



Università Politecnica delle Marche
Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente

Valutazione dell'effetto parco tramite lo studio delle biocenosi bentoniche



**Relazione Tecnica finale
Novembre 2015**

1. PREMESSA

L'Area Marina Protetta Torre del Cerrano è stata istituita nel 2009 (D.M. 21 ottobre 2009) e riconosciuta dall'Unione Europea come Sito di Interesse Comunitario (SIC IT7120215) dal 2012 (GUCEE n. 24 del 26-01-2013). Dalle "Linee guida per la redazione dei piani di gestione dei siti Natura 2000 nella regione Abruzzo" si evince che L'art. 4 del DPR 8 settembre 1997, n. 357, modificato dal DPR 12 marzo 2003, n. 120, stabilisce che <<le Regioni e le Province autonome adottino, sulla base di linee guida per la gestione delle aree della Rete Natura 2000, le misure di conservazione necessarie che implicano, all'occorrenza, appropriati piani di gestione specifici o integrati ad altri piani di sviluppo e le opportune misure regolamentari, amministrative o contrattuali che siano conformi alle esigenze ecologiche dei tipi di habitat naturali e delle specie elencate nelle direttive 92/43/CEE "Habitat" e 79/409/CEE "Uccelli">>. Difatti, il PEG/PdG2013 dell'Area Marina Protetta prevede l'attuazione del Piano di Gestione del SIC IT7120215, la cui stesura è stata avviata ufficialmente dalla Regione Abruzzo durante la Conferenza di Servizi del 5 dicembre 2014. Il Piano di Gestione è uno strumento basilare per consentire l'attuazione delle Direttive Comunitarie riguardanti la conservazione degli habitat e delle specie (Direttiva Habitat 92/43/CEE e Uccelli 79/409/CEE) e la realizzazione della rete Natura 2000. Oltre a garantire il mantenimento e/o il ripristino di habitat e di specie del sito Natura 2000, il Piano di Gestione (PdG) permetterebbe di conciliare la tutela della biodiversità con gli obiettivi socio-economici, nell'ottica di uno sviluppo sostenibile.

Lo sfruttamento delle risorse locali deve avvalersi della conoscenza scientifica del territorio, della caratterizzazione e funzionalità degli habitat e delle specie in esso presenti, come pure dell'analisi dei fattori che minacciano la biodiversità, per evitare l'inesorabile dissipazione del capitale naturale e la perdita dei servizi ecosistemici. Inoltre, sulla base degli studi scientifici, si può valutare lo stato di conservazione del SIC e verificare se le misure di conservazione in vigore nell'area protetta sono sufficienti al mantenimento di un buono stato ambientale.

Sulla base delle "Linee guida per la gestione dei siti Natura 2000" (D.M. 3 settembre 2002) e delle aree di competenza del gruppo di lavoro, il presente studio fornisce dati di supporto alla stesura del PdG e dunque alla gestione appropriata del SIC marino. In particolare, le informazioni qui riportate permetteranno di:

- 1) integrare le conoscenze sull'ambiente marino
- 2) individuare habitat e specie di interesse comunitario
- 3) stilare una lista faunistica delle principali comunità di invertebrati macrobentonici di fondi duri e mobili
- 4) elencare possibili impatti sugli habitat e sulle comunità presenti
- 5) fornire dati utili alla valutazione dello stato ambientale
- 6) evidenziare specie indicatrici dello stato ambientale
- 7) illustrare un metodo per la valutazione dell'effetto riserva
- 8) fornire gli elementi necessari all'adeguamento delle misure di conservazione già in atto

L'effetto riserva

Si definisce come "effetto riserva" il possibile aumento della densità e taglia delle specie bersaglio all'interno di una AMP in confronto ad aree di controllo in cui l'intensità e la varietà di impatti sono superiori. La fauna ittica è considerata il migliore indicatore per valutare l'efficacia della protezione nelle AMP (Guidetti, 2002): nelle aree protette adeguatamente gestite si osserva infatti un incremento della taglia (+13%), della diversità (+19%), della densità (+121%) e della biomassa (+251%) sia di specie ittiche che di invertebrati. Inoltre, grazie al considerevole aumento di taglia, i pesci e i crostacei decapodi (es. *Homarus gammarus*, l'astice) presenti nelle AMP producono quantità di uova e larve rispettivamente 15 e 20 volte maggiori (Guidetti et al. 2005, Kellner et al. 2007, www.panda.org/mpa). Parte delle larve può essere trasportata oltre i confini della AMP dalle correnti, mentre gli individui adulti possono migrare verso aree dove la pesca è consentita (Harmelin-Vivien et al. 2008, Pelc et al. 2010). Nel complesso, una *no-take zone* aumenta gli effetti di *spillover* e può favorire il recupero delle aree limitrofe non soggette a protezione tramite una maggiore dispersione di larve e propaguli.

Il monitoraggio basato sull'osservazione della fauna ittica è in genere effettuato quando la zona soggetta a protezione è caratterizzata principalmente da fondi duri o praterie di fanerogame. In un'area sabbiosa (*sandbank*) gli effetti della protezione devono essere stimati sulla base di altri parametri, ponendo l'attenzione su altri taxa.

Allegato 3

I bioindicatori

Le attività di monitoraggio ambientale sono indispensabili per valutare lo stato della qualità ambientale e programmare azioni di gestione e conservazione delle risorse naturali. Non essendo possibile controllare tutte le comunità animali e vegetali presenti in un dato habitat, il monitoraggio si attua solo sull'osservazione di alcune specie, dette indicatrici. Non tutti gli organismi possono essere considerati indicatori (Bianchi e Morri 2003): i bioindicatori sono specie particolarmente sensibili ad una forma di alterazione dell'ambiente naturale, rispondono in tempi brevi all'impatto ed eventuali variazioni fisiologiche, morfologiche, ecologiche o di abbondanza devono essere facilmente imputabili al fattore di disturbo. Inoltre, quanto più tali specie sono facilmente individuabili e quantificabili, tanto più semplice e rapida risulta la valutazione dei cambiamenti.

I sandbank

Il principale ambiente individuato nell'area di studio è l'habitat di importanza comunitaria denominato "Sandbank" (codice Natura 2000 1110). I sandbank o "Banchi di sabbia a debole copertura permanente di acqua marina", ospitano una ricca comunità di organismi bentonici (Figura 1) comprendente microrganismi (dimensioni <0.063 mm), invertebrati meiobentonici (0.063 mm – 0.5 mm) e macrobentonici (>0.5 mm). La meiofauna include gli animali che vivono tra gli interstizi dei sedimenti, mentre il macrobenthos comprende sia gli organismi infaunali che epifaunali. Gli invertebrati endo- ed epibentonici, attraverso il movimento, la costruzione di tubi e le attività di scavo, condizionano le caratteristiche del substrato, ne aumentano la complessità strutturale ed elevano il numero di nicchie trofiche; incrementano il grado di ossigenazione, e in definitiva, la biodiversità dell'habitat. Strutture tridimensionali che protrudono dalla superficie del sedimento, create da organismi fossori o costituite da organismi filtratori, possono modificare i tassi locali di erosione e deposizione (Eckman & Nowell 1984, Frechette et al. 1989, Shimeta & Jumars 1991, Dame 1993, Wildish & Kristmanson 1997) e alterare ulteriormente i processi idrodinamici su un ampio range di scale spaziali, influenzando i flussi verticali e orizzontali di cibo e larve al fondo. Per esempio, i bivalvi sospensivori sono in grado di rimuovere attivamente il 60-90% del materiale sospeso dal flusso particellato orizzontale (Loo & Rosenberg 1989), espellendo la frazione indigeribile sotto forma di pseudofeci e influenzando, quindi, anche il tasso di deposizione al fondo del particellato (Graf & Rosenberg 1997). L'eterogeneità spaziale nella topografia del sedimento (e.g. tubi e cunicoli), di concerto alle variazioni nella taglia delle particelle di sedimento,

Allegato 3

è positivamente correlata alla diversità macrobentonica (Thrush et al. 2001) e può essere importante per specie ad alto valore economico (Auster et al. 1995). Habitat altamente strutturati forniscono rifugio sia a predatori che a prede, e molti studi mostrano variazioni significative nelle interazioni predatore-preda associate ad alterazioni nella complessità degli habitat (e.g. Woodin 1978, Ruiz et al. 1993, Irlandi 1994, Skilleter 1994). È evidente, dunque, l'importante ruolo sul funzionamento ecosistemico e sul controllo della biodiversità svolto dall'eterogeneità spaziale su scala ridotta, che rappresenta, però, uno degli elementi maggiormente suscettibili al disturbo fisico causato dal dragaggio e dallo strascico di fondo.

I sedimenti, inoltre, svolgono un ruolo importante nei processi di trasformazione e scambio di materia organica e nutrienti; i sedimenti della piattaforma continentale, che rappresentano il 7% dei fondi marini ricoperti da sedimento, sono responsabili del 52% della remineralizzazione globale della materia organica (Middleburg et al. 1997). Questo contributo riflette l'importanza dell'attività biologica all'interno dei sedimenti nell'influenzare il trasporto di particelle e soluti (i.e. bioturbazione). Incrementando il trasporto di carbonio organico labile negli strati subsuperficiali del sedimento, gli organismi stimolano la degradazione anaerobica, influenzando la forma chimica e il tasso a cui i metaboliti ritornano in colonna d'acqua (Herman et al. 1999); circa un terzo dei nutrienti utilizzati per la produzione primaria nelle acque al di sopra delle piattaforme continentali deriva da processi di remineralizzazione aventi luogo nei sedimenti (Pilskaln et al. 1998). Tipicamente gli animali incrementano lo scambio di particolato tra acqua e sedimenti di un fattore compreso tra 2 e 10 (Graf 1999). Un disturbo meccanico diretto del fondo marino, causa un forte impulso nel rilascio di nutrienti dai sedimenti, piuttosto che il rilascio costante controllato dalla bioturbazione (Pilskaln et al. 1998). Fanning et al. (1982) hanno stimato che la risospensione del primo millimetro della superficie del sedimento può aumentare a intermittenza la produttività della colonna d'acqua sovrastante del 100-200%. Lo spessore di sedimento disturbato dalla pesca di fondo è molto superiore: il dragaggio interessa i primi 2-6 cm, mentre i divergenti delle reti a strascico affondano fino a 30 cm in profondità (e.g. Caddy 1973, Jennings & Kaiser 1998, Krost 1990). Le interazioni tra bioturbazione e mineralizzazione nei sedimenti sono fortemente non-lineari e caratterizzate dalla presenza di forti feedback tra organismi depositivi, il loro alimento e l'ambiente chimico in cui vivono (Herman et al. 1999). Per questo, cambiamenti nella struttura tridimensionale di quest'ambiente e nell'attività degli organismi possono determinare flussi biogeochimici profondamente differenti, sia in termini chimici che di tassi (Hughes et al. 2000),

alterazioni della produzione della colonna d'acqua e nella crescita di specie bentoniche (Weinberg & Whitlatch 1983).

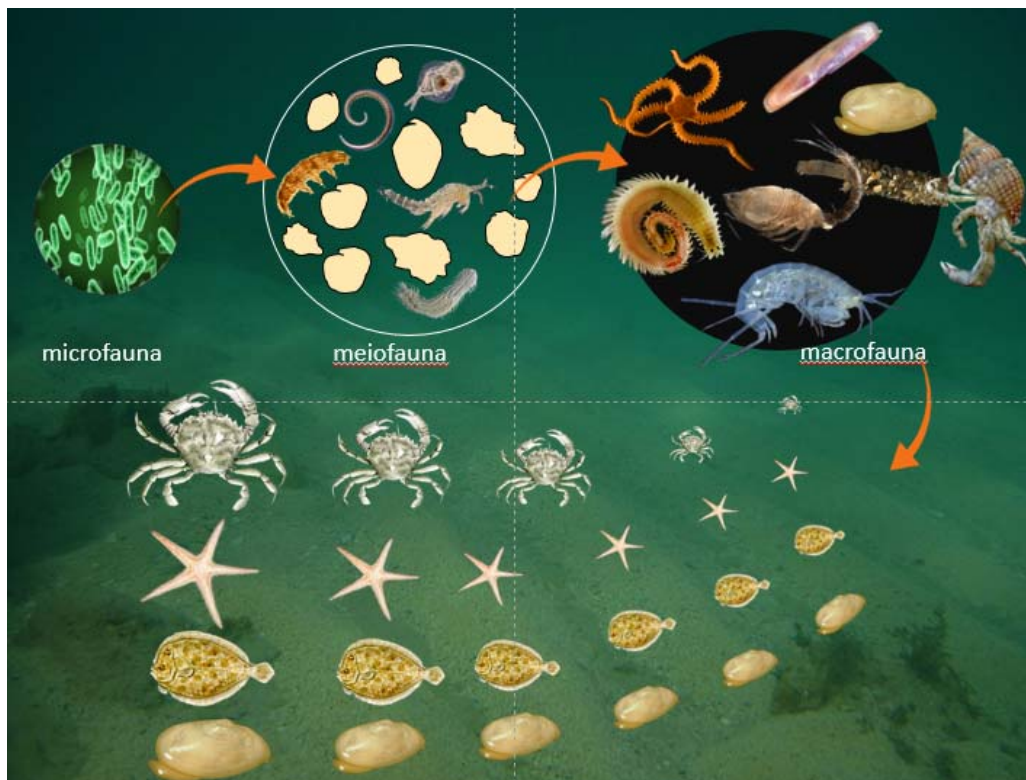


Figura 1. Rappresentazione schematica delle principali componenti del benthos di fondo mobile.

Per individuare le specie più idonee a monitorare e a valutare lo stato della qualità dei sandbank del SIC IT7120215, è necessario identificare le principali forme di disturbo ambientale presenti nell'area e individuare quindi in modo accurato i siti di controllo.

Possibili minacce dei sandbank del SIC IT7120215

La pesca operata tramite draghe idrauliche è stata vietata all'interno dell'AMP Torre Cerrano. La pesca tramite turbosoffianti è riconosciuta essere responsabile del maggior disturbo a carico dei fondali marini, tra le tipologie di pesca di fondo (Eleftheriou 2000; Kaiser et al. 2002). Le draghe idrauliche non solo raschiano la superficie del substrato, ma penetrano anche in esso, risospingendo una elevata quantità di sedimento, incluso quello anossico. È stato osservato che questi dispositivi contribuiscono alla destabilizzazione e alla parziale modificazione dello stato dei sedimenti, determinando una diminuzione della complessità dell'habitat, con implicazioni dirette per la comunità bentonica (Godcharles 1971; Meyer et al. 1981; Brambati & Frontolan 1990; Pranovi & Giovanardi 1994; Tuck et al. 2000; Kaiser et al. 2002). Molti autori riportano una drastica

Allegato 3

riduzione dell'abbondanza dell'infauna come conseguenza del dragaggio idraulico (Hall et al. 1990; Hall & Harding 1997; Pranovi & Giovanardi 1994; Tuck et al. 2000), e un cambiamento delle comunità bentoniche in favore della dominanza di poche specie opportunistiche (Dayton et al. 1995; Pranovi & Giovanardi 1994), condizione che Warwick (1986) associa con fenomeni di disturbo. Studi effettuati nei Distretti Marittimi di Ancona e San Benedetto del Tronto mostrano effetti significativi di questa modalità di pesca a carico delle comunità bentoniche che si esplicano sia direttamente (e.g., danneggiamento degli organismi, esposizione degli organismi fossori, mortalità, risospensione dei sedimenti; Morello et al. 2006), che indirettamente (i.e. scarico a mare della frazione scartata dai selezionatori automatici; Morello et al. 2005).

Chamelea gallina

Il bivalve infaunale *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758) è tipico della biocenosi delle Sabbie Fini Ben Calibrate (SFBC) dai 3 ai 12 m di profondità. La specie è gonocorica (sex ratio 1:1) ed nell'Adriatico occidentale si riproduce da aprile ad ottobre (Frogliola 1975, Casali 1984, Keller et al. 2002, Romanelli et al. 2009). La vongola è già in grado di riprodursi quando raggiunge la lunghezza di 13-15 mm (Marano et al. 1982; Cordisco et al. 2005), mentre la taglia commerciale è 25 mm e corrisponde ad un'età di circa 2 anni (Scopa et al. 2014). La crescita e la gametogenesi della vongola sono strettamente correlati all'andamento della temperatura (Frogliola et al. 2000, Rizzo et al. 2011): l'accrescimento rallenta o si arresta con temperature inferiori ai 10°C, mentre valori troppo elevati (28 °C) hanno effetti sulla capacità di assorbimento e incrementano il tasso di respirazione (Ramón & Richardson 1992, Moschino & Marin 2006). Oltre a rappresentare un'importante risorsa economica, *C. gallina* svolge un importante ruolo ecologico. Un bivalve di taglia media filtra notevoli volumi d'acqua: considerando un tasso di clearance per ind. di 0.42 L/h (Moschino & Marin 2006), e, tenendo conto che la densità media (n° individui/m²) è di circa 70 vongole per m² (Romanelli et al. 2009), il potere filtrante del bivalve è di circa 30 L per m²/h. Mediante l'attività di filtrazione, i bivalvi rimuovono particelle organiche ed inorganiche dall'acqua, con conseguente diminuzione della torbidità (Figura 2). Questo processo favorisce la penetrazione della luce e la crescita di microalghe bentoniche. I bivalvi, nutrendosi di fitoplancton, ne regolano la concentrazione nella colonna d'acqua (controllo top-down). Attraverso la digestione si rigenerano N e P inorganici, i quali sono resi disponibili nella colonna d'acqua per nuova biomassa algale (controllo bottom-up). Il materiale non digerito finisce sul fondo, permettendo l'accumulo di N e P nei sedimenti e quindi la rimozione di questi elementi dall'acqua. Nei sedimenti, i processi

Allegato 3

microbici di nitrificazione (strato aerobico) e denitrificazione (sedimenti anossici) mediati dai microbi portano alla formazione di ulteriore N, P inorganici e azoto gassoso.

La vongola è una buona specie indicatrice della conservazione del sandbank essendo 1) oggetto di pesca commerciale (è il target dell'attività alieutica), 2) ha uno stile di vita sedentario, 3) può essere raccolta facilmente, 4) è semplice da riconoscere, 5) la determinazione dell'abbondanza, anche se richiede tempi lunghi, non necessita di specifiche e costose attrezzature

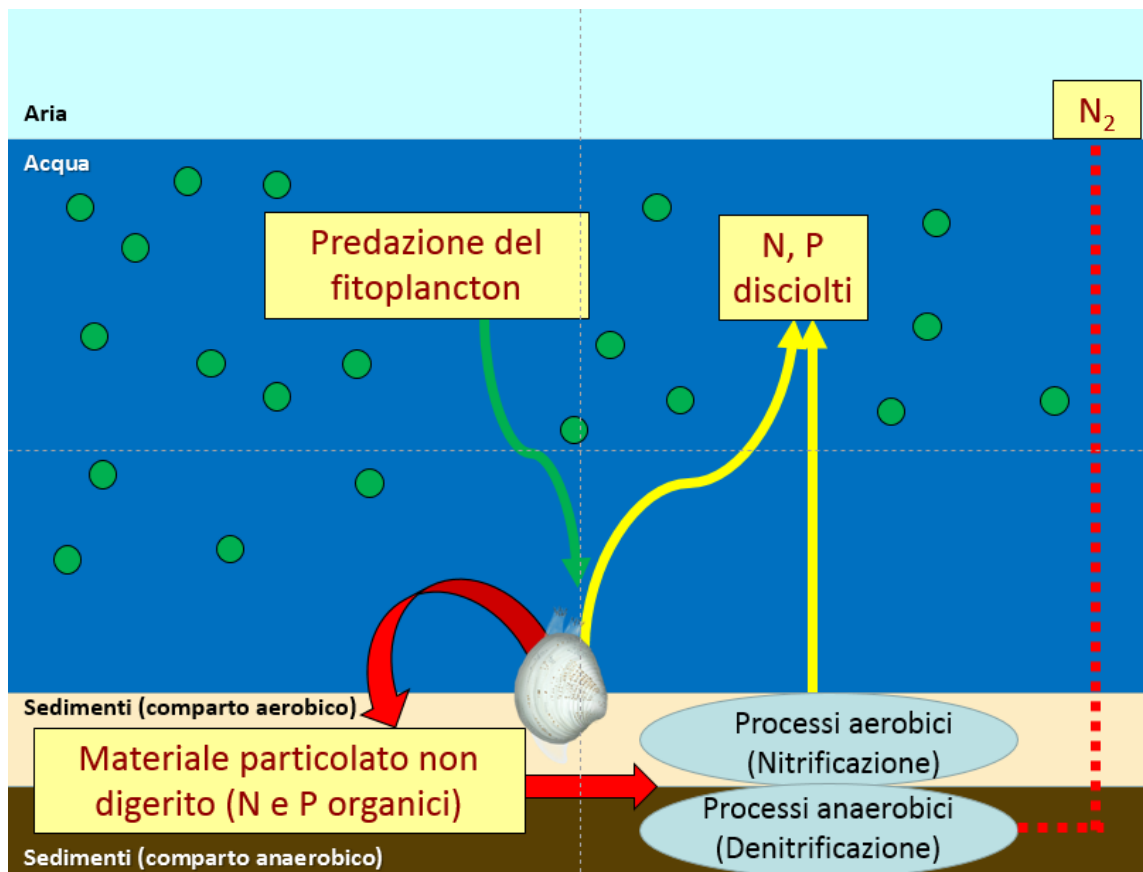


Figura 2. Ruolo dei bivalvi di fondo mobile nei processi biogeochimici e nel controllo dei fenomeni eutrofici (modificato da Newell 2004, Officer et al. 1982)

Biologia riproduttiva di Chamelea gallina

Numerosi studi sul ciclo vitale di *Chamelea gallina* (Tabella 1) riportano che la specie libera i gameti da aprile ad ottobre, a volte con due periodi di spawning (Froggia 1975, Casali 1984, Keller et al. 2002, Romanelli et al. 2009). A seconda dell'area di studio considerata, il periodo di spawning può essere risultare più o meno ampio (da giugno a settembre, Rizzo 2011, da marzo a settembre, Delgado et al. 2013), in quanto la gametogenesi è strettamente legata alle fluttuazioni di temperatura e disponibilità trofica (Joaquim et al. 2014). Gli individui di piccola taglia, in

Allegato 3

proporzione, hanno capacità di filtrazione e consumo di O₂ maggiori rispetto agli esemplari di dimensioni elevate (Moschino & Marin 2006); al contrario, il volume delle gonadi dipende dalla lunghezza delle valve, pertanto vongole di dimensioni maggiori hanno una capacità riproduttiva più elevata in quanto producono e rilasciano un maggior numero di gameti (Delgado et al. 2013). Il numero di oociti per grammo di bivalve vivo varia tra 21.4 e 86.6; un esemplare femminile di 30 mm potrebbe produrre un numero di oociti 4.5 volte superiore a un individuo di 20 mm (Delgado et al. 2013).

Tabella 1. Caratteristiche ecologiche e biologiche di *C. gallina* (da Rizzo et al. 2011; dati di temperatura da www.mareografico.it; dati della concentrazione di clorofilla a da ARPAV www.arpa.veneto.it). Le frecce dirette verso l'alto indicano un incremento, viceversa quelle dirette verso il basso una diminuzione e la freccia doppia indica un valore stabile del parametro.

<i>Chamelea gallina</i> (Chioggia)	G	F	M	A	M	G	L	A	S	O	N	D
Condition Index	5,4	↑	↑	8,2	8,2	↔	↓	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4
Indice Gonadico	↑	↑	↑	↑	3	↓	↓	↓	0,7	1,6	↑	↑
Contenuto energetico (KJ/g)	14	↑	↑	16,9	↓	14	14	14	14	14	14	14
Temperatura media mensile	8,1	8,5	10,5	13,9	18,7	22,2	25,2	26,0	23,7	19,2	14,8	9,6
Clorofilla a (mg/m ³)	1,3	1,7	2,6	3,2	5,5	2,3	4,7	3,5	2,1	2,3	1,9	1,9
Biologia	gametogenesi					spawning				gametogenesi		

Condition Index: Peso secco parte edule ×100/Peso secco conchiglia

Indice Gonadico: Peso secco gonadi × 100/Peso secco visceri

Scopo dello studio

Dato il consistente impatto antropico documentato lungo le coste immediatamente antistanti all'Area Marina Protetta di Torre del Cerrano, si avverte l'esigenza di pianificare uno studio che ci permetta di valutare l'eventuale esistenza ed entità di un "effetto riserva", esprimibile da un lato come incremento della densità, taglia e/o biomassa di specie target all'interno di un'AMP in confronto ad aree di controllo in cui la pesca è consentita, e dall'altro come esportazione di fasi larvali al di fuori dei confini dell'AMP (i.e. *spillover*). Per il Mediterraneo, infatti, numerosi studi hanno rivelato gli effetti ecologici di aree protette sia in termini di recupero di singole popolazioni, comunità e reti trofiche (Sala et al. 1998; Guidetti 2006; Guidetti & Sala, 2007; Claudet et al. 2008; Guidetti & Claudet 2010), sia in termini di benefici per la pesca (Harmelin-Vivien et al. 2008; Guidetti & Claudet 2010); altri hanno evidenziato l'aumento delle potenzialità di produzione di uova e larve, come conseguenza dell'aumento di numero e taglia dei riproduttori nelle AMP (Kellner et al. 2007), con conseguente esportazione verso aree esterne (Pelc et al. 2010) a

vantaggio dei rendimenti della pesca locale (White et al. 2008). La maggior parte degli studi fino ad ora condotti riguardano ambienti di fondi duri e praterie di fanerogame, e le specie target sono generalmente pesci.

Nel presente studio, l'efficacia di un'AMP nella protezione è stata valutata confrontando i valori di densità della macrofauna di fondi mobili caratterizzante le zone protette con i dati raccolti esternamente all'AMP. In particolare, è stata utilizzata come specie target *Chamelea gallina*, un bivalve fossorio di grande interesse commerciale. La raccolta dei dati è stata basata principalmente su campionamenti tramite benna e sorbona. Indagini accessorie, condotte tramite *visual census* in immersione, hanno permesso di sollevare ipotesi sui fattori che possono influenzare la biodiversità e le dinamiche degli organismi presenti nell'area protetta. Lo studio si pone come un approccio nuovo, in grado potenzialmente di fornire elementi utili per l'istituzione di nuove Aree Marine Protette e "no-take zone", anche per permettere il recupero delle popolazioni di vongole, la cui pesca è andata progressivamente riducendosi a un tasso costante dalla metà degli anni '80 (Romanelli et al. 2009).

2. PERSONALE COINVOLTO

Le attività di campionamento ed analisi dei campioni e la stesura della presente relazione sono state effettuate dal personale scientifico afferente al Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente dell'Università Politecnica delle Marche (Tabella 2).

Tabella 2. Il personale del DiSVA coinvolto nell'indagine

Nome e Cognome	Afferenza	Ruolo
Prof. Carlo Cerrano	DiSVA	Coordinamento Scientifico, indagini subacquee, stesura della relazione
Dr. Cristina Di Camillo	DiSVA	Indagini subacquee, analisi campioni e dati, stesura relazione
Dr. Daniela Pica	DiSVA	Indagini subacquee, analisi campioni e dati
Dr. Azzurra Bastari	DiSVA	Indagini subacquee, analisi campioni e dati
Dr. Lisa Pola	DiSVA	Analisi campioni
Dr. Ubaldo Pantaleo	DiSVA	Indagini subacquee
Dr. Fabrizio Torsani	DiSVA	Indagini subacquee, analisi campioni e dati

3. ATTIVITÀ SVOLTE

1) Campionamenti del macrobenthos di fondo mobile

Campionamenti tramite sorbona

I rilievi sono stati effettuati in immersione da 3 Operatori Scientifici Subacquei (OSS) dotati di autorespiratori ad aria (ARA), mentre i punti di immersione sono stati raggiunti con il mezzo nautico dell'Area Marina Protetta Torre del Cerrano condotto dalla Guida Roberto Di Giandomenico. Gli operatori hanno eseguito le attività secondo le “Buone prassi per lo svolgimento in sicurezza delle attività subacquee di ISPRA e delle Agenzie Ambientali” (ISPRA, 2013). Durante i rilievi è stata utilizzata la seguente strumentazione: sorbona, bussola e computer subacqueo, boa segna sub dotata di GPS, cilindro di 30 cm di diametro.

Sono state rilevate 2 stazioni per area (zona B, zona C e zona esterna al parco, Figura 3), per ogni stazione sono stati condotti, sempre alla stessa profondità, 4 campionamenti distruttivi tramite sorbona.

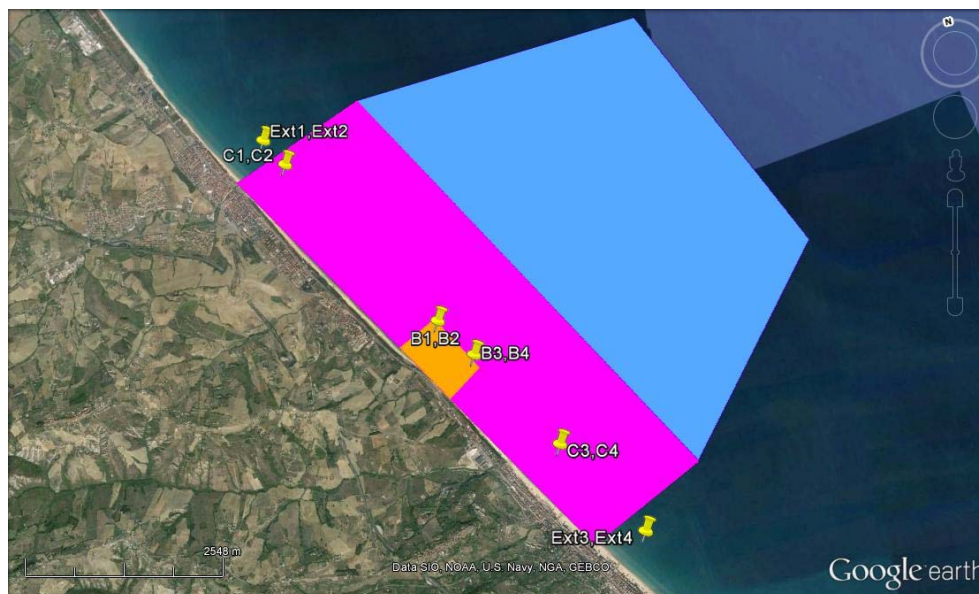


Figura 3. Siti di campionamento. In arancione: Zona B, fucsia: Zona C, azzurro: Zona D. Ext1-4: punti esterni all’area protetta; C1-4: campionamenti in Zona C; B1-4: campionamenti in Zona B.

I sedimenti sono stati raccolti il 24 giugno 2014 in 6 punti lungo un transetto parallelo alla costa e corrispondente alla batimetria dei 4.5 m (Figura 3). Allo scopo di raccogliere gli organismi macrobentonici presenti nell’area di studio, in ciascun sito, sono stati prelevati due campioni di sedimento tramite l’impiego di una sorbona (Figura 4). La superficie da campionare è stata

delineata da un cilindro di circa 30 cm di diametro e 8 cm di altezza e l'aspirazione del sedimento è stata standardizzata ad un consumo di 5 atm per ciascun campione. Il volume di sedimento raccolto corrisponde a circa $5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3$.

Campionamento del macrobenthos di fondo mobile

Le comunità del macrobenthos di fondi mobili sono state spesso impiegate come indicatrici dello stato di salute dell'ambiente sabbioso e rappresentano uno strumento importante nel monitoraggio di aree sottoposte ad impatti antropici. In questo studio, è stata utilizzata una sorbona per raccogliere il sedimento e gli organismi in esso presenti. Questo metodo consente di prelevare gli organismi su superfici fisse; sui fondi duri viene generalmente impiegato un quadrato per delimitare l'area di campionamento, in questo caso è stato utilizzato un cilindro di area e altezza note in modo da poter calcolare il volume di sedimento raccolto.

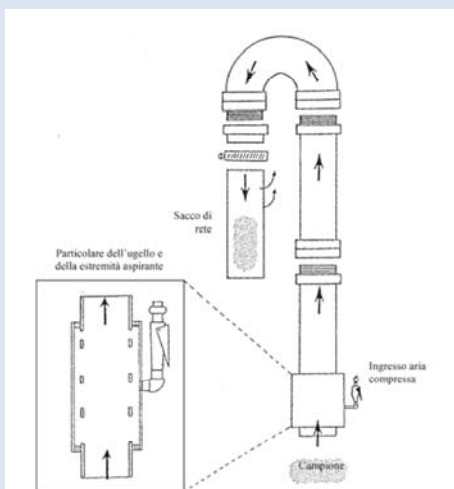


Figura 4. Schema di funzionamento di una sorbona ad aria (Benson 1989, Bianchi et al. 2003)

Sorbona ad aria

La sorbona utilizzata per questo studio è costituita da un tubo di PVC di 8 cm e lungo 80 cm collegato ad una frusta a sua volta agganciata ad un erogatore primo stadio. L'erogatore viene fissato ad una bombola di aria compressa. Una volta aperto il rubinetto della bombola, una maniglia consente il passaggio dell'aria all'interno del tubo di PVC; la depressione che si genera provoca un flusso di aria verso la superficie che trascina i sedimenti e la fauna associata. Nella parte distale del tubo è stata collocata una rete di nylon con maglie $<< 0.5 \text{ mm}$ allo scopo di trattenere gli organismi aspirati dal getto di aria.

Allo scopo di determinare la composizione e l'abbondanza dei macroinvertebrati bentonici, i campioni di sedimento raccolti sono stati setacciati sul campo con maglia da 0,5 mm e fissati in formaldeide 4% tamponata. Dopo 48 ore, i campioni sono stati sciacquati delicatamente in acqua corrente e la formaldeide sostituita con alcool 70%. Successivamente i campioni sono stati osservati allo stereomicroscopio per il sorting e il conteggio degli organismi presenti, e al microscopio ottico per la loro identificazione al più basso livello tassonomico possibile. Per ciascun

Allegato 3

sito considerato (Tabella 3) è stata determinata la composizione percentuale degli organismi raccolti.

Tabella 3. Punti di campionamento.

Sito	lat	long
EXT1	42°36.960'N	14°4.251'E
EXT2	42°36.960'N	14°4.251'E
C1	42°36.740'	014°04.425'
C2	42°36.740'	014°04.425'
B1	42°35.330'	014°05.635'
B2	42°35.330'	014°05.635'
B3	42°35.028'	014°05.921'
B4	42°35.028'	014°05.921'
C3	42°34.259'	014°06.568'
C4	42°34.259'	014°06.568'
EXT3	42°33.526'	014°07.202'
EXT4	42°33.526'	014°07.202'

Campionamenti tramite benna

Le comunità del macrobenthos di fondi mobili sono state raccolte tramite benna di Van-Veen (Figura 5) calata in mare dall'imbarcazione. L'area di campionamento misura 43 cm x 35 cm (0.1505 m²). Le stazioni di campionamento sono indicate in Tabella 4 e Figura 6.



Figura 5. Campionamenti tramite benna

Tabella 4. Stazione di campionamento tramite benna

Zona	Stazione	Latitudine	Longitudine
EXT _{nord}	1	42°38'44.96"N	14°03'01.82"E
EXT _{nord}	2	42°38'20.91"N	14°03'20.64"E
C _{nord}	3	42°36'27.91"N	14°04'37.85"E
C _{nord}	4	42°35'56.19"N	14°05'05.07"E
B _{nord}	5	42°35'19.80"N	14°05'38.10"E
B _{nord}	6	42°35'14.91"N	14°05'41.27"E
B _{sud}	7	42°35'06.65"N	14°05'49.10"E
B _{sud}	8	42°35'01.68"N	14°05'55.26"E
C _{sud}	9	42°34'35.60"N	14°06'14.65"E
C _{sud}	10	42°33'57.57"N	14°06'47.48"E
EXT _{sud}	11	42°32'35.66"N	14°08'20.20"E
EXT _{sud}	12	14° 8'55.30"N	14° 8'55.30"E

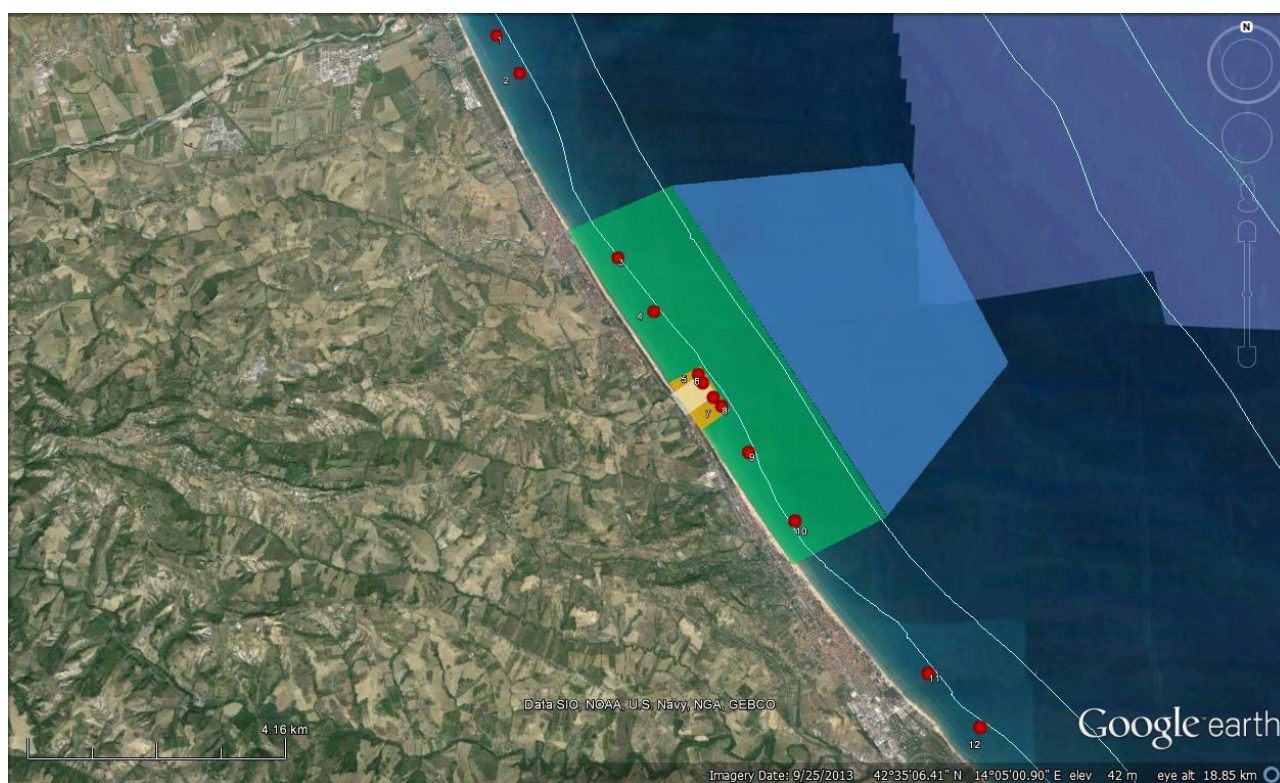


Figura 6. Campionamenti tramite benna. I punti rossi numerati indicano le stazioni di campionamento in ciascun settore considerato. Partendo dalla costa e procedendo verso il largo, le batimetriche raffigurate corrispondono ai 5, 10, 20 e 30 m

Allegato 3

Come per i campioni raccolti tramite sorbona, i campioni di sedimento prelevati con la benna sono stati setacciati sul campo con maglia da 0.5 mm e fissati in formaldeide 4% tamponata. Dopo 48 ore, i campioni sono stati sciacquati delicatamente in acqua corrente e la formaldeide sostituita con alcool 70%. Successivamente i campioni sono stati osservati allo stereomicroscopio per il sorting e il conteggio degli organismi presenti, e al microscopio ottico per la loro identificazione al più basso livello tassonomico possibile. Per ciascun sito considerato è stata determinata l'abbondanza degli organismi raccolti (n° ind. m^{-2}).

Chamelea gallina.

Le vongole raccolte tramite benna sono state misurate determinando così 3 classi di taglia: <3 mm, 3.1 – 24.9 mm e \geq 25 mm. Allo scopo di evidenziare differenze tra i popolamenti presenti nelle varie stazioni di campionamento (EXT, Zona B e Zona C), e tenendo conto che i campionamenti sono stati effettuati probabilmente durante la fase di massima maturazione dei gameti (giugno), i bivalvi appartenenti alle ultime due classi di taglia sono stati caratterizzati in dettaglio determinando:

- peso del bivalve intero (WW, wet weight, gr)
- peso umido delle carni (WW, gr)
- peso secco delle carni (DW, gr)
- peso secco delle valve (DW, gr)
- *Clearance rate* ($L h^{-1}$) – dato che esiste una relazione tra la taglia del bivalve e il tasso di filtrazione, il clearance rate è stato ottenuto moltiplicando il coefficiente di conversione 0.884 (Moschino & Marin 2006) per il peso secco di ciascun esemplare per ogni settore considerato. Allo scopo di confrontare i servizi ecosistemici apportati dai bivalvi in aree protette e non, i valori medi per individuo di clearance sono stati in seguito rapportati all'abbondanza delle vongole (n° ind. m^{-2}) in relazione alla classe di taglia e al settore di prelievo.
- *Efficacia riproduttiva*: sulla base dello studio condotto da Delgado et al. (2013), la fecondità di *C. gallina*, espressa come n° di oociti per gr di bivalve (21-87 oociti per grammo, WW), è stata determinata moltiplicando a) il peso dei bivalvi di lunghezza \geq 25 mm per il numero massimo di oociti che un bivalve può rilasciare (87), b) il peso delle vongole tra 3 e 24.9 mm per il valore medio di oociti prodotti (54). Anche il numero di oociti è stato rapportato all'abbondanza delle vongole. Tenendo conto che la sex ratio di *Chamelea gallina* è 1:1 (Romanelli et al. 2009), la densità degli individui femminili è pari alla metà della densità totale.

2) Campionamenti non distruttivi: Visual census

In questi ultimi anni l'esigenza di raccogliere sempre maggiori quantità di osservazioni in immersione ha orientato i ricercatori verso l'impiego di tecniche video, particolarmente adatte per rilievi a lungo termine e in grado di coprire molto più estese dei semplici rilievi fotografici.

Allegato 3

I rilievi visivi (Underwater Visual Census (UVC)) permettono di raccogliere dati sia qualitativi sia quantitativi e sono per questo particolarmente adatti all'impiego nelle aree marine protette (Harmelin et al., 1995; Ciriaco et al., 1998; Guidetti et al., 2008). Le attività suddette sono state effettuate in immersione da 3 Operatori Scientifici Subacquei (OSS) dotati di autorespiratori ad aria (ARA). Tramite scooter subacqueo guidato a bassa velocità e attrezzato con videocamera GoPro3, gli OSS hanno condotto 4 transetti di 200 m perpendicolari alla costa e paralleli tra loro su fondale prevalentemente sabbioso. Due transetti sono stati effettuati all'interno della zona B e due in zona C (Figura 7). Durante i rilievi, la direzione è stata continuamente monitorata utilizzando una bussola subacquea per seguire l'ortogonale alla linea di costa ed una boa sub di segnalazione dotata di GPS per georeferenziare le osservazioni. Successivamente, gli OSS hanno condotto un'ulteriore indagine in zona B, in corrispondenza dei resti del porto di Hatria.

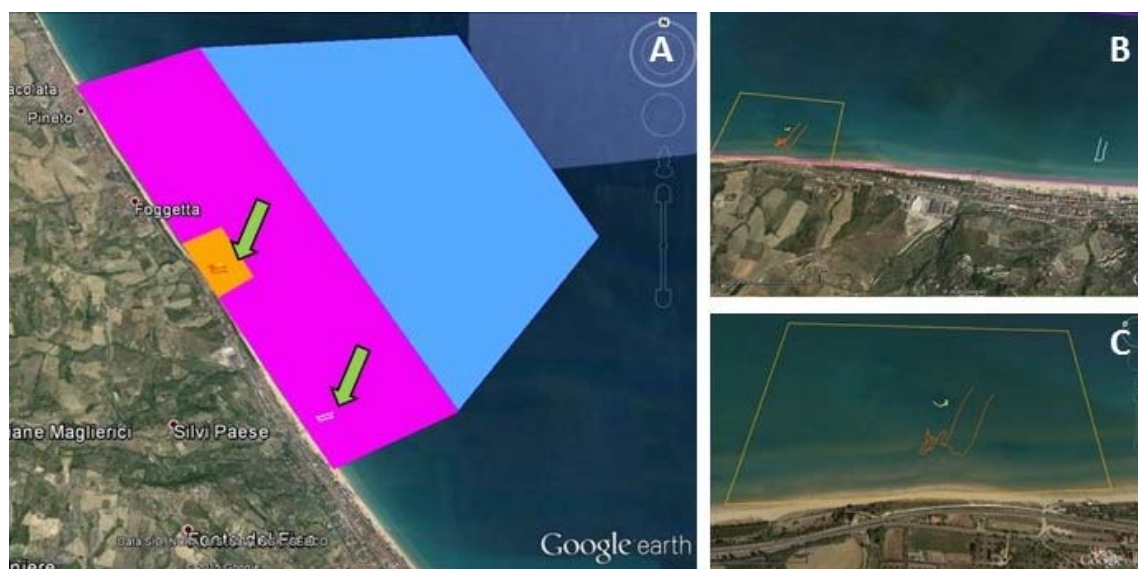


Figura 7. A. Campionamenti in immersione. B-C. dettaglio dei transetti. In arancione: transetto svolto con scooter subacqueo, in bianco: transetto foto-video.

RISULTATI

1) Campionamento del macrobenthos di fondo mobile

Campionamenti tramite sordona

La composizione percentuale della macrofauna bentonica presente all'interno dell'area protetta (zone B e C) e all'esterno dell'AMP (EXT) è illustrata in Figura 8 e 9. I taxa maggiormente rappresentativi sono i policheti, sia tubicoli che erranti, i tanaidacei e i bivalvi. Occasionalmente sono stati osservati crostacei (caprellidi, gammaridi, ostracodi, cumacei, decapodi (paguri e granchi)), piccoli gasteropodi, sipunculidi e foronidei, raggruppati sotto la voce "altro" nei grafici.

I tanaidacei sono il taxon dominante sia in zona B (circa il 70%) che all'esterno della AMP (oltre il 60%), mentre in zona C questi crostacei costituiscono il 36% della fauna totale. I bivalvi costituiscono una componente rilevante del macrobenthos (26%, 3% e 42% rispettivamente nelle zone EXT, B e C).

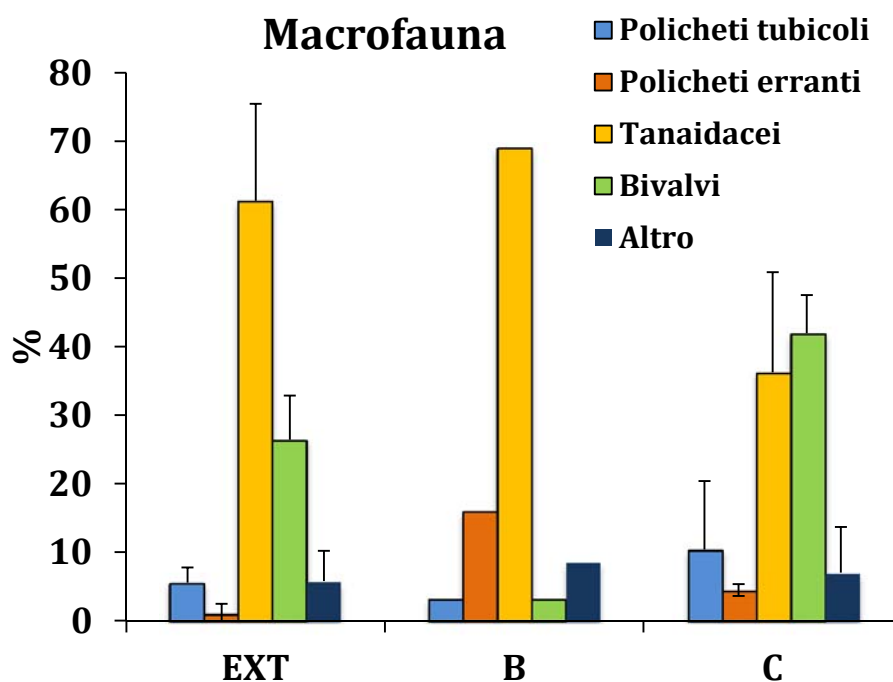


Figura 8. Valori medi di abbondanza (%) dei principali taxa di organismi macrobentonici rinvenuti nelle 3 aree di campionamento

I bivalvi sono rappresentati esclusivamente dalla specie *Chamelea gallina* in zona B e C, mentre all'esterno della AMP (EXT), oltre alla vongola (51-100%) sono state rinvenute forme giovanili di *Donax* spp. I policheti erranti aumentano nella zona B, indicando la presenza di una comunità macrobentonica più strutturata.

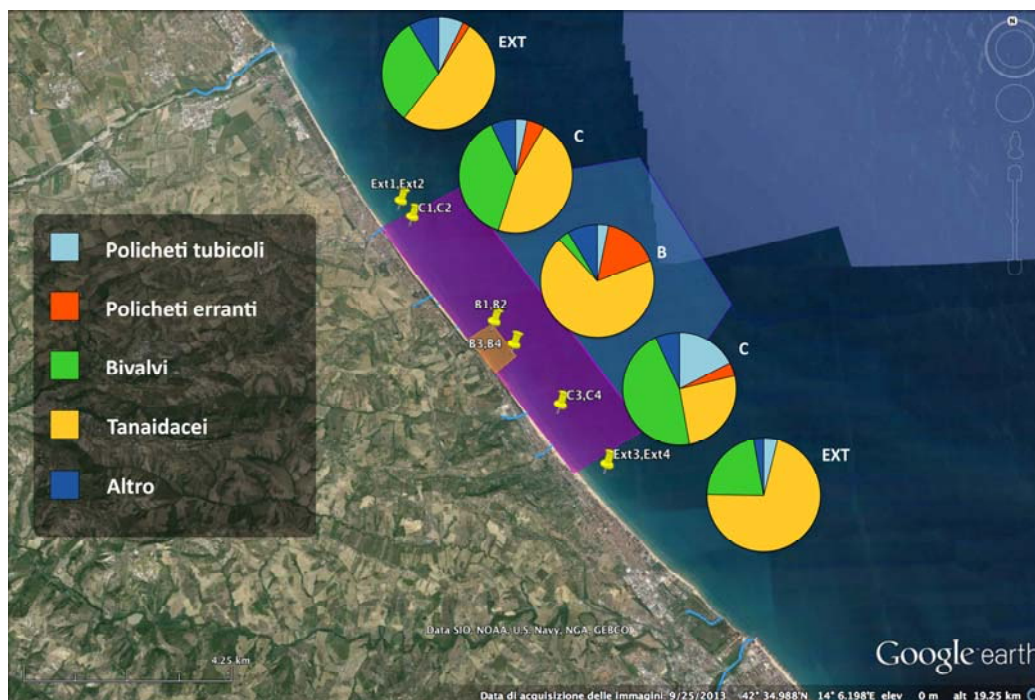


Figura 9. Abbondanza (%) dei principali taxa di organismi macrobentonici rinvenuti in ciascuno dei siti di campionamento

Campionamenti tramite benna

L'analisi della macrofauna raccolta tramite benna (giugno 2015) ha messo in evidenza che i valori di abbondanza più elevati sono stati osservati nelle zone B_{sud} e C_{sud} (rispettivamente 28800 ind. m⁻² ± 9800 DS e 36500 ± 19900 DS), mentre i settori all'esterno dell'AMP (EXT_{nord} e EXT_{sud}) e la zona C_{nord} presentano i valori notevolmente inferiori (Figura 10).

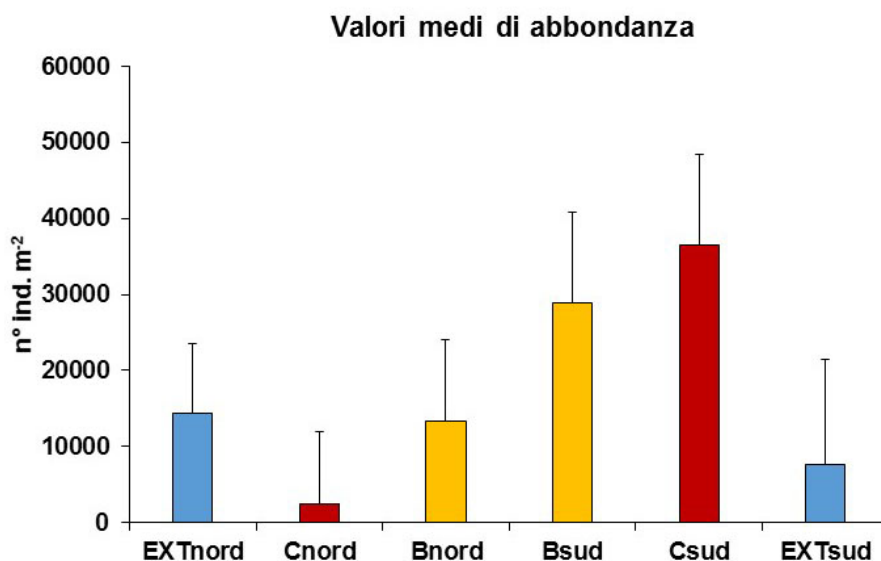


Figura 10. Abbondanza complessiva dei vari taxa rinvenuti nelle aree protette e non.

Allegato 3

Lo studio ha messo in evidenza che il macrobenthos di fondo mobile è composto da 13 taxa principali: telline (*Donax* spp.), vongole (*Chamelea gallina*), anellidi policheti (9 famiglie: Capitellidae, Cirratulidae, Dorvilleidae, Flabelligeridae, Magelonidae, Maldanidae, Nephtidae, Onuphidae, Oweniidae, Paraonidae, Syllidae, Spionidae), anfipodi, decapodi, cumacei, copepodi, gasteropodi, antozoi, echiuridi, echinodermi, nemertini e sipunculidi. Nei campioni sono state inoltre osservate numerose ovature di naticidi. Gli organismi più rappresentativi sono telline, vongole, policheti e anfipodi. Il grafico in Figura 11 mostra i valori di abbondanza di tali taxa (ad eccezione di *Chamelea gallina*, a cui è stato dedicato il paragrafo successivo). Il grafico suddetto mette in evidenza che i valori di abbondanza sono più elevati nelle zone B_{nord}, B_{sud} e soprattutto in C_{sud}.

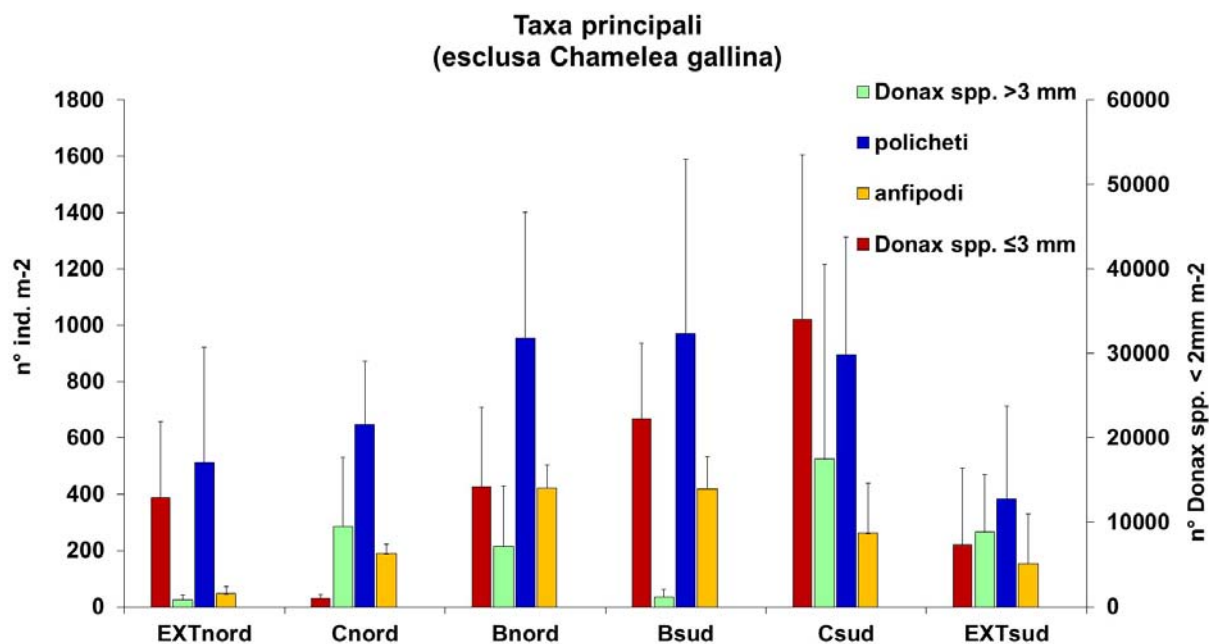


Figura 11. Valori di abbondanza dei taxa principali.

La Figura 12 mostra alcuni dei campioni analizzati.



Figura 12. A-B. Campioni raccolti in zona B. C-D. Campioni raccolti in zona C_{sud} (C) e EXT_{nord} (D). E. Numerosi giovanili di tellina (*Donax* spp. <3 mm) rinvenuti in zona C_{sud}. F. Tane di callianassidi con bordo rinforzato da conchiglie di bivalvi.

Chamelea gallina

Abbondanza. L'analisi della specie di importanza commerciale *Chamelea gallina* (Figura 13 A-C) mostra che gli individui appartenenti alla classe di taglia media (3-24.9 mm) raggiungono valori

Allegato 3

abbondanze più elevate rispetto alle vongole di taglia grande (≥ 25 mm) (Figura 13 A). La massima densità di vongole 3-24.9 mm si osserva nel settore EXT_{nord} ($36.5 \text{ ind. m}^{-2} \pm 37.3 \text{ DS}$), mentre, i molluschi di taglia maggiore sono più abbondanti nel settore C_{sud} ($6.6 \text{ ind. m}^{-2} \pm 13.3 \text{ DS}$).

Clearance rate. Il grafico in Figura 13 B mette in evidenza che le vongole di taglia maggiore presentano un'attività di filtrazione più efficiente, e che le popolazioni con i valori di clearance più elevati sono nelle zone C_{nord} e C_{sud} ($0.162 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \pm 0.03 \text{ DS}$ e $0.158 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \pm 0.02 \text{ DS}$).

Fecondità (Figura 13 C). La popolazione di vongole di taglia commerciale (≥ 25 mm) presente nella

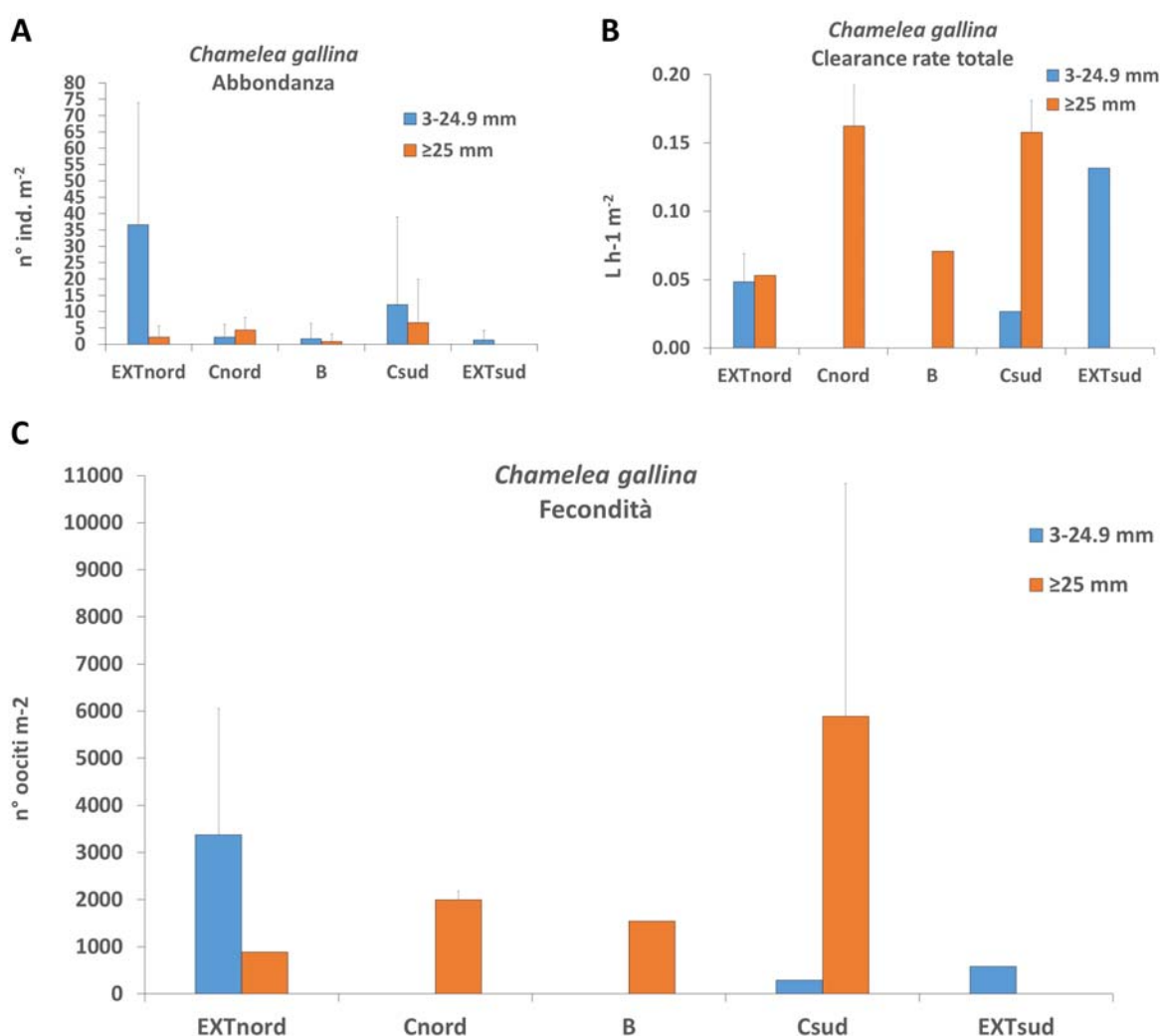


Figura 13. A-C. Confronto tra bivalvi (*Chamelea gallina*) di taglia media (3-24.9 mm) e taglia grande (≥ 25 mm) nelle aree protette e non. A. Medie delle abbondanze (n° individui m⁻²). B. Tasso di filtrazione complessivo (L h⁻¹ m⁻²). C. Fecondità (n° oociti complessivamente prodotti dalle vongole in 1 m²)

zona C_{sud} mostra la maggiore efficienza riproduttiva, con una produzione media di circa 6000 oociti per metro quadro ($5890 \text{ oociti m}^{-2} \pm 4900 \text{ DS}$).

2) *Visual census*

I rilievi foto-video condotti tra giugno 2014 e settembre 2015 hanno permesso di delineare le due principali biocenosi presenti nelle aree esplorate quali la Biocenosi delle Sabbie Fini Ben Calibrate (SFBC) e la Biocenosi delle Alghe Infralitorali, caratterizzanti, rispettivamente, i fondali sabbiosi e i substrati duri. Le specie più rappresentative delle due biocenosi sono indicate nella Tabella 5 e mostrate nelle Figure 14-17.

I video transetti hanno messo in evidenza anche cospicui accumuli di detrito vegetale e materiale di origine antropica (Figura 15) dovuti al trasporto fluviale.

Il dato più rilevante che emerge dalle osservazioni condotte in immersione è la presenza di una complessa comunità di organismi fossori composta in gran parte da policheti tubicoli, bivalvi e crostacei (Figura 16 A, B) che, attraverso l'attività di scavo e costruzione di tane, ossigenano e stabilizzano i sedimenti, trasportano materia organica dalla superficie del sandbank verso gli strati più profondi, edificano microhabitat per organismi di dimensioni più piccole (micro-, meio- e macrofauna), costituiscono una fonte di cibo per altri organismi (predatori, ma anche coprofagi e saprofagi). Persino le valve di molluschi morti giocano un ruolo nell'architettare il "castello" sotto la superficie del sandbank, difatti, le valve sono spesso disposte attorno all'apertura delle tane di crostacei callianassidi, probabilmente per consolidare i cunicoli (Figura 12 F).

Tabella 5. Principali biocenosi e specie individuate tramite analisi del macrobenthos e attività di *visual census*

Biocenosi individuate tramite <i>visual census</i>	Codici di identificazione	Phyla	Specie rinvenute
Biocenosi delle Sabbie Fini Ben Calibrate (SFBC)	RAC/SPA: III.2.2 EUR 15: 1110-6 CORINE: 11.22 EUNIS: A5.236	Cnidari	<i>Sagartiogeton cf. undatus</i> (Müller, 1778)
		Nemertea	Nemertino sp.1
		Molluschi Bivalvi	<i>Donax</i> spp.
			<i>Chamelea gallina</i> (Linnaeus, 1758)
			<i>Pharus legumen</i> (Linnaeus, 1758)
		Molluschi gasteropodi	<i>Neverita josephinia</i> (Risso, 1826)
			<i>Nassarius nitidus</i> (Linnaeus, 1758)
		Anellidi	<i>Lanice conchilega</i> (Pallas, 1766)
		Crostei	<i>Diogenes pugilator</i> (Roux, 1829)
			<i>Liocarcinus vernalis</i> (Risso, 1827)
			<i>Upogebia</i> spp.
Echinodermi	<i>Astropecten cf. jonstoni</i> (Delle Chiaje, 1827)		
	<i>Echinocardium</i> sp.		
Biocenosi delle Alge Infralitorali	RAC/SPA: III.6.1 EUR 15: 1170-13 CORINE: 1124-1125 EUNIS: A3.2	Macroalghe	<i>Ulva rigida</i> C. Agardh, 1823
		Cnidari	<i>Anemonia viridis</i> (Forsk., 1775)
			<i>Cereus pedunculatus</i> (Pennant, 1777)
			<i>Actinia cari</i> Delle Chiaje, 1822
			<i>Cladocora caespitosa</i> (Linnaeus, 1767)
			<i>Paralcyonium cf. spinulosum</i> Delle Chiaje, 1822
			<i>Eudendrium cf. racemosum</i> (Cavolini, 1785)
		Poriferi	<i>Chondrosia reniformis</i> Nardo, 1847
			<i>Cliona cf. adriatica</i> Calcinai, Bavestrello, Cuttone, Cerrano, 2011
			<i>Dysidea pallescens</i> (Schmidt, 1862)
			<i>Aplysina aerophoba</i> (Nardo, 1833)
			<i>Ircinia variabilis</i> (Schmidt, 1862)
			<i>Oscarella lobularis</i> (Schmidt, 1862)
		Molluschi bivalvi	<i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamarck, 1819)

Allegato 3

		<i>Ostrea</i> spp.
		<i>Rocellaria dubia</i> (Pennant, 1777)
		<i>Lithophaga lithophaga</i> (Linnaeus, 1758)
	Molluschi gasteropodi	<i>Hexaplex trunculus</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes, 1846)
	Anellidi policheti	<i>Sabellaria spinulosa</i> (Leuckart, 1849)
	Briozoi	<i>Schizobrachiella sanguinea</i> (Norman, 1868)
	Echinodermi	<i>Ophiotrix</i> sp.
		<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)
	Tunicati	<i>Microcosmus</i> sp.

VIDEO TRANSETTI

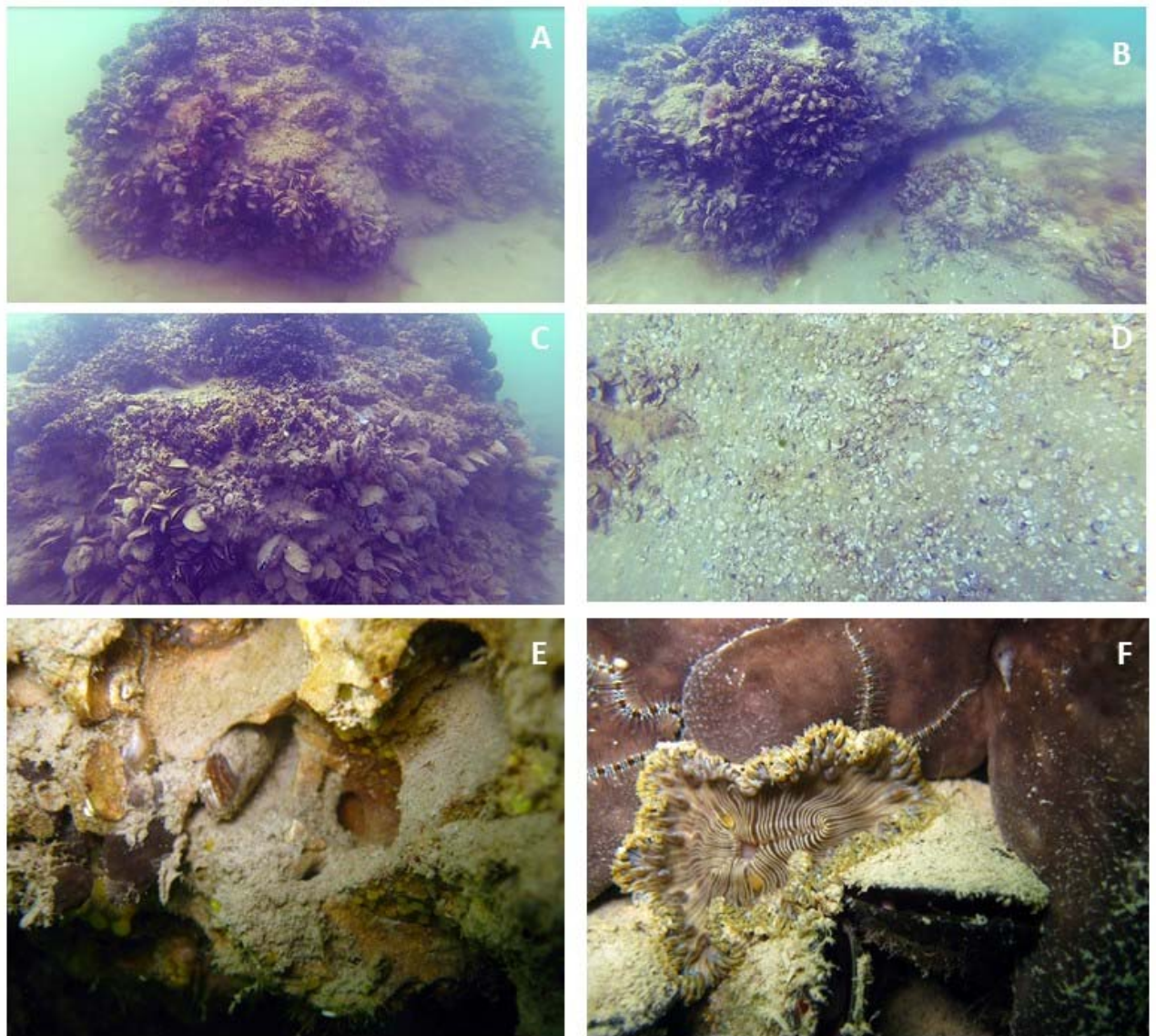


Figura 14. A-D. Foto tratte dalle riprese effettuate al largo in Zona B, senza scooter. A-C. Rocce coperte da letti di mitili e *Sabellaria spinulosa*. D. particolare del fondale coperto da sedimento fine e conchiglie di bivalvi morti. E. *Lithophaga lithophaga*. F. *Chondrosia reniformis*, *Ophiotrix* sp. e *Cereus pedunculatus*.

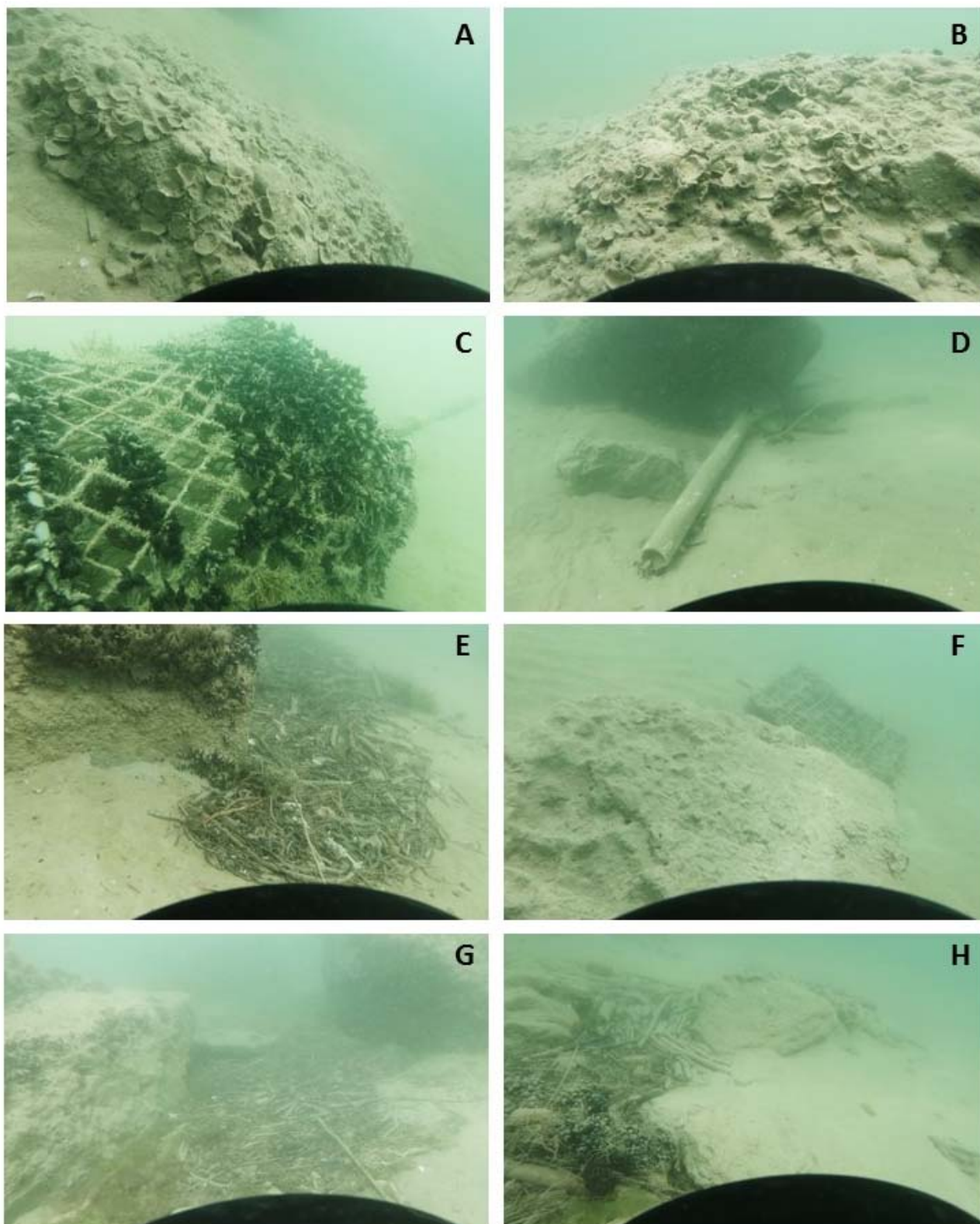


Figura 15. Foto tratte dai video realizzati sottocosta con scooter in Zona B. A-B. Alcune rocce coperte da valve di ostriche. C-H. Nasse, altro materiale di origine antropica e detrito vegetale dovuto agli apporti fluviali.

RILIEVI FOTOGRAFICI

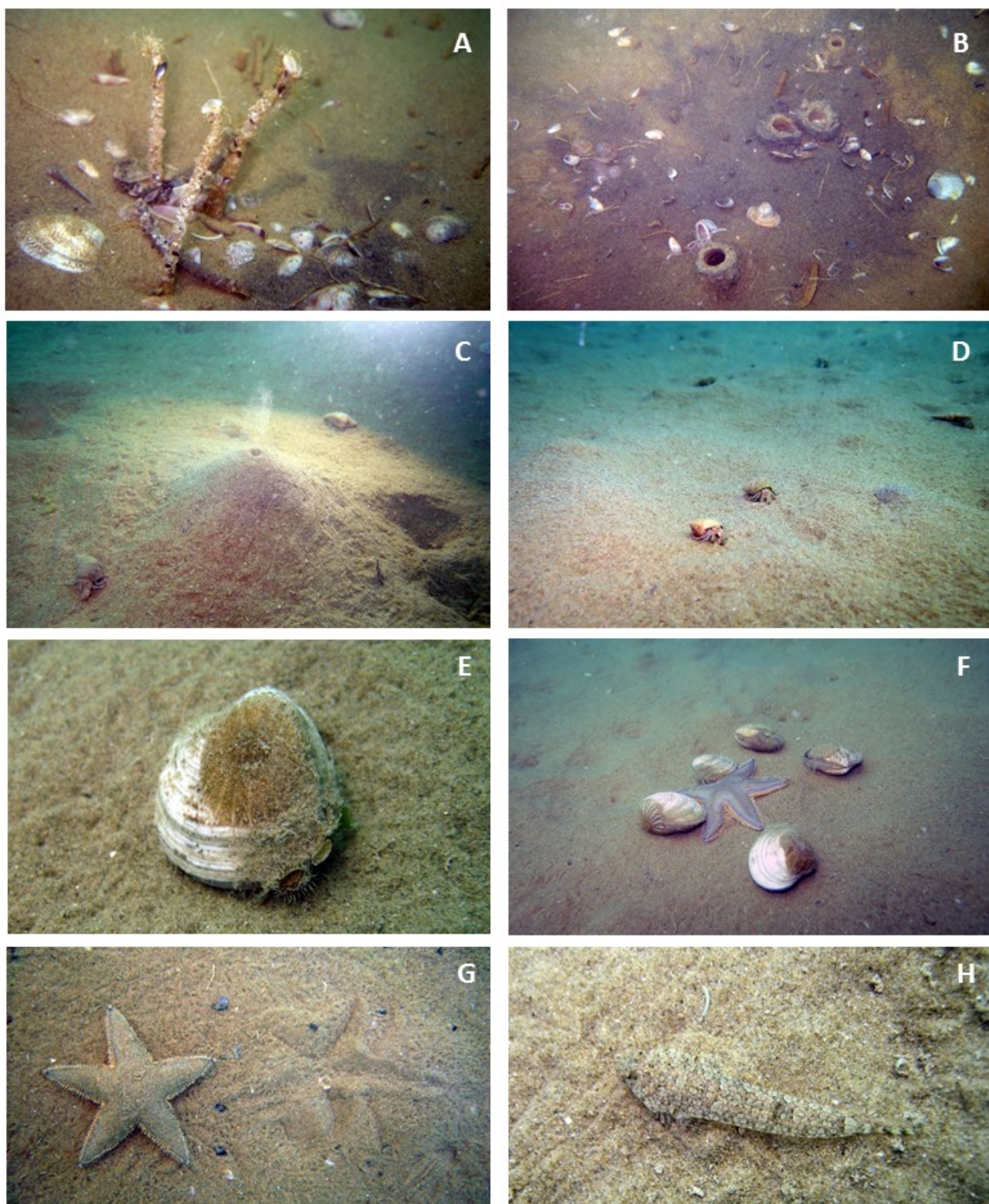


Figura 16. Comunità tipiche del sandbank dell'area protetta Torre del Cerrano. A. Policheti tubicoli (*Lanice conchilega*). B. Appena sotto la superficie del sandbank si notano numerose tane di crostacei Callianassidi e tubi di policheti. C. Cono di deiezioni di un polichete. D. Numerosi paguri (*Diogenes pugilator*) che si muovono sulla superficie del banco di sabbia. E. *Chamelea gallina* colonizzata dall'antozoo *Sagartiogetum* cf. *undatum*. F. *Chamelea gallina* e *Astropecten* cf. *jonstoni*. G. *Astropecten* cf. *jonstoni*. H. Giovanile di *Callionymus* cf. *risso*.



Figura 17. Comunità di substrato duro nell'area protetta Torre del Cerrano (Zona B). A-E Alcuni poriferi comuni nell'AMP: *Aplysina aerophoba* (A), *Dysidea pallescens* (B), *Ircinia variabilis* ©. D-G. Cnidari: *Epizoanthus arenaceus* (D), *Cladocora caespitosa* (E), *Paralcyonium* cf. *spinosum* (F), *Eudendrium* cf. *racemosum* (G). H. Ovature di *Rapana venosa*

4. DISCUSSIONI

Di seguito è illustrata una sintesi dei risultati delle attività svolte tra giugno 2014 e settembre 2015.

4.1 Studio del macrobenthos

L'analisi dei sedimenti condotta tramite benna e sorbona ha messo in evidenza che le comunità macro bentoniche di fondo mobile sono rappresentate principalmente dai taxa "Anfipodi, Policheti e Bivalvi" in tutte le stazioni considerate (zone B, C e zone esterne all'AMP). I bivalvi sono dominati da vongole (*Chamelea gallina*) e telline (*Donax* spp.), quest'ultime costituite per la maggior parte da giovanili di dimensioni inferiori ai 3 mm. Le densità di individui osservate nelle zone B_{sud} e C_{sud}, sono da 2 a 15 volte superiori ai valori stimati per le altre stazioni (EXT_{nord}, EXT_{sud}, C_{nord} e B_{nord}).

4.2 *Chamelea gallina*

L'importante ruolo svolto dai bivalvi nei processi di rigenerazione dei nutrienti e controllo dei fenomeni eutrofici, è intimamente legato alla capacità di questi sospensivori di filtrare l'acqua. L'efficacia di filtrazione di una popolazione di bivalvi, espressa come *clearance rate*, dipende dalle dimensioni e dall'abbondanza del mollusco. Ne consegue che un'area a elevata densità di giovanili, nel complesso, potrebbe avere un'efficacia di filtrazione inferiore rispetto una zona con una concentrazione minore di vongole, ma di classe di taglia superiore. Ed è proprio quello che è stato osservato nei campioni analizzati per il presente studio: le popolazioni presenti all'interno dell'area protetta mostrano un tasso di filtrazione per metro quadrato superiore rispetto alle comunità che vivono all'esterno e quindi una maggiore efficacia di "purificazione" dell'acqua e un ruolo maggiore nella redistribuzione e messa in circolo dei nutrienti.

Anche la fecondità dei bivalvi è condizionata dalla taglia degli individui (Delgado et al. 2013). La taglia minima riproduttiva di una vongola è di circa 5-6 mm, ma il 100% di individui sessualmente differenziati si osserva solo per bivalvi di taglia ≥ 13 mm. Dalle analisi effettuate si evince che l'efficienza riproduttiva delle popolazioni nella zona protetta è maggiore rispetto alle aree esterne e che la quantità di oociti prodotta dalle vongole in zona C_{sud} può essere da 2 a 10 volte superiore rispetto alle zone esterne. È importante evidenziare che quando le popolazioni di *Chamelea gallina* sono ben strutturate si ha una maggiore esportazione di fasi larvali al di fuori dei confini

dell'area soggetta a protezione (effetto *spillover*) e incrementano le probabilità di ripopolare zone a densità inferiori.

4.3 Altre specie indicatrici

La valutazione dell'integrità dei sandbank, e quindi la stima della qualità ambientale del SIC IT7120215, è stata valutata sia tramite campionamenti distruttivi che con metodi non distruttivi (*visual census*). Le attività svolte hanno permesso di identificare e quantificare alcune specie di invertebrati bentonici che, per le loro caratteristiche, sono considerati indicatori di un ambiente indisturbato o impattato. La tecnica del *visual census* è stata impiegata anche per valutare gli effetti meccanici della piccola pesca sulle comunità di fondo mobile. La presenza di specie in grado di costruire complesse strutture tridimensionali come tubi, tane ed ovature indicano uno *stato di conservazione buono* (Figura 18).

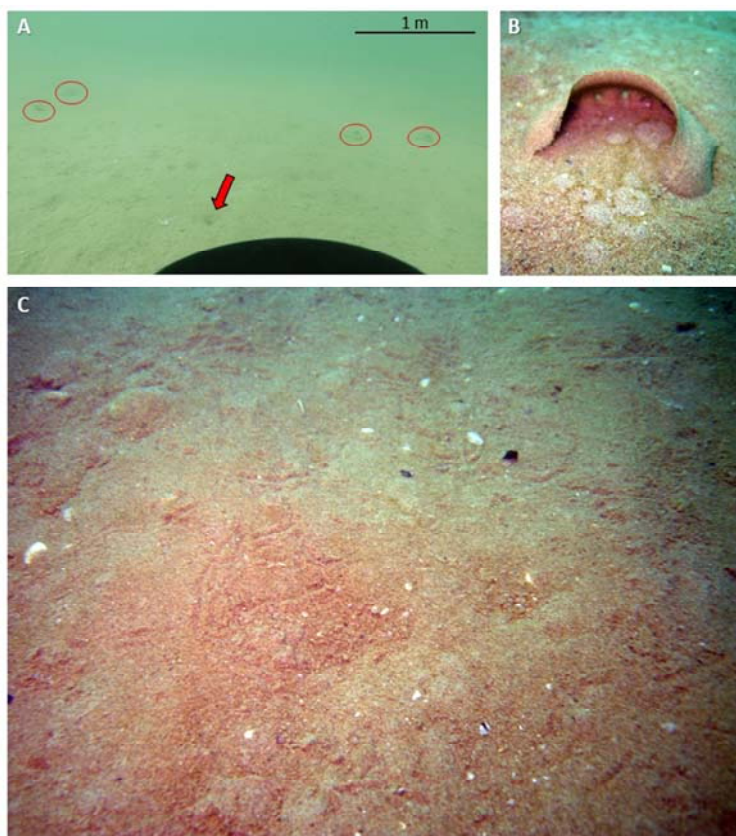


Figura 18. A. Fotogramma tratto dal videotransetto in Zona C che mostra le numerose ovature del gasteropode *Neverita josephinia* (cerchi) e le tane ad imbuto (freccia). B. Ovatura di *Neverita josephinia*. C. Foto scattata in Zona B dove sono evidenti le tracce degli organismi vagili che si muovono sul sandbank.

Allegato 3

L'architettura e il mantenimento di queste strutture richiedono tempo, per cui la loro presenza fornisce un'indicazione utile a stimare l'integrità del substrato. In particolare, nei campioni prelevati dalle zone B_{sud} e C_{sud} tramite benna sono stati osservati numerosi esemplari vivi di policheti, giovanili ed adulti di telline (*Donax* spp.) il gasteropode *Neverita josephinia* e le sue ovature, nemertini di oltre 10 cm di lunghezza, ricci irregolari (*Echinocardium* sp.) e crostacei decapodi (*Diogenes pugilator* e *Liocarcinus vernalis*). Tra i policheti, il verme tubicolo *Lanice conchilega* (Pallas, 1766) forma un delicato tubo lungo alcune decine di centimetri aggregando granelli di sabbia e frammenti di conchiglie. Il polichete è facilmente riconoscibile poiché sporge dal fondo sabbioso di 4-6 cm e, nella parte distale, presenta un delicato reticolo di sedimenti agglutinati utili ad agevolare la precipitazione di particelle organiche.

I transetti video condotti sui sandbank dell'area protetta hanno mostrato un numero considerevole di tane coniche o ad imbuto, tracce di organismi vagili sulla sabbia (granchi, paguri, misidiacei, molluschi, echinodermi) e ovature di naticidi. Le zone più a sud dell'AMP sono maggiormente colonizzate da organismi di fondo mobile per diverse ragioni: oltre ad essere soggette a protezione, queste zone sono lontane dalla foce del fiume Vomano e probabilmente risentono meno delle irregolari dinamiche del corso d'acqua.

4.4 Differenze tra i settori considerati

Il presente studio ha messo in evidenza profonde differenze tra le comunità di fondo mobile nei vari settori considerati. Di seguito sono analizzati i vari fattori che possono influenzare la composizione in specie e l'abbondanza degli organismi di fondo mobile all'interno e all'esterno dell'area protetta.

Fattori che influenzano le comunità di fondo mobile. 1. Presenza di substrati rocciosi

I substrati rocciosi nella zona B_{nord} e le relative comunità bentoniche di fondo duro influenzano le caratteristiche del fondale circostante. La produzione di deiezioni e la bioperforazione, la decomposizione della materia organica detritale e la presenza di elementi minerali biogenici (gusci di mitili, esoscheletri di crostacei ecc.) condizionano il substrato mobile tra i resti dell'antico porto di Hatria, che è coperto da uno spesso strato di sedimenti fini, conchiglie di bivalvi e sedimento anossico. Inoltre, le riprese sottocosta hanno mostrato che le scogliere creano un ambiente riparato dove si accumula il detrito vegetale proveniente dal fiume Vomano e dagli altri corsi d'acqua, la cui decomposizione attiva spesso lo sviluppo di una comunità effimera di detritivori

Allegato 3

che attirano a loro volta occasionali predatori. Tale condizione contribuisce ad influenzare le dinamiche del sandbank. Notevole è anche la presenza di rifiuti e nasse.

Fattori che influenzano le comunità di fondo mobile. 2. Attività di pesca

Nelle zone B e C all'interno dell'AMP Torre Cerrano è consentita la "Piccola pesca artigianale" (definita da D.M. 14/09/1999), permessa unicamente a imprese e soci residenti nei Comuni di Pineto e Silvi al 2010. Questa attività può essere esercitata con attrezzi da posta, ferrettara, palangari, lenze e arpioni all'interno delle 12 miglia dalla costa e altri attrezzi usati localmente ad eccezione dei sistemi di pesca a traino che utilizzano il motore nell'azione di cattura.

Tra i vari progetti attuativi previsti dal PEG/Programma di Gestione 2013 dell'AMP, è previsto un progetto di monitoraggio ambientale per identificare le specie ittiche presenti nell'AMP oggetto della piccola pesca. Non sono stati ancora svolti studi volti a valutare i possibili impatti della pesca artigianale sui popolamenti di vongole o su altri invertebrati.

I resti dell'antico porto di Hatria all'interno della zona B (<<grandi pietre a spigolo vivo, lastroni di pietra d'Istria ad "L" rovesciata (2x4x4 metri), grandi costruzioni murarie in mattoni, canaletta in calcare, scalini, bitte ed ormeggi, tra i 4,7 e gli 11 metri>>, www.torredelcerrano.it), potrebbero costituire un impedimento sia all'azione delle draghe idrauliche che agli altri sistemi di pesca artigianale.

Fattori che influenzano le comunità di fondo mobile. 3. Apporti fluviali

La costa teramana da Pineto a Silvi è intervallata dalle foci di alcuni corsi d'acqua disposti in maniera quasi simmetrica rispetto alla Torre del Cerrano. L'AMP Torre Cerrano si colloca tra due corsi d'acqua maggiori: il fiume Vomano, situato a nord della Torre del Cerrano, e il fiume Piomba. Inoltre, in prossimità o all'interno dell'area protetta sfociano 6 corpi idrici minori, tra cui il torrente Cerrano, da cui deriva il nome della Torre omonima (foce in Zona C). Per via della scarsa portata, molti reflui non sono sufficientemente diluiti e lo stato di qualità delle acque del torrente Cerrano è "Scadente/Pessimo"; anche lo stato della qualità ambientale del tratto finale del fiume Vomano e buona parte del Piomba è stato definito "Scadente" (Piano Tutela Acque, Regione Abruzzo). Una delle stazioni del Monitoraggio Marino Costiero condotto da ARTA Abruzzo (staz. PI16), è situata 300 m a sud del fiume Vomano e a 500 m dalla costa (profondità 4.5 m). Il sito è caratterizzato da bassa trasparenza delle acque, soprattutto a marzo, aprile, agosto, novembre, minimo di salinità a dicembre, valori di clorofilla molto bassi (picco a marzo, conferito principalmente da diatomee) e

Allegato 3

valori di indice trofico (TRIX) massimi a giugno (5.27) e minimi a novembre (dati ARTA 2010). I sedimenti sono costituiti per oltre il 90% da sabbia, mentre la frazione pelitica è inferiore al 10%. Le comunità bentoniche, pur presentando nel complesso uno stato ambientale “buono”, sono caratterizzate da bassa diversità. La portata massima del fiume (medio corso) è stata registrata ad aprile (circa 27 m³/s, Piano Tutela Acque, Regione Abruzzo).

Il 4 giugno 2015 le acque del tratto di mare da Giulianova all'AMP Torre del Cerrano risultavano limpide, mentre la mattina del 5 giugno è stata osservata un'evidente plume estendersi per diverse centinaia di metri dalla foce del fiume Vomano verso sud (Figura 19). Fortunatamente il fenomeno non ha comportato un aumento della torbidità delle acque all'interno dell'AMP ed è stato possibile portare a termine i campionamenti in immersione. Nel pomeriggio, sono stati osservati numerosi rami nelle acque a sud della foce. È possibile che i frequenti rilasci di acqua dagli impianti idroelettrici del nucleo Montorio (TE) comportino un incremento degli apporti di acqua dolce, nutrienti, sedimento fine, rifiuti e detrito vegetale nella zona. È probabile che le comunità bentoniche a sud del Vomano siano fortemente influenzate dalle dinamiche del fiume. In particolare, è stato notato che i sedimenti della zona EXT_{nord} hanno una granulometria inferiore rispetto ai sedimenti nell'AMP.

A ogni modo, anche in Zona B è stata osservata una copertura di sedimento fine su quasi tutte le rocce vicino a costa, assente invece sulle scogliere al largo, investite da una discreta corrente.



Figura 19. La plume del fiume Vomano osservata il 5 giugno mattina.

La gestione delle comunità marine dell'AMP non può prescindere dalle caratteristiche degli apporti fluviali che insistono sull'area. Tali apporti possono profondamente influenzare la struttura delle comunità bentoniche antistanti. E' comunque importante ricordare che un ecosistema integro, riguardo la diversità delle sue componenti, presenta una resilienza di molto superiore ad un sistema impoverito o danneggiato. Inoltre, adeguate densità di organismi sospensivori permettono di tamponare, entro certi limiti, le ampie oscillazioni di apporti di nutrienti attraverso l'assorbimento di alcune sostanze e favorire, tramite processi di riciclo, il generale miglioramento della qualità delle acque marine.

5. CONCLUSIONI

A seguito delle indagini svolte è possibile concludere che:

- Nelle zone meridionali dell'area protetta è evidente l'effetto di protezione che consente alle comunità di raggiungere valori di abbondanza più elevati delle zone esterne. Per quanto riguarda *Chamelea gallina*, si documentano esemplari con taglie maggiori nelle zone soggette a protezione e in particolare in C_{sud}.
- Le aree settentrionali (soprattutto C_{nord}) probabilmente risentono in maggior misura delle dinamiche dei corsi d'acqua della costa teramana e in particolare del fiume Vomano. Per valutare gli effetti dei notevoli apporti di acqua dolce e di detrito vegetale sarebbero necessari ulteriori studi.
- Le comunità della zona B_{nord} sono influenzate, oltre che dagli apporti fluviali, anche dalle dinamiche degli organismi bentonici di fondo duro. Pertanto, se da una parte i resti del porto di Hatria aumentano l'efficacia di protezione da forme di pesca impattanti, dall'altra influenzano il substrato rendendolo meno adatto alla vita degli organismi fossori.
- I metodi utilizzati hanno permesso di evidenziare l'area più idonea ad effettuare future valutazioni dell'efficacia di protezione e dello stato della qualità del sandbank (C_{sud})
- L'analisi del macrobenthos e in particolare della specie target *Chamelea gallina*, costituiscono un valido indicatore dell'effetto riserva, dunque i dati raccolti rappresentano una base conoscitiva utile per poter condurre monitoraggi periodici.
- L'estrapolazione tramite dati di letteratura del potenziale ruolo funzionale della popolazione di *C. gallina* dell'AMP fornisce importanti elementi per le analisi di contabilità ambientale che dovranno essere prodotte. In questo senso sarà possibile avviare un

Allegato 3

bilancio dei servizi offerti da questa risorsa e confrontare il valore del ruolo ecologico svolto con il valore commerciale.

NORME E DOCUMENTI DI RIFERIMENTO

Agenzia Regionale per la Tutela dell'Ambiente dell'Abruzzo (ARTA) (2010) Monitoraggio dell'ambiente marino-costiero nella Regione Abruzzo - Analisi dei dati osservati nell'anno 2010

ANA. n. 2013/23/UE del 16-11-2012 "Decisione di esecuzione della Commissione, del 16 novembre 2012, che adotta un sesto elenco aggiornato dei siti di importanza comunitaria per la regione biogeografica continentale" GUCEE SL n. 24 26-01-2013 p. 58-343.

Auster PJ, Malatesta RJ, Langton RW, Watling L, Valentine PC, Donaldson CLS, Langton EW, Shepard AN, and Babb WG, 1996. The impact of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): implications for conservation of fish populations. *Reviews in Fisheries Science* 4: 185–202.

Bianchi C.N., Pronzato R., Cattaneo-Vietti R., Benedetti Cecchi L., Morri C., Pansini M., Chemello R., Milazzo M., Fraschetti S., Terlizzi A., Peirano A., Salvati E., Benzoni F., Calcinai B., Cerrano C., Bavestrello G. (2003) I fondi duri. In: Gambi M.C., Dappiano M. (eds), *Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino Mediterraneo*. *Biol. Mar. Medit.* 10: 199-232.

Bianchi C.N., Morri C. (2003) Indicatori biologici ed ecologici nell'ambiente marino. In: "Studi per la creazione di strumenti di gestione costiera. Golfo del Tigullio", a cura di O. Ferretti, edizione Enea S. Teresa Centro ricerche ambiente marino, La Spezia, settembre 2003.

Brambati A, Fontolan G, 1990. Sediment resuspension induced by clam fishing with hydraulic dredges in the gulf of Venice (Adriatic Sea). A preliminary experimental approach. *Bollettino di Oceanologia Teorica e Applicata* 8: 113–121.

Buone prassi per lo svolgimento in sicurezza delle attività subacquee di ISPRA e delle Agenzie Ambientali (2013).

Caddy JF, 1973. Underwater observations on tracks of dredges and trawls and some effects of dredging on a scallop ground. *Journal of the Fisheries Research of Canada* 30: 173–180.

Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (Direttiva del Consiglio relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche - Direttiva Habitat).

Casali C. (1984) Résumé des paramètres biologiques sur *Venus gallina* L. en Adriatique (Synopsis of biological data on *Venus gallina* L. in the Adriatic Sea). *FAO Fish. Rep.*, 290: 171-173.

Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenici P, García-Charton JA, Pérez-Rusafa Á, Badalamenti F, Bayle-Sempere J, Brito A, Bulleri F, Culioli JM, Dimech M, Falcón JM, Guala I, Milazzo M, Sánchez-Meca J, Somerfield PJ, Stobart B, Vandeperre F, Valle C, Planes S. (2008) Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters* 11: 481-489.

Allegato 3

Cordisco C.A., Trotta P., Romanelli M. (2005). Plasticità riproduttiva della vongola comune *Chamelea gallina* (Linneo, 1758) (Spawning plasticity of baby clam *Chamelea gallina*, Linnaeus 1758). *Biol. Mar. Mediterr.*, 12: 385-388.

Dame RF, ed. 1993. Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes, Vol. G 33. Berlin: 579 pp.

Dayton PK, Thrush SF, Agardy MT, Hofman RJ, 1995 Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 205–232.

DCA Co.Ges. AMP Torre Cerrano 038/2013 del 12 marzo 2013 - Progetti attuativi PEG/PdG 2013

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. (2010) Sensitivity of tanaid *Apeudes latreillei* (Milne-Edwards) populations to sewage pollution. *Mar. Environ. Res.* 69: 309-317.

Delgado M, Silva L, Juárez A. 2013. Aspects of reproduction of striped venus *Chamelea gallina* in the Gulf of Cádiz (SW Spain): implications for fishery management. *Fisheries Research.* 146:86–95.

D.M. 14 settembre 1999 del Ministro delle Politiche Agricole e Forestali - Disciplina della piccola pesca (G.U. n. 31, 8 febbraio 2000).

D.M. 3 settembre 2002 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. Linee guida per la gestione dei siti Natura 2000 (GU n. 224, 24-9-2002).

D.M. 21 ottobre 2009 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare – Istituzione dell'Area Marina Protetta denominata <<Torre del Cerrano>> (G.U. 7 aprile 2010, n. 80).

Eckman JE, Nowell AR, 1984. Boundary skin friction and sediment transport about an animal-tubemimic. *Sedimentology* 31: 851–862.

Eleftheriou A, 2000. Marine benthos dynamics: environmental and fisheries impacts. *ICES Journal of Marine Science* 57: 1299–1302.

Enel 2007. Dichiarazione ambientale Anno 2007 Impianti idroelettrici della UB Montorio - Nucleo Montorio (TE) Aste Vomano, Pescara, Sangro, Tavo e del Nucleo Ascoli (AP) - Asta Tronto.

Fanning KA, Carder KL, Betzer PR, 1982. Sediment resuspension by coastal waters: a potential mechanism for nutrient re-cycling on the ocean's margins. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 29: 953–965.

Frechette M, Butman CA, Geyer WR, 1989. The importance of boundary-layer flows in supplying phytoplankton to the benthic suspension feeder, *Mytilus edulis* L. *Limnology and Oceanography* 34: 19–36.

Frogia C. (1975) Osservazioni sull'accrescimento di *Chamelea gallina* (L.) ed *Ensis minor* (Chenu) nel medio Adriatico. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca* 2: 37-48.

Allegato 3

- Frogia C. (2000) Il contributo della ricerca scientifica alla gestione della pesca dei molluschi bivalvi con draghe idrauliche. *Biologia Marina Mediterranea*, 7:71–82.
- Gambi, M.C. & Dappiano, M. (Ed.) (2003), Manuale di metodologie di campionamento e studio del bentos marino mediterraneo con il contributo di APAT, SIBM, ICRAM in *Biologia marina mediterranea* Vol. 10 (suppl.).
- Guidetti P. (2002) The importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish in Mediterranean MPAs. *Aquat. Conserv. Mar. Fresh. Ecosyst*, 12: 619–634.
- Guidetti, Bussotti S., Boero F. (2005) Evaluating the effects of protection on fish predators and sea urchins in shallow artificial rocky habitats: a case study in the northern Adriatic Sea. *Marine Environmental Research* 59: 333–348.
- Guidetti P, 2006. Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications* 16: 963–976.
- Guidetti P, Sala E, 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 335: 43–56.
- Guidetti P, Milazzo M, Bussotti S, Molinari A, Murenu M, et al. (2008) Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? *Biological Conservation* 141: 699–709.
- Guidetti P, Claudet J, 2010. Co-management practices enhance fisheries in marine protected areas. *Conservation Biology* 24: 312–318.
- Graf G, Rosenberg R, 1997. Bioresuspension and biodeposition: a review. *Journal of Marine Systems* 11: 269–78.
- Godcharles MF, 1971. A study of the effects of a commercial hydraulic clam dredge on benthic communities in estuarine areas. Florida Department of Natural Resources. *Marine Research Laboratory Technical Series* 64: 1–51.
- Hall SJ, Basford DJ, Robertson MR, 1990. The impact of hydraulic dredging for razor clams *Ensis* sp. on an infaunal community. *Netherlands Journal of Sea Research* 27: 119–125.
- Harmelin-Vivien M., Le Direach L., Bayle-Sempere J., Charbonnel E., Garcia-Charton J.A., Ody D., Perez-Ruzafa A., Renones O., Sanchez-Jerez P., Valle C., 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of fish spillover? *Biol. Conserv.* 141, 1829–1839.
- Herman PMJ, Middelburg JJ, VandeKoppel J, Heip CHR, 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research* 29: 195–231.
- Hughes DJ, Atkinson RJA, Ansell AD, 2000. A field test of the effects of megafaunal burrows on benthic chamber measurements of sediment-water solute fluxes. *Marine Ecology Progress Series* 195: 189–199.

Allegato 3

Interpretation Manual of European Union Habitats – EUR28 (2013).

Irlandi EA, 1994. Large-and small-scale effects of habitat structure on rates of predation: how percent coverage of seagrass affects rates of predation and siphon nipping on an infaunal bivalve. *Oecologia* 98: 176–183.

Jennings S, Kaiser MJ, 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology* 34: 203–314.

Joaquim S., Matias D., Margarete Matias A., Moura P., Roque C., Chícharo L., Gaspar M.B. (2014) Biochemical and energy dynamics throughout the reproductive cycle of the striped venus *Chamelea gallina* (Mollusca, Bivalvia). *Invertebrate Reproduction & Development*, DOI: 10.1080/07924259.2014.921646.

Kaiser MJ, Collie JS, Hall SJ, Jennings S, Poiner IR, 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries* 3: 114–136.

Keller N., Del Piero D., Longinelli A. (2002) Isotopic composition, growth rates and biological behaviour of *Chamelea gallina* and *Callista chione* in the Gulf of Trieste. *Mar. Biol.* 140: 9-15.

Kellner J.B., Tetreault I., Gaines S.D., Nisbet R.M. (2007) Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. *Ecological Applications* 17: 1039-1054.

Krost P, 1990. The impact of otter-trawl fishery on nutrient release from the sediment and macrofauna of Kieler Bucht (Western Baltic). *Berichte aus dem Institut fuer Meereskunde and der christian-Albrechts-Universitaet Kiel* 200: 167.

Linee guida per la redazione dei piani di gestione dei siti Natura 2000 nella Regione Abruzzo – (http://www.regione.abruzzo.it/xAmbiente/docs/zpsSic/LG_PianiGestSICabruzzo.pdf)

Loo L-O, Rosenberg R, 1989. Bivalve suspension-feeding dynamics and benthic-pelagic coupling in an eutrophicated marine bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 130: 253–276.

L.R. n. 18 del 12/04/1983 e successive integrazioni (LL.RR. 70/95, 89/98, 11/99, 26/2000, 5/2001 Norme per la conservazione, tutela, trasformazione del territorio della Regione Abruzzo.

Marano G., Casavola N., Saracino C., Rizzi E. (198). Riproduzione e crescita di *Chamelea gallina* (L.) e *Venus verrucosa* (L.) (Bivalvia: Veneridae) nel Basso Adriatico. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr. Messina* 12: 97-110.

Meyer TL, Cooper RA, Pecci KJ, 1981. The performance and environmental effects of a hydraulic clam dredge. *Marine Fisheries Review* 43: 14–22.

Middleburg JJ, Soetaert K, Herman PMJ, 1997. Empirical relationships for use in global diagenetic models. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 44: 327–344.

Allegato 3

Morello EB, Froglija C, Atkinson RJA, Moore PG, 2005. Impacts of hydraulic dredging on a macrobenthic community of the Adriatic Sea, Italy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2076–2087.

Morello EB, Froglija C, Atkinson RJA, Moore PG, 2006. Medium-term impacts of hydraulic clam dredgers on a macrobenthic community of the Adriatic Sea (Italy). *Marine Biology* 149: 401–413.

Moschino V., Marin M.G. (2006). Seasonal changes in physiological responses and evaluation of “well-being” in the Venus clam *Chamelea gallina* from the Northern Adriatic Sea. *Comp. Bioch. Physiol.*, 145A: 433-440.

Pascoe P.L., Parry H. E., Hawkins A. J. S. (2009) Observations on the measurement and interpretation of clearance rate variations in suspension-feeding bivalve shellfish. *Aquatic Biology* 6: 181–190.

Pelc R.A., Warner R.R., Gaines S.D., Paris C.B., 2010. Detecting larval export from marine reserves. *PNAS* 107: 18266–18271.

Piano di Tutela delle Acque (D.Lgs. 3 Aprile 2006, n. 152 e s.m.i.) Relazione generale e Schede Monografiche – Regione Abruzzo – Servizio Acque e Demanio Idrico.

Pilskaln CH, Churchill JH, Mayer LM, 1998. Resuspension of sediments by bottom trawling in the Gulf of Maine and potential geochemical consequences. *Conservation Biology* 12: 1223–1224.

Prioli G. (2012) Qualità e Sostenibilità - Caratterizzazione stagionale di *Chamelea gallina* e gestione sostenibile dei banchi Protocollo relativo alle Aree Specialmente Protette e la Biodiversità in Mediterraneo (ASPIM) pp. 79.

Pranovi F, Giovanardi O, 1994. The impact of hydraulic dredging for short-necked clams. *Tapes* spp., on an infaunal community in the lagoon of Venice. *Scientia Marina* 58: 345–353.

Pranovi F, Raicevich S, Franceschini G, Farrace MG, Giovanardi O, 2000. Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES Journal of Marine Science* 57: 517-524.

Relation between the Directive 92/43/EEC Annex I habitats and the CORINE habitat list 1991 (EUR 12587/3). Version 1 - Draft, November 1992. CEC-DG XI, Task Force Agency (EEA-TF).

Ramón M., Richardson C.A. (1992) Age determination and shell growth of *Chamelea gallina* (Bivalvia: Veneridae) in the western Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog., Ser.* 89: 15-23.

Regione Abruzzo 2006. Piano di Tutela delle Acque D.Lgs. 3 Aprile 2006, n. 152 e s.m.i. - RELAZIONE GENERALE – Sezione V Schede Monografiche Bacino Del Fiume Vomano

Rete Ondametrica Nazionale - <http://ancona.telemisura.it/>

Allegato 3

Rizzo G., Cernigai F., Marceta T., M. Bressan, M.G. Marin (2011) Aspetti fisiologici e riproduttivi in *Chamelea gallina* come contributo alla gestione della risorsa nel nord Adriatico. Biol. Mar. Medit. 18: 324-325.

Romanelli M., Cordisco C.A., Giovanardi O. (2009) The long-term decline of the *Chamelea gallina* L. (Bivalvia: Veneridae) clam fishery in the Adriatic Sea: is a synthesis possible? ACTA Adriat. 50: 171–205.

Ruiz GM, Hines AH, Posey MH, 1993. Shallow water as a refuge habitat for fish and crustaceans in non-vegetated estuaries: an example from Chesapeake Bay. Marine Ecology Progress Series 99: 1–16.

Sala E, Boudouresque CF, and Harmelin-Vivien M, 1998. Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. Oikos 82: 425–439.

Scopa M., Nerone E., Recchi S., Barile N.B. (2014) Trends in the *Chamelea Gallina* Production from Molise Region (Adriatic Sea, Italy): A Ten-Year Survey. Global Journal of Science Frontier Research: D Agriculture and Veterinary. Vol 14 Issue 6 Version 1.0.

Specie marine e salmastre protette in Italia - <http://www.sibm.it/utilities.htm>

Shimeta JS, Jumars PA, 1991. Physical mechanisms and rates of particle capture by suspension feeders. Oceanography and Marine Biology: Annual Review 29: 191–257.

Skilleter GA, 1994. Refuges from predation and the persistence of estuarine clam populations. Marine Ecology Progress Series 109: 29–42.

Thrush SF, Whitlatch RB, 2001. Recovery dynamics in benthic communities: balancing detail with simplification. In Ecological Comparisons of Sedimentary Shores, ed. K Reise, pp. 297-316. Berlin: Springer-Verlag. 384 pp.

Tuck ID, Bailey N, Harding M, Sangster G, Howell T, Graham N, Breen M, 2000. The impact of water-jet dredging for razor clams, *Ensis* spp., in a shallow sandy subtidal environment. Journal of Sea Research 43: 65–81.

UNEP, 2002. Action Plan for the Mediterranean Regional Activity Centre for Specially Protected Areas Handbook for interpreting types of marine habitat for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest Coordinator: Gérard PERGENT Authors: Denise BELLAN-SANTINI, Gérard BELLAN, Ghazi BITAR, Jean-Georges HARMELIN, Gérard PERGENT.

Weinberg JR, Whitlatch RB, 1983. Enhanced growth of a filter-feeding bivalve by a deposit-feeding polychaete by means of nutrient regeneration. Journal of Marine Research 41: 557–569.

White C, Kendall BE, Gaines S, Siegel DA, Costello C (2008) Marine reserve effects on fishery profit. Ecology Letters 11: 370–379.

Allegato 3

Wildish D, Kristmanson D (1997) Benthic Suspension Feeders and Flow. Cambridge: Cambridge University Press. 422 pp.

Woodin SA (1978) Refuges, disturbance and community structure: a marine soft-bottom example. Ecology 59: 274–284.

WWF Well managed Marine protected Areas support fisheries
http://wwf.panda.org/_core/general.cfc?method=getOriginalImage&uImgID=%26%2AR%5C%27%20%5EC%3F%0A