term relative stability of the brown alga *Cystoseira amentacea*, hitherto regarded as a threatened species, in the north-western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 89, 305–323. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.043>.
- Thibaut, T., Pinedo, S., Torras, X., & Ballesteros, E. (2005). Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.*, 50, 1472–1489 <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.014>.
- Thompson, R. C. (2002). Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environ. Conserv.*, 29, 168–191. <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892902000115>.
- Thomsen, M.S., Olden, J., Wernberg, T., Griffin, J., & Silliman, B. (2011). A broad framework to organize and compare ecological invasion impacts. *Environ. Res.*, 111, 899–908.
- Underwood, A. (1993). The mechanisms of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impact in a variable world. *Aust. J. Ecol.*, 18, 99–116.
- Van der Heide, T., Eklöf, J., van Nes, E., van der Zee, E., Donadi, S., Weerman, E., . . . Eriksson, B. (2012). Ecosystem engineering by seagrasses interacts with grazing to shape an intertidal landscape. *PLoS One*, 7-8.
- Veiga, P., Sousa-Pinto, I., & Rubal, M. (2016). Meiofaunal assemblages associated with native and non-indigenous macroalgae. *Continental Shelf Research* 123, 1 - 8.
- Verdura, J., S. J., Ballesteros, E., Smale, D., Cefali, M., & Golo, R. (2021). Local-scale climatic refugia offer sanctuary for a habitat-forming species during a marine heatwave. *Journal of Ecology*, 1758-1773.
- Verdura, J., Sales, M., Ballesteros, E., Cefali, M., & Cebrian, E. (2018). Restoration of a Canopy-Forming Alga Based on Recruitment Enhancement: Methods and Long-Term Success Assessment. *frontiers in Plant Science*, 1-9.
- Wernberg, T., Russell, B., Thomsen, M., Gurgel, C., Bradshaw, C., . . . Connell, S. (2011). Seaweed communities in retreat from ocean warming. *Current Biology*, 21:1828–1832.
- Wilson, S.K., Fisher, R. P., Graham, N., Dulvy, N., Turner, R., . . . Rushton, S. (2008). Exploitation and habitat degradation as agents of change within coral reef fish communities. *Global Change Biol.*, 14, 2796–2800.

7 ALLEGATI

Allegato 1: Abbondanza dei taxa della meiofauna (ind 10 cm⁻²), errore standard e n° taxa nei siti donatori (Piscinetta e Scalaccia N).

	Piscinetta (popolazione donatrice)				
	T0	3 settimane	6 settimane	3 mesi	4 mesi
NEMATODI	12,78	40,97	16,92	22,01	28,87
COPEPODI + NAUPLI	22,69	77,91	25,26	44,64	98,24
POLICHETI	1,68	19,60	5,34	2,04	3,72
OLIGOCHETI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
KINORHYNCHA	0,05	7,91	6,65	6,92	2,62
CLADOCERA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
AMPHIPODE	0,00	0,16	0,42	0,10	0,10
BIVALVE	0,16	1,15	0,42	0,10	0,21
TARDIGRADI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OSTRACODI	0,16	0,26	1,94	0,52	2,15
ISOPODI	0,58	1,57	1,52	0,52	1,00
CUMACEA	0,00	0,05	0,84	0,05	0,00
GASTEROPODI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PRIAPULIDA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LARVE CHIRONOMIDI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37
LARVE PRIAPULIDI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ACARI	0,00	0,21	0,42	0,68	0,42
TANAIDACEI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OLOTUROIDEI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IDROZOI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OFIUROIDEA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ROTIFERI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LARVA DI CROSTACEO	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00
PICNOGONIDE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Totale	38,09	149,80	59,78	77,60	137,70
Errore st.	5,42	20,11	33,77	13,81	16,19
N° Taxa	7	10	11	10	10

	Scalaccia Nord (popolazione donatrice)			
	T0	2 settimane	1 mese	2 mesi
NEMATODI	43,3	130,7	27,3	35,2
COPEPODI + NAUPLI	93,8	273,4	45,6	97,8
POLICHETI	1,7	42,8	3,2	3,0
OLIGOCHETI	0,0	0,2	0,0	0,0
KINORHYNCHA	10,7	40,5	7,2	17,5
CLADOCERA	0,0	0,0	0,1	0,0
AMPHIPODE	0,6	1,1	0,4	0,1
BIVALVE	2,1	3,9	0,1	0,2
TARDIGRADI	0,2	0,0	0,0	0,0
OSTRACODI	1,0	3,9	1,6	0,7
ISOPODI	0,5	1,3	0,5	0,5
CUMACEA	0,0	0,0	0,0	0,0
GASTEROPODI	0,1	9,0	0,4	0,3
PRIAPULIDA	0,0	0,2	0,0	0,0
LARVE CHIRONOMIDI	2,8	2,1	0,0	0,0
LARVE PRIAPULIDI	0,1			
ACARI	0,5	0,2	0,2	0,7
TANAIDACEI	0,0	0,0	0,0	0,0
OLOTUROIDEI	0,1	0,0	0,0	0,0
IDROZOI	0,0	0,1	0,0	0,0
OFIUROIDEA				
ROTIFERI	0,0	0,1	0,0	0,0
LARVA DI CROSTACEO				
PICNOGONIDE				
Totale	157,36	509,46	86,61	156,03
Errore st.	1,23	99,36	31,34	4,36
N° Taxa	14	15	11	10

Allegato 2: Abbondanza dei taxa della meiofauna (ind 10 cm⁻²), errore standard e n° taxa nei siti restaurati (Grotta Azzurra, Scalaccia S, Vela).

	Grotta Azzurra				
	T0	2 settimane	1 mese	3 mesi	4 mesi
NEMATODI	16,71	41,81	10,16	75,45	9,75
COPEPODI + NAUPLI	79,12	123,03	34,53	62,04	19,18
POLICHETI	2,15	3,77	0,94	3,56	1,05
OLIGOCHETI	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
KINORHYNCHA	0,00	0,00	0,21	0,42	0,05
CLADOCERA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
AMPHIPODE	1,78	1,62	2,04	1,10	0,05
BIVALVE	0,68	0,84	0,21	0,10	0,47
TARDIGRADI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OSTRACODI	0,00	0,16	1,26	0,68	1,52
ISOPODI	0,26	0,37	0,42	0,10	0,05
CUMACEA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05
GASTEROPODI	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00
PRIAPULIDA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LARVE CHIRONOMIDI	0,00	0,00	0,00	0,31	0,00
LARVE PRIAPULIDI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ACARI	0,16	0,05	0,00	0,84	0,37
TANAIDACEI	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00
OLOTUROIDEI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IDROZOI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OFIUROIDEA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ROTIFERI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LARVA DI CROSTACEO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PICNOGONIDE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Totale	100,92	171,81	49,78	144,61	32,54
Errore st.	35,39	47,93	13,74	30,76	7,09
N° Taxa	8	10	8	10	10

	Scalaccia Sud					
	T0	1 settimana	6 settimane	3 mesi	4 mesi	1 anno
NEMATODI	75,24	60,78	162,69	82,00	15,82	108,20
COPEPODI + NAUPLI	92,64	195,91	220,96	219,59	68,80	261,83
POLICHETI	2,93	3,77	6,39	6,24	1,94	5,55
OLIGOCHETI	0,05	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00
KINORHYNCHA	2,99	3,46	2,36	5,66	1,78	5,50
CLADOCERA	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
AMPHIPODE	1,05	2,99	2,20	0,89	0,42	8,91
BIVALVE	0,73	0,89	0,37	0,21	0,37	0,05
TARDIGRADI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OSTRACODI	0,73	1,73	19,23	1,15	1,05	2,67
ISOPODI	0,73	1,62	1,62	2,88	2,62	9,90
CUMACEA	0,31	0,00	0,05	0,05	0,05	0,00
GASTEROPODI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PRIAPULIDA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LARVE CHIRONOMIDI	0,00	0,00	0,68	0,47	0,16	0,52
LARVE PRIAPULIDI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ACARI	0,37	0,47	5,34	2,62	2,31	11,21
TANAIDACEI	0,05	0,00	0,00	0,31	0,00	0,31
OLOTUROIDEI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
IDROZOI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OFIUROIDEA	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00
ROTIFERI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LARVA DI CROSTACEO	0,37	2,04	0,00	0,00	0,00	0,00
PICNOGONIDE	0,00	0,00	0,00	0,05	0,16	0,00
Totale	178,20	273,72	421,95	322,19	95,47	414,67
Errore st.	72,49	99,84	48,45	100,82	30,79	63,16
N° Taxa	13	11	12	14	12	11

	Vela			
	T0	2 settimane	1 mese	2 mesi
NEMATODI	11,3	29,5	30,0	53,6
COPEPODI+NAUPLI	19,2	146,8	71,6	76,8
POLICHETI	0,2	1,9	2,9	3,0
OLIGOCHETI	0,0	0,1	0,1	0,0
KINORHYNCHA	0,0	0,4	0,4	0,1
CLADOCERA	0,0	0,0	0,0	0,0
AMPHIPODE	0,4	0,6	1,2	0,3
BIVALVE	1,0	4,1	47,6	6,3
TARDIGRADI	0,0	0,0	0,0	0,1
OSTRACODI	0,2	4,2	6,7	14,0
ISOPODI	0,5	0,1	0,0	0,1
CUMACEA	0,0	0,0	0,0	0,0
GASTEROPODI	0,0	1,2	0,3	0,7
PRIAPULIDA	0,0	0,0	0,0	0,0
LARVE CHIRONOMIDI	0,0	0,0	0,0	0,0
LARVE PRIAPULIDI				
ACARI	0,1	0,2	0,7	0,3
TANAIACEI	0,0	0,1	0,0	0,0
OLOTUROIDEI	0,0	0,0	0,0	0,0
IDROZOI	0,0	0,0	0,0	0,0
OFIUROIDEA				
ROTIFERI	0,0	0,0	0,0	0,0
LARVA DI CROSTACEO				
PICNOGONIDE				
Totale	32,8	189,2	161,5	155,3
Errore st.	2,88	115,15	22,87	33,06
N° Taxa	8	12	10	11