

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



**Progetto per lo studio dell'effetto riserva
sugli ambienti di fondo molle dell'Area
Marina Protetta "Torre del Cerrano"**

**Relazione Tecnica intermedia
Febbraio 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 relativi 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.

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, 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 sproporzionato 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 diretto del fondo marino, determinato per esempio da attività di pesca, 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%. Per di più, 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 deposivori, 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).

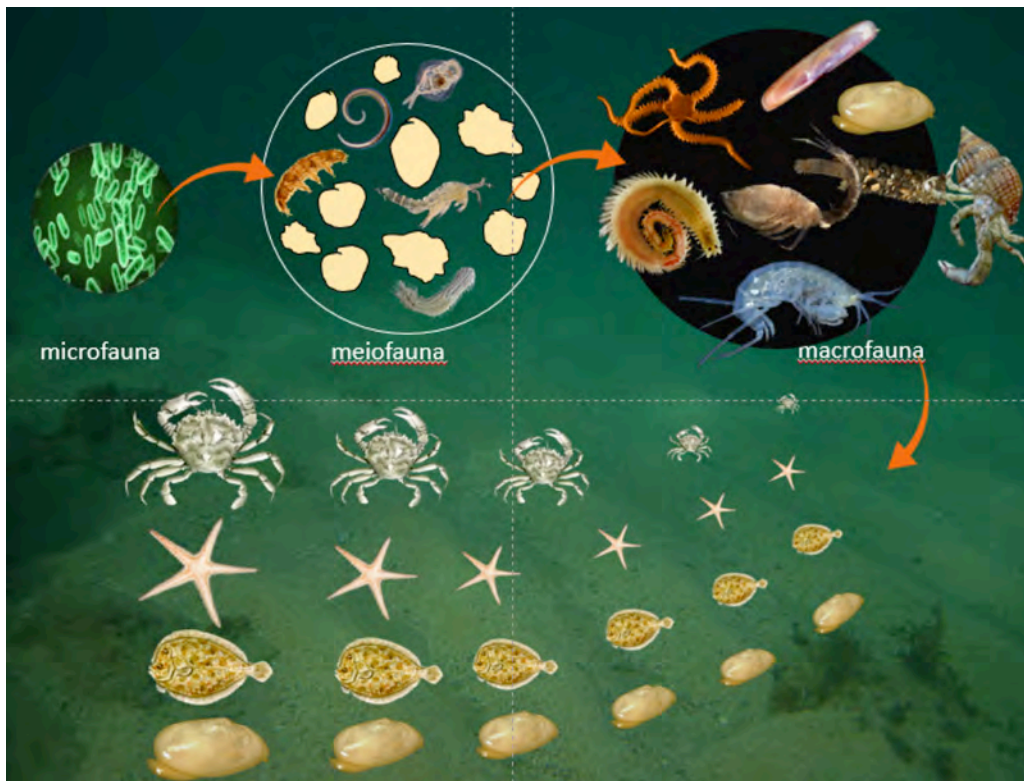


Figura 1. Rappresentazione schematica delle principali componenti del benthos di fondo mobile.

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, risospesando 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

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. Il bivalve filtra notevoli volumi d'acqua: il tasso di clearance medio per ind. è di 0.42 L/h, e, tenendo conto che la densità media (n° individui/m²) è di circa 70 vongole per m², il potere filtrante del bivalve è di circa 30 L per m²/h (Moschino & Marin 2006; Romanelli et al. 2009). 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 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 la migliore specie indicatrice del possibile impatto della pesca tramite turbosoffianti in quanto 1) 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

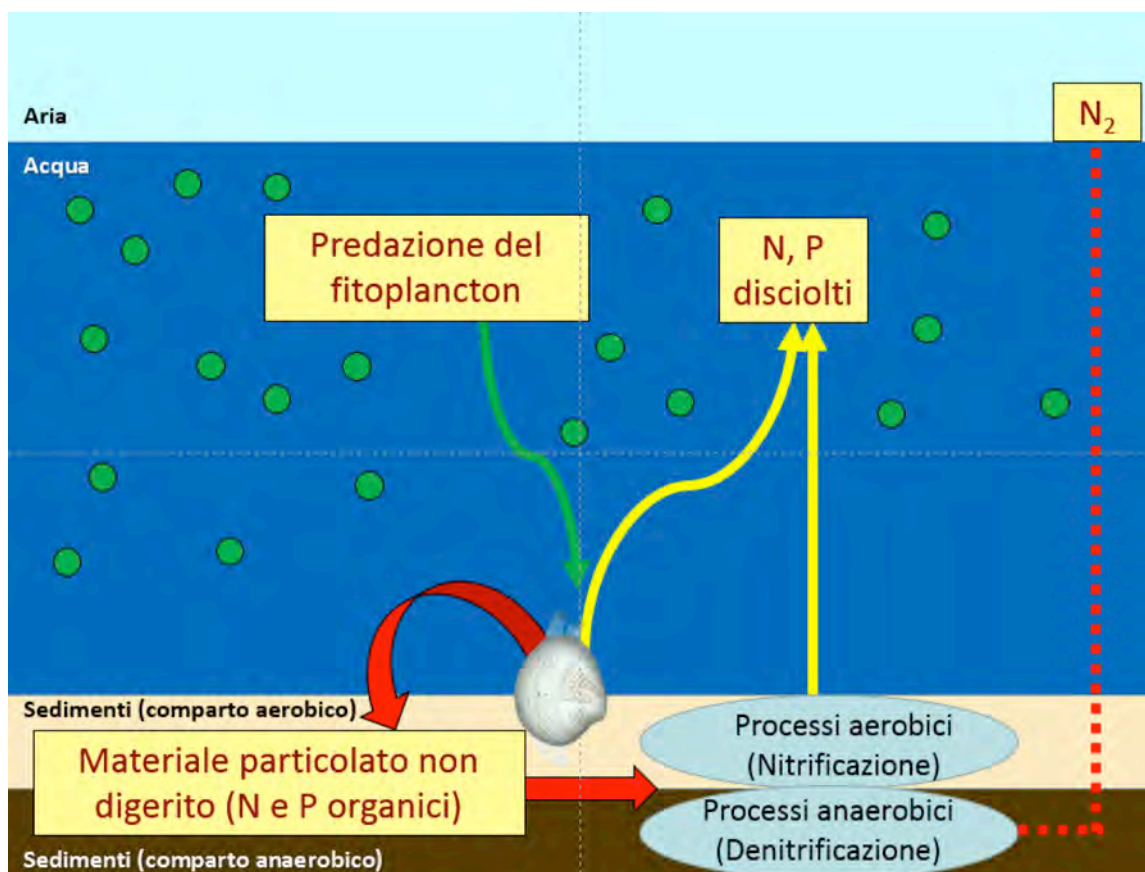


Figura 2. Ruolo dei bivalvi di fondo mobile nei processi biogeochimici e nel controllo dei fenomeni eutrofici (modificato da Newell 2004, Officer et al. 1982)

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. In quest'ottica, una valutazione dell'efficacia di un'AMP nella protezione e recupero di fondi mobili, utilizzando come specie target un bivalve fossorio di grande interesse commerciale come *Chamelea gallina*, 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.

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 (Tab. 1).

Tabella 1. Il personale del DiSVA coinvolto nell'indagine

Nome e Cognome	Afferenza	Ruolo
Prof. Carlo Cerrano	DiSVA	Coordinamento Scientifico per l'attività di campo, di laboratorio e stesura della relazione
Dr. Cristina Di Camillo	DiSVA	Indagini biocenosi, analisi campioni e dati, stesura relazione
Dr. Daniela Pica	DiSVA	Indagini biocenosi, analisi campioni e dati, stesura relazione
Dr. Fabrizio Torsani	DiSVA	Indagini biocenosi, analisi campioni e dati, stesura relazione

3. CALENDARIO DELLE ATTIVITÀ

Il presente studio si basa sul campionamento di sedimenti ed organismi macrobentonici tramite sorbona, su attività di *visual census* e ricerca bibliografica. 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 in coppia e 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, foto e video camera subacquea, quadrato in PVC 50 cm x 50 cm, scooter subacqueo.

Sono state rilevate 4 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.

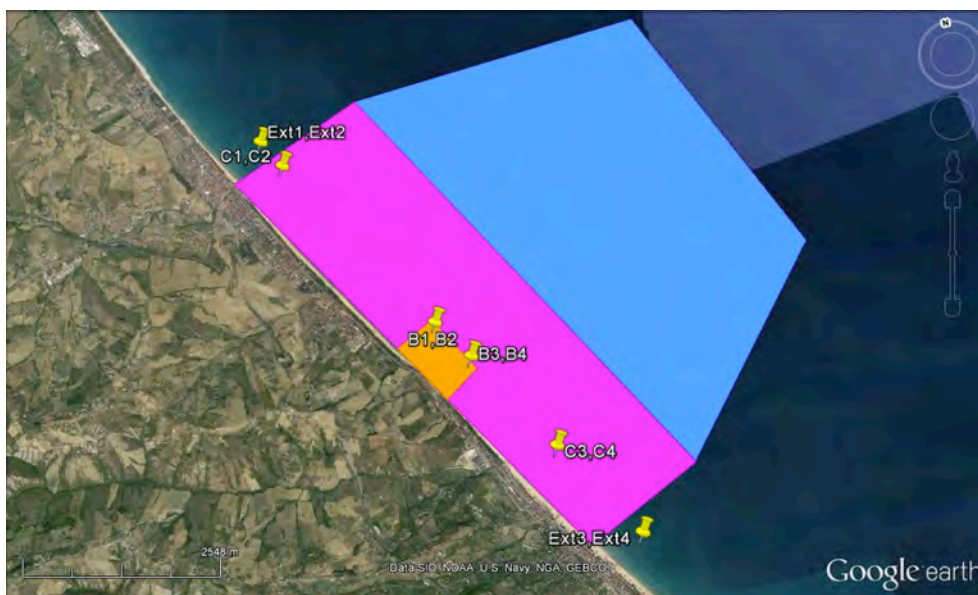


Figura 3. Siti di campionamento. In arancione: Zona B, fucsia: Zona C, azzurro: Zona D. Ext1-4: punti esterni all'area protetta; C1-4: campionamenti in Zona C; B1-4: campionamenti in Zona B.

Studio del macrobenthos

Campionamenti distruttivi

I sedimenti sono stati raccolti il 24 giugno 2014 in 6 stazioni lungo un transetto parallelo alla costa e corrispondente alla batimetrica 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 delimitata 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.

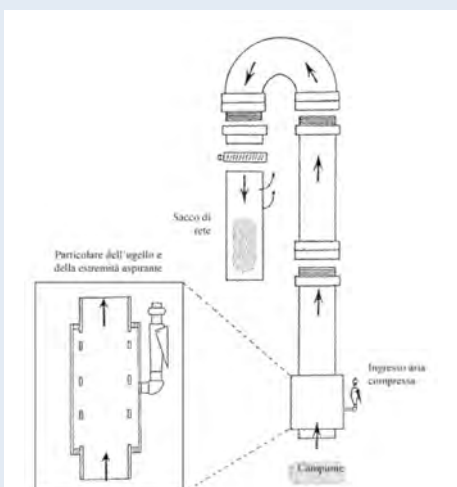


Figura 4. Schema di funzionamento di una sorbona ad aria (Benson 1989, Bianchi et al. 2003)

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 $\ll 0.5 \text{ mm}$ 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 sito considerato (Tab. 2) è stata determinata la composizione percentuale degli organismi raccolti.

Tabella 2. 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 non distruttivi previsti

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.

La lentezza e le parziali informazioni raccolte tramite i tradizionali transetti (line intercept transect, point intercept transect, belt transect...) sono limiti facilmente superabili tramite i rilievi video. Nel caso specifico delle acque costiere dell'Adriatico occidentale, la scarsa visibilità può spesso rappresentare un ostacolo all'esecuzione delle riprese che può essere superato solo sostituendo le osservazioni visive con campionamenti distruttivi da natante.

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).

Tramite scooter subacqueo guidato a bassa velocità e attrezzato con videocamera Gopro3, gli OSS condurranno prossimamente 2 transetti di 100 m di lunghezza, perpendicolari alla costa. Durante i rilievi, la direzione sarà 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 a posteriori.

I rilievi fotografici saranno effettuati ogni 5 metri lungo i transetti video, fotografando due aree di 50 cm x 50 cm tramite fotocamera digitale subacquea e prendendo nota della profondità indicata dal computer subacqueo. Ulteriori foto saranno scattate *ad hoc* in corrispondenza di specie caratteristiche o cambiamenti del fondale.

Lo studio su *Chamelea gallina*

I bivalvi prelevati sono stati dapprima osservati allo stereomicroscopio per distinguere la specie *Chamelea gallina* da altri molluschi presenti nei campioni. L'abbondanza delle vongole raccolte è stata determinata calcolando il numero di bivalvi per m³ di sedimento raccolto sia per i campioni prelevati nelle zone non protette (EXT 1,2 e EXT 3,4), sia per quelli raccolti nelle aree soggette a protezione (B 1-4, C 1-4). Le analisi sono state eseguite distinguendo i bivalvi di taglia inferiore e superiore a 10 mm. Inoltre, per ciascun sito, è stata stimata la percentuale di bivalvi di taglia commerciale (lunghezza ≥25 mm). L'efficacia di filtrazione dei bivalvi raccolti è stata valutata mediante la determinazione del *clearance rate*. Si definisce come *clearance rate* (CR) il tasso al quale i bivalvi sospensivori rimuovono le particelle dalla colonna d'acqua (Pascoe et al. 2009). Tramite una bilancia analitica, è stato determinato il peso umido complessivo dei bivalvi di ciascun campione, distinguendo le classi di taglia >10 mm e <10 mm. I bivalvi più grandi sono stati aperti per far sgocciolare eventuali quantità di acqua presenti tra le valve. Considerando che la resa in

tessuti media (rapporto percentuale del contenuto in carne cruda sul peso complessivo dei molluschi bivalvi) di *Chamelea gallina* è circa il 16% (Prioli 2012), e assumendo che tale rapporto sia lo stesso per ogni classe di taglia, è stato calcolato il peso umido dei tessuti di ogni campione. Successivamente i bivalvi sono stati collocati in stufa a 80°C per 24 h e, una volta disidratati, è stato determinato il loro peso secco. È stato possibile determinare il peso secco dei molluschi privi di conchiglia solo per gli esemplari di taglia maggiore; dai dati ottenuti, è emerso che il peso secco delle carni è circa il 7% di quello umido. Questo valore è stato applicato anche per calcolare il peso secco dei bivalvi più piccoli (< 10 mm). Infine, è stato stimato il *clearance rate* tenendo presente che a 24°C il CR di *Chamelea gallina* è di 1.552 L h⁻¹ per grammo di tessuto secco (Moschino & Marin 2006).

Ricerca bibliografica

Sulla base delle indagini di campo, è stato possibile individuare specie indicatrici dello stato ambientale, pertanto è stata svolta un'intensa ricerca bibliografica su tali specie target allo scopo di conoscere in dettaglio l'ecologia e la biologia riproduttiva di questi organismi.

RISULTATI

Studio del macrobenthos

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 5 e 6. 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).

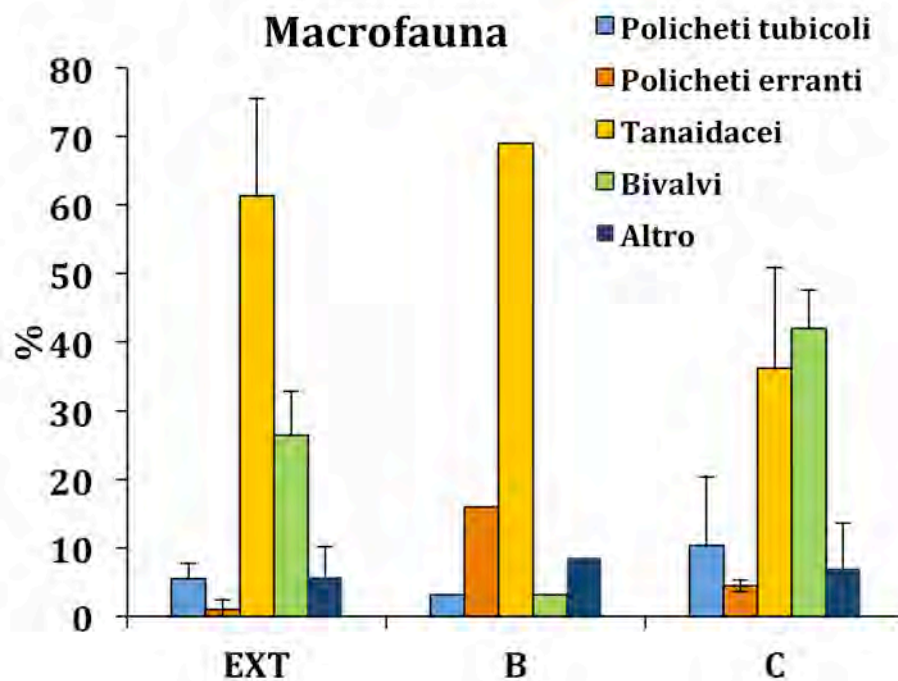


Figura 5. Valori medi di abbondanza (%) dei principali taxa di organismi macrobentonici rinvenuti nelle 3 aree di campionamento

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.*

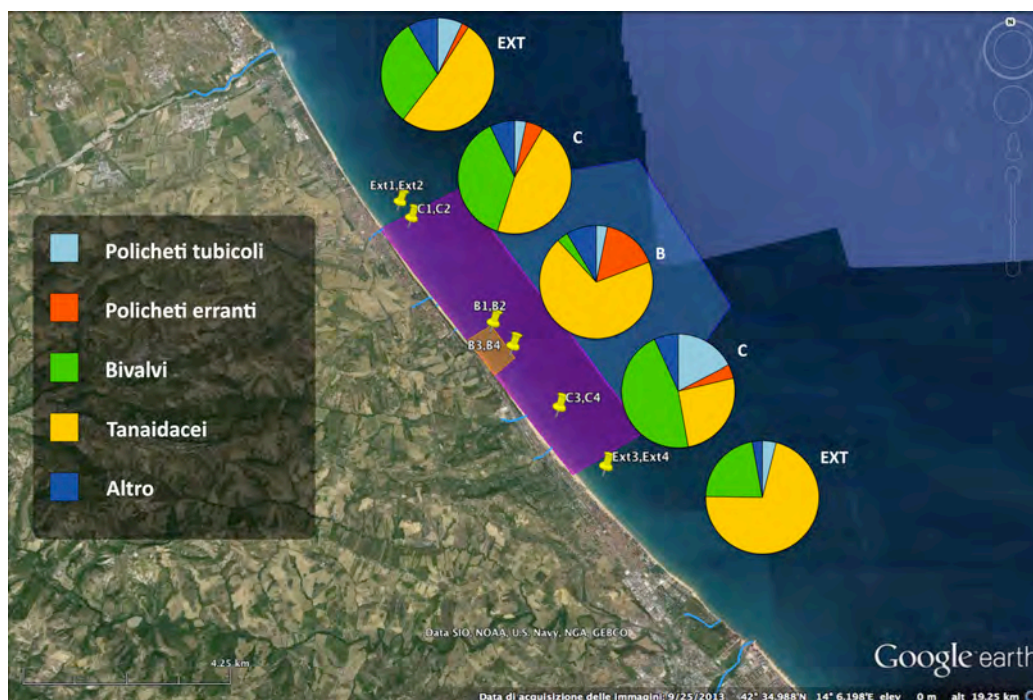


Figura 6. Abbondanza (%) dei principali taxa di organismi macrobentonici rinvenuti in ciascuno dei siti di campionamento

Chamelea gallina.

In tutte e tre le aree di indagine è stato rinvenuto il bivalve *Chamelea gallina*. Come si può osservare dal grafico in Figura 7 A, i popolamenti di vongola sono dominati da giovanili che non superano i 10 mm di lunghezza. Nella zona "EXT", la densità delle vongole è oltre 22000 individui $m^3 \pm 8700$ DS, mentre in zona B e C i rispettivi valori di abbondanza sono 10500 individui $m^3 \pm 6800$ DS e 32000 individui $m^3 \pm 7500$ DS. L'abbondanza delle vongole di dimensioni >10 mm è invece di circa 600 individui m^3 in zona B e in "EXT" e oltre 500 individui $m^3 \pm 450$ DS in zona C. La percentuale di vongole di taglia commerciale (≥ 25 mm) è maggiore in zona B (Figura 7 B). Dall'istogramma in Figura 7 C si può notare come il CR delle vongole >10 mm sia circa 50-74 volte più elevato delle vongole di classe di taglia inferiore. I valori di CR più elevati si osservano in zona B.

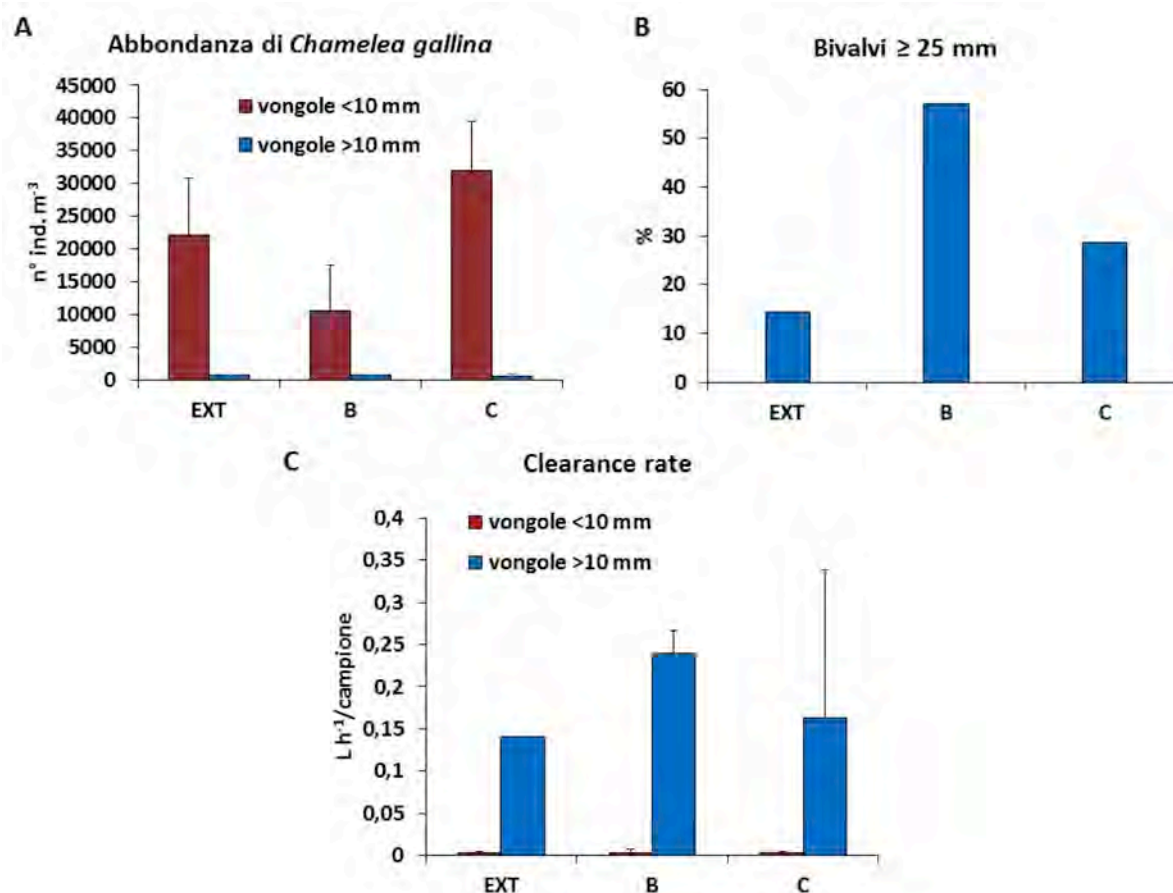


Figura 7. A. Confronto tra i valori medi di abbondanza di *Chamelea gallina* all'interno dell'AMP (zone B e C) e esternamente all'area protetta (EXT). B. Abbondanze percentuali di bivalvi di taglia commerciali nei tre siti di indagine. C. Confronto tra i valori medi di clearance rate dei bivalvi di taglia superiore ed inferiore a 10 mm presenti nei campioni raccolti.

Biologia riproduttiva di *Chamelea gallina*

Numerosi studi sul ciclo vitale di *Chamelea gallina* 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). Secondo l'area di studio considerata, il periodo di spawning può essere più o meno ampio (da giugno a settembre, Rizzo 2011, Tab. 3; 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). Delgado et al. 2013 hanno evidenziato che il volume delle gonadi è strettamente dipendente dalla lunghezza delle valve, pertanto vongole di dimensioni maggiori producono e rilasciano un maggior numero di gameti.

Tabella 3. 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

CONCLUSIONI

Il presente studio si basa sull'analisi delle comunità macrobentoniche di fondo mobile ed in particolare, di *Chamelea gallina*. La vongola è una specie di importanza commerciale e, studi scientifici condotti sui popolamenti presenti in una *no-take zone* permanente, come l'AMP Torre del Cerrano, permetterebbero di conoscere informazioni inequivocabili sulla dinamica di popolazione di vongole che potrebbero essere impiegate per gestire la pesca degli stock lungo l'intero bacino adriatico. Inoltre, essendo il bivalve una specie indicatrice, conoscere la struttura di popolazione di *Chamelea gallina* consentirebbe di valutare indirettamente anche lo stato di qualità dell'habitat in cui vive. I risultati di studi realizzati in zone non protette –o in aree precluse alla pesca solo durante il periodo necessario alla conduzione dello studio- possono essere inficiati dall'effetto dell'attività di pesca, e i dati sulle variazioni stagionali di abbondanza e classi di taglia risultano difficili da interpretare e da utilizzare ai fini di una appropriata gestione.

In questo studio, l'analisi delle comunità macrobentoniche ha evidenziato che i taxa "Tanaidacei, Policheti tubicoli, Policheti erranti e Bivalvi" sono le componenti dominanti della fauna di fondo mobile in tutte le stazioni considerate. Per quanto riguarda le vongole, gli esemplari giovanili (taglia <10 mm) sono più abbondanti nella zona C, mentre la densità dei bivalvi di taglia maggiore (>10 e 25 mm) è minima nella zona esterna all'AMP (EXT) e massima in zona B.

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 un singolo bivalve, espressa come *clearance rate*, incrementa all'aumentare delle dimensioni 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: i bivalvi rappresentativi della zona B hanno un *clearance rate* più elevato delle vongole presenti nelle zone C e EXT 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. Il volume delle gonadi e la quantità di oociti rilasciati sono direttamente correlati alla lunghezza delle valve, come pure la percentuale di individui fertili all'interno di una popolazione (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. Alla luce di queste considerazioni, i popolamenti di vongole nelle zone C e EXT, costituiti principalmente da bivalvi <10 mm, comprendono un minor numero di individui fertili che producono un numero di gameti inferiore rispetto ai bivalvi della zona B, di taglia >10 mm. 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. Dai risultati ottenuti si può ipotizzare che le misure di protezione adottate per l'AMP Torre del Cerrano (DM 218 del 28 luglio 2009), ed in particolare il divieto di pesca con turbosoffianti, consentano ai bivalvi di raggiungere taglie maggiori. Si nota una forte discrepanza nella composizione dei campioni rappresentativi delle zone B e C. Qui di seguito sono elencati altri possibili fattori che potrebbero condizionare la composizione della fauna macrobentonica e le ragioni che suggeriscono perchè le dinamiche di popolazione della vongola dovrebbero essere oggetto di future analisi.

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.

Nonostante il divieto di pesca tramite turbosoffianti vigente nelle 3 zone protette dell'AMP Torre occasionali episodi di attività di pesca illegale possono verificarsi e solo il posizionamento di telecamere di controllo potrebbe quantificare un loro eventuale impatto.

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.

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 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).

Tra gli organismi più frequentemente riscontrati nei campionamenti troviamo i crostacei tanaidacei. I tanaidacei comprendono specie di fondi mobili sensibili agli inquinanti (de-la-Ossa-Carretero et al. 2010). I valori di densità del tanaidaceo *Apseudopsis* cf. *latreillii* (Milne Edwards, 1828), particolarmente elevati in zona B, suggeriscono che in quest'area potrebbe esserci una minore concentrazione di inquinanti rispetto agli altri siti di indagine.

Come già affermato, elevate concentrazioni di organismi sospensivori potrebbero contrastare, entro certi limiti, eventuali apporti eccessivi di nutrienti attraverso l'assorbimento di alcune sostanze e favorire, tramite processi di riciclo, il miglioramento della qualità delle acque marine. Le spiagge e i sandbank in condizioni naturali possono essere considerati come filtri naturali dell'acqua di mare la cui efficacia dipende dalla capacità di filtrazione degli organismi di fondo

mobile. Garantire l'integrità dell'habitat 1110 significa permettere lo sviluppo di comunità strutturate e ottimizzare il loro ruolo ecologico.

Considerazioni

A seguito delle osservazioni e delle **analisi preliminari** svolte, si rileva che:

- Le caratteristiche dei popolamenti sono diverse tra zona B e zone limitrofe. In particolare la specie target *Chamelea gallina* presenta taglie medie maggiori in zona B rispetto alla zona C e all'area esterna all'AMP, dove si riscontrano taglie e densità simili.
- Le motivazioni per cui i popolamenti di vongole in zona B siano composti da vongole di dimensioni maggiori richiedono un maggiore approfondimento.
- La determinazione dell'ubicazione esatta dei resti del porto di Hatria potrebbe essere di grande utilità sia per valutarne l'effetto di protezione da forme di pesca impattanti, sia per poter pianificare uno studio approfondito delle comunità bentoniche presenti sui manufatti.
- Sarebbe necessario approfondire le informazioni sulla densità e sul ciclo vitale della vongola della *no-take zone* dell'AMP, come pure sull'andamento dei parametri chimico-fisici dell'area. I risultati ottenuti potrebbero essere impiegati sia per adeguare le misure di protezione vigenti nell'AMP sia per attuare una gestione sostenibile della pesca nelle aree non protette, pianificando i periodi di raccolta/fermo pesca sulla base del periodo di spawning della vongola.
- La valutazione dell'integrità dei sandbank, e quindi la stima della qualità ambientale del SIC IT7120215, potrebbero essere espresse integrando le indagini sulla composizione dei macroorganismi infaunali con l'osservazione *in situ* di organismi target. Attraverso attività di *visual census* in immersione, è possibile l'identificazione ed il conteggio di alcune specie di invertebrati bentonici che, per le loro caratteristiche, sono considerati indicatori di un ambiente indisturbato o impattato. La tecnica del *visual census* sarà 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 o tane indicano un *buono stato di conservazione*. L'architettura e il mantenimento di queste strutture richiedono tempo, per cui quantificare tane o tubi fornisce una misura dell'integrità del substrato. Ad esempio, il polichete tubicolo *Lanice conchilega* (Pallas, 1766) forma un 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 una sorta di frangia costituita da sedimenti aggregati. La presenza di 2-3 buchi sul substrato indica la presenza di tane di crostacei Callianassidi, i quali costruiscono gallerie a Y o a U spesso collegate tra loro (Candisani et al. 2001). Al contrario, densità elevate di predatori vagili e scavenger sono state osservate in aree sottoposte a intensa attività di pesca (Gilkinson et al. 2005), pertanto quantità consistenti di gasteropodi Naticidi, asteroidei, o del gasteropode *Cyclope neritea* possono indicare uno scarso stato di conservazione.

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.

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.

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.

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

Frogliola 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 benthos 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.

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.

Morello EB, Froggia 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, Froggia 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.

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

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.

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

