



PRO.ACT NATURA 2000 – Protection Actions for cross-borders
and joint management of marine sites of community interest
(Natura 2000) [RELAZIONE FINALE - Parte I]

A cura di:
Simonetta Frascchetti*
Stanislao Bevilacqua
Giuseppe Guarnieri



Indagini biologiche volte alla caratterizzazione di habitat e popolamenti bentonici:

- Carta bionomica di dettaglio delle biocenosi dell'Area Marina Protetta (AMP)
- Valutazione dello stato di salute delle praterie di *Posidonia*
- Caratterizzazione dei popolamenti che caratterizzano le formazioni coralligene
- Stato di salute di specie vulnerabili, indicatrici di specifiche condizioni ambientali
- Inventario delle specie presenti nell'AMP

Co.N.I.S.Ma.

[Via Isonzo 32 - 00198 Roma, tel. 06 85355476]

Antheus s.r.l.

[P.le Lecce-Monteroni - Ecotekne - 73100 Lecce, tel. 0832 298803]

* Contatti: Di.S.Te.B.A. – Università del Salento, tel. 0832298853
e-mail: simona.frascchetti@unisalento.it

RELAZIONE FINALE
PRO.ACT NATURA 2000
Protection Actions for Cross-Borders and Joint
Management of Marine Sites of Community Interest
(Natura 2000)

PARTE I

Indagini biologiche volte alla caratterizzazione di habitat e popolamenti bentonici:

- Carta bionomica di dettaglio delle biocenosi dell'Area Marina Protetta (AMP)
- Valutazione dello stato di salute delle praterie di Posidonia
- Caratterizzazione dei popolamenti che caratterizzano le formazioni coralligene
- Stato di salute di specie vulnerabili, indicatrici di specifiche condizioni ambientali
- Inventario delle specie presenti nell'AMP

A CURA DI:

SIMONETTA FRASCHETTI
STANISLAO BEVILACQUA
GIUSEPPE GUARNIERI

RELAZIONE 2014

SOMMARIO

Premessa	6
1. Introduzione	8
2. Materiali e metodi	12
2.1. Carta bionomica di dettaglio delle biocenosi dell'AMP	12
2.2. Prateria di <i>Posidonia oceanica</i>	13
- Censimento della biodiversità	13
- Densità dei fasci fogliari	14
- Fenologia	15
- Lepidocronologia	16
2.3. Coralligeno	16
- Censimento della biodiversità	16
- Struttura del popolamento	17
- Specie vulnerabili, indicatrici di specifiche condizioni ambientali (gorgonie e madrepora)	18
2.4. Inventario di specie presenti nell'Area Marina Protetta di Torre Guaceto, incluse in liste, protocolli, e Convenzioni di riferimento per la protezione della biodiversità mediterranea, nonché al loro ruolo ecologico.	20
2.5. Analisi delle pressioni antropiche che interessano l'AMP	20
- Identificazione ruolo Canale Reale come elemento di pressione ...	23
- Identificazione ruolo <i>Caulerpa</i> come elemento di pressione	24
3. Risultati	28
3.1. Carta bionomica di dettaglio delle biocenosi dell'AMP	28
3.2. Prateria di <i>Posidonia oceanica</i>	30
- Censimento della biodiversità	30
- Densità dei fasci fogliari	30
- Fenologia	32
- Lepidocronologia	34
3.3. Coralligeno	37
- Censimento della biodiversità	37
- Struttura del popolamento	37

- Specie vulnerabili, indicatrici di specifiche condizioni ambientali (gorgonie e madrepora).....	39
3.4. Inventario di specie presenti nell'Area Marina Protetta di Torre Guaceto, incluse in liste, protocolli, e Convenzioni di riferimento per la protezione della biodiversità mediterranea, nonché al loro ruolo ecologico.	41
3.5. Analisi delle pressioni antropiche che interessano l'AMP	43
- Identificazione ruolo <i>Caulerpa</i> come elemento di pressione	43
4. Discussioni	46
5. Conclusioni	51
5. Conclusions	55
6. Bibliografia	58

ANNESI

Annesso I: Inventario delle specie presenti nell'AMP di Torre Guaceto

Annesso II: Mappa di distribuzione degli habitat dell'AMP di Torre Guaceto

Annesso III: Mappa delle minacce che insistono nell'AMP di Torre Guaceto

Annesso IV: Quadro di sintesi dei risultati del progetto PRO.ACT per ciascuno dei target di conservazione e delle relative minacce definiti sulla base del modello concettuale ISEA

Premessa

La presente relazione tecnica intende fornire il resoconto delle attività previste nell'ambito del progetto PRO.ACT Natura 2000 "*Protection Actions for Cross-Borders and Joint Management of Marine Sites of Community Interest (Natura 2000)*", con particolare riferimento alle indagini sulla componente biologica che caratterizza l'Area Marina Protetta di Torre Guaceto. In particolare, la presente relazione si articola in due parti: popolamenti bentonici (PARTE I) e fauna ittica (PARTE II).

In base alle indicazioni dell'ente proponente, la descrizione biologica del sito è incentrata principalmente sulle specie e sugli habitat prioritari secondo la Direttiva Habitat 92/43, e rilevanti per il protocollo ASPIM. In accordo con quanto descritto nell'allegato tecnico del progetto, le attività riguardanti le analisi biologiche del sito, oltre alla produzione di una carta bionomica di dettaglio delle biocenosi dell'AMP, hanno previsto un censimento della biodiversità (benthos sessile e fauna ittica) associata agli habitat *P. oceanica* e Coralligeno, nonché una valutazione dello stato di salute dei rispettivi habitat mediante lo studio di differenti indicatori di stato: I) stime di densità dei fasci fogliari, studio fenologico e lepidocronologico su praterie di *Posidonia oceanica*; II) analisi della struttura del popolamento e dello stato di salute di alcune specie vulnerabili, indicatrici di specifiche condizioni ambientali sul coralligeno. Inoltre, per quanto riguarda il comparto ittico, sono state effettuate due diverse valutazioni con lo scopo di quantificare: I) l'effetto riserva sulla fauna ittica in ambiente roccioso superficiale; II) i rendimenti e l'impatto della pesca artigianale dentro e fuori l'AMP. L'insieme delle indagini biologiche ha permesso di stilare un inventario di specie, presenti nell'Area Marina Protetta di Torre Guaceto, incluse in liste, protocolli, e Convenzioni di riferimento per la protezione della biodiversità mediterranea, nonché al loro ruolo ecologico.

La presente relazione fornisce inoltre lo studio della distribuzione spaziale delle diverse forme di pressione antropica all'interno dell'AMP, a terra e a mare. Tale analisi, unitamente agli studi condotti dagli altri due gruppi di lavoro (i.e. vedi Allegati I e II, rispettivamente prodotti da DICATECh del Politecnico di Bari e dalla società di servizi Environmental Surveys s.r.l.) risulta fondamentale al fine di impostare future azioni di monitoraggio condotte sulla base di un disegno rigoroso e di indicatori specifici di pressione che potrà consentire una quantificazione degli impatti ed una gestione adattiva utile all'implementazione di opportune strategie di mitigazione. La finalità è fornire alle AMP le linee guida per la gestione dell'AMP di Torre Guaceto tenuto conto di quanto già definito nel contesto nazionale ed europeo nel settore della pianificazione di aree

sottoposte a regime di tutela. Un quadro di sintesi in cui vengono riportate le conclusioni dei diversi gruppi di lavoro è riportato nell'annesso IV.

Di seguito è riportato un quadro dettagliato delle principali attività svolte, delle metodologie impiegate, e dei relativi risultati. Le attività di campionamento si sono svolte durante diverse campagne da Giugno a Settembre 2013.

1. Introduzione

La *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 è una pianta acquatica, endemica del Mediterraneo. Come le piante terrestri, essa possiede radici, un fusto (rizoma) e foglie. *P. oceanica* cresce generalmente da pochi metri fino a -30 m di profondità, anche se in acque molto limpide la sua estensione può raggiungere i -40 m.

Le praterie costituite dalla *P. oceanica*, insieme alla *matte* (l'insieme dei rizomi della pianta), rappresentano uno dei serbatoi di biodiversità più importanti del Mediterraneo, fungendo da aree nursery, zone di rifugio e alimentazione, e substrato per numerose specie marine, costituendo l'ecosistema più importante del Mediterraneo. Le praterie di *P. oceanica* sono indicate come habitat prioritario nella Direttiva Habitat e, in Italia, i Siti di Importanza Comunitaria (SIC) marini sono stati istituiti in presenza di questo habitat. La *P. oceanica* ricopre un ruolo fondamentale per i sistemi marini costieri in termini di produzione di ossigeno e biomassa, strutturazione di habitat fornendo substrato secondario (foglie e rizomi), consolidamento dei fondali, attenuazione dell'idrodinamismo e protezione dall'erosione costiera, per cui la regressione delle praterie che forma può avere conseguenze importanti sulle funzioni ecosistemiche e sulla biodiversità marina. Le principali minacce per le praterie di *P. oceanica* sono costituite dall'inquinamento, dalle pratiche di pesca distruttiva, l'ancoraggio, dall'incremento della torbidità delle acque in seguito alla realizzazione di opere costiere e scarichi di reflui, e dall'alterazione dei regimi sedimentari dovuti alle modifiche della costa.

Insieme alle praterie di *P. oceanica*, il coralligeno rappresenta senza dubbio un ambiente unico e di primaria importanza la conservazione della biodiversità marina. Le biocostruzioni costiere che costituiscono il coralligeno sono formate da specie che, con la sovrapposizione di scheletri di generazioni precedenti, cambiano l'habitat geologico primario su cui si sono insediate nella prima colonizzazione creando importanti formazioni di substrato duro che rappresentano un habitat privilegiato per l'insediamento, riproduzione, alimentazione e rifugio di un'enorme varietà di specie marine.

Le biocostruzioni del coralligeno possono considerarsi come l'equivalente in Mediterraneo delle barriere coralline nei mari tropicali. Con le praterie di *P. oceanica* rappresentano un hot spot di biodiversità del bacino, svolgendo un ruolo cruciale per il funzionamento dell'intero ecosistema marino-costiero.

Praterie di fanerogame marine, le scogliere e le grotte sommerse sono per il momento gli unici habitat marini considerati esplicitamente a protezione speciale nella Direttiva. Sebbene non legalmente vincolante, il piano d'azione del 2008, facente

riferimento alla convenzione di Barcellona, per la conservazione delle strutture coralligene unitamente ad altre bioconcrezioni calcaree nel Mediterraneo, dichiara che “i popolamenti del coralligeno e maërl dovrebbero essere sottoposti a tutela così come avviene per le praterie di *P. oceanica*”. Attualmente, infatti, le bioconcrezioni coralligene sono incluse nella direttiva Habitat dell’UE all’interno dell’habitat Reefs (codice 1170) e nella Convenzione di Berna.

Nel nostro paese, i SIC marini sono quasi esclusivamente identificati in base alla presenza di praterie della fanerogama *P. oceanica*. Per ottemperare alla Direttiva Habitat, e per essere in linea con le misure di protezione ambientale delineate da Horizon 2020, l’Unione Europea ha richiesto ulteriori sforzi per l’implementazione di nuovi Siti di Importanza Comunitaria (SIC) in ambito marino, con lo scopo di incrementare la superficie soggetta a tutela e ridefinire gli habitat inclusi nella categoria ‘Reefs’ con l’inserimento delle formazioni coralligene.

Le formazioni coralligene caratterizzano ampiamente la piattaforma costiera pugliese coprendo, secondo stime pregresse, oltre 40.000 ha di superficie, e costituendo il terzo habitat in termini di estensione dopo i fanghi terrigeni costieri. Nonostante ci siano diverse evidenze circa l’importanza di questo habitat per il Mediterraneo (Martin et al. 2014), ed in particolare per la costa pugliese (e.g. Sarà 1972; Annichiarico et al., 1980; Federghini et al., 2001; Guidetti et al., 2002; Cocito et al., 2007; Terlizzi et al., 2007; Baldacconi e Corriero, 2008, Farella 2014), ad oggi lo stato di conservazione dei popolamenti del coralligeno è stato raramente considerato, e le informazioni circa la distribuzione di questo habitat (e.g. mappature di dettaglio) sono molto limitate. Uno sforzo considerevole a scala regionale, volto a fronteggiare queste lacune, è stato fatto nell’ambito del progetto “BIOMAP - BIOcostruzioni MARine in Puglia” (www.biomapping.it, 2014). Il progetto BIOMAP ha avuto diverse finalità fra cui la mappatura ad alta risoluzione nei siti SIC e nelle AMP, unitamente ad una raccolta sistematica di informazioni riguardanti le attività antropiche persistenti sulla costa. Ciò ha permesso di mettere a disposizione di PRO.ACT dati di fondamentale importanza per impostare future azioni volte alla gestione dell’habitat coralligeno all’interno dell’AMP di Torre Guaceto.

Il Progetto BIOMAP (AA.VV. 2014) ha messo in evidenza come il coralligeno sia ampiamente rappresentato nelle aree mappate. Le principali minacce per questo habitat sono in larga parte sovrapponibili a quelle che interessano le praterie di *P. oceanica*. Tra queste, l’urbanizzazione delle coste, l’agricoltura, la pesca, l’industria e il loro potenziali

effetti nell'aumento dei tassi di sedimentazione e inquinamento rappresentano le sorgenti di stress principali per le formazioni coralligene.

La Marine Strategy Framework Directive (MSFD), come Direttiva Quadro, fissa degli obiettivi, ma demanda ai Paesi membri la scelta delle misure da adottare per raggiungerli entro una determinata scadenza. Questa strategia è stata concepita per essere il pilastro ambientale delle politiche per il mare dell'UE. Si raccorda con altre Direttive su materie affini (es. Water Framework Directive, Habitat, Uccelli selvatici) e contiene un esplicito richiamo all'Ecosystem Approach. In questo contesto, gli Stati Membri (SM) saranno chiamati a comunicare alla UE i programmi di monitoraggio identificati sulla base di specifiche conoscenze acquisite nelle diverse aree. L'art. 11(1) della MSFD stabilisce che gli stati membri elaborino e avviino programmi di monitoraggio, coordinati su scala regionale o subregionale, per la valutazione dello stato di diversi habitat con riferimento ai target ambientali finalizzati al raggiungimento del Buono Stato Ambientale (Good Environmental Status - GES) entro il 2020. Descrittori, criteri e indicatori, perciò, rappresentano l'aspetto più importante cui far riferimento nell'impostare i programmi di monitoraggio. Inoltre, l'allegato V della Direttiva fornisce un elenco degli elementi di cui tenere conto nell'elaborazione dei programmi di monitoraggio con specifici riferimenti. Nell'ambito della Common Implementation Strategy sono stati definiti dalla UE e i dati e le informazioni, sulla base delle richieste della Direttiva, dovranno essere principalmente volti alla valutazione dei seguenti elementi:

- conseguimento o mantenimento del GES
- traiettorie di cambiamento dello stato ambientale
- stato di avanzamento verso il conseguimento dei target ambientali previsti.

In aggiunta, a supporto delle suddette valutazioni, gli SM possono elaborare i propri programmi di monitoraggio con la finalità di una valutazione dello stato dell'ambiente marino (caratteristiche, pressioni/impatti in Allegato III della Direttiva) facendo riferimento all'insieme degli indicatori individuati e alle lacune informative emerse in fase di valutazione. Una grande urgenza nell'attuazione della MSFD è quella di conseguire le conoscenze scientifiche di base per definire, se possibile, lo stato dell'ambiente marino per raggiungere l'obiettivo della Direttiva. La mancanza di conoscenze di base impone severi limiti alla comprensione del GES, delle eventuali traiettorie di cambiamento e all'identificazione dei target.

Questo è il motivo per cui, oltre alle consuete attività di monitoraggio volte a definire lo stato di salute delle praterie di *Posidonia oceanica* all'interno dell'AMP, particolare

risalto è stato dato, all'interno di PRO.ACT, al coralligeno. I risultati ottenuti rappresentano quindi un punto di partenza sulla base del quale impostare future azioni di salvaguardia.

2. Materiali e metodi

2.1. Carta bionomica di dettaglio delle biocenosi dell'AMP

Le prospezioni volte alla caratterizzazione geofisica e biologica dei fondali dell'AMP hanno previsto l'utilizzo di differenti metodologie (i.e. Multi Beam, Single Beam, Side Scan Sonar, rilievi video subacquei mediante telecamera a traino, rilievi diretti in immersione). L'ecoscandaglio a singolo fascio (*Single Beam*) è stato impiegato per rilevamenti batimetrici preliminari. L'ecoscandaglio a fascio multiplo (*Multi Beam*) è il perfezionamento dei tradizionali *Single Beam* in quanto permette la restituzione di un'immagine a più alta risoluzione. Questo ha permesso una caratterizzazione accurata di particolari strutture sottomarine e quindi un quadro più dettagliato della topografia dei fondali interessati dalle prospezioni. Infine, il *Side Scan Sonar* è stato utilizzato per ottenere informazioni (sonogrammi) volte a comprendere la natura dei materiali che caratterizzano la superficie dei fondali (e.g. roccia, sabbia, bioconcrezioni, ecc.). Ogni strumento risponde in modo diverso alle differenti caratteristiche fisiche dei materiali costituenti il fondale e gli strati sottostanti; l'interpretazione comparata dei dati ricavati dalle singole apparecchiature fornisce i risultati più significativi.

Le indagini geofisiche sono state supportate da rilevamenti biologici e in particolare mediante stime visuali delle biocenosi bentoniche (effettuato direttamente da subacquei almeno fino a profondità compatibili con l'operatività subacquea, oppure attraverso sistemi ROV). L'informazione biotica, sovrapposta a quella geologica, ha consentito una restituzione cartografica dettagliata (1:5000) delle caratteristiche geofisiche e biologiche del fondale marino (realizzata con riferimento UTM FUSO 33N, utilizzando come ellissoide di riferimento WGS84). Tutti i file utili all'implementazione del GIS cartografico sono altresì disponibili in formato shape di ESRI (*.shp) o simili, con relativi attributi in formato Dbase (*.dbf), data warehouse (*.mdb).

Viste le finalità del presente lavoro, particolare risalto è stato dato all'habitat delle praterie di *P. oceanica* e a quello delle formazioni coralligene, per i quali è stato possibile effettuare un confronto con la mappatura condotta in un precedente lavoro svolto nel 2002 (Fraschetti et al. 2005).

2.2. Prateria di *Posidonia oceanica*

Censimento della biodiversità

La caratterizzazione della biodiversità associata a *Posidonia oceanica* è stata effettuata attraverso un'analisi qualitativa delle specie epifite che vivono sulle foglie della fanerogama, del macrobenthos associato ai rizomi e della macrofauna dei sedimenti associati alla *matte*. L'analisi tassonomica ha portato alla determinazione dei *taxa* rinvenuti sino al più basso livello tassonomico possibile. Per quanto riguarda la fauna epifita sulle foglie, una particolare attenzione è stata dedicata a cnidari e briozoi.

La macrofauna del sedimento è stata campionata attraverso l'uso di *sorbona*, uno strumento che consente di aspirare il sedimento tramite un dispositivo ad aria compressa (Fig. 2.2.I).



Fig. 2.2.I. Sorbona per il campionamento della macrofauna dei sedimenti associati alla *matte* di *P. oceanica*.

I campionamenti sono avvenuti in due praterie all'interno dell'AMP. In ciascuna prateria il sedimento è stato prelevato in cinque quadrati di 0,25 m² in immersione con autorespiratori ad aria compressa. I campioni così raccolti sono stati setacciati con maglia 1 mm. Il materiale è stato poi fissato in soluzione di alcool e acqua di mare al 70% e trasportato in laboratorio per le identificazioni tassonomiche.

Nelle stesse praterie in cui sono stati effettuati i campionamenti di sedimento, è stato effettuato anche un prelievo di dieci fasci fogliari in un'area di circa 400 m² al fine di identificare la fauna epifita.

All'interno delle due praterie selezionate si è proceduto infine alle operazioni di campionamento del macrobenthos dei rizomi. Ciò è avvenuto lungo tre transetti di 25 m ciascuno selezionati randomicamente. La caratterizzazione è effettuata direttamente da esperti operatori *in situ* in immersione con autorespiratori ad aria compressa.

Densità dei fasci fogliari

Il rilevamento dei dati è stato condotto, anche in questo caso, mediante misure *in situ* tramite immersione con autorespiratori ad aria compressa (Fig. 2.2.II). Il campionamento è stato effettuato in due località all'interno dell'AMP e in due località di controllo esterne, selezionate in maniera randomica. In ciascuna località sono state individuate randomicamente due praterie e, in ognuna, sono stati effettuati i conteggi dei fasci fogliari in 10 quadrati replica di 0,25 m², per un totale di 80 campioni selezionati randomicamente secondo metodologie basate su standard internazionali. Il campionamento è stato condotto ad una profondità compresa fra 8 e 10 m.



Figura 2.2.II. Fase di campionamento dei fasci fogliari di *P. oceanica*.

I dati raccolti sono stati espressi come numero di fasci fogliari per unità di superficie (1 m²) e la condizione delle praterie è stata valutata secondo i tabulati presenti in letteratura (Giraud 1977; Pergent et al. 1995). L'analisi della varianza (ANOVA) è stata effettuata per testare le eventuali differenze nel numero dei fasci fogliari tra località protette e controlli. Il disegno sperimentale comprende 3 fattori: Protezione (Pr, fisso, 2 livelli), Località (Lo, random, 2 livelli, gerarchizzato in Pr), Sito (Si, random, 2 livelli,

gerarchizzato in Lo e Pr) con $n = 10$ repliche. Le analisi sono state effettuate usando il software Gmav 5 (Università di Sydney).

Fenologia

Le indagini fenologiche hanno riguardato la classificazione delle foglie in fasci fogliari di *P. oceanica* e la determinazione del numero di foglie appartenenti alle tre classi di età, cioè adulte, intermedie e giovanili. Per ciascuna foglia è stata inoltre misurata la lunghezza e la larghezza per la determinazione dell'indice di area fogliare (Fig. 2.2.III). Il campionamento è avvenuto nelle stesse praterie campionate per la stima delle densità dei fasci fogliari. In ciascuna prateria sono stati prelevati 10 fasci fogliari che sono stati fissati in una miscela di acqua di mare e formaldeide al 4% immediatamente dopo il prelievo, per un totale di 80 fasci campionati. Anche in questo caso i valori riscontrati sono stati analizzati con ANOVA seguendo lo stesso disegno descritto precedentemente. L'analisi si è concentrata soprattutto sui fasci intermedi dato che: 1) il numero di foglie adulte non presenta differenze nei diversi siti indagati (mediamente 2 foglie per fascio); 2) il numero delle foglie giovanili risulta troppo basso per consentirne un'analisi.

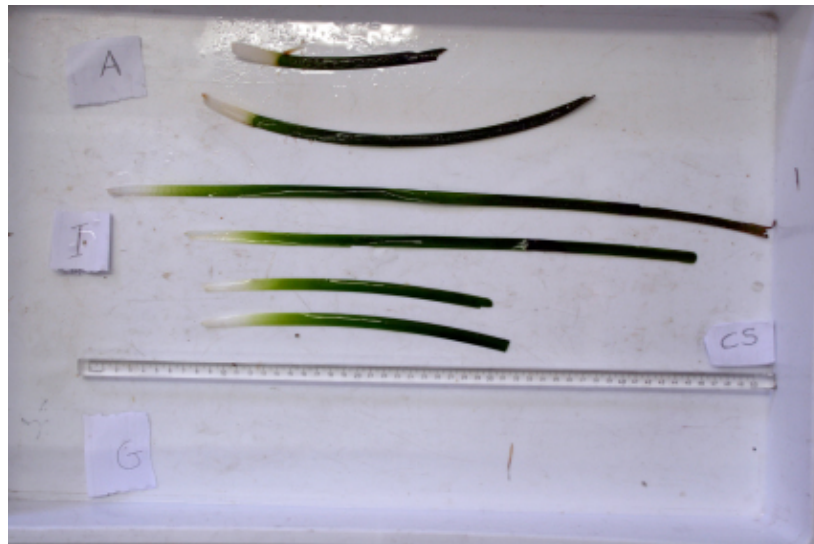


Figura 2.2.III. Misure fenologiche su foglie di *P. oceanica* provenienti dalle praterie interne ed esterne all'AMP.

Lepidocronologia

I campionamenti inerenti le indagini lepidocronologiche sono stati condotti nelle stesse praterie campionate per la stima delle densità di fasci fogliari e indagini fenologiche. Il grado di scalzamento dei rizomi e la proporzione presente tra rizomi ortotropi e plagiotropi (Fig. 2.2.IV) sono state stimate *in situ* in immersione con autorespiratore.

In ciascuna prateria sono stati campionati 5 quadrati replica di 0,25 m² (per un totale di 40 campioni) e in ogni replica è stata determinata la proporzione tra rizomi ortotropi e plagiotropi. Il grado di scalzamento invece è stato determinato per 6 fasci fogliari (3 ortotropi e 3 plagiotropi) in 3 quadrati replica di 0,25 m² posizionati randomicamente al margine inferiore della prateria, per un totale di 144 fasci fogliari esaminati (i.e. 4 località × 2 praterie × 6 fasci fogliari × 3 repliche). Anche in questo caso i valori riscontrati sono stati analizzati con ANOVA seguendo lo stesso disegno descritto precedentemente.

a)



b)



Figura 2.2.IV. Esempio di fasci a) ortotropi e b) plagiotropi rinvenuti durante il campionamento

2.3. Coralligeno

Censimento della biodiversità

La caratterizzazione della biodiversità associata al coralligeno è stata effettuata attraverso un'analisi qualitativa delle specie macrobentoniche sessili attraverso tecniche di campionamento fotografico e stime visuali e attraverso grattaggi. I campionamenti distruttivi sono stati limitati a pochi grattaggi-sorbonate dato il regime di tutela delle formazioni a coralligeno.

I campionamenti distruttivi (grattaggi) sono avvenuti in due siti all'interno dell'AMP. In ciascun sito, i grattaggi sono stati effettuati in 5 quadrati 225 cm^2 in immersione con autorespiratori ad aria compressa. I campioni così raccolti sono stati setacciati con maglia 1 mm. Il materiale è stato poi fissato in soluzione di alcool e acqua di mare al 70% e trasportato in laboratorio per le identificazioni tassonomiche.

Struttura del popolamento

Il campionamento è stato condotto in tre località ad una profondità compresa tra i 18 e i 25 m, una all'interno e due all'esterno dell'AMP (Fig. 2.3.I). In ciascuna località, è stato effettuato un campionamento fotografico (utilizzando una fotocamera Canon EOS 400D con relativi flash, in accordo con le metodiche suggerite da Kipson et al. 2012) lungo due transetti di 25 m all'interno del quale sono state identificate 8 aree di 2500 cm^2 (i.e. unità di campionamento). Ciascuna unità di campionamento è composta da 6 quadrati replica contigui di $16 \times 23 \text{ cm}$. Per ciascuna replica la copertura percentuale di ciascun taxon (esclusivamente taxa sessili) presente è stata valutata mediante analisi delle immagini al computer con la sovrapposizione di una griglia di 6×4 quadrati, per facilitare la stima delle coperture percentuali dei vari taxa (Dethier et al. 1993). Un'analisi multivariata della varianza basata su permutazioni (PERMANOVA, Anderson 2001) è stata effettuata sui dati complessivi non trasformati, per testare le differenze tra siti protetti e controlli. Il disegno sperimentale comprende 3 fattori: Protezione (Pr, 2 livelli fisso), Località (Lo, random, 3 livelli, gerarchizzato in Pr), Transetto (Tr, random, 2 livelli, gerarchizzato in Lo) con $n = 8$ unità di campionamento. L'analisi è basata sulle dissimilarità di Bray-Curtis con 4999 permutazioni. I pattern di variabilità dei popolamenti osservati in ciascuna unità di campionamento sono stati visualizzati attraverso un ordinamento nMDS (non metric Multi Dimensional Scaling, Kruskal & Wish 1978) dei centroidi relativi alle unità di campionamento in ciascun transetto per ciascuna località. Le analisi sono state effettuate usando il software Primer v6 + PERMANOVA + (Anderson et al. 2008).



Figura 2.3.I. Fase di campionamento del coralligeno in immersione con autorespiratore.

Specie vulnerabili, indicatrici di specifiche condizioni ambientali (gorgonie e madreporari)

In corrispondenza delle località campionate per determinare la struttura di popolamento del coralligeno è stato effettuato un ulteriore campionamento volto a definire lo stato di salute dei gorgonacei (i.e. *Eunicella* spp.) presenti all'interno dell'AMP rispetto a quelli riscontrati all'esterno. In ciascuna località il campionamento è stato condotto lungo un transetto di 25 m, precedentemente utilizzato per il campionamento fotografico. Per ciascun transetto (1 × 25 m) le colonie di *Eunicella* spp. (Fig. 2.3.II) sono state misurate *in situ* al fine di determinarne l'altezza. Inoltre per ciascuna colonia si è tenuto conto dello stato di salute secondo le seguenti categorie:

1. *in salute* (colonia prive di segni di danneggiamento o di epifitismo);
2. *necrotica* (parte dei tessuti sono rimossi e almeno il 15-20% dello scheletro della colonia risulta esposto);
3. *morta* (se ciò che rimane della colonia è solo lo scheletro);
4. *danneggiata* (colonia rotta o staccata dal substrato e giacente sul fondo, sia morta che viva);
5. *epifitata* (se sono presenti grossi epibionti sulla colonia, e.g., policheti serpulidi o briozoi).

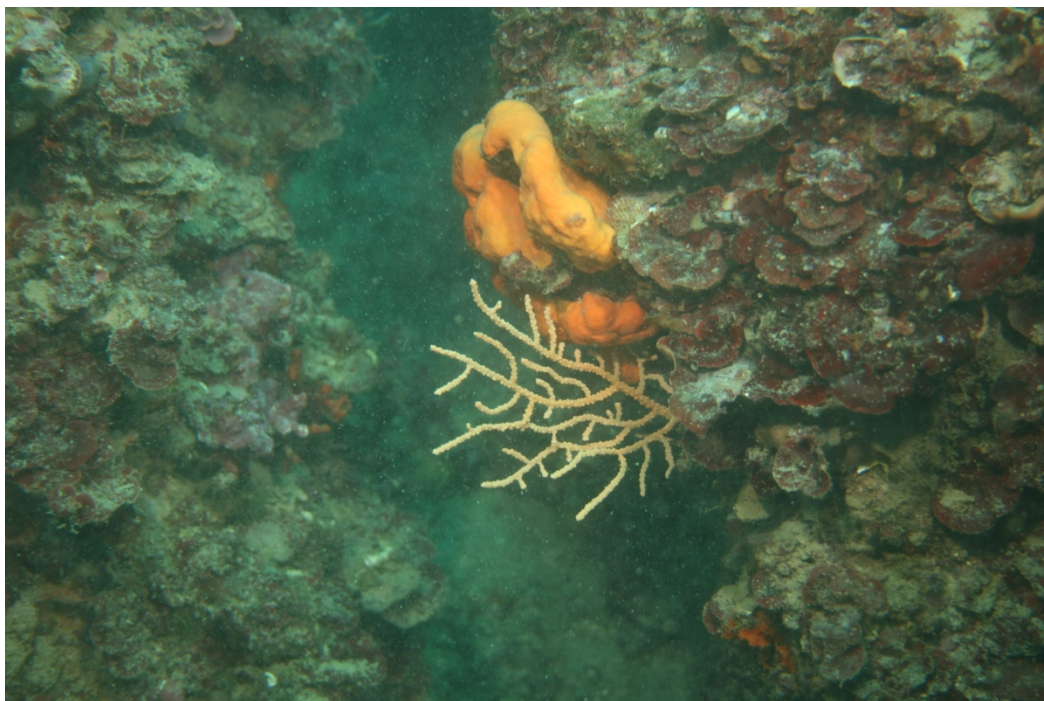


Figura 2.3.II. Colonia di *Eunicella* rinvenuta durante il campionamento.

Una procedura analoga è stata seguita per valutare lo stato di salute del madreporario *Cladocora caespitosa*. Il campionamento è stato condotto in quattro località, due all'interno e due all'esterno dell'AMP, ad una profondità compresa tra 5-8 m dove *C. caespitosa* raggiunge maggiore abbondanza. In ciascuna località il campionamento è stato condotto lungo due transetti di 10 m. Per ciascun transetto (1 × 10 m) le colonie (Fig. 2.3.III) sono state misurate al fine di determinarne il rispettivo diametro. Anche in questo caso, si è provveduto a quantificare lo stato delle colonie secondo le categorie precedentemente indicate per la valutazione dello stato di *Eunicella* spp.

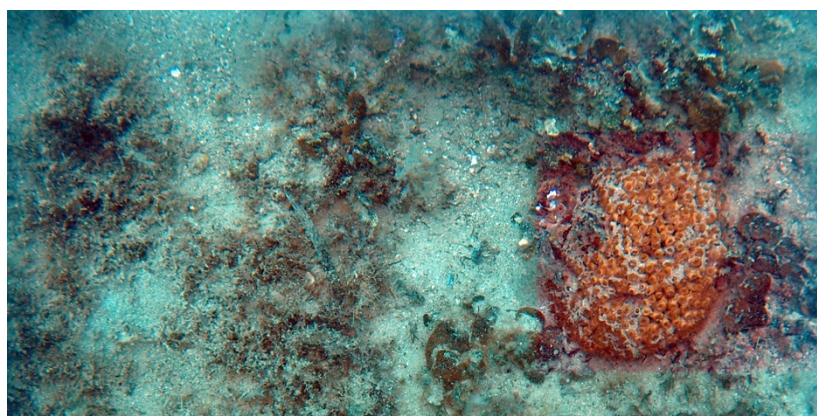


Figura 2.3.III. Colonia di *C. caespitosa* rinvenuta durante il campionamento.

2.4. Inventario di specie, presenti nell'Area Marina Protetta di Torre Guaceto, incluse in liste, protocolli, e Convenzioni di riferimento per la protezione della biodiversità mediterranea, nonché al loro ruolo ecologico

L'insieme dei campionamenti svolti ha consentito di raccogliere informazioni sulla biodiversità presente nell'AMP. In particolare, le liste di specie e *taxa* ottenute dalle analisi dei campioni sono state integrate con liste derivanti da progetti pregressi al fine di ottenere un quadro complessivo e dettagliato delle specie di elevato valore conservazionistico e/o ecologico presenti nell'AMP.

2.5. Analisi delle pressioni antropiche che interessano l'AMP

L'analisi è stata costruita usando l'approccio sviluppato in precedenti lavori mirati a determinare l'impatto cumulativo delle attività umane sugli ecosistemi marini a scala sia globale che locale (Halpern et al., 2008; Ban et al., 2010; Micheli et al., 2013). Si rimanda alla relazione finale del progetto BIOMAP (AA.VV. 2014) per una completa trattazione delle metodiche adottate nell'analisi delle pressioni antropiche che agiscono lungo la costa pugliese. In particolare, è stata presa in considerazione la distribuzione spaziale delle seguenti pressioni antropiche e variabili ambientali:

- Pesca: per il tratto di costa interessato dall'AMP di Torre Guaceto, grazie alle politiche di gestione adottate, si hanno informazioni di dettaglio relative a questo tipo di attività (vedi parte II). È da sottolineare, tuttavia, una forte mancanza di informazioni sulla pesca artigianale e professionale in termini di sforzo e localizzazione delle aree sfruttate cosa che rappresenta un serio ostacolo per la determinazione degli impatti della pesca sia sulla *Posidonia* che sul coralligeno a scala regionale. Di conseguenza all'interno del progetto BIOMAP da cui provengono alcuni dei risultati qui riportati, sono stati usati i dati dell'archivio informatico delle imbarcazioni da pesca della Comunità Europea (Fleet Register, <http://ec.europa.eu/fisheries/fleet/index.cfm>) per creare una mappa della flotta di pesca per marineria. Al fine di implementare la mappa probabilistica dello sforzo di pesca sulla piattaforma continentale pugliese (fino a 50 metri di profondità), tutte le imbarcazioni di pesca che utilizzano attrezzi potenzialmente dannosi per i fondi duri (e.g., reti da posta fisse da fondale) sono state classificate per tonnellaggio, lunghezza e potenza del motore seguendo le indicazioni nel lavoro di Colloca et al. (2004) e l'expertise di operatori locali. Sono stati, quindi, costruiti due buffer a partire da ogni marineria: uno di raggio 3 km per le piccole imbarcazioni costiere e uno di 10 km per le imbarcazioni più grandi (Fig. 2.5.I). In

caso di intersezioni, le operazioni matematiche sono state eseguite utilizzando i Data Management tools di ArcGIS. L'elaborazione ha tenuto conto delle informazioni disponibili nel tratto di costa interessato dall'AMP e precedentemente accennate.

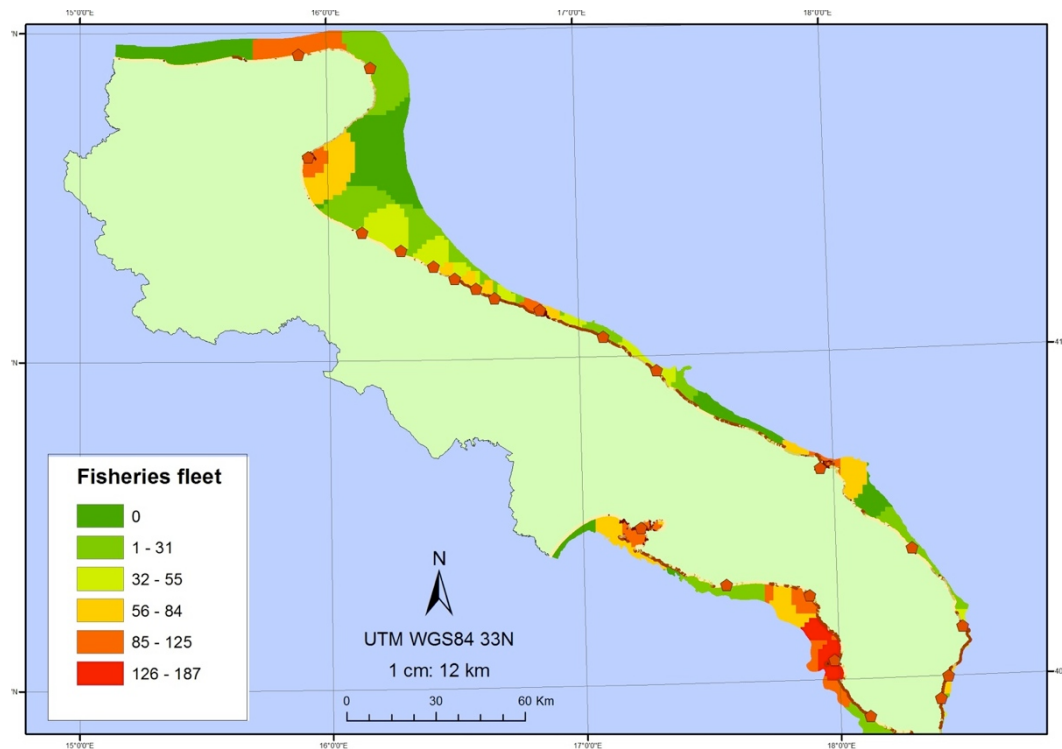


Figura 2.5.I. Mapa probabilistica della pressione di pesca (da relazione BIOMAP).

- Scarichi fognari: scarichi fognari diretti e indiretti sono stati georeferenziati a partire dal registro degli impianti di depurazione contenuto nel decreto n° 1085/2009 della Regione Puglia

- Porti: i porti sono stati classificati per dimensioni e aree di ancoraggio da 0 (piccole marine) a 3 (grandi porti).

- Porti turistici: come proxy del potenziale danno da ancoraggio in prossimità di porticcioli e marine, sono stati utilizzati i numeri totali di posti barca, ottenuti da <http://www.pagineazzurre.com>.

- Porti commerciali: il tonnellaggio totale delle merci movimentate nei porti commerciali (ottenuto da Assoporti, <http://www.assoporti.it/statistiche/annuali>) è stato usato come proxy del potenziale danno delle navi commerciali nelle zone di ancoraggio.

- Urbanizzazione: i dati sull'uso del territorio costiero (insediamenti urbani, civili, industriali, militari e strutture atificiali) sono stati ottenuti dal Sistema Informativo Territoriale della Regione Puglia (SIT Puglia, <http://www.sit.puglia.it>). La percentuale di

territorio urbanizzato è stata calcolata, per ogni sito di campionamento, su una superficie fino a 300 m dal mare.

- Qualità delle acque: i risultati dei monitoraggi delle acque marino-costiere (nitrati totali, fosfati totali, clorofilla, trasparenza) sono stati ottenuti da ARPA Puglia e georeferenziati utilizzando ArgGis (Fig. 2.5.II).

Le informazioni sono state mappate utilizzando il software ArcGIS ESRI (Release 10.1) per processare e analizzare i dati spaziali.

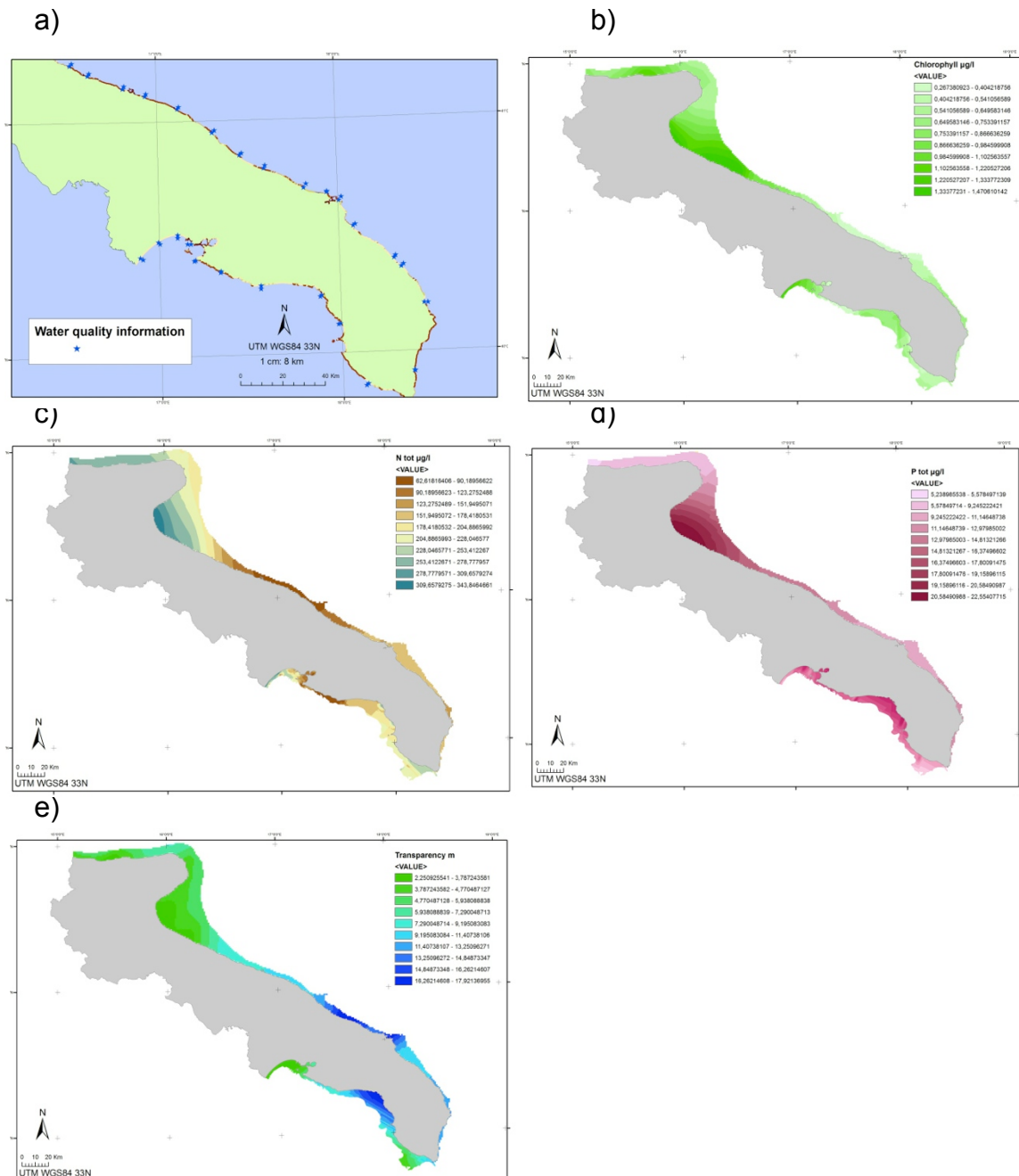


Figura 2.5.II. a) Stazioni di campionamento ARPA Puglia ed elaborazioni GIS relative ai valori di b) clorofilla, c) composti azotati totali, d) composti a base di fosforo totali, e) trasparenza derivanti dai monitoraggi ARPA (da relazione BIOMAP).

Identificazione ruolo Canale Reale come elemento di pressione

In questa sezione riportiamo il resoconto delle attività su campo effettuate nell'ambito dell'analisi delle pressioni con specifico riferimento alla stima del tasso di sedimentazione nell'area. Tali attività hanno riguardato il posizionamento di trappole per il sedimento nell'area prospiciente al Canale Reale secondo lo schema riportato in Figura 2.5.III.

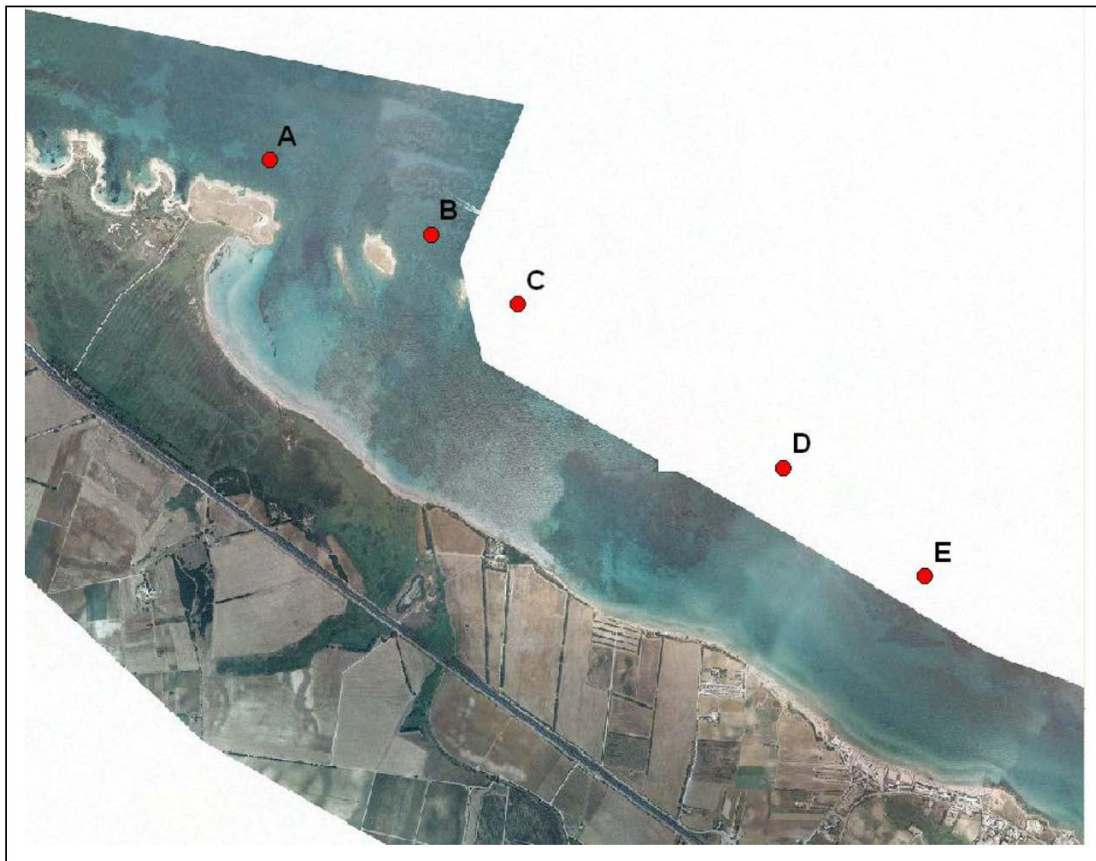


Figura 2.5.III. Mappa del posizionamento delle trappole di sedimento nell'AMP.

Le trappole consistevano in blocchi di cemento provvisti di 4 alloggiamenti plastici per 4 cilindri in plexiglass del diametro di 3,5 cm per un'altezza di 45 cm (Fig. 2.5.IV). I blocchi sono stati posizionati parallelamente alla costa a distanze crescenti dall'effluente (0, 500 m, 1000 m) a una profondità di circa 5 m, per un totale di 5 blocchi posizionati (1 in corrispondenza dell'effluente, 2 a nord, 2 a sud).

I cilindri di plexiglass sono stati posizionati negli appositi alloggiamenti alla fine di Luglio (24/07/2013) e recuperati dopo 60 giorni. In laboratorio, per ogni cilindro è stato determinato il volume e il peso umido del sedimento. I dati sono stati utilizzati per determinare l'accumulo medio di sedimento a distanze crescenti dall'effluente. Inoltre, il sedimento di ogni cilindro è stato setacciato a maglie differenti (>2 cm, >1 cm, >710 μ m,

>500 μm , >355 μm , >250 μm , >150 μm , >63 μm) ed è stato determinato il peso secco di ogni frazione. I dati ottenuti sono stati poi trasmessi alle unità di competenza (i.e. DICATECh del Politecnico di Bari e Environmental Surveys s.r.l.) per una trattazione esaustiva (vedi allegati III e IV).

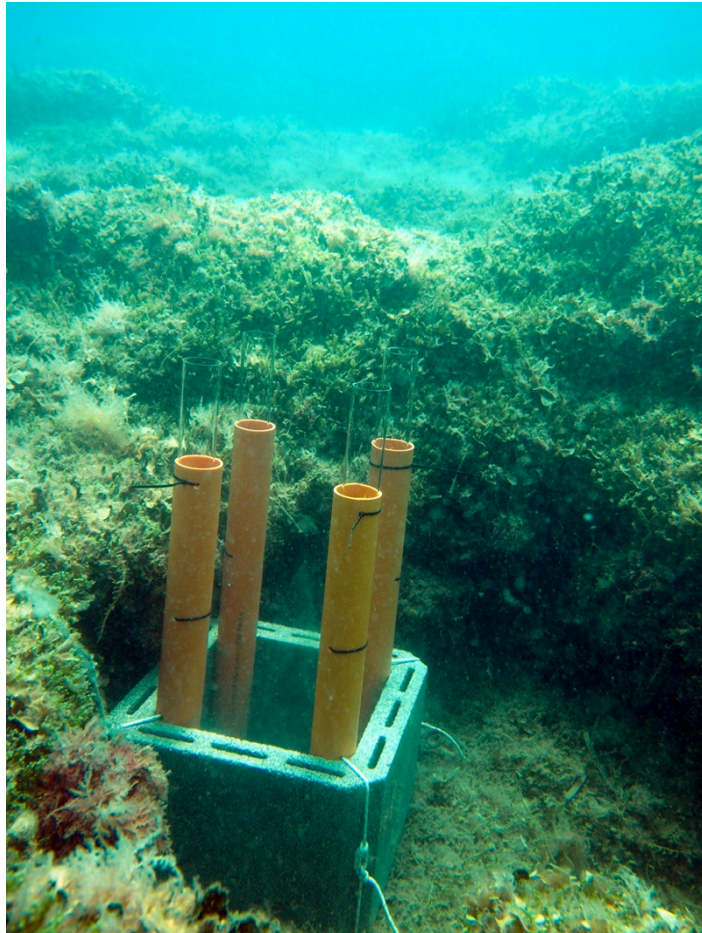


Figura 2.5.IV. Trappola di sedimento.

Identificazione ruolo *Caulerpa* come elemento di pressione

Sempre nell'ambito dell'analisi delle pressioni che agiscono nell'AMP, particolare attenzione è stata rivolta alla presenza dell'alga invasiva *Caulerpa cylindracea* (Belton et al., 2014), precedentemente nominata *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Verlaque et al., 2003). Diversi studi svolti lungo tutta la costa pugliese dalla superficie fino a 70 metri di profondità confermano l'abbondante presenza di quest'alga nell'AMP di Torre Guaceto su tutti i tipi di substrato (Ceglie et al. 2008; Frascchetti et al. 2005; Fellingine et al. 2012).

Nello specifico, sono state condotte tre date di campionamento del sedimento durante l'arco di un anno (Novembre 2012, Maggio 2013, Settembre 2013) in cinque stazioni all'interno dell'AMP (Fig 2.5.V). Una stazione è quella potenzialmente interessata

dall'apporto di sostanza organica proveniente dal Canale Reale (I), due si collocano a nord del Canale (L1 e L2) e due a sud (L3 e L4). In ogni stazione e per ogni data di campionamento sono state individuate due differenti condizioni: due aree interessate dalla presenza di *C. cylindracea* e due non interessate dall'alga invasiva. In ogni area sono stati raccolti tre campioni di sedimento in falcon sterili su substrati rocciosi orizzontali ad una profondità di 5 - 10 m. I campioni di sedimento sono stati conservati ad una temperatura costante di -20°C fino al momento delle analisi di laboratorio.

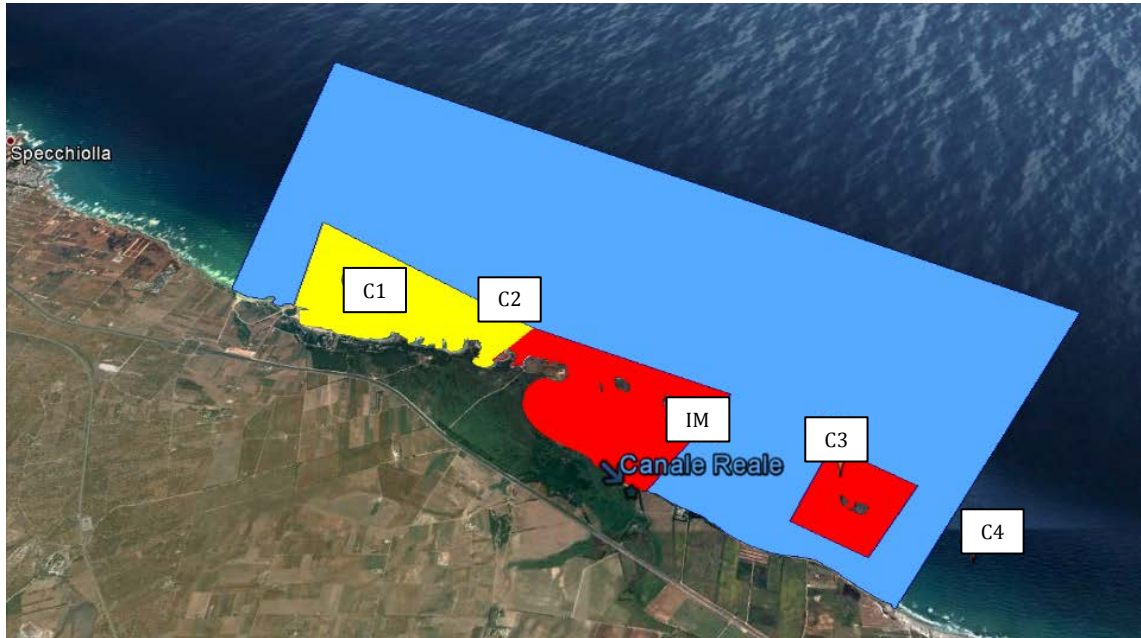


Figura 2.5.V. Posizionamento delle stazioni interessate dallo studio. IM = Località in prossimità del Canale Reale; C1-4 = Località di controllo

Di seguito vengono riportati i dettagli delle analisi volte ad analizzare i fitopigmenti e il carbonio biopolimerico totali all'interno dei campioni di sedimento raccolti nell'AMP:

- FITOPIGMENTI

Tali pigmenti sono dati dalla somma di clorofilla-a e feopigmenti estratti dal sedimento secondo la procedura proposta da Plante-Cuny (1974) adattata ai sedimenti marini. Circa 1-2 g di sedimento umido pesato è messo in provetta assieme a 0,1 g di magnesio. Si è trattato il campione con ultrasuoni, si è addizionato 5-10 ml di acetone al 90%, si è vortexato e si è incubato al buio almeno per 12 ore a 4°C . Il campione è stato centrifugato a 800xg per 10 minuti e l'estratto acetonicò è stato utilizzato per le letture spettrofotometriche. La procedura richiedeva una calibrazione mediante la lettura standard prima e dopo l'acidificazione con HCl (Danovaro, 2010).

- CARBONIO BIOPOLIMERICO

Il carbonio biopolimerico totale all'interno dei sedimenti è dato dalla somma delle seguenti variabili:

Proteine totali: L'estrazione delle proteine totali è stata effettuata secondo la procedura di Hartree (1972) e Rice (1982) adattata ai sedimenti marini. Circa 1-2 g di sedimento umido pesato viene posto in provetta, addizionato a 1 ml di acqua grado reagente, vortexato e trattato con un bagno sonicatore. Al campione si sono aggiunti 0,9 ml di una soluzione contenente Na-k tartrato e Na_2CO_3 anidro in ambiente basico. Al campione vortexato e posto in bagno termostatico a 50 °C per 10 minuti è stato addizionato 0,1 ml di una soluzione contenente CuSO_4 pentaidrato. La provetta vortexata nuovamente è stata posta 10 minuti a temperatura ambiente. Successivamente, si sono aggiunti 3 ml di una soluzione contenente il reattivo Folin-Ciocalteau, si è vortexata e si è posto nel bagno termostatico a 50 °C per 10 minuti. Infine si è centrifugato a 800xg. Il sopranatante è stato utilizzato per le letture spettrofotometriche. L'assorbanza del campione è letta alla lunghezza d'onda di 650 nm rispetto a un bianco di acqua grado reagente. La concentrazione proteica nel campione è stata determinata sulla base di curve di taratura ottenute facendo reagire soluzioni standard di albumina bovina. La concentrazione di proteine è stata rapportata al peso di sedimento secco, perciò eliminato il sopranatante, il sedimento è stato essiccato a 60 °C fino a peso costante e pesato (Danovaro, 2010).

Carboidrati totali: La concentrazione dei carboidrati è stata determinata secondo il metodo di Gerchacov e Haatcher (1972). Circa 1-2 g di sedimento umido è posto in provetta. Al campione è stato addizionato 1 ml di acqua grado reagente, è stato vortexato, sonicato e aggiunto 1 ml di una soluzione al 5% di fenolo distillato; è stato vortexato nuovamente e lasciato reagire per 10 minuti a temperatura ambiente. Successivamente, sono stati aggiunti 5 ml di acido solforico concentrato, il campione è stato vortexato, centrifugato per 30 minuti a 800xg e eseguita la lettura del sopranatante mediante spettrofotometro. L'assorbanza del campione è letta alla lunghezza d'onda di 600 nm rispetto a un bianco di acqua grado reagente. Il calcolo della concentrazione è effettuato sulla base di curve di taratura ottenute facendo reagire soluzioni standard di Glucosio. La concentrazione di carboidrati è stata rapportata al peso di sedimento secco,

perciò eliminato il sopranatante, il sedimento è stato essiccato a 60 °C fino a peso costante e pesato (Danovaro, 2010).

Lipidi totali: La concentrazione dei lipidi è stata determinata secondo estrazione mediante solventi organici (Bligh & Dyer, 1959) e determinazione colorimetrica dopo carbonizzazione (Marsh & Weinstein, 1966). Circa 1-2 g di sedimento umido pesato è stato posto in provetta. Al campione è stato aggiunto 1ml di acqua grado reagente, poi è stato vortexato e sonicato. È stato aggiunto 1,25 ml di cloroformio, 2,5 ml d'alcool metilico, vortexato, lasciato agire per 10 minuti e centrifugato a 800xg per 10 minuti. Recuperato il sopranatante è stato aggiunto 1,25 ml di cloroformio e 1,25 ml di acqua grado reagente, vortexato, centrifugato a 800xg per 5 minuti ed è stato eliminato il sopranatante. Il pellet così ottenuto è stato fatto seccare a 100 °C e successivamente è stato aggiunto 2 ml di acido solforico concentrato e lasciato per 15 minuti a 200 °C. Il sopranatante del campione raffreddato è stato utilizzato per le letture spettrofotometriche. L'assorbanza del campione è letta alla lunghezza d'onda di 375 nm rispetto a un bianco di acqua grado reagente. Il calcolo della concentrazione è stato effettuato sulla base di curve di taratura ottenute facendo reagire soluzioni standard di in cloroformio di tripalmitina. La concentrazione di carboidrati è stata rapportata al peso di sedimento secco, perciò, eliminato il sopranatante, il sedimento è stato essiccato a 60 °C fino a peso costante e pesato (Danovaro, 2010).

I dati ottenuti dall'analisi dei sedimenti (in termini di fitopigmenti e carbonio biopolimerico totali) sono stati analizzati mediante tecniche di analisi univariata (ANOVA) seguendo un disegno sperimentale che prevede quattro fattori: Impatto (I, 2 livelli, fisso), Località (Lo, 1 località impattata vs 4 località di controllo, random e gerarchizzato in I), Area (Ar(Lo), 2 livelli, random e gerarchizzato in Lo), *Caulerpa* (Cau, 2 livelli, fisso e ortogonale), Tempo (Ti, 3 livelli, random e ortogonale) con 3 repliche per ogni combinazione di fattori.

3. Risultati

3.1. Carta bionomica di dettaglio delle biocenosi dell'AMP

Le prospezioni volte alla caratterizzazione dei fondali dell'AMP di Torre Guaceto hanno consentito l'individuazione di undici habitat (Tab. 3.1.I, Annesso II). I fondi molli (i.e. Biocenosi SFBC e Detritico infangato), ricoprendo il 41% circa dei fondali dell'AMP, sono quelli maggiormente rappresentati. Di contro, quelli rocciosi sono quelli meno abbondanti raggiungendo una copertura complessiva inferiore al 10% della superficie indagata (generalmente ad una profondità compresa tra gli 0 e i 7-8 m). La superficie caratterizzata dalla presenza di *P. oceanica* e/o coralligeno è del 20% circa (rispettivamente il 10% *Posidonia*, 3% coralligeno, 7% un mosaico dei due). La parte restante è caratterizzata da un mosaico di habitat. Più precisamente il 17% dei fondali dell'AMP è caratterizzato da un mosaico di coralligeno e detritico costiero/infangato, mentre il 13% circa è caratterizzato da un mosaico di *P. oceanica* e *matte* morta (in particolare la facies a rizomi morti da sola rappresenta il 4% circa dei fondali dell'AMP).

Tabella 3.1.I. Lista degli habitat riscontrati all'interno dell'AMP e delle rispettive superfici.

HABITAT	SUPERFICI (ha)
Biocenosi sabbie fini ben calibrate (SFBC)	748
Biocenosi dei fondi a Coralligeno	72
Biocenosi delle alghe infralitorali	185
Detritico infangato	168
Facies dei rizomi morti	93
Facies di pascolo con ricci ed alghe incrostanti	16
Mosaico di Coralligeno e Detritico costiero	324
Mosaico di Coralligeno e Detritico infangato	57
Mosaico di <i>P. oceanica</i> e fondi a Coralligeno	151
Mosaico di prateria a <i>P. oceanica</i> e facies dei rizomi morti	188
Prateria a <i>P. oceanica</i>	211
Totale	2213

Dal confronto con i dati ottenuti da precedenti campagne di caratterizzazione biocenotica dell'AMP (Fraschetti et al. 2005, Fig. 3.1.I), si può osservare una diminuzione di circa il 2% (corrispondente a circa 40 ha) dell'estensione delle praterie a *P. oceanica*. È da sottolineare che questo confronto presenta il limite importante che le due mappature sono state condotte con metodiche diverse. La mappatura condotta nell'ambito di BIOMAP ha permesso una valutazione molto più precisa della precedente, soprattutto per quanto riguarda gli habitat a profondità maggiori di 15 m, dove in particolare sono stati meglio definiti i limiti dei vari habitat precedentemente riscontrati, nonché le zone di

transizione ecotonali tra i diversi habitat (i.e. attualmente identificati come mosaici) . Di fatto, nel 2002 fu riscontrato un numero nettamente inferiore di habitat (i.e. 8). Pertanto, la regressione delle praterie stimata dal confronto con i dati pregressi va considerata unitamente alle analisi sulla densità fogliare delle praterie sia internamente che esternamente ai confini della AMP, e di seguito riportate. Correttamente, l'Ente Gestore ha inserito la *Posidonia* fra i target di biodiversità potenzialmente influenzati da minacce dirette e indirette.

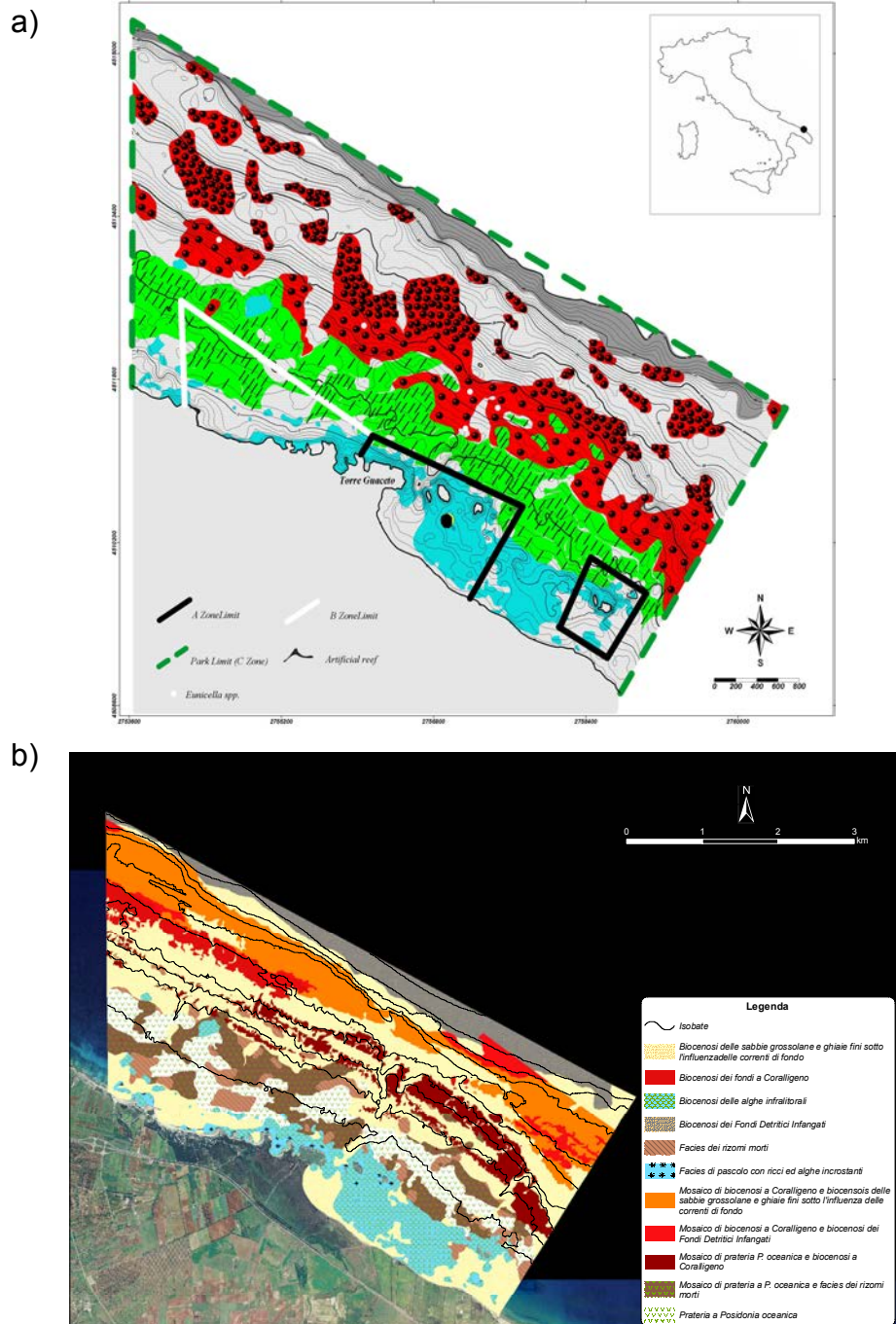


Figura 3.1.I. Confronto tra la cartografia con la distribuzione degli habitat nell'AMP prodotta nel a) 2002 (da Frascchetti et al. 2005) e quella prodotta nell'ambito del progetto PRO.ACT b).

3.2. Prateria di *Posidonia oceanica*

Censimento della biodiversità

L'analisi qualitativa degli organismi bentonici presenti nei sedimenti della *matte* (con particolare riferimento a molluschi e policheti), sui rizomi e come epifiti sulle foglie di *P. oceanica* ha portato alla determinazione di 138 specie. La lista floro-faunistica è inclusa nell'inventario generale riportato nell'Annesso 1.

Densità dei fasci fogliari

I risultati dell'ANOVA non mostrano differenze significative nella densità dei fasci fogliari tra praterie protette e praterie non protette (Tab. 3.2.I.a). Per quanto riguarda lo stato di conservazione delle praterie, la classificazione secondo Pergent et al. (1995) ha evidenziato densità dei fasci nella norma o leggermente sotto la norma, tipiche di condizioni non disturbate o poco disturbate, e indicative di fenomeni di equilibrio o di regressione incipiente, nelle località protette.

Tabella 3.2.I. a) Risultati dell'ANOVA sul numero di fasci fogliari b) stato delle praterie di *P. oceanica* in ciascun sito (S1, S2), per le località protette (P1 e P2) e i controlli esterni (C1 e C2).

a) ANOVA sulla densità di fasci fogliari

Sorgente di Variazione	g.d.l.	MS	F	P
Pr = Protezione	1	8,49	7,9	0,106
Lo(Pr) = Località	2	1,07	11,4	0,022
Si(Lo(Pr)) = Sito	4	0,09	2,4	0,061
Residui	72	0,04		
Totale	79			

b) Stato delle Praterie

Località	Sito	Densità	Stato
C1	S1	Anormale	Molto disturbato
C1	S2	Anormale	Molto disturbato
C2	S1	Anormale	Molto disturbato
C2	S2	Anormale	Molto disturbato
P1	S1	Sotto la norma	Disturbato
P1	S2	Sotto la norma	Disturbato
P2	S1	Normale	Non disturbato
P2	S2	Sotto la norma	Disturbato

Le praterie non protette sono caratterizzate da uno stato di regressione avanzato, e mostrano densità tipiche di condizioni fortemente disturbate (Tab. 3.2.I.b). I risultati sono in linea con i risultati dei monitoraggi pregressi che indicano un trend generale di deterioramento delle praterie nell'area, seppur meno pronunciato all'interno dell'AMP.

In basso viene riportato un grafico con le densità medie dei fasci fogliari in ciascuna delle praterie campionate (Fig. 3.2.I) in cui è possibile osservare una maggiore densità dei fasci fogliari nelle località interne all'AMP rispetto a quelle esterne.

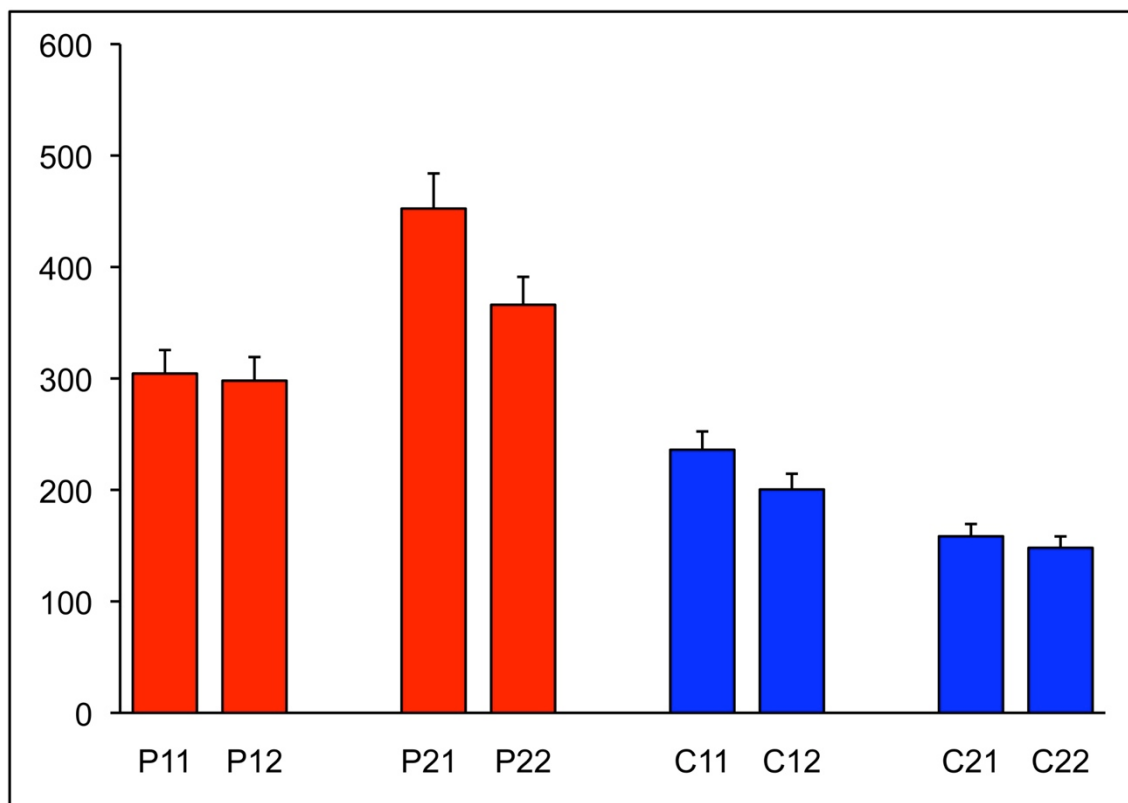


Figura 3.2.I. Densità medie/m² ($\pm$ ES, $n = 10$) dei fasci fogliari di *P. oceanica* nelle praterie interne all'AMP (barre rosse) e in quelle esterne (barre blu).

L'ANOVA condotta sull'indice di area fogliare (LAI) ha confermato sostanzialmente quanto emerso dall'analisi della densità dei fasci, non evidenziando differenze significative tra le praterie protette e quelle non protette (Tab. 3.2.II). Dall'ispezione del grafico si nota come, le praterie in P1 (prospicienti alla zona A nord) risultino comparabili a quelle esterne (Fig. 3.2.II)

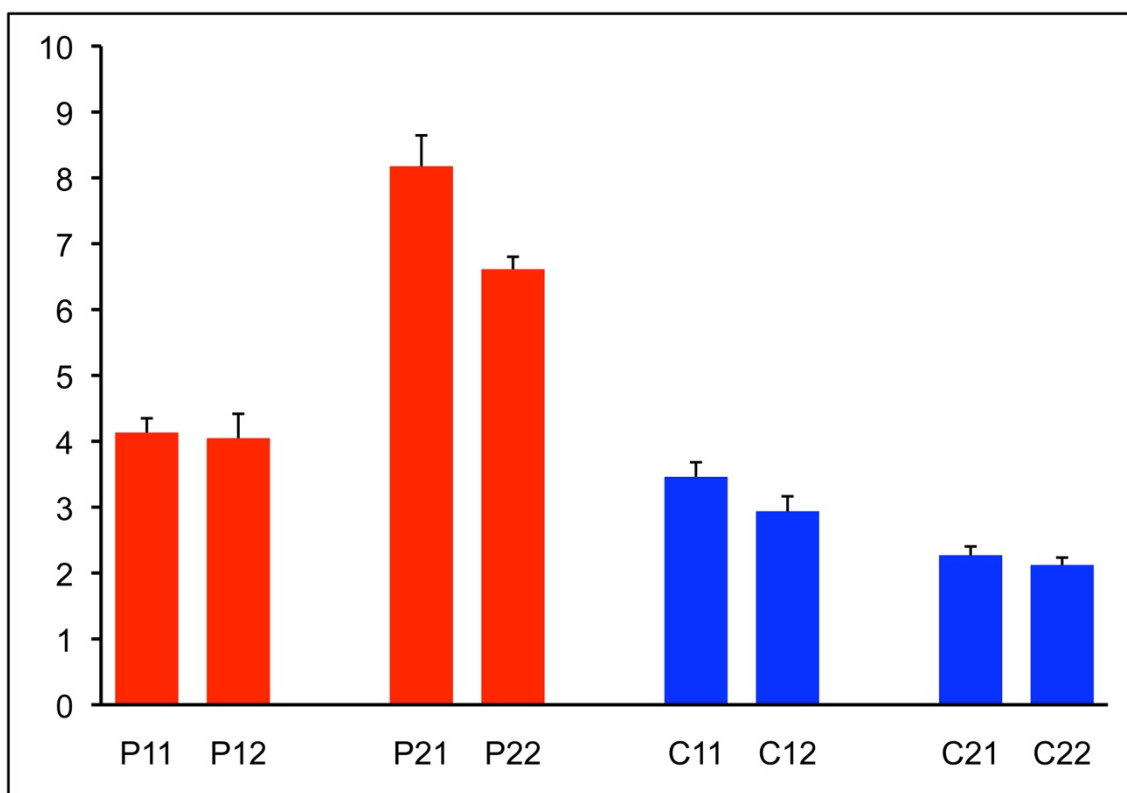


Figura 3.2.II. Indice di Area Fogliare (LAI) medio ($\pm$ ES, $n = 10$) nelle praterie interne all'AMP (barre rosse) e in quelle esterne (barre blu).

Tabella 3.2.II. Risultati dell'ANOVA sull'Indice di Area Foliare (LAI).

Sorgente di Variazione	g.d.l.	MS	F	P
Pr = Protezione	1	184,5	3,10	0,221
Lo(Pr) = Località	2	59,6	17,6	0,010
Si(Lo(Pr)) = Sito	4	3,4	4,8	0,002
Residui	72	0,7		
Totale	79			

Fenologia

Per quanto riguarda il numero medio di foglie per fascio, non sono visibili differenze significative tra praterie protette e non protette (Fig. 3.2.III). Nessuna analisi statistica è stata condotta sul numero di foglie adulte, che risultavano in ogni caso essere pari a 2 per fascio. Il numero di foglie giovanili è risultato sempre molto esiguo e non sufficiente a consentire un'analisi statistica, indicando al contempo una ridotta crescita vegetativa della fanerogama nell'area indagata. I risultati dell'ANOVA sul numero di foglie intermedie non ha evidenziato differenze significative tra praterie protette e non protette (Tab. 3.2.III)

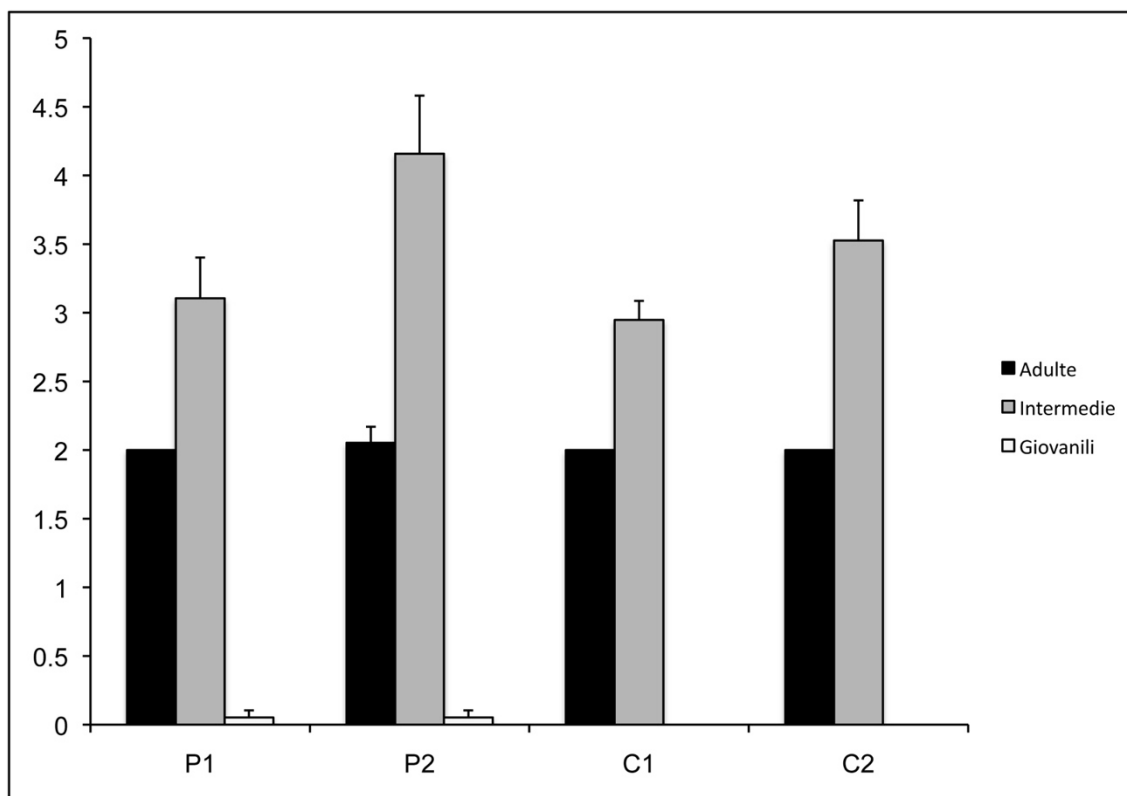


Figura 3.2.III. Numero medio di foglie ($\pm$ ES) per ciascuna categoria nelle praterie interne all'AMP (A1 e A2) e in quelle esterne (C1 e C2).

Tabella 3.2.III. Risultati dell'ANOVA sul numero di foglie intermedie per fascio.

Sorgente di Variazione	g.d.l.	MS	F	P
Pr = Protezione	1	0,05	0,16	0,725
Lo(Pr) = Località	2	0,29	0,05	0,050
Residui	76	0,09		
Totale	79			

Lepidocronologia

L'ANOVA sul rapporto tra fasci plagiotropi e ortotropi non ha evidenziato differenze significative tra praterie interne all'AMP e praterie esterne (Fig. 3.2.IV, Tab. 3.2.IV).

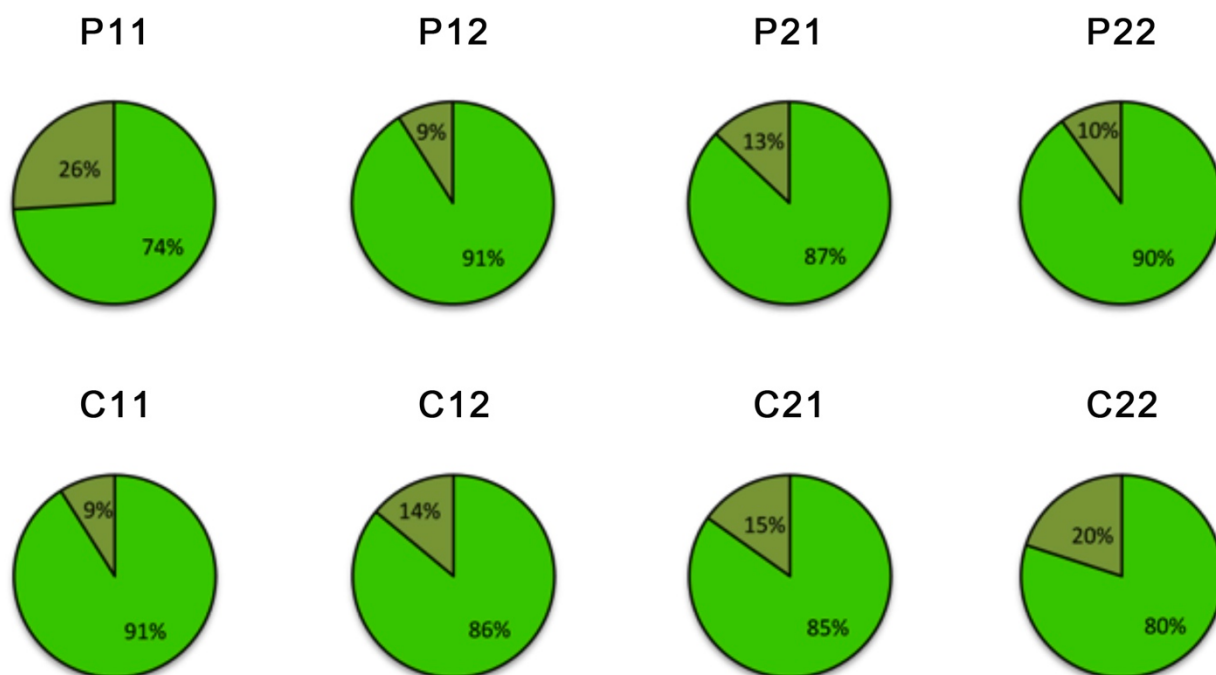


Figura 3.2.IV. Percentuale di fasci ortotropi (verde chiaro) e plagiotropi (verde scuro) nelle praterie interne all'AMP (P) e in quelle esterne (C).

Tabella 3.2.IV. Risultati dell'ANOVA su rapporto plagiotropi/ortotropi.

Sorgente di Variazione	g.d.l.	MS	F	P
Pr = Protezione	1	0,06	1,18	0,392
Lo(Pr) = Località	2	0,05	3,11	0,153
Si(Lo(Pr)) = Sito	4	0,02	0,40	0,809
Residui	32	0,04		
Totale	39			

Per quanto riguarda lo scalzamento dei rizomi, i risultati sembrano suggerire un maggiore scalzamento all'interno dell'AMP, sia per i plagiotropi che per gli ortotropi con la presenza di una maggiore distanza tra il sedimento e il fascio fogliare nelle praterie interne all'AMP rispetto a quelle esterne (Fig. 3.2.V-VI). L'ANOVA, tuttavia, non ha evidenziato differenze significative (Tab. 3.2.V.a,b).

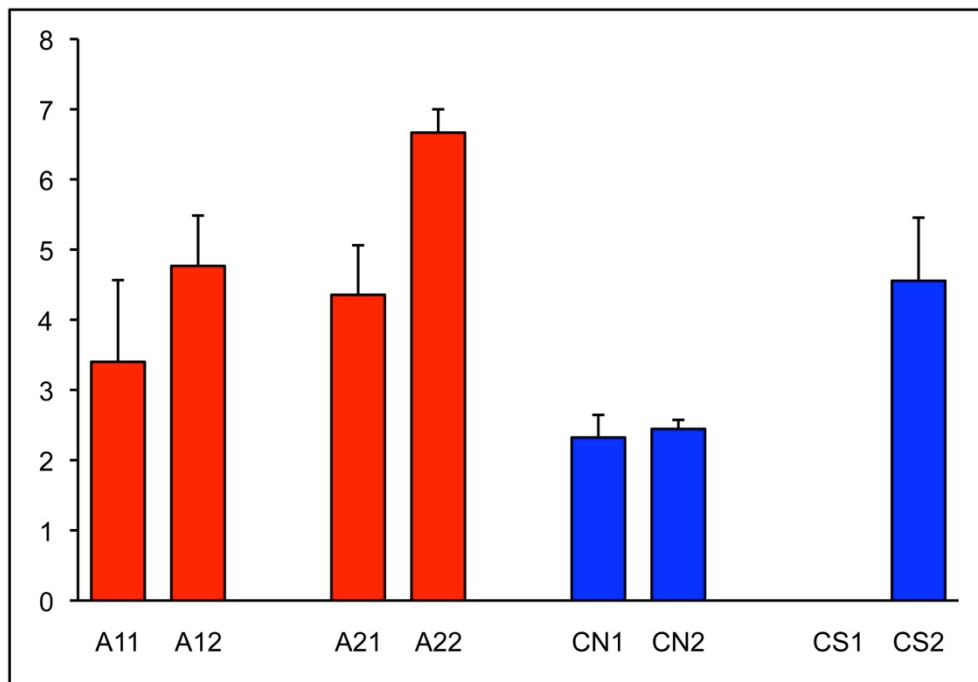


Figura 3.2.V. Grado di scalzamento dei rizomi ortotropi nelle praterie interne all'AMP (barre rosse) e quelle esterne (barre blu).

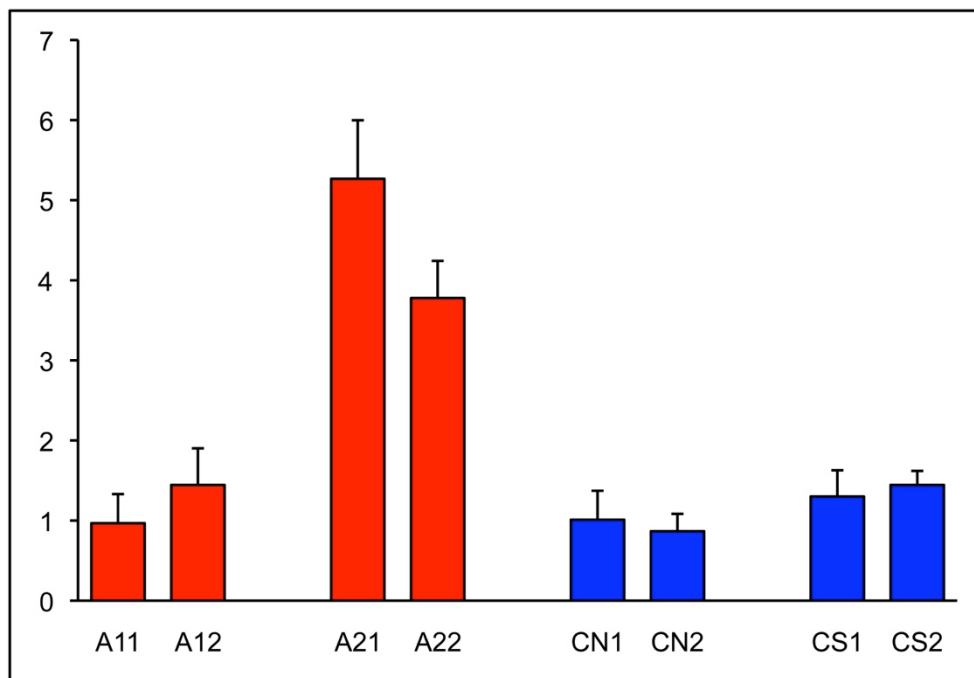


Figura 3.2.VI. Grado di scalzamento dei rizomi plagiotropi nelle praterie interne all'AMP (barre rosse) e quelle esterne (barre blu).

Tabella 3.2.V. Risultati dell'ANOVA sullo scalzamento dei rizomi ortotropi (a) e plagiotropi (b).

a) ANOVA scalzamento ortotropi

Sorgente di Variazione	g.d.l.	MS	F	P
Pr = Protezione	1	6,9	4,68	0,163
Lo(Pr) = Località	2	1,5	0,45	0,668
Si(Lo(Pr)) = Sito	4	3,3	4,66	0,011
Ar(Si(Lo(Pr))) = Area	16	0,7	24,86	0,000
Residui	48	0,1		
Totale	71			

a) ANOVA scalzamento plagiotropi

Sorgente di Variazione	g.d.l.	MS	F	P
Pr = Protezione	1	3,8	0,78	0,470
Lo(Pr) = Località	2	4,9	37,01	0,003
Si(Lo(Pr)) = Sito	4	0,1	0,37	0,828
Ar(Si(Lo(Pr))) = Area	16	0,4	2,40	0,010
Residui	48	0,1		
Totale	71			

3.3. Coralligeno

Censimento della biodiversità

L'analisi qualitativa degli organismi bentonici sessili e vagili (con particolare riferimento a molluschi e policheti) presenti nel coralligeno ha portato alla determinazione di 244 specie. La lista floro-faunistica è inclusa nell'inventario generale riportato nell'Annesso 1.

Struttura di popolamento

L'analisi multivariata (PERMANOVA) condotta sul popolamento che caratterizza il coralligeno nelle diverse località indagate, ha evidenziato differenze significative fra località e transetti (Tab. 3.3.I.a) ma non per il fattore protezione (Pr), ad indicare che non ci sono differenze nella struttura di popolamento tra località protette e di controllo. Questo risultato è probabilmente legato anche all'elevata variabilità dei popolamenti che caratterizzano i controlli rispetto a quelli protetti, come si evince nell'ordinamento nMDS (Fig. 3.3.I). L'analisi della dispersione multivariata (PERMDISP) ha tuttavia evidenziato una eterogeneità spaziale significativamente più elevata dei popolamenti nei controlli rispetto a quelli protetti a piccola scala (Tab. 3.3.I.b; Fig. 3.3.II). Questo pattern potrebbe indicare una migliore condizione dei popolamenti protetti rispetto a quelli nei controlli, dove la presenza di un vero e proprio mosaico con porzioni di habitat a diverso livello di disturbo può essere legato alle attività antropiche presenti esternamente all'AMP.

Tabella 3.3.I. PERMANOVA (a) e PERMDISP (b) condotte sui popolamenti bentonici sessili del coralligeno.

a) Sorgente di Variazione	g.d.l.	MS	Pseudo-F	P
Pr = Protezione	1	7129	0.917	0,5307
Lo(Pr) = Località	1	7774	4.157	0,0492
Tr(Lo(Pr)) = Transetto	3	1870	7.963	0,0002
Residui	42	234		
Totale	47			
b) Scala di variabilità	F	P		
Pr = Protezione	71.8	0,001		
Lo(Pr) = Località	16.3	0,001		
Tr(Lo(Pr)) = Transetto	9.1	0,001		

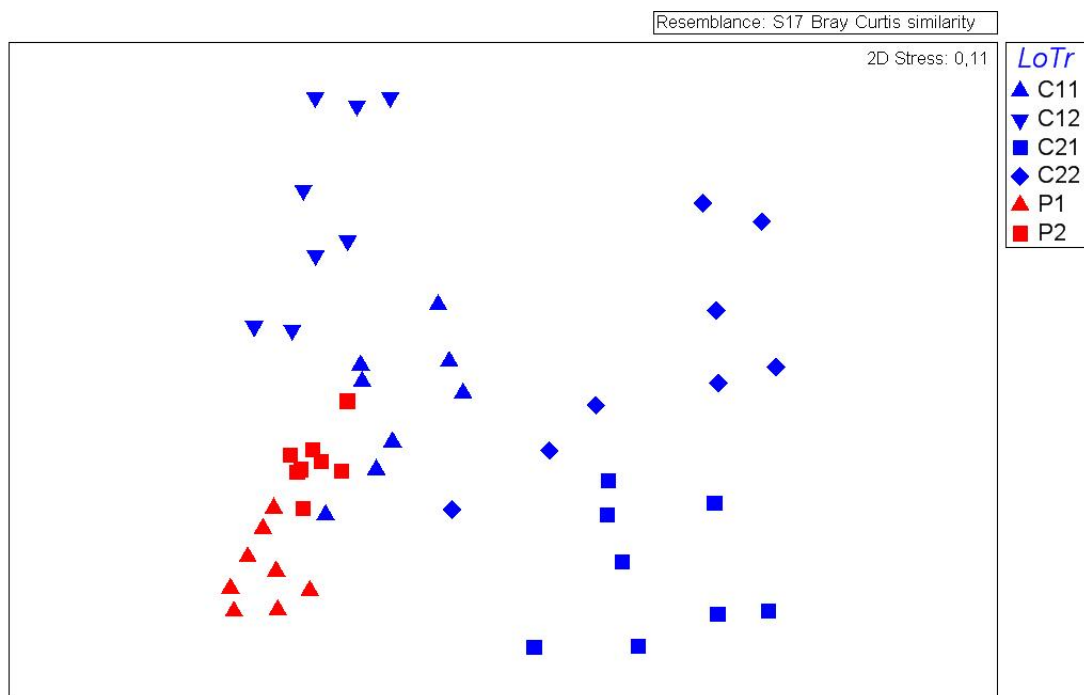


Figura 3.3.I. Ordinamento nMDS dei centroidi delle unità di campionamento in ciascun transetto effettuato in ciascuna località. C = Controlli; P= Protetti.

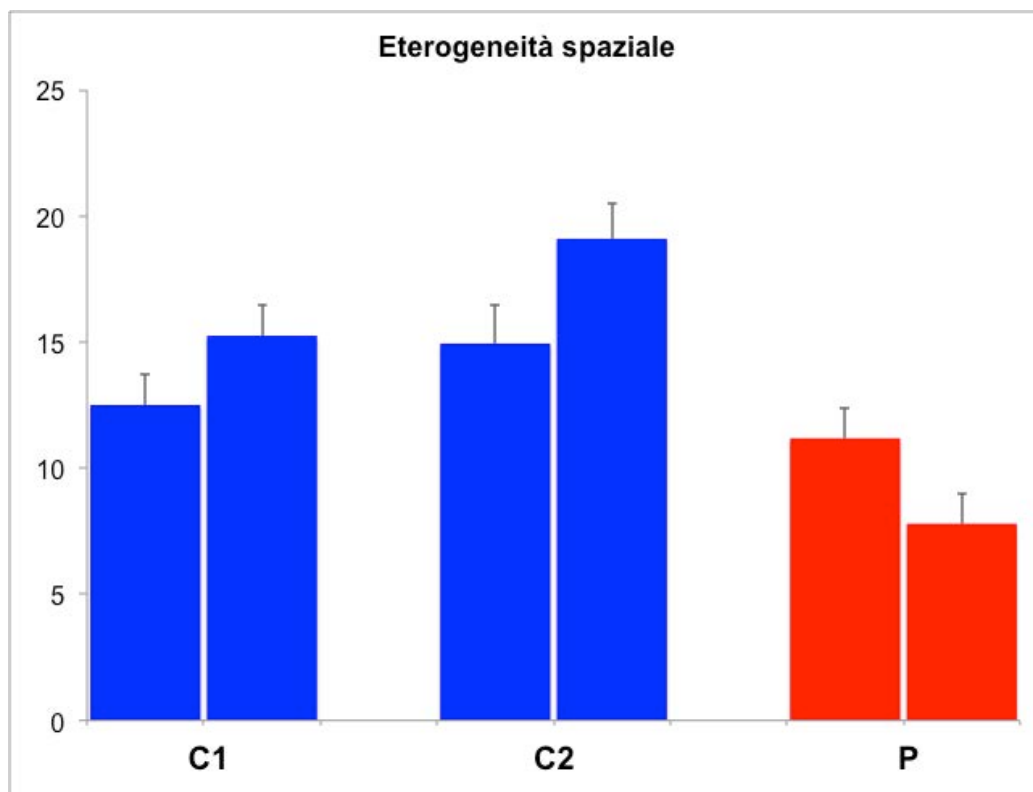


Figura 3.3.II. Eterogeneità media (+SE, n=8) dei popolamenti riscontrati in ciascun transetto all'interno delle rispettive località. C = Controlli; P = Protetti.

Specie vulnerabili, indicatrici di specifiche condizioni ambientali (gorgonie e madrepora)

Il numero di colonie di *Eunicella* è risultato comparabile tra località protette e controlli, mentre le colonie di *C. caespitosa* sono in numero maggiore nei controlli (Fig. 3.3.III.a). Le ANOVA sulle dimensioni delle colonie di *Eunicella* e *Cladocora* non hanno evidenziato differenze significative tra AMP e controlli esterni (Tab. 3.3.II; Fig. 3.3.III.b).

Tabella 3.3.II. Risultati dell'ANOVA sulle dimensioni delle colonie di *Eunicella* (a) e *C. caespitosa* (b).

a) ANOVA altezza *Eunicelle*

Sorgente di Variazione	g.d.l.	MS	F	P
Pr = Protezione	1	5,8	0,94	0,427
Tr(Pr) = Transetto	2	6,2	0,74	0,489
Residui	19	8,3		
Totale	22			

a) ANOVA diametro *C. caespitosa*

Sorgente di Variazione	g.d.l.	MS	F	P
Pr = Protezione	1	6,2	0,08	0,788
Lo(Pr) = località	2	89,9	12,69	0,004
Tr(Pr) = Transetto	4	5,6	0,28	0,892
Residui	60	20,1		
Totale	67			

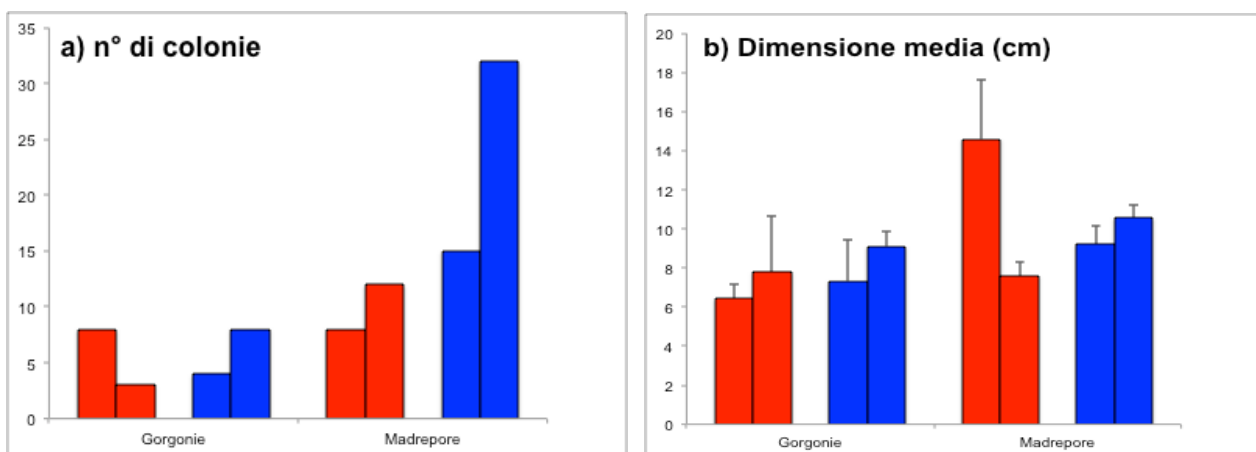


Figura 3.3.III. a) numero di colonie e b) dimensione media delle gorgonie (*Eunicella* spp.) e dei madreporari (*C. caespitosa*) riscontrati all'interno (barre rosse) e all'esterno dell'AMP (barre blu).

Per quanto riguarda la struttura delle taglie, all'interno dell'AMP le colonie caratterizzate dalle classi dimensionali maggiori (i.e. > 10 cm) sono generalmente percentualmente meno abbondanti sia per *Eunicella* che per *C. caespitosa* (Fig. 3.3.IV.a,b).

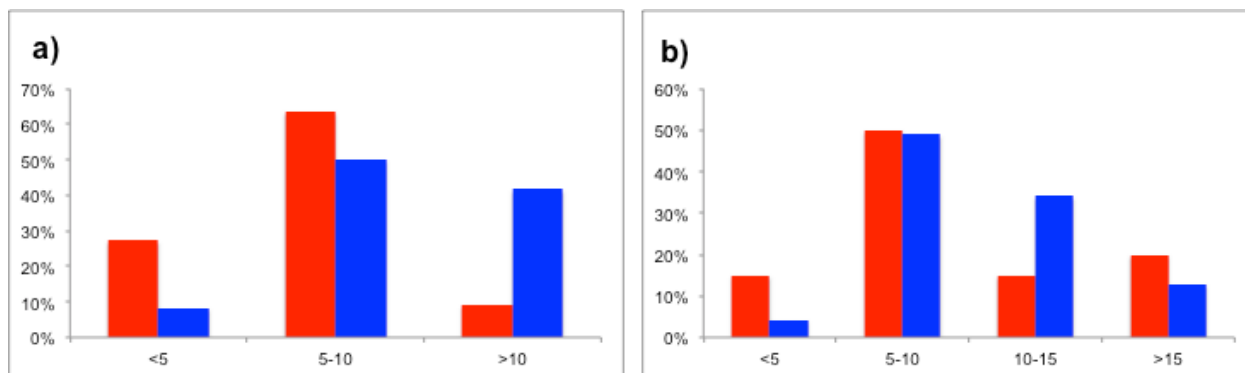


Figura 3.3.IV. Percentuale relativa delle colonie di a) *Eunicella* e b) *Cladocora* riscontrate per ciascuna classe di dimensione (cm) rispettivamente all'interno (barre rosse) e all'esterno (barre blu) dell'AMP.

Non sono visibili differenze sostanziali nello stato di salute delle colonie per entrambe le specie, con percentuali molto alte di colonie in sofferenza o morte sia all'interno che all'esterno dell'AMP. Tuttavia, entrambe le specie sembrano essere meno danneggiate nelle località protette (Fig. 3.3.V).

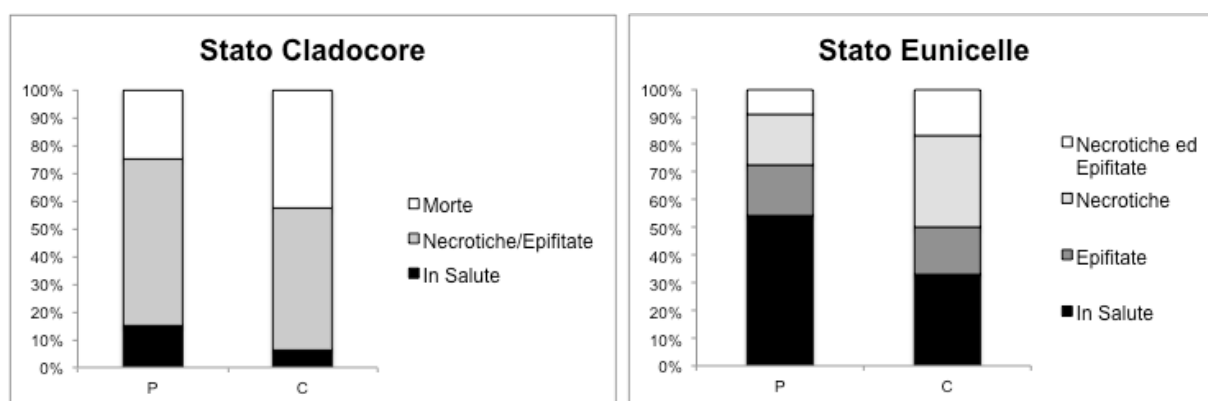


Figura 3.3.V. Percentuale relativa dello stato di salute delle colonie riscontrate rispettivamente all'interno e all'esterno dell'AMP. P = dentro AMP; C = fuori AMP.

3.4 Inventario di specie, presenti nell'Area Marina Protetta di Torre Guaceto, incluse in liste, protocolli, e Convenzioni di riferimento per la protezione della biodiversità mediterranea, nonché al loro ruolo ecologico

I risultati hanno portato all'identificazione di 349 specie all'interno dell'AMP. Il 4% di queste, figura a vario titolo in diverse liste e protocolli nazionali ed internazionali per la protezione della biodiversità marina mediterranea o regolamentazione dello sfruttamento di tali organismi (Relini 2002) (Tab. 3.4.1). La composizione per *phyla* è visualizzata in Fig. 3.4.I.

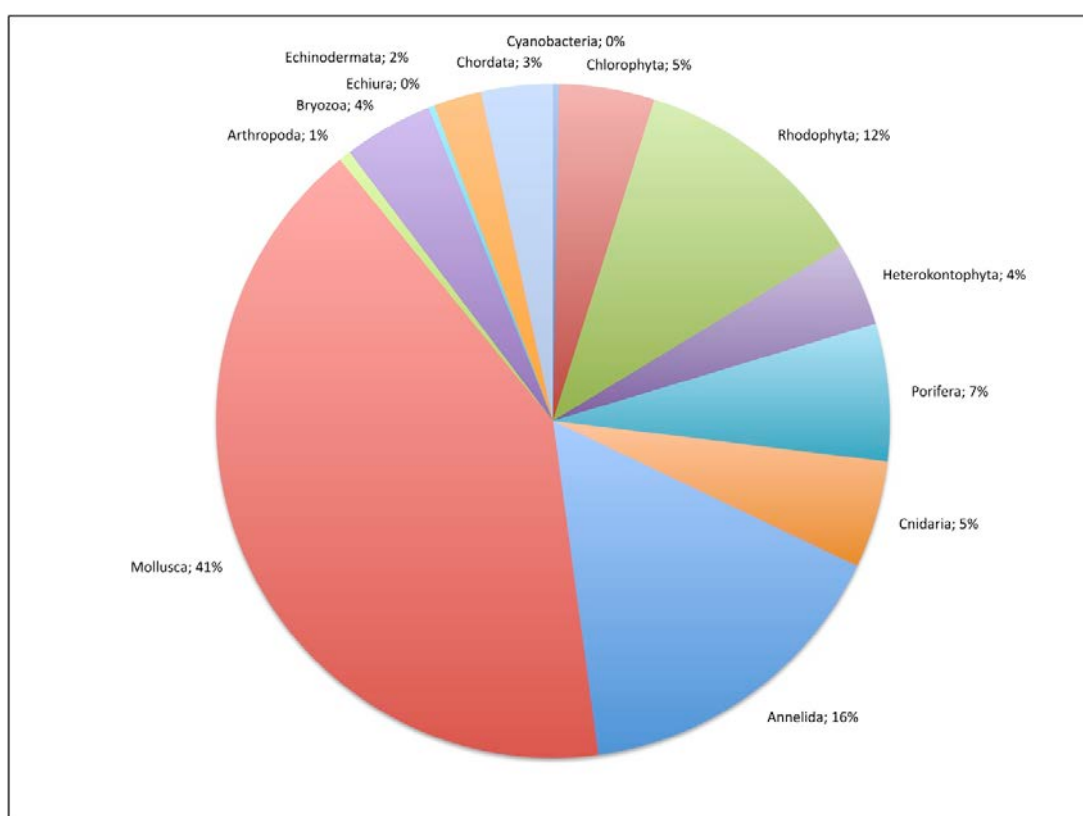


Fig. 3.4.I. Composizione per *phyla* delle specie riscontrate.

L'inventario è stato redatto sulla base dei dati di monitoraggi pregressi, integrati con i risultati del presente progetto, che ha riguardato gli habitat rocciosi dell'intertidale e subtidale, le praterie di *P. oceanica*, e le biocenosi del coralligeno. La lista floro-faunistica completa con l'indicazione delle note conservazionistiche è riportata nell'Annesso 1.

Tabella 3.4.I. Lista delle specie di interesse conservazionistico o il cui sfruttamento è regolamentato secondo direttive nazionali ed internazionali.

Specie	Habitat	Convenzioni e Protocolli
<i>Cystoseira amentacea</i>	Intertidale e Subtidale roccioso	Berna; ASPIM
<i>Cystoseira compressa</i>	Intertidale e Subtidale roccioso, Coralligeno	UNEP
<i>Aplysina aerophoba</i>	Subtidale roccioso, Coralligeno	ASPIM
<i>Axinella cannabina</i>	Coralligeno	ASPIM
<i>Cladocora caespitosa</i>	Subtidale roccioso, Coralligeno	UNEP
<i>Eunicella cavolini</i>	Coralligeno	UNEP
<i>Eunicella singularis</i>	Coralligeno	UNEP
<i>Leptopsammia pruvoti</i>	Coralligeno	UNEP
<i>Parazoanthus axinellae</i>	Coralligeno	UNEP
<i>Lithophaga lithophaga</i>	Intertidale e Subtidale roccioso, Coralligeno	Berna; ASPIM; Direttiva Habitat
<i>Pinna nobilis</i>	<i>P. oceanica</i>	ASPIM; Direttiva Habitat
<i>Dendropoma petraeum</i>	Intertidale roccioso	Berna; ASPIM
<i>Ophidiaster ophidianus</i>	Subtidale roccioso, Coralligeno	Berna; ASPIM
<i>Paracentrotus lividus</i>	Intertidale e Subtidale roccioso, Coralligeno, <i>P. oceanica</i>	ASPIM

3.5 Analisi delle pressioni antropiche che interessano l'AMP

Il tratto di costa è caratterizzato dalla presenza di diversi agglomerati urbani (Annesso III), che sono tuttavia pressoché assenti lungo il tratto di costa interessato dall'AMP. Ciò è una conseguenza dell'istituzione a terra di un'oasi naturalistica d'interesse comunitario, grazie alla presenza di una zona umida inserita tra le aree speciali di conservazione della direttiva habitat secondo la convenzione di Ramsar del 1971. Questo chiaramente contribuisce a dare un carattere di naturalità ad una area che comunque si trova a 17 chilometri dal porto di Brindisi, e prossima a un villaggio turistico, confinante a nord con l'AMP, che può aver fortemente contribuito all'impermeabilizzazione del terreno, con possibili ricadute nel tratto di costa interessato dall'AMP. Tuttavia, un'attenta politica di conversione all'agricoltura biologica all'interno dei confini dell'AMP certamente riduce il pericolo di presenza di pesticidi all'interno dell'AMP per dilavamento, cosa peraltro confermata dal monitoraggio condotto dall'Università del Salento per la Provincia di Brindisi.

Per quanto riguarda la pesca, anche in questo caso i possibili effetti dovuti a tale attività sono trascurabili all'interno dell'AMP. Questo in considerazione del fatto che tale attività è gestita in modo sostenibile all'interno dei confini dell'AMP (vedi Parte II per una descrizione più approfondita). Tuttavia è da sottolineare che politiche di gestione a scala più ampia (e.g. oltre i confini dell'AMP) sarebbero opportune, considerato che la pressione di tale attività al di fuori dei confini dell'AMP raggiunge dei livelli molto elevati.

Un aspetto rilevante relativo alle minacce che insistono nell'AMP, e sino ad oggi marginalmente considerato nei piani di gestione riguarda: 1- la presenza massiva dell'alga invasiva *Caulerpa cylindracea*; 2- un aumento del regime sedimentario lungo la costa, potenzialmente ascrivibile a fenomeni di erosione costiera agenti nell'area e potenzialmente aggravati anche dalla regressione delle praterie di *Posidonia oceanica*.

Si rimanda agli allegati I e II, per una descrizione dettagliata di tali minacce.

Uno studio pilota viene invece riportato di seguito, al fine di evidenziare i possibili effetti che l'alga invasiva può avere su alcune variabili ambientali associate ai sedimenti in assenza e in presenza dell'alga di fronte al Canale Reale che caratterizzano i fondali dell'AMP.

Identificazione ruolo *Caulerpa* come elemento di pressione

Le analisi univariate (ANOVA), volte a testare le possibili differenze spazio-temporali nella sostanza organica dei sedimenti caratterizzati dalla presenza dell'alga invasiva *C.*

cylindracea, e del possibile ruolo del Canale Reale nell'influenzare tali valori, hanno individuato, per entrambe le variabili (i.e. fitopigmenti e carbonio biopolimerico totali), differenze significative per il fattore $I \times Ti \times Cau$, ad indicare che i valori di fitopigmenti e carbonio biopolimerico totali variano nel tempo e in base sia alla presenza o meno di *Caulerpa* sia tra la località impattata e i controlli (Tab. 3.5.I).

Tabella 3.5.I. Risultati dell'analisi univariata (ANOVA) condotta rispettivamente sui valori di fitopigmenti e carbonio biopolimerico totali riscontrati nell'analisi dei sedimenti. I = Impatto; Ti= tempo; Lo= Località; Ar(Lo)= Area; Cau= *Caulerpa*. In grassetto sono riportati i risultati discussi nel testo.

Sorgente di Variazione	g.d.l.	Fitopigmenti			Carbonio Biopolimerico		
		MS	F	P	MS	F	P
I	1	1,95	0,41	0,8304	0,28	0,12	0,9846
Ti	2	1329,50	1,94	0,2174	5,83	9,32	0,0202
Cau	1	6608,40	7,55	0,0256	35,44	4,44	0,0696
Lo(I)	3	935,27	1,35	0,3122	1,61	1,79	0,177
$I \times Ti$	2	738,25	1,08	0,4132	5,95	9,51	0,0156
$I \times Cau$	1	25,30	0,12	0,9836	2,39	0,33	0,86
$Ti \times Cau$	2	15,89	0,05	0,9482	5,50	9,77	0,0148
Ar(Lo(I))	5	188,52	0,77	0,5952	0,36	2,33	0,1178
$Lo(I) \times Ti$	6	684,11	2,80	0,0588	0,63	4,07	0,0184
$Lo(I) \times Cau$	3	903,73	2,96	0,0402	2,61	3,95	0,0186
$I \times Ti \times Cau$	2	2095,80	6,23	0,0344	6,29	11,18	0,0086
$Ar(Lo(I)) \times Ti$	10	243,92	6,79	0,0002	0,15	2,22	0,018
$Ar(Lo(I)) \times Cau$	5	66,25	0,23	0,9414	0,17	0,58	0,707
$Lo(I) \times Ti \times Cau$	6	336,16	1,17	0,3856	0,56	1,90	0,1758
$Ar(Lo(I)) \times Ti \times Cau$	10	287,32	8,00	0,0002	0,30	4,29	0,0002
Residui	120	35,92			0,07		
Totali	179						

Tuttavia, dai confronti a posteriori (post hoc pair-wise test) si osserva che tali differenze sono fondamentalmente dovute ad un generale incremento delle concentrazioni di entrambe le variabili in corrispondenza delle aree colonizzate da *C. cylindracea*, seppur variabili nel tempo, rispetto alle aree non colonizzate dall'alga invasiva, e che il Canal Reale non sembra rappresentare una fonte di impatto (Fig. 3.5.III).

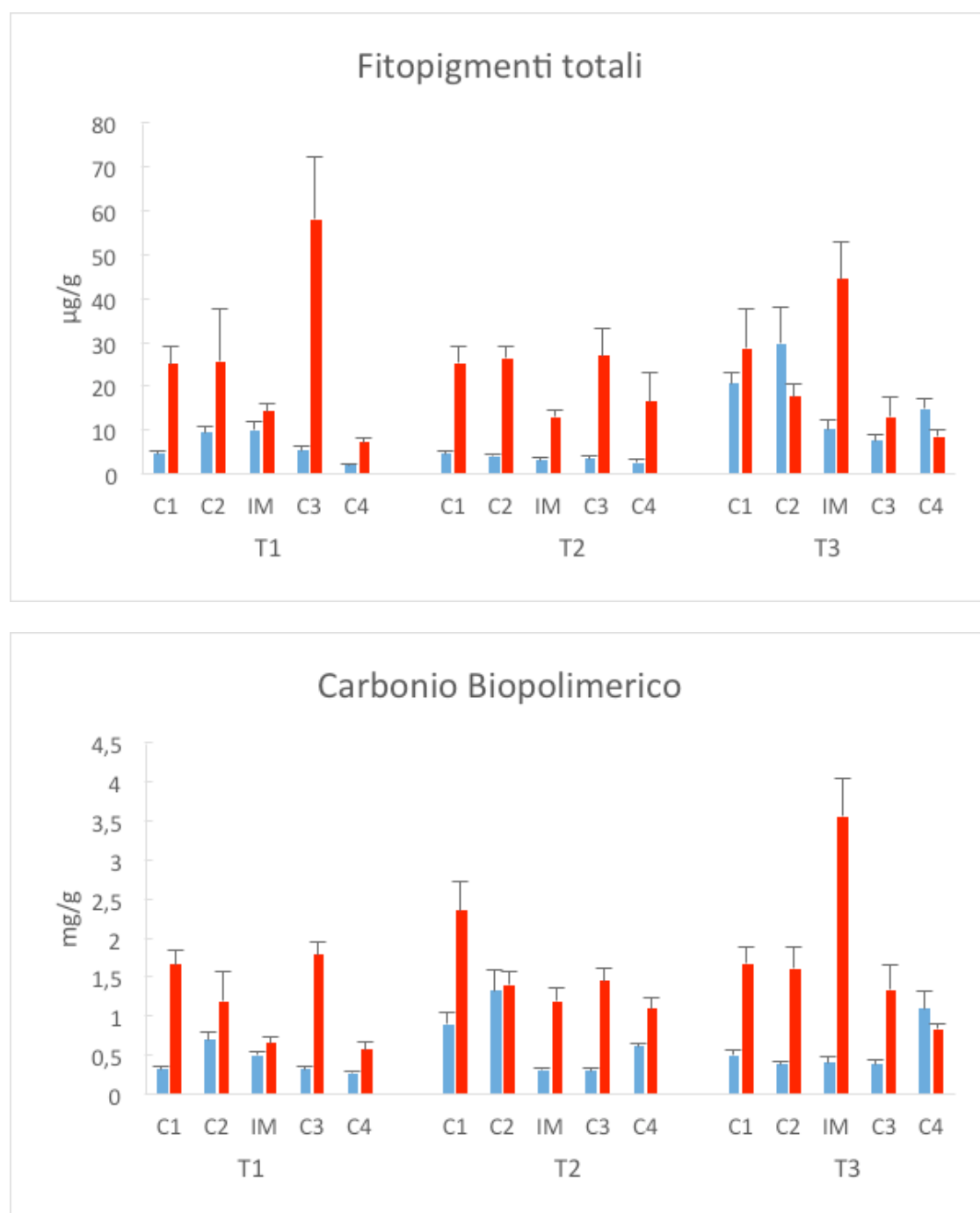


Figura 3.5.III. Concentrazioni medie (+ SE, n = 6) nelle tre date di campionamento (T1, T2, T3) dei fitopigmenti e del carbonio biopolimerico totali rilevati in ciascuna delle cinque località indagate (C1, C2, IM, C3, C4). Barre blu = assenza di *C. cylindracea*; Barre rosse = presenza di *C. cylindracea*.

4. Discussione

I risultati del presente monitoraggio hanno evidenziato differenze tra aree protette ed aree di controllo non protette sia per l'habitat coralligeno sia per le praterie di *P. oceanica*, se pure non per tutte le variabili considerate. È tuttavia noto che spesso le conseguenze delle attività umane (o la loro esclusione) possono essere evidenziate solo prendendo in considerazione variabili diverse e utilizzando una combinazione di analisi uni- e multivariate. In generale, tutta l'area indagata presenta segni di disturbo, e tra le altre pressioni, l'alterazione nel regime sedimentario sembra essere un fattore rilevante nel determinare alcuni dei pattern osservati. Nonostante questo contesto, di fatto, vi sono evidenze di un potenziale effetto dell'AMP nel mitigare alcune di queste pressioni, da ascrivere probabilmente alla riduzione dei disturbi antropici diretti (e.g. pesca, *anchoring*, bassi livelli di antropizzazione). In questo senso, l'AMP di Torre Guaceto sembra essere un'area di importanza critica dove individuare i controlli per le campagne di monitoraggio che dovranno essere condotte per la MSFD, per gran parte dei descrittori della MSFD. Visti i risultati, sicuramente il Descrittore 1 (la biodiversità è mantenuta), il Descrittore 3 (le popolazioni di specie ittiche commerciali sono in buono stato di salute), il Descrittore 4 (gli elementi della rete trofica assicurano una abbondanza e una riproduzione a lungo termine), il Descrittore 6 (l'integrità del fondo marino assicura il funzionamento degli ecosistemi), il Descrittore 8 (la concentrazione di contaminanti non ha effetti) potrebbero essere oggetto di monitoraggio all'interno dell'AMP.

I risultati del monitoraggio sulle praterie di *P. oceanica* hanno confermato il trend di regressione resosi evidente grazie ai monitoraggi pregressi. Questi dati mostrano una progressiva diminuzione nelle densità dei fasci fogliari nelle praterie di tutta l'area, a partire dal 2006 ad oggi, e da un passaggio più o meno graduale da una condizione di prateria non disturbata ad una condizione disturbata o molto disturbata, tipica di praterie in regressione (Fraschetti et al. 2013). Il pattern osservato potrebbe anche essere messo in relazione con un'alterazione del regime sedimentario, come evidenziato anche dagli studi dei geologi, che si concentrerebbe nell'area antistante la baia della Torre e il promontorio. Lo stato maggiormente disturbato delle praterie nella località P1, che corrisponde a quest'area, sembrerebbe confermare quest'ipotesi. È da sottolineare tuttavia che rispetto ai controlli non protetti, le praterie interne all'AMP mostrano segni di disturbo di intensità minore. Questo potrebbe derivare sia da un effetto diretto della gestione di alcune pressioni di origine antropica (e.g. esclusione dell'ancoraggio, limiti nella pesca), sia da condizioni ambientali sito-specifiche.

Per quanto riguarda gli studi fenologici e lepidocronologici, non si sono evidenziate differenze significative tra praterie protette e non protette, anche se l'insieme degli indici esaminati sembra suggerire, anche in questo caso, una condizione migliore nelle praterie interne all'AMP. Questi risultati confermano le evidenze ottenute dall'analisi delle densità dei fasci fogliari. In un'ottica di ottimizzazione delle procedure di monitoraggio e di priorità degli indicatori specifici da monitorare, questo potrebbe legittimare a concentrare i rilievi solo sulla densità dei fasci fogliari.

I risultati del monitoraggio del coralligeno non hanno evidenziato differenze significative nella struttura dei popolamenti tra siti protetti e siti di controllo non soggetti a regime di protezione. Nonostante le differenze che emergono tra i popolamenti delle diverse località, le analisi non suggeriscono differenze significative tra popolamenti protetti e non protetti. Tuttavia, i popolamenti nei siti non protetti sono caratterizzati da una significativa maggiore eterogeneità spaziale, indicando una maggiore frammentazione a piccola scala (*patchiness*) rispetto ai popolamenti protetti. Questo potrebbe indicare l'effetto di diverse sorgenti di disturbo (e.g. pesca) che non insistono nell'AMP. E' necessario sottolineare che i campionamenti sono stati effettuati ad una profondità compresa tra i 18-20 m, e ulteriori studi si rendono necessari per confermare i risultati, includendo profondità maggiori (minimo 25 m) e concrezioni sub-verticali.

Per quanto riguarda i risultati dello studio sulla specie target *Eunicella* spp. non sono emerse differenze sostanziali nel numero di colonie tra siti protetti e non protetti. Anche la dimensione media delle colonie è risultata comparabile. Le popolazioni interne all'AMP sembrano caratterizzate da una ridotta frequenza di colonie di maggiori dimensioni rispetto a quelle campionate all'esterno dell'AMP. E' da sottolineare che molte colonie presentavano in generale segni di disturbo, sia all'interno che all'esterno dell'AMP (Fig. 4.1).



Figura 4.I. Colonia di *Eunicella cavolinii* su cui sono visibili segni di degradazione.

Sembrano potersi escludere fenomeni di contaminazione, dato che i risultati da monitoraggi dei biomarker nei mitili provenienti dall'AMP non hanno evidenziato fenomeni di tossicità negli ultimi cinque anni (*Monitoraggio sperimentale per la definizione della qualità dell'ambiente marino costiero antistante il polo industriale di Brindisi*). La situazione sembrerebbe legata probabilmente a condizioni specifiche dell'area indagata, legate al trofismo o alla temperatura delle acque. Le colonie nei siti protetti sembrerebbero meno sofferenti, anche se un piano di monitoraggio a lungo termine sarebbe auspicabile per seguire lo *status* delle popolazioni. Si tratta di un aspetto importante perché questi organismi sono di grande attrattiva in una ottica di fruibilità turistica subacquea.

Il monitoraggio delle colonie di *Cladocora caespitosa* non ha evidenziato differenze sostanziali nel numero di colonie o nelle loro dimensioni tra siti protetti e siti non protetti. Come per *Eunicella* spp., la struttura di taglia delle popolazioni mostra che la frequenza delle colonie di dimensioni medio-grandi è minore all'interno dell'AMP. In generale, lo stato di salute delle colonie è risultato abbastanza degradato (vedi Fig. 4.II). Anche in questo caso la situazione sembrerebbe essere migliore nell'AMP. I campionamenti sono stati effettuati a 5 m e, nell'AMP, nella zona a sud della Torre, caratterizzata da un elevato carico di sedimenti. Questo potrebbe essere alla base della condizione particolarmente degradata delle colonie in quest'area. Il monitoraggio di questa specie target dovrà comprendere sia le popolazioni del subtidale poco profondo sia quelle del coralligeno (su cui, comunque, sono stati osservati fenomeni di *bleaching*, ossia di 'sbiancamento' delle

colonie, Fig. 4.II), per ottenere un dato più rappresentativo sullo stato di salute di questa specie e ai driver di quanto osservato.



Figura 4.II. Colonia di *C. caespitosa* su cui sono visibili segni di sbiancamento (*bleaching*).

Infine, per quanto riguarda in particolare lo studio dei sedimenti volto a quantificare i possibili effetti dovuti alla presenza del Canale Reale in combinazione con la presenza di *Caulerpa*, dai risultati ottenuti si evince che il Canal Reale non sembra rappresentare una fonte di impatto. Mentre emergono sostanziali differenze tra il sedimento in cui *Caulerpa* non è presente rispetto al sedimento non colonizzato da *Caulerpa*. *Caulerpa cylindracea* rappresenta un'importante minaccia all'interno dell'AMP di Torre Guaceto. In particolare la presenza dell'alga sembrerebbe contribuire ad aumentare la sostanza organica nei sedimenti. Infatti, nonostante l'ampia variabilità spaziale dei risultati a tutte le scale considerate, il maggiore contenuto di proteine, carboidrati, lipidi e pigmenti fotosintetici è stato osservato nei sedimenti provenienti dai sedimenti caratterizzati dalla presenza di *C. cylindracea*. I nostri risultati sottolineano come la presenza di specie alloctone può causare alterazioni importanti nei sedimenti, rappresentando un importante meccanismo indiretto che potrebbe compromettere l'efficacia dei regimi di protezione a scala locale. La problematica delle bioinvasioni interessa non solo l'intero bacino del Mar Mediterraneo ma assume una rilevanza globale. Alla luce di queste considerazioni, limitare l'impatto dell'invasione di *C. cylindracea* nel Mar Mediterraneo richiede strategie di gestione comuni a tutti i paesi interessati dal problema. Diventa pertanto prioritario sensibilizzare il pubblico, soprattutto nel settore dell'acquacoltura e dell'acquariologia, vietare il commercio internazionale di specie potenzialmente invasive e applicare norme e controlli più rigidi sui principali vettori di introduzione quali le acque di zavorra e il fouling delle imbarcazioni.

La cartografia condotta nell'ambito di BIOMAP rappresenta uno strumento importantissimo per comprendere i cambiamenti che stanno avvenendo nell'area. L'AMP possiede uno strumento in grado di orientare gli interventi gestionali in modo efficace. L'integrazione della cartografia con lo studio condotto sulla densità fogliare delle praterie protette e non protette evidenzia la necessità di attuazione urgente di politiche integrate della fascia costiera in modo che gli interventi lungo la costa a nord e a sud dell'area possano non compromettere ulteriormente i regimi sedimentari di questo tratto di costa, influenzando la regressione della *Posidonia*. Ogni ulteriore fonte di impatto potrebbe determinare cambiamenti importanti all'interno dell'AMP.

Il SIC presente all'interno dell'AMP non include solo *Posidonia* ma anche mosaico di *Posidonia* e coralligeno, mosaico di coralligeno e detritico infangato, mosaico di coralligeno e detritico costiero, biocenosi dei fondi a coralligeno. Si tratta quindi di un'area particolarmente ricca dal punto di vista biologico, che con la prima mappatura non era stata adeguatamente valutata. Considerate le pressioni che caratterizzano l'area (presenza scarico, zona caratterizzata da elevata sedimentazione, alta fruizione turistica estiva) si suggerisce un attento monitoraggio, tenuto conto delle variabili utilizzate in questa relazione.

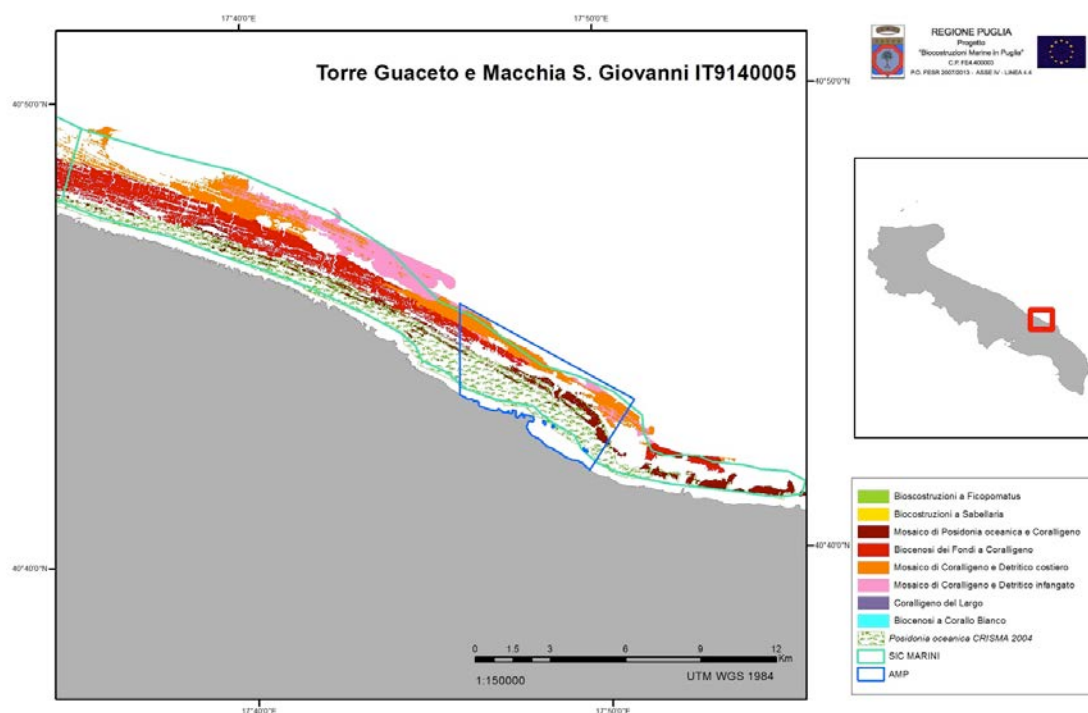


Figura 4.III. SIC all'interno dell'AMP di Torre Guaceto (da relazione BIOMAP)

5. Conclusioni

Nell'ultimo decennio i programmi di monitoraggio per determinare l'efficacia di protezione sul comparto bentonico nell'AMP di Torre Guaceto si sono concentrati principalmente su tre habitat: le praterie di *P. oceanica*, l'intertidale e il subtidale roccioso. Nel 2013, in occasione del presente piano di monitoraggio, sono stati condotti per la prima volta anche degli studi sulla struttura del coralligeno nell'AMP.

Tutti questi programmi di monitoraggio hanno previsto il confronto tra località all'interno dell'AMP e località esterne. L'oggetto del monitoraggio è stato differente per i diversi habitat. Nell'intertidale e subtidale roccioso e per il coralligeno si è proceduto al confronto della struttura dei popolamenti bentonici sessili e delle abbondanze di alcune componenti della macrofauna vagile (gasteropodi nell'intertidale, e echinoidi nel subtidale), mentre per le praterie di fanerogame le indagini hanno riguardato sostanzialmente le densità dei fasci fogliari.

Habitat rocciosi dell'intertidale e del subtidale poco profondo

Per quanto riguarda i popolamenti che caratterizzano gli habitat rocciosi, i risultati hanno messo in evidenza delle differenze significative tra località protette e non protette sia nella variabilità temporale sia nell'eterogeneità spaziale dei popolamenti (Fraschetti et al. 2013). Nello specifico, i popolamenti protetti del subtidale hanno mostrato una minore variabilità nel tempo rispetto a quelli non protetti. Questo dimostra che la protezione ha avuto l'effetto di rendere più stabili le comunità bentoniche, rendendole meno soggette ad oscillazioni della loro struttura, e quindi in grado di affondare meglio potenziali variazioni ambientali. Inoltre, nonostante non siano emerse differenze significative nella diversità dei popolamenti tra AMP e località non protette, la loro eterogeneità differiva sostanzialmente. Questo si traduce con una minore frammentazione a piccola scala dei popolamenti protetti. In altre parole, nelle località protette la struttura del macrobenthos rappresentata dagli invertebrati sessili e da forme algali erette è omogeneamente distribuita nello spazio, mentre nelle località non protette essa è caratterizzata da un mosaico in cui aree colonizzate da un popolamento paragonabile a quello presente nell'AMP si alternano ad aree contraddistinte dalla presenza di barren (substrato roccioso colonizzato principalmente da alghe e invertebrati incrostanti). Una situazione invertita è stata riscontrata per i popolamenti dell'intertidale, dove una maggiore eterogeneità spaziale e una minore stabilità caratterizzavano le località protette rispetto a quelle non protette.

Una potenziale spiegazione di questa differenza viene suggerita dai risultati sulle densità degli erbivori nei due habitat. Nel subtidale, sono presenti densità minori di ricci di mare nelle località protette rispetto a quelle non protette, potenzialmente determinate da un effetto a cascata dovuto ad una maggiore abbondanza dei loro predatori (pesci come il sarago, in particolare) all'interno dell'AMP (Guidetti 2006) che ne controllano le popolazioni. Nell'intertidale, invece, la mancanza di prelievo umano dei principali erbivori (e.g. *Patella*) può aver determinato un aumento nelle loro densità, con una conseguente maggiore intensità di pascolo potenzialmente alla base delle differenze osservate nel popolamento sessile.

La struttura del popolamento bentonico, con particolare riferimento all'abbondanza della componente algale complessa (come le macroalghe erette), è risultato un indicatore efficace dell'effetto della protezione in grado di fornire informazioni utili sullo stato dei popolamenti e dei potenziali processi che ne determinano le condizioni. Pertanto, è auspicabile un programma monitoraggio dei popolamenti bentonici degli habitat rocciosi che includa tali indicatori, unitamente alle densità dei principali erbivori, in quanto quest'ultimo indicatore è in grado di fornire informazioni anche sui processi ecologici potenzialmente operanti nell'AMP.

Praterie di fanerogame marine

Le praterie di *P. oceanica* sono molto probabilmente in uno stato di regressione nell'AMP e in tutta l'area costiera limitrofa. Recenti indagini biocenotiche hanno confermato questa ipotesi, riportando una generale riduzione nell'estensione delle praterie rispetto a indagini pregresse. Tuttavia, le praterie nelle località protette hanno mostrato una maggiore resistenza a questo trend generale (Fraschetti et al. 2013). Questi risultati sono stati confermati dai dati del presente monitoraggio. Proseguire le indagini sulle praterie si rende necessaria in via prioritaria. Il monitoraggio si potrebbe concentrare sulle densità dei fasci fogliari, dato che gli altri indicatori usati nella corrente campagna di monitoraggio non hanno fornito un'informazione addizionale. Inoltre, il monitoraggio delle praterie potrebbe essere integrato da delle indagini su specie target (come ad esempio *Pinna nobilis*) o sugli erbivori principali (ricci di mare).

Coralligeno

I risultati dello studio sui popolamenti del coralligeno non hanno evidenziato differenze significative tra località protette e non protette nella struttura, in termini di

diversità e abbondanze relative degli organismi. Tuttavia, i popolamenti protetti, come nel caso del subtidale roccioso, sono caratterizzati da una minore eterogeneità spaziale. Anche per il coralligeno, pertanto, la struttura dei popolamenti sessili si conferma come un indicatore privilegiato per la definizione dello stato del comparto bentonico e nell'evidenziare i potenziali effetti della protezione. In occasione del presente monitoraggio, sono stati condotti anche degli studi sulle popolazioni di *Eunicella*, specie target di conservazione, che hanno evidenziato popolazioni rarefatte e in cattivo stato in tutta l'area indagata, inclusa l'AMP.

Data la valenza ecologica del coralligeno e delle specie caratteristiche, molte delle quali incluse nel Protocollo ASPIM o nella Direttiva Habitat, la continuazione del monitoraggio di questi indicatori sarebbe di importanza prioritaria. Inoltre, sarebbe auspicabile estendere lo studio anche ai popolamenti sulle concrezioni sub-verticali e ad altre specie target oltre a *Eunicella*, includendo *Cladocora caespitosa* (la cui popolazione è stata investigata nel presente monitoraggio ma nel subtidale roccioso) e le altre specie target tipiche del coralligeno segnalate nell'inventario (Annesso 1).

Minacce

L'AMP è risultata estremamente efficiente nell'arginare le minacce antropiche dirette; di conseguenza le minacce principali derivano da fenomeni indiretti. Dal punto di vista della contaminazione chimica non vi sono evidenze di problematiche particolari, anche se uno studio dettagliato sarebbe auspicabile effettuando delle analisi chimiche delle acque e dei sedimenti, soprattutto in riferimento al Canale Reale, per scongiurare la possibilità che esso rappresenti una sorgente di contaminazione. L'analisi dei *biomarker* in *Mytilus galloprovincialis*, condotta nell'ambito del monitoraggio marino-costiero del polo industriale di Brindisi, in cui Torre Guaceto è il sito controllo non ha evidenziato fenomeni di contaminazione. Questo monitoraggio è in programma anche nel prossimo quinquennio, fornendo un controllo della contaminazione all'interno dell'AMP.

La minaccia principale per i popolamenti bentonici nell'AMP risiede principalmente nell'alterazione del regime di carico sedimentario che si concentra principalmente nell'area prospiciente la Torre, così come evidenziato dagli studi geo-morfologici, dai modelli di circolazione costiera e confermato dallo studio di posizionamento di trappole per il sedimento (vedi allegato I e II, rispettivamente report DICATECh ed Environmental surveys s.r.l.). Questi risultati confermano le evidenze provenienti da studi pregressi (Guarnieri et

al. 2009) e la condizione disturbata riscontrata nei popolamenti sessili del subtidale roccioso e nelle praterie di *P. oceanica* presenti in quella particolare zona.

Un altro problema è legato all'invasione dell'alga *Caulerpa cylindracea* e dai potenziali effetti sul comparto bentonico e ittico in termini di potenziali effetti dei metaboliti secondari dell'alga sugli organismi. La quantificazione sulle abbondanze di quest'alga può essere facilmente condotto in concomitanza con lo studio della struttura dei popolamenti bentonici sui diversi habitat inclusi nel monitoraggio considerato che l'alga è presente, spesso con elevate densità, sia sugli habitat superficiali che a maggiori profondità, indipendentemente dal tipo di habitat.

In sintesi, l'AMP di Torre Guaceto è sicuramente una delle poche AMP in Mediterraneo a mostrare gli effetti di una protezione efficace con implicazioni ecologiche rilevanti da un punto di vista sia della struttura che del funzionamento degli ecosistemi protetti. In questo senso, è importante il coinvolgimento di questa AMP in un piano di monitoraggio all'interno della MSFD. E' tuttavia urgente che le amministrazioni locali mettano in atto attente politiche di gestione del territorio (e.g. urbanizzazione della costa, interventi atti a modificare il regime idrologico e sedimentario, scarichi fognari) in modo da limitare gli effetti di attività che possono avere implicazioni importanti e poco prevedibili all'interno dei confini della riserva.

5. CONCLUSIONS

In the last decade, monitoring programs aiming at assessing the effectiveness of protection on benthic ecological compartments within the MPA of Torre Guaceto focused mainly on three habitats: *P. oceanica* meadows, on the rocky lower midlittoral and shallow infralittoral. In 2013, within the current monitoring framework, coralligenous formations have been also monitored for the first time.

All these programs involved a comparison between locations within and outside the MPA. The response variables were different depending on the different habitats. The structures of sessile assemblages, along with density of main grazers (gastropods in the lower midlittoral and sea urchins in the shallow infralittoral), were investigated for rocky lower midlittoral, shallow infralittoral, and coralligenous habitats whereas, for meadows, analyses mainly focused on shoot density.

Lower midlittoral and shallow infralittoral rocky habitats

As far as the monitoring of benthic assemblages characterizing rocky habitats, results highlighted significant differences in both temporal variations and spatial patterns between protected and unprotected locations (Fraschetti et al. 2013). A lower temporal variability in the protected vs. unprotected assemblages was found in the shallow infralittoral, demonstrating that, at least at local scale, protection can enhance community stability. Macrobenthos with long-lived and relatively slow-growing invertebrates and structurally complex algal forms were homogeneously distributed in space and went through little fluctuations in time. In contrast, a mosaic of disturbed patches featured unprotected locations, with small-scale shifts from macroalgal stands to barrens, and harsh temporal variations between the two states. Opposite patterns of spatial and temporal variability were found for the midlittoral assemblages.

A potential explanation of such contrasting patterns seems to be suggested from results on grazer density in the two habitats. In the shallow infralittoral, protected locations showed lower densities of grazers (sea urchins) with respect to unprotected locations. This might depend on a trophic cascade effect related to higher density of their predators (e.g. sea breams) within the MPA, which are likely to exert a top-down control on grazers' populations (Guidetti 2006). In the lower midlittoral, in contrast, density of main grazers (e.g. *Patella*) seemed to be higher within the MPA than in unprotected locations, probably due to the absence of human collection, which could have caused a higher grazing intensity being at the base of the observed patterns.

The structure of sessile assemblages, and especially the abundance of complex algal stands (e.g. erect macroalgae), may be suitable indicators of protection effectiveness able to provide useful information about the status of assemblages and underlying ecological processes and, therefore, strongly recommended for subsequent monitoring programs.

Posidonia oceanica meadows

Regarding the *P. oceanica* meadows, despite an overall clear pattern of seagrass regression through time, protected meadows showed a significantly higher shoot density than unprotected ones, suggesting a higher resistance to local human activities (Fraschetti et al. 2013). This trend was confirmed in the last date of observation. Recent mapping activities carried out during 2013 also highlighted a general reduction of the extension of *P. oceanica* meadows.

In this view, future monitoring programs should include seagrass meadows as a priority. Sampling activities may focus exclusively on shoot density, as other indicators analyzed in the current framework did not add complementary information. Moreover, sampling campaigns on target species (e.g. *Pinna nobilis*) or main grazers (e.g. sea urchins) could integrate routine monitoring of seagrass density.

Coralligenous formations

Result of the current study showed that the structure of sessile assemblages of coralligenous formations was comparable between protected and unprotected locations. Significant differences potentially due to protection, instead, have been highlighted for the heterogeneity of assemblages, indicating a higher patchiness in unprotected locations.

The abundance of the investigated target species, i.e. *Eunicella* spp., seems to be comparable between protected and unprotected locations. Also, no significant differences emerged when analyzing colony size. A higher frequency of large colonies seems to characterize populations of *Eunicella* spp. in control locations, although colonies appear healthier within the MPA than outside. Summarizing, results showed rarefied populations characterized by a general bad status of colonies over the whole area and within the MPA.

Due to the ecological value of coralligenous formations and associated target species, most of them listed in the SPAMI Protocol or Habitat Directive, routine monitoring of related indicators should have high priority. Moreover, it would be welcome extending the sampling activity to assemblages on sub-vertical concretions and to other conservation

target species, including *Cladocora caespitosa* (whose populations have been investigated in the current monitoring framework but for the shallow infralittoral), such as those listed in the species inventory (Annex 1).

Threats

The MPA has showed a high potential in excluding direct consequences of human activities and mitigating indirect effects, which therefore, remain the main threats to protected habitats and associated assemblages.

As far as pollution, there is no evidence of chemical contamination, although a detailed chemical analysis of water and sediments, especially related to the potential role of Canale Reale as a source of chemicals, still lacks. The analysis of biomarkers in *Mytilus galloprovincialis* carried out within the coastal monitoring of the industrial harbour of Brindisi, where Torre Guaceto was included as a control site, did not highlight evidence of contamination. This monitoring program will include the next five years, providing external information on chemical control within the MPA.

The main threat for benthic habitats and associated assemblages consists in the high sedimentation load affecting areas near the tower, as highlighted by the study of geomorphology, circulation models, and results from sediment traps (see attached annexes I and II, respectively DICATECh and Environmenatal surveys s.r.l. reports). Such findings confirm the evidence from previous studies (Guarnieri et al. 2009) and seem to explain the disturbed conditions of shallow infralittoral sessile assemblages, *C. caespitosa* colonies, and seagrass meadows in that area.

A further problem relates to the invasive alga *Caulerpa cylindracea* and potential direct and indirect effects on the benthic compartment and fish fauna. Monitoring the abundance of *C. cylindracea* may be easy and cost-effective if associated to sampling activities on sessile assemblages, taking into account that such algae often showed high abundances on different habitat independently from depth.

Summarizing, the MPA of Torre Guaceto surely represents one of the few MPAs in the Mediterranean Sea showing the effects of effective protection with several ecological implications for the structure and functioning of protected ecosystems. Thus, the involvement of this MPA in the monitoring plan foreseen in the MSFD could be very important. However, it is urgent that local administrations put in place prudent policies of management at landscape scale (e.g. coastal urbanization, interventions aiming to change

hydrologic and sediment regimes, sewage) in order to limit the effects of activities that could have important and unpredictable implications within the boundaries of the reserve

6. Bibliografia

- AA. VV. Progetto BIOMAP - BIOcostruzioni MARine in Puglia – Report finale, <http://www.biomapping.it/index/>
- Anderson, M.J., Clarke, K.R., Gorley, R.N.; 2008. PERMANOVA Plus: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, United Kingdom.
- Anderson, M.J.; 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32–46.
- Annichiarico, R., 1980. Poriferi del fondo coralligeno dei mari della Puglia. *Thalassia Salentina* 10:113-120.
- Baldacconi, R., Corriero, G., 2008. Effect of the spread of the alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* on the sponge assemblage from coralligenous concretions of the Apulian coast (Ionian Sea, Italy). *Marine Ecology* 30:337-345.
- Ban, N.C., Alidina, H.M., Ardron, J.A. 2010. Cumulative impact mapping: Advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. *Marine Policy* 34:876-886.
- Belton, G.S., Prud'homme van Reine, W.F., Huisman, J.M., Draisma, S.G.A. & Gurgel, C.F.D. 2014. Resolving phenotypic plasticity and species designation in the morphology challenging *Caulerpa racemosa-peltata* complex (Caulerpaceae, Chlorophyta). *J Phycol* 50(1):32-54.
- Bligh, E. G. & Dyer W. J. 1959. A rapid method for total lipid extraction and purification. *Canadian J. Biochem. Physiol.* 37: 911–917.
- Ceglie, V., Longo, C., Mercurio, M., Nonnis Marzano, C., Cardone, F., Baldacconi, R. & Corriero G. 2008. Distribuzione di *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* lungo le coste pugliesi. *Biol. Mar. Mediterr.* 15 (1): 258-259.
- Cocito, S., Lombardi, C., 2007. Competitive interactions in the coralligenous assemblages of S. M. Leuca (Ionian sea). *Biol Mar Mediterr*, 14:176-177.
- Colloca, F., Crespi, V., Cerasi, S., Coppola, S.R. 2004. Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fisheries Research* 69: 359-369.
- Danovaro R. (2010) *Methods for the Study of Deep-Sea Sediments, their Functioning and Biodiversity*. CRC Press: Boca Raton.

Farella G., 2014. The effects of multiple stressors on coralligenous assemblages. Tesi di Dottorato in Ecologia e Cambiamenti Climatici, Univeristà del Salento (XXVI ciclo), 103 pp.

Felline, S., Caricato, A., Cutignano, S., Gorbi, M., Lionetto, G., Mollo, E., Regoli, F. & Terlizzi A. 2012. Subtle Effects of Biological Invasions: Cellular and Physiological Responses of Fish Eating the Exotic Pest *Caulerpa racemosa*. Plos One 7.

Ferdeghini, F., Cocito, S., Azzaro, L., Sgorbini, S., Cinelli, F., 2001. Bryozoans bioconstructions in the coralligenous formations of S.M. Leuca (Apulia, Italy). Biol Mar Medit, 8:238-245.

Fraschetti, S., Terlizzi, A., Bussotti, S., Guarnieri, G., D'Ambrosio, P., Boero, F., 2005. Conservation of Mediterranean seascapes: analyses of existing protection schemes. Marine Environmental Research 59, 309-332.

Fraschetti, S., Guarnieri, G., Bevilacqua, S., Terlizzi, A., Boero, F., 2013. Protection Enhances Community and habitat stability: Evidence from a Mediterranean Marine protected area. PlosONE 8.

Gerchacov, S. M. & Hatcher P. G. 1972. Improved technique for analysis of carbohydrates in sediment. Limnol. Oceanogr. 17: 938–943.

Giraud, G.; 1977. Contribution à la description et à la phenologié quantitative des herbiers à *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse doctorat 3^{ème} cycle, Université Aix-Marseille II, France.

Guidetti, P., Fanelli, G., Fraschetti, S., Terlizzi, A., Boero, F., 2002. Coastal fish indicate human-induced changes in the Mediterranean littoral. Mar Environ Res 53:77-94.

Guarnieri, G., Terlizzi, A., Bevilacqua, S., Fraschetti, S., 2009. Local vs regional effects of substratum on early colonization stages of sessile assemblages. Biofouling 25, 593-604.

Guidetti, P.; 2006. Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications*, 16, 963–976.

Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. Science 319, 948-952.

Hartree, E. F. 1972. Determination of proteins: a modification of the Lowry method that gives a linear photometric response. Anal. Biochem. 48: 422–427.

Kruskal, J.B., Wish, M.; 1978. Multidimensional scaling. Sage Publications, Beverly Hills, California, USA.

Marsh, J. B. & Wenstein D. B. 1966. A simple charring method for determination of lipids, *J. Lipid. Res.* 7: 574–576.

Martin, C.S., Giannoulaki, M., De Leo, F., Scardi, M., Salomidi, M., Rizzo, L., Ballesteros, E., Bavestrello, G., Ben Souissi, J., Cebrian, E., Macic, V., Punzo, E., Garofalo G., Gristina, M., Guarnieri, G., Gerakaris, V., Schembri, P., Terribile, K., Valavanis, V., Knitweiss, L., Pace, M.L., Krzelj, M., Belluscio, A., Frascchetti, S. 2014. Coralligenous and maerl habitats: predictive modelling to identify their spatial distributions across the Mediterranean Sea, *Scientific Reports*, 4:5073.

Micheli, F., Levin, N., Giakoumi, S., Katsanevakis, S., Abdulla, A., Coll, M., Frascchetti, S., Kark, S., Koutsoubas, D., Mackelworth, P., Maiorano, L., Possingham, H.P. 2013. Setting Priorities for Regional Conservation Planning in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE*, 8 (4), doi: 10.1371/journal.pone.0059038.

Pergent, G., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.-F.; 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état de connaissances. *Mésogée*, 54, 3–27.

Plante-Cuny, M. R. 1974. Evaluation par spectrophotométrie des teneurs en chlorophyl-a fonctionnelle et en phaeopigments des substrates meubles marins. *O.R.S.T.O.M. Nosy-Bé*, 45 pp.

Rice, D.L. 1982. The detritus nitrogen problem: new observations and perspectives from organic geochemistry. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 9: 153-162.

Roberts, D.E., Fritzhenry, S.R., Kennelly, S.J.; 1994. Quantifying subtidal macrobenthic assemblages on hard substrata using a jump camera method. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1, 157–170.

Sarà M., 1972. Un biotopo da proteggere: il coralligeno pugliese. *Atti del I Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura*, Bari 1971:145-151.

Terlizzi, A., Anderson, M.J., Frascchetti, S., Benedetti-Cecchi, L., 2007. Scales of spatial variation in Mediterranean subtidal sessile assemblages at different depths. *Mar Ecol Prog Ser* 332:25-39.

Verlaque, M., Durand, C., Huisman, J.M., Boudouresque, C.F. & Le Parco, Y. 2003. On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta). *Eur. J. Phycol.*, 38: 325-329.